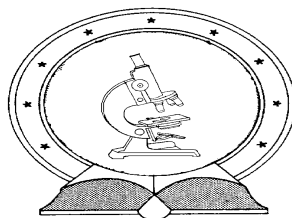


DE TTK



1949

**A TÁJSZERKEZET GEOINFORMATIKAI
MÓDSZEREINEK ELEMZÉSE ALFÖLDI
MINTATERÜLETEKEN**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

a szerző neve: Túri Zoltán Krisztián
a témavezető neve: Prof. Dr. Csorba Péter

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi Doktori Tanács
Földtudományok Doktori Iskola
Debrecen, 2015

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Földtudományok Doktori Iskola Tájvédelem és éghajlat programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2015. április 16.

*Túri Zoltán
a jelölt aláírása*

Tanúsítom, hogy Túri Zoltán Krisztián doktorjelölt 2005–2008. között a fent megnevezett Doktori Iskola Tájvédelem és éghajlat programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2015. április 16.

*Prof. Dr. Csorba Péter
a témavezető aláírása*

A TÁJSZERKEZET GEOINFORMATIKAI MÓDSZEREINEK ELEMZÉSE ALFÖLDI MINTATERÜLETEKEN

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a földtudományok tudományágban

Írta: Túri Zoltán Krisztián okleveles geográfus

Készült a Debreceni Egyetem Földtudományok Doktori Iskolája
(Tájvédelem és éghajlat programja) keretében

Témavezető: Prof. Dr. Csorba Péter, DSc

A doktori szigorlati bizottság:

elnök:	Prof. Dr. Szabó József	
tagok:	Prof. Dr. Mezősi Gábor ...	
	Dr. Szabó György	

A doktori szigorlat időpontja: 2012. május 24.

Az értekezés bírálói:

Dr.	
Dr.	
Dr.	

A bírálóbizottság:

elnök:	Dr.	
tagok:	Dr.	
	Dr.	
	Dr.	
	Dr.	

Az értekezés védésének időpontja: 2015.

Tartalomjegyzék

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS.....	1
2. AZ IRODALMI ELŐZMÉNYEK BEMUTATÁSA ÉS KRITIKAI ÉRTÉKELÉSE.....	4
2.1. Az objektum alapú képfeldolgozás elméleti háttere, összevetése a hagyományos pixel alapú képelemző technikákkal	4
2.2. A hierarchia szerepe az objektum alapú képfeldolgozásban és a tájökológiában.....	7
2.3. Az objektum alapú képfeldolgozás alkalmazási lehetőségei a tájanalízisben....	9
2.3.1. Megművelt tájtípus.....	12
2.3.2. Kezelt és természeti tájtípus	16
2.3.3. Urbán és szuburbán tájtípus	19
2.4. Objektum alapú képelemzés a környezet- és a tájvédelemben	20
2.5. A tájmintázat kvantitatív értékelési módszere: a tájmetria	21
2.5.1. Elméleti háttér, a felt-folyosó-mátrix modell.....	21
2.5.2. Tájmetria.....	22
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	26
3.1. A mintaterület lehatárolásának problematikája.....	26
3.2. A kistáj általános természetföldrajzi jellemzése	28
3.3. A mintaterület-részletek kiválasztásának szempontjai	35
3.4. A mintaterület-részletek természetföldrajzi adottságainak, tájalkotó tényezőinek jellemzése	39
3.4.1. A mentesített ártereken kijelölt tájablakok	39
3.4.2. A löszös területeken kijelölt tájablakok.....	40
3.4.3. Tisza-kürt-Bogaras homokvidék és a „G” jelű tájablak.....	40
3.5. Műszeres terepi mérések.....	41
3.6. A távérzékelt adatok (légifényképek) előfeldolgozása	42
3.7. A távérzékelt adatok vektoros átalakítása és pontosságvizsgálata.....	46
3.8. Objektum alapú képelemzés, többfázisú képszegmentálás.....	46
3.9. Tájmetriai mérőszámok	48
3.10. Matematikai-statisztikai módszerek.....	49
4. EREDMÉNYEK	49

4.1. A terepi vizsgálatok eredményei.....	49
4.1.1. A terepi adatrögzítést terhelő hibalehetőségek feltárása.....	49
4.1.2. Tájfoltmintázatok	53
4.2. A képbjektumok értelmezési lehetőségei a tájökológiai analízisben	57
4.3. A terület- és kerülettípusú mutatók felbontás érzékenysége	62
4.4. A tájszerkezeti vizsgálatok eredményei	70
4.4.1. A foltterképekből származtatott metrikák és a statisztikai adatok összehasonlításának korlátai	70
4.4.1.1. Tér- és időbeli változások.....	70
4.4.1.2. A statisztikai adatgyűjtésben és az adatfeldolgozásban bekövetkezett módszertani, technikai változások	71
4.4.1.3. Minimális területnagyság, foltméret	73
4.4.2. A felszínborítás változása a Tiszaürt-Bogaras homokvidéken	74
4.4.2.1. Mezőgazdasági területek	78
4.4.2.2. Természetközeli területek és lomhullató erdők	82
4.4.2.3. Mesterséges felszínek	86
4.4.2.4. Vizenyős-mocsaras területek és vízfelületek	92
4.5. A légi távérzékelte adatok vizuális interpretációja során fellépő bizonytalansági tényezők feltárása és azok hatása a tájökológiai foltterképek tartalmára.....	95
4.6. A fragmentáció időbeli változása.....	98
5. KÖVETKEZTETÉSEK.....	103
5.1. A műszeres terepi mérések tanulságai	103
5.2. Az objektum alapú képfeldolgozás és a tájökológia kapcsolata	104
5.3. A felbontás szerepe a tájmetriai vizsgálatokban	104
5.4. A tájszerkezeti változások elemzése	105
ÖSSZEFOGLALÁS.....	107
SUMMARY	113
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	119
IRODALOMJEGYZÉK	121
MELLÉKLETEK	146

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS

A tájökölógiai kutatások egyik fő kérdése a tájszerkezet változásának vizsgálata, amely az ökológiai célú területi tervezéshez, a gyakorlati táj- és természetvédelemhez, a tájértékeléshez és a restaurációs ökológiai tevékenységekhez egyaránt fontos információkat szolgáltat. A tájökológia viszonylag fiatal tudomány, a kifejezést először Carl Troll használta 1939-ben írt talaj- és növényföldrajzi témájú munkájában. Néhány évtized alatt kiformalódott a diszciplína elméleti és fogalmi háttere, kialakult saját módszertana (Csorba 1997, Mezősi és Rakonczai 1997). A kvantitatív tájökölógiai kutatási irányzatok között megjelent a tájmetria, amely a tájak térbeli mintázatának geometriáját jellemzi (Lóczy 2002, Mezősi és Fejes 2004). Az 1980-as évek második felétől növekvő számban dolgozták ki a tájmetriai indexeket, amelyek széles körű alkalmazását a geoinformatikai szoftverek elterjedése nagymértékben elősegítette. A táji metrikák napjainkban is komoly szerepet játszanak a tájszerkezet térbeli heterogenitásának értékelésében (Szabó 2005, Csorba 2007, Szabó 2009), de az elmúlt mintegy harminc évben létrehozott több száz tájmetriai index nagy része erősen korrelál egymással. Emiatt az egyes mérőszámok tájanalízisben történő alkalmazhatóságának vizsgálata kulcskérdésnek számít (Riitters et al. 1995, Haines-Young és Chopping 1996, Szabó et al. 2014). Nem léteznek szabványok arra vonatkozóan, hogy a mutatók meghatározásának alapját képező foltterképeket vektoros vagy raszteres adatrendszerben, milyen lépték, illetve tematikus és geometriai felbontás mellett állítsuk elő. Ezek a bizonytalansági tényezők minden tájszerkezeti elemzésben megjelennek, függetlenül attól, hogy a tájak hierarchiaszintjei (topikus, chorikus, regionális és globális dimenziók) közül melyiken vagy melyeken dolgozunk. A dolgozat tárgyát emiatt részben a **mikroléptékben és nagy felbontásban, kistáj alatti chorikus szinteken végzett tájmetriai elemzések módszertani problémáinak feltárása és értékelése** képezi.

A távérzékelés folyamatos fejlődése a tájmetriai elemzésekhez felhasznált adatok (légifényképek, űrfelvételek) geometriai, spektrális, radiometriai és időbeli felbontásának látványos javulását eredményezi, amely az adatmennyiség növekedésével és a képelemek méretének csökkenésével jár együtt. Ma már bárki számára elérhetők, megvásárolhatók a nagy és szuper nagy térbeli felbontású műholdképek, digitális légifényképek, hiperspektrális felvételek, a mikrohullámú (Synthetic Aperture Radar, SAR) vagy a lézer alapú távérzékeléssel (Light Detection and Ranging, LiDAR) előállított adatok, amelyek a növényzet mozaikos térbeli elrendeződésének elemzéséhez is felhasználhatók. Ez a fejlődési irány kényszerítette ki az elmúlt másfél évtizedben az **objektum alapú képfeldolgozó eljárások** megjelenését és egyre szélesebb körű alkalmazását a föld- és a környezettudományokban (Dorren et al. 2003, Laliberte et al. 2004, Bock et al. 2005, Gamanya et al. 2007, Johansen et al. 2007). A nagy spektrális, geometriai és radiometriai felbontású távérzékelte adatok hatékony feldolgozására és az információtartalom minél teljesebb körű kinyerésére a hagyományos pixel alapú képelemző eljárások már csak korlátozottan, vagy egyáltalán nem alkalmazhatók (Schiewe et al. 2001, Aplin 2006).

Az **objektum alapú képelemzés** olyan módszerek, eszközök és azok elméleti hátterének kidolgozását, felhasználását és fejlesztését jelenti, amelyek képesek a képadatok emberi észlelésen alapuló vizuális interpretációja helyett/mellett a valóság komplex rendszerének automatizált vagy félautomatizált feldolgozására (Blaschke et al. 2011). A nagy teljesítményű számítógépek és a **képelemző szoftverek** elterjedése szintén elősegítették az objektum alapú képfeldolgozási technikák térnyerését (Blaschke et al. 2000). A nagyobb felbontás miatt a képelemeket nem érdemes a környezetükből kiragadni és önállóan vizsgálni, hanem célravezetőbb a több pixelből álló, a valós világ elemeit részben vagy teljes egészében reprezentáló képobjektumokat létrehozni és osztályozni (Openshaw 1984, Strahler et al. 1986, Blaschke és Strobl 2001, Smith et al. 2007).

Napjainkig nem tisztázott egyértelműen, hogy ezeket a *képobjektumokat felhasználhatjuk-e a tájszerkezeti elemzések bemenő adataiként*, illetve milyen minőségi kapcsolatok vannak a **képobjektumok** és a **tájalkotó elemek** (tájfoltok) között. Ez szintén módszertani problémákat vet fel, melynek (részleges) tisztázásához az objektum alapú képfeldolgozásban és a tájökológiában egyaránt megjelenő **térbeli hierarchia koncepció** (Wu 1999) kínálhat megfelelő kiindulási alapot. Mivel az *objektum alapú képfeldolgozás egy igen fiatal részdiszciplína*, ezért *hangsúlyozni kívánom az újdonságát, újszerűségét a távérzékelt adatok kiértékelésében, a tájökológiai kutatásokban*. Emiatt a dolgozatban nagyobb terjedelmet kap az objektum alapú megközelítés alkalmazási területeinek és a földtudományokban betöltött növekvő szerepének a bemutatása.

Mintaterületnek az ország egyik belső periferiális térségét képező Tiszazugot választottam, amely nem tartozik a földrajzi szempontból alaposan kutatott **kistájak** közé. A tájszerkezeti elemzéseket egy 29 négyzetkilométeres tiszazugi **tájrészleten**, a Tizsakürt-Bogaras homokvidéken végeztem. A terepi vizsgálatok *eltérő tájtypusokhoz/altípusokhoz* tartozó tiszazugi **tájablakokon** történtek.

Már a dolgozat elején definiálni kívánom az értekezésben gyakran előforduló, a különböző méretű területi szintek, tájökológiai egységek, illetve a tájban megjelenő tevékenységi formák, hasznosítási módok megjelölésére alkalmazott fogalmakat.

A tájalkotó elemek meghatározásánál a Kerényi (2007) Tájvédelem c. jegyzetében leírt nevezéktanból indulok ki. **Tájfolt**nak vagy **tájmozaik**nak tekintem a sík minden irányában kiterjedt, felszínborítási típusokkal jellemzett, környezetétől eltérő viszonylag homogén tájalkotó elemeket. Ezen belül a **tájökológiai foltokra** vagy **foltokra** a nem mesterséges felületek (pl. növényzettel fedett és/vagy csupasz talajfelszínek) dominanciája a jellemző, függetlenül az ott zajló antropogén tevékenységek intenzitásától. A mesterséges felületek és az épületek nagy területi aránya vagy egyeduralma jellemzi a **művi** (mesterséges) **tájfoltokat**, amelyek elsősorban a településekhez kötődnek. A **tájablak** és a **mintaterület-részlet** megnevezések a dolgozatban azonos értelemben jelennek meg, melyek az egy négyzetkilométeres mintavételi négyzetekre vonatkoznak. Bár méretükből és a tájalkotó tényezők (mikro)heterogenitásából adódóan ezek is **tájrészleteknek** minősülnek, de a fogalmat csak a Tizsakürt-Bogaras homokvidék

esetében használok. **Mintaterület** alatt alapértelmezetten a kistájat értem. A dolgozat címében viszont ugyanez a kifejezés az összes vizsgált, különböző méretű területi szintre (tájfolt, tájablak, tájrészlet, kistáj) utal.

A **tájhasználat** vagy **tájhasznosítás** a tájban megjelenő valamennyi használati, gazdálkodási formát magába foglalja. A **földhasználat** a földterületek nyilvántartását, hasznosítását és védelmét, a **művelési ág** a területre jellemző tényleges földhasználati módot jelenti (Dömsödi 2006). A **felszínborítás** és a **területhasználat** fogalmakat a 2.1. alfejezetben definiálom.

A kutatás során módszertani célkitűzéseim a következők:

1. Feltárni a műholdas helymeghatározó készülékekkel és mobil eszközökkel végzett foltterképezéseket terhelő hibalehetőségek geometriai és topológiai kapcsolatait. Megvizsgálni, hogy ezek a hibák hogyan befolyásolják a leggyakoribb folt szintű terület, kerület és alak mutatókat.
2. Megvizsgálni és értelmezni a hierarchia szerepét az objektum alapú képfeldolgozásban és a tájökológiában. Vajon a tájfoltok és a szegmentálással előállított képobjektumok megfeleltethetők-e egymásnak?
3. Olyan geoinformatikai megoldásokat keresni, amelyek alkalmasak lehetnek a táji heterogenitás jellemzésére, s megfelelő kiindulási alapot jelenthetnek a táj térbeli mintázatának ökológiai szempontú értékeléséhez.
4. Felszínborítási kategóriánként értékelni a terület és a kerület alapú tájmetriai mérőszámok felbontásfüggőségét, illetve megvizsgálni, hogy a foltalak és a felbontás együttesen milyen hatással vannak a metrikákra. Meghatározni azokat a módszereket és optimális felbontástartományokat, amelyek alkalmazása célszerű lehet a mikroléptékben és folt szinten elvégzett terület- és kerület típusú tájmetriai elemzésekénél.
5. Számszerűsíteni és értékelni, hogy a raszteres és a vektoros feldolgozás milyen hatást gyakorolnak az alapvető tájmetriai paraméterekre.

A tájszerkezeti vizsgálatokhoz kapcsolódóan megvalósítandó feladatok a következők:

6. Számszerűsíteni és értékelni az elemzés időhorizontjában (1954–2005) a tájrészleten végbement tájszerkezeti változásokat. Feltárni a változások természeti-gazdasági-társadalmi kapcsolatrendszerét, az ok-okozati összefüggéseket. Megvizsgálni a foltterképek és a szakstatisztikák (földhasználat, gazdaságszerkezet) összehasonlítását korlátozó tényezőket.

2. AZ IRODALMI ELŐZMÉNYEK BEMUTATÁSA ÉS KRITIKAI ÉRTÉKELÉSE

2.1. Az objektum alapú képfeldolgozás elméleti háttere, összevetése a hagyományos pixel alapú képelemző technikákkal

Napjainkban több kifejezéssel találkozunk a nemzetközi szakirodalomban az objektum alapú képfeldolgozó technikák meghatározására (*Blaschke et al. 2000, Blaschke és Hay 2001, Blaschke és Strobl 2001, Hay és Castilla 2008, Stow 2010*). Ezek közül a legelterjedtebbek: az objektum alapú képfeldolgozás (object-based image analysis, OBIA), az objektumorientált képelemzés (object-oriented image analysis, OOIA), a téradatok objektum alapú képfeldolgozása (geographic object-based image analysis, GEOBIA) és a téradatok képobjektum alapú változásvizsgálata (geographic object-based image change analysis, GEOBICA), melyeket az egyes tanulmányok szerzői gyakran egymás szinonimájaként használnak.

Az **OBIA** egy gyűjtőfogalom, amely lényegében minden objektum alapú képfeldolgozási technikát magába foglal, mint pl. a komputergrafika vagy az anyagtudományokban és az orvostudományban alkalmazott képelemző eljárások (*Hay és Castilla 2006, Lang 2008, Johansen et al. 2010*). Emiatt *Hay és Castilla (2008)* bevezették a **GEOBIA** fogalmát, amely a földfelszínről készült távérzékelte adatok objektum alapú elemzését jelenti. Más megközelítésben a GEOBIA olyan automata módszerek fejlesztésével foglalkozik, amelyek alkalmasak a felvételek képobjektumokra bontására, azok térbeli, spektrális és időbeli jellemzőinek értékelésére, s az eredmények geoinformatikai rendszerekbe illesztésére (*Hay és Castilla 2008*).

A **GEOBICA** alapját *kvantitatív térbeli elemző módszerek* képezik, s célja *Stow (2010)* szerint:

- a felszínborítás/területhasználat idő- és térbeli változásának vizsgálata;
- a földfelszíni objektumtípusok azonosítása és térképezése;
- a térképi adatbázisok frissítése;
- a tájalkotó tényezőkben és a társadalom tájformáló tevékenységében végbement térbeli ártrendeződések, mozgások nyomon követése és számszerűsítése.

A nemzetközi, de gyakran a hazai szakirodalomban is egymás mellett jelennek meg a **felszínborítás** (land cover) és a **területhasználat** (land use) kifejezések, és előfordul, hogy nem tesznek különbséget közöttük. Egyszerű megfogalmazásban a felszínborítás azt írja le, hogy mi van a földfelszínen, amelynek használatát/hasznosítását a területhasználattal jellemezzük. Egy felszínborítási típust az ember akár többféle célra is hasznosíthat. Például egy lomblevelű erdőben az erdőgazdálkodás, a vadgazdálkodás és a turizmus mellett számos más tevékenységi forma is megjelenhet. Egzaktabb megközelítésben a felszínborítás egy adott terület fizikai jellemzőit: növényzetmentes, növényzettel borított és/vagy mesterséges anyagokkal fedett felszínét jelenti (erdő, szántó,

beépített terület, vízfelület, stb.) (Cihlar és Jansen 2001). A területhasználat a tájban megjelenő antropogén tevékenységek különböző formáira utal (pl. mezőgazdasági, ipari, erdőgazdasági vagy üdülőtáj) (Mócsényi 1968, Kerényi 2007, Szilassi 2012). Előbbi jellemzőit könnyen vizsgálhatjuk távérzékelési módszerekkel, pl. vizuális interpretációval vagy a távérzékelési adatok objektum alapú feldolgozásával, utóbbi gyakran csak terepbejárások révén, helyszíni felvételezéssel ismerhető meg (Fisher et al. 2005). Emiatt az elemzett térrészleten először a felszínborítási kategóriákat célszerű megadni, s csak ennek ismeretében definiálni a jóval szubjektívebb területhasználati típusokat. A tájszerkezet vizsgálatánál a CORINE Land Cover 50 ezres (CLC50) méretarányú felszínborítási adatbázis nevezéktana alapján adtam meg az egyes tájalkotó elemek (tájfoltok) tematikáját, s tapasztalatom szerint az adatbázison (akár egy standard szinten) belül is keverednek ezek a fogalmak. A dolgozatban a felszínborítás megnevezést használom, mivel a légi távérzékelési adatokon a terület fizikai jellemzőit vizsgáltam a növényzet és a földfelszíni objektumok mozaikos térbeli elrendeződése alapján.

A hagyományos **pixel alapú eljárások** a kép spektrális és szerkezeti tulajdonságait figyelembe vevő döntéshozatali logikán nyugszanak. A kis és közepes felbontású (15–1000 m/pixel) űrfelvételeknél (MODIS, LANDSAT, NOAA-AVHRR, stb.) általában az egyes képelemek spektrális információtartalmát veszik alapul, és napjainkban is nagy pontossággal alkalmazhatók a képosztályozásban. Előfordulhat, hogy a pixelméret csökkenése a távérzékelő szenzorok spektrális sávjainak szűkülését eredményezi, ami osztályozási problémákat okozhat az árnyékhata és az osztályon belüli reflektancia értékek változékonyságának növekedése miatt. Ezért elsősorban a nagy és a szuper nagy felbontású (1 m alatti) távérzékelési adatok esetében gyakori lehet az egy objektumhoz tartozó, de igen eltérő vagy vegyes spektrális reflektancia értékekkel rendelkező képelemek, képelemhalmazok eltérő osztályba sorolása, félreosztályozása (Fisher 1997, Hansen és Ostler 2001, Csató és Kristóf 2002, Johansen et al. 2010). Ezzel szemben az **objektum alapú osztályozóknál** a *spektrális reflektancia és a szerkezeti jellemzők mellett a térbeli összefüggések* (alak, relatív helyzet, szomszédság, topológia, stb.) is *szerepet kapnak a képjelöltek osztályozásánál*, lehetővé téve a bemenő adatok pontosabb kiértékelését (Lang 2008, Lillesand et al. 2008, van der Werff és van der Meer 2008, Myint et al. 2011). A távérzékelési adatokból így kinyert többletinformáció hatékonyabbá teheti a további tér- és időbeli elemzések elvégzését, elősegítheti a természeti-környezeti, társadalmi és gazdasági jelenségek bonyolult kapcsolatrendszerének feltárását, jobb megértését (Goodchild et al. 2007).

Az objektumok és a téradatobjektumok feldolgozásának fontosabb lépései a következők (Blaschke és Hay 2001, Flanders et al. 2003, Benz et al. 2004):

1. képszegmentálás és szegmenskép készítése (a hasonló tulajdonságú pixelekből, pixelcsoportokból homogén képjelölteket különítünk el);
2. tanítói fázis (ha szakértői utasításokat használunk, akkor ez a lépés kimaradhat; ennek hiányában referenciaadatokkal vetjük össze az előállított képjelölteket, tanulótérleteket jelölünk ki);

3. osztályozás és osztálytérkép létrehozása (történhet ellenőrzött módon mintaobjektumok megadásával vagy az osztályozásba bevont tulajdonságokhoz rendelt küszöbértékekkel; általában felszínborítási és/vagy területhasználati kategóriák szerint);
4. pontosságvizsgálat (a geometriai és az osztályozási hibák kiszűrése és javítása);
5. utófeldolgozás (az egymás melletti, azonos osztályba tartozó szegmensek összevonása);
6. az eredmények exportálása más térinformatikai rendszerekbe.

A feldolgozás során először a távérzékelte adatok hasonló spektrális tulajdonságú és/vagy textúrájú pixeljeiből a homogenitási feltételeknek megfelelő képjelölőket, diszkrét régiókat képzünk egy szegmentációs algoritmus kiválasztásával (Ryherd és Woodcock 1996). Ez a művelet Tobler törvényét – a „földrajz első törvénye” – veszi alapul. Kimondja, hogy minden objektum kapcsolatban áll az összes többivel, de az egymáshoz közelebbi objektumok kapcsolatának, összetartozásának a valószínűsége nagyobb (Tobler 1970, Lang et al. 2006). A valós világ objektumai, jelenségei általában kölcsönhatásban vannak egymással, ami a rendszerek egyik alapvető tulajdonsága.

Bár a szegmentálás az ipari képelemző eljárások között már évtizedekkel ezelőtt megjelent és emiatt nem tekinthetjük új módszernek (Haralick et al. 1973, Kettig és Landgrebe 1976, Haralick és Shapiro 1985, Levine és Nazif 1985, Pal és Pal 1993, Hay et al. 1996, Baltsavias 2004), széles körű alkalmazására a földtudományokban 2000 előtt mégsem került sor. A képszegmentálás koncepciója a távérzékelésben a Woodcock és Strahler (1987) által leírt térbeli lépték elméletén (theory of spatial scale) alapul. A szerzők rámutattak, hogy a felvételek képrészleteinek intenzitásértékei (textúrája) helyről helyre változhatnak a térbeli felbontás függvényében, s ennek ismeretében kiválaszthatjuk a megfelelő méretarányt a képjelölő minél pontosabb azonosítására (Woodcock és Strahler 1987).

Az objektumorientált stratégia alkalmazása a földtudományokban a 2000-es évek elejétől vett nagyobb lendületet (Blaschke et al. 2004). Az OBIA/GEOBIA tárgykörében egy 2010-es kimutatás szerint több ezer absztraktot, több mint 820 tanulmányt – ebből 145 folyóirat-közleményt, 84 könyvfejezetet és közel 600 konferenciaticket – publikáltak a nemzetközi szakirodalomban (Blaschke 2010). Magyarországon a részdiszciplína némi késéssel jelent meg. Újdonságának köszönhetően a hazai szerzőktől eddig csak néhány tucat, az objektum alapú képfeldolgozáshoz köthető publikációt olvashatunk (Kristóf 2005, Czimmer 2009, Cserhalmi et al. 2010, Kollár 2010, Brolly és Király 2011, Gera 2011, Dezső et al. 2012, Verőné Wojtaszek és Ronczyk 2012, Barsi 2013, Bata 2013, Varga és Turi 2014). Mivel a részdiszciplínával foglalkozó több ezer forrás teljes körű áttekintése szinte lehetetlen vállalkozás, ezért elsősorban a választott témám szempontjából releváns nemzetközi és hazai szakirodalom feltárását és kritikai elemzését végeztem el.

2.2. A hierarchia szerepe az objektum alapú képfeldolgozásban és a tájökológiában

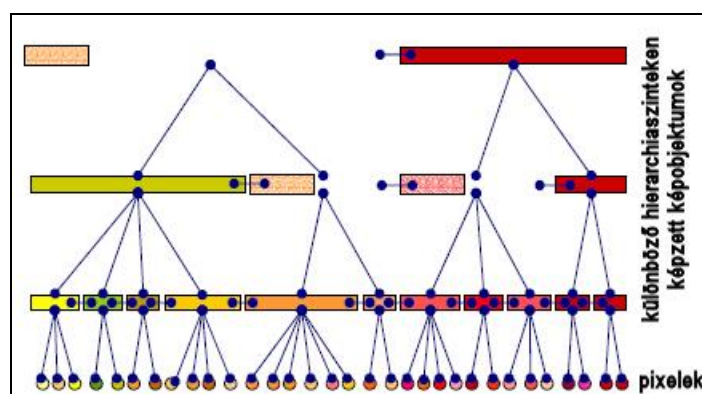
Az elemi tájrészleteket, valamint az azokból felépülő egyre nagyobb méretű területegységeket az angolszász, a német és az orosz tájökológiai osztályozási rendszerek gyakran más-más elnevezéssel illetik (*Bobek és Schmithüsen 1949, Whittlesey 1954, Neef 1963, Iszacsenko 1965, Haase 1967, Neef 1967, Zonneveld 1972, Leser 1976, Haase és Richter 1983, Zonneveld 1989, Finke 1994*). Ez a sokszínűség a hazai szerzők munkáiban is megjelenik (*Pinczés 1993, Csorba 1997, Mezősi és Rakonczai 1997, Lóczy 2002, Kertész 2003, Kerényi 2007*). A gyakorlatiasabb angolszász tájökológiai szemlélet kevésbé foglalkozik a tájak hierarchikus felépítésével, ehelyett a tájak mozaikos elrendeződéséből eredő konfliktusokra (pl. a földhasználat és a tájvédelem között kialakuló érdekellentétekre) keresi a megoldást (*Forman és Godron 1986, Forman 1995a*). A dolgozatban én is ezt az irányvonalat követem, mivel *a tájszerkezet változásait elemzem*. Emiatt a *homogenitás-heterogenitás* és a *komplexitás* kérdését a táji rendszerekben nem az élő és élettelen tájalkotó tényezők, hanem a *tájalkotó elemek oldaláról közelítem meg*.

Az angolszász tájökológiai szakirodalom gyakran egymás szinonimájának tekinti és emiatt nem következetesen használja a tájalkotó elem és a tájalkotó tényező meghatározásokat. Meg kell jegyezni, hogy az egyes szakterületek képviselői is eltérően értelmezik ezeket a fogalmakat, mást jelentenek pl. egy tájépítész-tájtervező és mást egy tájökológiával foglalkozó szakember számára (*Csemez 1996, Csorba 1997, Csima 2008*).

A földfelszínről készült távérzékelt felvételeket homogén képopjektumokra bonthatjuk különböző küszöbértékek megadásával, ahol a nagyobb méretű képopjektumok számos kisebb méretű objektumból állnak (*Muller 1997*). *Wu (1999)* és *Hay et al. (2003)* szerint ezek az alkotóelemek a képjellemzők közötti kapcsolatok révén egymást kölcsönösen meghatározzák és egy hierarchikus rendszert alkotnak. Léptékfüggők, s így feldolgozásukra kiválóan alkalmazhatók a különböző **többfázisú** (multiresolution vagy multiscale) **képszegmentálási technikák**. A 2000-es évek elején számos új szegmentációs algoritmust és eljárást vezettek be és tesztelték használhatóságukat a távérzékelt adatok feldolgozásában, de ezek közül csak néhány hozott minőségi előrelépést és bizonyult hatékonynak (*Blaschke és Strobl 2001*). Az objektum alapú képfeldolgozásnál az újítások mellett szintén számos, a műholdfelvételek és a légifényképek kiértékelésénél régóta ismert eljárás is jelen van, mint pl. az éldetektálás vagy a különböző osztályozási technikák (*Haralick 1983, Blaschke et al. 2011*).

A képopjektumok egy többfázisú, hierarchizált rendszerben jönnek létre, amelyben térbeli helyzetük, szomszédsági kapcsolataik, alá- és fölérendeltségi viszonyuk meghatározott (*Baatz és Schäpe 1999, Benz et al. 2004*). Az objektumokat az azonos hierarchiaszinten képzett társaik mellett a magasabb és az alacsonyabb hierarchiájú szegmensek is meghatározzák (*Baatz és Schäpe 1999, Benz et al. 2004*). Emiatt a különböző léptékben megjelenő objektumok logikus struktúrát alkotnak (*1. ábra*). Az alsó(bb) és a felső(bb) hierarchiaszint(ek)

képobjektumai között egy egyértelmű 1:n kapcsolat jön létre (Blaschke et al. 2004, Lang 2008). A méretaránytól független objektumhatárok megmaradnak, nem kerülnek generalizálásra, míg a többi határ valamelyik magasabb hierarchiaszinten eltűnik (Lang 2008). A többféle méretarányban előállított képobjektumok egyidejű kezelése optimális megoldást kínál a **hierarchikusan felépülő rendszerek**, pl. a tájak különböző hierarchiaszintjeinek elemzésére (Marceau 1999, Hay et al. 2001, Wu és David 2002, Burnett és Blaschke 2003). A tájökölógiai célú képfeldolgozásnál érdemes meghatározni a hierarchia alsó és felső határát. Ez a távérzékelte adat által lefedett földfelszíni terület méretétől függően gyakran túllépi a táji léptéket: alacsonyabb hierarchiaszinten az elemi ökológiai elemzések, magasabb hierarchiaszinten a regionális vizsgálatok felé.



1. ábra. A képobjektumok hierarchiarendszerének sémája (Baatz és Schäpe 1999 nyomán)

A térbeli hierarchia koncepció elméleti háttérét részben a *tájökölógia* alapelveire (leegyszerűsítve működés, szerkezet, forma) épülő, a táji rendszerek működésének megértését segítő tájmozaikok dinamikája (theory of patch dynamics) és a hierarchia teóriát (hierarchy theory) ötvöző **hierarchikus foltdinamika paradigma** (hierarchical patch dynamics, HPD) képezi (Wu és Loucks 1995, Wu 1999). Eszerint minden tájban léteznek olyan elemi alkotórészek, kisméretű foltok (ökotópok), amelyek egy bizonyos intervallumon belül homogénnek tekinthetők, s további részekre nem oszthatók anélkül, hogy elveszítenék komplex jellegüket. Ez elsősorban az ökológiai működési képességet és a jellemző fizikai, földrajzi folyamatokat jelenti. A tájsejtek között élénk anyag- és energiaáramlás, valamint bonyolult interakciók jellemzők, amelyek a térbeli heterogenitás növekedésével a magasabb szerveződési szinteken is megmaradnak, és egyre összetettebbé válnak. Ez a skálafüggőség nemcsak a tájökölógiában, hanem a klasszikus ökológiai és a botanikai kutatásokban is megjelenik (Juhász-Nagy 1976, Juhász-Nagy 1984, Zólyomi 1987, Harper et al. 2005).

Az objektum alapú képfeldolgozó technikák hatékonyan támogatják a hierarchikus rendszerek vizsgálatát, ezért Burnett és Blaschke (2003) a hierarchikus foltdinamika paradigma, az OBIA, a távérzékelés és a geoinformatika eszköztárának együttes alkalmazását szorgalmazza a tájanalízis módszertanának tökéletesítéséhez.

2.3. Az objektum alapú képfeldolgozás alkalmazási lehetőségei a tájanalízisben

A társadalom napjainkban a legjelentősebb tájformáló tényezőnek tekinthető, s a tájtípusok tájvédelmi szempontú meghatározása elsősorban az emberi tevékenységek erőssége, a domináns tájhasznosítási forma/formák alapján történik (Kerényi 2007). Mőcsényi (1968) munkájában mezőgazdasági, kertgazdasági, erdőgazdasági, ipari, üdülő és települési tájtípusról ír, mely kategóriákat elsősorban a tájépítészetben használják. Az angolszász és a német tájökölógiai szakirodalomban az antropogén tevékenységek intenzitása (a hiányzó vagy gyenge emberi hatástól a legerősebbig haladva) szerint természeti (ahemerob vagy oligohemerob), kezelt (mezohemerob), megművelt (β -euhemerob és α -euhemerob), szuburbán (polihemerob) és urbán (metahemerob) tájtípusokat különítenek el (Jalas 1955, Sukopp 1972, Blume és Sukopp 1976, Leser 1991, Bastian és Schreiber 1994, Csorba 1997, Rüdisser et al. 2012). Az egyes tájakban, tájrészletekben megjelenő antropogén hatások mértékének kifejezésére leggyakrabban a fent említett 7 hemeróbiaszintből álló osztályozást használják (Jalas 1955, Blume és Sukopp 1976, Szilassi és Bata 2012), de találkozhatunk 4 (Grant 1995), 5 (Haber 1985) és 10 fokozatú (Machado 2004) skálával is.

A távérzékelte adatok objektum alapú képfeldolgozása új távlatokat kínál a természeti tájalkotó tényezők – elsősorban a növényzet – és az antropogén tájelemek mozaikos térbeli elrendeződésének vizsgálatában (Hall és Hay 2003, Walter 2004, Bontemps et al. 2008, Niemeyer et al. 2008, Stow et al. 2008, Weinke et al. 2008, Gamanya et al. 2009). A GEOBIA alkalmazási lehetőségeit a tájökölógiai analízisben a szegmensképek (folttérképek) más szempontok szerinti (pl. természetesség, agráralkalmasság) továbbosztályozásán, az emberi tevékenységek erősségén alapuló tájtípusok szerint mutatom be. Ezt nem az antropogén befolyásoltság mértékének növekedése (ahemerobtól a metahemerobig), hanem a kistájban megjelenő különböző tájtípusok területi részesedésének sorrendjében végzem el. Ehhez a kistájkataszterben közölt, a CLC50 felszínborítási adatbázisból a Tiszazugra származtatott területhasználati értékeket veszem alapul (Dövényi 2010) (1. táblázat).

1. táblázat. A mintaterület tájtípusai az antropogén tevékenységek intenzitása alapján. Magyarország kistájainak katasztere (Dövényi 2010) adatainak felhasználásával.

Tájtípus	Hemeróbiaszint	Felszínborítás	Terület	Részarány
megművelt	euhemerob	szántó, szőlő, kert	18522,9 ha	74,8%
kezelt	mezohemerob	rét/legelő, erdő	4433,2 ha	17,9%
szuburbán/urbán	poli- és metahemerob	lakott terület	1252,1 ha	5,1%
természeti	ahemerob ¹ vagy oligohemerob	vízfelszín, mocsár	553,7 ha	2,2%
Összesen:			24761,9 ha	100%

¹: Magyarországon ez a hemeróbiafokozat hiányzik, mivel hazánkban emberi tevékenységektől mentes, tisztán természeti tájakról nem beszélhetünk.

A kistáj természet- és tájföldrajzi adottságait az Anyag és módszer fejezetben jellemzem részletesen. *Céljaim* között szerepelt, hogy az *objektum alapú megközelítéssel feldolgozott különböző térrészletek és a saját mintaterületem között kapcsolatokat keressek az emberi termelő tevékenység intenzitásának hasonlósága alapján, ezért már a szakirodalmi áttekintésben utalásokat teszek a kistáj tájalkotó tényezőire, jelenlegi tájszerkezetére vonatkozóan.*

Ángyán és Menyhért (2004) elkészítették hazánk nagy-, közép- és kistájainak integrált agráralkalmassági-környezetérzékenységi földhasználati zonációs besorolását. Meghatározták az intenzív, az extenzív és a védelmi célú területhasználati kategóriák térbeli kiterjedését és relatív területi arányát. Ez alapján is elvégezhetjük a kistájak tájtípusokba sorolását (*Kerényi 2007*). Eszerint kutatási területem, a *Tiszazug* 82%-a (16296,4 ha) az *intenzív termelési* (megművelt és szuburbán-urbán), 18%-a (3588,1 ha) az *extenzív agrár* (kezelt tájtípus) kategóriába tartozik, a *védelmi terület (természeti táj)* viszont teljesen hiányzik (*Ángyán és Menyhért 2004*). A két osztályozást összevetve megállapítható, hogy az emberi tevékenységek intenzitását jelző tájtípusok relatív területi aránya közel azonos (*1. táblázat*). Az abszolút területi kiterjedésben tapasztalható különbséget (19884,5 ha, illetve 24761,9 ha) az okozza, hogy *Ángyán és Menyhért (2004)* a kistáj-kataszter (*Marosi és Somogyi 1990*) alaptérképét és területi statisztikai adatait is felhasználta, melynek újabb kiadásában (*Dővényi 2010*) a tájhatárok módosítása a kistáj területének növekedését és az arányok minimális eltolódását eredményezte.

A CORINE felszínborítási osztályokat és a hemeróbiafokozatokat *Csorba és Szabó (2009)* feleltették meg egymásnak, akik tanulmányukban egy több ezer négyzetkilométeres északkelet-magyarországi mintaterület 12 kistájának, illetve kistájcsoportjának természetességi viszonyait elemezték és hasonlították össze. Ez alapján határoztam meg a mintaterületen előforduló tájtípusokat (*1. táblázat*). Véleményem szerint osztályozásuk – mivel mezoléptéket használtak – egy néhány száz négyzetkilométeres mikrorégióra, mint amilyen a Tiszazug, csak korlátozottan alkalmazható. Emellett helyenként tartalmi pontosításra szorul. Utóbbi részben abból adódik, hogy a CLC50 felszínborítási adatbázis standard 3. szintjének felszínborítási/területhasználati kategóriái, melyekkel a szerzőpáros dolgozott, néha túl általánosak, és nem fejezik ki megfelelően az adott tájrészleten ható antropogén tevékenységek intenzitását. Például oligohemerob fokozatba sorolták a lomblevelű erdőket (a mintaterületen elsősorban a telepített erdők a jellemzők) vagy az állóvizeket. Egy lomboserdő-ültetvény, mint az ember által létesített és mesterségesen fenntartott tájfolt, inkább euhemerobnak tekinthető, bár kétségtelen tény, hogy egy őshonos fafajokkal telepített erdő idővel természetközeli állapotba kerülhet és önfenntartóvá válhat. A halastavak szintén az ember tájformáló tevékenységének „termékei”, de a kezelési tevékenységek extenzívebbé tétele vagy tartós felhagyása szekunder szukcessziós folyamatokat indíthat el, ami növelheti a tájalkotó elemek természetességi szintjét.

Ez a bizonytalanság a részdiszciplína szakirodalmának átnézése során is elkísért. Nem minden esetben lehetett a GEOBIA-val kiértékelt különböző méretű térrészletekről a tájalkotó tényezők heterogenitása és az ott zajló emberi

tevékenységek sokfélesége miatt egyértelműen eldönteni, hogy melyik tájtípusba sorolhatók be. Törekedtem olyan példák összegyűjtésére és bemutatására, amelyek tájtípológiai vagy tájszerkezeti szempontból, a tájgazdálkodási és a tájvédelmi alapelveket tekintve hasonlítanak az általam választott mintaterület táji adottságaihoz, mintázatahoz, az ott zajló kezelési tevékenységekhez. Sajnos ilyen munkát keveset találtam (*Laliberte et al. 2004, Mueller et al. 2004, Mathieu et al. 2007, Delenne et al. 2008, Wiseman et al. 2009*). Részből emiatt nagyobb teret kaptam az objektum alapú megközelítés alkalmazási területeinek és a földtudományokban betöltött növekvő szerepének változó részletességgel történő ismertetése. Utóbbi esetben általában a relevanciát, a tanulmányok és a könyvek, könyvfejezetek idézettségét vettem alapul a ScienceDirect adatbázis-szolgáltatás és a Google Tudós (Google Scholar) nyilvántartása alapján. A bővebb terjedelmet az is indokolja, hogy hangsúlyozni kívánom az *OBIA/GEOBIA újdonságát, újszerűségét a távérzékelt adatok kiértékelésében, a tájökölógiai kutatásokban*.

Nehézséget okozott az objektum alapú képfeldolgozáshoz, a képfeldolgozó szoftverek alkalmazásához kapcsolódó angol szakkifejezések magyarra fordítása, mivel az alapfogalmak magyar nyelvre történő átültetése eddig csak részlegesen történt meg. *Hay és Castilla (2008)* elkészítették a GEOBIA SWOT-analízisét, melyben a gyengeségek között említik a részdiszciplína elméleti/fogalmi háttérének kiforratlanságát. Kiemelik továbbá, hogy egyelőre hiányzik a konszenzus a szakemberek között pl. a *képobjektumok* (szegmens) és a *tájalkotó elemek* (tájfoltok) közötti kapcsolatok megítélésében (*Hay és Castilla 2008*). A bizonytalanságok ellenére törekedtem a szakirodalomban gyakran megjelenő és ismétlődő kifejezések jelentésének, tartalmának minél pontosabb leképezésére, visszaadására. Ezért minden esetben közlöm a lefordított névalakot, mögötte zárójelben az eredeti szakszót; reményeim szerint ezzel is *elősegítve az objektum alapú képfeldolgozás nemzetközi terminológiájának hazai adaptálását, a magyar nyelvű szakkifejezések használatának elterjesztését*.

A források feldolgozásakor azt tapasztaltam, hogy a tanulmányok többsége hasonló „rendszerező elv” alapján született, ezért az alfejezetek összeállításánál a következő ismérveket vettem figyelembe, illetve kérdésekre kerestem a választ:

- Milyen típusú, térbeli és spektrális – változásvizsgálat esetén időbeli – felbontású távérzékelt adatokat használtak fel a téradatok objektum alapú képfeldolgozása során?
- Mekkora mintaterületre/mintaterületekre végezték el az elemzéseket?
- Történtek-e összehasonlító, illetve kiegészítő vizsgálatok (pl. objektum alapú eljárás vs. hagyományos pixel alapú képfeldolgozási technikák, GEOBIA vs. számítógép-képernyőn digitalizálás, illetve terepi validálás)?
- Alkalmaztak-e speciális algoritmusokat a többfázisú szegmentálás és a szegmenskép elkészítése során?
- A tematikus osztályozás során milyen osztályozási pontosságot értek el?
- Milyen előnyei és bizonytalanságai lehetnek a bemutatott objektum alapú képelemző eljárásoknak?

2.3.1. Megművelt tájtípus

A távérzékelt adatokat széleskörűen alkalmazzák a mezőgazdaságban pl. a növénytermesztés (Yang és Anderson 1996, Pinter et al. 2003), a termésbecslés (Horie et al. 1992, Sun 2000, Singh et al. 2002, Lobell et al. 2003) és a precíziós gazdálkodás (Basso et al. 2001) területén, ahol elsősorban empirikus modelleket és vegetációs indexeket használnak a biomassza-produkció, a szántóföldek és a kertészeti kultúrák térbeli elrendeződésének, a haszonnövények fejlettségi és egészségi állapotának, valamint a várható termés mennyiségének meghatározására (Tucker et al. 1980, Wiegand et al. 1991, Johnson et al. 2003). Bár a hagyományos pixel alapú képosztályozók elterjedtek a mezőgazdasági területek térképezésében, de a nagy felbontású felvételek feldolgozásában csak korlátozottan alkalmazhatók a képelemek spektrális, szerkezeti és térbeli összetettsége, részletgazdagsága miatt (Navalgund et al. 1991, Tennakoon et al. 1992, Lobo et al. 1996, Yadav et al. 2002, Shrivastava és Gebelein 2007). A megművelt területeken uralkodó mesterségesen fenntartott tájfoltokra a geometriai elrendeződés (szabályos alak és textúra) a jellemző (Mueller et al. 2004, Delenne et al. 2008). Ez az objektum alapú képelemző technikákon keresztül lehetővé teszi a művelés alatt álló tájak, tájrészeket különböző felszínborítási típusainak azonosítását, elkülönítését.

A távérzékelt adatok objektum alapú feldolgozása a gyümölcsösök és a szőlőterületek térképezésében is egyre nagyobb szerepet kap (Kass et al. 2011, Tarantino és Figorito 2012). A szőlőtőkék elrendezése (gyakran vonalasan vagy rácshálóban) egy szabályos, ismétlődő térbeli mintázatot (pl. egy szőlősor és egy sorok közötti lágy szárú növényzettel borított vagy növényzetmentes sáv) alkot. A szőlősorok észlelése olyan geometriai felbontás (pixelméret) mellett lehetséges, amely minimum kétszer nagyobb, mint a térbeli mintázat visszatérésének ritmusa (Delenne et al. 2008), ezért Wassenaar et al. (2002) és Hall et al. (2003) a méter alatti térbeli felbontású távérzékelt felvételek alkalmazását javasolják a hasonló vizsgálatokhoz. Mivel a szőlősorok iránya és a sorok közötti távolság közel állandónak tekinthető egy-egy parcellán belül, ezért a képi intenzitásértékek szabályos és szabálytalan változásának, előfordulási gyakoriságának elemzése megfelelő módszer lehet a szőlőterületek lehatárolásánál. Ranchin et al. (2001) 0,25 m-es térbeli felbontású légifelvételeken pixel alapú osztályozással (wavelet analysis) különítették el a szőlő és a nem szőlő kategóriákat egymástól, s a kiválasztott parcellák esetében 78%-os osztályozási pontosságot értek el. A módszer hátránya, hogy igen összetett és folyamatos felhasználói felügyeletet igényel. Wassenaar et al. (2002) szintén 0,25 m-es felbontású légifényképeken először lehatárolták a szőlőparcellákat, majd Fourier-transzformációt alkalmaztak az osztályozáshoz. Ez a megközelítés ugyancsak igen nagy pontossággal képes a sortávolság és a szőlősorok irányának meghatározására (Delenne et al. 2008).

Delenne et al. (2008) szuper nagy felbontású (0,5 m/pixel) színes légifényképeken objektum alapú technikával azonosították egy 200 ha-os mintaterület (Languedoc-Roussillon régió, Franciaország) szőlőültetvényeit, melynek eredményét képernyőn való digitalizálással vetették össze és terepi adatgyűjtéssel egészítették ki. A szabályos textúra miatt Fourier-transzformációval

gyakorisági elemzést végeztek, s egy automata eszközt fejlesztettek ki a szőlőterületek térképezésére és monitorozására. A Fourier-elv kimondja, hogy szinte bármely periodikus jel (beleértve a távérzékelt képeket is) leírható eltérő frekvenciájú, fázisú és amplitúdójú szinuszhullámok összegeként. Egy időjel Fourier spektruma a frekvencia függvényében változó komponensek amplitúdóinak és fázisainak megadását jelenti. A periodikus textúrát a spektrumban a csúcserőterek jelölik, s ezek a távérzékelt felvételen a szőlő jelenlétére utalnak. Termelési technológiától (kordonos támrendszer vagy karós művelés) függően a centrum mellett további kettő vagy négy maximum jelenik meg a spektrumképen, a nem ismétlődő térbeli mintázatú felszínborítási típusok esetében viszont csak a kiválasztott képrészlet középpontja kerül kiemelésre. Fontos megjegyezni, hogy az eredményt erősen befolyásolja az elemzéshez alkalmazott mozgóablak mérete. A szerzők a sorok irányát és távolságát egy-egy parcellán belül közel állandónak tekintették, s ezeket a tulajdonságokat használták fel a Fourier-spektrum amplitúdójának, majd az ún. szőlőindex (vine index) kiszámításához. A mintaterület több mint 61%-án pontosan határozták meg a szőlőparcellákat, csupán 8%-án volt sikertelen az ültetvények azonosítása. (Ezek főként kisméretű, néhány szőlősorból álló földrészek voltak.) A fennmaradó hányad lehatárolása csak részlegesen sikerült az objektumok alul- és túlszegmentáltsága, valamint egyéb hibák miatt.

Összességében az eljárás hatékonyan alkalmazható a szőlőterületek térképezésében, s a pixel alapú osztályozókkal szemben az objektumokat vektoros formátumban (poligonként) állítja elő. Másik előnye, hogy a széles körben elérhető színes légifelvételek vörös hullámsávjában nagyobb a kontraszt a szőlő és a csupasz vagy lágyszárú növényzettel fedett talajfelszín között, ami elősegíti a különböző kategóriák elkülönítését egymástól. A spektrális elemzéshez viszonyítva a periodikus mintázat figyelembevétele csökkenti a melléosztályozás kockázatát. Ma már a szuper nagy mellett a nagy geometriai felbontású távérzékelt adatok (pl. IKONOS vagy QuickBird műholdképek) térnyerése is megfigyelhető a szabályos textúrával jellemezhető felszínborítási típusok vizsgálatában. Számos (pl. szemi-arid vagy arid éghajlatú) szőlőtermesztő régió objektum alapú elemzésénél, ahol az ültetvények sortávolsága gyakran meghaladja a 3 m-t, érdemes ezeket a módszereket alkalmazni. Zavart okozhat viszont a (közel) azonos sortávolsággal telepített, de más felszínborítási kategóriák megjelenése, bár a szerzők kiemelik, hogy pl. a gyümölcsösöket az eljárás nagy bizonyossággal nem keveri össze a szőlőültetvényekkel.

Johansen et al. (2009) egy SPOT-5 műholdképen objektum alapú osztályozással, továbbá nagy térbeli felbontású színes légifényképeken (0,45 m/pixel) képernyőn digitalizálással és vizuális interpretációval térképezték fel egy 3600 négyzetkilométeres ausztráliai mintaterület (Innisfail-Tully régió, Queensland ÉK-i része) banánültetvényeit, végezték el a módszerek alkalmazhatóságának összehasonlító elemzését. Fontosnak tartom a tanulmány rövid ismertetését, mivel a forró és a mérsékelt égövi gyümölcs- és ültetvényes kultúrák térbeli mintázata hasonló, s emiatt a közleményben bemutatott eljárások akár a tiszazugi gyümölcsösök vagy szőlőterületek képjelölés alapú vizsgálatára is adaptálhatók.

Spektrális tulajdonságok és magasságadatok alapján meghatározták az űrfelvételről a művelés alatt álló területeket, melyeken a szerkezet és a képjelöltek térbeli kapcsolatainak figyelembevételével szétválasztották egymástól a banánültetvényeket és az egyéb mezőgazdasági területeket. Bár az egyes növények azonosítását a műholdfelvétel geometriai felbontása (multispektrális sávok: 10 m/pixel, pankromatikus sáv: 2,5 m/pixel) nem teszi lehetővé, de a finomabb felbontás már alkalmas lehet a banánültetvények keskeny sorainak meghatározására, más növénykultúrák (pl. cukornád) elkülönítésére. Az eredeti 77%-os (GEOBIA-val) és 73%-os (vizuális interpretációval) elért osztályozási pontosság a számítógép-képernyőn való utóosztályozással 93%-ra, illetve 94%-ra javult. *Johansen et al. (2009)* szerint a nagy felbontású távérzékelési adatok és a (fél)automata objektum alapú képfeldolgozási eljárások megbízható eredményt nyújthatnak az ültetvényes gazdálkodásban termesztett haszonnövények tematikus térképezésében.

Az antropogén tájelemek, mesterségesen fenntartott tájoltok nagy térbeli felbontású távérzékelési felvételeken történő objektum alapú vizsgálata során három fő nehézség adódhat (*Mueller et al. 2004*):

- ha az egyes képjelöltekben belül a pixelek intenzitásértékeinek variációjuk jelentős, akkor az a kép/képrészlet túlszegmentálását eredményezheti;
- a szomszédos képjelöltek szegélyeinek alacsony fényerőkontrasztja a kép/képrészlet alszegmentálásához vezethet;
- a hosszú egyenes vonalszakaszokkal határolt összetett geometriai formák esetében a képfeldolgozó szoftverekbe beépített alakfelismerő modellek nem alkalmazhatók.

Emiatt *Mueller et al. (2004)* új, alakfelismerésen alapuló objektum alapú szegmentációs technikát fejlesztettek ki az épített környezet és az ember által létesített tájoltok felismerésére. A régió és az él alapú szegmentációs eljárások együttes alkalmazása többlet lehetőségeket kínál a felhasználók számára (*Pavlidis és Liow 1990, Tabb és Ahuja 1997*), de ezek a technikák csak az élek helyzetét veszik figyelembe, azok alakját nem. A szerzők ezeket a szegmentációs eljárásokat kombinálták egymással. Különböző geometriai felbontásban készült pankromatikus műholdképeken és légifelvételeken (MOMS-02: 4,5 m; IRS-1C: 5,8 m; IKONOS: 1 m; légifénykép: 1 m) tesztelték használhatóságukat a szántóföldi parcellák azonosításában németországi és zimbabwei mintaterületeken, illetve hasonlították össze képernyőn való vektorizálással.

Első lépésben az objektumhatárok kiemelése történt meg éldetektálással a pixelek intenzitásértékeinek különbségei, hirtelen változásai alapján és/vagy egy jellegzetesen hosszú és egyenes objektumalak megadásával. Utóbbinak abban az esetben van nagy jelentősége, ahol az alacsony kontraszt az objektuméleken jelenik meg, s nehezíti a kontúrok kijelölését. Ezt követően élvezérelt régió alapú képszegmentálással (edge guided region-based image segmentation) meghatározták a szántóföldi parcellákat. A módszer az új élvezérelt szegmentációs algoritmusok révén nagy pontossággal felismeri a hosszú, egyenes szegélyekkel jellemezhető

szabályos képjelölőket (pl. mezőgazdasági táblák, telepített erdők) a finomabb felbontású pankromatikus távérzékelési felvételeken. Más objektum alapú eljárások (melyek a piacon elérhető eCognition szoftverbe beépítésre kerültek) közel hasonló eredményeket szolgáltatnak, de ezeknél még mindig hiányzik az egyenes, kevésbé kontrasztos objektumhatárok ellenőrzött szegmentálásának lehetősége. A jövőben a szerzők a nagyobb információtartalommal bíró multispektrális és idősoros képadatokra is ki kívánják terjeszteni az elemzéseket.

Wiseman et al. (2009) egy mintegy 255 négyzetkilométeres kanadai mintaterületen (North Cypress körzet, Manitoba szövetségi tartomány) objektum alapú képfeldolgozással azonosították a szántóföldeket elválasztó mezővédő erdősávokat, melyeket a fajok alapján tipizáltak. A kutatásban résztvevők 2006 és 2007 nyarán 97, a légifelvételekről véletlenszerűen kiválasztott fásor terepi felvételezését végezték el. Minden 30 m-nél hosszabb tájalkotó elem kezdő-, közép- és végpontját, valamint szélességét meghatározták, továbbá rögzítették fajösszetételét és a faegyedek számát. Utóbbi alapján a fajszerkezet, általában egy-két fajból álló mezővédő erdősávokat hat típusba sorolták. A vizsgálatba csak az egy- és kétsoros, mesterségesen fenntartott folyosókat vonták be, a heterogénebb faj- és szerkezetű komplex elemeket nem. Az objektum alapú képfeldolgozáshoz 68 darab 1:40 000 képméretarányú (geometriai felbontás 0,625 m/pixel), 2004 augusztusában készült valós színes légifényképet használtak fel, melyeket az ortorektifikálás után egy képpé illesztettek össze. Ezen többfázisú szegmentálással, két hierarchiaszinten állították elő a képmozaikokat. A szegmentált és/vagy osztályozott objektumoknak az integrációja a vektoros geoinformatikai rendszerekbe jóval egyszerűbb, mint a pixel alapú rasteres adatok esetében (Hay és Castilla 2008, Johansen et al. 2010). Emiatt a szegmensekből vektoros rétegeket képeztek. A képjelölők spektrális, alak, térbeli és geometriai kapcsolatait leíró mutatókat, illetve a terepi mérések során gyűjtött adatokat mint attribútumokat használták fel a mezővédő erdősávok poligonjainak logikai lekérdezés alapú leválogatásához. Így 95,8%-os pontossággal azonosították (97-ből 93) a terepen korábban felmért zöldfolyosókat. Ez az arány a szerzők szerint tovább javítható, ha az objektumokat, objektumcsoportokat a bináris műveleteknél alkalmazott, emiatt csak két (jelen esetben egy megadott határértéknél kisebb vagy nagyobb) értéket tartalmazó logikai (boolean) változók helyett a spektrális, alak és szomszédsági kapcsolatokat tapasztalati úton leíró szabályrendszer (küszöbértékek és értéktartományok) segítségével határozzák meg.

Elsősorban a nagy geometriai felbontású távérzékelési adatoknál az árnyékhatás gyakran nehezíti az osztályozást és csökkenti annak pontosságát főként a fás szárú vegetációval, a terepszintből kiemelkedő, eltérő magasságú tereptárgyakkal tagolt felszínek esetében (Ehlers et al. 2003, Bunting és Lucas 2006). A fák és az általuk vetett árnyék reflektanciája egyaránt alacsony (utóbbi alacsonyabb), ezért ezek a szegmensek sötét(ebb) pixeleket, pixelcsoportokat alkotnak a képen. Az egyes hierarchiaszinteken képzett elemek osztályba sorolásához általában jól használható a szomszédos képjelölők közötti spektrális eltérések középértékét jelölő mutató (mean difference to neighbours). A burkolt felszínek spektrális visszaverődése mindhárom sávban igen magas a

környező képobjektumokhoz képest, ami pozitív kapcsolatot jelöl. Ezzel szemben a szántók és a velük határos, alacsonyabb reflektanciájú zöldfolyosók között egy negatív kapcsolatot feltételez. A negatív relációt fokozza az árnyékh hatás, melynek alakját és méretét elsősorban a lerepülés időpontja és a fasorok égtáj szerinti főiránya (észak-déli tájolás) befolyásolja. Megoldás lehet a kora reggeli vagy késő délutáni órákban készült felvételek kihagyása a vizsgálatból, vagy más spektrális osztályozók (pl. egymással határos szegmensek spektrális különbségeinek szórásnégyzete, variance difference to neighbours) alkalmazása (Wiseman et al. 2009).

2.3.2. Kezelt és természeti tájtypus

Tisztán természeti tájak hazánkban nincsenek, mivel az antropogén jelleg minden kistáj esetében megmutatkozik. A hatások erőssége az egyes téregységeken belül természetesen változó lehet. Korábban már utaltam rá, hogy az objektum alapú képfeldolgozás bőséges szakirodalmának áttekintése során gyakran nehézséget jelentett a szerző(k) által mintaterületnek, mintaterületeknek választott térrészlet, térrészletek tájtypusba sorolása az ott zajló emberi tevékenységek sokszínűsége miatt. Ezt elsősorban a kezelt és a természeti tájak esetében tapasztaltam, melyek tájszerkezete gyakran hasonló. A jellemző felszínborítás a magyarországi hegy- és dombvidékeken az erdő, a síkvidéki területeken túlnyomórészt a gyepek, amelyek általában kiterjedt és konnektív mátrixot alkotnak. Meghatározó emellett a maradvány és a bolygatott tájökölógiai foltok jelentős térbeli kiterjedése, melyet főként az emberi kezelő tevékenység mértéke befolyásol (Kerényi 2007). Az ismertetett okok miatt indokoltnak tartom e két tájtypus együttes tárgyalását.

Ezek a tájszerkezeti vonások nemcsak a valódi mérsékelt öv, hanem a Föld bármely nagy éghajlati övezetében tartozó, az antropogén beavatkozások intenzitása alapján kezelt és természeti tájtypusba sorolható téregységénél megfigyelhetők. Például az egyenlítői övben sok esetben a trópusi esőerdők képezték a tájak mátrixát, de az erdőkitermelés, az erdőirtás és az egyéb emberi tevékenységek gyakran felszabdalták az eredeti mátrixot és elsősorban (bolygatott) tájfoltokat hoztak létre.

Az élővilág elrendeződése jellegzetes övezetességet, zonalitást mutat, melyet a földrajzi helyzet, a világtengerektől való távolság, a globális légköri és óceáni cirkuláció, valamint a tengerszint feletti magasság befolyásol (Szabó 2013). Az objektum alapú képfeldolgozó eljárások jól alkalmazhatók az egyes klímátípusok nagy életközösségi egységeinek (biomjainak) mozaikos vegetációja, a növényzeti formációk és a talajtani-hidrogeográfiai okok miatt kialakult edafikus (intraazonális) vegetációtípusok vizsgálatában. *A gyakran nehezen megközelíthető, ökológiaailag érzékeny, az antropogén átalakítás miatt veszélyeztetett területek monitoringja idő- és költséghatékonyan elvégezhető a távérzékelés adatok objektum alapú szegmentálásával és félautomata vagy automata kiértékelésével.*

Megjelenik a különböző tengeri és tavi parttípusok termőhelyi adottságaihoz igazodó növényegyüttesek, wetlandek (Yu et al. 2006, Kelly és

Tuxen 2009, Shan és Hussain 2009, Rokitnicki-Wojcik et al. 2011) és a vízfolyásokat kísérő, dinamikusan változó árterek ökoszisztémáinak vizsgálatában (Gergel et al. 2007, Addink et al. 2008, Johansen et al. 2010, Kollár et al. 2011). Utóbbiak mint tájökológiai folyosók gyakran a tájak legfajgazdagabb elemeit alkotják, és emiatt megőrzésük az egyik legfontosabb tájvédelmi feladat (Kerényi 2007).

Kiváló lehetőségeket kínál a változatos éghajlati viszonyokhoz igazodó, rendkívül heterogén és mozaikos növényzetű szavannatípusok felmérésére, valamint az ott megjelenő természetes és mesterséges zavaró környezeti hatások tájökológiai következményeinek értékelésére (Levick és Rogers 2008, Levick és Asner 2013). A villámcsapás és az öngyulladás okozta természetes eredetű tüzek komoly szerepet játszanak a szavannák természeti képének fenntartásában, ahol a leégett lágyszárú vegetáció között megmarad, tűznek ellenálló erdőfoltok és facsoportok maradványfoltokat képeznek.

Nagyszámú tanulmány foglalkozik az erdőterületek objektum alapú térképezésével és monitorozásával (Heyman et al. 2003, Herrera et al. 2004, Hay et al. 2005, Kamagata et al. 2008, Pascual et al. 2008, Xie et al. 2008). Bár a Tiszaúgyban ennek a felszínborítási kategóriának a *relatív területi aránya* csupán 6,3% (Dövényi 2010; 1. táblázat), melynek túlnyomó része telepített és ültetvény típusú erdő, mégis fontosnak tartom a GEOBIA erdészeti alkalmazásainak rövid bemutatását.

Az objektum alapú képfeldolgozás alkalmas a vertikálisan és horizontálisan erősen tagolt, élénk reliefű felszíneken tenyésző és/vagy nagy kiterjedésű erdőterületekről készült távérzékelési adatok gyors és eredményes kiértékelésére. A spektrális jellemzők mellett figyelembe veszi a textúrát és a térbeli összefüggéseket is, ami pontosabbá teheti pl. az azonos korcsoportú és fajtából álló állományok felmérését (Verőné Wojtaszek 2010). A korszerű távérzékelési módszerek és az új adatelemző technikák támogatják emellett az erdőállományok mennyiségi és minőségi jellemzőinek meghatározását (faj, kor, elegyarány, záródás, egészségi állapot). Segítik az erdőgazdálkodáshoz (vágásterületek kijelölése, erdőtelepítés, termőhely-értékelés) és az erdőleltárhoz (fatömeg és -térfogat becslése) szükséges adatok gyűjtését, az üzemtervi és erdészeti térképek aktualizálását (Boyd és Danson 2005, Chubey et al. 2006, Desclée et al. 2006, Shiba és Itaya 2006, Addink et al. 2007, Radoux és Defourny 2007, Raši et al. 2011, Sasaki et al. 2012). Csató és Kristóf (2002) kiemelik, hogy a pixel alapú eljárásokkal szemben az objektumorientált technikáknál a spektrálisan igen eltérő, de egymással szomszédos képpontokból képzett képobjektumok (pl. a fakoronák napos és árnyékos oldala) általában azonos osztályba kerülnek, ami csökkenti a félreosztályozás kockázatát.

A természetes, maradvány- és/vagy bolygatott foltokból álló élőhelyeknél a tájvédelmi feladatok között megjelenik az invazív és tájidegen fás és lágyszárú növényfajok eltávolítása, folyamatos visszaszorítása, mely veszélyeztető tényezők terjedése az objektum alapú technikákkal megbízhatóan dokumentálható (Laliberte et al. 2004, Langanke et al. 2007, Chopping et al. 2008, Smith et al. 2008, Hellesen és Matikainen 2013).

Laliberte et al. (2004) egy 150 ha-os új-mexikói (Jornada-medence) szemiárid legelőn a különböző cserjefajok térbeli terjedését vizsgálták objektum alapú képelemzéssel. Ehhez tizenegy időkeresztmetszetből (1937 és 1996 között) választottak ki 1 m alatti geometriai felbontású (0,23–0,86 m/pixel) fekete-fehér, valós színes és színes infravörös (color-infrared, CIR) légifényképeket, valamint egy 2003-ban készült QuickBird műholdfelvétel egyik képsávját (0,6 m/pixel). Megállapították, hogy az említett időszakban a mintaterületen a nyílt gyepek részaránya az intenzív cserjésedés miatt 18,5%-ról 1,9%-ra csökkent, a bokros területeké 0,9%-ról 13,1%-ra nőtt.

A vegetációváltozás monitorozására a spektrális és az alakjellemzőket kombináló régió alapú képszegmentálási technika – kezdetben minden képelemet vagy cellát önálló szegmensként kezelő, azokat véletlenszerűen kiválasztó és a megadott homogenitási feltételek szerint összevonó – területnövesztő típusát alkalmazták. Ezek az eljárások a komplex természeti/táji rendszerekben megjelenő kaotikus formájú, apró részletekre bontható és „önhasonló” (vagy skálainvariáns) alakzatokat (pl. a tájak különböző hierarchiaszintjei, ökológiai hálózatok, folyóhálózatok) az euklideszi geometria helyett a valósághoz jobban illeszkedő, tört (fraktál) dimenziójú felületekkel, terekkel jellemzik (*Burrough 1981, Milne 1988*). A fraktál mértékek skálázása megközelítésen (fractal net evolution approach, FNEA) alapulnak (*Baatz és Schäpe 2000*). A képobjektumokat egy finomabb és egy durvább szegmentálási szinten állították elő. Előbbi az egyes cserjék, utóbbi a nagyobb méretű elemek (sós agyag- és csupasz talajfelszínek, stb.) azonosítására szolgált. Ez lehetővé tette a pankromatikus felvételeken gyakran hasonló fényességi értékekkel megjelenő bokrok és gyepterületek elkülönítését, mivel az így létrehozott poligonok mérete nagyobb volt, mint a legterjedelmesebb cserjefolt. A következő lépésben a cserjéket a fuzzy logikán nyugvó csoportképzési funkciók (fuzzy logic membership functions) alapján, az egyéb felszínborítási kategóriákat a kiválasztott tanulószegmensekhez leginkább hasonló textúrájú szomszédos képobjektumok csoportosításával, ellenőrzött módon osztályozták (standard nearest neighbor classifier).

A szerzők feltételezték, hogy a felszínborítási kategóriák osztályozási pontossága a légifényképeken és az űrfelvételen hasonló, mivel utóbbi esetében csak a pankromatikus csatornát használták, illetve előzetesen a távérzékelt adatokat a legdurvább felbontás szerint egységesen újra-mintavételezték. Nem sokkal a műholdfelvétel készítési időpontja után húsz véletlenszerűen kiválasztott 0,04 ha-os parcella foltjait, köztük minden 0,5 m-nél nagyobb átmérőjű cserje körvonalát műholdas helymeghatározó eszközzel felmérték. Az objektum alapú képfeldolgozással előállított foltterképeket összevetették a földi validálás eredményeivel. A pontosságellenőrzés során azt tapasztalták, hogy az utolsó vizsgált időszakban a gyeppel (2,2 ha helyett 2,6 ha) a cserjeborítás (61,5 m² helyett átlagosan 82,7 m²/tanulóterület) térbeli kiterjedését is alulbecsülték annak ellenére, hogy a 2 m²-nél nagyobb lombterületű egyedek kb. 87%-át sikeresen meghatározták. Ennek oka a geometriai felbontás mellett az objektumokhoz tartozó igen eltérő vagy vegyes radiometriai és spektrális reflektancia értékű képelemek, képelemhalmazok generalizálása és félreosztályozása volt. Amíg a fás szárú

növények tömör szerkezetű belső terét a képen sötétebb árnyalatú pixelek jelölik, addig a lombkorona geometriai középpontjától a szegély felé távolodva az elemi képközpontok általában világosabbá válnak. Emiatt gyakran ezek a képrészletek más felszínborítási kategóriába kerülnek besorolásra (Ansley et al. 2001, Goslee et al. 2003). Emellett számos, a felbontási elemnél kisebb lombméretű egyed kimaradt az osztályozásból, melyek radianciája hasonló volt a környezete fényességéhez. Emiatt a képen nem (megfelelően) képződtek le, beleolvadtak a mátrixba.

A bizonytalanságok (pl. a távérzékelte adatok eltérő minősége) ellenére Laliberte et al. (2004) szerint a hagyományos pixel alapú technikák helyett/mellett érdemes OBIA-t alkalmazni a cserjésedés-erdősödés vizsgálatára, amely megközelíti a vizuális interpretáció hatékonyságát az információk kinyerésében, előnye továbbá a félautomata/automata osztályozási rutin.

2.3.3. Urbán és szuburbán tájtípus

Mucsi et al. (2007) szerint a városi beépítettség és a felszínborítás változásának elemzése, az ezekből eredő környezeti és társadalmi hatások értékelése, valamint a köztük lévő kapcsolatok feltárása a városökológiai kutatások alapvető feladata. Munkájukban kiemelik, hogy a települési terekre jellemző lakóhely típusú és mesterségesen fenntartott tájoltok térben és időben változékonyak. A horizontálisan és vertikálisan tagolt, általában igen heterogén anyag-összetételű és emiatt eltérő reflektanciájú városi felszínborítási típusok elkülönítésére, valamint pontos lehatárolására a hagyományos (pixel alapú) képelemző technikák nem, vagy csak korlátozottan használhatók. Figyelembe kell venni a távérzékelte adatok térbeli felbontása és a városi beépítési módok közötti relációkat (pl. mintázat, geometria), s olyan módszereket kell keresni, melyek támogatják az összetett, spektrálisan kevert képelemek pontosabb feldolgozását (Mucsi et al. 2007). Nem véletlen, hogy az objektum alapú képfeldolgozó szoftverek egyik alkalmazási területe a városi és a szuburbán tájak vizsgálata. A témában számos tanulmány született (Hofmann 2001, Herold et al. 2003, Shackelford és Davis 2003, Frauman és Wolff 2005, Jacquin et al. 2008, Zhou és Troy 2008, Verőné Wojtaszek és Ronczyk 2012).

Hodgson et al. (2003) légifelvételek és LiDAR-adatok, Cothren és Gorham (2005) QuickBird műholdképek segítségével végezték el a burkolt és nem burkolt városi felszínek elkülönítését egymástól. Szintén nagy felbontású QuickBird felvételeken tesztelték Yuan és Bauer (2006) a digitális képfeldolgozási technikák (hagyományos pixel alapú és objektum alapú módszerek) alkalmazhatóságát a mesterséges felületek térképezésében. Grenzdoerffer (2005) közepes térbeli felbontású LANDSAT és SPOT űrfelvételek, valamint nagy felbontású légifényképek idősoros vizsgálatával határozta meg Rostock felszínborítás változásait. Im et al. (2008) Las Vegas változásvizsgálatánál azt találták, hogy az objektum alapú megközelítés jobb eredményt ad, mint a hagyományos pixel alapú képfeldolgozási stratégiák. Nagy felbontású légifelvételek feldolgozása során Cleve et al. (2008) megállapították, hogy heterogén mintázatú szuburbán tájrészletek (Kalifornia) esetében az objektum alapú képelemzés a határzónákat és a beépített

területeket sokkal pontosabban felismeri és osztályozza, mint a pixel alapú módszerek. Hasonló következtetésre jutottak *Platt és Rapoza (2008)*, akik Pennsylvániában vizsgálták a szuburbán (városi és a mezőgazdasági) területek felszínborítását.

Mathieu et al. (2007) multispektrális IKONOS műholdképeken kísérelték meg a városi terek (Dunedin City, Új-Zéland) zöldfelületeinek meghatározását. A szerzők kiemelik tanulmányukban, hogy a szórt rendszerű, gyakran kisméretű, mesterségesen fenntartott tájoltok fajgazdagok lehetnek, melyek társulás- vagy akár fajszintű térképezéséhez elengedhetetlen a nagy geometriai és (spektrális) felbontású képadatok, továbbá a komplex és heterogén térbeli mintázatokat kezelni képes objektum alapú képfeldolgozási eljárások alkalmazása. Nagy körütekintést igényel a képszegmentálási műveletek paraméterezése. Fokozatos, folytonos lehet az átmenet pl. egy városi park és egy azzal szomszédos erdő között, emiatt az egyes foltok határainak pontos kijelölése is sérülhet. Az osztályozás pontosságának növelése érdekében szükség lehet a kategóriák számának csökkentésére, s az összevonásokkal (15 vegetációs osztály helyett csak 10) esetükben az eredeti 64%-os képosztályozási pontosság 77%-ra javult (*Mathieu et al. 2007*).

Kampouraki et al. (2008) az objektum alapú képfeldolgozás lehetőségeit és korlátait vizsgálták a burkolt felszínek és a zöldfelületek azonosításában szuper nagy térbeli felbontású (0,125 m/pixel) színes légifényképeken négy, eltérő beépítettségi típusú (egy ipari, egy kereskedelmi és két lakóövezet), egyenként 6,25 ha-os városi mintaterületen (Cambridge, Nagy-Britannia). A tájmozaikok elkülönítésére és osztályozására alkalmazott eljárások – számítógép-képernyőn digitalizálás és vizuális interpretáció, továbbá az eCognition szoftverben elvégzett automata képszegmentálás és hagyományos képosztályozás – összehasonlító elemzése során az átlagos térképezési pontosság mindkét módszer esetében kb. 92% volt. A szerzők szerint a félautomata-automata objektum alapú technikák alkalmasak lehetnek a szubjektív, drága, idő- és munkaigényes hagyományos légifelvétel interpretáció (aerial photo interpretation, API) kiváltására a különböző, jellemzően települési/városi felszínborítási kategóriák térképezésében.

2.4. Objektum alapú képelemzés a környezet- és a tájvédelemben

Világszerte jelentős környezeti problémákat okoz az emberi társadalom mindennapi termelő tevékenysége, amely gyakran kedvezőtlenül befolyásolja a nyílt környezeti rendszerek (pl. tájak) működését. Ezek az emberi léptékben mérve is gyors ütemű, a földi rendszerekben minőségi változásokat előidéző környezetkárosító folyamatok a bioszféra pusztítása. Ezen belül is főként az erdőterületek irtása, átalakítása, továbbá a túlhalászás, a túllegeltetés, a földhasználatváltás, a talajerózió, a defláció, a nyersanyagok bányászata és az energiatermelés, az egyéb antropogén tevékenységek (*Kerényi 1995, Rakonczai 2008*). A távérzékelés és a modern képelemző módszerek együttes alkalmazása hatékony nemcsak a térben és időben gyorsan változó környezetkárosító tevékenységek és káros környezeti folyamatok, hanem az esetleges, általában gyors lefolyású és/vagy ritmusosan változó, szabályszerűségeket mutató természeti

jelenségek, természeti veszélyek vizsgálatában (*Van de Sande et al. 2003, Park és Chi 2008*), a kockázatkezelésben és a kárfelmérésben (*Gusella et al. 2005, Myint et al. 2008*). Az objektum alapú képfeldolgozás egyre nagyobb szerepet kap a zsugorodó és degradálódó erdőterületek, az erdőirtások felmérésében (*Thiel et al. 2008*). Ezek elsősorban az egyenlítői övben tenyésző trópusi esőerdőket (*Hayes és Sader 2001, Duveiller et al. 2008, Renó et al. 2011*) és tengerparti mocsárerdőket (mangrove) (*Krause et al. 2004, Wang et al. 2004, Conchedda et al. 2008, Kamal és Phinn 2011*), valamint a szubarktikus öv tajgaerdőit (*Hese és Schmulilius 2005*) veszélyeztetik.

A GEOBIA térhódítása megfigyelhető a szórt helyzetű, változó méretű tájfoltokból, ökológiai folyosókból és pufferzónákból felépülő ökológiai hálózatok vizsgálatában (*Ivits et al. 2002, Waser et al. 2004*), amelyeknek segíteniük és biztosítaniuk kell a tájak természetközeli állapotának megőrzését, a fajok mozgását, vándorlását, szétterjedését és az élőhelyek közötti természetes fajcserét (*Kerényi 2007*). Megjelenik például a kontinens területének mintegy ötödére kiterjedő, közel 25 ezer elemből (*Takács és Érdiné Szekeres 2010*) – különleges természetmegőrzési területekből (Special Areas of Conservation, SACs) és különleges madárvédelmi területekből (Special Protection Areas, SPAs) – álló Európai Unió ökológiai hálózatának monitoringjában (*Ivits és Koch 2002, Bock et al. 2005, Langanke et al. 2007, Förster és Kleinschmit 2008*).

2.5. A tájmintázat kvantitatív értékelési módszere: a tájmetria

2.5.1. Elméleti háttér, a folt-folyosó-mátrix modell

A tájökológiai kutatások kezdetben a tájak szerkezetének feltárására fókuszáltak, mely három szintre tagolódik:

- Az elsődleges tájszerkezetet a természeti (tájalkotó) tényezők alakítják ki.
- A másodlagos tájszerkezet a természeti adottságokat hasznosító emberi tevékenység következtében kialakuló táji mintázatot jelenti. Ebben az esetben spontán létrejövő, de mesterséges mintázatról van szó, amely általában a tájak fejlődéstörténetének korábbi szakaszaiban kialakult szerkezetet tükrözi (pl. a mediterrán kultúrtájak vagy a Hortobágy). A spontán folyamatok dominanciája vagy akár megjelenése a tájszerkezet alakításában ma már egyre kisebb területekre korlátozódik.
- A harmadlagos szerkezet mesterségesen, tervezési és politikai döntések nyomán jön létre (*Mezősi és Fejes 2004, Szabó 2009*).

Először a tájelemzések az ún. elsődleges tájszerkezet, a táji adottságok és a hierarchikus kapcsolatok feltárására koncentráltak, melyek támogatták a tájakat ért hatások és következményeik (pl. a táji regenerációs potenciál) megértését. Az 1970-es évek második felétől a funkcionális irányzat jelent meg, melyet a közepes léptékű regionális tervezés és a tájrendezés hívott életre az optimális tájhasználat és a tájpotenciál hasznosítása érdekében. Az utóbbi negyedszázadban a folyamatorientált elemzés került a kutatások homlokterébe, amely induktív módon,

terepi mérésekre és térképezésre alapozva, nagy léptékben keresi a választ a tájak működésére (Mezősi és Rakonczai 1997, Mezősi és Fejes 2004).

A tájökológiai vizsgálatok és a tájmetriai elemzések alapját elsősorban a Robert MacArthur és Edward Wilson által 1967-ben kidolgozott szigetbiogeográfia teória képezi (Forman és Godron 1986, Forman 1995a). E gondolati rendszer szerint a tájak térbeli alkotóelemei a foltok, a folyosók és az azokat körülölelő mátrix, melyeket együttesen tájalkotó elemeknek nevezünk (Kerényi 2007). A tájban megjelenő komponensek közül:

- a sík minden irányában kiterjedt és a környezetétől eltérő viszonylag homogén elemeket (felszínborítási kategóriák vagy növénytársulások szerint) tájfoltként;
- a fajáramlást a foltok között elősegítő lineáris egységeket (tájökológiai) folyosóként;
- a többi tájalkotót beágyazó, általában legkiterjedtebb és/vagy legösszefüggőbb területet mátrixként értelmezzük (Forman és Godron 1986, Forman 1995a, Csorba 1997, Báldi 1998, Mezősi és Fejes 2004, Kerényi 2007).

Az elmélet elnevezése az óceáni szigetcsoportok fajdinamikájával kapcsolatos megfigyeléseken alapul, melyeket a szárazföldi modellben is alkalmazunk. A fontosabb összefüggések a következők (Forman és Godron 1986, Forman 1995a, Kerényi 2007):

- a nagy kiterjedésű tájökológiai foltok (hasonló földrajzi környezetben) fajokban gazdagabbak, mint a kisebb foltok;
- a nagy foltokhoz (hasonlóan a kontinensekhez) közelebbi kisebb méretű tájfoltok fajgazdagsága a nagyobb betelepülési ráta miatt magasabb, mint a távolabbi foltoké;
- a kontinentális tájak mátrixa a tengerhez képest átjárhatóbb, kedvezőbb a fajok mozgása és a fajcsere szempontjából (a fajoknak nem kell úszni vagy repülni tudnia a foltok közötti távolságok leküzdéséhez), emellett a természeti vagy természetközeli tájak mátrixa kedvező fajforrás lehet;
- a statisztikus megközelítés szerint a terület és a fajszám közötti kapcsolat csak egy bizonyos foltméretig lineáris, aztán a fajok számának növekedési üteme mérséklődik; ezt a megfigyelést a tájfoltokra értelmezve létezik egy olyan minimális foltméret, amely alatt a fajkihalás felgyorsul.

2.5.2. Tájmetria

A tájmetria angolszász eredetű tájökológiai módszer, kvantitatív kutatási irányzat. A tájak térbeli mintázatát, mozaikosságát a tájalkotó elemek – foltok, folyosók és az azokat beágyazó mátrix – geometriai tulajdonságain és egymáshoz viszonyított helyzetén keresztül írja le (Forman és Godron 1986, Forman 1995a, Gustafson 1998, Lóczy 2002, Szabó 2005, Csorba 2007, Kerényi 2007, Szabó 2009, Waltz 2011).

A *tájmintázat ökológiai szempontú értékelése* során figyelembe kell vennünk a természeti tájak és a kultúrtájak működésében, tájszerkezetében meglévő minőségi különbségeket (Kerényi 2007). **Mozaikosságról** beszélünk a természeti tájak esetében, ahol a tájalkotó tényezők területi heterogenitása sajátos mintázatot hoz létre. Ez az elrendeződés a tájalkotó elemek térbeli megjelenésében is megfigyelhető. A természetes és a természetközeli élőhelyek gyakran komplexek és eltérő közösségek, társulások mozaikjaiból épülnek fel (ilyenek pl. a nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek vagy a fajgazdag löszgyepek) (Fekete et al. 1997, Bartha et al. 1998). Ha a mintázatot a társadalom termelő tevékenysége alakítja ki és formálja a tájelemek felszabdolásával, akkor **fragmentációról** van szó (Csorba 2007, Kerényi 2007, Szabó 2009). Az angolszász tájökológiai szakirodalomban ez a két fogalom gyakran összemosisdik, s lényegében nem tesznek különbséget a természetes és az antropogén eredetű tájmozaikok, tájmozaikrendszerek között.

Forman (1995a) összefoglaló munkájában a táj felszabdálódásának következő szakaszait különíti el: perforáció (perforation), kettészelődés (dissection), feldarabolódás (fragmentation), összezsugorodás (shrinkage) és feloldódás (attrition). Jaeger (2002) szerint a tájalkotó elemeket módosító perforáció és kettészelődés között történik a bemetsződés (incision) fázisa. Mindkét szerző kiemeli, hogy a fázisok nem különülnek el élesen egymástól és párhuzamosan akár több is végbemehet közülük, de a domináns folyamat általában jól azonosítható (Forman 1995a, Jaeger 2002). Ebben a modellben a kiindulási állapotot a természetes folyamatok által létrehozott tájszerkezet jelenti, amely emberi bolygatástól mentes tájökológiai foltokból, folyosókból és mátrixból áll. Kezdetben a tájalkotó elemek, pl. egy nagyméretű tájfolt egyre kisebb foltokra szabdálódik fel (melyek belső magterülete akár teljesen eltűnhet), s ezek hasznosítása részben vagy teljesen módosul. Ebben az esetben még mozaikosságról beszélhetünk. Az eltérő területhasználatú/felszínborítású területek határa egyes, érzékenyebb fajok esetében ökológiai gátat képezhet és korlátozhatja azok mozgását (Wiens 1985, Kotliar és Wiens 1990, Wiens 2000). A tájfoltok közé gyakran vonalas műszaki létesítmények is beékelődnek, amelyek valóban gátként funkcionálnak és számos faj számára áthatolhatatlan akadályt jelentenek (Oxley et al. 1974, Harris 1984, Forman és Alexander 1998, Klopatek és Gardner 1999, Ingegnoli 2002, Farina 2006, Csorba 2007). Ezt már fragmentációnak tekintjük. Ilyen lehet pl. egy csatorna, de idetartoznak többek között az út- és vasúthálózat elemei is. Ezek nemcsak bizonyos növény- és még inkább állatfajok, hanem az ember gyalogos mozgását is gyakran megnehezítik, szélsőséges esetben lehetetlenné teszik (Csorba 2005). Ezt mi is tapasztaltuk, hiszen a terepmunka során az antropogén eredetű, főként vonalas tereptárgyak, objektumok barrier hatása befolyásolta a mozgásunkat. Emiatt többször kellett módosítanunk haladási pályánkat. Kerényi (2007) megjegyzi, hogy a települések szerepét – amelyek az antropogén hálózatok meghatározó részét képezik – az ökológiai hálózatok fragmentációjában érdemes a lineáris infrastrukturális elemekkel együtt vizsgálni, hiszen a települések általában a vonalas műszaki létesítmények csomópontjai. Emellett a falvak és a városok – méretüktől, alakjuktól és szerkezetüktől függően –

számos állatfaj számára átjárhatóak, hiszen a zöldfelületek biztosíthatják a bel- és külterületi élő rendszerek közötti kapcsolatot, csökkenthetik a fragmentációs hatást.

Az egyes tájmetriai indexek folt, osztály és táji szinten értelmezhetők (*Forman és Godron 1986, McGarigal 2002*). Nagy léptékben a mutatók az egyes foltok területét, kerületét, alakját, stb. jellemzik. Az osztályszintű indexek egyrészt az egy-egy (területhasználati/felszínborítási) kategóriába sorolt foltok összevont tulajdonságait egyszerű vagy súlyozott átlaggal adják meg, másrészt olyan jellemzőket is figyelembe vesznek, amelyekkel az egy csoportba tartozó elemek térbeli helyzetére (összekapcsoltság, területi eloszlás, közelség) következtethetünk. Táji szinten a mutatókat a táj összes foltjának a jellemzői alapján számítjuk (*McGarigal 2002*). Értelemszerűen minden mérőszámnak nem létezik mindhárom szinten változata: van, ami csak folt szinten és van, ami csak táji szinten értelmezhető.

Az 1980-as évek második felétől növekvő számban jelentek meg a tájmetriai indexek, amelyek napjainkban is komoly szerepet játszanak a tájszerkezet térbeli heterogenitásának vizsgálatában és törvényszerűségeinek feltárásában, hozzájárulva ezzel a tájak működésének jobb megértéséhez (*Mezősi és Fejes 2004, Kupfer 2012, Schindler et al. 2013*). Ezt a törekvést nagymértékben elősegítette a geoinformatikai szoftverek megjelenése és elterjedése (*Lóczy 2002, Mezősi és Fejes 2004*). Emellett a tájmetriai elemzésekhez felhasznált távérzékelte adatokhoz (légifényképek, műholdfelvételek) ma már könnyebben és sok esetben olcsóbban, vagy akár ingyen juthatunk hozzá (*Szabó 2010a, Szabó 2010b*). Újabb lehetőségeket kínál ezen a területen az objektum alapú képfeldolgozás. Általában a tájfoltok képezik a tájmetriai feldolgozások alapját, mivel a foltok geometriai tulajdonságai (pl. terület, alak, kerület) és relatív térbeli elhelyezkedése (közelség, konnektivitás, stb.) matematikailag egyszerűen számítható.

A tájfoltokra vonatkozó mérőszámokat csoportosíthatjuk aszerint, hogy a tájszerkezet tulajdonságait mennyiségi és/vagy minőségi szempontból írják-e le. Megkülönböztetjük a terület (area), kerület és terület (area/perimeter); az alak (shape); a magterület (core area); az elszigeteltség/közelség (isolation/proximity); a kontrasztosság (contrast); az elterjedés/szétszóródás (contagion/interspersion); az összekapcsoltság (connectivity) és a diverzitás (diversity) jellemzésére szolgáló mutatókat (*O'Neill et al. 1988, Turner és Gardner 1991, Haines-Young és Chopping 1996, Lóczy 2002, Mezősi és Fejes 2004, Szabó 2005, Szabó 2009, Walz 2011*). Dolgozatomban a szoftveresen kiszámított terület/kerület, alak, magterület, izoláció/közelség, elterjedés/szétszóródás és diverzitás indexeket alkalmaztam a tájszerkezeti vizsgálatokhoz. Az elemzésbe bevonható mérőszámok körét a tájmetriai számításokhoz felhasznált programokba és modulokba beépített algoritmusok határozzák meg.

Az elmúlt mintegy 30 évben létrehozott több száz tájmetriai index nagy része erősen korrelál egymással. Emiatt a redundancia kiszűrése és az egyes mérőszámok tájanalízisben történő alkalmazhatóságának vizsgálata kulcskérdésnek számít (*Cale és Hobbs 1994, Tischendorf 2001, Li és Wu 2004*). Az utóbbi időben az ún. alkalmazásspecifikus indexek használata került előtérbe, amelyek a tájmintázatot az ökológiai folyamatok részének tekintik (*Rutledge 2003, Mezősi és*

Fejes 2004, Csorba 2007). Szabó (2009) munkájában rávilágít, hogy a mutatók közötti keresztkorrelációk erősségét a feldolgozott metrikák, az elemzésbe bevont mintaterület tájfoltjainak jellege és a felhasznált alaptérkép részletgazdagsága erősen befolyásolja. Az indexek közötti korrelációk változékonysága miatt nem lehet teljes körűen meghatározni azokat a mérőszámokat, amelyek bármely térrészlet tájanalízisében általánosan (egységesen) alkalmazhatók. Ennek következtében a különböző statisztikai feldolgozások eredménye eltérő lesz egymástól (Szabó 2009).

A tájmintázat kvantitatív elemzése során néhány olyan korlátozó tényező is megjelenik, amely a módszerek, s ezen keresztül a számítógépes programokba és modulokba beépített algoritmusok változó minőségű kidolgozottságával magyarázható. Emiatt az eredmények interpretációja eltérő lehet *(Szabó 2009)*. Figyelembe kell vennünk a következőket:

- A feldolgozás során nem különböztetjük meg a lineáris és a nem lineáris tájjeleket, formailag – és természetesen nem funkcionálisan – a mozaik minden elemét (tájfolt, folyosó és mátrix) foltként értelmezzük.
 - A többi tájalkotó elemet beágyazó mátrix is általában heterogén és gyakran (ökológiai) folyosók tagolják *(Kerényi 2007)*, emiatt a mátrix és a tájfoltok között sem geometriai, sem topológiai értelemben nincs különbség. A feldolgozás során mindhárom tájalkotó elemet poligonnak tekintjük. *Szabó (2009)* szerint két lehetőség közül választhatunk: vagy tájfoltként értékeljük a mátrixot is, vagy kihagyjuk az elemzésből. Utóbbi alkalmazása akkor célszerű, ha a mátrix egy vagy néhány nagyméretű tájfoltból áll, ami a számításokat – elsősorban osztály és táji szinten – megzavarná.
 - A tájfoltok közötti távolságok meghatározásánál a tájmetriai mutatók általában euklideszi távolságokkal (két pont közötti legrövidebb egyenes vonal hossza) számolnak, néhány a legkisebb költségű útvonalat (ökológiai vagy funkcionális távolság) veszi alapul. Utóbbi alkalmazása elterjedt a geoinformatikában a két pont közötti legrövidebb út hosszának és útvonalának meghatározására, mely során a folttérkép felszínborítási/területhasználati kategóriáit a vizsgált állatfaj(ok) mozgása szempontjából súlyozni kell *(Gonzalez et al. 2008)*. Feltételezzük, hogy bizonyos (típusú) tájfoltokban az adott faj mozgása még elképzelhető, másokat viszont valószínűleg elkerül. A legkisebb költségű felülettel definiált ökológiai távolság a valós tájszerkezeti viszonyokat jobban tükrözi, és emiatt megfelelőbb a fajok mozgásának elemzésére.
- A térbeli elemek összekapcsoltságának, azon belül pl. az ún. áramlási funkciónak (spread function) a vizsgálata gyakran megjelenik a téradataelemzésekben, amely két kiválasztott pont között a „legjobb” elérési útvonalat adja meg. Ez jelentheti a leggyorsabb, a leggazdaságosabb vagy akár a tájképileg legfestőibb útvonalat is. Ha egy egységnyi oldalhosszúságú négyzet alakú térrészlet bal alsó sarokpontjából szeretnénk eljutni az elem jobb felső csúcspontjába, akkor legegyszerűbb a két csúcspontot összekötő egyenes vonal (átló) mentén haladnunk (melynek hossza 1,414). Ezzel szemben a négyzet oldalait követve a távolság 2 lesz. Tételünk fel, hogy ez a négyzet egy

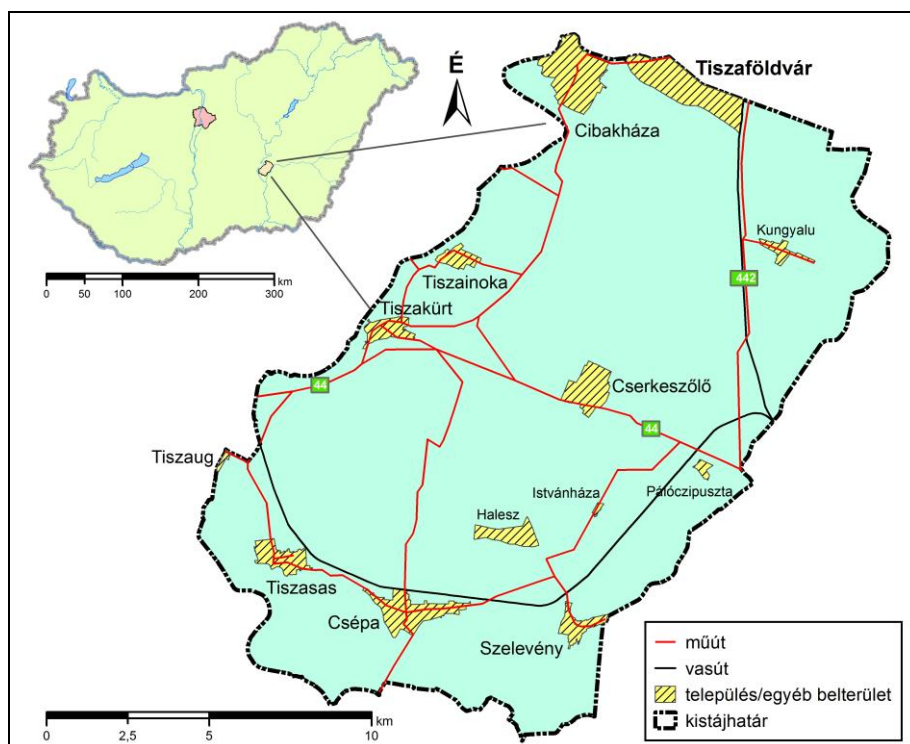
vízfelület, egy mocsár vagy egy antropogén eredetű fragmentáló tájelemmel (pl. kerítés, villanypásztor) határolt mozaik, amely számos (repülni és úszni nem tudó) állatfaj mellett az ember mozgását is akadályozhatja. Ebben az esetben „kifizetődőbb” a rövidebb átló helyett a hosszabb, de könnyebben leküzdhető oldaltávolságokat megtenni, hogy eljussunk egyik pontból a másikba. Az egységnyi úthosszra eső költségek alapján meghatározható az ún. „ellenállási vagy súrlódási felület” (friction surface) (Trodd 2005, Gonzalez et al. 2008), amely a tájökológiában – a különböző emberi tevékenységek hatására kialakult tájszerkezetben – a fajok áramlásának, elterjedésének modellezését segíti elő.

- A tájmetriai feldolgozásoknál alkalmazott szoftverek túlnyomó többsége nem kínál lehetőséget a sok esetben gátként funkcionáló vonalas műszaki létesítmények tájfragmentáló szerepének értékelésére. Egyedül a hatékony hálóméret (effective mesh size) (Jaeger 2000) mérőszámra készült olyan algoritmus, ami a lineáris antropogén elemeket is figyelembe veszi (Girvetz et al. 2008). *Munkám során a közút-, a vasút- és a településhálózat elemeit, valamint a vízfolyásokat (csatornákat) számítógép-képernyőn vektorizáltam, ezért a fragmentációra, izoláltságra és konnektivitásra tett megállapításaim a tényleges tájszerkezetre vonatkoznak.*
- A tájökológiában és a tájvédelemben fontos szempontként jelenik meg a mátrix és/vagy a folyosók konnektivitásának vizsgálata (Forman 1995a, Jordán et al. 2003), de a tájmintázat szoftveres feldolgozása során ezt a tulajdonságot nem tudjuk figyelembe venni. A dolgozatban ezért a *foltok összekapcsoltságáról* írok. Ez az egymáshoz viszonylag közel eső kisebb-nagyobb tájfoltok sorozatából álló folyosótípust (lépegető kövek, stepping stones) veszi alapul, amely biztosíthatja egyes fajok számára a szomszédos vagy távolabb fekvő tájalkotó elemek (foltok) elérését (Forman 1995b, Báldi 1998, Baum et al. 2004, Whitaker és Fernández-Palacios 2007). Ebben a megközelítésben akkor beszélünk konnektivitásról, ha két tájfolt közelebb van egymáshoz, mint az a minimum távolság, amelyet egy faj mozgása során biztosan megtesz egyik folttól a másikig (Szabó 2009).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A mintaterület lehatárolásának problematikája

Az új kistáj-kataszter szerint a Tiszazug területe 248 négyzetkilométer (Dövényi 2010). Északon a Szolnok–Túri-sík, keleten a Körösszög, délen és nyugaton a Dél-Tisza-völgy határolja. A kistáj-kataszter első kiadásában a kistáj területét 200 négyzetkilométerben (Marosi és Somogyi 1990) határozták meg, s az eltérés oka a tájhatárok megvonásához használt adatbázisok különböző méretarányában keresendő. Nagyobb léptékű adatbázisok alkalmazásával korrigálták a tájhatárokat, amely a Tiszazug esetében a kistáj területének bővülését eredményezte.



2. ábra. A mintaterület térképe

A mintavételezésnél és az adatok előfeldolgozásánál (légifényképek georeferálása) én is ezt a térbeli keretet vettem figyelembe, de a mintaterület határait a kistáj léptékéhez igazodó topográfiai térképek és távérzékelte adatok felhasználásával pontosítottam. Ehhez a kistáj poligonját, a tájhatár egyes szakaszait a raszteres rétegeken jól beazonosítható, a vektoros elemhez közel elhelyezkedő, térben és időben hosszú távon változatlanoknak tekinthető (ez alatt a vizsgálat mintegy 50 éves időhorizontját értem) lineáris antropogén tájelemekhez (múutak, a Tisza és a Hármas-Körös töltésén futó földutak, csatornák) igazítottam. Így a mintaterület mérete 251,68 négyzetkilométerre módosult (2. ábra).

A tájmetriai elemzéseknél fontos tényező a mintaterület határának pontos megválasztása. Egyébként a határvonal gyakran elvágja a tájfoltokat, és emiatt itt nagyszámú, általában túl kis területű „szilánkpolygon” jön létre (Szabó 2009, Turi és Szabó 2009). Ezek elsősorban osztály és táj szinten befolyásolják a terület és kerület alapú, valamint az ezekből származtatott tájmetriai paraméterek értékét, ezért igen körültekintően kell eljárni a feldolgozás és az interpretáció során (Szabó 2009). Törölni kell a töredékpolygonokat, raszteres feldolgozás esetén a néhány pixelből álló foltokat (Mezősi et al. 2008). Ezeket a szempontokat figyelembe véve a kistáj- és a tájrészletszintű elemzéseknél magam határoltam le a lehető legpontosabban a vizsgálati egységeket. Így a határt képező vonalas művi tájelemek (túlnyomórészt burkolt és burkolat nélküli utak) – mint különböző felszínborítási kategóriába tartozó mozaikok – nem okoztak gondot a

feldolgozásnál. A mintavétellel kiválasztott tájablakok körvonala (azok szabályos alakjából adódóan) sok esetben elmeszette a tájfolt poligonokat, de mikroméretű töredékek itt sem képződtek.

3.2. A kistáj általános természetföldrajzi jellemzése

A mintaterület természetföldrajzi/tájföldrajzi szakirodalma más hazai kis- és középtájakkal (pl. Bodrogköz, Rétköz, Nyírség, Tokaj-Hegyalja) összehasonlítva – medenceközponti helyzete ellenére – igen szegényes (*Aldobolyi Nagy 1954, Benedek 1954, Tímár 1954, Urbancsek 1961, Borsy 1968, Borsy 1969, Rónai 1985, Krolopp és Szónoky 1989, Marosi és Somogyi 1990, Gábris és Túri 2008, Tóth 2008, Dövényi 2010*). *A Tiszazugról összefoglaló, monografikus jellegű földrajzi munka eddig még nem született.* A rendelkezésre álló források gyakran csak töredék- és szórványadatokat tartalmaznak a kistájra vonatkozóan, mivel azok általában magasabb vagy alacsonyabb hierarchiaszintű tájökológiai egységek leírására irányulnak, illetve az egész országra kiterjedő, egy-egy tudományterülethez kapcsolódó vagy interdiszciplináris, tartalmilag és módszertanilag egységes felmérések. A dolgozatban a *tájmintázat* – melyet döntően a *növényzet mozaikos térbeli elrendeződése* határoz meg – változásait elemzem, ezért az élő és élettelen tájalkotó tényezők számbavételét fontosnak tartom. Azokat – főként változó szerepkörük és jelentőségük függvényében az alföldi tájtípusokra és a Tiszazugra fókuszálva, részben az eltérő szakirodalmi adottságoknak megfelelően – differenciáltan mutatom be.

Az Alföld folyóvízhálózatának kialakulásával, fejlődésével kapcsolatban főként a korszerű kormeghatározási (radiokarbon, OSL, TL) és geofizikai módszereknek köszönhetően az elmúlt három évtizedben jelentősen gyarapodtak ismereteink, de a sok új adat és szempont ellenére, az azokat terhelő bizonytalanságok miatt egyelőre inkább csak modellszerű kép rajzolható meg (*Mezősi 2011, Gábris et al. 2012*). Emiatt a kistáj genetikája és negyedidőszaki fejlődéstörténete napjainkig is csak részben tisztázott.

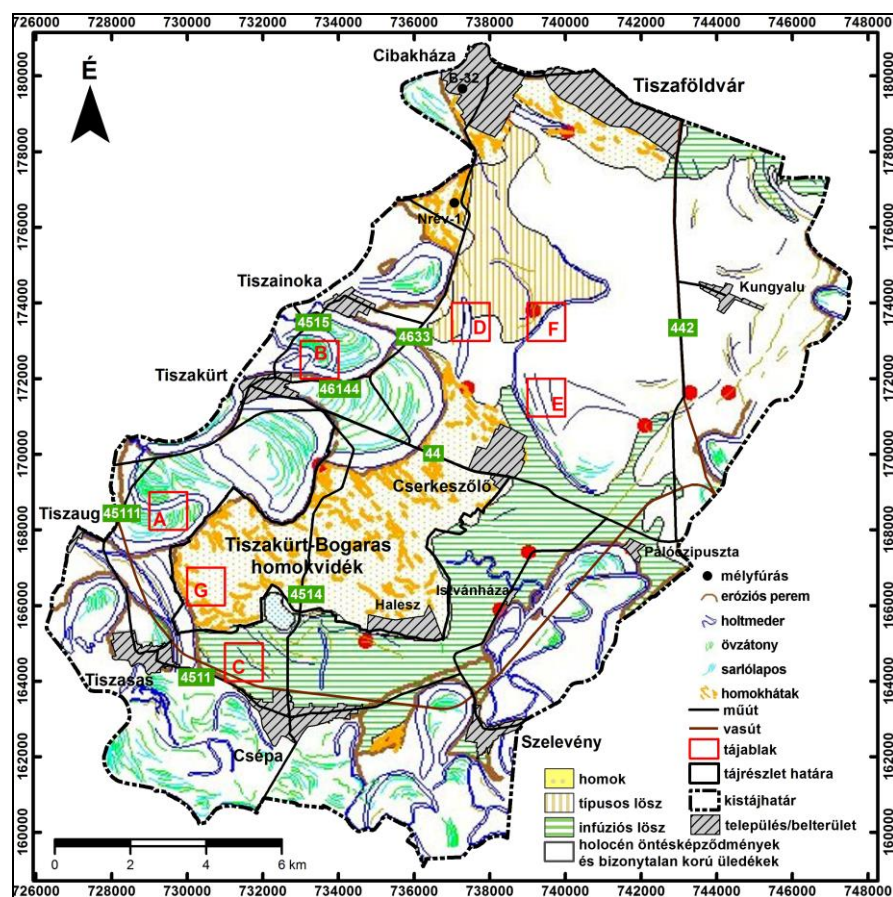
2. táblázat. A negyedidőszaki képződmények vastagsága a kistájon és a közvetlen környezetében létesített földtani mélyfúrások adatai alapján (forrás: Magyar Földtani és Geofizikai Intézet GeoBank)

Település	Jelszám	Talpmélység (m)	Negyedidőszaki rétegek vastagsága (m)	Létesítés éve	Megjegyzés
Cibakháza	B-32	336	326	1972	átértékelt
Csongrád	B-72	1096	636,5	1960	átértékelt
Csongrád	Cson. É-1	3400	360	1992	átértékelt
Martfű	Mar-4	2190,5	370	1981	átértékelt
Nagyrev	Nrév-1	2800	507	1979	átértékelt
Tiszaföldvár	B-46	1050	315	1960	átértékelt

A Tiszazug a Jászsági-medence, a Körös-medence és a Dél-Tisza-völgy helyi üledékgyűjtők között, utóbbi északi szegélyzónájában helyezkedik el. Differenciáltan süllyedő felszínére a negyedidőszakban 330–510 m vastagságú folyóvízi üledék települt (*Rónai 1985, Gábris és Nádor 2007; 2. táblázat, 3. ábra*).

A térségben az elmúlt évtizedekben számos nagyságrendben létesítettek mélyfúrásokat, de ezek többsége vagy nem harántolta át teljesen a negyedidőszaki rétegeket, és/vagy a rétegsorukat nem revidálta szakember.

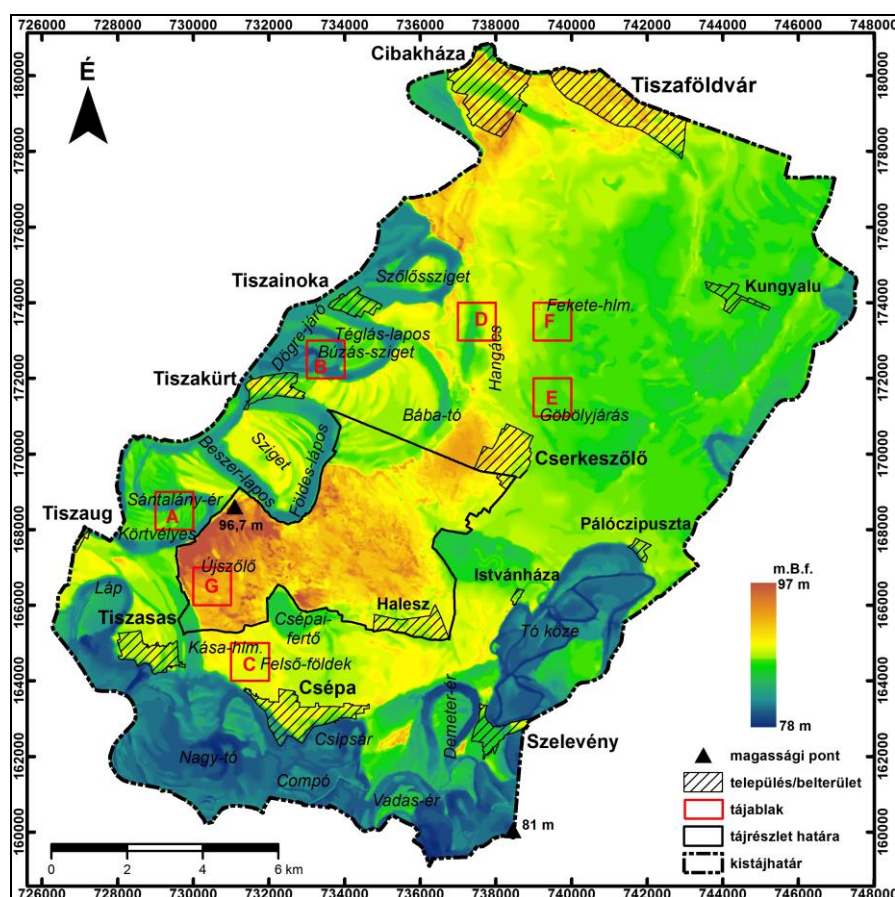
Aldobolyi Nagy (1954) a Tisza két oldaláról vett néhány homokminta mikromineralógiai elemzése alapján bizonyítottan vélte, hogy a kistáj 8-10%-át képező felső pleisztocén futóhomok-területek dunai hordalékanyagból épülnek fel és a Duna–Tisza közti hordalékkúp folytatását képezik. Ezt a feltételezést Borsy (1965) a Tiszaugból, valamint a Kecskemét és Nagykörös környékéről vett homokminták görgetettségi értékeinek nagyfokú hasonlóságával látta igazoltnak. Borsy (1969) szerint a Tiszaugot a Duna–Tisza közti homokhátságról a Tisza csak a késő glaciálisban vagy a holocén elején választotta le.



3. ábra. A Tiszaug geomorfológiai vázlata (Gábris nyomán, átszerkesztve). A 3–7. ábrán a kistájban belül kijelölt tájrészletet és a tájablakokat is ábrázolom, melyek kiválasztásának szempontjait a 3.3. alfejezetben tárgyalom. A tájablakok megnevezése: A – Körtvélyes (Tiszaug); B – Búzás-sziget (Tiszainoka, Tiszakürt); C – Kása-halom (Tiszasas), Felső-földek (Csépa); D – Hangács (Tiszainoka); E – Göbolyjárás (Cserkeszölő), Hangács (Tiszainoka); F – Fekete-halom (Tiszainoka, Nagyrév); G – Újszölő (Tiszaug, Tiszasas).

Gábris (2002) a korábbi ismereteket szintetizálva és saját geomorfológiai megfigyeléseivel kiegészítve háromtengelyű alföldi ösvízrajzi modellt ír, mely szerint a késő pleisztocénban a Duna és a Tisza mellett egy harmadik jelentősebb vízhozamú folyó létezhetett a Tisza jelenlegi meanderövének helyén. Az újabb vizsgálatok alapján a würm második felében a Bodrogek és a Közép-Tisza-vidék változó ritmusú süllyedését feltételezik, központja az intenzíven süllyedő Jászsági-medence lehetett (Gábris 2002). Erre az időszakra tehető az Ős-Bodrog megjelenése a Tokaj–Szolnok vonalon (Gábris és Nádor 2007), melynek létezését Nagy et al. (2007) pleisztocén folyóvízi üledékek ultranagy felbontású szeizmikus szelvényeinek elemzésével igazolták.

A Tisza ártéri síkját övező nagyméretű holtmedrek (pl. Hangács, Bába-tó, Földes-lapos) a Tiszazugban is megfigyelhetők (3–4. ábra). Ezek pontos kora egyelőre nem ismert, de méreteik, üledékanyaguk alapján kialakulásuk egy a Tiszánál nagyobb vízhozamú folyóhoz köthető, s a meanderöv közép-tiszai szakaszát kísérő legidősebb (késő pleisztocén) medergenerációhoz tartozhatnak.



4. ábra. A kistérségi domborzata. A betűkkel jelölt mintaterület-részletek megnevezését lásd a térképen és a 3. ábránál.

A Tiszazug kiemeltebb helyzetű, laza üledékes, gyér sztyeppnövényzetű részein hazánk más hordalékkúp-területeihez hasonlóan a késő pleniglaciális (22-27 ezer éve) hideg és száraz éghajlatán megindulhatott a futóhomok mozgása és a félig kötött futóhomokformák kialakulása (Borsy 1969, Lóki 2008). Ezt követően a késő glaciálisban és a holocénban ismét többször mozgásba lendülhetett a homok, az eolikus felszínformálás intenzitása, tér- és időbeli kiterjedése változó lehetett (Gábris 2003, Gábris és Túri 2008).

Megoszlanak a vélemények arról, hogy a Tisza mikor vette fel mai folyásirányát, de az bizonyos, hogy a pleisztocén végi tektonikus mozgások jelentősen átrajzolták az Alföld ösvízrajzi képét. Gábris és Nádor (2007) szerint a Tisza átváltása az Érmellékről a Szatmár–Beregi-síkság–Bodrogekőz–Rétköz süllyedékrendszerbe 13-14 ezer évvel ezelőtt történt a Bodrogekőz erősödő süllyedése és a Nyírség emelkedése miatt. A folyó kezdetben a Bodrogekőz felé folyt, majd délkeleti irányba fordulva az Ős-Bodrog korábbi meanderövét érte el. A Szamos 14-16 ezer éve még az Érmellék–Berettyó–Körös vonalat követte (Félegyházi et al. 2003). A Tiszazug keleti és déli szegélyén megfigyelhető kisebb méretű medermaradványok részben akár az Ős-Szamos felszínformáló tevékenységének emlékei is lehetnek.

Thamó-Bozsó et al. (2007) szerint az alföldi folyók jelenlegi futásirányukat csak mintegy 10 ezer évvel ezelőtt vették fel. A holocénban a Tisza és a Körösök több km széles árteret dolgoztak át, intenzíven változtatták medrüket. Oldalazó eróziójukkal a lösz- és homokfelszínek egy részét letarolták és saját finomszemű üledékeiket rakták le, valamint elhagyott medrekkel sűrűn behálózott felszínt hagytak hátra (Borsy 1969, Gábris et al. 2012; 3–4. ábra).

Részben kötött futóhomok-területeket találunk a Tiszazugban Tiszakürt–Bogaras és Tiszaföldvár–Cibakháza környékén, kisebb buckás felszínek Csépa és Szelevény között is előfordulnak (3–4. ábra). Ezekhez kapcsolódnak a szintén pleisztocén korú, néhány méteres vastagságot elérő, fiatalokorú típusos lösszel és homokos lösszel (Cibakháza–Cserkeszölő között) fedett felszínek. Tiszasas–Csépa–Szelevény–Kunszentmárton és Cserkeszölő között, valamint Tiszaföldvártól keletre a felszínt az egykori nedves térszínre (ártérre) hullott poranyagból képződött ún. infúziós (alföldi) löszök borítják (Borsy 1969, Krolopp és Szónoky 1989). A Tiszát és a Hármaskörösöt kísérő változó szélességű ártéri szintű síkokat holocén öntésképződmények (iszap, agyag) foglalják el (3. ábra). A 442-es főközlekedési úttól nyugatra fekvő felszíni képződmények kora a geológusok szerint holocén, de Gábris ezt vitatja (Gábris szóbeli közlése).

A kistáj orográfiai/morfológiai szempontból három részre tagolható (4. ábra). A 80–85 m közötti tengerszint feletti magasságban elhelyezkedő alacsony árterek a mintaterület mintegy harmadát teszik ki, melyeket a folyószabályozó és ármentesítő munkálatok megkezdése előtt az árvizek rendszeresen elöntöttek. Kettős osztatú (egy alacsonyabb és egy magasabb ártéri szintből álló) felszínüket meder- és morotvaroncok, övzátványok és sarlólaposok tagolják (3–4. ábra). Helyenként meredek tereplépcsővel kijelölt eróziós perem választja el a magas árterek és a lapos löszfelszínek 85–88 m közötti tengerszint feletti magasságú részeitől, melyek egyhangúságát csak néhány holtmeder és kunhalom enyhíti. A

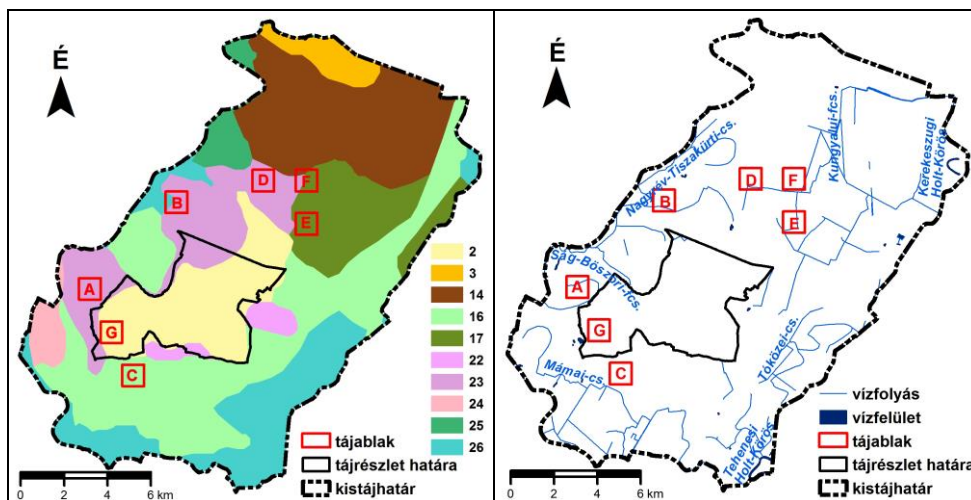
tiszazugi települések többsége a magas ártéren és az ármentes szint ártérre néző peremén jött létre és fejlődött (*Bulla és Mendöl 1947, 1999*). A kistáj közel egynegyedét kiemeltebb helyzetű (88–97 m közötti tengerszint feletti magasságú) lösz- és homokfelszínek borítják, utóbbin megjelenik a részben kötött futóhomok-területekre jellemző formakincs (3–4. ábra).

A homok és löszös homok talajképző közeten futóhomok és humuszos homoktalajok alakultak ki, melyeket gyenge termőképességük miatt elsősorban szőlő- és gyümölcsstermesztésre hasznosítanak. Az eolikus löszön alföldi mészlepedékes csernozjomok, a mélyebb fekvésű részek infúziós löszén réti csernozjomok és mélyben sós réti csernozjomok képződtek. Ezek a talajtípusok jó termékenységük miatt szántóföldi művelésre alkalmasak. Az alacsony és a magas árterek löszanyagán gyenge termékenységű réti szolonyecok és sztyeppesedő réti szolonyecok, az öntés-képződményeken réti talajok, szolonyeces réti talajok és öntés réti talajok képződtek. A szikes talajok elsősorban gyepeként hasznosíthatók, de a szántóföldi gazdálkodás is jellemző ezeken a területeken (*Stefanovits 1999, Dövényi 2010; 3. táblázat, 5. ábra*).

3. táblázat. A kistáj talajainak területi megoszlása (az MTA TAKI Agrotopográfiai adatbázis adatai alapján)

Kód	Talajtípus/altípus	Terület (ha)	Részarány (%)
2	futóhomok	3081,7	12,24
3	humuszos homokok	660,48	2,62
14	alföldi mészlepedékes csernozjomok	4324,28	17,18
16	régi csernozjomok	6651,98	26,43
17	mélyben sós réti csernozjomok	2348,2	9,33
22	régi szolonyecok	461	1,83
23	sztyeppesedő réti szolonyecok	3060,53	12,16
24	szolonyeces réti talajok	477,48	1,90
25	régi talajok	655,39	2,61
26	öntés réti talajok	3446,93	13,70
Összesen:		25167,97	100

A Tiszazug a meleg-száraz éghajlati körzetbe tartozik (*Péczely 1979*). A kistájat a Tisza Tiszajenő–Hármas-Körös torkolat közötti, valamint utóbbi folyó Öcsöd alatti hullámtéri szakasza határolja. Csak kisebb mesterséges vízfolyásai vannak, melyek a terepi mélyvonulatok belvizeit vezetik le időszakosan a Tiszába vagy a Hármas-Körösbe, illetve öntözési célokat szolgálnak (6. ábra). Belvízlevezető- és öntözőcsatorna-hálózatának hossza mintegy 270 km. Nagyobb természetes állóvize a deflációs mélyedésben kialakult, epizodikus vízjárású Csépai-fertő (67 ha). Mesterséges vízfelületei közül jelentősebb egy halastó (48 ha, Kunszentmárton), a Hármas-Körös szabályozása során keletkezett Kerekeszugi Holt-Körös (9 ha, Kunszentmárton) és Tehenesi Holt-Körös (50 ha, Szelevény) (*Békési 2001a, Békési 2001b, Dövényi 2010, Internet 1–2*).



5. ábra. A Tiszazug genetikus talajtípusai (az AGROTOPO adatai alapján). A jelmagyarázat kódszámainak (talajtípus/altípus) jelentését lásd a 3. táblázatnál. A betűkkel jelölt tájablakok megnevezését lásd a 3. ábránál.

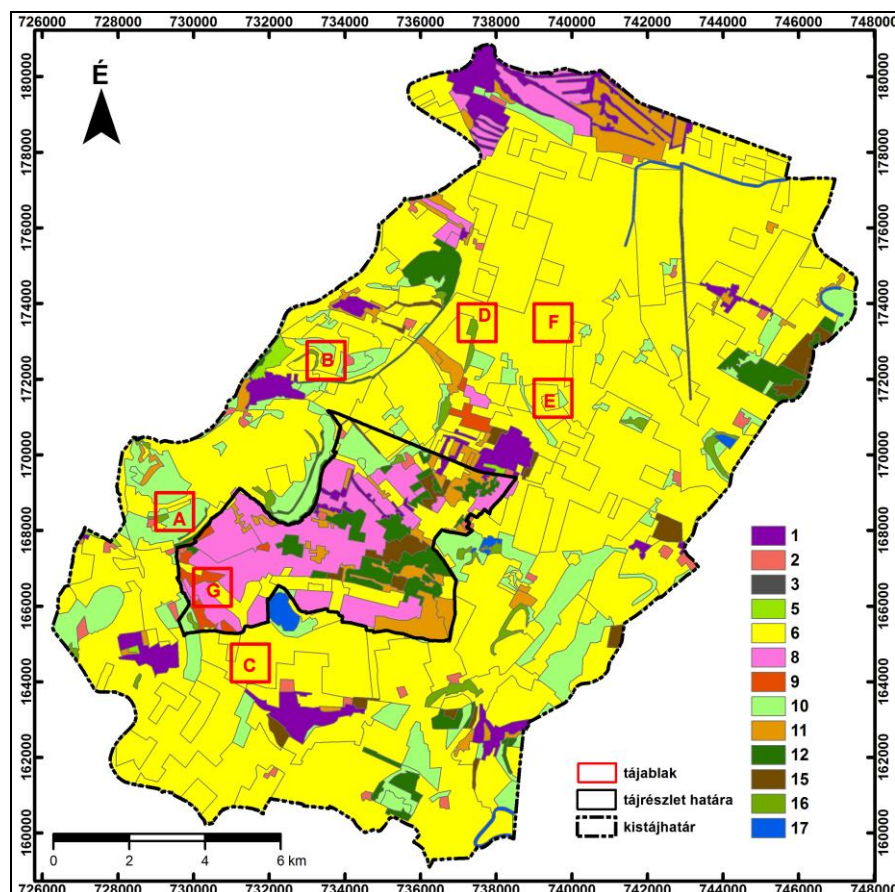
6. ábra. A Tiszazug vízhálózatának fontosabb elemei. A betűkkel jelölt mintaterület-részletek megnevezését lásd a 3. ábránál.

Egyes felszínborítási kategóriák egy adott felbontásnál és/vagy méretarányánál, illetve időskiban nem jelennek meg vagy nem fordulnak elő a mintaterületen. Néhány típus (pl. tülevelű vagy vegyes erdő) egyáltalán nem jellemző, de a más felszínborítási adatbázisokkal való összehasonlíthatóság miatt ezeket az osztályokat is meghagytam (7. ábra). Erről bővebben a 3.5. alfejezetben írok. Emiatt a jelmagyarázat sorszámozása a dolgozatban szereplő felszínborítási térképeken nem folytonos. A feldolgozásnál alkalmazott kategóriákat a 6. táblázat tartalmazza.

A kistáj növényzetének természetes mintázata a társadalom termelő tevékenysége miatt már évezredekkel ezelőtt változásnak indult, ugyanis a térben bővülő és egyre hatékonyabb mezőgazdaság térhódítása a vegetáció természetes jellegének csökkenését, természetközeli, majd antropogén jellegűvé alakulását eredményezte. A klímazonális társulások a homokfelszíneken a homoki tölgyesek és sztyepprétek, a löszös térszíneken a tatárjuharos tölgyesek és a löszpuszta-terek, a magas ártereken a keményfás ligeterdők, az alacsony ártereken a sziki erdőssztyepp és a puhafás ligeterdők voltak (Tóth 2008). A természetes vegetáció helyén ma szinte mindenhol antropogén hatásra kialakuló tájmozaikokat, másodlagos élőhelyeket találunk (7. ábra).

A homokbuckák szőlő- és gyümölcsültetvényei között homoki gyomvegetáció tenyészik, Tisza-kürt-Bogaras környékén néhány kisméretű homoki sztyepprétfolt is előfordul. A zömében erősen degradált lösznövényzet (elsősorban kötött talajú sztyepprétek) az egykori árterek kiemeltebb részein (pl. Körtvélyes és Bokros, Tiszazug), a mezsgyéken és a kunhalmokon maradt fenn. A szikesekhez (ürmös puszták, cickórós puszták, szikes rétek, stb.), a nádasokhoz és mocsarakhoz

(zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak, stb.), a nedves gyepekhez (mocsárrétek, stb.) kapcsolódó vegetációtípusok a deflációs mélyedésekben (Csépai-fertő és környéke), a magas (pl. Hangács, Tiszainoka) és az alacsony árterek (pl. Búzás-sziget, Tiszainoka-Tiszakürt) egykori öntésterületein egyaránt előfordulnak (Molnár et al. 2008). Az állóvizekben és a csatornáknban a hínárnövényzethez tartozó társulások jelennek meg.



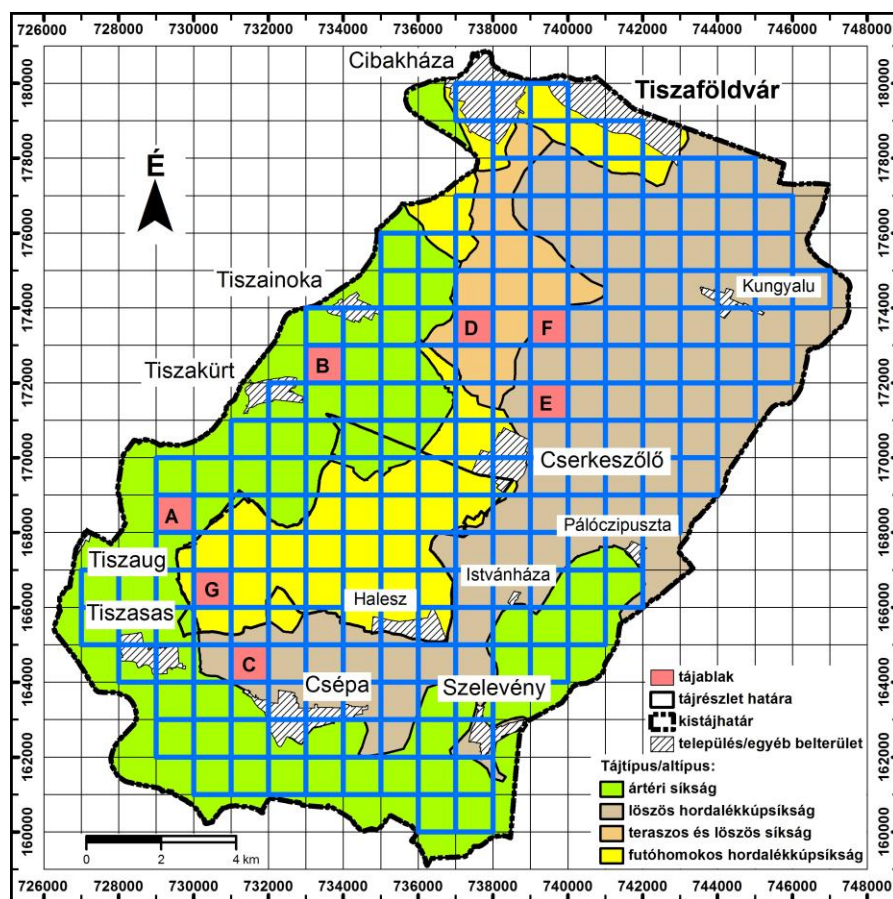
7. ábra. A kistáj felszínborítása/területhasználata (a CLC50 felszínborítási adatbázis adatai alapján). A betűkkel jelölt mintaterület-részletek megnevezését lásd a 3. ábránál.

Felszínborítási kategóriák: 1 – település/lakott terület; 2 – ipari-kereskedelmi terület, agrárlétesítmény; 3 – műút, vasút; 4 – mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelület; 5 – szántó; 6 – szőlő; 7 – gyümölcsös; 8 – gyepterület; 9 – vegyes hasznosítású mezőgazdasági terület; 10 – lombhullató erdő; 11 – cserjés terület, bozót; 12 – vizenyős, mocsaras terület; 13 – vízfelület

A természetes, természetközeli élőhelyeket veszélyeztető, agresszíven terjedő ún. özönfajok közül a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) és a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) térhódítása (10-100 hektáros nagyságrend) jelentősebb (Tóth 2008).

3.3. A mintaterület-részletek kiválasztásának szempontjai

A távérzékelte adatok analóg, félautomata/automata feldolgozása és kiértékelése mellett célszerű az adatnyeréssel (jelen esetben légifényképezés) egy időben megerősítő és hitelesítő terepi méréseket, ún. földi validálást végezni (Lóki 1996, Bácsyati és Márkus 2001). Ez a tájökológiai analízisben, a tájszerkezet pillanatnyi állapotának vizsgálatában és az élőhely-térképezésben – véleményem szerint – megkerülhetetlen és ennek megfelelően egyre szélesebb körben elterjedt gyakorlat (Keveiné Bárány 2003, Novák 2005a, Deák és Keveiné Bárány 2006, Oroszi és Kiss 2006, Molnár et al. 2007, Szabó 2007, Bölöni et al. 2008, Biró 2010, Ladányi et al. 2011). Ezt szem előtt tartva mi is végeztünk terepi méréseket (8. ábra).



8. ábra. A kistáj tájtipusai, a vizsgált tájablakok és azok tájtipológiai beosztása Jakucs et al. (1989) tájtipus térképe alapján. A betűkkel jelölt mintavételi négyzetek adatait lásd az 5. táblázatban.

A műszeres terepi mérésekbe bevont tájablakok kiválasztása rétegzett véletlenszerű mintavétellel (stratified random sampling method) történt (Cochran

1977). Gyakran használják a különböző tematikus „egységek” (pl. geológiai képződmények vagy tájak, tájtípusok és növénytársulások) térbeli és időbeli változékonyságának vizsgálatában (Geiger 2007, Bart 2011), ezért úgy gondolom, hogy a táj természeti adottságaihoz és a tájszerkezethez igazodó tájhasználat heterogenitásának meghatározására is jó lehetőséget kínál. Novák (2005b) a többszörös térléptékű heterogenitással (nagyfokú mozaikossággal) jellemezhető vegetációtípusok változásainak vizsgálatában szintén a rétegzett mintavétel alkalmazását javasolja.

A módszer lényege, hogy a sokaság minden egyes rétegére egy-egy mintázási egységet definiálunk, melyekben egymástól elkülönülő, egyszerű véletlen mintákat alakítunk ki (Geiger 2007). Előnye, hogy nagyméretű mintaterületek esetében is költséghatékonyan alkalmazható. A populációra viszonylag pontos becslést ad, ezért a sokaság szempontjából a kiválasztott rétegeképző tulajdonságokra vonatkozóan reprezentatívnak tekinthető (Galambosné Tiszberger 2011).

A kistáj réteg négy főégtáj szerinti szélső koordinátaértékei alapján az ArcGIS Hawth's Analysis Tools bővítményével (Beyer 2004) 1x1 km oldalhosszúságú rácshálót generáltam, amely a kistáj teljes területét lefedte. Az így létrehozott 1 négyzetkilométeres cellák képezték a vizsgálat alapját. Csak azokat a felületeket vontam be az elemzésbe, amelyeknél a geometriai kapcsolatokat tekintve megvalósult az ún. magába foglalás esete (Detrekői és Szabó 2002), tehát az objektumok teljes terjedelmükben a mintaterület határain belül helyezkedtek el. Ez a térbeli szűréssel leválogatott 209 elem képezte a megfigyelések teljes halmazát. A továbbiakban ezt tekintettem a vizsgálatom alapsokaságának. Tájföldrajzi, tájökölógiai megközelítésben ez a földrajzi tájat jelenti, amely a földfelszín szerkezet és működés által meghatározott, egyedi, komplex és regionális egysége (Pécsi et al. 1972, Mezősi 1992). A 8. ábrán a halmaz elemeit kék színnel jelöltem. Geometriai alapú lekérdezéssel határoztam meg a mintázási keretet (összesen 131 mintázási egységet) a kistájban megjelenő tájtípusok és altípusok szerint (4. táblázat). A rétegek definiálása a Magyarország nemzeti atlaszában (Pécsi et al. 1989) közreadott tájtípustérkép (Jakucs et al. 1989) alapján történt. A térkép szerkesztői a domborzati jellemzők, a talajtani adottságok, a vízhatás mértéke és a meghatározó tájhasznosítási mód(ok) hasonlósága alapján hozták létre az egyes kategóriákat, sorolták azonos tájtípusba a különböző térrészleteket.

A mintavétel során a következő csoportokat használtam (4. táblázat):

1. mentesített ártér, holtmedrekkel, réti talajosodó öntésföldekkel, illetve mocsári erdőtalajokkal;
2. löszös hordalékkúpsíkság, közepes talajvízállással, réti és alföldi csernozjommal (illetve réti talajjal);
3. teraszos és löszös síkság alföldi csernozjommal;
4. kötött homokos síkság, mozaikosan homokpusztaréttel, akác- és nyárerdővel, szőlő- és gyümölcsös kultúrákkal.

4. táblázat. A rétegzett véletlenszerű mintavétel elemeinek definiálása a tájtipológiai különbségek alapján. A tájtipusok, altípusok megnevezése a táblázat előtti felsorolásban.

Réteg	Kistáj		Mintázási keret				
Tajtípus, altípus	Terület (ha)	Részarány (%)	Mintázási egység	Terület (ha)	Területi részesedés (%)	Minta elemszáma	Területi részesedés a mintában
1.	9224,63	36,7	40	4000	30,6	2	5%
2.	9904,02	39,4	73	7300	55,7	4	5%
3.	1416,88	5,6					
4.	4622,44	18,3	18	1800	13,7	1	6%
Összesen:	25167,97	100	131	13100	100	7	5%

Nagy méretarányú szintvonalas topográfiai térképek, az Agrotopográfiai adatbázis és a CLC2006 felszínborítási adatbázis felhasználásával pontosítottam a tájtypushatárokat (8. ábra), mivel az eredeti térkép 1 milliós léptéke nem biztosított elég finom felbontást az elemzéshez.

Feltételeztem, hogy az így kialakított rétegek és a rétegeken belüli területek a tájalkotó tényezők térbeli mozaikossága tekintetében „homogének”, melyeket a továbbiakban egymástól függetlenül mintáztam meg. A mintavételi terv készítésekor egyértelműen látszott, hogy a teraszos és löszös síkság altípus kistájon belüli alacsony területi részaránya (5,6%) kis elemszámú mintázási egységet eredményezne. El kellett döntenem, hogy az altípust önálló csoportba sorolom és a százalékos megoszlás alapján a többi rétegből szükséges minta elemszámát növelem meg, vagy az idő- és költséghatékonyság jegyében, a táji ismertetőjegyek hasonlóságának figyelembevételével a löszös síksági altípusokat vonom össze. Utóbbi mellett döntöttem, ugyanis az elemzéshez érdemes optimalizálni a rétegek számát és a mintaméretet. Cochran (1977) egyszerre maximum hat csoport bevonását javasolja a vizsgálatba. Fontos volt számomra, hogy a mintavételi négyzetek valóban homogén egységeket képezzenek, ezért újabb térbeli lekérdezésekkel határoztam meg az egyes rétegek határán belül fekvő elemeket (4. táblázat). A mintázás során a tájtypus-, illetve a táji altípushatárokat érintő vagy metsző tájablakokat figyelmen kívül hagytam. Ez a teljes populáció elemeinek majdnem a felét jelentette. Ezután definiáltam az egyes csoportokhoz tartozó mintaméretet. Mivel a különböző kategóriákba tartozó mintázási egységek számában és egymáshoz viszonyított arányában nagyobb eltérések voltak, ezért a mintavételezés során arányos rétegzést alkalmaztam (Geiger 2007, Galambosné Tiszberger 2011), s ez alapján határoztam meg az egyes rétegekből szükséges minták elemszámát (4. táblázat). A tájablakok kiválasztása a rétegen belül véletlenszerűen történt (8. ábra, 5. táblázat).

5. táblázat. A kiválasztott és felmért tájablakok tájtipológiai besorolása Jakucs et al. tájtypus térképe szerint (Magyarország nemzeti atlasza, 1989) alapján

Betűjel	Határrész ¹ (település neve)	Tájtípus, altípus
A	Körtvélyes (Tiszaug)	mentesített ártér, holtmedrekkel, réti talajosodó öntésföldekkel, ill. mocsári erdőtalajokkal
B	Búzás-sziget (Tiszainoka, Tiszakürt)	mentesített ártér, holtmedrekkel, réti talajosodó öntésföldekkel, ill. mocsári erdőtalajokkal
C	Kása-halom (Tiszasas), Felső-földek (Csépa)	lössös hordalékkúpsíkság, közepes talajvízállással, réti és alföldi csernozjommal (ill. réti talajjal)
D	Hangács (Tiszainoka)	teraszos és löszös síkság alföldi csernozjommal
E	Göbolyjárás (Cserkeszőlő), Hangács (Tiszainoka)	lössös hordalékkúpsíkság, közepes talajvízállással, réti és alföldi csernozjommal (ill. réti talajjal)
F	Fekete-halom (Tiszainoka, Nagyrév)	lössös hordalékkúpsíkság, közepes talajvízállással, réti és alföldi csernozjommal (ill. réti talajjal); teraszos és löszös síkság alföldi csernozjommal
G	Újszőlő (Tiszaug, Tiszasas)	kötött homokos síkság, mozaikosan homokpusztaréttel, akác- és nyárerdővel, szőlő- és gyümölcsös kultúrákkal

A mintavétel során más szempontokat is figyelembe vettem, melyek a következők voltak:

- A műszeresen felmért tájablakok és a hagyományos (vizuális interpretációval), valamint az objektum alapú eljárással feldolgozott képrészletek részleges vagy teljes területi átfedésben legyenek egymással.
- Nem volt célom a mesterséges lineáris létesítmények hálózatainak és a települési belterületeknek a felvételezése. Egyrészt ezek a tájelemek összetett szerkezetük – melyek gyakran tájfragmentáló elemek és nemcsak az állatok, hanem az emberek mozgását is akadályozhatják –, jelentős méreteik miatt nehezen felmérhetők. Másrészt a művi tájfoltokban a mesterséges felszínnek nagy aránya és a biomassa csaknem teljes hiánya (vagy kicsi tömege) a jellemző. Bár ez a táj stabilitásának növekedése irányába hat, de nem minden esetben jelent előnyt a táj működésének szempontjából (Kerényi 2007). A keskeny, hosszan elnyúló felületek (pl. utak, vasutak) felmérése időigényes, s a műholdas helymeghatározó eszközök típusától, a mérési és adatfeldolgozási módszerektől függően, a méréseket terhelő hibalehetőségek ismeretében

¹ A dűlőnevek a táblázatban és a dolgozatban a Magyarország földrajzinév-tára II. Szolnok megye c. kiadványban (Földi 1980) szereplő írásképek szerint kerültek megadásra.

érdemes más módszereket is alkalmazni. A terepi műszeres méréseket megelőzően a mintaterület-részleteket részekre osztó földfelszíni lineáris tájelemeket (pl. műutak, burkolat nélküli utak, csatornák) a 2005-ös ortofotókról számítógép-képernyőn vektorizáltam, s a Google Föld szuper nagy térbeli felbontású műholdfelvételein vizuálisan ellenőriztem. Erre azért volt szükség, mivel törekedtem a tájablakok felszínborításának minél pontosabb meghatározására.

A rétegzett véletlenszerű mintavétellel kijelölt hét egy négyzetkilométeres tájablak mellett a tájszerkezet idősoros változásvizsgálatához nem a teljes kistájat, hanem egy 29 négyzetkilométeres, a tájalkotó tényezők térbeli heterogenitása alapján a környezetétől jól elkülönülő tájrészletet választottam ki. Ennek oka az volt, hogy a tájmintázat kvantitatív értékelésének alapját képező, léptéktől (méretarány-tényezőtől) függően tíz-, százezres vagy milliós nagyságrendű tájmozaikból vagy szegmensből álló foltterképek előállítása, topológiai szabályainak ellenőrzése és a tájmetriai mutatók kiszámítása meghaladta volna az általam használt átlagos teljesítményű számítógépek számítási kapacitását.

3.4. A mintaterület-részletek természetföldrajzi adottságainak, tájalkotó tényezőinek jellemzése

3.4.1. A mentesített ártereken kijelölt tájablakok

Az „A” jelű tájablak (Körtvélyes) Tiszaug közigazgatási területén fekszik a 44 sz. Kecskemét–Békéscsaba–Gyula elsőrendű főúttól délre és a 45111 sz. tiszai bekötő úttól keletre (3–7. *ábra*). Egy holtmeder (Sántaleány ere) szeli át a mintaterület-részlet 81,5–86 m közötti tengerszint feletti magasságú, sarlólapos- és övzátanosorozatokkal tagolt ártéri felszínét, amely keleti-délkeleti szakaszával meredekre erodálta a Tiszaúti-Bogaras homokvidék ártérre néző peremét. Az egykori folyómeder közepén húzódik a terület belvizeit a Tiszaúti Holt-Tiszába vezető Homokréti-Sántaleány-éri-mellékcsatorna. A szántókkal mozaikos sziki erdőssztyepp-maradvány (*Molnár és Kun 2000*) a Tiszaúti Körtvélyes és Bokros Natura 2000 kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület részét képezi (*Internet 3; 1. melléklet, 1. ábra*).

Közigazgatásilag Tiszaúti és Tiszainoka településekhez tartozik a „B” jelű tájablak (Búzas-sziget) (3–7. *ábra*). A 4515 sz. Tiszaúti-Tiszainoka összekötő úttól keletre és a 46144 sz. Tiszaúti bekötő úttól északra helyezkedik el. 80–87 m közötti tengerszint feletti magasságú felszínét egy kettős meander (Téglás-lapos), övzátanyok és sarlólaposok tagolják. Belvizeit a Bába-tó-csatorna vezeti le. A holtmedreket szántóként hasznosítják (1. *melléklet, 2. ábra*). A hátsóbb területek sziki és lösnövényzetű élőhelyei a Tiszaúti-tiszainokai gyepek Natura 2000 kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület részeit képezik (*Internet 4*).

3.4.2. A löszös területeken kijelölt tájablakok

A „C” jelű tájablak (Kása-halom, Felső-földek) Tiszasas és Csépa közigazgatási területén helyezkedik el a 4511 sz. Tiszaug–Kunszentmárton összekötő úttól északra és a 4514 sz. Tizsakürt–Csépa összekötő úttól nyugatra (3–7. *ábra*). A tájablak déli szegélyén áthalad a 146 sz. Kunszentmárton–Lakitelek–Kiskunfélegyháza vasútvonal. A mintaterület-részlet infúziós löszön kialakult, réti csernozjomokkal fedett lapos felszínén (86–87,5 m közötti tengerszint feletti magasság) intenzív szántóföldi művelés folyik.

A „D” (Hangács, Tiszainoka), az „E” (Hangács, Tiszainoka; Göbolyjárás, Cserkeszőlő) és az „F” jelű (Fekete-halom, Tiszainoka és Nagyrév) tájablak a 44 sz. Kecskemét–Békéscsaba–Gyula elsőrendű főút, a 442 sz. Szolnok–Kunszentmárton másodrendű főút és a 4633 sz. Martfű–Kunszentmárton összekötő út által határolt területen helyezkedik el (3–7. *ábra*). A térbeli közelség miatt a mintaterület-részletek tájalkotó tényezőiben sok hasonló vonás figyelhető meg.

A „D” jelű tájrészlet 84–88 m közötti tengerszint feletti magasságú felszínét egy holtmeder (Hangács) vágja ketté (1. *melléklet*, 3. *ábra*). Belvizeit a Hangácsi-csatorna vezeti le. Az „E” jelű tájablak felszíne lapos, 85–86 m közötti magasságú. Az „F” jelű tájablak mikrodomborzata élénkebb (85–93 m), északkeleti részén „emelkedik” a Fekete-halom (93,1 m). A belvizeket a Kungyalui-főcsatorna mellékágai gyűjtik össze és vezetik le a Hármas-Körösbe. A típusos és infúziós löszön képződött csernozjom talajokat szántóföldi gazdálkodással hasznosítják, a sztyeppesedő réti szolonyeceken elsősorban gyepeket találunk. A „D” és az „E” jelű mintaterület-részlet tájszerkezete mozaikosabb, az „F” jelű tájablakban szinte kizárólag szántóföldek vannak.

3.4.3. Tizsakürt-Bogaras homokvidék és a „G” jelű tájablak

A Tizsakürt–Cserkeszőlő–Halesz (Szelevény)–Csépa–Tiszasas és Tiszaug települések által közrefogott 29 négyzetkilométeres tájrészlet önálló tájnévvel nem rendelkezik. *Gábris és Túri (2008)* az ártéri síkból 5–10 méterrel kiemelkedő, környezetétől markánsan elkülönülő futóhomokos térszín megjelölésére a Tizsakürt-Bogaras homokvidék megnevezés használatát javasolja. A „G” jelű tájablak (Újszőlő) a tájrészlet nyugati peremén, Tiszaug és Tiszasas közigazgatási területén helyezkedik el, ezért a két térrészletet együtt-tárgyalom (3–7. *ábra*).

A Tizsakürt-Bogaras homokvidék felszínén a munkaképes szelek a pleisztocén végén ÉNy–DK-i csapású, 2–4 méteres relatív reliefű homokbucka-vonulatokat hoztak létre (*Borsy 1969*). Az uralkodóan apró szemű (0,1–0,2 mm) homokanyagot kisebb foltokban 0,5–1,5 m vastag löszös homok fedte be (*Borsy 1969*). A félig kötött homokfelszínekre jellemző szélbarázda-garmadamaradékgerinc-deflációs lapos formakincset a holocén szárazabb időszakaiban és a történelmi időkben részben természeti, s az egyre erősödő antropogén folyamatok hatására mozgásba lendült futóhomok többször átformálta (*Gábris és Túri 2008*). A homokbuckák nagy részét a szőlő- és gyümölcstetvények telepítésekor elegyengették (1. *melléklet*, 4. *ábra*).

A tájrészlet határát északon a 44-es elsőrendű főközlekedési út, keleten egy műút (Cserkeszölő–Kurázsdülő) és földutak, illetve Cserkeszölő belterülete jelöli ki. Nyugaton meredek eróziós peremmel szakad le az övzátonyokkal, sarlólaposokkal sűrűn átszőtt, holtmedrekkel (Földes-lápos, Beszer-lapos, Sántaleány ere) szegélyezett kettős ártéri szintre. Délen dűlőutak és a Csépai-fertő tómedre határolják.

3.5. Műszeres terepi mérések

A kód mérésen alapuló abszolút helymeghatározáshoz egy Trimble GeoExplorer GeoXM és egy Trimble GeoExplorer GeoXT típusú mobil eszközt, valamint öt Garmin eTrex Vista HCx típusú GPS-vevőt használtam. A gyártók által megadott átlagos mérési pontosság a GeoXM esetében 2–5 m, a GeoXT készüléknél a többutas jelszűrési technológiának köszönhetően akár méter alatti is lehet. A Garmin vevőknél gyengébb, kódkorlátozás (SA és A-S) nélkül 15 m körül van, de a WAAS (EGNOS) korrekciós jelek fogadására alkalmas mérőeszközzel a vízszintes földrajzi helyzet meghatározásának pontossága akár 1-3 m-re is javítható. *Bányai (2007)* szerint a kód mérésen alapuló abszolút helymeghatározás megbízhatósága átlagos körülmények között, kódkorlátozás nélkül mintegy 3-5 m, ami a gyakorlatban 95%-os valószínűségi szinten 10-15 m-nél kisebb hibaértéket jelent.

6. táblázat. A feldolgozásnál alkalmazott felszínborítási kategóriák

Saját nomenklatúra		CLC50 nomenklatúra	
Kód	Osztály	Kód	Osztály (standard 2. szint)
1.	település/lakott terület	1.1.	lakott területek
2.	ipari-kereskedelmi terület, agrár létesítmény	1.2.	ipari, kereskedelmi területek, közlekedési hálózat
3.	műút, vasút		
4.	bánya, lerakóhely	1.3.	bányák, lerakóhelyek, építési munkahelyek
5.	mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelület	1.4.	mesterséges, nem mezőgazdasági zöldterületek
6.	szántó	2.1.	szántóföldek
7.	rizsföld		
8.	szőlő	2.2.	állandó növényi kultúrák
9.	gyümölcsös		
10.	gyepterület	2.3.	legelők
		3.2.	cserjés és/vagy lágy szárú növényzet
11.	vegyes hasznosítású mezőgazdasági terület	2.4.	vegyes mezőgazdasági területek
12.	lombhullató erdő	3.1.	erdők
13.	tűlevelű erdő		
14.	vegyes erdő		
15.	cserjés terület, bozót	3.2.	cserjés és/vagy lágy szárú növényzet
16.	vizenyős, mocsaras terület	4.2.	szárazföldi vizenyős területek
17.	vízfelület	5.1.	kontinentális vizek
18.	gyér növényzetű vagy növényzetmentes terület	3.3.	növényzet nélküli, vagy kevés növényzettel fedett nyílt terület
33.	burkolat nélküli út	–	–

A CLC50 felszínborítási adatbázis véleményem szerint – *Szabó (2010a)* megállapításaival egyetértve – mind tematikus, mind geometriai pontosságát tekintve csak megkötésekkel alkalmazható egy kistáj és az az alatti hierarchiaszintek vizsgálatában. Ennek ellenére számos példát találunk a szakirodalomban a CLC-adatbázisok adaptálására (*Csorba 2007, Van Dessel et al. 2008, Duray 2009, Szilassi et al. 2010, Szilassi és Bata 2012*), melyek közül *Kollányi (2004), Barczy et al. (2008)* és *Jombach (2014)* konkrét javaslatokat fogalmaznak meg a tájértékelésben való felhasználására.

A CLC50 adatbázis esetében a 79 felszínborítási osztály gyakran túl részletesnek bizonyul. A 4 ha-os (állóvizeknél 1 ha-os) minimális térképezett objektumméret, illetve 50 m-es legkisebb szélesség a vonalas elemek esetében viszont gyakran nem elég finom területi felbontást biztosít (*Mari és Mattányi 2002, Büttner et al. 2004*). A szakemberek emiatt a CLC-adatbázisok helyett/mellett kutatási céljaiknak megfelelő részletességgel általában saját maguk állítják elő terepi felmérésekkel, valamint távérzékelte adatok hagyományos és/vagy objektumorientált feldolgozásával a (táj)foltterképeket, határozzák meg az egyes felszínborítási osztályokat (*6. táblázat*). A dolgozat elkészítése során én is ezeket az adatnyerési és adatelemzési technikákat ötvöztem.

A különböző alaprajzú (izodiametrikus vagy hosszanti irányban megnyúlt) foltok felmérését félkinematikus (stop and go) módszerrel végeztem, tehát a mozgó vevőt a pontok közötti haladás idejére sem kapcsoltam ki, és egy-egy pont vízszintes földrajzi helyzetének rögzítésénél csak rövid időre álltam meg (*Bácsatyai 2002, Ádám et al. 2004, Bányai 2007, Krauter 2007*). Mivel a Garmin GPS-ek nem képesek a kétdimenziós alakzatok (pl. tájmozaikok) közvetlen felmérésére, de a felületeket határoló vonalláncok útvonalként (track) előállíthatók, ezért a foltalak minél pontosabb reprodukálása érdekében úgy állítottam be a műszereket, hogy távolság alapon, 10 m-enként automatikusan rögzítsék az útvonalpontokat. Főként az összetett alakú tájfoltok esetében volt jelentősége, hogy a foltélek töréspontjaiban (csúcsaiban) 60 mintavételből álló egy perces átlagmérést végeztem, mellyel a mérési pontosságot 2-3 m-re növeltem. A felszínborítást, mint jellemző tulajdonságot az egyes tájmozaikok kezdő- és/vagy végpontjaihoz rendeltem.

A Trimble mobil eszközök az ArcPad 7.0. alkalmazásban azonnal kétdimenziós alakzatokként rögzítették a körbejárt foltokat, mivel ezek a mobil eszközök a pontok és a vonalláncok mellett a felületek felvételére is alkalmasak. A felszínborítás változóit a réteg attribútumtáblájába vittem fel. Bár az eszközökön szinte kész foltterképeket kaptam, az objektumok geometriai kapcsolatainak javítása (függetlenség és/vagy metszés helyett érintés) az adatok letöltése után szoftveres utófeldolgozást igényelt.

3.6. A távérzékelte adatok (légifényképek) előfeldolgozása

Elsősorban az 1950-es évektől állnak rendelkezésre hazánk területéről különböző igények szerint készült légifényképek. Korábban ugyanazon a térrészleten általában 5-10 éves gyakorisággal végeztek főként polgári és/vagy

katonai térképészeti célú légifelvételvezést. Így az adott területről szerencsés esetben akár 10-12 (vagy még több) más-más időpontból (évből) származó felvétel is hozzáférhető (7. táblázat, Internet 5–6). Magyarország Digitális Ortofotó Programja (MADOP) keretében 2000-ben és 2005-ben egységes műszaki jellemzőkkel az ország teljes területének légifényképezése megtörtént, 2007-től pedig az egyes országrészek légifelvételvezését négy évenként megismétlik (Gross et al. 2010).

7. táblázat. A felhasznált légifelvétel-sorozatok fontosabb technikai jellemzői (a FÖMI Légifilmtár, a HM Zrínyi Térképészeti és Kommunikációs Szolgáltató Közhasznú Nonprofit Kft. Légifilmtár és a Hadtörténeti Intézet és Múzeum Hadtörténeti Térképtár adatai alapján)

Év	1954	1955	1975	2005
	1954–1955			
Kamara, kamera típusa/gyári száma	n. a.	n. a.	RC-10 SAGII 2057	RC-20, RC-30
Fókusz távolság	200,18 mm	200,75 mm	88,85 mm	153,23 mm
Légifényképezés ideje	n. a.	n. a.	1975.05.13., 1975.05.19.	2005.06.25., 2005.06.29.
Relatív átlagos repülési magasság	n. a.	n. a.	3800 m	4960 m
Képméretarány	n. a.	n. a.	~1: 43 000	1: 30 000 ¹
Geometriai felbontás	~0,93 m/px	~0,95 m/px	~1,86 m/px	1 m/px
Spektrális felbontás	1 sáv	1 sáv	1 sáv	3 sáv
Radiometriai felbontás	8 bit	8 bit	8 bit	24 bit
Felhasznált felvételek száma	5 db	14 db	9 db	21 db
	19 db			
Technológia	analóg	analóg	analóg	analóg
Lefedett földfelszíni terület/légifotó	n. a.	n. a.	~96,8 km ²	39 km ^{2*}
Kontaktmásolat mérete	29x29 cm	29x29 cm	23x23 cm	–

¹: A légifelvételekből 1:10 000 méretarányú digitális ortofotókat állítottak elő. A feldolgozás során én is ezeket használtam.

*: Egy ortofotó a 10 ezres léptékű EOTR-szelvényekkel megegyező, 24 négyzetkilométeres földfelszíni területet fed le.

Ezek a légi távérzékeléssel nyert adatok gyakran eltérő technikai jellemzőkkel (pl. repülési magasság, a mérőkamara és a film típusa, fókusz távolság, a kamara optikai tengelyének a vízszintes síkhoz viszonyított helyzete, a felvételezés időpontja) készültek (Mike 1976, Kraus és Waldhäusl 1998, Síkhegyi et al. 2001). A légifényképezést befolyásoló, részben az időjárástól, az év- és napszaktól, a vegetációtól, részben a repülési körülményektől függő tényezők (képvándorlás, oldalgás, bázisirányú és haránt irányú dőlés, magassági eltérés) számos bizonytalanságot okozhatnak a feldolgozás során (Kraus és

Waldhäusl 1998, Bácsatyai és Márkus 2001, Mélykúti 2007), amelyekkel számolni kell a tájökológiai elemzések esetében is. Ennek megfelelően az idősoros változástvizsgálathoz felhasznált légifénykép-sorozatok kiválasztása során a következő szempontokat vettem figyelembe:

- Teljes kistáji lefedettség (2. melléklet). A légifelvétel általában 60%-os bázisirányú vagy soron belüli és 20-30%-os haránt irányú vagy sorok közötti átfedéssel készülnek (Kraus és Waldhäusl 1998).
- Az adatnyerés a vegetációs időszakra essen.
- Egy-egy sorozat reprezentálja a mezőgazdasági kollektivizálás időszakát (1960 előtt), az intenzív földhasználat és a nagyüzemi mezőgazdaság időszakát (1960–1990), valamint alkalmas legyen a rendszerváltás után (1990-től napjainkig) a felszínborításban és a tájszerkezetben végbement változások kimutatására, amelyre hazánk európai uniós csatlakozása (2004) szintén hatással volt/van.

Az 1954–55-ben megvalósított lerepülésekből készített fekete-fehér analóg légifelvétel-másolatokat a Hadtörténeti Intézet és Múzeum Hadtörténeti Térképtára díjmentesen bocsátotta a rendelkezésemre. Az 1975. évi adatnyerésből származó légifelvétel kontaktmásolatait a Földmérési és Távérzékelési Intézet (FÖMI) Légifilmtárától vásároltuk meg. Emellett felhasználtam a 2005-ben készült ortofotók digitális másolatait is (FÖMI) (7. táblázat).

A kontaktmásolatok digitális átalakításához egy Epson GT-20000 típusú, A3-as méretű síkágyas lapolvasót használtam. A szkennelést 600 dpi optikai felbontással, 8 bit színmélységgel, szürkeárnyaltos (greyscale) színmódban végeztem, a képeket tif képfórmátumban mentettem el. Így 30-50 MB-os raszterek képződtek, amelyek kezelhető méretet biztosítottak a feldolgozáshoz és a kiértékeléshez.

A „nyers” távérzékelte adatokat, így a légifényképeket is számos geometriai torzulás terheli, mivel a felvételek készítésekor a háromdimenziós felszínt és a földfelszíni objektumokat két dimenzióban rögzítik. A cél minden esetben a tárgy centrális vetítéssel készített fényképéből egy ortogonális vetítésű, torzulásmentes kép előállítása (Mike 1976, Kraus és Waldhäusl 1998, Bácsatyai és Márkus 2001, Mélykúti 2007). A vetítési eljárások egymástól különböző geometriai törvényszerűségei a képen eltéréseket, perspektív torzulásokat okoznak. Ilyen a képdőlés miatti torzulás és a magasságkülönbségből származó vagy radiális képtorzulás. Figyelembe kell venni emellett a képkoordinátákat terhelő objektív elrajzolást, a kamera látószögétől és a képméretaránytól függően a légköri refrakció és a földgörbület hatását (Mike 1976, Bácsatyai és Márkus 2001, Mélykúti 2007). Az eltérések egy része matematikailag jól modellezhető, más része függvényekkel közelíthető, de a lokális maradványhatások miatt a geometriai korrekció nem lesz tökéletes (Bódis 1999, Bruzzone és Cossu 2003, Belényesi et al. 2008). Radiometriai szempontból a változó napállásszögekből eredő megvilágítási különbségek (árnyékhatás) és az egyéb légköri körülmények (pl. páratartalom, felhőképződés) okozhatnak jelentős eltéréseket a felvételeken, amelyek megnehezíthetik a számítógép-képernyőn történő vektorizálást és vizuális

interpretációt és/vagy az objektum alapú képfeldolgozást (*Laliberte et al. 2004, Bunting és Lucas 2006, Wiseman et al. 2009*).

Tapasztalatom szerint a kontaktmásolatok képi információtartalmának növeléséhez a távérzékelési-térinformatikai szoftverekbe (pl. ENVI, ERDAS IMAGINE, IDRISI) beépített képjavító és képhelyreállító modulok helyett/mellett érdemes valamilyen képszerkesztő programot használni. Utóbbiak egyrészt empirikus úton, gyakran finomabban paraméterezhetők, másrészt többszörösen átalakított távérzékelte adatokkal (légifénykép-negatív→kontaktmásolat→szkennelt kép), lényegében fényképekkel dolgoztam. A gyakran életlen, alacsony dinamikájú légifelvételek képminőségének javításához a GIMP 2.6.11 nyílt forráskódú szoftverben fényerő-kiegyenlítést, képélesség-növelést, kontrasztfokozást, zajcsökkentést és élmegőrző simítást hajtottam végre.

A geometriai torzulások minimalizálására és az eltérő felbontású adatok közös referencia-koordinátarendszerben kezelésére, valamint földrajzi információs rendszerbe integrálására nemparaméteres korrekciót alkalmaztam. Ennek lényege, hogy a távérzékelte felvételek képi koordináta-rendszerét valamilyen ismert földrajzi vetületű térképhez, georeferált képhez vagy terepi mérési pontokhoz illesztjük azonosító pontok (ground control point, GCP) megadásával (*Bódis 1999, Belényesi et al. 2008, Burai et al. 2012*). A koordináta-transzformáció közelítő függvényekkel történik. Ezek az eljárások sík mintaterületen, kevés illesztőpont felvétele mellett is viszonylag nagy pontosságú geometriai korrekciót tesznek lehetővé (*Rocchini és Di Rita 2005*).

A kistájat lefedő kontaktmásolatok vetületi transzformációját fordított időrendi sorrendben végeztem. Első lépésben az 1975-ben készült légifényképeket illesztettem a digitális ortofotókhoz, majd az 1954–55. évi lerepülés adatait az 1975-ös georeferált légifelvételekhez (2. melléklet). Mindkét esetben a légifelvételek korrekciójában általánosan elterjedt másodfokú polinomiális transzformációt használtam, melyhez minimum hat (ténylegesen hét) illesztőpont felvétele szükséges (*Bódis 1999, Belényesi et al. 2008*). Ezek olyan objektumok (épületek sarokpontjai, útkereszteződések) voltak, amelyek a két képen (eredeti és referencia koordináta-rendszer) biztosan azonos földfelszíni pontnak feleltek meg. Általában minden légifényképen 10-12 referenciapontot helyeztem el a képeken belül, a térben egyenletesen elszórva. Így a legkisebb négyzetek módszerével meghatározott trendfüggvény, az ún. RMS-hiba (legkisebb négyzetes eltérés, root mean square error) értéke nem haladta meg a 4-et, azaz a 4 pixelt. Az eltérő térbeli felbontás miatt ez az első vizsgált időszak esetében kb. 4 m-es, az 1975-ös légifelvételknél mintegy 8 m-es illesztési pontatlanságot jelentett az azonosító pontokban.

A geometriai korrekció végén köbös konvolúciót (cubic convolution) alkalmaztam az egyes képpontok intenzitásértékeinek meghatározásához, mivel ezt a módszert gyakran használják a légi- és a műholdfelvételek újramintavételezésénél (*Internet 7*). Törekedtem a képi információtartalom lehető legpontosabb kinyerésére a számítógép-képernyőn vektorizálás és a vizuális interpretáció során, ezért a szkennelt kontaktmásolatok pixelméretét nem módosítottam. A georeferált felvételeket a feldolgozás során a kisebb méretből

adódó könnyebb kezelhetőség és a változó képminőség miatt önállóan használtam, nem illesztettem össze (mozaikoltam) egy képpé.

3.7. A távérzékelte adatok vektoros átalakítása és pontosságvizsgálata

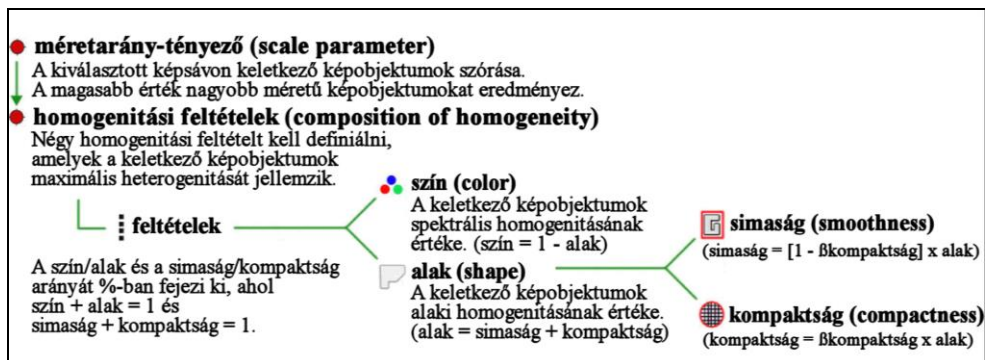
A légi távérzékelte adatokról a tájszerkezet idősoros változásvizsgálatának alapját képező tájmozaikokat ArcGIS 10.0 szoftverkörnyezetben, számítógép-képernyőn, 1:3000 léptékben vektorizáltam. Az egyes poligonok felszínborítását a réteg attribútumtáblájába vittem fel. Ezt megelőzően a tájrészletet és a tájablakokat érintő vagy metsző, azokat részekre tagoló keskeny lineáris művi tájelemek mint vonalláncokat digitalizáltam. Ezekből övezetgenerálással hoztam létre a felületeket. Az egyes elemek szélességét a légifelvételek felhasználásával készített nagy méretarányú topográfiai térképek névjaja szerint adtam meg. Számadatok hiányában mű- és burkolat nélküli utak esetében 3 m, a vasútnál 4 m, a csatornáknál pedig 0,5 m széles pufferezónát definiáltam. Az egymással szomszédos, azonos típusú foltokat összevontam. A rétegek egyesítése és a geometriai kapcsolatok ellenőrzése után komplett folttérképeket kaptam, melyek a tájmetriai elemzések bemenő adatait képezték.

A tematikus pontosság ellenőrzése részben a légifényképekből előállított topográfiai térképekről, részben műholdfelvételekről történt. Ehhez 1:10 000 léptékű, EOVB-ba transzformált sztereografikus vetületi rendszerű térképeket (felmérés éve 1959) és EOVR-szelvényeket (1981–1985) használtam. A 2005-ös ortofotók esetében a Google Földön a kistájra elérhető szuper nagy geometriai felbontású Quickbird-2 és WorldView-2 műholdfelvételeket, valamint a 2000–2001-ben helyesbített 1:10 000 méretarányú EOVR-térképeket alkalmaztam az ellenőrzéshez.

3.8. Objektum alapú képelemzés, többfázisú képszegmentálás

Az ortofotók objektum alapú képfeldolgozása az eCognition Developer 8.64.1 szoftverben történt. Az eCognition-ban a heterogenitás meghatározásához a szín- (color) és az alakjellemzőt (shape) érdemes figyelembe venni, mint elsődleges objektumképző tulajdonságokat. A képszegmentálási eljárások közül a többfázisú szegmentálás lentől felfelé régió-összevonó típusát (bottom-up region merging technique) ismertetem részletesen, mivel a szegmensképek elkészítéséhez én is ezt a technikát használtam. Előnye más szegmentálási módszerekkel szemben, hogy a valós világ elemeit a legjobban modellezi. Kiválóan alkalmazható többek között a tájalkotó tényezők, a tájalkotó elemek és/vagy az antropogén objektumok mozaikos térbeli elrendeződésének vizsgálatában, a távérzékelte adatok információtartalmának minél teljesebb körű kinyerésében, a folttérképek előállításában. Hátránya, hogy nagy spektrális, geometriai és radiometriai felbontású távérzékelte felvételek és/vagy nagyméretű mintaterületek esetén a feldolgozás időtartama jelentősen megnövekedhet, vagy akár a számítógépek számítási kapacitását is meghaladhatja (*eCognition Developer 8.64.1. Reference Book 2011*). Ebben az esetben célszerű a kép vagy a képrészlet méretét csökkenteni

vagy darabokra (cserepekre, tiles) osztani, és más szegmentálási eljárásokat alkalmazni a képfeldolgozás során.



9. ábra. A többfázisú képszegmentálás folyamata (eCognition Developer 8.64.1. Reference Book 2011 nyomán)

A többfázisú szegmentálás kezdetben minden képpontot önálló objektumnak tekint, s több lépésben a szomszédos, spektrálisan egymáshoz leginkább hasonló pixelpárok, szegmensek egyesítésével egyre nagyobb méretű objektumokat hoz létre. A csoportképzés optimalizálásához lokálisan minimalizálja a létrejövő képobjektumok átlagos heterogenitását (heterogeneity, h), amelynek mértéke nem haladhatja meg a felhasználó által megadott homogenitási küszöbértéket, méretarány-tényezőt (scale parameter, s) (9. ábra).

A folyamat leáll, ha a heterogenitás eléri ezt az értéket. A néhány pixelből álló szegmensek homogenitása nagy, amely az összevonásokkal és a szegmensek méretének növekedésével fokozatosan csökken. Ebben a fázisban az algoritmus a távérzékelte adat spektrális (szín) és alak jellemzőinek felhasználásával térben folytonos, egymástól független és homogén régiókat, képobjektumokat állít elő (eCognition Developer 8.64.1. Reference Book 2011).

8. táblázat. A többfázisú képszegmentálás paraméterezése

Szegmentációs szint	Méretarány-tényező	Homogenitási feltételek			
		Szín	Alak	Alakjellemzők	
				Kompaktság	Simaság
1. szint	10	0,5	0,5	0,5	0,5
2. szint	25	0,5	0,5	0,5	0,5
3. szint	50	0,5	0,5	0,5	0,5
4. szint	100	0,5	0,5	0,5	0,5
5. szint	200	0,5	0,5	0,5	0,5
6. szint	300	0,5	0,5	0,5	0,5

A feldolgozás során a valós színes ortofotók képsávjainak súlytényezőértékét (kék: 1, zöld: 1, vörös: 1) nem változtattam, és a folyamat optimalizálása érdekében csak a tájablakokat lefedő képrészleteket (1000x1000 pixel) vontam be az elemzésbe. A mintaterület-részletek, továbbá a hosszú és keskeny (néhány pixel széles) művi lineáris tájelemek (műút és vasút, csatorna,

burkolat nélküli út) ArcGIS-ben vektorizált poligonjait mint tematikus rétegeket használtam fel a szegmentáláshoz, melyet minden képrészlet esetében hat szegmentációs szinten, azonos méretarány-tényezők és homogenitási feltételek megadásával hajtottam végre (8. táblázat). A többfázisú képszegmentálás paraméterezése a szakirodalom alapján, tapasztalati úton történt (Burnett és Blaschke 2003, Laliberte et al. 2004, Langanke et al. 2007, Platt és Schoennagel 2009, Varga et al. 2014).

A kutatás során az egyik fő célkitűzésem a szegmentálással különböző hierarchiaszinteken előállított képjelöltek és a gyakran felszínborítással, területhasználattal jellemzett mozaikosság közötti kapcsolatok feltárása volt. Emiatt az objektumok és a téradatobjektumok feldolgozásának munkafolyamatából csak az első fázist, a képszegmentálást és a szegmensképek készítését végeztem el, a 2.1. alfejezetben ismertetett további lépéseket nem.

3.9. Tájmetriai mérőszámok

A tájszerkezeti vizsgálatokhoz a tájmetriai mutatókat az ArcGIS vLATE (Vector-based Landscape Analysis Tools Extension) moduljával (Internet 8), vektoros alapon számítottam ki (Lang és Tiede 2003). A tájmintázat kvantitatív minősítéséhez nagyszámú, többségében ingyenesen elérhető szoftver és más programok (elsősorban ArcView és ArcGIS) alatt futtatható modul áll rendelkezésre. Ezek közül az ismertebbek: a raszteres adatmodellek feldolgozását támogató FRAGSTATS, LEAP II és LandMetrics-3D, a hibrid rendszerek (raszter és vektor) elemzésében alkalmazható Patch Analyst és Conefor Sensinode, valamint a vektoros alapon működő IMT és vLATE (Walz 2009). A több mint száz paraméter könnyen kiszámítható a tájmetriai alkalmazásokkal, de az eredményeket és azok interpretációját, gyakorlati alkalmazhatóságát befolyásolhatja, hogy:

- raszteres vagy vektoros adatrendszerben történik-e a feldolgozás;
- a vizsgált térrészlet lehatárolásánál figyelembe vesszük-e a tájalkotó tényezők mozaikos térbeli elrendeződését és az azokból felépülő, egyre komplexebb táji hierarchiaszinteket, vagy más tematikus egységekből, esetleg geometrikus alakzatokból (pl. szabályos rácsháló) indulunk ki;
- milyen felbontás vagy méretarány mellett végezzük a tájökölógiai elemzéseket.

Szabó (2009) módszertani jellegű munkájában részletesen megvizsgálta ezeknek a tényezőknek a metrikákra gyakorolt hatását, ahol elsősorban raszteres környezetben, elméleti tájfoltokon és táji mintázatokon tesztelte a mérőszámok alkalmazhatóságát. Szilassi (2010) tájmetriai mutatókat (euklideszi távolság) használt az eltérő geometriai és tematikus pontosságú digitális térképi adatbázisok optimális pixelméreteinek meghatározásához.

Bár a vLATE csak mintegy két tucat alaki, térszerkezeti és kompozíciós index kiszámítására képes, de többségük robusztus, önálló jelentéstartalommal bír, s emiatt jól használható a tájökölógiai célú területi tervezésben, a tájértékelésben és a gyakorlati tájvédelemben (Lang és Tiede 2003, Bock et al. 2005, Langanke et al.

2007, Maier et al. 2008, Túri és Szabó 2009, Szilassi és Bata 2012). A vektoros megközelítés miatt az eredeti poligon jellemzőit (területét, kerületét) és nem a pixelek oldalhosszait határozza meg, amellyel a raszteres feldolgozásból adódó hibákat kiküszöbölhetjük (Túri és Szabó 2008, Szabó 2009). A mérőszámokat O'Neill et al. (1988), McGarigal és Marks (1995), Jaeger (2000), Lang és Tiede (2003), valamint McGarigal (2014) munkája alapján mutatom be (3. melléklet). Felhasználtam továbbá a Klug et al. (2003) által a SPIN-projekt² keretében kidolgozott, önállóan és a vLATE-be integrálva is elérhető IDEFIX³ tájmetriai indexgyűjteményt (Internet 9).

3.10. Matematikai-statisztikai módszerek

A terület és a kerület alapú tájmetriai mutatók esetében a felszínborítás és a felbontás együttes statisztikai vizsgálatához az SPSS Statistics 17.0 szoftvert alkalmaztam. Az adatok eloszlását Shapiro-Wilks próbával teszteltem. Az eredeti adatok esetében Mann-Whitney próbával, a transzformáltaknál többszempontos ANOVA modellben vizsgáltam meg a tájmetriai mutatók felbontás függését. Az eredményeket a 4.3. alfejezetben ismertetem.

4. EREDMÉNYEK

4.1. A terepi vizsgálatok eredményei

4.1.1. A terepi adatrögzítést terhelő hibalehetőségek feltárása

A kiválasztott hét tájablak műholdas helymeghatározó eszközökkel történő felmérésére 2010-ben, a vegetációs időszakban került sor. Elsődleges célom a 2005 nyarán a kistájról készült ortofotókról számítógép-képernyőn vektorizált, valamint a GPS-szel felmért tájfoltok geometriai és tematikus pontosságának összehasonlító vizsgálata, terepi ellenőrzése volt. Ismert, hogy a légifelvételek készítésének időpontjától távolodva a tájszerkezet változik, ezért a „valós világ” alkotóinak geometriája és tematikus tartalma egyre inkább eltér a képeken rögzített pillanatnyi állapottól. Sajnos a 2005. évi légifényképezés ideje alatt nem volt lehetőségem a Tiszazugban terepi validálást végezni, emiatt a vizsgálatok elsősorban az azt követő 4-5 évben a kiválasztott mintaterület-részletek tájalkotó elemeiben végbement változások kimutatására irányultak.

² A projekt (Spatial Indicators for European Nature Conservation) célja olyan műholdas távérzékeléssel előállított adatokon és azok térinformatikai feldolgozásán alapuló osztályozási módszerek tesztelése és fejlesztése volt, amelyek alkalmasak a mezo- és mikroléptékű vegetáció- és élőhelytérképek előállítására. Indikátorok révén értékelik az egyes élőhelyek természetességét, lehetővé teszik az ökológiai hálózatok (pl. Natura 2000 területek) gyors és hatékony monitoringját, valamint a szükséges kezelési feladatok meghatározását (Bock et al. 2005).

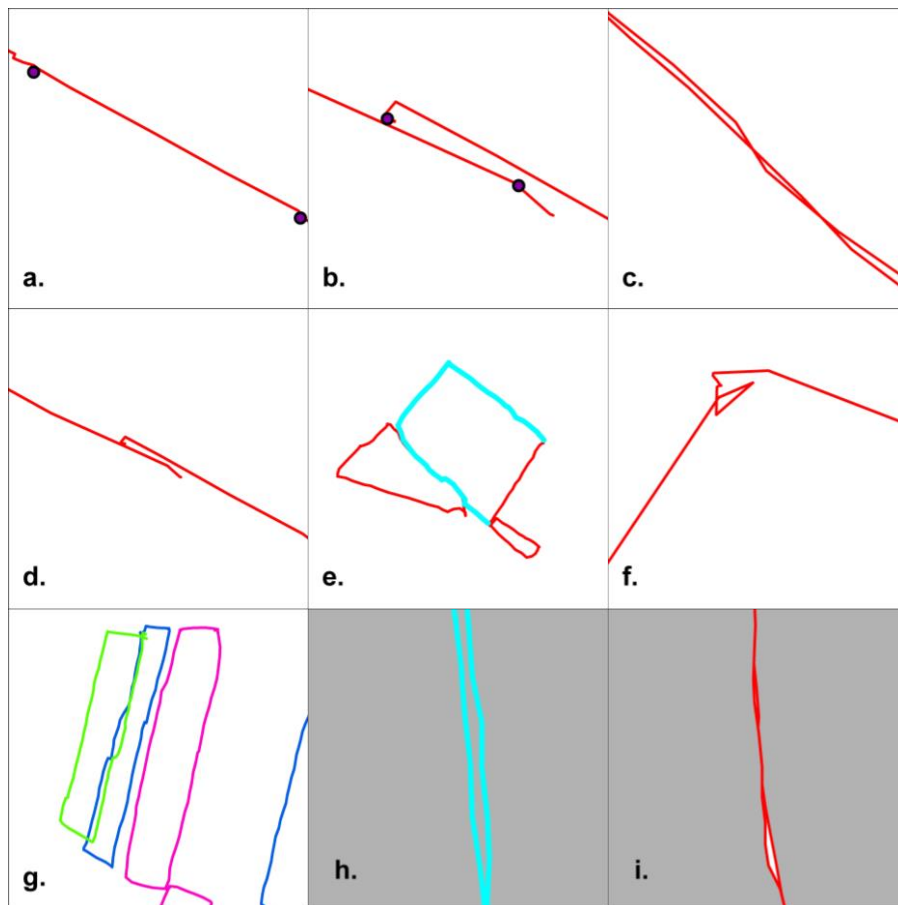
³ Ez az indikátorgyűjtemény (Indicator Database for Scientific Exchange) egy grafikus felületen információkat szolgáltat a fontosabb paramétereikről, megadott feltételek alapján lehetővé teszi azok szűrését (Klug et al. 2003).

A tájváltozás-vizsgálatok terepi munkarészeinek (általában műholdas rendszerekkel végrehajtott mérések) lebonyolítása során nagyszámú hibalehetőség adódhat, melyeket a tájökölógiai szakirodalom gyakran nem, vagy csak felszínesen tárgyal. Ezeket a bizonytalansági tényezőket érdemes figyelembe venni a terepen gyűjtött adatok tájmetriai feldolgozása során. *A mérések egységes szempontrendszer – azonos műszerbeállítások, a felszínborítási kategóriák részletes leírása – alapján történtek, melyek megbízhatóságát ennek ellenére számos tényező befolyásolta.* Ezek közül a fontosabbak a következők voltak:

- A különböző típusú mérőműszerek gyártók által megadott, s a használatkor is tapasztalt változó átlagos mérési pontossága.
- A GPS-méréseket terhelő hibaforrások. Műholdak pályadatainak hibái, műholdak és vevőkészülékek órahibái, atmoszférikus refrakció, a vevők antennájának hibái, fázis-többértelműség, ciklusugrás, többutas terjedés, interferencia, pontosság-hígulás, relativisztikus hatások (*Bácsatyai 2002, Ádám et al. 2004, Bányai 2007, Krauter 2007*).
- A műholdaknak a vevőhöz viszonyított geometriai helyzete (PDOP-érték).
- A felvételezést végrehajtó személyek eltérő terepi rutinjából és szakmai jártasságából eredő szubjektív tévedési lehetőségek. Mit tekinthetünk tájfoltnak, pontosan hol húzódik egy mozaik határa, melyik felszínborítási típusba tartozik.
- A mérést végző személyek szabad mozgását akadályozó, gyakran antropogén eredetű, főként vonalas fragmentáló tereptárgyak, objektumok (pl. kerítés, villanypáasztor, vizes árok).

Mivel a vektor alapú rendszer mindhárom geometriai alakzatával dolgoztam, ezért fel kellett tárnom az egyes pontok, élek és felületek szomszédsági kapcsolatait, az egy rétegen belüli vagy az azonos geometriájú rétegek közötti objektumok viszonyait, s a topológiai szabályoknak megfelelően javítanom a hibákat. A topológia építése, szerkesztése elengedhetetlen az adatok feldolgozásakor, s segít az adatrögzítésből – terepi felvételezés, digitalizálás – eredő hibák kiszűrésében és javításában (*Turczi 2007, Ormsby et al. 2010, Internet 10*). Számomra a terület-vonal és a vonal-terület topológiának volt nagy jelentősége. Előbbi azt mutatja meg, hogy egy felületet mely vonalak határolnak, utóbbi pedig fordítva, a vonal bal és jobb oldalán elhelyezkedő területeket írja le. Ez biztosítja az egyes felületek szomszédsági kapcsolatainak azonosítását (*Czímber 2001*).

A felmért vonalláncok topológiai hibákat tartalmaztak, mivel a két vagy több egymás mellett fekvő tájmozaik valóságban azonos, ugyanazokat a csúcsoakat összekötő élpárjai (többszörös vagy párhuzamos élek) az érintés helyett vagy függetlenek voltak és nem illeszkedtek pontosan egymáshoz, vagy metszették egymást. Tehát nem valósult meg a gráfelméletben leírt lap- vagy poligonszomszédság esete (*Detrekői és Szabó 2002, Demeter 2009*), s gyakran a vonalláncok sem záródtak tökéletesen, nem képeztek poligonokat. Korábban már utaltam rá, hogy a feldolgozás során minden tájalkotó elemet poligonnak tekintünk.



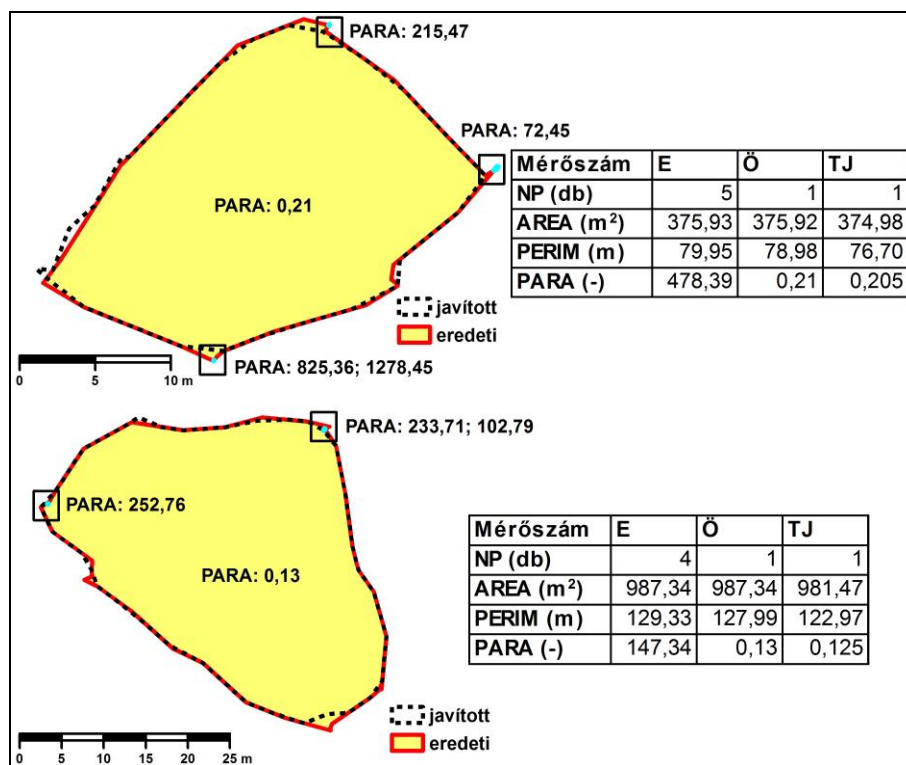
10. ábra. Az adatrögzítés során fellépő hibalehetőségek. A magyarázatot lásd az ábra utáni szövegben.

A műholdas helymeghatározó készülékekkel és a mobilkészülékekkel felmért rétegek esetében a következő hibákat tártam fel (10. ábra):

- A pontok gyakran nem a tájmozaikok éleire, csúcsaira estek.
- Az egyes vonalláncok kezdőpontja nem egyezett meg a saját végpontjával.
- Az adott rétegen (jelen esetben a tájalkotó elemek foltéleit reprezentáló egy-egy útvonal) belül a vonalláncok gyakran egymást metsző vagy átfedő szakaszokat képeztek, annak ellenére, hogy azok csak végpontjaikban érintkezhetnek.
- A vonalláncoknak sok esetben maradt szabad végpontjuk. Ez nem meglepő, hiszen a műholdas helymeghatározásnál és a vektorizálásnál is gyakori hiba az ún. alul- és túllövés (hézag vagy túlnyúlás képződik).
- Megvizsgáltam, hogy minden vonallánc egy-egy mozaikot modellez-e. Ez azért volt fontos, mert a foltok nem állíthatók elő több szakaszból (multipart feature), illetve nem lehet látszólagos csomópontjuk. Az elemzés során az egy csúcsban végződő többszörös foltéleket gyakran olyan zárt vonalként adtam meg, amely

nem megy át kétszer egyetlen csúcson sem. Ez a szabály viszont feltételezi, hogy a hálózat minden elágazásából legalább két új térbeli elem indul ki. Tehát ez a típusú kapcsolódás nem feltétlenül jelentett hibát.

- f. Egyes objektumoknál az önmagukat keresztező vagy átfedő vonalláncokat sikerült azonosítanom.
- g. Az azonos geometriájú rétegek szomszédos mozaikjainak vonalláncai sok esetben nem voltak fedésben egymással.
- h. Előfordult, hogy a poligon típusú rétegelemek átfedő térrészleteket (metszeteket) képeztek.
- i. Szintén a felületek esetében gyakori volt, hogy a poligonok élei nem illeszkedtek pontosan egymáshoz, emiatt itt hézagok képződtek.



11. ábra. Elterések az eredeti (E), az összevont (Ö) és a topológiai javított (TJ) tájmozaikokból számított tájmetriai mutatók értékei között. NP = Number of Patches: foltszám, AREA = Patch Area: foltterület, PERIM = Perimeter: foltkerület, PARA = Perimeter-Area Ratio: kerület/terület arány). Az eredeti adatoknál az elemek területének és kerületének összegét, a kerület/terület aránynál a számtani középértéket adtam meg.

Ha nem javítjuk a hibákat, akkor az egyes foltok geometriai tulajdonságai (pl. terület, kerület, alak) és relatív térbeli kapcsolatai (közelség, konnektivitás, stb.) pontatlanul kerülnek megadásra. Ezeknek elsősorban akkor van jelentősége, amikor egy kis térrészletet elemzünk igen részletesen. A kutatás során én is ilyen mikroléptékű vizsgálatokat végeztem. A különbségeket a „B” jelű tájablak (Búzás-

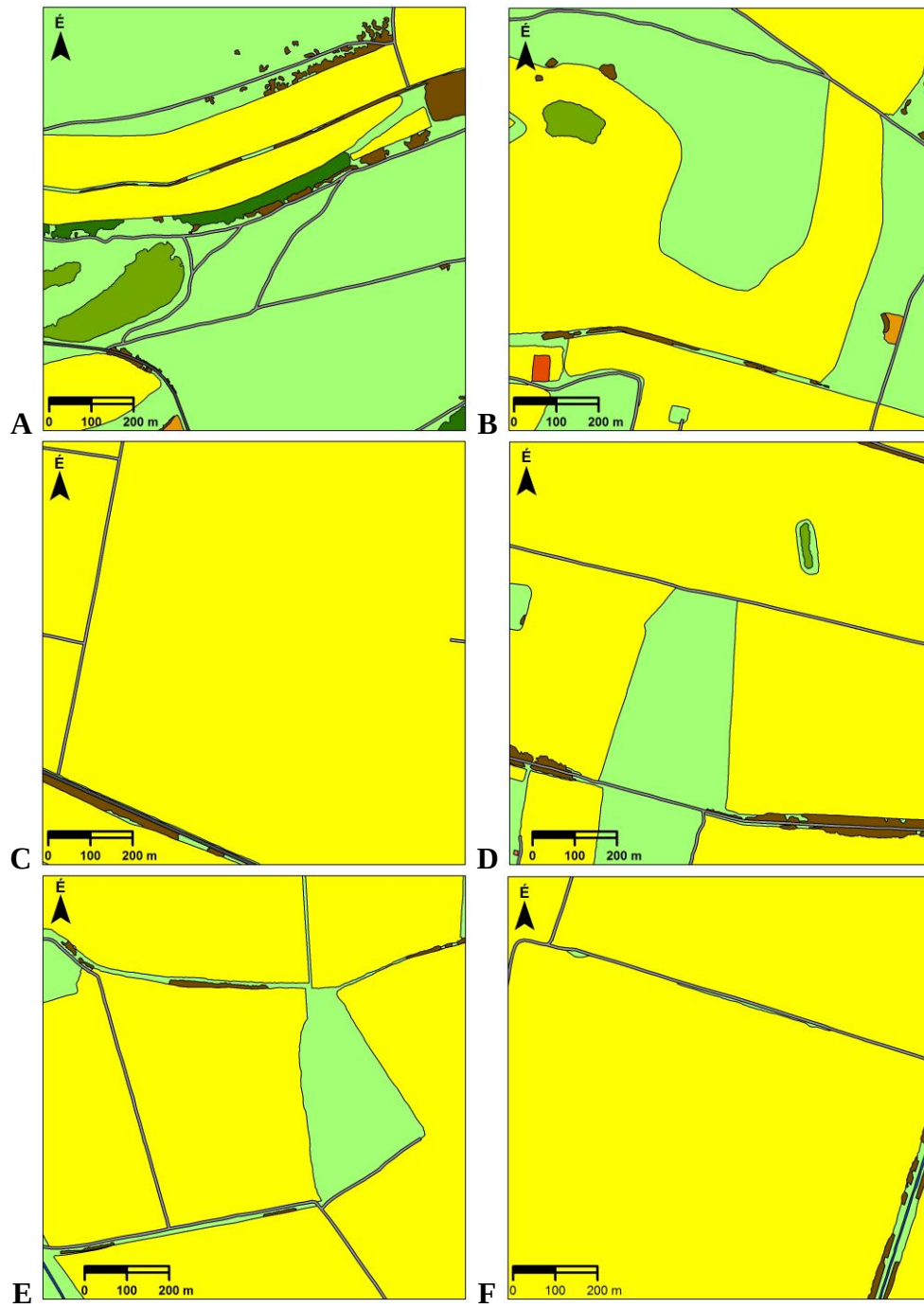
sziget, Tiszainoka és Tiszakürt) két véletlenszerűen kiválasztott tájmozaikjának eredeti, összevont, de topológiaiilag nem helyesbített, illetve javított változatain keresztül mutatom be (11. ábra). Az eredeti adat a műholdas helymeghatározó készülékből kinyert vonalláncokat jelenti, melyeket szoftveresen poligonokká alakítottam át.

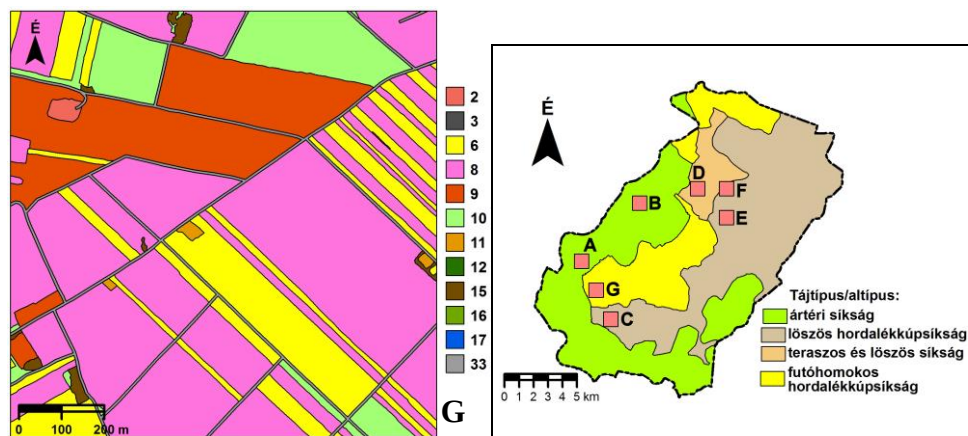
A poligonok geometriai jellemzői között első ránézésre minimális az eltérés: önálló elemeket képeznek, a felületeket határoló élek hossza és irányultsága hasonló. Emiatt feltételezhetjük, hogy a belőlük számított legegyszerűbb tájmetriai paraméterek közül a foltszámok (Number of Patches, NP) megegyeznek, a foltterület (Patch Area, AREA), a foltkerület (Patch Perimeter, PERIM) és a kerület/terület arány (Perimeter-Area Ratio, PARA) értékei pedig alig térnek el egymástól. Az eredmények nem támasztják alá ezt a feltételezést. A különbségeket a fentebb említett hibák, elsősorban az önmagukat keresztező vagy átfedő vonalművek, szakaszok okozzák (10/c. és 10/f. ábra). Ha a GPS-szel felmért adatokat a számítógépre letöltjük, megjelenítjük, és a zárt vonalláncokat szoftveresen felületekké alakítjuk át, akkor látszólag szinte kész foltterképet kapunk. A tájmozaikok azonban sok esetben mikroméretű poligonokat tartalmaznak, amelyek a számítógép-képernyőn gyakran rejtve maradnak. A 11. ábrán ezeket az elemeket kék színnel és fekete kerettel jelöltem.

A tájmetriai feldolgozás során a nagyméretű felületek és a szilánkpolygonok is mozaikokat képeznek, emiatt több folt kerül azonosításra, mint amennyi ténylegesen létezik. Ez a terület és a kerület mutatóknál általában nem jelent problémát, bár az igen kisméretű elemek miatt az eredeti mozaikok kerülete és területe is nagyobb lesz a javított topológiájú poligonoknál. Komoly eltérés van viszont a kerület/terület index esetében, amely a foltok kompaktságát fejezi ki. Ez az arány annál nagyobb, minél összetettebb a folt alakja. A mutató érzékeny a méret és az alak változására, a foltméret növekedése a paraméter csökkenését eredményezheti (McGarigal és Marks 1995). Ezzel magyarázható, hogy a mikroméretű poligonok kerület-terület arányai több esetben a százas vagy az ezres nagyságrendet is elérték (11. ábra). Így jelentősen torzították a nagy foltok értékét, amelyek viszont önmagukban alig tértek el a javított mozaikok értékétől. A tájak hierarchiarendszerében a legkisebb kiterjedésű elemi alkotórészek, az ökotópok mérete is eléri a néhány tíz vagy száz négyzetmétert. A metrikák számítása során fellépő hibákat elkerülhetjük azzal, ha ezeket a szilánkokat abba a foltba olvasztjuk be, amelyhez tartoznak. A geometriai és a szomszédsági kapcsolatok ellenőrzése és az esetleges pontatlanságok javítása természetesen ebben az esetben is ajánlott. Meg kell jegyezni, hogy a példához kapcsolódó megállapításaim az összes, GPS-szel vagy mobileszközzel felmért tájmozaikra általánosíthatók.

4.1.2. Tájfoltmintázatok

A terepi felvételezések során összesen 17 581 pont vízszintes földrajzi koordinátáit, 21 útvonalat és 372 tájfolt felszínborítását rögzítettem a vevőkészülékek belső memóriájába, melyeket a feldolgozás után foltterképeken jelenítettem meg (12. ábra).





12. ábra. A terepi felvételezések során felmért tájblakok felszínborítása. A tájblakok megnevezése: A – Körtvélyes (Tiszaug); B – Búzás-sziget (Tiszainoka, Tiszakürt); C – Kása-halom (Tiszasas), Felső-földek (Csépa); D – Hangács (Tiszainoka); E – Göbolyjárás (Cserkeszőlő), Hangács (Tiszainoka); F – Fekete-halom (Tiszainoka, Nagyrév); G – Újszőlő (Tiszaug, Tiszasas). A jelmagyarázatban csak a mintaterület-részleteken előforduló felszínborítási típusokat tüntettem fel: 2 – ipari-kereskedelmi terület, agrárlétesítmény; 3 – műút, vasút; 6 – szántó; 8 – szőlő; 9 – gyümölcsös; 10 – gyepterület; 11 – vegyes hasznosítású mezőgazdasági terület; 12 – lombhullató erdő; 15 – cserjés terület, bozót; 16 – vizenyős, mocsaras terület; 17 – vízfelület; 33 – burkolat nélküli út.

Az előző alfejezetben ismertetett topológiai hibák (metsződés vagy függetlenedés) miatt nehéz a tájfoltok (poligonok) határainak pontos megvonása. Ez felvet egy másik, a tájökológiában/tájföldrajzban alapvető fontosságú kérdést. Hol lehet kijelölni, meghúzni a tájalkotó tényezők szempontjából egy bizonyos intervallumon belül homogénnek tekinthető elemi tájrészlet (ökotóp), vagy egy magasabb hierarchiaszintű, nagyobb tájökológiai terület egység (pl. kistáj) határát, illetve mekkora lehet az azokat egymástól elválasztó/egymással összekötő átmeneti zóna (öoton) szélessége (Zólyomi 1987, Forman 1995a, Bastian 1997, Csorba 2008a, Deák 2010, Mezősi és Bata 2011).

Az alacsonyabb hierarchiaszintű tájökológiai elemeket (ez esetben tájfoltok) elválasztó átmeneti zónák szélessége általában deciméter vagy méter nagyságrendű, de a terepen azt tapasztaltam, hogy bizonyos felszínborítási kategóriákba tartozó szomszédos tájmozaikok (pl. szántó és gyepterület) gyakran egy éles, merev vonallal is elkülöníthetők egymástól, míg mások között (pl. cserjés-bozótos és lombhullató erdő) általában fokozatos az átmenet. Az egyes tájalkotó tényezők tér- és időbeli elrendeződése, ismétlődésének ritmusa egyenetlen és a táji rendszereknek megfelelően dinamikusan változik, amit a társadalom tájformáló tevékenysége igen gyorsan és hatékonyan módosít(hat). Az általam vizsgált topikus szinten ez azt jelenti, hogy a tájmozaikok, de még inkább azok határai gyakran rövid távon sem tekinthetők állandónak. Több helyen észleltem a gyeptömbök szegélyének elszántását vagy a felhagyott szőlőparcellák parlagosodását. Sajnos nem volt lehetőségem a tájfoltokat elválasztó

átmeneti zónák tér-idő dinamikájának, az ökotonok „mozgásának” vizsgálatára, mivel a terepi foltterképezéseket csak egy időpontban végeztem el.

Csorba (2008b) a McGarigal és Cushman (2005) által kidolgozott táji foltgrádiens elképzelés (gradient concept of landscape structure) alkalmazását javasolja a tájfoltokat elválasztó átmeneti zónák azonosítására és meghatározására. Csorba (2008b) véleménye szerint egy-egy kistájban a különböző felszínborítási típusba tartozó tájmozaikokat általában a következő foltgrádiens-sorozatok kapcsolják össze: erdő – cserjés-bozótos – rét/legelő – parlag – szántó – szőlő/gyümölcsös – beépített területek.

A Tiszazugban szintén megjelennek ezek az átmenetek, viszont a teljes sorozat helyett gyakran csak 3-5 típusból álló felszínborítási mintázatokat sikerült a terepen azonosítanom. Meg kell jegyezni, hogy a tájablakok mérete jelentősen befolyásolja az eredményeket, illetve az sem mindegy, hogy mennyire homogén vagy heterogén tájszerkezetű területeken történik a mintavételi egységek kiválasztása. A tájalkotó tényezők heterogenitása és az ahhoz igazodó tájhasznosítási módok alapján különbségeket találtam az eltérő tájtípusok/altípusok felmért tájablakainak foltgrádiens mintázatai között, melyek a következők voltak:

- ártéri síkság: szántó – gyepek – vizenyős-mocsaras terület – cserjés terület, bozót – erdő;
- teraszos és löszös síkság, löszös hordalékkúpsíkság: szántó – gyepek – cserjés terület, bozót;
- futóhomokos hordalékkúpsíkság: gyümölcsös – szőlő – szántó – gyepek – cserjés terület, bozót.

9. táblázat. A tájablakokon végzett terepi méréseket terhelő hibák számszerűsített adatai

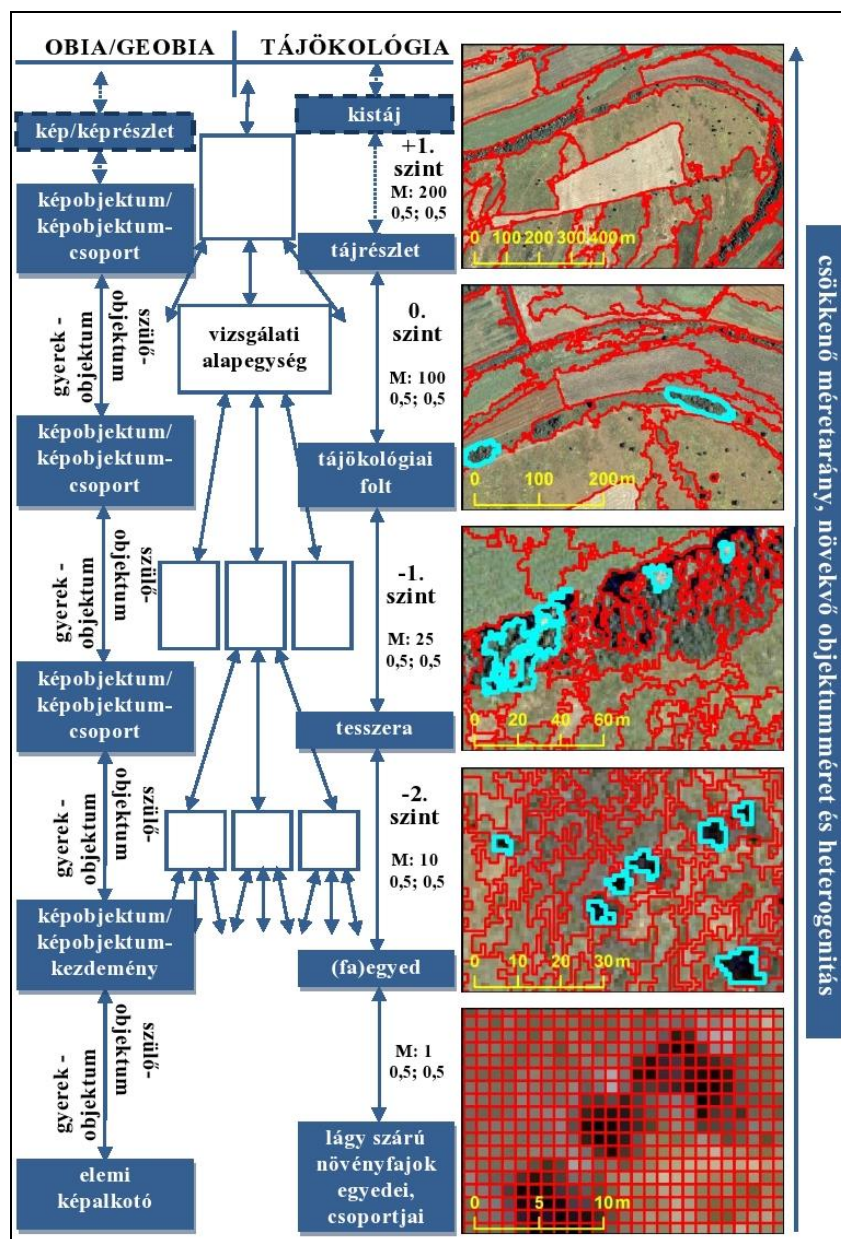
Elemzés	Relatív eltérések átlaga	Abszolút eltérések átlaga	Relatív eltérésekből számított szórás	Abszolút eltérésekből számított szórás	Legnagyobb hézag távolság	Legnagyobb metszés
1033	0,07 m	1,64 m	2,12 m	1,34 m	12,41 m	7,89 m

A tájmozaikok valós térbeli helyzetének, a foltélek geometriájának minél pontosabb meghatározása érdekében véletlenszerűen (10-15 méterenként) mérőleget állítottam egyik élről a másikra, s az így behúzott mérővonalakkal szoftveresen meghatároztam az egy- és a kétdimenziós alapalakzatok (vonallánc, poligon) illeszkedési hibáit. Azokat, melyek az érintkezés helyett függetlenek voltak egymástól, és emiatt a tájalkotó elemek között hézagok képződtek, negatív előjelű, a metsző, átfedő térrészletek esetében pozitív értékkel jelöltem. A mintaterület-részletekre – a méréseket terhelő hibákat – jellemző számértékeket a 9. táblázatban foglaltam össze. A szórásértékek jól kifejezik az alapsokaság szerkezetét, és közelítenek a készülékek gyártói által megadott technikai jellemzőkhöz, de látható, hogy az egyes pontok vízszintes földrajzi helyzetének meghatározásakor (elsősorban a tereptárgyak zavaró hatása, kitakarása miatt) igen komoly eltérések lehetnek.

4.2. A képjobjektumok értelmezési lehetőségei a tájökölógiai analízisben

A szakemberek véleménye megoszlik abban a kérdésben, hogy a távérzékelt adatok objektum alapú képfeldolgozásával előállított szegmensek és az azokból képzett képjobjektumok, valamint a tájalkotó elemek között milyen minőségi kapcsolatok vannak. Emellett az sem tisztázott egyértelműen, hogy az objektumok megfeleltethetők-e a táj szerkezeti-működési egységeinek (*Hay és Castilla 2008*). Az objektum alapú képfeldolgozásban és a tájökölógiában egyaránt megjelenő *térbeli hierarchia koncepciót* (*Wu 1999*) egy tiszazugi mintaterület-részlet, a tiszazugi Körvtélyes és Bokros („A” jelű tájablak) sziki erdőssztyepp-maradvány (*Molnár és Kun 2000*) példáján keresztül mutatom be. Arra is választ kerestem, hogy *a képjobjektumok a tájökölógiai feldolgozás során figyelembe vehetők-e mint tájalkotó elemek*, illetve vannak-e kapcsolatok a különböző hierarchiaszinteken létrehozott képjobjektumok és a gyakran felszínborítással/területhasználattal jellemzett térbeli mintázat között (*13. ábra*).

Először a kiválasztott tájablakot lefedő 2005-ös ortofotó többfázisú szegmentálását végeztem el, melynek a lentről felfelé régió növesztő típusát használtam. A paraméterezés során csak a méretarány-tényezőt (scale parameter, a *13. ábrán* M jelöli) módosítottam, amely az egy képjobjektumon belül megengedett maximális heterogenitás mértékét jelenti, s értékének emelésével egyre nagyobb méretű képmozaiok állíthatók elő. Az egyéb tulajdonságokat, mint alak (shape=0,5) és kompaktság (compactness=0,5) a szegmentálás során változatlanul hagytam. Az eljárás kiindulási alapja az elemi képjalkotó, melyek önálló magpontok (seed image object), s 1-es léptékjellemző mellett az ortofotó geometriai felbontásának megfelelően 1 m oldalhosszúságú szegmenseket eredményezett. Ezután a spektrálisan és alakilag egymáshoz leginkább hasonló szomszédos szegmensek több lépésben összevonásra kerültek mindaddig (*Baatz és Schäpe 2000*), amíg el nem érték a felhasználó által megadott (nálam 1, 10, 25, 50, 100, 200, 300) homogenitási küszöbértéket. Így az elemi képpontokból egyre nagyobb területű (pixelszámú) képjobjektum-kezdemenyeket (image object primitive) és képmozaiokat nyerhetünk, melyek alá- és fölérendeltségi viszonyban vannak egymással, alacsonyabb hierarchiaszinten gyerekobjektumnak (sub object), magasabb hierarchiaszinten szülőobjektumnak (super object) minősülnek. A rendszer csúcsán (super level) a képjobjektumok már nem egyesíthetők tovább, egy-egy szuperobjektumot alkotnak, melyek általában több alobjektumból állnak (*eCognition Developer 8.64.1. User Guide 2011*).



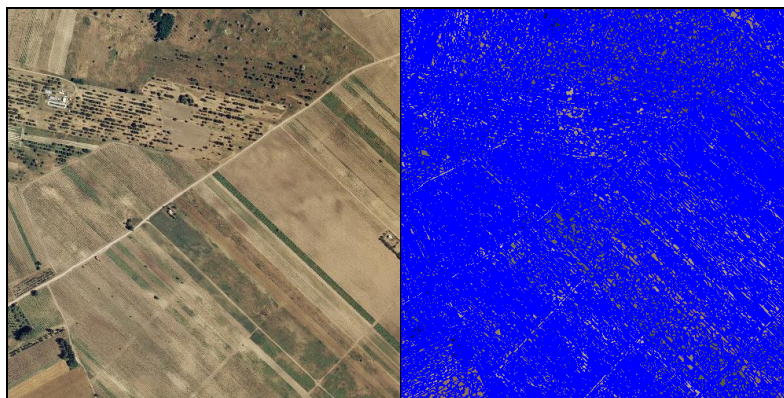
13. ábra. A hierarchia szerepe és értelmezése az objektum alapú képfeldolgozásban és a tájökológiában egy heterogéner tájszerkezet, az „A” jelű tájablak (Körtvélyes, Tiszaug) példáján (Wu 1999, Burnett és Blaschke 2003, Benz et al. 2004 és az eCognition felhasználói kézikönyv [2011] alapján)

Egyes kutatók szerint a szegmentálással előállított *képobjektumok* hasonló séma alapján a *tájökológiában* *tájalkotó elemekként* értelmezhetők (Burnett és Blaschke 2003, Devereux et al. 2004, Lang és Langanke 2006, Langanke et al. 2007). Ez a megközelítés nem az élőlények számára ökológiai szempontból azonos

feltételeket kínáló tájsejtekből (ökotóp), s a tájalkotó tényezők területi változatosságával/változékonyságával növekvő méretű téregységeket felépítő tájak hierarchiarendszeréből (topikus, chorikus, regionális és globális dimenziók) (Csorba 1997, Mezősi és Rakonczai 1997, Kerényi 2007), hanem a – gyakran felszínborítással/területhasználattal jellemzett – térbeli mintázattól indul ki.

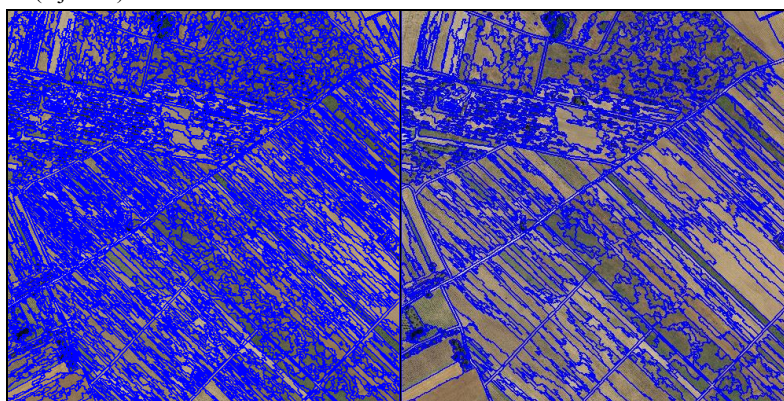
A vizsgálati alapegységek a példában és a tájszerkezet vizsgálatában is a tájökológiai foltok voltak, melyek közül az erdő felszínborítású tájmozaikokat választottam ki a természeti tájak és az objektum alapú képfeldolgozás, mint hierarchikus rendszerek közötti kapcsolatok feltárására. A kiindulási állapotot (ezek jelen esetben az erdőfoltok) Wu (1999) 0. szintnek (level 0 vagy focal level) nevezi. E fölött helyezkednek el a környezetüktől elütő, eltérő felszínborítási típusba tartozó tájalkotó elemekből álló tájrészletek, melyek a +1. szintet (level +1, super level) jelölik. A tájfoltok sem homogének, más-más területrészekből tevődnek össze, s a folton belüli folt részleteket tesszeráknak nevezzük (Kerényi 2007). A mozaikok alapvető jellege a folton belül azonosnak tekinthető, de az azt alkotó növények helyenként eltérő összetételű csoportokat képezhetnek. A tájablakot szegélyező erdőmozaikokban is megfigyelhető ez a foltosság, ahol a kocsányos tölgy más, csoportosan elhelyezkedő fafajokkal (pl. fehér nyár és vadvörösmeggy) elegyedik. Ez képezi a -1. szintet (level -1, sub level). A hagyásfás legelőn elszórtan, illetve állományban tenyésző faegyedek a hierarchia alsó lépcsőfokát (-2. szint) jelentik, melyekből a magasabb szerveződési szintek mozaikjai épülnek fel. A hierarchiarendszer alapján – mivel „elemi képalakítóknak” a faegyedeket tekintetem, melyek lombmérete nagyobb, mint egy pixel – fák már nem, de lágyszárú növényfajok és azok csoportjai, továbbá más élőlények, tereptárgyak előfordul(hat)nak.

A homogenitási küszöbértékek módosításával egyre kisebb vagy nagyobb méretű képjelöltek állíthatók elő, amellyel az egymástól lényegesen eltérő tájszerkezetek – pl. egy közepes és nagyméretű, szabálytalan alakú tájfoltokkal, folyosókkal jellemezhető heterogén természetközeli tájrészlet) vagy egy szabályos szerkezetű, homogénebb struktúra – is megragadhatók, térképen jól ábrázolhatók. Ez a táji heterogenitás általában már egy néhány hektáros, négyzetkilométeres tájrészlet térbeli mintázatában megfigyelhető, ami szintén indokoltá teszi a különböző méretarány-tényezők használatát (13–25. ábra). A csökkenő méretarány, növekvő objektumméret és heterogenitás biztosítja a kapcsolatot a különböző hierarchiaszinteken létrehozott képjelöltek és a gyakran felszínborítással, területhasználattal jellemzett mozaikosság között, ahol az egyed-tesszer-tájökológiai folt és folt feletti szerveződési szintek együttes kezelése megfelelő kiindulási alapot jelenthet a táj térbeli mintázatának ökológiai szempontú értékeléséhez.



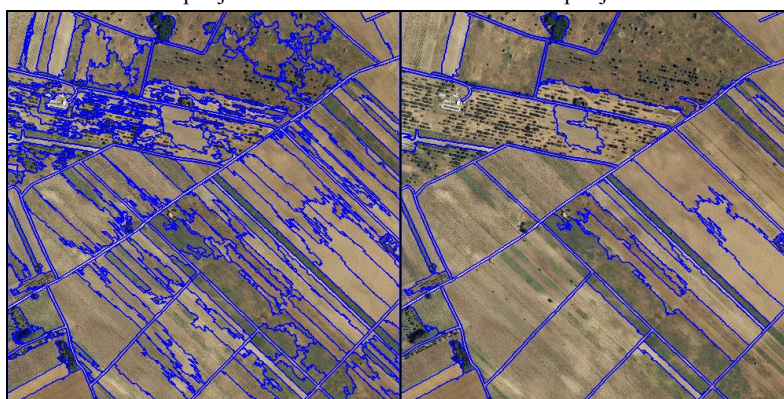
14. ábra. Szabályos, mozaikos tájszerkezet. A „G” jelű tájablak (Újszőlő) eredeti ortofotórészlete.

15. ábra. Méretarány-tényező: 10; 22 478 képobjektum



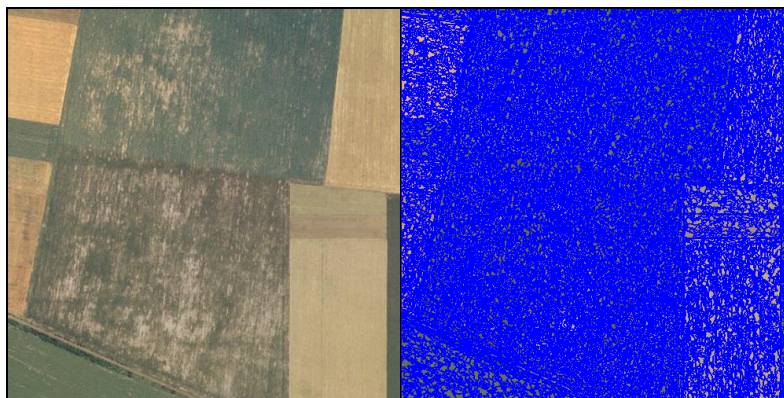
16. ábra. Méretarány-tényező: 25; 3451 képobjektum

17. ábra. Méretarány-tényező: 50; 918 képobjektum



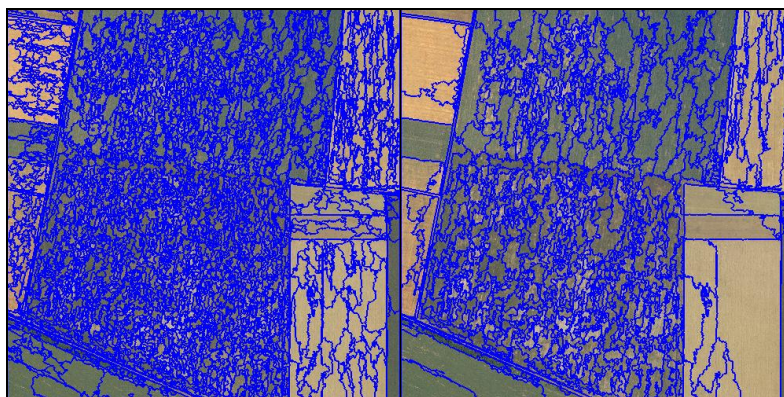
18. ábra. Méretarány-tényező: 100; 228 képobjektum

19. ábra. Méretarány-tényező: 200; 55 képobjektum



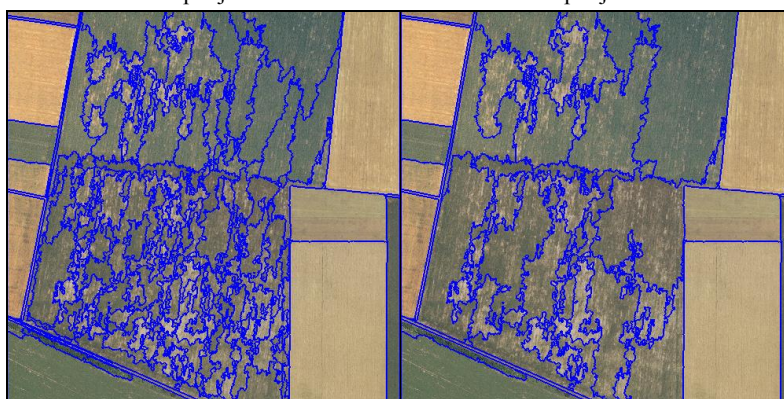
20. ábra. Homogén, szabályos tájszerkezet. A „C” jelű tájablak (Kása-halom, Felső-földek) eredeti ortofotórészlete.

21. ábra. Méretarány-tényező: 10; 14 képobjektum



22. ábra. Méretarány-tényező: 25; 2185 képobjektum

23. ábra. Méretarány-tényező: 50; 482 képobjektum



24. ábra. Méretarány-tényező: 100; 115 képobjektum

25. ábra. Méretarány-tényező: 200; 41 képobjektum

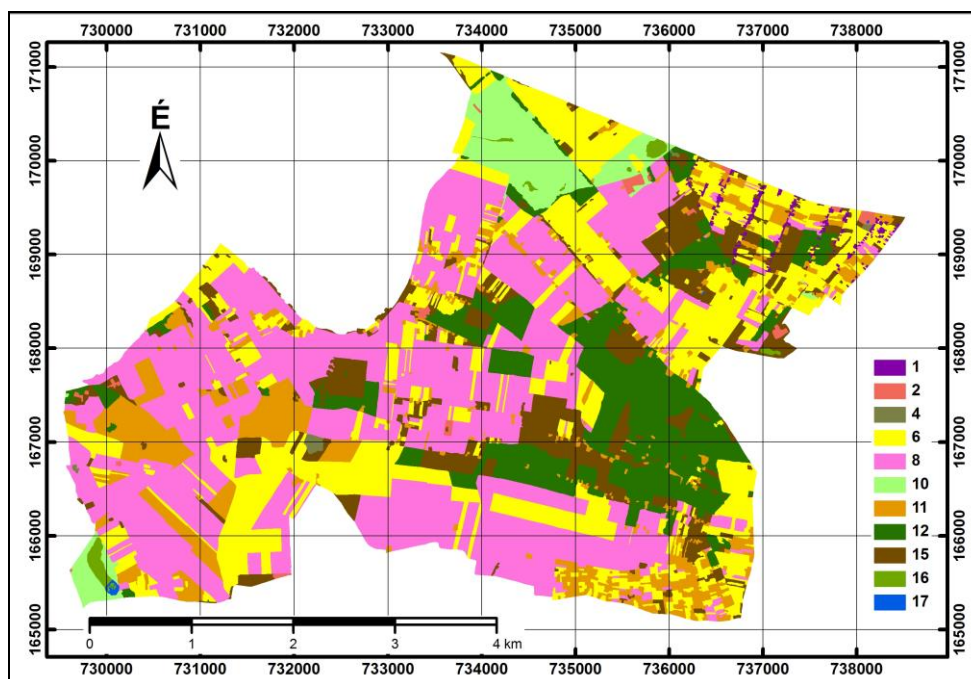
4.3. A terület- és kerülettípusú mutatók felbontás érzékenysége

Nem volt céлом minden lehetséges tájmetriai mérőszám felbontás érzékenységének a tesztelése, ezért praktikus okokból csak a legegyszerűbb – más mérőszámok vagy a tájökológiai elemzések alapját képező – indexek felbontás érzékenységét vizsgáltam. A következő mutatókat vontam be az elemzésbe: foltszám (Number of Patches, NP), foltosztály területe (Class Area, CA), közepes foltméret (Mean Patch Size, MPS), foltméret szórása (Patch Size Standard Deviation, PSSD), össz-szegélyhossz (Total Edge, TE) és közepes szegélyhossz (Mean Patch Edge, MPE). A FRAGSTATS szoftverrel többféle paraméter határozható meg, de a nagy felbontású (0,5–1–2,5 m) térképi változatok meghaladták a számítógépek számítási kapacitását, emiatt nem volt lehetséges a számítás. A vLATE vektoros alapon megbízhatóbban tudta kiszámítani a táji indexeket. A vektoros folttérképet előbb az ArcGIS segítségével raszteressé alakítottam 0,5–1–2,5–5–10–20–30–40–50–60–70–80–90 és 100 m-es felbontással, majd újravektorizáltam.

Az egyes mutatókat grafikonon ábrázoltam a felbontás függvényében, és megállapítottam, hogy a tájmetriai paraméterek értékeiben mely felbontásnál következik be a változás. Az eredmények helyességét matematikai-statisztikai módszerekkel ellenőriztem SPSS-ben. Az adatok eloszlását Shapiro-Wilks próbával teszteltem. Mivel azok nem normál eloszlást követtek, és az eloszlások jobb oldali asszimmetrikusak voltak, lognormalizáltam az adatokat. Az eredeti adatok esetében Mann-Whitney próbával (Zar 2010), a transzformáltaknál többszemponos ANOVA modellben vizsgáltam meg a tájmetriai mutatók felbontásfüggését.

Mivel a tájrészlet egyes felszínborítási kategóriáinak alakja eltérő – vannak jellemzően megnyúlt (1., 11., 15., 16. kategória) és izodiametrikus (2., 4., 6., 8., 10., 12., 17. kategória) típusok –, ezért összevonásokat végeztem, és alak szerint is megvizsgáltam az adatokat. A felszínborítás és a felbontás együttes statisztikai vizsgálatához a 11 kategória nem volt kezelhető, ezért itt szintén összevonásokat végeztem a felszínborítás hasonló jellege alapján.

A felbontások elemzése során először az összes adatot (felszínborítási kategóriánként minden felbontást ábrázoltam a kiválasztott mutatók függvényében) megvizsgáltam. Itt kiderült, hogy melyek azok a felbontások, ahol az egyes mutatók szemmel láthatóan eltérnek a kiindulási állapottól, lényegesen kisebbek, vagy éppen nagyobbak. Ezt követően összevonásokat végeztem, mivel az elemszám nem tette lehetővé az összes felbontás megtartását.



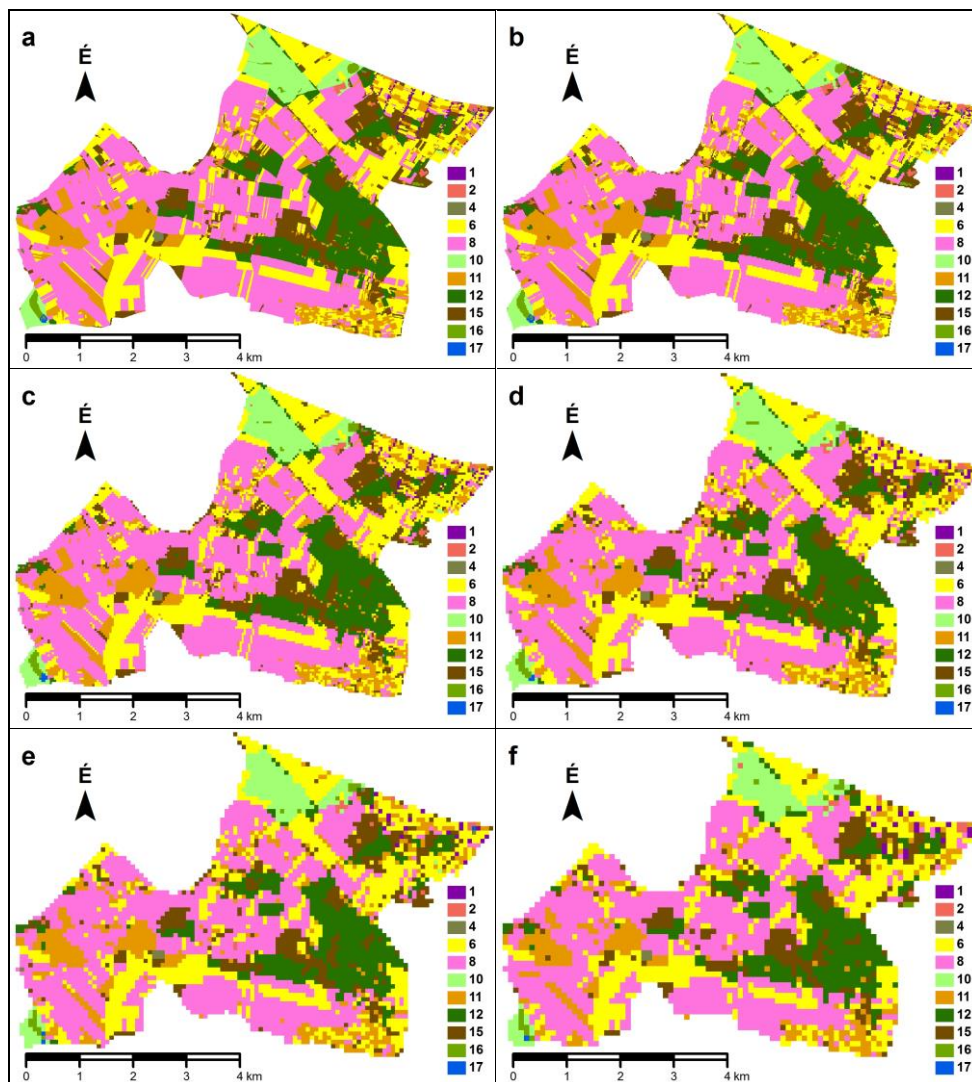
26. ábra. A Tisza-örs-Bogaras homokvidék feltérképe eredeti felbontásnál⁴

1 – település/lakott terület; 2 – ipari-kereskedelmi terület, agrárleléstítmény; 4 – bányá, lerakóhely; 6 – szántó; 8 – szőlő és gyümölcsös; 10 – gyepterület; 11 – vegyes hasznosítású mezőgazdasági terület; 12 – lombhullató erdő; 15 – cserjés terület, bozót; 16 – vizenyős, mocsaras terület; 17 – vízfelület

A vizsgálatok során alkalmazott többféle felbontás elemzése érdekes eredményeket hozott. Hangsúlyozom, hogy ezek az eredmények nem általánosíthatók a közepes és a kis léptékű vizsgálatokra azok felbontása miatt, mivel a feltérképezés a digitalizálása a 2005-ös ortofotókról 1:3000 léptékben történt, vagyis kis területet (egy 29 négyzetkilométeres tájrészletet) dolgoztam fel igen részletesen. Az összehasonlítások alapja minden esetben a kiindulási (feltérképezés) volt (26. ábra), és azt vizsgáltam, hogy a fent említett tájmetriai paraméterek hogyan változnak a felbontás függvényében (27. ábra).

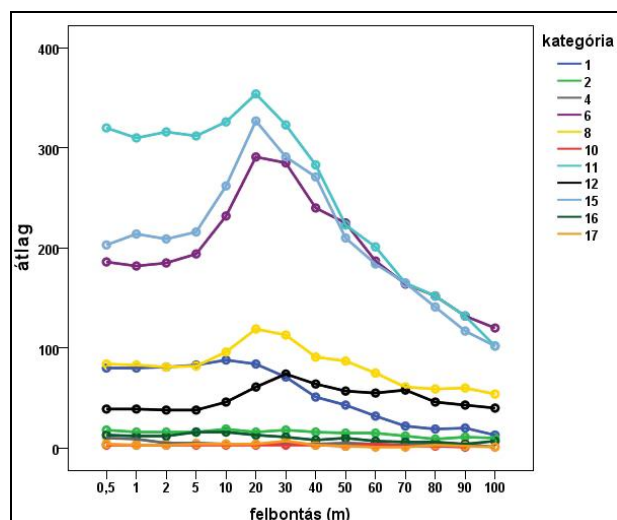
A tájmetriai indexek értékeiben a felbontás csökkenése 95%-os valószínűségi szinten rendszerint nem okozott szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket, de figyelemre méltó, hogy minden vizsgált mutató esetében 0,5–5 méteres felbontásnál a különbségek szignifikánssá ($p < 0,05$) váltak.

⁴ A tájmetriai mérőszámok felbontás érzékenysége vizsgálatánál a szőlő és a gyümölcsös felszínborítási kategóriákat összevontam, ezért azokat a különböző felbontású feltérképezéseken (26–27. ábra) és a grafikonokon (28–33. ábra) együtt ábrázoltam. A mesterséges vonalas létesítmények (burkolt és burkolat nélküli utak) elemeit nem vettem figyelembe az elemzésnél.



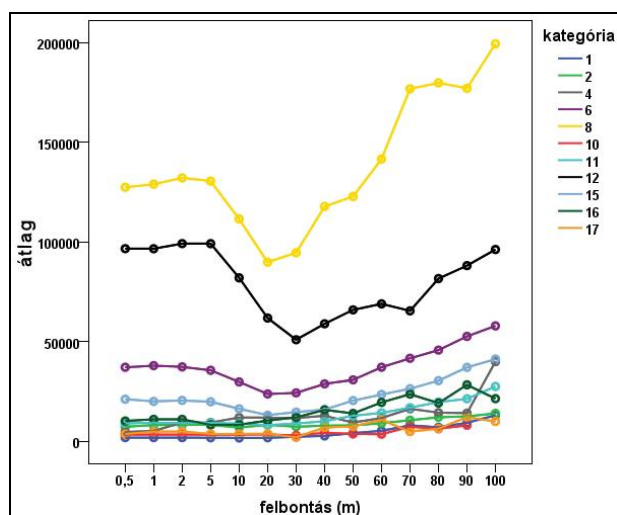
27. ábra. A foltterkép 5 méteres (a), 20 méteres (b), 40 méteres (c), 60 méteres (d), 80 méteres (e) és 100 méteres (f) felbontásnál. (A jelmagyarázatot lásd a 26. ábránál.)

A 28. ábrán a foltszám (NP) példáján mutatom be a felbontással való kapcsolatot felszínborítási kategóriánként. Az 5 méteres felbontásnál durvább pixelek esetén a foltszám emelkedni kezd a szántók, a szőlőterületek és gyümölcsösök, a gyepterületek, a vegyes hasznosítású mezőgazdasági területek, a lombhullató erdők, valamint a cserjés-bozótos területek esetében. Mivel a többi kategóriánál nem következik be lényeges változás, ezt csak akkor lehet kimutatni, ha felszínborítási bontásban vizsgáljuk meg a felbontás szerepét.



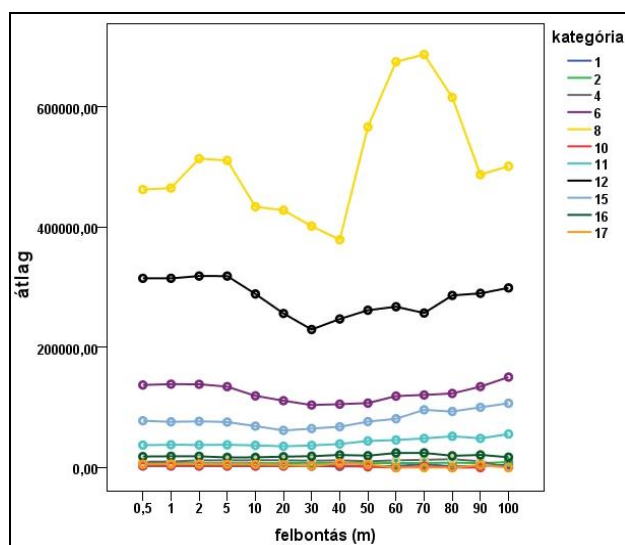
28. ábra. A foltszám (NP, db) változók szerinti átlagai a felbontás és a felszínborítás alapján (Túri és Szabó 2009 nyomán, módosítva)

Korábbi vizsgálatainkkal összhangban (Túri és Szabó 2008) 95%-os valószínűségi szinten szignifikáns különbség ($p < 0,05$) a tájmozaikok számában csak 20–40 méteres felbontás között figyelhető meg. A felbontás csökkenésével párhuzamosan a foltok pixelesednek és – különösen a megnyúlt foltok – kisebb, nem összefüggő területekre esnek szét. Ennek következtében ebben a 20–40 méteres tartományban lényegesen több folt detektálható, mint valójában létezik. A felbontás további romlásával a pixelek nagyobbak lesznek és ezzel együtt a számuk csökken, s így a tájmetriai indexek értékeinek különbsége az eredeti (folt)térképhez viszonyítva már nem szignifikáns ($p < 0,05$).

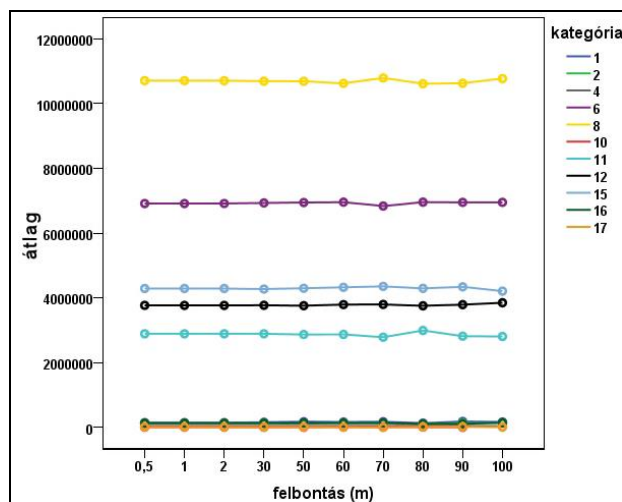


29. ábra. A közepes foltméret (MPS, m²) változók szerinti átlagai a felbontás és a felszínborítás alapján (Túri és Szabó 2009 nyomán, módosítva)

A területtípusú mutatók a foltszámhoz hasonló eredményt adtak a közepes foltméret (MPS) (29. ábra) és a foltméret szórása (PSSD) (30. ábra) esetében, a foltosztály területe (CA) viszont nem mutatott érzékenységet a felbontásra (31. ábra). A nagy átlagterületű mozaikokból álló felszínborítási kategóriák (szőlőterületek és gyümölcsösök, lombhullató erdők, szántók) átlagos foltmérete 5 méteres felbontásnál a foltok méretének növekedésével (pixelesedésével) meredeken csökken, minimumát a 20–40 méteres tartományban éri el a valódinál lényegesen magasabb foltszám miatt. A felbontás további romlásával a képelemek aggregálódnak, amely számuk csökkenését és az átlagos foltméret növekedését eredményezi.



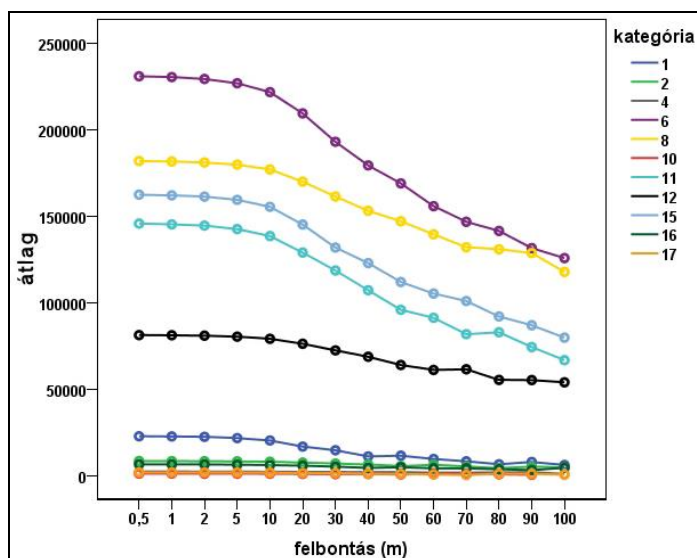
30. ábra. A foltméret szórásának (PSSD, m²) változók szerinti átlagai a felbontás és a felszínborítás alapján (Túri és Szabó 2009 nyomán, módosítva)



31. ábra. A foltosztály területe (CA, m²) változók szerinti átlagai a felbontás és a felszínborítás alapján (Túri és Szabó 2009 nyomán, módosítva)

Az uralkodóan mezőgazdasági művelés alatt álló tájrészleten az egyes felszínborítási kategóriák foltterület értékeinek hasonlósága alapján foltokat beágyazó mátrixot nem képeztem. A nagy átlagos foltméretű felszínborítások közül a tájrészlet 35,9%-át szőlőkultúrák és gyümölcsösök, 23%-át szántóföldek, 12,3%-át gyepterületek, 10,6%-át lombhullató erdők, 10,5%-át pedig cserjés és bozótos területek borítják.

A kerületre vonatkozó mutatók viselkedése – mint ahogy azt egy korábbi tanulmányunkban (Túri és Szabó 2008) leírtuk – teljesen eltért az eddigiektől: a kerületet lényegileg befolyásolja a pixelesedés. Itt az össz-szegélyhossz (TE) és a közepes szegélyhossz (MPE) példáján mutatom be a felbontásfüggőséget (32–33. ábra).

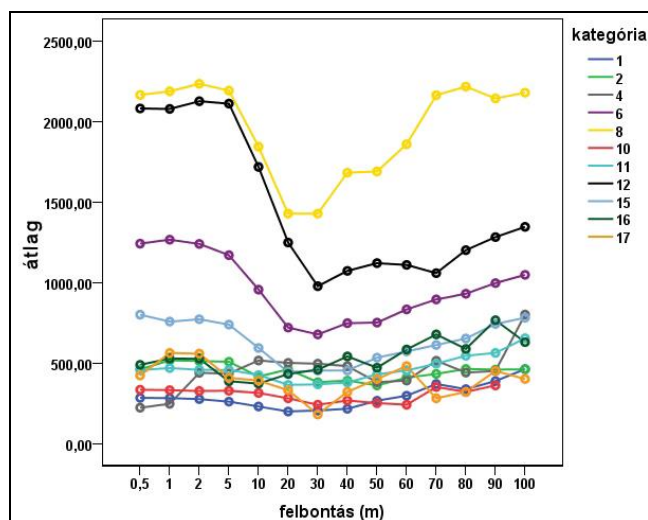


32. ábra. Az össz-szegélyhossz (TE, m) változók szerinti átlagai a felbontás és a felszínborítás alapján (Túri és Szabó 2009 nyomán, módosítva)

Közismert tény, hogy két pont között a legrövidebb távolság egy egyenes (ez a valóság, amit legjobban a vektoros rendszerek tükröznek), jelen esetben viszont a raszteres megközelítés miatt ez nem lehetséges, mert a távolság – a felbontás függvényében – csak két egyenlő hosszúságú, egymásra merőleges szakasszal adható meg. Egy egységnyi oldalú négyzetet feltételezve a legrövidebb távolság $\sqrt{2}$ (1,414), egy raszteres rendszerben 2 lesz. Eredményeimhez hasonló megállapításra jutott Szabó (2006) is. Raszteres rendszerben 1,4-szer nagyobb értéket kapunk a kerület mutatóra, s a felbontás és az ebből származó hiba konstans lesz. Minél beágyazottabb a kerület paraméter az adott tájmetriai index képletébe, annál nagyobb lesz az arra gyakorolt hatása.

Ez a hatás minden kerülettel kapcsolatos mutatót érint, vagyis alkalmazása esetén két dolog lehetséges: igyekszünk valamilyen vektoros formában feldolgozni a kerülettel kapcsolatos feladatokat, vagy elfogadjuk a fent említett tény, és ennek megfelelően kezeljük az eredményeket is. Utóbbi esetben tudnunk kell, hogy

összehasonlítást kistájak között vagy korábbi vizsgálatokkal csak akkor végezhetünk, ha minden körülmény megegyezik (adatbevétel, felbontás), különben hibás eredményeket kapunk.



33. ábra. A közepes szegélyhossz (MPE, m) változók szerinti átlagai a felbontás és a felszínborítás alapján (Túri és Szabó 2009 nyomán, módosítva)

A továbbiakban többszemponos ANOVA modellben megvizsgáltam a felszínborítás és a felbontás együttes hatását (a felszínborítás természetesen produkálhat eltérést, ezért hatását külön nem értékeltem). Az elemzésben a modell értelmezhetősége miatt a felszínborítás hasonló jellege és a természetesség foka alapján (Csorba és Szabó 2009) összevont kategóriákat alkalmaztam, melyeket négy csoportba soroltam:

- mesterséges felszínek (1., 2., 4. kategória);
- mezőgazdasági területek (6., 8., 11. kategória);
- erdő- és természetközeli területek (10., 12., 15. kategória);
- vizek és vizenyős területek (16. és 17. kategória).

Szignifikáns különbséget nem kaptam egyetlen vizsgált mérőszám esetében sem, ami azt jelenti, hogy a felszínborítás jellege nem befolyásolja a végeredményt. Mint az várható volt, a kialakított négy kategória között 95%-os valószínűségi szinten találtam szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket a tájökölógiai sajátosságok miatt. Ennek oka, hogy a tájrészlet tájszerkezetében elsősorban a mesterségesen fenntartott és a lakóhely típusú tájfoltok dominálnak, amelyekre a szabályos, geometrikus elrendeződés a jellemző, szabálytalanabb alakú maradvány- és bolygatott foltokat főként a tájrészlet szegélyzónájában találunk.

Ha megtartjuk mind a 15 féle felbontást és a 11 felszínborítási kategóriát, akkor az túl sok kombinációt eredményez a statisztikai próbákhoz, kicsi lesz az elemszám. Mivel osztály szintű mutatókról van szó, ezért az elemszám nem

növelhető (hiszen a felszínborítási típusok és a felbontások száma adott). Emiatt az eredeti adatok (28–33. ábra) elemzése alapján 3 csoportot alakítottam ki a tájmetriai mutatók felbontás érzékenységének elemzésére: 0,5–5 m (1); 10–40 m (2); 50–100 m (3). A csoportok különbségeit Mann-Whitney próbával vizsgáltam, az eredményeket a 10. táblázatban foglaltam össze.

10. táblázat. A vizsgált tájmetriai mutatók szignifikáns különbségei ($p < 0,05$) felszínborítási bontásban (Túri és Szabó 2009 nyomán, módosítva). FBT: felszínborítási típus; NP: foltszám; CA: foltosztály területe; MPS: közepes foltméret; PSSD: foltméret szórása; TE: össz-szegélyhossz; MPE: közepes szegélyhossz).

FBT	NP	CA	MPS	PSSD	TE	MPE
település/lakott terület	0-5→50-100		0-5→50-100		0-5→50-100	0-5→50-100
ip-i, ker-i és agrárlétesítmény	0-5→50-100				0-5→50-100	
bánya, lerakóhely	0-5→5-100		0-5→10-40 0-5→50-100		0-5→50-100	0-5→10-40
szántó	0-5→10-40	0-5→10-40	0-5→10-40	0-5→10-40	0-5→50-100	0-5→10-40 0-5→50-100
szőlő és gyümölcsös	0-5→10-40		0-5→10-40	0-5→10-40	0-5→50-100	0-5→10-40
gyep			0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→50-100	
vegyes mg-i terület	0-5→50-100		0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→50-100	
lombhullató erdő	0-5→10-40 0-5→50-100		0-5→10-40 0-5→50-100	0-5→10-40 0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→10-40 0-5→50-100
cserjés-bozótos	0-5→10-40 0-5→50-100		0-5→10-40 0-5→50-100	0-5→10-40 0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→10-40
vizenyős-mocsaras ter.	0-5→50-100		0-5→50-100		0-5→50-100	0-5→50-100
vízfelület	0-5→50-100		0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→50-100	0-5→10-40

Mind az ábrákról (28–33. ábra), mind a táblázatból (10. táblázat) jól látható, hogy a legtöbb esetben számít, hogy milyen felbontás mellett számítjuk ezeket a paramétereket. A leginkább érintett felszínborítási típusok a szántók, a szőlőterületek és gyümölcsösök, valamint a lombhullató erdők. Ezek egyben a legnagyobb területű kategóriák is, melyek átlagos foltmérete több mint 40 000 m².

A foltok alakja szerint is elvégeztem a vizsgálatokat (többszemponos ANOVA segítségével), de 95%-os valószínűségi szinten szignifikáns különbség a felbontás és a foltalak együttes hatására itt sem volt kimutatható. Ebben az esetben viszont fontos eredmény, hogy *a foltok izodiametrikus vagy megnyúlt jellege szignifikánsan ($p < 0,05$) befolyásolja a foltszám (NP) és az össz-szegélyhossz (TE) mutatókat*. A többi esetben itt sincs lényegi különbség a kapott eredményekben.

4.4. A tájszerkezeti vizsgálatok eredményei

4.4.1. A foltterképekből származtatott metrikák és a statisztikai adatok összehasonlításának korlátai

A felszínborítás változásának vizsgálatakor törekedtem a témához kapcsolódó helytörténeti és néprajzi munkák, az agrárstatisztikai, a gazdaság- és közlekedéstörténeti adatok, valamint a jogszabályok (legalább részleges) feltárására, melyet az eltérő forrásadottságok is befolyásoltak. Céljaim között szerepelt a mezőgazdasági felmérések településszintű földhasználati adatsorainak összegyűjtése és összevetése a felszínborítási foltterképekből származtatott tájmetriai mutatókkal (foltosztály területe, területarány). Az összehasonlítást számos módszertani bizonytalanság terheli. A kutatás során a következő módszertani korlátozó tényezőket tártam fel, melyeket érdemes figyelembe venni a tájökológiai mérőszámok és a statisztikai adatok összehasonlító vizsgálatokor.

4.4.1.1. Tér- és időbeli változások

A települési közigazgatási területek határai és a Tisza- és Bogaras homokvidék határa nem esnek egybe, a tájrészlet a települések közigazgatási területének kisebb-nagyobb részét fedi le (11. táblázat).

11. táblázat. A települések közigazgatási területeinek megoszlása a tájrészleten a 2014. január 1-jei közigazgatási állapot szerint (Magyarország helységnévtára 2014 adatai alapján)

Település	A közigazgatási terület tájrészletre eső része		A közigazgatási terület tájrészleten kívül eső része		Közigazgatási terület összesen
	ha	%	ha	%	ha
Cserkeszőlő	1099,19	35,80	1970,81	64,20	3070
Csépa	428,83	14,45	2538,17	85,55	2967
Szelevény	90,80	2,00	4448,20	98,00	4539
Tisza- és Bogaras	849,96	29,96	1987,04	70,04	2837
Tiszasas	226,19	7,86	2652,81	92,14	2879
Tisza- és Bogaras	217,17	8,67	2286,83	91,33	2504
Összesen	2912,14	15,49	15883,86	84,51	18796

A Tisza- és Bogarasban a társadalom termelő tevékenysége a tájalkotó tényezők térbeli heterogenitáshoz többé-kevésbé illeszkedő tájhasználati formákat alakított ki. A szőlő- és gyümölcsstermelés a részben kötött futóhomok-területeken, a

szántóföldi gazdálkodás vagy a gyepgazdálkodás elsősorban az ártéri és a löszös síkságokon jellemző. Utóbbi tájtypusok és a hozzájuk kapcsolódó földhasználati módok csak a tájrészlet szegélyzónájában jelennek meg, s a települések közigazgatási területének tájrészleten kívül eső részére koncentrálnak. Emiatt a felszínborítási foltterképekből számított osztály szintű tájmetriai paraméterek és a mezőgazdasági felvételezések településszintű művelésági adatainak összehasonlítását csak a szőlő, a gyümölcsös és az erdő kategóriák esetében végeztem el.

A vizsgálat 50 éves időhorizontjában több település esetében területszervezési, közigazgatási változások történtek. Ezek időrendi sorrendben a következők voltak:

- Cserkeszőlő 1952-ben alakult meg Tiszakürt nagyközség Kisasszonyszőlő (Kisasszonypusztá) és más külterületi településrészeiből (*Szikszai és Tóth 1999*);
- az 1970-es évek elején Szelevény Halesz és Pálóczipusztá nevű külterületi településrészei egyéb belterületek lettek;
- Szelevény 1986-ban elvesztette önállóságát, Kunszentmártonnal egyesült, attól 1992-ben vált külön (*Szikszai és Tóth 1999*);
- Tiszaug község 1999-ben kivált Jász-Nagykun-Szolnok megyéből és Bács-Kiskun megyéhez csatlakozott (*Szikszai és Tóth 1999*). Ez a település közigazgatási területében minimális változásokat eredményezett.

4.4.1.2. A statisztikai adatgyűjtésben és az adatfeldolgozásban bekövetkezett módszertani, technikai változások

Az agrárstatisztikai, de az egyéb felmérések (pl. népszámlálás) is a felvételezés időpontjában érvényes államigazgatási beosztásnak megfelelően készülnek. Az adatgyűjtés megkezdése előtt feltételeztem, hogy a településsoros földhasználati adatok esetében a művelési ágak (szántó, konyhakert, gyümölcsös, szőlő, gyep, erdő, nádas, halastó, művelés alól kivett terület⁵) területének összege és a helységek közigazgatási területének nagysága megegyezik, de kiderült, hogy ez nem mindig van így. Ennek az az oka, hogy bár a földhasználati szakstatisztikák és a mezőgazdasági (gazdaságszerkezeti) összeírások is tartalmaznak művelésági mutatókat, de a felmérések más céllal és tartalommal készülnek. (A szakstatisztikák részletes módszertani dokumentációja a KSH honlapján elérhető.) Ezt érdemes figyelembe venni, ha a különböző agrárstatisztikai források (földhasználat, mezőgazdasági összeírás) adatainak összehasonlítására vállalkozunk. A mezőgazdasági összeírások alapegysége az agrártevékenységet végző és/vagy mezőgazdasági földterületet használó gazdaság (vagy földbirtok) (*Internet 11*). Mivel az agrárcenzusok kezdetben főként adózási célokat szolgáltak, ezért településenkénti bontásban is megadták a gazdaságok műveléságak szerinti területét (ún. községhatáros földbirtokok) (*KSH 1971, 1988*). Kimaradtak viszont

⁵ 1961 előtt: földadó alá nem eső terület (FANET).

az adatfelvételtől azok a nem mezőgazdasági hasznosítású területek, amelyek egyik megfigyelt gazdasághoz sem kötődtek. Emiatt az összesített területnagyság általában minimálisan eltért az adott település tényleges közigazgatási területétől.

Az általános mezőgazdasági összeírások (ÁMÖ) 2000-től az Európai Unió előírásainak megfelelően történnek. Ez az agrárcenzusokban komoly módszertani változásokat eredményezett (*Internet 11*). A gazdasághatáros vagy a használt területből más településen lévő terület miatt az összes használt terület mérete eltér(het) az adott település igazgatáshatáros területétől (annál több vagy kevesebb is lehet). A gazdasághatáros terület a gazdaságok által használt összes területet jelenti, amit a gazdálkodó székhelye szerinti településre számolnak el, függetlenül attól, hogy az más helység közigazgatási területére esik (*Internet 12*). Ez szinte lehetetlenné teszi a települések 2000 előtti és 2000 utáni adatainak összevetését, a változások irányainak kimutatását. Például Cserkeszőlőn 2000-ben a használt földterület nagysága 3084 ha, a település közigazgatási területe 3059 ha volt. Csépan 2010-ben az összes használt földterület 1238 ha-t tett ki, a helység közigazgatási területe 2967 ha volt.

Az adatellátottságot a felvételezések idő- és térbeli kerete határozza meg. Magyarországon eddig hét teljes körű mezőgazdasági összeírást (1895, 1935, 1972, 1981, 1991, 2000, 2010) hajtottak végre. A föld- és vetésterület fontosabb mutatóinak nyilvántartása 1921-ben indult meg, a földhasználati szakstatisztika adatai 1853-tól érhetők el. Az adatgyűjtés anyagi vagy egyéb megfontolásokból gyakran nem volt teljes körű. Nem terjedt ki minden területi dimenzióra és/vagy gazdasági üzemtípusra (nagy- és kisüzemek), ezért általában aggregált (országos, megyei) adatokkal dolgozhatunk. Ennél finomabb felbontású (települési szintű) művelésági adatok csak 10-20 éves gyakorisággal állnak rendelkezésre vagy kerültek publikálásra. Egy részük a földhasználati szakstatisztikából, más részük a teljes körű mezőgazdasági összeírásokból származik. Ez az időbeli felbontás általában elegendő a tájökológiai vizsgálatokhoz, amelyek egyik kulcskérdése a tájhasználatban bekövetkezett változások és azok irányainak kimutatása. A tájszerkezeti elemzéseknél ritka, amikor egy idősíkot vagy helységet csak önmagában vizsgálunk, általában több település és/vagy időpont adatsorainak összehasonlítását végezzük el.

A kutatás során az egyik fő célom a Tiszakürt-Bogaras homokvidék tájszerkezetében 1955 és 2005 között végbement változások és azok irányainak meghatározása volt. Feltételeztem, hogy a mezőgazdasági kollektivizálás (1960 előtt), az intenzív földhasználat és a nagyüzemi mezőgazdaság (1960–1990), a rendszerváltás utáni folyamatok (1990-től napjainkig) és hazánk európai uniós csatlakozása (2004) a tájrészleten a földhasználat részleges területi átrendeződését eredményezték. Emiatt a vizsgálat 50 éves időhorizontjának minden évtizedéből szerettem volna településszintű művelésági mutatókat felhasználni az elemzéshez. Szempont volt az is, hogy a légifelvételek, ortofotók készítése és a statisztikai adatgyűjtések időpontjai között ne legyenek 0-3 évnél nagyobb eltérések, amelyek a feltérképezéskből származtatott tájmetriai paraméterek és a művelésági adatok összehasonlításának újabb bizonytalansági tényezői lehetnek. Utóbbiak adathiány miatt sem az 1950-es, sem az 1990-es évekből nem álltak rendelkezésre.

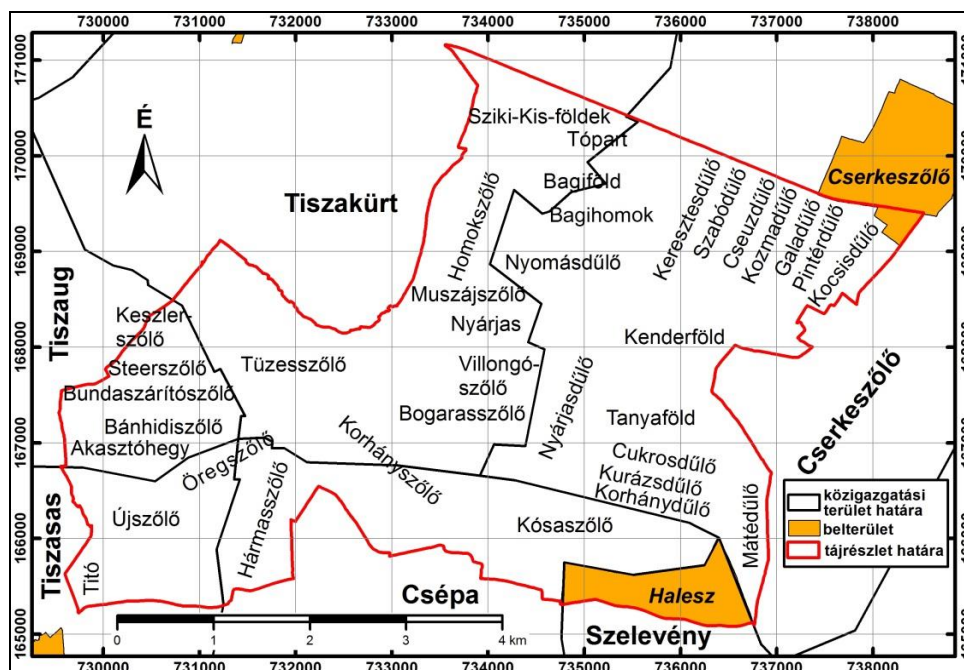
A művelési ágak közül néhány definíciója többször változott. Összevonásokra, szétválasztásokra és új kategóriák bevezetésére is sor került. Például 1949-ig a gyümölcsösök a kert művelési ágba tartoztak, vagy 1995-től megjelent a konyhakert fogalma a kert helyett (*Internet 12*). Ez elsősorban a hosszú távú idősorok összehasonlító elemzését korlátozhatja. Mivel a 2000 előtti agrárstatisztikában a termőterületek (szántó, konyhakert, gyümölcsös, szőlő, gyeperdő, nádas, halastó) és a művelés alól kivett területek összege megegyezik a települések közigazgatási területével, vagy annak megfelelően korrigálták azokat, ezért a települések földhasználatában bekövetkezett változások vizsgálatára mégis lehetőséget biztosít.

4.4.1.3. Minimális területnagyság, foltméret

A mezőgazdasági statisztikai adatsorok és a tájökológiai vizsgálatok alapját képező foltterképek más szempontok szerint és eltérő módszertannal készülnek, a földhasználati osztályok (művelési ágak) és a felszínborítási típusok emiatt csak részlegesen feleltethetők meg egymásnak. Az agrárstatisztikában megjelenik a minimális területméret, amely az idők során változott. Ez a szőlő és a bogyós gyümölcsfajokból álló gyümölcsösök esetében a legkisebb, 200 négyzetméter (*Internet 12*). Az utolsó két általános mezőgazdasági összeírásnál (2000, 2010) a legkisebb figyelembe vehető gazdaságméret 1500 négyzetméter használt termőterület vagy 500 négyzetméter szőlő/gyümölcssterület volt. A méret alatti termőterületeket művelési ágtól függetlenül, egy kategóriában tüntették fel (gazdaságméretet el nem érők termőterülete) (*KSH 2000, 2010*). Mivel az elemzéseket nagy léptékben és igen finom felbontással végeztem, ezért *nálam az ennél jóval kisebb tájmozaikok is meghatározásra kerültek*. A legkisebb tájfolt mérete 1954–55-ben 32,3 m² (lakott terület), 1975-ben 23,8 m² (lakott terület), 2005-ben 6,8 m² (egy földutak közé ékelődő gyepterület) volt.

A nagyszámú bizonytalansági tényező miatt az ÁMÖ-k adatait és más településszintű agrárstatisztikai forrásokat bár összegyűjtöttem (*4. melléklet, 1–2. táblázat*), de a felszínborítás változásának elemzéséhez csak néhány kategória esetében használtam fel őket.

A szőlő- és gyümölcsstermesztés elsősorban a kistáj részben kötött futóhomok-területeire – Tiszaújlak-Bogaras és Tiszaújlak-Cibakháza környéke – koncentrálódott és koncentrálódik ma is, ezért ezeknek a felszínborítási kategóriáknak a tér- és időbeli változásait, agrárstatisztikai adatait részletesebben elemzem. A fontosabb határ- és dűlőneveket a *34. ábrán* jelenítettem meg, melyekre a következő részfejezetekben többször utalok.



34. ábra. A tájrészletet lefedő települések közigazgatási területeinek határai, központi és egyéb belterületei, fontosabb határrészei és dűlői. Forrás: Szolnok megye térképe (1978), Magyarország földrajzinév-tára II. Szolnok megye (Földi 1980) és a helyesbített 1:10 000 méretarányú EOTR-szelvények (2000–2001) névjaja alapján. A közigazgatási határok és a belterületek az aktuális állapotot tükrözik.

4.4.2. A felszínborítás változása a Tiszakürt-Bogaras homokvidéken

A változások elemzéséhez az egyes típusokból csoportokat hoztam létre. Ezek lényegében megegyeznek a CORINE felszínborítási adatbázis nevezéktanának standard első szintjével. Figyelembe vettem továbbá Csorba és Szabó (2009) osztályozását, akik a CORINE standard 3. szintjének kategóriáit osztályozták a hemeróbiafokok szerint. Meg kell jegyezni, hogy ez utóbbi nem minden esetben fejezi ki megfelelően a tájrészleten ható antropogén tevékenységek intenzitását. Például a szerzők oligohemerob fokozatba sorolták a lomblevelű erdőket. A tájrészleten jellemző lomboserdő-ültetvények, mint az ember által létesített és mesterségesen fenntartott tájfoltok, inkább euhemerobnak tekinthetők, bár kétségtelen tény, hogy egy őshonos fafajokkal telepített erdő idővel természetközeli állapotba kerülhet és önfenntartóvá válhat. Ezek alapján a következő csoportokat alakítottam ki:

- I. mezőgazdasági területek (6., 8., 9., 11. kategória);
- II. természetközeli területek és lombhullató erdők (10., 12., 15. kategória);
- III. mesterséges felszínek (1., 2., 3., 4., 5., 33. kategória);
- IV. vizenyős-mocsaras területek és vízfelületek (16. és 17. kategória).

Az összevont kategóriákon belül az egyes típusokat külön-külön vizsgáltam a területnagyság és a relatív területi arány sorrendjében (12. táblázat). Kivételt ez alól a mesterséges felszínek képeznek, ahol a művi vonalas hálózatok tájfragmentáló hatása miatt először a műutak és a burkolat nélküli utak tér- és időbeli változásait mutatom be. A kiindulási állapotot minden esetben az első vizsgált időkeresztmetszet (1954–55) jelentette. A relatív területi arányt a diverzitás indexek közül a területarány (Proportion) mérőszámmal adjuk meg.

12. táblázat. A Tisza-kürt-Bogaras homokvidék felszínborítási típusainak és az azokból képzett csoportoknak a területe (hektárban) a vizsgált időszakokban. I. csoport: mezőgazdasági területek; II. csoport: természetközeli területek és lombhullató erdők; III. csoport: mesterséges felszínek; IV. csoport: vízenyős mocsaras területek és vízfelületek.

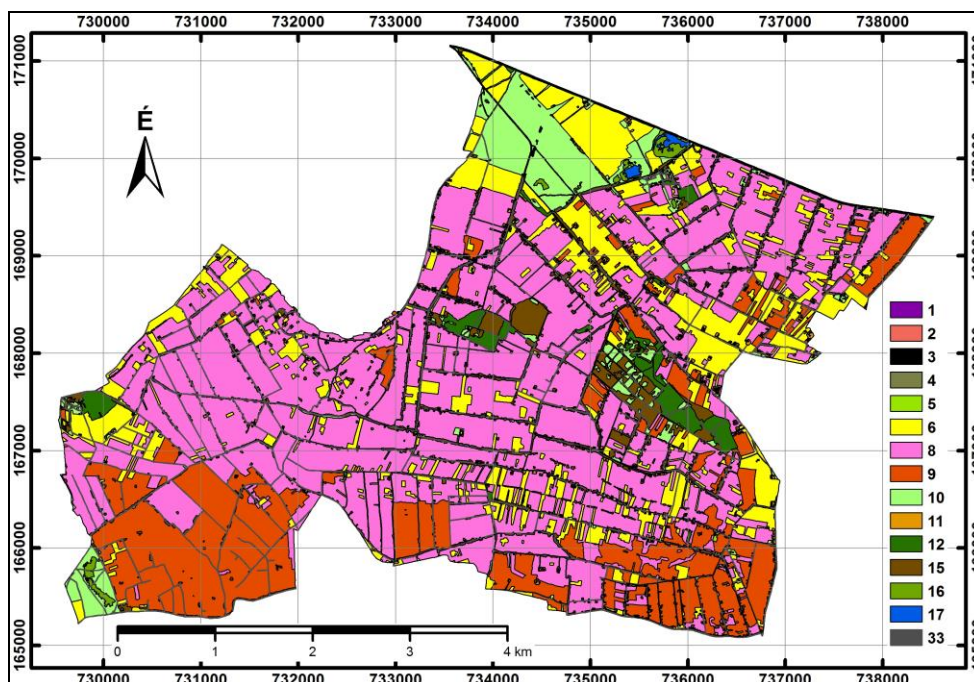
Felszínborítás			Év		
Csoport	Kód	Típus	1954–1955	1975	2005
I.	6.	szántó	439,00	1208,09	671,03
	8.	szőlő	1404,14*	661,96**	951,86***
	9.	gyümölcsös	499,73*	358,18**	92,12***
	11.	vegyes hasznosítású mezőgazdasági terület	29,73	43,54	48,00
Összesen:			2372,60	2271,76	1763,00
II.	10.	gyepterület	171,90	246,07	357,37
	12.	lombhullató erdő	51,73	88,29	308,66
	15.	cserjés terület, bozót	161,88	141,95	305,03
Összesen:			385,51	476,30	971,06
III.	1.	település/lakott terület	21,25	17,57	18,15
	2.	ipari-kereskedelmi terület, agrárlétesítmény	1,69	2,88	6,48
	3.	műút, vasút	10,01	12,51	21,15
	4.	bánya, lerakóhely	0,05	2,53	5,81
	5.	mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelület	0,40	0,28	0,74
	33.	burkolat nélküli út	104,72	113,11	115,40
Összesen:			138,12	148,89	167,74
IV.	16.	vízenyős, mocsaras terület	11,74	11,69	8,99
	17.	vízfelület	4,18	3,49	1,35
Összesen:			15,92	15,18	10,34
Tájrészlet területe összesen:			2912,14	2912,14	2912,14

*: Szőlő és gyümölcsös összesen 1903,87 hektár.

** : Szőlő és gyümölcsös összesen 1020,14 hektár.

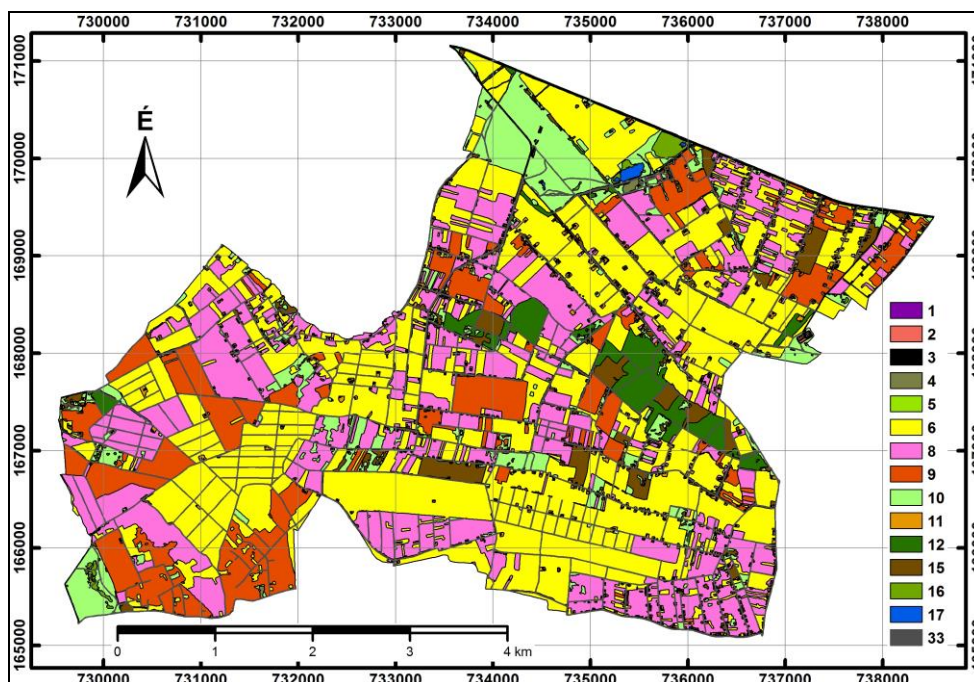
***: Szőlő és gyümölcsös összesen 1043,98 hektár.

A számítógép-képernyőn vektorizálással és vizuális interpretációval előállított felszínborítási térképeken az összes kategóriát ábrázoltam (35–37. ábra). Ezekre a foltterképekre és az osztály szintű területadatokra (12. táblázat) az elemzésben gyakran utalok. A légi távérzékelt adatok vizuális interpretációja során fellépő bizonytalansági tényezőket és azok tájökológiai foltterképekre gyakorolt hatásait a 4.5. alfejezetben ismertetem.

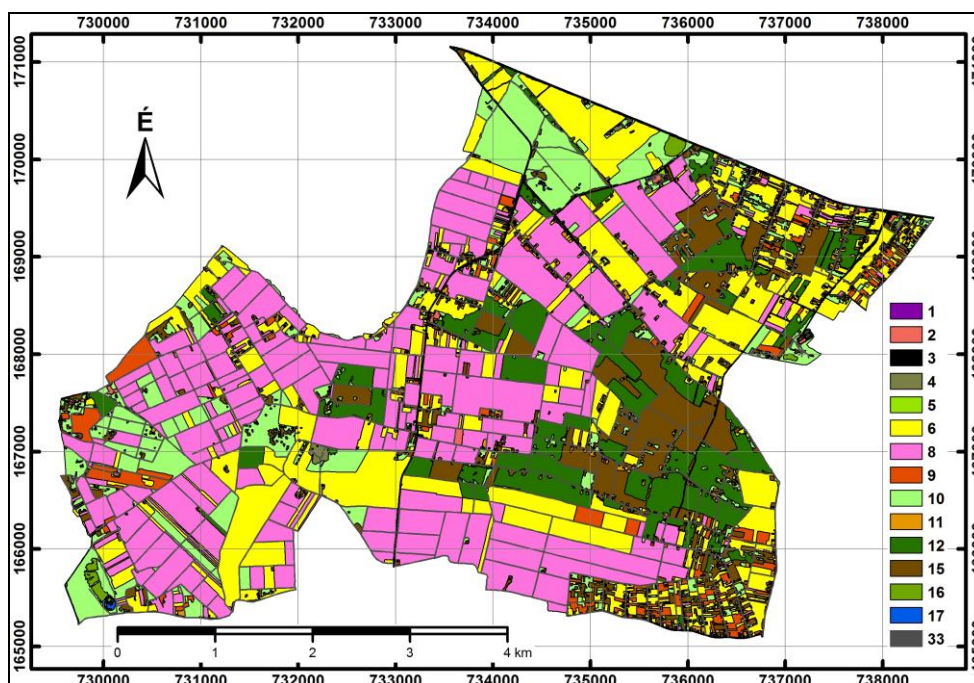


35. ábra. A Tisza-kürt-Bogaras homokvidék felszínborítása 1954–1955-ben

1 – település/lakott terület; 2 – ipari-kereskedelmi terület, agrárlétesítmény; 3 – műút, vasút; 4 – bányá, lerakóhely; 5 – mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelület; 6 – szántó; 8 – szőlő; 9 – gyümölcsös; 10 – gyepterület; 11 – vegyes hasznosítású mezőgazdasági terület; 12 – lombhullató erdő; 15 – cserjés terület, bozót; 16 – vizenyős, mocsaras terület; 17 – vízfelület; 33 – burkolat nélküli út



36. ábra. A Tisza-kürt-Bogaras homokvidék felszínborítása 1975-ben. (A jelmagyarázatot lásd a 35. ábránál.)



37. ábra. A Tisza-kürt-Bogaras homokvidék felszínborítása 2005-ben. (A jelmagyarázatot lásd a 35. ábránál.)

4.4.2.1. Mezőgazdasági területek

Ha a szőlő és a gyümölcsös típusokat összevonva elemezzük, akkor megállapítható, hogy a tájrészleten két vizsgált időszakban (1954–55 és 2005) ez a felszínborítási kategória dominált. Ez nem meglepő, hiszen a homoktalajok, a meleg és mérsékelt száraz éghajlat kedvező természeti feltételeket biztosítanak a szőlő- és gyümölcsstermesztéshez. A relatív arányokat vizsgálva a szőlő és gyümölcsös területi részesedése közel a felére csökkent, a változás okait később elemzem (12. táblázat, 35–37. ábra).

A mezőgazdasági kollektivizálás (1949–1961) ellenére a szőlőterületek mintegy fele egyéni tulajdonban maradt, illetve a termelőszövetkezetek kezelésében lévő szőlők egy részét háztáji gazdaságként osztották ki a tagok között (Botka 1980, Matyuga 1980, Botka et al. 1989, T. Bereczki et al. 1989a, T. Bereczki et al. 1989b, T. Bereczki et al. 1989c). Egy 1976. évi kimutatás szerint a Kunszentmártoni járás⁶ 2050,2 hektárnyi szőlőterületéből 1083 hektár a termelőszövetkezeteké (ebből 240 hektár a tagok között kiosztott háztáji gazdaság), a többi nagyrészt magántulajdonban volt (Szlankó 1981). A tulajdonforma fennmaradását a tiszazugi szőlő- és gyümölcsstermesztéssel foglalkozó kutatók szinte kivétel nélkül az ágazat nagy élőmunka igényével és az elaprózott birtokszerkezettel magyarázzák (Szlankó 1971, Botka 1976, Bellon 1981, Szlankó 1981, Szabó és Szabó 1989, Urbán 2006, Urbán 2008).

A kisméretű (gyakran csak néhány sorból álló) parcellákon elterjedt volt az ún. többszintes művelés, amikor a sűrűn álló szőlősorok közé gyümölcsfákat telepítettek, illetve köztes növényként kukoricát, napraforgót és zöldségféléket vetettek (Szabó és Szabó 1989). Emiatt ezeknek a földrészleteknek a döntő hányada gépi művelésre alkalmatlan volt (Szlankó 1981, Szabó és Szabó 1989). Még az 1970-es években is elterjedt gyakorlat, hogy a szőlősorok között zöldséget, paprikát, céklát, paradicsomot, burgonyát, karalábét és más konyhakerti növényeket termesztettek (Bellon 1981). Szlankó (1981) a szőlő között köztesként termelt zöldbabot említi meg. A XIX. század végén és a XX. század első felében a szegényebb társadalmi csoportok tagjai közül sokan a Kecskemét és Nagykőrös környéki homoki szőlőkben és gyümölcsösökben dolgoztak, ahol megismerkedhettek a nagyobb terméshozamú nemesített fajtákkal. Ezek sokáig nem terjedtek el az extenzív hasznosítású, többszintes művelési szerkezetű tiszazugi szőlőterületeken, mivel a gyümölcsfa-telepítésekhez sok helyen a hagyományos tájfajtákat használták (Szabó és Gulyás 2003). Az 1920–30-as évektől megfigyelhető, hogy a gyümölcsfák szőlő közé telepítése egyre több helyen (pl. Csépa) nem elszórta, hanem tervszerűen, szabályos sor- és

⁶ A Kunszentmártoni járáshoz az 1970-es években Cibakháza, Cserkeszölő, Csépa, Kunszentmárton, Mesterszállás, Mezőhék, Nagyrév, Öcsöd, Szelevény, Tiszainoka, Tiszakürt, Tiszasas, Tiszaug települések tartoztak. Ezek közül a Tiszakürt-Bogaras homokvidék Cserkeszölő, Csépa, Szelevény, Tiszakürt, Tiszasas és Tiszaug közigazgatási területének kisebb-nagyobb részét fedi le (34. ábra, 11. táblázat). Emiatt az egykori járás (amely 2013-tól ismét létezik) településeire vonatkozó agrárstatisztikai adatok felhasználhatók a változások nyomon követéséhez.

tőtávolsággal történt (Botka 1976, Urbán 2006). Kialakultak az első gyümölcsösök, a két felszínborítási kategória fokozatosan elvált egymástól.

13. táblázat. A szőlő között tenyésztő gyümölcsfák tőszáma és tőszámaránya a Tiszakürt-Bogaras homokvidéket lefedő települések közigazgatási területén az 1956–1959. évi gyümölcsfa-összeírás adatai alapján. Az 1959. évi gyümölcsfaösszeírás községi adatai, KSH 1961.

Település	Összes	Szőlő között	Tőszámarány
	Tőszám (db)	Tőszám (db)	%
Cserkeszőlő	210992	200427	94,99
Csépa	139348	131300	94,22
Szelevény	54923	39613	72,12
Tiszakürt	124429	119092	95,71
Tiszasas	69702	64851	93,04
Tiszaug	55701	46153	82,86
Összesen	655095	601436	91,81

Az 1956–1959 között végrehajtott gyümölcsfa-összeírás településsoros adatai szerint az állomány nagy része a szőlők között tenyésztett (KSH 1961; 13. táblázat; 5. melléklet, 1. táblázat). A gyümölcsfák mintegy negyede (Cserkeszőlőn 37,75%-a) még nem fordult termőre a számbavétel időszakában, ami új, 4-6 évnél nem idősebb telepítésekre utal. Az árutermelő gyümölcsösök részesedése a gyümölcsfaállományból a tájrészlet egyik településén sem érte el az 5%-ot. Például Tiszakürtön csak 0,2% volt a felmérés idején (KSH 1961; 5. melléklet, 1. táblázat).

Az 1970-es évek közepére az árutermelő gyümölcsösök 80%-a (a járás 476,4 hektárnyi gyümölcsöséből 380 ha) termelőszövetkezeti tulajdonban volt (Szlankó 1981). Erre az időszakra a szőlőterületek aránya jelentősen csökkent elsősorban a tőkék előregedése és a munkaerőhiány miatt (Szabó és Szabó 1989, Urbán 2008; 12. táblázat, 35–37. ábra). A Tiszazugban a szőlőterületek kiterjedése az 1960-as évek elején érte el maximumát, ekkor a kistáj területének 12-13%-án foglalkoztak termesztésével (Szabó és Szabó 1989). Ugyanebben a tanulmányban a szerzők az 1950-es, 1960-as években még virágzó tiszazugi szőlő- és gyümölcstermelés hanyatlásáról, a szőlők, gyümölcsösök kivágásáról és szántóvá alakításáról, parlagosodásáról tesznek említést. Ezt a megállapítást saját vizsgálataim is igazolták.

A járásban 1970–1976 között az új telepítések ellenére mintegy 220 hektárral zsugorodott a termelőszövetkezeti szőlők területe (Szlankó 1981). Közel másfél évtizedig zajlott a termőterületek rekonstrukciója, mely során Tiszaug (Újszőlő) és Tiszasas (Öregszőlő, Hármasszőlő) közigazgatási területén 165 hektáron, Csépán (Hármasszőlő, Kóssaszőlő) 90 hektáron telepítettek részben tájhozons borszőlőfajtákat (pl. olaszrizling, kékfrankos, Irsai Olivér; Szlankó 1981). Az új ültetvények többségét alacsony vagy közép magas huzaltámas termesztési technológiával, 2,4–3 m sortávolsággal létesítették (Szlankó 1981), amely lehetővé tette a gépi művelést. A tereprendezés a félig kötött homokfelszínre jellemző formakincs egyengetésével történt (Gábris és Túri 2008). Ugyanebben az időszakban (1965–1980 között) a termelőszövetkezetek 219 hektáron telepítettek

intenzív művelési módú gyümölcsösöket elsősorban termőkaros orsó- és sövényültetvények formájában (*Szlankó 1981*). Az 1980-as években közel 200 hektáron tervezték az ültetvények felújítását. A mezőgazdasági nagyüzemek monokultúras gazdálkodási rendszerének köszönhetően a szőlő- és a gyümölcsültetvények homogenizálódtak.

Az agrárstatisztikai adatok, valamint a képernyő előtti vektorizálással és vizuális interpretációval előállított foltterképekből számított területértékek változásának iránya megegyezik: mindkettő a szőlő- és gyümölcssterületek 1954–55 és 1975 közötti zsugorodását mutatja. Az elemzésben bizonytalanságot okozott viszont, hogy az 1975. évi fekete-fehér légifelvételek a termőterületek rekonstrukciójának talán legintenzívebb szakaszában készültek. Az előregedett szőlőtőkét és gyümölcsfákat kivágták és kiszántották, a nagyüzemi igényekhez igazodó, kordonos rendszerű telepítések viszont vagy folyamatban voltak, vagy még el sem kezdődtek. Emiatt ezek a térrészletek a szőlő- és gyümölcsös helyett a szántó kategóriába kerültek besorolásra, s részben ez okozta, hogy a szántók területi részaránya az 1954–55 és 1975 között majdnem a háromszorosára nőtt (12. táblázat, 35–37. ábra).

A rendszerváltásig a két- és háromszintes művelési mód erőteljesen visszaszorult, szórványosan főként a kisméretű birtoktestekkel jellemezhető tanyák, tanyadulók és az ún. zártkertek szőlőiben és gyümölcsöseiben maradt fenn. Ez utóbbira példa a Szelevény egyéb belterületét képező Halesz a tájrészlet délkeleti részén (34–37. ábra), ahol egy sajátos történeti fejlődési út következtében a nagyüzemi művelés helyett többségében megmaradt az egyéni gazdaságok földtulajdona, s a szőlőterületek jelentős bővülése figyelhető meg a mezőgazdasági kollektivizálás időszakában (*Botka et al. 1989*). Ezt a 2001. évi szőlő- és gyümölcsültetvény-felmérés⁷ adatai is alátámasztják, hiszen Szelevényben a szőlők 93,18%-a gyümölcsfákkal elegyes volt, az egyes parcellák mérete pedig nem haladta meg az egy hektárt (*KSH 2002*). Emellett Tiszasas, Tiszakürt és Cserkeszőlő szőlőterületeinek 9–15%-án volt jellemző a kétszintes művelési mód (*KSH 2002*; 5. melléklet, 2. táblázat).

A rendszerváltás után a földtulajdon-viszonyok átalakulása itt is lezajlott, amely a földhasználatban és a tájhasznosításban komoly változásokat eredményezett. Az 1960-as, 1970-es években létrehozott szőlőültetvények és nagyüzemi gyümölcsösök előregedtek, felújításuk elsősorban az elmúlt másfél évtizedben önerőből, európai uniós és hazai agrártámogatásokból csak részben történt meg (14. táblázat; 5. melléklet, 2. táblázat).

⁷ A gyümölcsültetvény-összeírás kiadványa – Gyümölcsültetvények Magyarországon, 2001 (Összefoglaló adatok) – nem tartalmaz településsoros adatokat, ezért azt nem használtam fel az elemzéshez.

14. táblázat. Az összes termőterület és abból a 20 év feletti szőlőültetvények termőterülete, aránya a Tisza- és Bogaras homokvidéket lefedő települések közigazgatási területén a 2001. évi szőlőültetvény-felmérés adatai alapján. Forrás: Szőlőültetvények Magyarországon, 2001 (Településsoros adatok), KSH 2002.

Település	Termőterület (ha)	20 év felett	
		Terület (ha)	%
Cserkeszőlő	292,22	94,40	32,30
Csépa	202,12	120,92	59,83
Szelevény	8,95	8,49	94,86
Tisza- és Bogaras	416,08	183,25	44,04
Tiszasas	113,20	77,56	68,52
Tisza- és Bogaras	110,16	89,10	80,88
Összesen	1142,73	573,72	50,21

Ha a két felszínborítási kategóriát külön vizsgáljuk, akkor látható, hogy amíg a szőlő területi részaránya 1975 és 2005 között a másfélszeresére nőtt, addig a gyümölcsös részesedése az egynegyedére csökkent (12. táblázat, 35–37. ábra). Ez arra utal, hogy a szőlőterületek felújítása nagyrészt végbement, sőt újabb szőlőültetvényeket is létesítettek, de a gyümölcsösöknél ez a folyamat elmaradt. A szőlőültetvény-összeírás szerint 2001-ben Csépan a szőlőterületek 25,59%-át 5 évesnél fiatalabb, nem vagy csak részlegesen termőre fordult ültetvények foglalták el, de Szelevény kivételével minden településen voltak új telepítések, felújítások 4–8% közötti területi részesedéssel (KSH 2002; 5. melléklet, 2. táblázat).

A gyümölcsösök, szőlők felhagyása és gyeppé, cserjés-bozotos területté alakulása elsősorban a tájrészlet nyugati részén (Akasztóhegy, Bánhidiszőlő, Bundaszárítószőlő, Öregszőlő) és a Cserkeszőlő belterületéhez kapcsolódó dűlők nadrágszíjparcelláin volt jelentős. Az adatfelvételezők Tiszasasán (a szőlőterületek 6,63%-a), Tisza- és Bogarasán (10,15%) és Cserkeszőlőn (12,95%) írtak össze felhagyott, nem kezelt ültetvényeket (KSH 2002; 5. melléklet, 2. táblázat). Az adatok minden esetben a relatív százalékos arányokat adják meg. Emellett általánosan megfigyelhető a szőlők, gyümölcsösök kivágása és szántóvá alakítása, vagy erdő telepítése az ültetvények helyén (12. táblázat, 35–37. ábra).

A szántók területi részesedése 1954–55 és 1975 között közel a háromszorosára nőtt, utána 2005-ig majdnem a felére csökkent (12. táblázat, 35–37. ábra). A szőlő és a gyümölcsös mellett ez a felszínborítási kategória a meghatározó a tájrészleten. Az első vizsgált időkeresztmetszetben a szántók elsősorban jelentek meg a vegyes művelésű szőlők és gyümölcsösök között. Emellett elsősorban a tájrészlet alacsonyabb tengerszint feletti magasságú, kevésbé tagolt domborzatú peremi részeit, a kedvezőbb talajadottságú ártéri és löszös síksági táji altípusokkal szomszédos szegélyzóna területét (pl. Nyomásdűlő, Kenderföld, Bagiföld, Tópart) használták szántóként (34–37. ábra). A szántóterületek bővülésének okairól és az elemzést terhelő bizonytalanságokról korábban már esett szó. Az biztos, hogy az elmúlt 40 évben a korábbi szőlő- és gyümölcsültetvények egy részét felszámolták és szántókká alakították át. A folyamat elsősorban a tájrészlet déli és északkeleti részén: Hármasszőlő, Korhányszőlő, Kósszőlő és a cserkeszőlői dűlők területén volt jellemző (34–37. ábra).

4.4.2.2. Természetközeli területek és lomhullató erdők

A vizsgált időszakban a gyepterületek fokozatos növekedése figyelhető meg a tájrészleten, amely 1954–55 és 2005 között több mint a kétszeresére nőtt (12. táblázat, 35–37. ábra). A gyepterületek hasznosítása, kezelése eltérő lehet, a különböző hasznosítási módok (pl. legelő, rét) vizuális interpretációval történő szétválasztása a fekete-fehér légifelvételeken az elemi képpontok egymáshoz gyakran nagyon hasonló intenzitásértékei miatt nem volt lehetséges. Ez a felszínborítási kategória elsősorban a tájrészlet szegélyén, a meredek tereplépcsővel kijelölt eróziós perem előterében, a meder- és morotvaroncsokkal, övzátonyokkal és sarlólaposokkal tagolt egykori ártéri felszínnek határzónájában (Sziki-Kis-földek, Tópart, Titó) jelenik meg (34–37. ábra).

Az 1950-es években jellemzőek voltak a műutak, burkolat nélküli utak és a szántók, szőlő- és gyümölcssterületek közé ékelődő keskeny, néhány méter széles gypsávok, a belvízlevezető csatornákat, árkokat kísérő mezsgyék. Lágyszárú növényekkel fedett talajfelszíneket emellett elszórtan az ásott kutak és itatók környékén, a tanyaudvarokon, az egykori tanyák helyén és a termelőszövetkezetek telephelyein sikerült azonosítanom (35–37. ábra). A mezsgyék nagy részét az intenzív nagyüzemi gazdálkodás időszakában felszámolták, beolvasztották a szomszédos mezőgazdasági táblákba. A rendszerváltás után a tájhasználat intenzitásának csökkenésével bővült ezeknek a lineáris elemeknek a területe. A hálózatsűrűség változásának meghatározásához a területarány helyett sokkal kifejezőbb volna az egységnyi területre eső (folyosó)hossz megadása, de mivel a feldolgozás során a tájalkotó elemeket (folt, folyosó, mátrix) geometriai és topológiai szempontból is poligonként kezeljük, ezért ez nem volt lehetséges.

A szőlők és gyümölcsösök felhagyása, parlagosodása és gyepterületekké alakulása már az 1975. évi légifelvételeken megfigyelhető (Akasztóhegy, Korhánydülő, Korhányszőlő, Tüzesszőlő), melyek egy részét az 1980-as évek ültetvény felújításai és telepítései során visszaalakították, szántóként hasznosították, esetenként beerdősítették. A rendszerváltás után a mezőgazdaság extenzívebbé válásával a gyepterületek bővülése folytatódott elsősorban a tájrészlet Tiszakürt–Bogaras–Csépa (4514. sz.) összekötő úttól nyugatra eső részén (Akasztóhegy, Bánhidiszőlő, Öregszőlő; 34–37. ábra).

A két világháború közötti fásítási programok keretében a földutak mentén, a vegyes hasznosítású mezőgazdasági területek (tanyák) birtokhatárán telepítettek fa- és bokorsorokat. A szántók mezsgyéjén mezővédő erdősávokat, a majorok, állattartó telepek mellett véderdősávokat létesíttek elsősorban akác és nyár fafajcsoportok felhasználásával. Ezek a tájelemek jelentősen hozzájárultak (hozzájárulnak napjainkban is) a tájszerkezet heterogenitásának növeléséhez, főleg a termelőszövetkezeti erdőtelepítések megkezdése előtt a Tiszakürt–Bogaras homokvidék „fátlanságának” csökkentéséhez. A cserjés terület, bozót relatív területi aránya 1954–55-ben 5,56% volt (12. táblázat, 35–37. ábra). Ebben az időszakban kezdődtek el az új, tömbszerű erdőtelepítések (Nyárjas, Muszájszőlő, Tanyaföld), melyek fiatal ültetvényei szintén ebbe a típusba kerültek besorolásra.

A mezőgazdasági kollektivizálás lezárása után a nagyüzemi gazdálkodási forma bevezetésével meginduló intenzív földhasználat a tájszerkezetben komoly

változásokat eredményezett. Többek között nőtt a szántóföldek aránya, a parcellák átlagos mérete, átalakult a tájrészlet burkolat nélküli úthálózata (lásd később). A gépesítés és a repülőgépes növényvédelem⁸ nagyméretű (akár több 10 vagy 100 hektáros) monokultúrák táblákat igényelt, amely sok helyen az út-, csatorna-, tanya- és majorfásítások során létrehozott fa- és cserjesorok, erdősávok felszámolásához vezetett (*Bartha és Oroszi 2003*). Ez a tájrészlet déli és nyugati részét (Korhándülő, Kószaszőlő, Tüzesszőlő, Hármasszőlő, Keszlerszőlő) érintette leginkább. A nemesnyár-erdőtömbök létesítése, a fiatal ültetvények megjelenése némileg ellensúlyozta a cserjések, bozótosok visszaszorulását. 1975-re az ebbe a felszínborítási kategóriába tartozó foltok relatív területi aránya kicsit csökkent, de 2005-re a kiindulási állapothoz képest majdnem megduplázódott (12. táblázat, 35–37. ábra). A rendszerváltás után a cserjés-bozótos területek gyarapodása egyrészt a fiatal erdőtelepítések és a vágásterületek térbeli bővülésével, másrészt az elöregedett szőlők és gyümölcsösök felhagyásával, parlagosodásával, spontán cserjésedésével-erdősödésével magyarázható (Keszlerszőlő, Öregszőlő, Halesz, Mátédülő). Utóbbi folyamat az egykori tanyák helyén is megfigyelhető volt.

Az első vizsgált időkeresztmetszetben a Tisza- és Bogaras homokvidék erdősültsége nem érte el a 2%-ot (12. táblázat, 35–37. ábra). *Oroszi (1991)* szerint a Nagykunság alacsony arányú erdősültségének, az erdőtelepítések elmaradásának okai a XX. század első felében a következők voltak: a tökehiány, a kedvezőtlen termőhelyi adottságok és a magángazdaságok ellenérdekeltsége. Erdőtelepítéseket és gazdasági fásításokat elsősorban a helyhatóságok és a birtokközösségek végeztek. A két világháború között jellemzőek voltak még az út- és tanya-fásítások. Az alföldfásítási törvény (1923. évi XIX. tc.) szántók esetében a min. 50 katasztrális hold (kh) (28,78 ha), rét-legelőnél a min. 20 kh (11,52 ha) méret nagyságot elérő területek és a tanyák körül fásítását írta elő (*Bartha és Oroszi 2003*). Az erdősítésre szánt területek kijelölése vontatottan haladt, telepítések, faültetések főként a tulajdonosok által önként felajánlott földrészekre történtek. Az 1945 után bekövetkezett társadalmi-gazdasági változások felgyorsították a folyamatot: a kijelölt, de a birtokos által be nem erdősített területek állami tulajdonba vétele után ezeken az állami tartálékföldeken megindultak a nagyüzemi fásítások (*Oroszi 1991, Bartha és Oroszi 2003*). 1950-ben megalakult a Szolnoki Állami Erdőgazdaság (a NEFAG Zrt. jogelődje). A tervszerű és nagyarányú erdőtelepítések ezután kezdődtek a megyében, ezen belül a Tiszazugban is (*Tóth 1960*). 1959-ben felmérték Szolnok megye településeinek mezőgazdasági művelésre „alkalmatlan” területeit, melyeket erdősítés céljára átadtak az állami erdésznek és a termelőszövetkezeteknek (*Tóth 1960*).

A telepítések a tájrészleten az alföldfásítási program keretében részben a két világháború között történtek. A térképek (1959) névrajza szerint a hazai homokterületek fásításában közkedvelt, sokoldalúan hasznosítható akáccal és gyors növekedésű nyárfélékkel, a szikes talajokon elsősorban kocsányos tölgyvel végezték az erdősítéseket (Makkos erdő: Sziki-Kis-földek; *Magyar 1961, Farkas*

⁸ A növényvédő szerekre különösen érzékeny akác visszaszorulását a fokozódó kemizálás is elősegítette (*Bartha és Oroszi 2003*).

1994). Ezt *Timár (1954)* terepbotanikai kutatásai is megerősítik, aki fiatal, rendszeresen letermelt akác sarjerdőkről és egy nagyobb, ültetett szürke nyár állományról (Nyárjas) tesz említést tanulmányában. Ugyanitt néhány 80-90 évesre becsült kocsányos tölgyet⁹ is talált, ami véleménye szerint az egykori alföldi zárt kocsányos tölgyesek maradványa lehetett (*Timár 1954*). Az erdőfoltok egy-egy major (később termelőszövetkezeti telephely) mellett vagy a mezőgazdasági területek között elszórtan (Bundaszáritószőlő-Steerszőlő, Bagiföld), máshol tömbszerűen (Muszájszőlő-Nyárjas, Tanyaföld) jelentek meg.

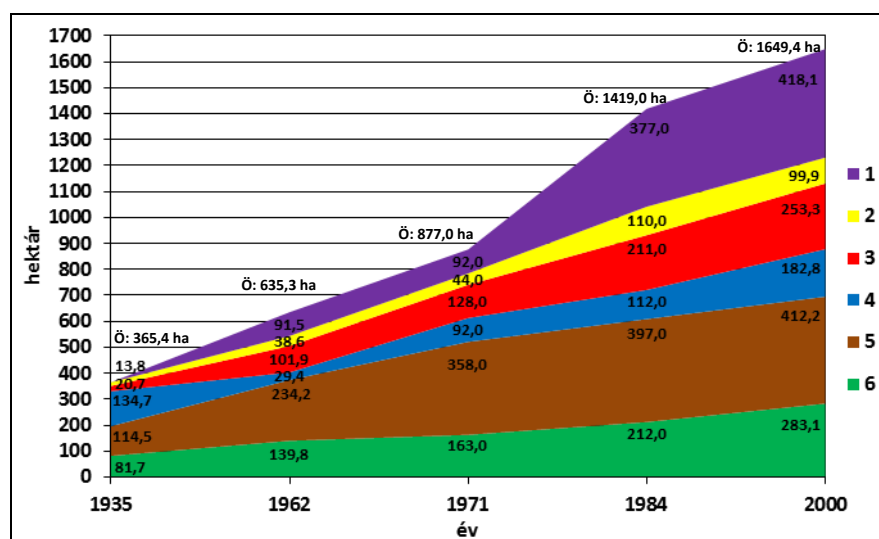
Az 1950-es évek második felétől a már meglévő erdőtümbök környezetében, az állami tulajdonba került tartalékföldeken fokozatosan felszámolták a korábban extenzíven művelt kisméretű szőlőparcellákat és szántóföldeket, és a helyükön akácból és nemes nyárból álló ültetvény típusú erdőket létesítettek. Ennek következtében 1975-re a lombhullató erdő felszínborítási típus relatív területi aránya kismértékben nőtt a tájrészleten (35–36. ábra). 1976-ban a Kunszentmártoni járás 3678,9 ha erdőterületéből 1616 ha a termelőszövetkezetek, 1665 ha a Nagykunsági Erdő- és Fafeldolgozó Gazdaság (NEFAG) kezelésében volt (*Szlankó 1981*). A faállománnyal borított erdőterületeken a nyár fafajcsoport (90%) dominált, amely magába foglalta a Tisza és a Hármas-Körös folyók hullámterén telepített nemes nyárasokat is (*Szlankó 1981*).

Az 1970–1980-as években a mezőgazdasági területeken (elsősorban szőlő, szántó) folytatódtak az erdőtelepítések (Nyárjas, Kenderföld, Tanyaföld, Galadülő, Kocsisdülő). Ezt az is elősegítette, hogy a gazdálkodók (téészek) a „cellulóznjár-program” (1966-tól) keretében nemesnyár-ültetvények létesítésére hitelt igényelhettek. Az 1970-es évek elejéig a nyárültetvények létesítése a mezőgazdasági területeken nem jelentett változást a művelési ágban, ami szintén ösztönözte a termelőszövetkezetek erdőtelepítéseit (*Bartha és Oroszi 2003*). Sajnos a szakmai szempontok gyakran háttérbe szorultak a telepítések során (*Bartha és Oroszi 2003*). A rövid vágásfordulójú (15-30 év), tarvágással kitermelt, mesterségen fenntartott tájfoltok helyén újabb monokultúras állományokat hoztak létre. A rendszerváltás után sem változott ez a gyakorlat, a nagyrészt magántulajdonba került földterületeken gazdasági célú zárttümbű erdőtelepítések történtek főként a szántók helyén (Keszlerszőlő, Tüzesszőlő, Nyárjásdülő, Cukrosdülő, Kurázdülő, Korhánydülő és a Cserkeszőlő belterületéhez közvetlenül kapcsolódó dűlőkben). *Az elemzés ötven éves időhorizontjában a lombhullató erdők területe a hatszorosára nőtt a tájrészleten.*

A vágásterületek egy részét nem újították fel, és megszűnt az intenzív kezelő tevékenység is, emiatt ezeken a területeken megindult a parlagosodás, a

⁹ A 11 idős egyedből álló facsoportot a Szolnok Megyei Tanács Cserkeszőlő-aranyosi tölgyfák néven 1987-ben helyi jelentőségű védett természeti értékkel nyilvánította, melyet Cserkeszőlő Község Önkormányzata 2011-ben megerősített (*Internet 13*). A Magyar Állami Természetvédelem hivatalos honlapján hiányzik a Jász-Nagykun-Szolnok megyei helyi jelentőségű védett természeti területek/emlékek listájából (*Internet 14*). A helyi hagyomány szerint a fák egy 1850 körüli makkvetéses erdőtelepítésből származnak (*Harka 1989*).

spontán cserjésedés-erdősödés. Ez a felszínborításban változásokat eredményezett, jelentősen hozzájárult a cserjés-bozótos területek részarányának bővüléséhez (12. táblázat, 35–37. ábra). Ennek ellenére az elemzés időhorizontjában a lombhullató erdők¹⁰ területének növekedése figyelhető meg a tájrészleten. Ugyanez a trend rajzolódik ki az agrárstatisztikai felmérések erdő művelési ágra¹¹ vonatkozó településszintű adatsoraiból (38. ábra; 4. melléklet, 1–2. táblázat). Meg kell jegyezni, hogy a nagyarányú fásítások az 1950-es évektől nemcsak a homokvidéken, hanem a hullámtereken is megindultak, s ezek Cserkeszölő kivételével minden települést érintettek. A 2010. évi teljes körű mezőgazdasági összeírás adatait a korábban ismertetett módszertani változások miatt nem használtam fel az összehasonlításhoz.



38. ábra. Az erdőterületek alakulása 1935 és 2000 között a Tizsakürt-Bogaras homokvidéket lefedő települések közigazgatási területén. 1: Cserkeszölő; 2: Csépa; 3: Szelevény; 4: Tizsakürt; 5: Tizsasas; 6: Tizsaug; Ö: erdőterület összesen. A Mezőgazdasági Statisztikai Adatgyűjtemény 1870–1970. Földterület. III. Községsoros adatok; a Földterület. Községsoros adatok 1895–1984; a 2000. évi ÁMÖ kiadványainak felhasználásával. 1935-ben Tizsakürt Cserkeszölő adatával együtt.

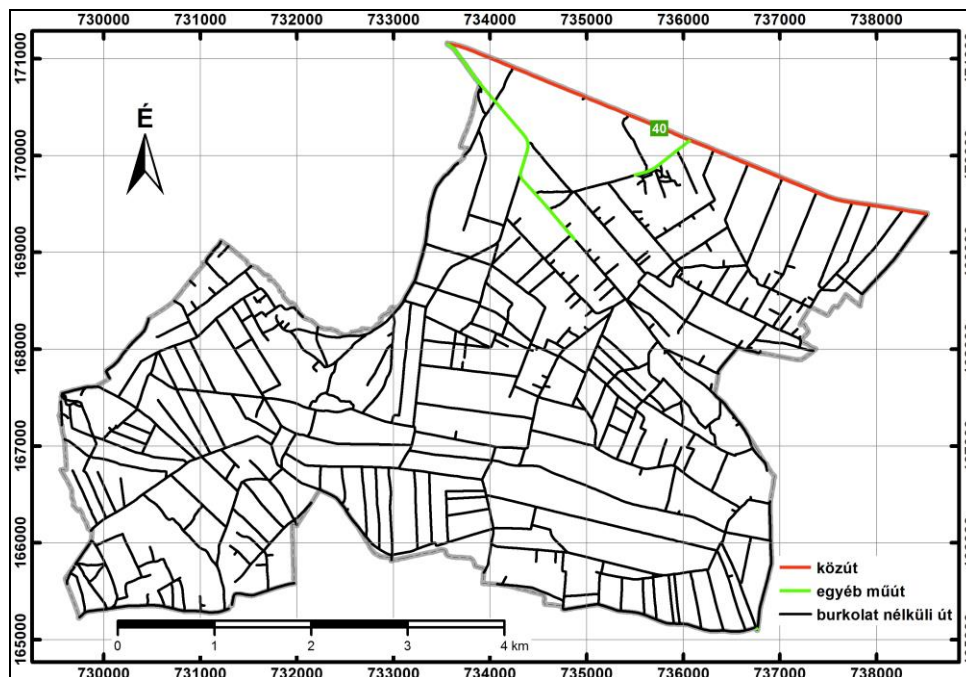
¹⁰ A 2009. évi az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló XXXVII. törvény szerint erdőnek minősül az a fa- és (cserje)fajokból álló terület, amely átlagosan legalább 20 m széles, minimum 0,5 ha nagyságú, a faegyedek a talajfelszínt legalább 50%-ban borítják és átlagmagasságuk meghaladja a 2 m-t (Internet 15).

¹¹ A KSH meghatározása szerint az erdő művelési ágba tartozik minden olyan minimum 1500 négyzetméteres terület, amelynek nagyobb részét összefüggően erdészeti fa- és cserjefajok borítják. Idesorolják pl. az erdőként nyilvántartott szélfogó erdősávokat, védősávokat, élősvényeket, erdei faiskolákat (Internet 16). Ezek a tájelemek nálam többnyire a cserjés terület, bozót felszínborítási típusba kerültek besorolásra.

4.4.2.3. Mesterséges felszínek

A Tisza-kürt-Bogaras homokvidéken vasút nem halad keresztül, a 146. sz. Kunszentmárton–Lakitelek–Kiskunfélegyháza vonal mintegy 200–300 m-re közelíti meg a tájrészlet délnyugati peremét. A vizsgálat mikroléptéke és a teljességre törekvés igénye miatt az összes tájrészletet érintő vagy metsző, illetve részekre tagoló lineáris művi tájelemet – köztük az úthálózati elemeket is – bevontam az elemzésbe. Bár térbeli kiterjedésük nem jelentős a tájrészlet egészéhez képest, de az élőhelyek fragmentációjában betöltött szerepük közismert. Az interpretáció menetét a 3.7. módszertani alfejezetben ismertetem.

A kiemeltebb helyzetű homokterületet a műutak sokáig elkerülték. Emiatt az úthálózat bővülésének a tájszerkezetre, az ökológiai hálózatokra gyakorolt hatását, az ok-okozati összefüggések feltárását szélesebb tér- és időbeli kitekintéssel, időrendi sorrendben, nem csak a tájrészleten bekövetkezett változásokra koncentrálni végeztem el.

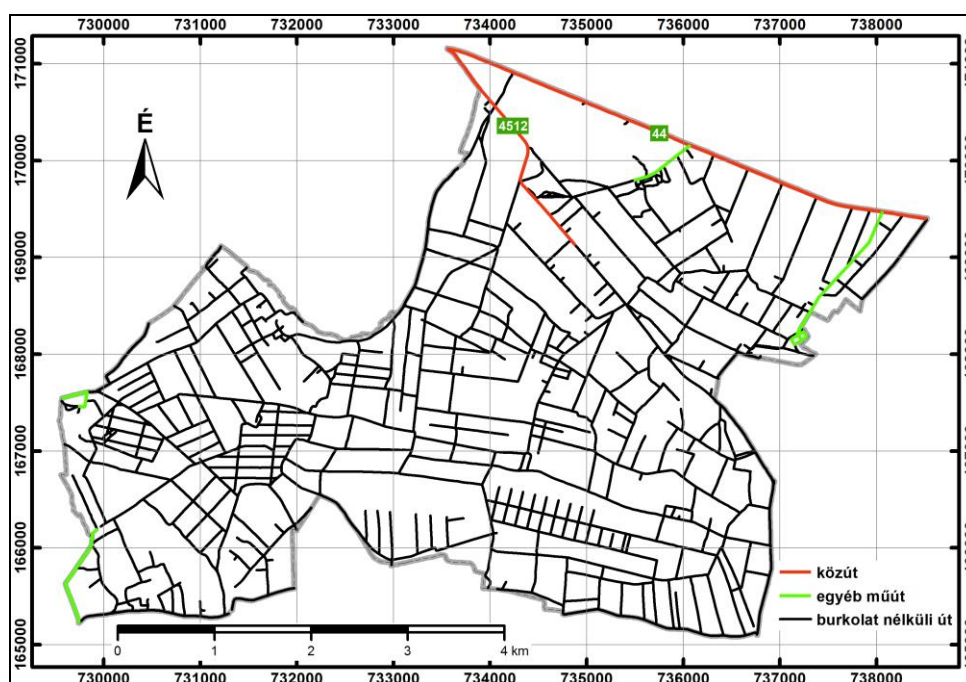


39. ábra. A Tisza-kürt-Bogaras homokvidék úthálózata (burkolt és burkolat nélküli utak) 1954–1955-ben

A műutak relatív területi aránya 1954–55 és 2005 között több mint a duplájára nőtt (12. táblázat, 35–37. ábra). A településeket egymással összekötő és az országos közúthálózatba bekapcsoló összekötő és bekötőutak közül 1938-ban kezdték el a Tisza-kürt–Szelevény összekötő út (4512. sz.)¹² 5,2 km-es szakaszának

¹² Nyomásdülő (Cserkeszölő) és Halesz közötti szakasza a mai napig nem kapott szilárd burkolatot, ezért ma már számozás nélküli egyéb műútnak minősül.

építését (Szikszai 2008). Az 1930-as évek végén a kistájat nyugat–keleti irányba átszelő 415-ös (ma 44-es)¹³ számú Kecskemét–Békéscsaba főút Kecskemét–Kunszentmárton szakaszának átépítése történt meg. Az útvonal átépítését, a burkolat korszerűsítését és a nyomvonal kiigazítását 1940–42 között végezték el (Bede et al. 1993). Ezek a szakaszok és a cserkeszölői Béke Tsz (később Magyar-Román Barátság Tsz) központjához vezető út képezték a tájrészlet mintegy 8,5 km hosszúságú műúthálózatát az 1950-es években (39. ábra).



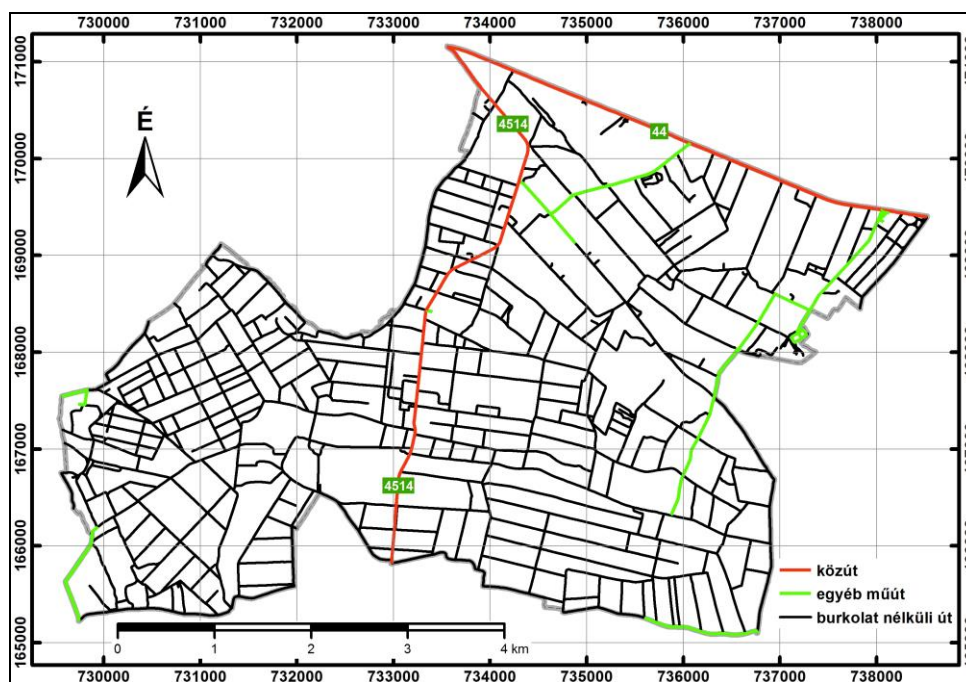
40. ábra. A Tisza- és Bogaras homokvidék úthálózata (burkolt és burkolat nélküli utak) 1975-ben

Jász-Nagykun-Szolnok megyében 1973-ban zárult le a 200 főnél népesebb települések bekötőútjainak kiépítése, s ezzel műúton legalább egy irányból kivétel nélkül megközelíthetővé váltak a Tisza- és Bogaras kis- és középfalvai. Az 1970-es években a nyersanyag- és az energiaárak ugrásszerű emelkedése miatt a megyei közlekedési koncepcióban megfogalmazott közútfejlesztési tervek megvalósítása lelassult (Bede et al. 1993). Ez a folyamat a Tisza- és Bogaras homokvidék úthálózatának fejlődésében is megmutatkozott: az 1970-es évek közepéig nem készültek újabb közútszakaszok. A termelőszövetkezetek azonban a célcsoportos

¹³ 1948-ban országosan felülvizsgálták a főközlekedési úthálózatot, melynek eredményeként a 415. sz. Kecskemét–Békéscsaba főút 40. sz. másodrendű főközlekedési útként került nyilvántartásba vételre (Szikszai 2005). 1965-ben az útigazgatás jogszabályi háttere ismét átalakult, amely a közutak újraszámozását, az útkategóriák megnevezésének megváltozását és bizonyos esetekben a közúti hierarchia módosulását eredményezte (Tóth 1995).

mezőgazdasági útépítési program (1960-as évek) keretében néhány, a tájrészlet peremén létesített telephelyig kiépítették a szilárd burkolatot, emiatt mégis nőtt a műutak felülete és hossza, utóbbi 1975-ben 12,2 km volt (40. ábra). A hiányzó úthálózati elemek közül csupán a rendszerváltást követően, 1991-ben adták át a forgalomnak a 8,2 km hosszú Tiszakürt–Bogaras–Csépa (4514. sz.) összekötő utat (Bede et al. 1993). 2005-ig több dűlőutat is leaszfaltoztak (Cserkeszőlő–Korhánydűlő, Halesz, Bagiföld), mellyel a műúthálózat hossza harminc év alatt közel megduplázódott (41. ábra).

Szintén bővülés figyelhető meg a burkolat nélküli utak esetében, részesedésük a tájrészlet területéből az elemzés időhorizontjában kismértékben nőtt (12. táblázat, 39–41. ábra). A külterületi úthálózat egy része napjainkban is közforgalmat bonyolít le. Megteremti a kapcsolatot a települések és a külterületi lakotthelyek között (pl. a Cserkeszőlő belterületéhez közvetlenül kapcsolódó tanyaútcák esetében), bekapcsolja azokat az országos közúthálózatba. Ezeknek a 44. sz. elsőrendű főközlekedési úthoz csatlakozó dűlőutaknak egy részét napjainkra szilárd burkolattal látták el. Másik nagy csoportját a mezőgazdaság, erdőgazdálkodás szállítási igényeit biztosító elemek alkotják. Gyakran megjelenik az utak kettős hasznosítása (helyváltoztatási szükséglet+termelő tevékenység). A külterületi úthálózat elemei a szerepkör (közlekedési vagy gazdasági feladatokat ellátó), a forgalomnagyság, a kiépítettség műszaki színvonala alapján – a közúthálózathoz hasonlóan – egy hierarchikus rendszert képeznek (Kosztka 2010).



41. ábra. A Tiszakürt-Bogaras homokvidék úthálózata (burkolt és burkolat nélküli utak) 2005-ben

A tájrészleten a burkolat nélküli úthálózatot elsősorban a mindenkori birtokszerkezet és a tulajdonviszonyok alakították ki és formálták, illetve formálják napjainkban is. A magas ártéren és az ármentes szint ártérre néző peremén létrejött települések közötti kapcsolatot (vagy a legrövidebb távolságot) és a területi munkamegosztást még a közelmúltban is a kiemeltebb helyzetű homokvidéket átszelő földutak szolgálták (*Szabó és Szabó 1989, Szikszai 2005*). Például a Tiszakürt–Csépa közötti portalanított burkolatú összekötő utat csak 1991-ben adták át a forgalomnak (*Bede et al. 1993*). A hálózat számos eleme a korábbi évszázadok során jött létre, s a tájrészlet jelenlegi burkolat nélküli úthálózatának részét képezi (39–41. ábra). Elsősorban a településközi összekötő utak nyomvonalai konzerválódtak (*Internet 17–18*), melyek közül az elmúlt évtizedekben néhány forgalmasabb földút vagy azok egy-egy szakasza szilárd burkolatot kapott.

A XIX. század második felében a tanyás települési rendszer megjelenésével és fejlődésével, a birtokszerkezet fokozatos elaprózódásával (az 1920. évi földreform kisebb, az 1945-ös földosztás radikális változásokat eredményezett a tulajdonviszonyokban és a birtoknagyságban) egy mozaikos, kisméretű foltokból álló tájszerkezet alakult ki a Tiszakürt-Bogaras homokvidéken. Ezek a változások az úthálózat fejlődésében is megmutatkoztak. A települések közötti összekötő utak és a bekötőutak elsősorban a tanyák számának növekedése miatt, valamint a mezőgazdasági utak hossza és felülete egyaránt nőtt ebben az időszakban. Méretüket a motorizáció megjelenése és elterjedése előtt a szekér-, lovaskocsi- és gyalogos forgalomhoz igazították. Néhány kettős hasznosítású összekötő út a szélessége alapján jelentős forgalmat bonyolíthatott le. Például a bogarasszőlői iskoláig vezető „Széles út” járófelülete 11 m, a haleszi úté 12 m volt az 1959. évi felmérés térképszelvényei szerint. 1954–55-ben a felszínborítási típus elemeinek hossza 172,7 km volt a tájrészleten (39. ábra).

A mezőgazdaság kollektivizálását követően az intenzív szántóföldi művelésre áttérés részlegesen átformálta az úthálózat térszerkezetét. Az 1960-as évektől a szórványtelepülések gyorsuló ütemű felszámolása a tanyákhoz, tanyacsoportokhoz vezető utak egy részének eltűnését, beszántását eredményezte. Bővült viszont a térszertelepek belső úthálózata. A mezőgazdasági bekötőutak már korábban kiépültek. Ezek kapcsolták be az uradalmi majorokat, majd a termelőszövetkezeti telephelyeket a területi munkamegosztásba, melyek közül néhány forgalmasabb szakasz az 1970-es évek közepére szilárd burkolatot kapott (40. ábra). A nagyüzemi mezőgazdaság termelési technológiájának – gépesítés, nagy táblaméret, növekvő volumenű anyag- és áruszállítás – megfelelően módosult a szántóföldi utak hálózata. A szőlő- és gyümölcssterületek rekonstrukciója, a nagyméretű monokultúrák szántóföldi táblák létrehozása során az előregedett szőlőtőkét, gyümölcsfákat kivágták és kiszántották, a mozaikok szegélyén vezető szekérutak és gyalogösvények ismét termőfölddé váltak (*Szabó és Szabó 1989*). Kialakult a mezőgazdasági termelés ciklikusságához igazodó, szezonális (teher)forgalmi csúcsokkal, kis területű és gyakori beavatkozásokkal jellemezhető főgyűjtő-, gyűjtő- és művelési utak rendszere. Ez elsősorban a termőterületek felújításával érintett határrészekben (Steerszőlő, Bánhidiszzőlő, Tüzesszőlő, Öregszőlő, Kóssaszőlő) volt megfigyelhető. A légifelvételek és a felhasználásukkal

készült térképek rögzítették ezt az állapotot: az 1970-es évek közepére a portalanított burkolattal nem rendelkező utak hossza 187 km-re nőtt (40. ábra). Ebben az időszakban a tervezett vonalvezetésű javított talajutak átlagos szélessége 6-8 m volt. A rendszerváltás után a termőföld privatizációjával a tulajdonviszonyok átalakultak, ami sok helyen a felszínborításban is változásokat eredményezett. Ezt elsősorban a mezőgazdasági táblákon belüli és az azok közötti forgalmat lebonyolító alacsonyabb rendű mezőgazdasági utak horizontális átrendeződése követte. Az utolsó vizsgált időszakban 193,2 km volt a burkolat nélküli utak hossza a tájrészleten (41. ábra).

Az ipari-kereskedelmi terület, agrárlétesítmény típushoz tartozó tájelemek relatív területi aránya 1954–55 és 2005 között a négyszeresére nőtt (12. táblázat, 35–37. ábra). Ez egy gyűjtőkategória, amely magába foglalja a nem lakás céljára szolgáló épületeket és a hozzájuk kapcsolódó mesterséges burkolattal ellátott felületeket. Így a fentebb említettek mellett az oktatási és az egészségügyi létesítményeket is idesoroljuk. Az objektumok funkciójának megállapítása a légi távérzékelte adatokról nem minden esetben volt lehetséges, ezért az épületek méretének, alakjának és környezetének vizsgálata mellett gyakran a térképek névrajzára és a helytörténeti forrásokra támaszkodtam. Meg kell jegyezni, hogy a lakó- és gazdasági épületekből álló, gazdasági udvarral rendelkező szórványtelepüléseket (tanyákat) nem ebbe az osztályba soroltam be. Ugyanez vonatkozott a mesterséges burkolattal nem ellátott, de a létesítmények telephelyeihez tartozó (pl. lágyszárú növényzettel fedett) területekre és a szilárd burkolatú úthálózati elemekre is.

Az első elemzett időszak légifelvételén a két világháború között épült külterületi iskolák (Steerszölő, Bogarasszölő, Korhánydülő, Szabódülő) mellett a mezőgazdasági kollektivizálás során létrehozott téesztelephelyek (korábban uradalmi majorok) gazdasági és egyéb épületeit, a szőlő-gyümölcssterületek szeszfőzdéit, valamint néhány hodályt (Sziki-Kis-földek) sikerült azonosítanom. A nagyüzemi gazdálkodás időszakában nem történt jelentős változás. A Magyar-Román Barátság Tsz (Cserkeszölő) létesített egy állattartó telepet a tájrészlet keleti szegélyén (Kenderföld), emellett főként a termelőszövetkezeti telephelyeken növekedett az épületállomány és a burkolt felületek aránya. A szőlőterületek rekonstrukciójához és az új ültetvények telepítéséhez kapcsolódóan fejlesztették a feldolgozó és a tároló kapacitást, az 1980-as években a tiszauji Steerszölőben egy borászat kezdte meg a működését.

A rendszerváltás után a gazdaság szerkezeti átalakulása a Tiszazugban is végbement, lezajlott a termelőszövetkezetek és melléküzemágaik, a kisipari és a kiskereskedelmi egységek magánosítása. Néhány telephelyen (pl. Steerszölő) megszűnt a gazdasági tevékenység. A tanyarendszer felszámolásával a külterületi iskolákat már korábban bezárták. Az épületek egy részét lebontották. A megmaradó objektumok bár elvesztették funkciójukat, de a 2005. évi légi távérzékelte adatokon még mindig jól azonosíthatók. Megfigyelhető a működő agrár-, ipari és kereskedelmi egységekhez kapcsolódó mesterséges burkolattal ellátott felületek területének bővülése. Emellett az idegenforgalmi vonzerővel (gyógyfürdő) rendelkező Cserkeszölő 44. sz. elsőrendű főközlekedési út (amely a

Tisza-kürt-Bogaras homokvidék északi határát képezi) belterületi szakasza mentén és a hozzá közvetlenül kapcsolódó tanyautcákon kereskedelmi és ipari beruházások valósultak meg az elmúlt évtizedekben. Így a felszínborítási típus részesedése 1975–2005 között több mint a duplájára nőtt a tájrészleten (12. táblázat, 36–37. ábra).

A mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelületek relatív területi aránya az elemzés időhorizontjában 0,01–0,03% között változott (12. táblázat, 35–37. ábra). Ezek a tájelemek (pl. parkok, sportpályák, temetők) a településekhez, elsősorban a falvakhoz és a városokhoz kötődnek. A tájrészleten a külterületi lakotthelyek a jellemzők, ezzel magyarázható, hogy a felszínborítási típus mérete mindhárom időszakban minimális volt, nem érte el az egy hektárt sem (12. táblázat). 1954–55-ben és 1975-ben két külterületi iskola (Korhányszőlő, Bogarasszőlő) udvarát (sportpályáját) soroltam ebbe a kategóriába. A tanyarendszer fokozatos felszámolásával ezeket az intézményeket is megszüntették, az iskolaudvarokon a kezelő tevékenység felhagyásával spontán gyepesedés, cserjésedés indult meg. A tájrészleten a rendszerváltást követően elsősorban a Cserkesszőlő belterületén megvalósított idegenforgalmi beruházásokhoz (pl. lakópark építése) kapcsolódó parkosításoknak köszönhetően növekedtek a mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelületek (37. ábra). A tájmozaikok osztályozásában a helyesbített EOTR-szelvények (2000–2001) szín- és névjaja is segített.

Az első elemzett időszakban egy kisméretű ideiglenes bányagödröt azonosítottam a tájrészlet déli részén (Korhányszőlő), melynek homokanyagát a környék építkezéseihez használták fel. Területe még a 0,05 hektárt sem érte el (12. táblázat). A mezőgazdasági kollektivizálás lezárása után a térségben is megindult a termelőségcsökkenés termelési szerkezetének diverzifikálása (Szilárd 1971). Az ún. melléküzemági tevékenységek keretében végzett, illetve a magáncélú építkezések nyersanyag-szükségletének fedezésére a térségben általában a telephelyeik mellett vagy azok közelében homokbányákat nyitottak (Bagiföld, Tópart, Cseuzdülő, Hármasszőlő). Ezek az elszírt ideiglenes bányagödrökkel (Akasztóhegy, Muszajszőlő, Bogarasszőlő) együtt elsősorban a helyi igények kielégítését szolgálták. 1975-ben a tájrészlet területének 0,09%-át foglalták el a bányák és a lerakóhelyek (12. táblázat, 36. ábra). Az egyik bányaudvart (Tópart) a nyersanyag-kitermelés felhagyása után települési szilárdhulladék-lerakóként hasznosították, így ez a felszínborítási típusban változást nem eredményezett.

1975 és 2005 között a külszíni bányák egy részét felszámolták. Volt, ahol a bányaudvarok feltöltése és a terep egyengetése után szőlőültetvényeket létesítettek (Bagiföld, Muszajszőlő). Másfelől ezek a tájsebek megmaradtak ugyan, de a környezetükbe telepített erdők fakoronáinak kitakaró hatása miatt az ortofotók vizuális interpretációja során nem a bánya, lerakóhely, hanem a lombhullató erdő felszínborítási kategóriába kerültek besorolásra (Bundaszárítószőlő, Cseuzdülő). A terepbejárásaim és a terepi ellenőrző vizsgálatok során többször találtam olyan felhagyott bányagödröket (Újszőlő, Hármasszőlő), amelyekben a spontán gyepesedés, cserjésedés volt megfigyelhető. Mindezek ellenére 2005-ben 0,20% volt a kategória részesedése a Tisza-kürt-Bogaras homokvidéken (12. táblázat, 37. ábra). Ennek egyik oka, hogy a térségben megvalósított úthálózati fejlesztések (pl.

4514. sz. összekötő út megépítése, 44. sz. főút korszerűsítése) és az építkezések nyersanyag igényének fedezésére újabb homokbányákat nyitottak (Korhányszőlő, Újszőlő). Emellett a tájrészlet Cserkeszőlő közigazgatási területére eső részén a 2000-es évek közepén több idegenforgalmi (hotel, apartmanház), kereskedelmi és ipari beruházás is folyamatban volt, melyek építési munkahelyeit, földmunkáit az ortofotókon sikerült azonosítanom.

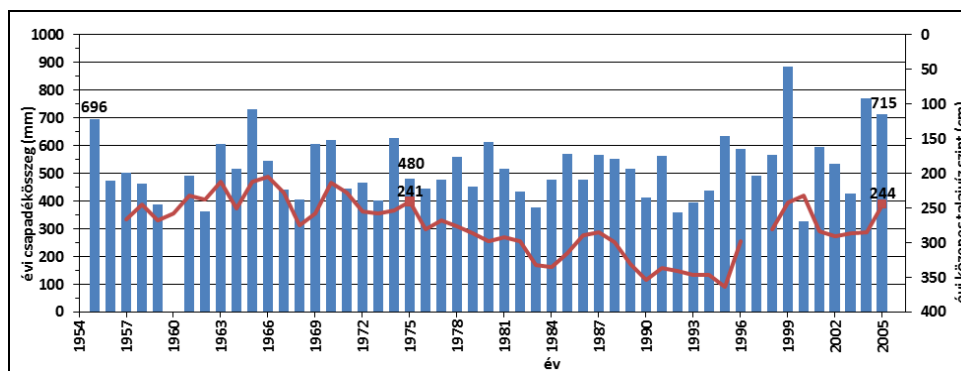
4.4.2.4. *Vizenyős-mocsaras területek és vízfelületek*

A Tisza-kürt-Bogaras homokvidék kiemeltebb helyzetű, részben kötött futóhomok-felszínei a kedvezőtlen táji adottságok – az élénkebb relatív relief, a felszínközeli víz (talajvíz) nagyobb átlagos terepszint alatti mélysége (4 m alatt), a futóhomok talajok gyengébb vízgazdálkodási tulajdonságai, stb. – miatt a száraz, gyér lefolyású, erősen vízhiányos területek közé tartoznak (*Dövényi 2010*). A vizenyős-mocsaras területek és a vízfelületek elsősorban a tájrészlet határzónájában, a meder- és morotvaroncsokkal tagolt felszíneken fordulnak elő. Ezeknek a Tisza ártéri síkját övező, a feltöltődés különböző fázisában lévő nagyméretű holtmedreknek (Bába-tó, Titó) a mélyebben fekvő részein az év nagy részében vagy egészében nedves állapot (vízhatás) uralkodik, mely nyílt vízfelületekkel és nádasokkal-gyékényesekkel mozaikos mocsarak, wetlandek (Titó, Bagi-tó, Sziki-Kis-földek vizes élőhelyei) kialakulásához vezetett (34–37. ábra). Számos tényező (elsősorban a termőhely vízellátottsága és vízgazdálkodása, a tájhasználat intenzitása) befolyásolja ezeknek a tájfoltoknak az ökológiai tulajdonságait. Nedvesebb időszakokban a vízellátottság javulásával a nyílt vízfelületek és a vizenyős-mocsaras területek növekedése következhet be. A szárazabb periódusokban a nyílt víztükör teljesen eltűnhet, a vízborítás csökkenhet vagy megszűnhet, a vizenyős-mocsaras területek visszahúzódhatnak. Ezek a változások a légi távérzékelési adatokon is megjelennek. Ne feledjük azonban, hogy a légifelvétel egy pillanatnyi állapotot rögzítenek, s ezt a felszínborítási típusok vizuális interpretációja és tematikus osztályozása során figyelembe kell vennünk. A változások okainak pontosabb megértése érdekében érdemes a mintaterületen vagy az annak közvetlen környezetében működő meteorológiai és hidrológiai észlelőállomások (csapadék, felszínközeli víz) adatsorait is tanulmányozni.

A 44. sz. Kecskemét–Békéscsaba–Gyula elsőrendű főúttól délre, Tisza-kürt Sziki-Kis-földek nevű határ részén működik a tájrészlet egyetlen adatgyűjtő állomása¹⁴. Az elemzésbe bevonható, több évtizedes megbízható észlelési adatsorral rendelkező objektumok (ezek elsősorban törzshálózati állomások) azonosítására egy távolság alapú térbeli szűrést (2000 m-es pufferzóna) alkalmaztam, mellyel megkerestem a Tisza-kürt-Bogaras homokvidék határához legközelebb eső felszínközeli vízszintmérő és csapadékmérő törzsállomásokat. Két ilyen objektumot találtam. Az egyik a 002129. számú talajvízkút, a másik az 56109. nyilvántartási számú OMSZ (Országos Meteorológiai Szolgálat) csapadékmérő állomás volt. Mindkettő a 44. sz. műúttól északra, Cserkeszőlő

¹⁴ A 206185. törzsszámu üzemi talajvízkút 1990. január 1-től végez észlelést (KÖTIVIZIG Vízügyi Adattár).

közigazgatási területén, a Bába-tó mélyvonulatának peremén helyezkedik el egymástól mintegy 750 m-re. A két észlelőhely idősora véleményem szerint alkalmas lehet az összehasonlításra, mivel megközelítőleg átfogják a vizsgálat 50 éves időhorizontját, valamint közel vannak egymáshoz (42. ábra).



42. ábra. A 002129. számú (Cserkeszölő) felszínközeli vízszintmérő törzsállomás évi közepes talajvízszintjei és az 56109. nyilvántartási számú (Cserkeszölő) OMSZ csapadékmérő állomás évi csapadékösszegei 1955–2005 között. A talajvízszintértékek a terepszint alatti mélységet adják meg, az értékekből a kútperem magasságát kivontam. A három elemzett időszak értékeit tüntettem fel az ábrán. Hajósy *et al.* (1975), a Vízrajzi Évkönyvek, a KÖTIVIZIG Vízügyi Adattár és a CARPATCLIM¹⁵ adatbázis adatainak felhasználásával.

A vizenyős-mocsaras területek és a vízfelületek csökkenése figyelhető meg a tájrészleten (12. táblázat, 35–37. ábra). Utóbbi területe az elemzés időhorizontjában a harmadára zsugorodott. Bár ezeknek a felszínborítási kategóriáknak a területi részesedése a Tisza-kürt-Bogaras homokvidéken nem számottevő, de számos növény- és állatfajnak élő-, táplálkozó-, búvó- és szaporodóhelyet biztosítanak, ezért a tájrészlet heterogenitásának és biológiai diverzitásának fenntartásában, illetve növelésében játszott szerepük egyáltalán nem lebecsülendő.

A foltok genetikájának (természetes vagy mesterséges eredetű, az antropogén átalakítottság mértéke) megismeréséhez a korábbi környezeti állapotokat tükröző II. és III. katonai felvételezések szelvényeit (Internet 17–18), valamint a települések kataszteri térképeit is felhasználtam (Internet 19). A II. katonai felmérés szelvénye a Titó helyén állóvizeket, máshol vizenyős-mocsaras területeket ábrázol. A III. katonai felvételezés tájrészletet lefedő térképlapjai és a települések kataszteri térképei az 1880-as évek elején készültek. Utóbbi Tisza-kürt Sziki-Kis-földek nevű határrészén a felszín lokális kimélyítésével létrehozott negatív formákat – vályogvető gödröket (a térképen „agyag verem”

¹⁵ A hiányzó évek csapadéértékeit a Climate of the Carpathian Region (CARPATCLIM) adatbázis extrapolált adataival pótoltam. Az adatnyerés és a számítások matematikai-statisztikai háttérét nem kívánom részletezni, azt az adatbázis módszertani dokumentációja (Szalai *et al.* 2013) tartalmazza.

megnevezéssel) – jelöl, melyek infúziós löszanyagát a környékbeli építkezésekhez használták fel. Ez a településfejlődéshez kapcsolódó antropogén felszínalakító tevékenység a Titó területén is jellemző volt (Farkas 1994). Az anyagkitermelés felhagyása után a mélyedések helyén talaj- és csapadékvízzel kitöltött kisméretű „tómedencék” maradtak, melyek napjainkban mint vizes élőhelyek funkcionálnak. Ezeket az elemeket a légifényképeken is sikerült azonosítanom. A Bába-tó mélyvonulatában nyílt vízfelületek (ezek egyike a terület birtokosai után elnevezett Bagi-tó) (Farkas 1994) és mocsarak voltak, melyek fragmentációja a Tiszainoka–Kunszentmárton szilárd burkolatú út kiépítésével indult meg az 1900-as évek elején (Bede et al. 1993). Ma a 44. sz. elsőrendű főút és a 4633. sz. Martfű–Kunszentmárton összekötő út egy-egy szakasza, melytől délre a tájrészlet Tó-part, Sziki-Kis-földek és Bagiföld nevű határrészeit találjuk.

Ha megvizsgáljuk az évi csapadékösszegek alakulását, melyet késleltetve a talajvízszint ingadozása is követ, akkor láthatjuk, hogy a légifelvétel-sorozatok a nedvesebb periódusokban, vagy egy-egy csapadékosabb évet követően készültek (42. ábra). Ezt a körülményt mindenképpen figyelembe kell vennünk a vizenyős-mocsaras területek és a vízfelületek vizuális interpretációja és tematikus osztályozása során, mivel gyakran előfordul, hogy a vízellátottság, a vízbőség alapján soroljuk be a foltokat az egyik vagy a másik típusba.

Az első elemzett idősík légifényképein két vízfelületet (Bagi-tó, Tópart) sikerült azonosítanom a tájrészlet északi peremén, melyeket változó szélességű nádszegély övezett. A vizenyős-mocsaras területek elszórva a korábban már említett határrészekben jelentek meg, továbbá idesoroltam a 44. sz. főút úttöltését kísérő tartósan elvizenyősödött vápákban és a termelőszövetkezeti telephelyek öntöző-, itató- és derítőgödreiből kialakult nádasokat is (35. ábra).

Az 1970-es évek közepére volt, ahol a vizenyős-mocsaras területek visszahúzódtak és felszabdálódtak (Titó). Máshol a gyékény- és nádmozaikok területének növekedése volt megfigyelhető, amely a nyílt vízfelületek csökkenését, az egységes víztükör részre tagolódását eredményezte (Tópart). A Bagi-tó medrét kotrással kimélyítették és horizontálisan is bővítették (területe 1954 és 1975 között megduplázódott), melyet a cserkeszőlői termelőszövetkezet a topográfiai térképek (1959, 1982) névjaja szerint halastóként hasznosított. A haltenyésztés és az egyéb kezelő tevékenységek, az intenzív tájhasználat – a halastó közvetlen környezetében egy homokbánya, egy termelőszövetkezeti telephely és szántóföldek is voltak – felgyorsították a tómeder eutrofizációját, mely néhány évtized alatt teljesen feltöltődött. Ez a felszínborításban változásokat okozott. Gyepterületek foglalták el az egykori állóvíz és az azt övező nádasok helyét, melyekre az ortofotón már csak néhány száraz, elgyomosodott nádfolt utal. A terület egy részét egy vállalkozás vásárolta meg, melyen a tereprendezést követően ipari üzemet, telephelyet létesítettek.

Bár a 2005. évi lerepülést megelőző időszak többletcsapadék a talajvízszint emelkedéséhez vezetett (42. ábra), továbbá a tájrészlet Cserkeszőlő közigazgatási területére eső részén több kisméretű rekreációs tavat is létesítettek, az ortofotókról vektorizált tájökölógiai folttérkép mégis a vízfelületek és a

vizenyős-mocsaras területek csökkenését mutatja (36–37. ábra). Ennek oka elsősorban a wetlandek feltöltődése, gyepekké alakulása volt.

4.5. A légi távérzékelte adatok vizuális interpretációja során fellépő bizonytalansági tényezők feltárása és azok hatása a tájökológiai foltterképek tartalmára

A gyengébb radiometriai felbontás és az alacsonyabb képdinamika miatt elsősorban az archív légifelvételeken jelentett nehézséget a 15 felszínborítási kategória meghatározása és elkülönítése egymástól. Például az ültetvény típusú erdők és a gyümölcsösök mintázata és textúrája gyakran hasonló, melyek az emberi kezelő tevékenység tartós felhagyása után természetközeli erdővé vagy cserjés-bokros területté alakulhatnak át. Főként a rendszerváltás előtt a magántulajdonban lévő kisebb méretű parcellákon és a háztáji gazdaságokban elterjedt volt az ún. kétszintes vagy háromszintes művelés (Szabó és Szabó 1989). A szőlősorok közé gyümölcsfákat telepítettek és köztes növényként kukoricát, zöldségféléket vetettek. Emiatt többször nem volt egyértelmű számomra, hogy ezeket a területeket a szőlő vagy a gyümölcsös felszínborítási kategóriába soroljam-e be. A foltterképeken a két típust külön ábrázoltam, de a tájmetriai mérőszámok felbontás érzékenységeinek elemzésénél és a tájszerkezet idősoros változásvizsgálatánál a tematikus tartalom pontosságának növelése érdekében esetenként összevonásokat alkalmaztam.

Az 1975-ben készült, mintegy 2 m/pixel térbeli felbontású légifényképeken nem volt lehetséges a szőlőtövek és/vagy a gyümölcsfacsemeték vizuális azonosítása. Méretük nem érte el az elemi képpontok méretét, másrészt levélzet hiányában vagy fejletlen lombozattal a növények radianciája hasonló volt a környezetük – világos színű növényzetmentes homokfelszínnek – fényességéhez; emellett a sorok szabályos mintázata sem jelent meg a felvételeken. Emiatt ezek a térrészek a szőlő- és gyümölcsös helyett a szántó kategóriába kerültek besorolásra.

A mezőgazdasági nagyüzemek monokultúras gazdálkodási rendszerének köszönhetően a szőlő- és a gyümölcsültetvények az 1960–1970-es években homogenizálódtak. Ez megkönnyítette az ilyen típusú foltok azonosítását a 2005-ös ortofotókon, melyet a légi távérzékelte adatok finomabb geometriai (1 m/pixel) és jobb spektrális felbontása (3 sáv) is segített. A két felszínborítási kategória szerkezete termesztési technológiától függően hasonló lehet (pl. kordonos művelés). A gyümölcsfák esetében a sor- és tőtávolság, valamint a lombkorona mérete általában nagyobb, alakja és szerkezete is más. Az ortofotókon az árutermelő gyümölcsösökre jellemző szabályos mintázat sok esetben még kivehető, de a sorok „folytonos” futásvonala gyakran megszakad, vagy vizuálisan már egyáltalán nem határozható meg. Egy-egy facsoport vagy egyed utal arra, hogy korábban ott gyümölcsös volt. A gyümölcsfák lombkoronájának sötétzöld színárnyalatú pixeljeit – a fasorok közötti növényzetmentes vagy gyér növényzetű homokfelszínnek sima és világos tónusú képponthalmazai helyett – lágyszárú és/vagy bokros, cserjés növényzetre utaló, változatos mintázatú, tónusú, textúrájú, színárnyalatú (zöld, barna, sárga) pixelcsoportok határolják. A szőlőparcelláknál a

szabályos, ismétlődő mintázat (séma) eltűnése és a pixelek tónusának, színárnyalatának módosulása jelzi a felszínborításban bekövetkezett változásokat. Ezt a terepbejárásaim és a terepi vizsgálatok is igazolták, melyek során többször elgyomosodott, becserjésedett földrészleteket találtam, ahol néhány elvadult gyümölcsfa vagy a szőlőültetvények támrendszere utalt csupán az egykori felszínborításra.

Az elemzésbe bevont pankromatikus légifénykép-sorozatok gyenge spektrális felbontása és alacsony képdinamikája esetenként megnehezítette a szántók és a gyepterületek elkülönítését, mivel a két felszínborítási típus pixeljeinek szűrkeségi értékei és radianciája (fényessége) gyakran csak alig tértek el egymástól. Bár a tájmozaikokon belüli inhomogenitásokat eltérő tónusok jelzik a távérzékelte adatokon, amelyek egy mesterségesen fenntartott tájfoltban (pl. szántó) és egy gyepen is megjelennek, de a légifelvételek nem voltak elég finom felbontásúak ezek felismeréséhez. Többször előfordult, hogy a szántókat a gyepterületeket pedig a szántó felszínborítási kategóriába soroltam be. A szántók szabályos geometriája és a gyepek szabálytalanabb alakja sem segített az elkülönítésben. Emiatt az 1:10 000 léptékű, EO-ba transzformált sztereografikus vetületi rendszerű térképeket (1959) és az EO-ba szelvényeket (1981–1985) használtam fel a tematikus pontosság ellenőrzéséhez és javításához.

Nehézséget okozott a fekete-fehér légifényképeken a hosszanti irányban megnyúlt, néhány pixel szélességű gyepterületek meghatározása az utak mellé telepített fasorok és mezővédő erdősávok lombkoronájának árnyékhatása miatt. Emellett a gyepterületeket tagoló cserjés-bokros területek és a szomszédos szántók elemi képpontjainak hasonló relatív fényességi értékei nem, a textúra különbségei (gyep: simább szövet, cserjés: durvább szövet), a felszínborítási elemek elhelyezkedése és egymáshoz való viszonya (pl. gyepterület az út és a szántó között van) viszont segítettek az azonosításban. A képrészletek eltérő tónusa, mérete, mintázata és textúrája általában lehetővé tette a gyepek és az erdők elkülönítését egymástól. A tájrészlet keleti részén (Kenderföld, Tanyaföld) az 1940-es évek végén és az 1950-es években erdőtelepítések kezdődtek a szőlők és gyümölcsösök helyén, az 1954–55-ös lerepülés ezt az átmeneti állapotot rögzítette. A szabályos geometriájú (téglalap alakú) földrészleteket a pixelek magas radiancia értékei (világosszürke színárnyalatok), változóan pettyezett és sima tónusa miatt a gyepterület- és a cserjés terület, bozót típusokba soroltam be. Itt az 1959-ben készült térképszelvény szintén lomboserdő-ültetvényeket és spontán cserjésedő-erdősödő területeket jelöl.

A különböző spektrális, geometriai és radiometriai felbontású távérzékelte adatokon az erdőterületek vizuális interpretációja általában nem okozott problémát. A zárt erdőtümbök szabályos geometriája, a monokultúrás termesztési módra jellemző szabályos belső szerkezet (sor- és tőtávolság), a fakorona átmérője, a koronaszakasz- és záródás, az állomány átlagmagassága és lombzatának alacsony fényvisszaverő képessége (a légifelvételeken, ortofotókon sötét színű,

színárnyalatú képelemek) az eltérő korösszetételű és fafajcsoportból (akác, nemes nyár)¹⁶ álló állományok elkülönítését is lehetővé tette.

A nagyobb arányú erdőtelepítések az 1970-es évek második felétől indultak meg a Tisza- és Bogaras homokvidéken. Az 1975. évi légifelvételken az ültetvények helyén a környezetüktől élesen elkülönülő, szabályos geometriájú, magas fényességi értékű (szinte fehér színű), sima tónusú és texturájú, árnyékmentes pixelekből álló képrészletek vannak, amelyek vegetációmentes vagy lágyszárú növénykultúrákkal fedett, szántóföldi hasznosítású homokfelszínekre utalnak. Ezeken a területeken a néhány évvel később készült térképszelvények már fiatal nemesnyár-ültetvényeket jelölnek. Az erdőállomány szerkezetében is változás következett be: az akácok helyén nemes nyárasokat létesítettek. Ezek egy része az 1990-es évek végére, a 2000-es évek elejére érte el a vágásérettséget. A vágásterületeken (Kenderföld, Tanyaföld, Nyárjásdűlő) a kiszedett tuskókat munkagépekkel párhuzamos prizmákba rendezték, s ez a mintázat az ortofotókon jól kivehető. A jobb spektrális és térbeli felbontásnak köszönhetően könnyebb volt az erdőtülből vagy az azok közé ékelődő eltérő felszínborítású foltok, szegélyek (gyep, cserjés terület) meghatározása is. A fakorona árnyékhatása mindhárom légifénykép-sorozat esetében nehezítette az erdő és a vele szomszédos foltok határának pontos megvonását. A tematikus osztályozásnál a fás szárú növényekből álló típusok (gyümölcsös, lombhullató erdő, cserjés terület) elkülönítése nem volt mindig egyértelmű számomra, de a képjellemzők általában segítettek a különböző tájmozaikok azonosítását. A fiatal erdőültetvényeket, vágásterületeket, spontán cserjésedő-erdősődő területeket, erdősávokat, fasorokat és facsoportokat túlnyomórészt a cserjés terület, bozót kategóriába soroltam.

A túlevelű erdő típus a tájrészleten egyáltalán nem jellemző, bár az egyik 1:10 000 léptékű EOTR-szelvény (1981–1985, 2000–2001) névrajza szerint egy kisebb erdőtülből az erdőifenyő az akáccal egyenesen tenyészett. A fafajt a fakorona alakja (szabálytalan csillagforma), a lombos fáknál sötétebb tónusa és réteges ágszerkezete alapján nem sikerült sem az 1975-ös légifelvételen, sem a 2005-ös ortofotón azonosítanom.

A cserjés-bozótos területek számítógép-képernyőn vektorizálása és vizuális interpretációja során az erdőterületek meghatározásánál már ismertett bizonytalanságok jelentkeztek. A keskeny és hosszanti irányba megnyúlt erdősávok lehatárolása a lombkorona árnyékhatása miatt elsősorban a pankromatikus légifényképeken nem minden esetben sikerült pontosan. Az erdőket, gyümölcsösöket szegélyező, néhány pixel szélességű bokor- és fasorok, az erdőtülből közé ékelődő cserjecsoporthoz gyakran beleolvadtak a szomszédos, nagyobb méretű foltokba. Elkülönítésük főként a fekete-fehér felvételeken a gyenge spektrális felbontás és az egymáshoz nagyon hasonló képtulajdonságok (pl. a lombzat sötét színű képelemei, a fakorona mintázata) miatt nem volt egyszerű.

¹⁶ Az akác tipikus fakorona alakja felülnézetben szabályos kör, felülete sima. Fényigényes fafaj, ezért lombkoronája alacsony záródású, a fakoronák nem érnek össze. A nemes nyár egyik jellemző ismertetőjegye a légifényképeken a vékony, oszlopformájú gallyak által formált fakorona (Bácsatyai és Márkus 2001).

Hasonló probléma merült fel az 1975. évi lerepülés durvább geometriai felbontású (~2 m/pixel) adatainál. A tájrészlet északnyugati részét (Sziki-Kis-földek) lefedő képrészleten a szántóföldek és az azokat határoló mezővédő erdősávok pixeljeinek szűrkeségi értékei alig tértek el, emiatt sötét színű objektumokként jelentek meg a felvételen.

Meg kell jegyezni, hogy a vizuális interpretációt terhelő bizonytalanságok miatt a légifényképekből és ortofotókból készített felszínborítási (folt)térképek sem tematikájukat, sem geometriájukat tekintve nem lehetnek teljesen pontosak. Ugyanezt tapasztaltam a pontosságellenőrzéshez felhasznált nagy méretarányú topográfiai térképek esetében is.

4.6. A fragmentáció időbeli változása

Először a legegyszerűbben megadható tájmetriai mutató, a foltszám (NP) változását vizsgáltam, amely osztály szinten az egyes – általában felszínborítás alapján kategorizált – folt típusok számának a meghatározására szolgál (15. táblázat). A táj mozaikosságának, felszabdaltságának a mérőszáma, más metrikák alapját képezi. Önmagában ez a mutató nem sok információt nyújtott az elemzéshez. Megállapíthatjuk, hogy a tájrészlet szerkezete homogénebbé vált, s a kiindulási állapothoz képest csökkent a település/lakott terület (1719 db-ról 1288 db-ra), a szőlő, a vegyes hasznosítású mezőgazdasági terület, a cserjés és a vizenyős, mocsaras terület típusokba tartozó mozaikok száma. A tájhasználat átalakulása a gyümölcsösök, a gyepek, a lombhullató erdők és a vízfelületek felszínborítási kategóriákba tartozó tájfoltok számának emelkedését eredményezte, a szántók elemszáma lényegesen nem változott.

Meghatároztam az azonos típusba tartozó foltok euklideszi távolságát (Euclidean Nearest Neighbour Distance, ENN), amelyekből kategóriánként átlagot számoltam (15. táblázat). A legközelebbi szomszédos folt távolsága a szántóknál és a gyepterületeknél (56 m-ről 33 m-re) majdnem a felére, a lombhullató erdőknél a harmadára, a mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelületeknél közel a tizedére (3139 m-ről 349 m-re) csökkent. Nőtt a távolság a szőlőparcellák, a gyümölcsösök között, és jelentősen izolálódtak a vizenyős, mocsaras területek (80 m-ről 243 m-re) és a vízfelületek (220 m-ről 1128 m-re) foltjai.

A közepes közelségi indexnél (MPROX) 100 m-es pufferezónát alkalmaztam, amely az adott foltból kiindulva az ugyanabba a típusba tartozó elemek területét adja meg a felhasználó által definiált távolságon belül (15. táblázat). Ez az érték a mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelületeknél, a lombhullató erdőknél, a cserjés területeknél és a vízfelületeknél nőtt. Töredékére csökkent viszont a keresősugárba eső gyümölcsösök foltterülete (3607 m²-ről 74 m²-re). A többi kategóriánál a keresősugáron belüli foltrészletek méretének változása a különböző idősíkok között eltérő volt. A kezdeti növekedés után csökkenés (szántó) következett be, vagy ezzel ellentétes folyamat játszódott le (szőlő; gyepek; vizenyős, mocsaras terület).

15. táblázat. A fragmentációs indexek értékei a vizsgált időszakokban a tájrészlet úthálózatának (burkolt és burkolat nélküli utak) figyelembevételével (FBT/TH: felszínborítási/területhasználati típus; NP=Number of Patches: foltszám; CA=Class Area: foltosztály területe; ENN=Euclidean Nearest Neighbour Distance: legkisebb euklideszi távolság; MPROX=Mean Proximity: közepes közelségi index; DIV=DIVISION: táji felosztottság foka; SPLIT: felszabdaltsági index; MESH: hatékony hálóméret)

	1954–1955										1975										2005									
	NP	CA	ENN	MPROX	DIV.	SPLIT	MESH	NP	CA	ENN	MPROX	DIV.	SPLIT	MESH	NP	CA	ENN	MPROX	DIV.	SPLIT	MESH	NP	CA	ENN	MPROX	DIV.	SPLIT	MESH		
1	1719	21,25	23,60	3,05	99,93	1371,84	0,02	1273	17,57	24,29	3,28	99,90	1019,08	0,02	1288	18,15	22,20	6,06	99,89	880,84	0,02									
2	60	1,69	66,80	13,85	97,40	38,48	0,04	70	2,88	170,96	7,53	97,05	33,90	0,09	60	6,48	140,19	22,30	92,62	13,54	0,48									
3	1	10,01	219,83	0,00	0,00	1,00	10,01	3	12,51	2489,56	0,00	14,74	1,17	10,67	4	21,15	1177,89	0,00	15,89	1,19	17,79									
4	1	0,05	3139,23	0,00	0,00	1,00	0,05	6	2,53	1326,27	0,00	60,67	2,54	0,99	12	5,81	834,67	131,45	87,39	7,93	0,73									
5	2	0,40	3139,23	0,00	36,92	1,59	0,25	2	0,28	3108,69	0,00	48,80	1,95	0,14	5	0,74	348,86	1,79	64,78	2,84	0,26									
6	407	439,00	41,60	451,98	98,36	60,87	7,21	448	1208,09	17,97	3038,37	98,83	85,23	14,17	420	671,03	23,58	1133,81	98,12	53,15	12,63									
8	306	1404,14	14,89	4431,22	99,05	104,80	13,40	330	661,96	22,06	1208,26	98,97	96,62	6,85	255	951,86	23,12	3096,96	98,96	96,17	9,90									
9	131	499,73	57,31	3606,93	96,04	25,27	19,77	91	358,18	56,87	1454,20	96,65	29,81	12,02	186	92,12	73,76	73,72	96,95	32,80	2,81									
10	375	171,90	56,14	660,45	87,51	8,01	21,47	443	246,07	42,74	467,62	95,49	22,19	11,09	675	357,37	33,09	474,41	97,89	47,47	7,53									
11	513	29,73	62,60	4,98	99,70	333,95	0,09	527	43,54	55,75	9,17	99,71	349,59	0,12	410	48,00	44,62	24,99	99,56	226,18	0,21									
12	31	51,73	281,27	805,76	93,07	14,43	3,59	33	88,29	215,48	1660,74	92,49	13,32	6,63	81	308,66	67,91	1942,89	97,35	37,71	8,19									
15	1345	161,88	19,93	76,96	99,21	126,43	1,28	843	141,95	32,55	104,88	97,92	48,05	2,95	808	305,03	27,61	328,93	97,99	49,68	6,14									
16	26	11,74	80,46	209,19	83,51	6,06	1,94	23	11,69	203,09	65,79	67,19	3,05	3,84	17	8,99	242,94	215,63	77,36	4,42	2,03									
17	2	4,18	219,83	0,00	46,02	1,85	2,26	6	3,49	206,94	1,72	27,32	1,38	2,53	9	1,35	1128,26	14,37	47,27	1,90	0,71									
33	11	104,72	96,70	1698,21	5,19	1,05	99,28	19	113,12	75,44	1599,76	6,87	1,07	105,35	19	115,40	63,64	1511,90	56,95	2,32	49,68									

Felszínborítási/területhasználati típus: 1 – település/lakott terület; 2 – ipari-kereskedelmi terület, agrárleléstítmény; 3 – műút, vasút; 4 – bánya, lerakóhely; 5 – mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelület; 6 – szántó; 8 – szőlő; 9 – gyümölcsös; 10 – gyepterület; 11 – vegyes hasznosítású mezőgazdasági terület; 12 – lombhullató erdő; 15 – cserjés terület, bozót; 16 – vízenyős, mocsaras terület; 17 – vízfelület; 33 – burkolat nélküli út

Az osztály szintű metrikák közül a *Jaeger (2000)* által kidolgozott táji felosztottság foka (DIVISION), hatékony hálóméret (MESH) és felszabdaltsági (SPLIT) indexeket használtam fel a tájrészlet fragmentáltságának vizsgálatához (3. melléklet), melyeket az ökológiai célú területi tervezésben, a gyakorlati táj- és természetvédelemben is alkalmaznak. Ezeknek a paramétereknek az az elvi alapja, hogy meghatározható annak a valószínűsége, hogy egy mintaterületen két véletlenszerűen elhelyezkedő állat (élőlény) ugyanabban a tájfoltban legyen. Ezt elsősorban a táji felszabdaltság mértéke befolyásolja, emiatt ezeket a mérőszámokat felosztottsági (subdivision) mutatóknak is nevezzük. A táji felosztottság foka annak a valószínűségét adja meg, hogy a mintaterületen két véletlenszerűen megjelenő élőlény nem ugyanabban a tájfoltban van. Ahhoz, hogy ez a valószínűség ne változzon, a mintaterületet azonos méretű részekre kell feldarabolni, melyek számát a felszabdaltsági index fejezi ki. Ezeknek az egyforma méretű területeknek a nagyságát a hatékony hálómérettel írhatjuk le (*Jaeger 2000*). Szoros összefüggés van a három szomszédsági index között, hiszen egy mozaikos táj nagyszámú és kisméretű foltból állhat, amelyben a nagyobb táji felszabdaltság csökkentheti az élőlények (az azonos fajhoz tartozó egyedek) találkozásának esélyét.

Meg kell jegyezni, hogy a fragmentáció időbeli változásának elemzésénél figyelembe vettem a vonalas művi tájelemeket is. Természetesen a tájrészlet északi határát képező 44. sz. elsőrendű főút vagy akár a kevésbé forgalmas, a Tiszakürt-Bogaras homokvidéket kettészelő 4514. sz. összekötő út ökológiai tájszerkezet-alakító és élővilágra gyakorolt hatása jóval jelentősebb, mint a mezőgazdasági termelés ciklikusságához igazodó, szezonális (teher)forgalmi csúcsokkal jellemezhető burkolat nélküli utaké.

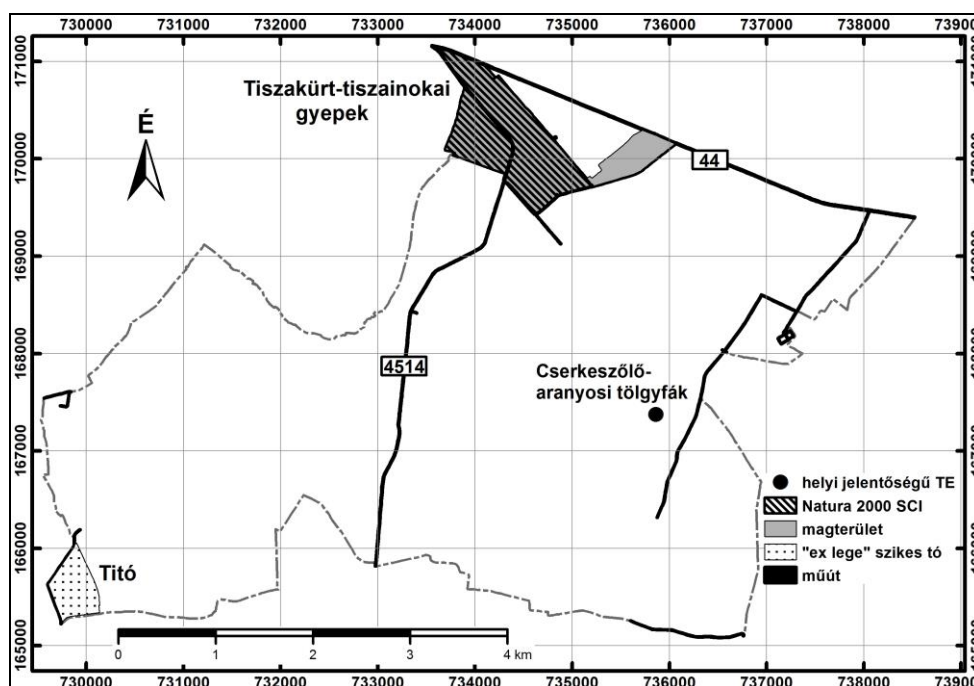
16. táblázat. A tájrészlet úthálózatának (burkolt és burkolat nélküli utak) hossza (km-ben megadva) az elemzett időszakokban a vektorizált rétegelemekből számított adatok alapján

Típus	1954–1955	1975	2005
Közút	5,29	5,29	11,40
Egyéb műút	3,28	6,91	10,84
Műút összesen	8,57	12,21	22,24
Burkolat nélküli út	172,70	187,00	193,22
Út összesen	181,27	199,21	215,46

A felosztottsági mérőszámok alapján szinte minden kategória elemei felszabdaltak (15. táblázat). Ez nem meglepő, hiszen a foltokat burkolt és burkolat nélküli utak határolják, melyek elemszáma, hossza és felülete is növekedett az elmúlt évtizedekben (16. táblázat). Az elemzés időhorizontjában a mozaikok feldarabolódása a legintenzívebben a mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelületeket (37%-ról 65%-ra) és a gyepterületeket (88%-ról 98%-ra) érintette, a vizenyős, mocsaras területek felosztottsági fokának értéke viszont mérséklődött. A hatékony hálóméret csökkenése a foltok zsugorodására, izolálódására és fragmentáltságának növekedésére utal, mely tájökológiai, tájvédelmi szempontból

kedvezőtlen folyamatok elsősorban a gyümölcsösök (19,71 ha-ról 2,81 ha-ra) és a gyepterületek (21,47 ha-ról 7,53 ha-ra) esetében voltak jellemzők.

A műutak, beépített területek és szántók fragmentációs szerepét a tájrészlet területének több mint 5%-át kitevő ökológiai hálózat elemein, az ott előforduló Natura 2000 jelölőfajokon keresztül vizsgáltam (43. ábra). A magterületek és az ökológiai folyosók az egykori ártéri felszínnek többnyire gyepterület és vizenyős-mocsaras felszínborítású maradvány- és bolygatott foltjain kerültek kijelölésre, melyek kisebb-nagyobb részei a Tisza-kürt-Bogaras homokvidék területére is benyúlnak.



43. ábra. Védett területek és a Nemzeti Ökológiai Hálózat elemei a Tisza-kürt-Bogaras homokvidéken

A Tisza-kürt-Bogaras homokvidék délnyugati peremén felhagyott vályogvető gödrök helyén talaj- és csapadékvízzel kitöltött kisméretű szikes tavak maradtak, melyek napjainkban szikes rétekkel mozaikos vizes élőhelyeket alkotnak (Titó). A 25 hektáros „ex lege” védett terület wetlandjeiben csapadékos években a Natura 2000 jelölő fajok közül megjelenik a vöröshasú unka (*Bombina bombina*), amelynek egyedsűrűsége a kedvező ökológiai adottságú (kisméretű) szaporodóhelyeken átlagosan 20 egyed/100 m² (Vörös és Harmos 2014). A terület és egyben a tájrészlet határát jelölő kis forgalmú műúton a vándorló állatok gázolása okozta elhullása nem jelentős. A jövőben az állományok fennmaradását komolyan veszélyeztetheti a terület hidrológiai viszonyainak tartós megváltozása, a víztestek kiszáradása.

A Tisza-kürt-tiszainokai gyepek (HUHN20158) Natura 2000 kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület közel egynegyede, 112,5 hektár (Sziki-Kis-

földek) esik a tájrészletre. A hozzákapcsolódó gyepekkel és wetlandekkel (Tópart) együtt a Nemzeti Ökológiai Hálózat magterületét képezi, amelyet a tájrészlet északi határát kijelölő 44. sz. Kecskemét–Békéscsaba–Gyula elsőrendű főközlekedési út és a 4514. sz. Tiszaújtó–Bogaras–Csépa összekötő út is ketté szel. A Natura 2000 jelölő élőhelyek közül a mélyebben fekvő térszíneken a pannonszikes sztyepek és mocsarak (1530), a kiemeltebb háton a síksági pannonsztyepek (6250) jelennek meg (Internet 4). Az északkelet-délnyugati irányú egykori folyómedrekben és a sarlósapadokban szikes rétek, az azokat elválasztó folyóhátakon és övzátonyokon sztyepek, kötött talajú sztyeprétek tenyésznek (Fekete et al. 1997, Internet 20). A természetközeli élőhelytípusokat több helyen szántók tagolják, melyek a terület mozaikosságát, felszabdaltságát növelik, és csökkentik a gyepfoltok konnektivitását. Az idegenhonos fajokból (pl. fehér akác, keskenylevelű ezüsfű) álló facsoportok, illetve a szárazcserjések elsősorban az utakat és mezsgyéket kísérik. A terület északkeleti szegélyén idős telepített kocsányos tölgy erdőfoltok (Makkos erdő) vannak, melyek megőrzése természetvédelmi, tájvédelmi szempontból mindenképpen indokolt.

A közösségi jelentőségű növényfajok közül a szikes réteken előfordul a kiskék asz (*Cirsium brachycephalum*), melynek állományát termőhelyeinek szárazodása, megszűnése (beszántás, stb.), a beépített területek növekedése és a nyomvonalas létesítmények kiépítése veszélyeztetheti (Farkas és Aradi 2014). A terület déli részének felhagyott vályogvető gödreiben nyílt vízfelületekkel mozaikos nádasok-gyékényesek alakultak ki, melyek a kételtűek számára is fontos élőhelyek. Ezeken a közösségi jelentőségű állatfajok közül a vöröshasú unka mellett a dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus*) is előfordulhat. Mindkét faj számára veszélyeztető tényezőt jelentenek a vizes és szárazföldi élőhelyeket felszabdáló, egymástól elválasztó forgalmas utak (elsősorban 44. sz. főút), a Tópart wetlandjeinek feltöltése, a feltöltött területeken ipari üzemek létesítése. A gyepterületeket és vizes élőhelyeket tagoló szántókon az iparszerű mezőgazdaság az élőhelyek leromlásához vezethet. Komoly természetvédelmi problémát jelenthet a szaporodóhelyek korai és/vagy tartós kiszáradása is.

A Tiszaújtó-Bogaras homokvidék műúthálózata már a korábbi évtizedekben kiépült (lásd 4.4.2.3. részfejezet). Az úthálózat-fejlesztési tervekben szerepel a Cserkeszőlő–Korhánydűlő–Halesz (Szelevény) összekötő út hiányzó szakaszának leaszfaltozása a tájrészlet keleti részén, amely a terület közlekedési eredetű felszabdaltságának növekedését eredményezheti.

5. KÖVETKEZTETÉSEK

5.1. A műszeres terepi mérések tanulságai

A műholdas helymeghatározó eszközökkel végzett felméréseket nagyszámú hibalehetőség terheli, melyeket az adatok tájmetriai feldolgozását megelőzően érdemes javítani. A felvételezések során általában több foltot detektálunk, mint amennyi valójában létezik. Azt tapasztaltam, hogy az igen kis méretű szilánkpolygonok a terület és a kerület mutatók értékét minimálisan, a *kerület/terület arányt viszont nagyságrendekkel megnövelték*. Mivel ezek az indexek más mérőszámok alapját képezik, ezért az azokból számított alak, magterület, elterjedés/szétszóródás és diverzitás indexek értékeit is módosíthatják. Emiatt az adatok vektoros feldolgozása esetén a tájszerkezetben ténylegesen megjelenő tájmozaikok és a mikroméretű polygonok egyesítését javaslom, melyet az objektumok geometriai kapcsolatainak ellenőrzése és helyesbítése kell, hogy kövessen. A vektor-raszter konverzió, majd az adatok raszteres rendszerben történő feldolgozása esetén ez nem okoz problémát, mivel a felhasználó által megadott felbontás (pixel) mérete általában nagyobb, mint a töredékpolygonoké.

Feltételezve, hogy a GPS-méréseket terhelő hibaforrások hosszabb-rövidebb vektorszakaszokon állandósulhatnak és összeadódnak, elsősorban a keskeny, megnyúlt alakú tájökológiai foltok (pl. egy lágy szárú növényekkel fedett mezsgye), lineáris tájalkotó elemek felvételezése jelenthet problémát, mivel az alapalakzatok geometriája és térbeli kapcsolódása is pontatlan lesz. Megjelenhet a foltélek felcserélődése, a tájalkotó elemek beágyazódása a szomszédos, nagyobb méretű izodiametrikus tájmozaikokba, a kisebb méretű foltok a generalizálás miatt eltűnhetnek. Emiatt előfordulhat, hogy a legkisebb térképezett egységet vagy szélességet el nem érő, de az ökológiai hálózatokban fontos szerepet betöltő – a fajmozgást és fajcserét elősegítő vagy éppen akadályozó – elemek (pl. lépegető kövek típusú folyosók vagy mesterséges lineáris létesítmények) nem kerülnek ábrázolásra.

Hangsúlyozni kívánom, hogy ezeknek az elemzéseknek elsősorban az élőhely-térképezésben (Szabó 2007, Biró 2010) és a nagy léptékű (1:2000–1:5000 méretarány) tájökológiai célú tervezésben (Csima et al. 2004, Csorba 2008a) lehet létjogosultsága. A műszaki végrehajtáshoz szükséges részletesség megköveteli pl. a néhány méter széles lineáris folyosók vagy a kisebb-nagyobb méretű (néhány tíz méter átmérőjű) tájfoltok sorozatok térképi megjelenítését. Ezek a kisméretű tájalkotó elemek a generalizálás növekvő mértéke miatt a tájökológiai térképezésben általánosan elterjedt 1:10 000–1:25 000 méretarány mellett gyakran már nem kerülnek ábrázolásra.

A műholdas helymeghatározó eszközökkel lebonyolított tájökológiai célú mérések akár önálló adatgyűjtési technikaként, akár a távérzékelt adatok előállítása során, azzal párhuzamosan végzett földi validálásként alapvető fontosságúak és alkalmazásuk célszerű a tájszerkezeti vizsgálatokban, de a „nyers” mérési adatok javítása, utófeldolgozása minden esetben elengedhetetlen.

5.2. Az objektum alapú képfeldolgozás és a tájökológia kapcsolata

Az objektum alapú képfeldolgozás során szegmentálással előállított képobjektumokat – függetlenül azok lineáris vagy nem lineáris alakjától – véleményem szerint tájalkotó elemeknek tekinthetjük. A tájmintázat szoftveres feldolgozásakor a mozaik minden elemét (tájökológiai folt, folyosó és mátrix) foltként kezeljük. Ezek az egységek vektoros adatrendszerekben poligonokat képeznek, és sem geometriai, sem topológiai értelemben nem teszünk különbséget közöttük. A távérzékelte adatok térbeli, spektrális és radiometriai felbontásától, valamint a tájszerkezet heterogenitásától függően gyakran eltérő paraméterezést alkalmazunk a képszegmentálás során, amely általában empirikus úton történik. Az így létrehozott szegmenskép emiatt szubjektív és nehezen reprodukálható lesz, továbbá az sem tisztázott, hogy milyen geometriai pontosság mellett tekinthetjük a szegmensképet elfogadhatónak, további tájökológiai vizsgálatokra alkalmasnak.

Úgy gondolom, hogy *célszerű minimum 3-5 fázist alkalmazni a képszegmentálás során.* Ha elfogadjuk, hogy a szegmentálással előállított képobjektumokat tájalkotó elemeknek tekintjük, akkor véleményem szerint *a térbeli mintázat heterogenitásának vizsgálatához három-öt szomszédos hierarchiaszint* (felszínborítási folt, tájrészlet, kistáj) *együttes kezelése megfelelő lehet.* O'Neill et al. (1986), O'Neill (1988, 1989) és Salthe (1991) minimum három fokozat szimultán alkalmazását javasolják a tájökológiai analízisben, amely a szerzők szerint elegendő a legtöbb ökológiai rendszer működésének megértéséhez.

A homogenitási küszöbértékek módosításával egyre kisebb vagy nagyobb méretű képobjektumok állíthatók elő, amellyel az egymástól lényegesen eltérő tájszerkezetek – pl. egy közepes és nagyméretű, szabálytalan alakú tájfoltokkal, folyosókkal jellemezhető heterogén természetközeli táj(részlet) vagy egy szabályos szerkezetű, homogénebb struktúra – is megragadhatók, térképen jól ábrázolhatók. Ez a táji heterogenitás általában már egy néhány hektáros, négyzetkilométeres tájrészlet térbeli mintázatában megfigyelhető, ami szintén indokoltá teszi a különböző méretarány-tényezők használatát. A csökkenő méretarány, növekvő objektumméret és heterogenitás biztosítja a kapcsolatot a különböző hierarchiaszinteken létrehozott képobjektumok és a gyakran felszínborítással, területhasználattal jellemzett mozaikosság között, ahol az egyed-tesszera-tájökológiai folt és folt feletti szerveződési szintek együttes kezelése megfelelő kiindulási alapot jelenthet a táj térbeli mintázatának ökológiai szempontú értékeléséhez.

5.3. A felbontás szerepe a tájmetriai vizsgálatokban

Az alapvető tájmetriai paraméterek mikroléptékű vizsgálatánál célszerű valamilyen vektoros módszert alkalmazni, ugyanis raszteres rendszerben a pixelesedés jelentősen módosítja a kerületre vonatkozó mutatókat, a terület/kerület arányt. A felbontás növekedésével az izodiametrikus foltok kisméretű pixeljei aggregálódnak, a megnyúlt foltok azonban kisebb, nem összefüggő területekre esnek szét. Ennek következtében a 20–40 méteres tartományban lényegesen több folt detektálható, mint valójában létezik. A felbontás további csökkenésével a

pixelek összeállnak, nagyobbak lesznek, ami számuk csökkenését eredményezi, s így a különbség az eredeti térképhez viszonyítva már nem szignifikáns. *A foltok területtípusú tájmetriai vizsgálatára ezért tapasztalatom szerint a 10 méter alatti felbontástartomány a legalkalmasabb, a kerülettípus esetében pedig a vektoros feldolgozást javaslom.*

5.4. A tájszerkezeti változások elemzése

A légi távérzékelte adatokból (1954–55, 1975, 2005) képernyő előtti vektorizálással és vizuális interpretációval előállított foltterképek összehasonlító vizsgálata alapján megállapíthatjuk, hogy az elemzés ötven éves időhorizontjában a társadalom termelő tevékenysége miatt jelentős átalakulás ment végbe a Tisza- és Bogaras homokvidék tájszerkezetében. A változások vagy térben és időben koncentráltan, vagy elszórtan jelentkeztek. A felszínborítás hasonló jellege alapján képzett csoportok közül a mesterséges felszínek, a természetközeli területek és lombhullató erdők relatív területi aránya nőtt a tájrészleten, a mezőgazdasági területek, a vizenyős-mocsaras területek és vízfelületek részesedése csökkent. A változás iránya az egyes típusokon belül általában azonos volt, vagy a foltosztály területének növekedése, vagy csökkenése figyelhető meg. Kivételt képeznek ez alól a következő kategóriák: település/lakott terület, szántó, szőlő és cserjés terület, bozót. A szántó és szőlő esetében bizonytalanságot okozott, hogy az 1975. évi fekete-fehér légifelvétel az ültetvények rekonstrukciójának talán legintenzívebb szakaszában készült, emiatt ebben az időpontban a szántóterületek nagyságát valószínűleg túl-, a szőlőkét viszont alulbecsültem.

A foltterképekből származtatott tájmetriai paraméterek (foltosztály területe és területarány) és az agrárstatisztikai felmérések településszintű idősoros földhasználati adatai véleményem szerint alkalmasak lehetnek az összehasonlításra, a tájhasználatban végbement változások irányainak kimutatására. Ezt bizonyítja, hogy a lombhullató erdő (a tájrészleten a tűlevelű és a vegyes erdők egyáltalán nem fordulnak elő) és a gyümölcsös felszínborítási típusok, illetve művelési ágak területváltozásának irányai azonosak voltak. A két elemzett időszakban (1954–55, 2005) is a legkiterjedtebb és legösszefüggőbb felületet képező, emiatt mátrixként értelmezhető szőlő kategória esetében az általam számított és a mezőgazdasági statisztikai adatok 1954–55 és 1975 között egyaránt területcsökkenést mutattak. Az azt követő mintegy harminc évben a szőlőültetvény-felmérés (2001) szerint bár mérséklődött, de folytatódott ez a trend, én viszont pozitív irányú változást határoztam meg, amely a termőterületek részleges felújításával és az újabb szőlőültetvények létesítésével magyarázható.

Az esetleges eltérések okainak hátterében az áll, hogy az összehasonlítást számos módszertani bizonytalanság terheli. Ezekkel nem árt tisztában lennünk abban az esetben, ha a tájmetriai mérőszámok egyszerű összehasonlító elemzése mellett az emberi termelő tevékenység következtében a tájszerkezetben, az élővilág (növényzet) és az antropogén tájelemek mozaikos térbeli elrendeződésében bekövetkezett változások természeti-társadalmi-gazdasági kapcsolatrendszerének feltárására is kísérletet teszünk. Figyelembe kell vennünk, hogy a települési

közigazgatási területek és a tájak különböző hierarchiaszintjeinek (topikus, chorikus és regionális dimenziók) határai a legritkább esetben esnek egybe, és el kell döntenünk, hogy előbbi vagy utóbbi képezi-e az elemzések térbeli keretét. A helységek esetében előfordulhatnak területszervezési, államigazgatási változások (egyesülés, önállósulás, külterületi részek belterületbe vonása), ezért az idősoros vizsgálatoknál célszerű az aktuális közigazgatási állapotból kiindulni, s ezeket a határokat változatlanoknak tekinteni az elemzés során.

ÖSSZEFOGLALÁS

A táji metrikák napjainkban is komoly szerepet játszanak a tájszerkezet térbeli heterogenitásának értékelésében, de a redundancia miatt az egyes mérőszámok tájanalízisben történő alkalmazhatóságának vizsgálata kulcskérdésnek számít. Nem léteznek szabványok arra vonatkozóan, hogy a mutatók meghatározásának alapját képező foltterképeket vektoros vagy raszteres adatrendszerben, milyen lépték, illetve tematikus és geometriai felbontás mellett állítsuk elő. A dolgozat tárgyát emiatt részben a mikroléptékben és nagy felbontásban, kistáj alatti chorikus szinteken végzett tájmetriai elemzések módszertani problémáinak feltárása és értékelése képezi.

A távérzékelte adatok felbontásának látványos javulása, az adatmennyiség növekedése és a képelemek méretének csökkenése kényszerítette ki az objektum alapú képfeldolgozó eljárások (GEOBIA) megjelenését és egyre szélesebb körű alkalmazását a föld- és a környezettudományokban. A nagyobb felbontás miatt a képelemeket nem érdemes a környezetükből kiragadni és önállóan vizsgálni, hanem célravezetőbb a több pixelből álló, a valós világ elemeit részben vagy teljes egészében reprezentáló képobjektumokat létrehozni és osztályozni. Napjainkig nem tisztázott egyértelműen, hogy a képobjektumokat felhasználhatjuk-e a tájszerkezeti elemzések bemenő adataiként, illetve milyen minőségi kapcsolatok vannak a képobjektumok és a tájalkotó elemek között.

A kutatás során feltártam a szakirodalmi forrásokat és elvégeztem azok kritikai értékelését, ahol a GEOBIA alkalmazási lehetőségeit a tájökológiai analízisben a mintaterületen megjelenő különböző tájtípusok területi részesedésének sorrendjében végeztem el. A szakemberek szerint az objektum alapú technikák alkalmasak lehetnek a hagyományos pixel alapú eljárások, illetve a szubjektív, drága, idő- és munkaigényes számítógép-képernyőn vektorizálás és vizuális interpretáció kiváltására a felszínborítás térképezésében. Bemutattam a tájmetria elméleti hátterét, a tájmintázat kvantitatív elemzése során megjelenő korlátozó tényezőket.

Műszeres terepi méréseket, geoinformatikai és távérzékelési, valamint matematikai-statisztikai módszereket alkalmaztam. Mintaterületnek az ország egyik belső periferiális térségét képező Tiszazugot választottam. A tájszerkezet idősoros változásvizsgálatához egy 29 négyzetkilométeres, a tájalkotó tényezők térbeli heterogenitása alapján a környezetétől jól elkülönülő tájrészletet, a Tisza-öböl-Bogaras homokvidéket választottam ki. A műszeres terepi mérésekbe bevont 7 db egy négyzetkilométeres tiszazugi tájablak kiválasztása a tájtípusok és a táji altípusok (ártéri, löszös és homokos síkság) figyelembevételével, rétegzett véletlenszerű mintavétellel történt.

Az 1954–55-ben, 1975-ben és 2005-ben készült légifelvétel-sorozatokról a tájmozaikokat ArcGIS szoftverkörnyezetben, számítógép-képernyőn, 1:3000 léptékben vektorizáltam és vizuálisan interpretáltam. A tájszerkezeti vizsgálatokhoz a tájmetriai mutatókat az ArcGIS vLATE moduljával, vektoros alapon számítottam ki. A metrikák felbontás érzékenységeinek elemzéséhez a vektoros foltterképet az ArcGIS-ben raszteressé alakítottam 0,5–1–2,5–5–10–20–

30–40–50–60–70–80–90 és 100 m-es felbontással, majd újravektorizáltam. A 2005. évi ortofotók objektum alapú képfeldolgozása az eCognition Developer szoftverben történt. A szegmensképek elkészítéséhez a többfázisú szegmentálás lentől felfelé régió-összevonó típusát használtam. A terület és a kerület alapú tájmetriai mutatók esetében a felszínborítás és a felbontás együttes statisztikai vizsgálatához az SPSS Statistics 17.0 szoftvert alkalmaztam.

Dolgozatomban a tájszerkezet geoinformatikai módszereit elemzem, amely során az alábbi kérdésekre keresem a választ.

1. A geometriai és a topológiai hibák hogyan befolyásolják a legegyszerűbb folt szintű terület, kerület és alaki mutatókat?
2. Vajon a tájfoltok és a szegmentálással előállított képobjektumok megfeleltethetők-e egymásnak?
3. Az objektum alapú képfeldolgozás alkalmas lehet-e a táji heterogenitás jellemzésére, a táj térbeli mintázatának ökológiai szempontú értékelésére?
4. A felbontás változása, illetve a foltalak és a felbontás együttesen milyen hatást gyakorolnak a terület- és a kerület alapú mérőszámokra?
5. A raszteres és a vektoros feldolgozás milyen hatással vannak az alapvető tájmetriai paraméterekre?
6. A tájhasználati és a szocioökonómiai változások hatására hogyan alakult át a Tisza-kürt-Bogaras homokvidék tájszerkezete?

1. A műszeres terepi vizsgálatok eredményei

Műholdas helymeghatározó eszközökkel tájökölógiai célú foltterképezéseket végeztem. A felvételezések során általában több foltot detektálunk, mint amennyi valójában létezik. Megállapítottam, hogy az igen kis méretű szilánkpolygonok a terület és a kerület mutatók értékét minimálisan, a kerület/terület arányt viszont nagyságrendekkel megnövelték. Mivel ezek az indexek más mérőszámok alapját képezik, ezért az azokból számított alak, magterület, elterjedés/szétszóródás és diverzitás indexek értékeit is módosíthatják. Emiatt az adatok vektoros feldolgozása esetén a tájszerkezetben ténylegesen megjelenő tájmozaikok és a mikroméretű polygonok egyesítését javaslom, melyet az objektumok geometriai kapcsolatainak ellenőrzése és helyesbítése kell, hogy kövessen. A vektor-raszter konverzió, majd az adatok raszteres rendszerben történő feldolgozása esetén ez nem okoz problémát, mivel a felhasználó által megadott felbontás (pixel) mérete általában nagyobb, mint a töredékpolygonoké.

2. A tájfoltok és a képobjektumok közötti kapcsolatok feltárása

Az objektum alapú képfeldolgozásban és a tájökölógiában egyaránt megjelenő térbeli hierarchia koncepciót a tiszai Körtevényes („A” jelű tájablak) sziki erdőössztyepp-maradvány példáján keresztül vizsgáltam. A vizsgálati alapegységek a tájfoltok voltak, melyek közül az erdő felszínborítású tájmozaikokat választottam ki a tájak és az objektum alapú képfeldolgozás, mint hierarchikus rendszerek közötti kapcsolatok feltárására. A kiindulási állapotot 0.

szintnek tekintetem, melyek elemei az erdőfoltok voltak. E fölött helyezkednek el a környezetüktől eltérő felszínborítási típusba tartozó tájalkotó elemekből álló tájrészletek, melyek a +1. szintet jelölik. A tájfoltok sem homogének, más-más területrészekből (tesszerákból) tevődnek össze. A mozaikok alapvető jellege a folton belül azonosnak tekinthető, de az azt alkotó növények helyenként eltérő összetételű csoportokat képezhetnek. A tájablakot szegélyező erdőmozaikokban is megfigyelhető ez a foltosság, ahol a kocsányos tölgy más, csoportosan elhelyezkedő fajokkal (pl. fehér nyár és vadvadkörte) elegyedik. Ez képezi a -1. szintet. A hagyásfás legelőn elszórtan, illetve állományban tenyésző faegyedek a hierarchia alsó lépcsőfokát (-2. szint) jelentik, melyekből a magasabb szerveződési szintek mozaikjai épülnek fel. A hierarchiarendszer alján – mivel „elemi képzőelemeknek” a faegyedeket tekintetem, melyek lombmérete nagyobb, mint egy pixel – fák már nem, de lágy szárú növényfajok és azok csoportjai, továbbá más élőlények, tereptárgyak előfordul(hat)nak.

Az objektum alapú képfeldolgozás során az elemi képpontokból egyre nagyobb területű (pixelszámú) képobjektum-kezdemenyeket és képmozaikokat nyerünk, melyek alá- és fölérendeltségi viszonyban vannak egymással. Alacsonyabb hierarchiaszinten gyerekobjektumnak, magasabb hierarchiaszinten szülőobjektumnak minősülnek. A rendszer csúcsán a képobjektumok már nem egyesíthetők tovább, egy-egy szuperobjektumot alkotnak, melyek általában több alobjektumból állnak. Eredményeim igazolják, hogy a különböző hierarchiaszinteken létrehozott képobjektumok és a gyakran felszínborítással/területhasználattal jellemzett térbeli mintázat közötti kapcsolat egyértelmű, emiatt a képobjektumokat a tájökölógiai feldolgozás során tájalkotó elemeknek tekinthetjük.

3. A tájmintázat heterogenitásának vizsgálata

Kutatásom alapján minimum három hierarchiaszint egyidejű alkalmazását javaslom a tájökölógiai analízisben, amely elegendő lehet a legtöbb ökológiai rendszer működésének megértéséhez. A homogenitási küszöbértékek módosításával egyre kisebb vagy nagyobb méretű képobjektumok állíthatók elő, amellyel az egymástól lényegesen eltérő tájszerkezetek – pl. egy közepes és nagyméretű, szabálytalan alakú tájfoltokkal, folyosókkal jellemezhető heterogén természetközeli táj(részlet) vagy egy szabályos szerkezetű, homogénebb struktúra – is megragadhatók, térképen jól ábrázolhatók. Ez a táji heterogenitás általában már egy néhány hektáros, négyzetkilométeres tájrészlet térbeli mintázatában megfigyelhető, ami szintén indokoltá teszi a különböző méretarány-tényezők használatát. A csökkenő méretarány, növekvő objektumméret és heterogenitás biztosítja a kapcsolatot a különböző hierarchiaszinteken létrehozott képobjektumok és a gyakran felszínborítással, területhasználattal jellemzett mozaikosság között, ahol az egyed-tesszera-tájfolt és folt feletti szerveződési szintek együttes kezelése megfelelő kiindulási alapot jelenthet a táj térbeli mintázatának ökológiai szempontú értékeléséhez.

4. A terület- és kerülettípusú tájmetriai indexek felbontás érzékenységének vizsgálata

Munkám során a következő mutatók felbontás érzékenységét vizsgáltam: foltszám (Number of Patches, NP), foltosztály területe (Class Area, CA), közepes foltméret (Mean Patch Size, MPS), foltméret szórása (Patch Size Standard Deviation, PSSD), össz-szegélyhossz (Total Edge, TE) és közepes szegélyhossz (Mean Patch Edge, MPE). Az összehasonlítások alapja minden esetben a kiindulási (folt)térkép volt, és azt vizsgáltam, hogy a fent említett tájmetriai paraméterek hogyan változtak a felbontás függvényében. Az eredeti adatok esetében Mann-Whitney próbával, a transzformáltaknál többszempontos ANOVA modellben vizsgáltam meg a tájmetriai mutatók felbontás függését.

A tájmetriai indexek értékeiben a felbontás csökkenése 95%-os valószínűségi szinten rendszerint nem okozott szignifikáns ($p < 0,05$) különbségeket, de figyelemre méltó, hogy minden vizsgált mutató esetében 0,5–5 méteres felbontásnál a különbségek szignifikánssá ($p < 0,05$) váltak. A foltok alakja szerint is elvégeztem a vizsgálatokat, de 95%-os valószínűségi szinten szignifikáns ($p < 0,05$) különbség a felbontás és a foltalak együttes hatására itt sem volt kimutatható. Ebben az esetben viszont fontos eredmény, hogy a foltok izodiametrikus vagy megnyúlt jellege szignifikánsan ($p < 0,05$) befolyásolta a foltszám (NP) és az össz-szegélyhossz (TE) mutatókat. A többi esetben itt sem volt lényegi különbség a kapott eredményekben.

Az alapvető tájmetriai paraméterek mikroléptékű vizsgálatánál célszerű valamilyen vektoros módszert alkalmazni, ugyanis raszteres rendszerben a felbontás csökkenése a pixelek méretének növekedését eredményezi (pixelesedés), ami jelentősen módosítja a kerületre vonatkozó mutatókat, a kerület/terület arányt. Kimutattam továbbá, hogy a foltok területtípusú tájmetriai vizsgálatára a 10 méter alatti felbontástartomány ($M = 1:10\,000$ alatt) a legalkalmasabb.

5. A raszteres és a vektoros feldolgozás hatása a tájmetriai paraméterekre

A kerületre vonatkozó mutatók viselkedése teljesen eltért a területtípusú metrikáktól: a kerületet lényegileg befolyásolta a pixelesedés. Itt az össz-szegélyhossz (TE) és a közepes szegélyhossz (MPE) mutatók példáján vizsgáltam a felbontásfüggőséget. Közismert tény, hogy két pont között a legrövidebb távolság egy egyenes (ez a valóság, amit legjobban a vektoros rendszerek tükröznek). A raszteres megközelítés miatt viszont ez nem lehetséges, mert a távolság – a felbontás függvényében – csak két egyenlő hosszúságú, egymásra merőleges szakasszal adható meg. Egy egységnyi oldalú négyzetet feltételezve a legrövidebb távolság $\sqrt{2}$ (1,414), egy raszteres rendszerben 2 lesz. Számításaimmal igazoltam, hogy raszteres rendszerben 1,4-szer nagyobb értéket kapunk a kerület mutatóra, s a felbontás és az ebből származó hiba konstans lesz. Minél beágyazottabb a kerület paraméter az adott tájmetriai index képletébe, annál nagyobb az arra gyakorolt hatása.

Ez a hatás minden kerülettel kapcsolatos mutatót érint, vagyis alkalmazása esetén két dolog lehetséges: igyekszünk valamilyen vektoros formában feldolgozni

a kerülettel kapcsolatos feladatokat, vagy elfogadjuk a fent említett tényt, és ennek megfelelően kezeljük az eredményeket is. Utóbbi esetben figyelembe kell vennünk, hogy összehasonlítást kistájak között vagy korábbi vizsgálatokkal csak akkor végezhetünk, ha minden körülmény megegyezik (adatbevétel, felbontás), különben hibás eredményeket kapunk.

6. A tájszerkezeti vizsgálatok eredményei

A relatív területi arányokat vizsgálva a szőlő területi részesedése a kétharmadára, a gyümölcsös az ötödére csökkent, a szántóké és a vegyes hasznosítású mezőgazdasági területeké a másfélszeresére nőtt. A mezőgazdasági kollektivizálás lezárása után a nagyüzemi gazdálkodási forma bevezetésével meginduló intenzív földhasználat a tájszerkezetben komoly változásokat eredményezett. Nőtt a szántóföldek aránya, a parcellák átlagos mérete. Az ún. többszintes művelési mód erőteljesen visszaszorult, a szőlő- és a gyümölcsültetvények homogenizálódtak. A rendszerváltás után a gyümölcsösök, szőlők szántókká alakítása a tájrészlet déli és északkeleti részén volt jellemző.

A vizenyős-mocsaras területek csökkentek, a vízfelületek területe a harmadára zsugorodott. Ennek oka elsősorban a wetlandek feltöltődése, gyepekké alakulása volt. Bár ezeknek a felszínborítási kategóriáknak a területi részesedése a Tisza-kürt-Bogaras homokvidéken nem számottevő (0,4%), de számos növény- és állatfajnak élő-, táplálkozó-, búvó- és szaporodóhelyet biztosítanak, ezért fontos a tájrészlet heterogenitásának és biológiai diverzitásának növelésében játszott szerepük.

A lombhullató erdők területe a hatszorosára, a gyepek és a cserjések, bozótosok területe a kétszeresére nőtt. Elsősorban az 1970-es évektől a mezőgazdasági területeken gazdasági célú zárttömbű erdőtelepítések történtek, melyek során akácból és nemes nyárból álló ültetvény típusú erdőket létesítettek. A rendszerváltás után a cserjés-bozótos területek és a gyepek gyarapodása egyrészt a fiatal erdőtelepítések és a vágásterületek térbeli bővülésével, másrészt az elöregedett szőlők és gyümölcsösök felhagyásával, parlagosodásával, spontán cserjésedésével-erdősődésével magyarázható.

A mesterséges felszínek közül az ipari-kereskedelmi terület, agrárleélesítmény típushoz tartozó tájelemek relatív területi aránya 1954–55 és 2005 között a négyszeresére, a műutaké több mint a duplájára nőtt. Ez a hatékony hálóméret (MESH) csökkenését eredményezte. A tájfoltok zsugorodása, izolálódása és fragmentáltságának növekedése tájökológiai, tájvédelmi szempontból kedvezőtlen folyamat, amely elsősorban a Natura 2000 kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területeken (Tisza-kürt-tiszainokai gyepek) és a Nemzeti Ökológiai Hálózathoz tartozó területeken (Titó, Bába-tó) veszélyezteteti a közösségi jelentőségű élőhelyek és a védett fajok állományainak hosszú távú fennmaradását.

Eredményeimmel igazoltam, hogy a foltterképekből származtatott tájmetriai paraméterek (foltosztály területe és területarány) és az agrárstatisztikai felmérések településszintű idősoros földhasználati adatai alkalmasak lehetnek az

összehasonlításra, a tájhasználatban végbement változások irányainak kimutatására.

SUMMARY

Landscape metrics have a significant role in the evaluation of the spatial heterogeneity of landscape structures even today, however, most of the several hundred landscape metric indexes created in the last thirty years show strong correlation with each other. As a result it is a key issue to study the applicability of certain indexes in landscape analysis. There are no standards to regulate the vector or raster character, the scale and the thematic and geometric resolution of the base maps of index calculation. Such uncertainties occur in every landscape structure analysis independent of the hierarchy level of the landscapes. As a result the material of the thesis partly includes the identification and evaluation of the methodological problems of landscape metric analyses performed at micro-scale and high resolution at choric levels below micro-region level.

Continuous development of remote sensing results in significant increase of the resolution of the data applied to landscape metric analyses and this in the meantime also results in the increase of data quantity and the decrease of the size of image elements. This development trend required the appearance of object based image analysis methods (GEOBIA) in the last one and a half decades and their wide application in earth and environmental sciences. Analysis of individual image elements separate from their environment is useless. Establishment and classification of image objects composed of several pixels representing partly or completely the elements of reality seem to be much more expedient. It is still unclear whether such image objects can be applied as input data of landscape structure analyses or not. The conditions of connection between image objects and landscape elements (landscape patches) are still to be cleared.

In the course of the research the assessment and analysis of the scientific literature were carried out during which the possibilities of applying GEOBIA in the landscape ecological analysis was assessed in the order of the spatial ratio of the landscape types occurring in the study area. According to professionals, object based technologies could be suitable for replacing the traditional pixel based methods and the subjective, expensive, time and labour consuming vectorizing on a PC monitor and visual interpretation in the course of land cover mapping. Furthermore the theoretical background of landscape metrics and the limiting factors in the quantitative analysis of landscape pattern were presented.

In the course of landscape structure analyses instrumental field measurements, geoinformatic and remote sensing and mathematical-statistical methods were applied. One of the inner peripheral areas of the country, the Tiszazug was selected as a study area. For studying the change of landscape structure in time a 29 square kilometre landscape fragment, the Tizsakürt-Bogaras sand area was selected that can be easily separated from its environment based on the spatial heterogeneity of the landscape forming factors. Selection of the 7 one square kilometre sized landscape windows involved in the instrumental field measurements was carried out based on stratified random sampling method taking the landscape type and landscape subtypes (floodplain, loessy and sandy plains) into consideration.

Landscape mosaics were vectorized and visually interpreted in the scale of 1:3000 on PC monitor using the software ArcGIS from aerial photo series taken in 1954–55, 1975 and 2005. Landscape metric indexes for landscape structure analyses were calculated on vectoric base using the vLATE module of ArcGIS. For studying the resolution sensitivity of metrics the vector patch map was rasterized with 0.5–1–2.5–5–10–20–30–40–50–60–70–80–90 and 100 m resolutions using ArcGIS and then it was vectorized again. Object based image analysis of orthophotos was carried out using the software eCognition Developer. For preparing segment images the bottom-up region merging technique type of multiresolution segmentation was applied. For the joint statistical analysis of land cover and resolution in the case of area and perimeter based landscape metric indexes the software SPSS Statistics 17.0 was used.

The geoinformatic methods of landscape structure are analysed in my thesis during which the following questions are to be answered:

1. How do geometric and topologic errors influence the simplest patch level area, perimeter and shape indexes?
2. Is it possible to match landscape patches and image objects created by segmenting to each other?
3. Could object based image analyses be suitable for characterising landscape heterogeneity and for assessing the spatial pattern of a landscape from an ecological point of view?
4. What are the effects of resolution and of patch shape and resolution together on the area and perimeter based indexes?
5. What are the effects of raster and vector based analyses on the basic landscape metric parameters?
6. How did the landscape structure of Tizsakürt-Bogaras sand area change as a result of land use and social-economic changes?

1. Results of instrumental field measurements

Patch mapping for landscape ecological purposes was carried out using global positioning devices. The survey generally resulted in the detection of higher number of patches than really exist. I determined that the very small sized polygon fragments increased the area and perimeter indexes minimally and the perimeter/area ratio by orders of magnitude. Since these indexes give the basis for other indexes as well they can also modify the values of shape, core area, extent/distribution and diversity indexes calculated from them. Therefore I recommend the merging of micro-sized polygons and the landscape mosaics really appearing in the landscape structure in the case of the vector processing of the data. This should be followed by the control and correction of the geometric connections of the objects. In the case of vector raster conversion followed by the processing of data in the raster system this problem does not occur as the size of the resolution (pixel) given by the user is generally greater than that of the polygon fragments.

2. Studying the relationship between landscape patches and image objects

Spatial hierarchy concept is used in the course of both object based image analysis and landscape ecology and it was studied on the example of the Körtvélyes forest steppe remnant on sodic soil (Peucedano Galatellietum) (landscape window “A”) in the Tiszazug. Basic units of the study were the landscape patches among which landscape mosaics with forest land cover were selected for assessing the relationship between landscapes and object based image analysis as hierarchic systems. The original conditions were regarded as level 0 the elements of which were the forest patches. Above these landscape parts composed of landscape elements different from their surroundings form level +1. Even landscape patches are not homogeneous as they are composed of various area fragments (tesserae). Fundamental characteristics of the mosaics can be regarded as united within a patch, vegetation, however, may form groups of varying composition. Such patchiness can be observed in forest mosaics bordering the landscape window where English oak is mixed with other wood groups (e.g. white poplar, European Wild Pear). This forms level -1. Lowest level of hierarchy (level -2) is represented by trees growing scattered and in stands in the grazing land constituting the mosaics of the higher order levels. At the bottom of the hierarchy level trees cannot occur – since individual trees the foliage size of which is greater than one pixel are regarded to be the “elementary image objects” – but herbaceous plants and their groups, other living beings or objects may appear.

In the course of object based image analysis image objects and image mosaics with greater and greater size (pixel number) are obtained from the elementary image points. These are in subordinate and superordinate relationship with each other. They are qualified as child object and parent object at lower and higher hierarchy levels respectively. At the peak of the system image objects cannot be merged further, they form superobjects that are composed generally of several sub-objects. My results prove that the connection between the image objects created at different hierarchy levels and the spatial pattern characterised frequently by land cover / land use is unambiguous thus image objects can be regarded as landscape elements in the course of landscape ecological analyses.

3. Studying the heterogeneity of landscape pattern

Based on the research results I recommend the simultaneous application of at least three hierarchy levels in landscape ecological analyses that could be suitable for understanding the operation of most ecological systems. Modifying the homogeneity threshold values, image objects with decreasing or increasing size can be created with which landscape structures differing significantly from each other – e.g. a heterogeneous, close-to-natural landscape part characterised by middle sized and a large sized landscape patches and corridors with irregular shape, or a more regular, more homogeneous structure – can be handled and depicted on a map. Such landscape heterogeneity can be observed in the spatial pattern of landscapes of a few hectares or square kilometres. This also justifies the application of various scale factors. Decreasing scale, increasing object size and heterogeneity ensures the

connection between the image objects created at various hierarchy levels and the mosaic character characterised mostly by land cover and land use. In such cases the joint handling of the individual-tessera-landscape patch together with higher order levels above a patch may give an adequate basis for evaluating the spatial pattern of the landscape ecologically.

4. Studying the resolution sensitivity of area and perimeter type landscape metric indexes

The resolution sensitivity of the following indexes was studied: Number of Patches (NP), Class Area (CA), Mean Patch Size (MPS), Patch Size Standard Deviation (PSSD), Total Edge (TE) and Mean Patch Edge (MPE). Resolution dependency of the landscape metric indexes was studied using the Mann-Whitney test and the multiple ANOVA model in the case of the original and the transformed data respectively. Basis of comparisons was the original (patch) map and the changes of landscape metric parameters mentioned above as a function of resolution were studied on the map.

Decrease of resolution at 95% of probability level caused no significant ($p < 0.05$) differences in the values of landscape metric indexes. However, it is worth noting that differences in the case of every studied index became significant ($p < 0.05$) at 0.5–5 metres of resolution. The analysis was performed in relation to the shape of the patches as well but no significant differences were detected at 95% of probability level for the joint effects of patch shape and resolution. In this case, however, an important result is that the isodiametric or elongated character of the patches influenced significantly ($p < 0.05$) the Number of Patches (NP) and Total Edge (TE) indexes. No significant differences were experienced in the rest of the cases.

When the basic landscape metric parameters are studied at micro-scale it is worth applying some sort of a vector method because in a raster system the decrease of resolution results in the increase of pixel size that modifies significantly the indexes related to the perimeter and the perimeter/area ratio. I also showed that the most suitable resolution interval for the area type landscape metric analysis of patches is under 10 metres (below $M=1:10\,000$).

5. Effects of raster and vector processing on the landscape metric parameters

Indexes related to perimeter behave completely differently to area type metrics: perimeter influenced significantly pixilation. Resolution dependency was studied on the example of Total Edge (TE) and Mean Patch Edge (MPE). It is widely known that the smallest distance between two points is a line (this is reality that is reflected best by vector systems). This is not possible, however, due to the raster system because the distance – as a function of resolution – can be given only by two perpendicular sections of identical length. Presuming a square with unite sized sides the smallest distance is $\sqrt{2}$ (1.414) that is 2 in a raster system. As a result in a raster system a 1.4 times greater value is obtained for the perimeter index and therefore the perimeter and the error originated from this will be

constant. The more incorporated the perimeter parameter is in the formula of the given landscape metric index the greater its effect on the index will be.

This effect applies to every index related to perimeters and this leaves two possibilities in the case of its application: either we try to solve tasks associated with perimeters in some kind of a vector form or accept the above fact and handle the results accordingly. In the latter case we have to bear in mind that comparison between micro-regions or to former results can be made only if every condition (data input, resolution) is the same otherwise false results are obtained.

6. Results of landscape structure analyses

Studying the relative ratios of agricultural lands, the ratio of vineyards decreased to two third, that of fruit gardens to one fifth and the ratio of arable lands and mixed agricultural lands increased to one and a half of the initial values. Intensive land use following agricultural collectivizing and the introduction of large-scale farming resulted in significant changes in the landscape structure. Ratio of arable lands and the average size of land plots increased. The so called multi-level cultivation was reduced significantly while vineyards and fruit gardens were homogenized. Transformation of fruit gardens and vineyards into arable lands after the regime change was characteristic for the southern and north eastern part of the study area.

Wetland areas were reduced, that free water decreased to one third of their initial area. This was caused primarily by the filling of the wetlands and their transformation into grasslands. Although the land cover ratio of these categories is not significant in the Tiszakürt-Bogaras sand area (0.4%) they provide habitat, shelter, feeding, nesting and breeding places thus their role in increasing the heterogeneity and biological diversity of the landscape is important.

Area of deciduous forest increased to six times and that of grasslands and bushes increased to two times their initial values. Primarily from the 1970s clearly bordered forest plantations were created for economic purposes in agricultural lands in which acacia and poplar trees. Increasing areas of shrubs and bushes and grasslands after the regime change can be explained by the extension of young forest plantations and the areas of clearings together with the abandonment of ageing vineyards and fruit gardens that transformed spontaneously into shrubs and bushes.

Considering artificial land cover, the relative spatial ratio of industrial-trade areas and landscape elements belonging to the agricultural establishments type increased to fourfold between 1954-55 and 2005. That of public roads was doubled. This resulted in the decrease of effective mesh size (MESH). Decrease of the size of landscape patches and the increase of their isolation and fragmentation are unfavourable processes considering landscape ecology and landscape protection. Such processes endanger the long-term sustainability of highly significant habitats and the stands of protected species primarily in Natura 2000, outstanding nature reserves (Tiszakürt-Tiszainoka grasslands) and in areas belonging to the National Ecological Network (Titó, Bába Lake).

Based on the results I proved that landscape metric parameters (patch class area and area ratio) obtained from patch maps and the settlement level land use data in time of agricultural statistical surveys could be suitable for comparison and detection of change tendencies in land use.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném megköszönni témavezetőmnek, *Prof. Dr. Csorba Péternek*, hogy szakmailag és erkölcsileg támogatta kutatómunkámat, a dolgozat elkészítését. Köszönettel tartozom *Prof. Dr. Lóki Józsefnek*, aki állást kínált a Debreceni Egyetem Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszékén, s ezzel lehetőséget teremtett a doktori kutatási témám megvalósítására.

Köszönöm *Prof. Dr. Gábris Gyulának*, *Dr. Márton Sándornak*, *Dr. Szabó Szilárdnak*, *Dr. Tóth Csaba Albertnek* és *Varga Orsolya Gyöngyinek*, hogy szerzőtársakként közreműködtek az értékezés alapjául szolgáló közlemények megírásában.

Szeretnék köszönetet mondani *Prof. Dr. Kerényi Attilának* a konzultációkért, értékes szakmai tanácsért. Köszönöm *Dr. Novák Tibor Józsefnek* és *Prof. Dr. Szabó Máriának*, hogy az előzetes munkahelyi vitára rövid idő alatt igen alapos bírálatokat készítettek.

Köszönöm *Adorján Balázsnak*, *Balázs Boglárkának*, *Dr. Szabó Gergelynek* és *Szalmási Józsefnek* a műszeres terepi mérésekben való részvételüket, *Sallai Zoltánnak* és *Dr. Tallósi Bélának* a terepbejárásokat. *Dr. Demeter Gábor*, *Kasziba Zoltán*, *Kiss Mihály Péter*, *Dr. Négyesi Gábor*, *Seres László*, *Dr. Tóth Albert* és *Dr. Vass Róbert* a terepi mintavételezésekben nyújtottak segítséget. *Kurucz Lajos* a vektorizálásban szerzett elévülhetetlen érdemeket.

Köszönettel tartozom *Dr. Czímber Kornélnak* és *Verőné Dr. Wojtaszek Malgorzatának*, hogy vállalták az objektum alapú képfeldolgozással kapcsolatos anyagrészek átnézését. Köszönöm *Dr. Ronczyk Leventének* a gondolatébresztő beszélgetéseket, s hogy segített az eCognition alapjainak elsajátításában.

Köszönöm a Damjanich János Múzeum egykori és jelenlegi vezetőségének, *Bedő Gyulánénak*, *Dr. Horváth Lászlónak*, *Kovácsné Dr. Kaposvári Gyöngyinek* és *Mészáros Klárának*, hogy támogatták a doktori képzésemet és a kutatás alapját képező légifelvételek megvásárlását, illetve részvételemet a Peremlétben? A Tiszazug néprajzi, történeti, földrajzi kutatása az ezredfordulón (OTKA K 68902) című pályázatban.

Köszönettel tartozom *Dr. Bagi Gábornak*, *Benedek Csabának*, *Bodolai Máriának*, *Dr. Cseh Géának*, *Dr. Gecse Annabellának*, *Gyevnár Lászlónak*, *Jámbor Csabának*, *Károly Nórának*, *Pató Máriának*, *Dr. Szabó Istvánnak*, *Prof. Dr. Szabó Lászlónak*, *Szlankó Istvánnak*, *Szikszai Mihálynak*, *Vargáné Matolcsi Máriának* és *Vincze Ritának*, hogy segítettek a Tiszazug helytörténeti forrásainak, levéltári dokumentumainak, szellemi és anyagi kultúrájának feltárásában, megismerésében. Köszönöm *Mező Szilveszternek* a Tiszazugi Földrajzi Múzeumban együtt töltött éveket.

Szeretnék köszönetet mondani *Fodor Józsefnek*, *Dr. Kovács Sándornak*, *Lovas Attilának*, *Marek Évának*, *Somogyiné Gál Katalinnak*, *Szigeti Ferencnek*, *Vajk Ödönnek* és *Váriné Szöllősi Irénnek* az adatszolgáltatásért.

Szeretném megköszönni a Debreceni Egyetem Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék, a Damjanich János Múzeum, a Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Levéltár, a Közép-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság, a Tiszazugi Földrajzi Múzeum és a Verseggy Ferenc Könyvtár munkatársainak, hogy valamilyen formában hozzájárultak doktori kutatómunkámhoz.

Köszönetet mondok *Dr. McIntosh Richard Williamnek*, hogy közreműködött az idegen nyelvű publikációk és a doktori dolgozatom fordításában.

Köszönöm *Besenyi Csillának* a velem szemben tanúsított türelmét és megértését, hogy inspirációt adott a dolgozat elkészítéséhez. Köszönöm *barátaimnak*, hogy nem hagytak magamra, törődtek velem, s csillapíthatatlan kíváncsisággal érdeklődtek a dolgozat készültségi állapotáról.

Hálával tartozom *szüleimnek* és *húgomnak*, akik végig bíztak bennem, bátorítottak és támogattak, s ezzel rengeteg erőt adtak a nehéz időszakokban és a hosszú évek alatt.

IRODALOMJEGYZÉK

- Ádám J., Bányai L., Borza T., Busics Gy., Kenyeres A., Krauter A., Takács B. 2004. Műholdas helymeghatározás. Műegyetemi Kiadó, Budapest, 458 p.
- Addink, E.A., de Jong, S.M., Pebesma, E.J. 2007. The importance of scale in object-based mapping of vegetation parameters with hyperspectral imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 73 (8), 905–912.
- Addink, E.A., ten Haaf, M.E., de Jong, S.M. 2008. Monitoring vegetation structure in floodplains for flood risk estimation. In: Hay, G.J., Blaschke, T., Marceau, D. (eds.): GEOBIA 2008 – Pixels, Objects, Intelligence. GEOgraphic Object Based Image Analysis for the 21st Century. University of Calgary, Calgary, Alberta, Canada, August 5-8. ISPRS Vol. No. XXXVIII-4/C1. Archives, 6 p.
http://www.isprs.org/proceedings/xxxviii/4-c1/sessions/Session8/6699_Addink_Proc.pdf (letöltve: 2013. augusztus)
- Aldobolyi Nagy M. 1954. Talajföldrajzi megfigyelések a Tiszazugban. *Földrajzi Értesítő* 3 (3), 507–543.
- Ángyán J., Menyhért Z. (szerk.) 2004. Alkalmazkodó növénytermesztés, környezet- és tájgazdálkodás. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 559 p.
- Ansley, R.J., Wu, X.B., Kramp, B.A. 2001. Observation: Long-term increases in mesquite canopy cover in a North Texas savanna. *Journal of Range Management* 54 (2), 171–176.
- Aplin, P. 2006. On scales and dynamics in observing the environment. *International Journal of Remote Sensing* 27 (11), 2123–2140.
- Az 1959. évi gyümölcsfősszeírás községi adatai. Statisztikai Kiadó Vállalat, Budapest, 1961, pp. 421–423.
- Baatz, M., Schäpe, A. 1999. Object-oriented and multi-scale image analysis in semantic network. In: Processing of the 2nd International Symposium on Operationalization of Remote Sensing. 16-20 August 1999, Enschede, 7 p.
http://www.ecognition.com/sites/default/files/409_itc1999.pdf (letöltve: 2013. március)
- Baatz, M., Schäpe, A. 2000. Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. In: Strobl, J., Blaschke, T., Griesebner, G. (eds.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII. Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg, pp. 12–23.
- Bácsatyai L., Márkus I. 2001. Fotogrammetria és távérzékelés. Tankönyvpótló segédlet az erdőmérnök hallgatók részére. Kézirat, Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron, 189 p.
http://nyme.hu/fileadmin/dokumentumok/emk/efelt/doc-ftt/03_Oktatas/02_Jegyzetek/Bacsatyai-Markus_2001_Fotogrammetria_es_taverzekeles.pdf (letöltve: 2013. július)
- Bácsatyai L. 2002. Geodézia erdő- és környezetmérnököknek. Geomatikai Közlemények VI. MTA FKK Geodéziai és Geofizikai Kutató Intézet – Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron, pp. 189–203.
http://www.nyme.hu/fileadmin/dokumentumok/emk/efelt/doc-ftt/03_Oktatas/02_Jegyzetek/Bacsatyai_2003_Geodezia.pdf (letöltve: 2013. július)
- Báldi A. 1998. Az ökológiai hálózatok elmélete: iránymutató a védett területek és ökológiai folyosók tervezéséhez. *Állattani Közlemények* 83, 29–40.

- Baltsavias, E.P. 2004. Object extraction and revision by image analysis using existing geodata and knowledge: current status and steps towards operational systems. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 58 (3–4), 129–151.
- Bányai L. 2007. Geomatikai ismeretek. Tankönyvpótló segédlet a természetvédelmi mérnökhallgatók részére. Kézirat, Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet, Sopron, pp. 69–82. http://geo.emk.nyme.hu/fileadmin/dokumentumok/emk/gevi/doc-ftt/03_Oktatas/01_Tantargyak/EG132_AA000/Geomatikai_ismeretek.pdf (letöltve: 2013. július)
- Barczy A., Csorba P., Lóczy D., Mezősi G., Konkoly Gyuró É., Bardóczyné Székely E., Csima P., Kollányi L., Gergely E., Farkas Sz. 2008. Suggested landscape and agri-environmental condition assessment. *Tájökológiai Lapok* 6 (1–2), 77–94.
- Barsi Á. 2013. Képszegmentálási eljárások alkalmazása a távérzékelésben. *Geomatikai Közlemények* XVI., 83–88.
- Bart, J. 2011. Sampling Large Landscapes with Small-Scale Stratification – User’s Manual. U.S. Geological Survey, Reston, 14 p. <http://pubs.usgs.gov/of/2011/1247/pdf/ofr20111247.pdf> (letöltve: 2013. június)
- Bartha D., Oroszi S. 2003. Az alföldfásítási programok története, különös tekintettel a természetvédelem kérdéskörére. *Erdészettörténeti Közlemények* 60, 34–63.
- Bartha S., Fekete G., Molnár E., Virágh K., Oborny B., Mucina, L. 1998. Funkciós csoportok szerveződése löszgyepekben. *Kitaibelia* 3 (2), 315–316.
- Bartha S., Campatella, G., Canullo, R., Bódis J., Mucina, L. 2004. On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 30, 101–116.
- Basso, B., Ritchie, J.T., Pierce, F.J., Braga, R.P., Jones, J.W. 2001. Spatial validation of crop models for precision agriculture. *Agricultural Systems* 68 (2), 97–112.
- Bastian, O., Schreiber, K.F. 1994. Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart, 502 p.
- Bastian, O. 1997. Gedanken zur Bewertung von Landschaftsfunktionen – unter besonderer Berücksichtigung der Habitatfunktion. *NNA-Berichte* 10 (3), 106–125.
- Bata T. 2013. A közepes méretarányú tájökológiai egységek határainak matematikai-statisztikai alapú vizsgálata. Doktori értekezés, SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, 124 p.
- Baum, K.A., Haynes, K.J., Dilleuth, F.P., Cronin, J.T. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85 (10), 2671–2676.
- Bede J., Kaposvári Gy., Németh F., Posta O., Schneider P., Szikszai M. 1993. Jász-Nagykún-Szolnok megyei hidak és utak. Szolnoki Közúti Igazgatóság, Szolnok, 70 p.
- Békési I. 2001a. Tehenesi Holt-Körös. In: Pálfi I. (szerk.): Magyarország holtágai. Közlekedési és Vízügyi Minisztérium, Budapest, 231 p. http://sulinet.hu/oroksegtar/data/tudomany_es_ismeretterjesztes/Magyarorszag_holtagai/index.htm (letöltve: 2014. február)
- Békési I. 2001b. Kerekeszugi Holt-Körös. In: Pálfi I. (szerk.): Magyarország holtágai. Közlekedési és Vízügyi Minisztérium, Budapest, 231 p. http://sulinet.hu/oroksegtar/data/tudomany_es_ismeretterjesztes/Magyarorszag_holtagai/index.htm (letöltve: 2014. február)
- Belényesi M., Kristóf D., Neidert D. 2008. Távérzékelés a környezetgazdálkodásban (gyakorlatok). Egyetemi jegyzet, Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő, 38 p.

- Bellon T. 1981. Gazdálkodás a Tiszazugban (eredmények, feladatok). In: Szabó L. (szerk.): 10 éves a Tiszazug kutatása. Kutatási beszámoló, Damjanich János Múzeum, Szolnok, pp. 119–127.
- Benedek É. 1954. Mikroklímakutatás a Tiszazugban. *Földrajzi Értesítő* 3 (3), 544–553.
- Benz, U.C., Hofmann, P., Willhauck, G., Lingenfelder, I., Heynen, M. 2004. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 58 (3–4), 239–258.
- Beyer, H.L. 2004. Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. <http://www.spatial ecology.com/htools> (letöltve: 2009. január)
- Biró M. 2010. Élőhelytérkép rekonstrukciók módszertani kérdései. In: Szilassi P., Henits L. (szerk.): Tájképző értékelési módszerei a XXI. században. Földrajzi tanulmányok V. JATEPress, Szeged, pp. 63–106.
- Blaschke, T., Lang, S., Lorup, E., Strobl, J., Zeil, P. 2000. Object-oriented image processing in an integrated GIS/remote sensing environment and perspectives for environmental applications. In: Cremers, A., Greve, K. (eds.): Environmental Information for Planning, Politics and the Public. Metropolis Verlag, Marburg, pp. 555–570.
- Blaschke, T., Hay, G.J. 2001. Object-oriented image analysis and scale-space: Theory and methods for modeling and evaluating multiscale landscape structure. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing* 34 (4/W5), 22–29.
- Blaschke, T., Strobl, J. 2001. What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS. *GIS – Zeitschrift für Geoinformationssysteme* 6 (1), 12–17.
- Blaschke, T., Burnett, C., Pekkarinen, A. 2004. Image segmentation methods for object-based analysis and classification. In: de Jong, S.M., van der Meer, F.D. (eds.): Remote Sensing Image Analysis: Including the Spatial Domain. Springer, Dordrecht, pp. 211–236.
- Blaschke, T. 2010. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 65 (1), 2–16.
- Blaschke, T., Johansen, K., Tiede, D. 2011. Object based image analysis for vegetation mapping and monitoring. In: Qihao, W. (ed.): Advances in Environmental Remote Sensing: Sensors, Algorithms and Applications. CRC Press, Boca Raton, pp. 241–271.
- Blume, H.P., Sukopp, H. 1976. Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 10, 75–89.
- Bobek, H., Schmithüsen J. 1949. Die Landschaft im logischen System der Geographie. *Erdkunde* 3 (2), 112–120.
- Bock, M., Rossner, G., Wissen, M., Remm, K., Langanke, T., Lang, S., Klug, H., Blaschke, T., Vrščaj, B. 2005. Spatial indicators for nature conservation from European to local scale. *Ecological Indicators* 5, 322–338.
- Bock, M., Xofis, P., Mitchley, J., Rossner, G., Wissen, M. 2005. Object-oriented methods for habitat mapping at multiple scales – Case studies from Northern Germany and Wye Downs, UK. *Journal for Nature Conservation* 13 (2–3), 75–89.
- Bódis K. 1999. Geometriai transzformációk, transzformációs egyenletek és alkalmazásuk a geoinformatikában. Szakdolgozat, Juhász Gyula Tanárképző Főiskola, Szeged, 48 p.
http://www.geography.hu/bodis/downloads/bodiskatalin_geotranszformaciok.pdf (letöltve: 2013. október)

- Bontemps, S., Bogaert, P., Titeux, N., Defourny, P. 2008. An object-based change detection method accounting for temporal dependences in time series with medium to coarse spatial resolution. *Remote Sensing of Environment* 112 (6), 3181–3191.
- Borsy Z. 1965. Görgetettségi vizsgálatok a magyarországi futóhomokokon. *Földrajzi Értesítő* 14 (1), 1–16.
- Borsy Z. 1968. Geomorfológiai megfigyelések a Nagykunságban. *Földrajzi Közlemények* 92 (2), 129–151.
- Borsy Z. 1969. Szolnoki-löszöshát (Nagykunság). In: Marosi S., Szilárd J. (szerk.): A tiszai Alföld. Magyarország tájföldrajza 2. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 88–97.
- Botka J. 1976. A csépai szőlőművelés. Damjanich Múzeum, Kunszentmárton–Szolnok, 58 p.
- Botka J. 1980. Csépa. In: Tóth T. et al. (szerk.): Adatok Szolnok megye történetéből I. Szolnok Megyei Levéltár, Szolnok, pp. 137–152.
- Botka J., Soós I., Szabó I. 1989. Szelevény. In: Botka J. et al. (szerk.): Adatok Szolnok megye történetéből II. Szolnok Megyei Levéltár, Szolnok, pp. 211–231.
- Boyd, D.S., Danson, F.M. 2005. Satellite remote sensing of forest resources: three decades of research development. *Progress in Physical Geography* 29 (1), 1–26.
- Bölöni J., Molnár Zs., Illyés E., Kun A. 2008. Térképezési célú, növényzeti alapú élőhelyosztályozás Magyarországon. (Az Á-NÉR 2003 és 2007 rendszer.) *Tájökológiai Lapok* 6 (3), 379–393.
- Brolly G., Király G. 2011. Automatizált törzstérképezés földi lézerszkennelés adatainak objektum-orientált feldolgozásával. *Geomatikai Közlemények* XIV/1., 139–148.
- Bruzzone, L., Cossu, R. 2003. An Adaptive Approach to Reducing Registration Noise Effects in Unsupervised Change Detection. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41 (11), 2455–2465.
<http://rslab.disi.unitn.it/papers/R28-TGARS-REG-NOISE.pdf> (letöltve: 2013. október)
- Bulla B., Mendöl T. 1999. A Kárpát-medence földrajza (Kocsis Károly Társadalom és gazdaság napjainkban a Kárpát-medencében c. tanulmányával). Az Országos Köznevelési Tanács 1947. évi kiadása alapján közreadja a Lucidus Kiadó, Budapest, pp. 152–154.
- Bunting, P., Lucas, R. 2006. The delineation of tree crowns in Australian mixed species forests using hyperspectral Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI) data. *Remote Sensing of Environment* 101 (2), 230–248.
- Burai P., Lénárt Cs., Tomor T. 2011. Alkalmazott távérzékelés. Elektronikus jegyzet, Károly Róbert Főiskola, Gyöngyös
www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop412A/2010-0010_02_Alkalmazott_taverzekeles/4159/index.html (letöltve: 2013. szeptember)
- Burnett, C., Blaschke, T. 2003. A multi-scale segmentation/object relationship modelling methodology for landscape analysis. *Ecological Modelling* 168 (3), 233–249.
- Burrough, P.A. 1981. Fractal dimensions of landscapes and other environmental data. *Nature* 294, 240–242.
- Büttner G., Maucha G., Bíró M., Kosztra B., Pataki R., Petrik O. 2004. National land cover database at scale 1:50000 in Hungary. *EARSeL eProceedings* 3 (3), 323–330.
http://las.physik.uni-oldenburg.de/eProceedings/vol03_3/03_3_buttner1.pdf (letöltve: 2013. augusztus)
- Cale, P.G., Hobbs, R.J. 1994. Landscape heterogeneity indices: problems of scale and applicability, with particular reference to animal habitat description. *Pacific Conservation Biology* 1 (3), 183–193.

- Chopping, M., Lihong, S., Rango, A., Martonchik, J.V., Peters, D.P.C., Laliberte, A. 2008. Remote sensing of woody shrub cover in desert grasslands using MISR with a geometric-optical canopy reflectance model. *Remote Sensing of Environment* 112 (1), 19–34.
- Chubey, M.S., Franklin, S.E., Wulder, M.A. 2006. Object-based analysis of Ikonos-2 imagery for extraction of forest inventory parameters. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 72 (4), 383–394.
- Cihlar, J., Jansen, L.J.M. 2001. From land cover to land use: a methodology for efficient land use mapping over large areas. *The Professional Geographer* 53 (2), 275–289.
- Cleve, C., Kelly, M., Kearns, F.R., Moritz, M. 2008. Classification of the wildland-urban interface: A comparison of pixel- and object-based classifications using high-resolution aerial photography. *Computers, Environment and Urban Systems* 32 (4), 317–326.
- Cochran, W.G. 1977. Stratified Random Sampling. In: *Sampling Techniques*. John Wiley & Sons, New York, pp. 89–114.
http://ruangbacafmipa.staff.ub.ac.id/files/2012/02/William_G._Cochran_Sampling_Techniques_Third_EdBookFi.org_.pdf (letöltve: 2009. január)
- Conchedda, G., Durieux, L., Mayaux, P. 2008. An object-based method for mapping and change analysis in mangrove ecosystems. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 63 (5), 578–589.
- Cothren, J., Gorham, B. 2005. Automated feature-extraction: Software advances extract impervious surfaces from satellite imagery. *Earth Imaging Journal* 2 (1), 32–34.
- Czímber K. 2001. Geoinformatika – elektronikus jegyzet. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron
<http://geo.emk.nyme.hu/index.php?id=17850&type=0> (letöltve: 2013. június)
- Czímber K. 2009. Új, általános célú képosztályozó kifejlesztése nagyfelbontású, textúrával rendelkező digitális képek feldolgozására. *Geomatikai Közlemények* XII., 249–258.
- Csató É., Kristóf D. 2002. Űrfelvételek felhasználása az erdőgazdálkodásban. *Geodézia és Kartográfia* 54 (9), 10–21.
- Csemez A. 1996. Tájtervezés – tájrendezés. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 296 p.
- Cserhalmi D., Nagy J., Neidert D., Kristóf D. 2010. The reconstruction of vegetation change in Nyíres-tó mire (NE Hungary): An image-segmentation study. *Acta Botanica Hungarica* 52 (1–2), 89–102.
- Csima P., Gergely A., Kiss G., Módosné B. I. 2004. Természetvédelem, védett területek tervezése. Egyetemi jegyzet, BKÁE Tájépítészeti, -védelmi és -fejlesztési Kar, Budapest, 214 p.
- Csima P. 2008. Tájvédelmi szabályozás a településrendezési tervekben. In: Csorba P., Fazekas I. (szerk.): Tájkutatás – Tájökológia. Meridián Alapítvány, Debrecen, pp. 401–407.
- Csorba P. 1997. Tájökológia. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 113 p.
- Csorba P. 2005. Kistájaink tájökológiai felszabdaltsága a településhálózat és a közlekedési infrastruktúra hatására. *Földrajzi Értesítő* 54 (3–4), 243–263.
- Csorba P. 2007. Tájstruktúra vizsgálatok és tájmetriai mérések Magyarországon. MTA doktori értekezés, Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen, 131 p.
- Csorba P. 2008a. A tájhatárok kijelölése és változása. *Földrajzi Közlemények* 132 (2), 220–226.

- Csorba P. 2008b. Potential applications of landscape ecological patch-gradient maps in nature conservational landscape planning. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 2 (2), 160–169.
- Csorba P., Szabó Sz. 2009. Degree of human transformation of landscapes: a case study from Hungary. *Hungarian Geographical Bulletin* 58 (2), 91–99.
- Deák J. Á., Keveiné Bárány I. 2006. A talaj és a növényzet kapcsolata, tájváltozás, antropogén veszélyeztetettség a Dorozsma-Majsai homokhát keleti részén. *Tájökológiai Lapok* 4 (1), 195–209.
- Deák J. Á. 2010. Csongrád megye kistájainak élőhelymintázata és tájökológiai szempontú értékelése. Doktori értekezés, SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Szeged, 125 p.
- Delenne, C., Durrieu, S., Rabatel, G., Deshayes, M. 2008. A Local Fourier Transform approach for vine plot extraction from aerial images. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J. (eds.): *Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 443–456.
- Delenne, C., Durrieu, S., Rabatel, G., Deshayes, M., Bailly, J.S., Lelong, C., Couteron, P. 2008. Textural approaches for vineyard detection and characterization using very high spatial resolution remote sensing data. *International Journal of Remote-Sensing* 29 (4), 1153–1167.
- Demeter G. 2009. Measuring connectivity – A new approach for the geometrization of the landscape and for the enhancement of cost-effectiveness in landuse planning. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 3 (1), 41–55.
- Desclée, B., Bogaert, P., Defourny, P. 2006. Forest change detection by statistical object-based method. *Remote Sensing of Environment* 102 (1–2), 1–11.
- Detrekői Á., Szabó Gy. 2002. Térinformatika. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 380 p.
- Devereux, B.J., Amable, G.S., Posada Costa, C. 2004. An efficient image segmentation algorithm for landscape analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 6 (1), 47–61.
- Dezső B., Fekete I., Gera D., Giachetta, R., László I. 2012. Object-based image analysis in remote sensing applications using various segmentation techniques. *Annales Univ. Sci. Budapest, Sect. Comp.* 37, 103–120.
- Dorren, L.K.A., Maier, B., Seijmonsbergen, A.C. 2003. Improved Landsat-based forest mapping in steep mountainous terrain using object-based classification. *Forest Ecology and Management* 183 (1–3), 31–46.
- Dömsödi J. 2006. Földhasználat. Dialóg Campus Kiadó, Budapest–Pécs, 448 p.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010. Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 179–182.
- Duray B. 2009. Tájdinamikai vizsgálatok – A tájhasználat-változás és regenerációs potenciál összefüggéseinek modellezése. PhD dolgozat, Szegedi Tudományegyetem, Szeged, 136 p.
- Duveiller, G., Defourny, P., Desclée, B., Mayaux, P. 2008. Deforestation in Central Africa – Estimates at regional national and landscape levels by advanced processing of systematically distributed Landsat extracts. *Remote Sensing of Environment* 112 (5), 1969–1981.
- Ehlers, M., Gähler, M., Janowsky, R. 2003. Automated analysis of ultra high-resolution remote sensing data for biotope type mapping: New possibilities and challenges. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 57 (5–6), 315–326.
- Farina, A. 2006. Principles and Methods in Landscape Ecology: Towards a Science of the Landscape. Springer, Dordrecht, 412 p.

- Farkas F. 1994. Jász-Nagykun-Szolnok megye földrajzi nevei V. Tiszazug. Jászberényi Tanítóképző Főiskola és Tiszazug önkormányzatai, Jászberény–Kunszentmárton, 178 p.
- Fekete G., Molnár Zs., Horváth F. (szerk.) 1997. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 298 p. https://msw.botanika.hu/META/0_publikaciok/Fekete_Molnar_Horvath_szerk_1997.pdf (letöltve: 2013. szeptember)
- Félegyházi E., Lóki J., Szabó J. 2003. A folyó őstörténete, a mai Tisza kialakulása az Alföldön. In: Teplán I. (szerk.): A Tisza és vízrendszere I. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 29–39.
- Finke, L. 1994. Landschaftsökologie. Westermann Verlag, Braunschweig, 232 p.
- Fisher, P. 1997. The pixel: a snare and a delusion. *International Journal of Remote Sensing* 18 (3), 679–685.
- Fisher, P., Comber, A.J., Wadsworth, R. 2005. Land use and land cover: contradiction or complement. In: Fisher, P., Unwin, D.J. (eds.): Re-presenting GIS. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 85–98.
- Flanders, D., Hall-Beyer, M., Pereverzoff, J. 2003. Preliminary evaluation of eCognition object-based software for cut block delineation and feature extraction. *Canadian Journal of Remote Sensing* 29 (4), 441–452.
- Forman, R.T.T., Godron, M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley and Sons, New York, 619 p.
- Forman, R.T.T. 1995a. Land mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.
- Forman, R.T.T. 1995b. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10 (3), 133–142.
- Forman, R.T.T., Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 207–231. http://www.edc.uri.edu/nrs/classes/nrs534/NRS_534_readings/FormanRoads.pdf (letöltve: 2013. szeptember)
- Földhasználat és állatállomány Magyarországon, 2010 (településsoros adatok). Magyarország mezőgazdasága (ÁMÖ), 2010. KSH, Budapest, 2012 http://www.ksh.hu/agrarcenzusok_amo_2010_tablak_2 (letöltve: 2014. június)
- Földhasználat Magyarországon a 2000. évben – településsoros adatok –. KSH, Budapest, 2000, pp. 88–91.
- Földi E. (szerk.) 1980. Magyarország földrajzinév-tára II. Szolnok megye. Kartográfiai Vállalat, Budapest, 32 p.
- Földterület. Községsoros adatok 1895–1984. Statisztikai Kiadó Vállalat, Budapest, 1988, pp. 387–396.
- Förster, M., Kleinschmit, B. 2008. Object-based classification of QuickBird data using ancillary information for the detection of forest types and NATURA 2000 habitats. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J. (eds.): Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 275–290.
- Frauman, E., Wolff, E. 2005. Segmentation of very high spatial resolution satellite images in urban areas for segments-based classification. In: Moeller, M., Wentz, E. (eds.): ISPRS Archives – Volume XXXVI, Part 8/W27. 3rd International Symposium Remote Sensing and Data Fusion Over Urban Areas (URBAN 2005) and 5th International Symposium Remote Sensing of Urban Areas (URS 2005), Tempe, AZ, USA, March 14-16 2005, 4 p.

- <http://www.isprs.org/proceedings/XXXVI/8-W27/frauman.pdf> (letöltve: 2013. június)
- Gábris Gy. 2002. A Tisza helyváltozásai. In: Mészáros R., Schweitzer F., Tóth J. (szerk.): Jakucs László, a tudós, az ismeretterjesztő és a művész. MTA FKI – PTE, Pécs, pp. 91–105.
- Gábris Gy. 2003. A földtörténet utolsó 30 ezer évének szakaszai és a futóhomok mozgásának főbb periódusai Magyarországon. *Földrajzi Közlemények* 127 (1–4), 1–13.
- Gábris Gy., Nádor A. 2007. Long-term fluvial archives in Hungary: response of the Danube and Tisza rivers to tectonic movements and climatic changes during the Quaternary: a review and new synthesis. *Quaternary Science Reviews* 26 (22–24), 2758–2782.
- Gábris Gy., Túri Z. 2008. Homokmozgás a történelmi időkben a Tiszazug területén. *Földrajzi Közlemények* 132 (3), 241–250.
- Gábris Gy., Horváth E., Novothny Á., Ruzsiczay-Rüdiger Zs. 2012. Fluvial and eolian landscape evolution in Hungary – results of the last 20 years research. *Netherlands Journal of Geosciences* 91 (1–2), 111–128.
- Galambosné Tiszberger M. 2011. A rétegzett mintavételről. *Statisztikai Szemle* 89 (9), 909–929.
- Gamanya, R., De Maeyer, P., De Dapper, M. 2007. An automated satellite image classification design using object-oriented segmentation algorithms: A move towards standardization. *Expert Systems with Applications* 32 (2), 616–624.
- Gamanya, R., De Maeyer, P., De Dapper, M. 2009. Object-oriented change detection for the city of Harare, Zimbabwe. *Expert Systems with Applications* 36 (1), 571–588.
- Geiger J. 2007. Statisztikai alapú földtani mintavétel. JATEPress, Szeged, 84 p.
- Gera D. Á. 2011. Szegmentáló algoritmusok légi- és űrfelvételek osztályozásában. Diplomamunka, ELTE Informatikai Kar Algoritmusok és Alkalmazásai Tanszék, Budapest, 86 p.
- Gergel, S.E., Stange, Y., Coops, N.C., Johansen, K., Kirby, K.R. 2007. What is the value of a good map? An example using high spatial resolution imagery to aid riparian restoration. *Ecosystems* 10 (5), 688–702.
- Girvetz, E.H., Thorne, J.H., Berry, A.M., Jaeger, J.A.G. 2008. Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban Planning* 86 (3–4), 205–218.
- Gonzalez, J.R., del Barrio, G., Duguy, B. 2008. Assessing functional landscape connectivity for disturbance propagation on regional scales – A cost-surface model approach applied to surface fire spread. *Ecological Modelling* 211 (1–2), 121–141.
- Goodchild, M.F., Yuan, M., Cova, T.J. 2007. Towards a general theory of geographic representation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science* 21 (3), 239–260.
- Goslee, S.C., Havstad, K.M., Peters, D.P.C., Rango, A., Schlesinger, W.H. 2003. High-resolution images reveal rate and pattern of shrub encroachment over six decades in New Mexico, U.S.A. *Journal of Arid Environments* 54 (4), 755–767.
- Grant, A. 1995. Human impacts on terrestrial ecosystems. In: O’Riordan, T. (ed.): Environmental science for environmental management. Longman Scientific & Technical, Essex, pp. 66–79.
- Grenzdorffer, G.J. 2005. Land use change in Rostock, Germany since the reunification – A combined approach with satellite data and high resolution aerial images. In: Moeller, M., Wentz, E. (eds.): ISPRS Archives – Volume XXXVI, Part 8/W27. 3rd International Symposium Remote Sensing and Data Fusion Over Urban Areas

- (URBAN 2005) and 5th International Symposium Remote Sensing of Urban Areas (URS 2005), Tempe, AZ, USA, March 14-16 2005, 6 p.
<http://www.isprs.org/proceedings/xxxvi/8-w27/grenzdoerffer2.pdf> (letöltve: 2013. augusztus)
- Gross M., Oros L., Winkler P. 2010. Az ortofotótérképek alkalmazási lehetőségei a KÜVET/BEVET állomány minőségének ellenőrzésére és javítására. *Geodézia és Kartográfia* 62 (5), 14–21.
- Gusella, L., Adams, B.J., Bitelli, G., Huyck, C.K., Eeri, M., Mognol, A. 2005. Object-oriented image understanding and post-earthquake damage assessment for the 2003 Bam, Iran, Earthquake. *Earthquake Spectra* 21 (S1), 225–238.
- Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* 1 (2), 143–156.
- Haase, G. 1967. Zur Methodik großmaßstäbiger landschaftsökologischer und naturräumlicher Erkundung. Wiss. Abhandlungen der Geograph. Gesellschaft d. DDR, Band 5, Leipzig, pp. 35–128.
- Haase, G., Richter, H. 1983. Current trends in landscape research. *GeoJournal* 7 (2), 107–119.
- Haber, W. 1985. Zur Umsetzung ökologischer Forschungsergebnisse in politisches Handeln. MAB Mitteilungen 21, Bonn, Deutsches Nationalkomitee, 37 p.
- Haines-Young, R., Chopping, M. 1996. Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography* 20 (4), 418–445.
- Hajósy F., Kakas J., Kéri M. 1975. A csapadék havi és évi összegei Magyarországon a mérések kezdetétől 1970-ig. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest, p. 220.
- Hall, A., Louis, J., Lamb, D. 2003. Characterising and mapping vineyard canopy using high-spatial-resolution aerial multispectral images. *Computers and Geosciences* 29 (7), 813–822.
- Hall, O., Hay, G.J. 2003. A multiscale object-specific approach to digital change detection. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 4 (4), 311–327.
- Hansen, D.J., Ostler W.K. 2001. An evaluation of new high-resolution image collection and processing techniques for estimating shrub cover and detecting landscape changes. In: Proceedings of the 18th Biennial Workshop on Color Photography and Videography in Resource Assessment. 16-18 May 2001, University of Massachusetts, Amherst. The American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 13 p.
<http://www.osti.gov/scitech/servlets/purl/781476> (letöltve: 2013. június)
- Haralick, R.M., Shanmugam, K., Dinstein, I. 1973. Textural features for image classification. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics* 3 (6), 610–621.
- Haralick, R.M. 1983. Decision making in context. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence* 5 (4), 417–428.
- Haralick, R.M., Shapiro, L.G. 1985. Image segmentation techniques. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing* 29 (1), 100–132.
- Harka Á. 1989. Cserkeszölő-aranyosi tölgyfák. In: Gombás I.né, Harka Á., Kaposvári Gy., Tóth A. (szerk.): Szolnok megye természeti értékei. Szolnok Megyei Tanács, Szolnok, pp. 80–81.
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P., Chen, J., Broszofsky, K.D., Saunders, S., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M., Esseen, P.A. 2005. Edge influence on

- forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19 (3), 768–782.
- Harris, L.D. 1984. *The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. The University of Chicago Press, Chicago, 230 p.
- Hay, G.J., Niemann, K.O., McLean, G.F. 1996. An object-specific image-texture analysis of H-resolution forest imagery. *Remote Sensing of Environment* 55 (2), 108–122.
- Hay, G.J., Marceau, D.J., Dubé, P., Bouchard, A. 2001. A multiscale framework for landscape analysis: Object-specific analysis and upscaling. *Landscape Ecology* 16 (6), 471–490.
- Hay, G.J., Blaschke, T., Marceau, D.J., Bouchard, A. 2003. A comparison of three image-object methods for the multiscale analysis of landscape structure. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 57 (5–6), 327–345.
- Hay, G.J., Castilla, G. 2006. Object-Based Image Analysis: Strengths, Weaknesses, Opportunities and Threats (SWOT). *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Vol. No. XXXVI-4/C42, 3 p.
- Hay, G.J., Castilla, G. 2008. Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA): A new name for a new discipline. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J. (eds.): *Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 75–90.
- Hay, G.J., Castilla, G., Wulder, M.A., Ruiz, J.R. 2005. An automated object-based approach for the multiscale image segmentation of forest scenes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 7 (4), 339–359.
- Hayes, D.J., Sader, S.A. 2001. Comparison of change-detection techniques for monitoring tropical forest clearing and vegetation regrowth in a time series. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67 (9), 1067–1075.
- Hellesen, T., Matikainen, L. 2013. An object-based approach for mapping shrub and tree cover on grassland habitats by use of LiDAR and CIR orthoimages. *Remote Sensing* 5 (2), 558–583.
- Herold, M., Liu, X., Clarke, K.C. 2003. Spatial metrics and image texture for mapping urban land use. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 69 (9), 991–1001.
- Herrera, B., Klein, C., Koch, B., Dees, M. 2004. Automatic classification of trees outside forest using an object-driven approach: An application in a Costa Rican landscape. *Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation* 8 (2), 111–119.
- Hese, S., Schmullius, C. 2005. Object oriented deforestation mapping in Siberia – Results from the SIBERIA-II project. DGPF Jahrestagung, Rostock, Proceedings CD http://www.ecognition.com/sites/default/files/233_2005_forestcoverchange_dgpf_shese.pdf (letöltve: 2013. június)
- Heyman, O., Gaston, G.G., Kimerling, A.J., Campbell, J.T. 2003. A per-segment approach to improving aspen mapping from high-resolution remote sensing imagery. *Journal of Forestry* 101 (4), 29–33.
- Hodgson, M.E., Jensen, J.R., Tullis, J.A., Riordan, K.D., Archer, C.M. 2003. Synergistic use of Lidar and color aerial photography for mapping urban parcel imperviousness. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 69 (9), 973–980.
- Hofmann, P. 2001. Detecting urban features from IKONOS data using an object-oriented approach. In: *Proceedings of First Annual Conference of the Remote Sensing & Photogrammetry Society*, 12–14 September 2001, pp. 79–91. http://www.ecognition.com/sites/default/files/393_phoffman1.pdf (letöltve: 2013. június)

- Horie, T., Yajima, M., Nakagawa, H. 1992. Yield forecasting. *Agricultural Systems* 40 (1–3), 211–236.
- Im, J., Jensen, J.R., Tullis, J.A. 2008. Object-based change detection using correlation image analysis and image segmentation. *International Journal of Remote Sensing* 29 (2), 399–423.
- Ingegnoli, V. 2002. Landscape Ecology: A Widening Foundation. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 357 p.
- Iszacsenko, A.G. 1965. Die Grundlagen der Landschaftskunde und die physisch-geographische Gliederung. Moskau
- Ivits, E., Koch, B. 2002. Object-oriented remote sensing tools for biodiversity assessment: A European approach. In: Benes, T. (ed.): Geoinformation for European-wide Integration. Proceedings of the 22nd EARSeL Symposium on Remote Sensing, Prague, Czech Republic, June 4-6, 2002. Millpress Science Publishers, Rotterdam, pp. 465–472.
<http://www.millpress.nl/shop/abooks/EARS22/pdf/063.pdf> (letöltve: 2013. június)
- Ivits, E., Koch, B., Blaschke, T., Waser, L. 2002. Landscape connectivity studies on segmentation based classification and manual interpretation of remote sensing data. eCognition User Meeting, October 2002, München, 10 p.
http://www.ecognition.com/sites/default/files/570_ivits_full.pdf (letöltve: 2013. június)
- Jacquin, A., Misakova, L., Gay, M. 2008. A hybrid object-based classification approach for mapping urban sprawl in periurban environment. *Landscape and Urban Planning* 84 (2), 152–165.
- Jaeger, J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15 (2), 115–130.
- Jaeger, J.A.G. 2002. Landschaftszerschneidung. Eine transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 447 p.
- Jakucs P., Keresztesi Z., Marosi S., Pécsi M., Somogyi S. 1989. Tájékosok. In: Pécsi M. et al. (szerk.): Magyarország nemzeti atlasza. MTA FKI – Kartográfiai Vállalat, Budapest, pp. 90–91.
- Jalas, J. 1955. Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Societatis Pro Fauna et Flora Fennica* 72 (11), 1–15.
- Johansen, K., Coops, N.C., Gergel, S.E., Stange, Y. 2007. Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification. *Remote Sensing of Environment* 110 (1), 29–44.
- Johansen, K., Phinn, S., Witte, C., Philip, S., Newton, L. 2009. Mapping banana plantations from object-oriented classification of SPOT-5 imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 75 (9), 1069–1081.
- Johansen, K., Arroyo, L.A., Armston, J., Phinn, S., Witte, C. 2010. Mapping riparian condition indicators in a sub-tropical savanna environment from discrete return LiDAR data using object-based image analysis. *Ecological Indicators* 10 (4), 796–807.
- Johansen, K., Arroyo, L.A., Phinn, S., Witte, C. 2010. Comparison of geo-object based and pixel-based change detection of riparian environments using high spatial resolution multi-spectral imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 76 (2), 123–136.
- Johansen, K., Bartolo, R., Phinn, S. 2010. Special feature – Geographic object-based image analysis. *Journal of Spatial Science* 55 (1), 3–7.

- Johnson, L.F., Roczen, D.E., Youkhana, S.K., Nemani, R.R., Bosch, D.F. 2003. Mapping vineyard leaf area with multispectral satellite imagery. *Computers and Electronics in Agriculture* 38 (1), 33–44.
- Jombach S. 2014. Passzív képalkotó távérzékelés a tájkarakter-elemzésben. Doktori értekezés, Budapesti Corvinus Egyetem Tájépítészeti Kar Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, Budapest, 267 p.
- Jordán F., Báldi A., Orci K.M., Rácz I., Varga Z. 2003. Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. *Landscape Ecology* 18 (1), 83–92.
- Juhász-Nagy P. 1976. Spatial dependence of plant populations. Part I. Equivalence analysis. (An outline for a new model.) *Acta Botanica Hungarica* 22 (1–2), 61–78.
- Juhász-Nagy P. 1984. Spatial dependence of plant populations. Part 2. A family of new models. *Acta Botanica Hungarica* 30 (3–4), 363–402.
- Kamagata, N., Hara, K., Mori, M., Akamatsu, Y., Li, Y., Hoshino, Y. 2008. Object-based classification of IKONOS data for vegetation mapping in Central Japan. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J. (eds.): *Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 459–476.
- Kamal, M., Phinn, S. 2011. Hyperspectral data for mangrove species mapping: A comparison of pixel-based and object-based approach. *Remote Sensing* 3 (10), 2222–2242.
- Kampouraki, M., Wood, G.A., Brewer, T.R. 2008. Opportunities and limitations of object-based image analysis for detecting urban impervious and vegetated surfaces using true-colour aerial photography. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J. (eds.): *Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 555–570.
- Kass, S., Notarnicola, C., Zebisch, M. 2011. Identification of orchards and vineyards with different texture-based measurements by using an object-oriented classification approach. *International Journal of Geographical Information Science* 25 (6), 931–947.
- Kelly, M., Tuxen, K. 2009. Remote sensing support for tidal wetland vegetation research and management. In: Yang, X. (ed.): *Remote Sensing and Geospatial Technologies for Coastal Ecosystem Assessment and Management*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 341–364.
- Kerényi A. 1995. Általános környezetvédelem. Globális gondok, lehetséges megoldások. Mozaik Oktatási Stúdió, Szeged, 383 p.
- Kerényi A. 2007. Tájvédelem. Pedellus Tankönyvkiadó, Debrecen, 184 p.
- Kertész Á. 2003. Tájökológia. Holnap Kiadó, Budapest, 166 p.
- Kertész M., Lhotsky, B., Hahn I. 2001. Detection of fine-scale relationships between species composition and biomass in grassland community. *Community Ecology* 2, 221–230.
- Kettig, R.L., Landgrebe, D.A. 1976. Classification of multispectral image data by extraction and classification of homogeneous objects. *IEEE Transactions on Geoscience Electronics* 14 (1), 19–26.
- Keveiné Bárány I. 2003. Tájszerkezet és tájváltozás vizsgálatok karsztos mintaterületen. *Tájökológiai Lapok* 1 (2), 145–151.
- Klopatek, J.M., Gardner, R.H. (eds.) 1999. *Landscape Ecological Analysis: Issues and Applications*. Springer, New York, 400 p.

- Klug, H., Langanke, T., Lang, S. 2003. IDEFIX – Integration einer Indikatorendatenbank für landscape metrics in ArcGIS 8.x. In: Stobl, S., Blaschke, T., Griesebner, G. (hrsg.): Angewandte Geografische Informationsverarbeitung XV: Beiträge zum AGIT-Symposium, Salzburg. Wichmann, Heidelberg, pp. 224–233.
ftp://193.175.153.195/pub/out/lisa/duehnel/indikatoren/pdfs/Klug_et_al_Agit_2003.pdf (letöltve: 2013. december)
- Kollányi L. 2004. Táji indikátorok alkalmazási lehetőségei a környezetállapot értékeléséhez. Környezetállapot értékelés program – A környezetállapot értékelésének módszertani és fejlesztési lehetőségei, hatótényezőinek vizsgálata. BKAE Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, Budapest, 30 p.
- Kollár Sz. 2010. Az objektum alapú képosztályozás és a vizes élőhelyek kutatása. *Geodézia és Kartográfia* 62 (8), 32–37.
- Kollár Sz., Vekerdý Z., Márkus B. 2011. Forest habitat change dynamics in a riparian wetland. *Procedia Environmental Sciences* 7, 371–376.
- Kosztka M. 2010. Mezőgazdasági infrastruktúra alapjai 1. A mezőgazdasági infrastruktúra és a mezőgazdasági utak. Elektronikus jegyzet, Nyugat-magyarországi Egyetem Geoinformatikai Kar, Székesfehérvár, 25 p.
http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0027_MGIN1/ch01.html#id495464 (letöltve: 2014. július)
- Kotliar, N.B., Wiens, J.A. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* 59 (2), 253–260.
- Kraus, K., Waldhäusl, P. 1998. Fotogrammetria. Alapok és általános módszerek. Tertia Kiadó, Budapest, 379 p.
- Krause, G., Bock, M., Weiers, S., Braun, G. 2004. Mapping land-cover and mangrove structures with remote sensing techniques: A contribution to a synoptic GIS in support of coastal management in North Brazil. *Environmental Management* 34 (3), 429–440.
- Krauter A. 2007. Geodézia. Műegyetemi Kiadó, Budapest, 513 p.
- Kristóf D. 2005. Távérzékelési módszerek a környezetgazdálkodásban. Doktori értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő, 146 p.
- Krolopp E., Szónoky M. 1989. Nagyunsági felszínközeli negyedidőszaki képződmények üledéktani és paleoökológiai vizsgálata. In: Simon I. (szerk.): Alföldi Tanulmányok XIII. MTA Regionális Kutatások Központja Alföldi Kutatócsoport, Békéscsaba, pp. 25–46.
- Kupfer, A.J. 2012. Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. *Progress in Physical Geography* 36 (3), 400–420.
- Ladányi Zs., Rakonczai J., Deák J. Á. 2011. A Hungarian landscape under strong natural and human impact in the last century. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 6 (2), 35–44.
- Laliberte, A.S., Rango, A., Havstad, K.M., Paris, J.F., Beck, R.F., McNeely, R., Gonzalez, A.L. 2004. Object-oriented image analysis for mapping shrub encroachment from 1937 to 2003 in southern New Mexico. *Remote Sensing of Environment* 93 (1–2), 198–210.
- Lang, S., Tiede, D. 2003. vLATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. ESRI Anwenderkonferenz, 2003 Innsbruck, CDROM
<http://downloads2.esri.com/campus/uploads/library/pdfs/68464.pdf> (letöltve: 2013. december)

- Lang, S., Albrecht, F., Blaschke, T. 2006. Introduction to Object-based Image Analysis – OBIA-Tutorial V 1.0. Centre for Geoinformatics, Paris-Lodron University Salzburg, Salzburg, 1–96.
- Lang, S., Langanke, T. 2006. Object-based mapping and object-relationship modeling for land use classes and habitats. *Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation* 10 (1), 5–18.
- Lang, S. 2008. Object-based image analysis for remote sensing applications: modeling reality – dealing with complexity. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J. (eds.): Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 3–28.
- Langanke, T., Burnett, C., Lang, S. 2007. Assessing the mire conservation status of a raised bog site in Salzburg using object-based monitoring and structural analysis. *Landscape and Urban Planning* 79 (2), 160–169.
- Leser, H. 1976. Landschaftsökologie. Ulmer Verlag, Stuttgart, 432 p.
- Leser, H. 1991. Landschaftsökologie. Ulmer, Stuttgart, 647 p.
- Levick, S.R., Rogers, K.H. 2008. Structural biodiversity monitoring in savanna ecosystems: Integrating LiDAR and high resolution imagery through object-based image analysis. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J. (eds.): Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 477–492.
- Levick, S.R., Asner, G.P. 2013. The rate and spatial pattern of treefall in a savanna landscape. *Biological Conservation* 157, 121–127.
- Levine, M.D., Nazif, A.M. 1985. Rule-based image segmentation: A dynamic control strategy approach. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing* 32 (1), 104–126.
- Li, H., Wu, J. 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19 (4), 389–399.
- Lillesand, T.M., Kiefer, R.W., Chipman, J.W. 2008. Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley & Sons, New York, pp. 581–585.
- Lobell, D.B., Asner, G.P., Ortiz-Monasterio, J.I., Benning, T.L. 2003. Remote sensing of regional crop production in the Yaqui Valley, Mexico: estimates and uncertainties. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94 (2), 205–220.
- Lobo, A., Chic, O., Casterad, A. 1996. Classification of Mediterranean crops with multisensor data: per-pixel versus per-object statistics and image segmentation. *International Journal of Remote Sensing* 17 (12), 2385–2400.
- Lóczy D. 2002. Tájértékelés, földértékelés. Dialóg Campus Kiadó, Budapest–Pécs, 307 p.
- Lóki J. 1996. Távértékelés. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 113 p.
- Lóki J. 2008. Eolikus folyamatok vizsgálata Magyarországon. In: Kiss T., Mezősi G. (szerk.): Recens geomorfológiai folyamatok sebessége Magyarországon. SZEK Juhász Gyula Felsőoktatási Kiadó, Szeged, pp. 173–183.
- Machado, A. 2004. An index of naturalness. *Journal for Nature Conservation* 12 (2), 95–110.
- Magyarország helységnévtára 2014. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest
- Magyar P. 1961. Alföldfásítás II. Alkalmazott rész. Akadémiai Kiadó, Budapest, 622 p.
- Maier, B., Tiede, D., Dorren, L. 2008. Characterising mountain forest structure using landscape metrics on LiDAR-based canopy surface models. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J. (eds.): Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 625–644.

- Marceau, D.J. 1999. The scale issue in the social and natural sciences. *Canadian Journal of Remote Sensing* 25 (4), 347–356.
- Mari L., Mattányi Zs. 2002. Egységes európai felszínborítási adatbázis: A CORINE Land Cover program. *Földrajzi Közlemények* 126 (1–4.), 31–38.
- Marosi S., Somogyi S. (szerk.) 1990. Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 200–203.
- Mathieu, R., Aryal, J., Chong, A.K. 2007. Object-based classification of Ikonos imagery for mapping large scale vegetation communities in urban areas. *Sensors* 7 (11), 2860–2880.
- Matyuga L.né 1980. Cserkeszlő. In: Tóth T. et al. (szerk.): Adatok Szolnok megye történetéből I. Szolnok Megyei Levéltár, Szolnok, pp. 153–158.
- McGarigal, K., Marks, B. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, 134 p.
<http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.marks.1995.pdf> (letöltve: 2008. január)
- McGarigal, K. 2002. Landscape pattern metrics. In: El-Shaarawi, A.H., Piegorsch, W.W. (eds.): *Encyclopedia of Environmetrics* 2. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 1135–1142.
<http://www.umass.edu/landeco/pubs/mcgarigal.2002.pdf> (letöltve: 2013. szeptember)
- McGarigal, K., Cushman, S.A. 2005. The gradient concept of landscape structure. In: Wiens, J.A., Ross, M.R. (eds.): *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge Studies in Landscape Ecology. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 112–119.
- McGarigal, K. 2014. FRAGSTATS help. 182 p.
<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf> (letöltve: 2014. január)
- Mélykúti G. 2007. Fotogrammetria. Oktatási segédlet, BME Építőmérnöki Kar, Budapest, 122 p.
<http://www.fmt.bme.hu/fmt/oktatas/feltoltesek/BMEEOFTAG12/ag12segedlet.pdf> (letöltve: 2013. szeptember)
- Mezőgazdasági Statisztikai Adatgyűjtemény 1870–1970. Földterület. III. Községsoros adatok. Statisztikai Kiadó Vállalat, Budapest, 1971, pp. 264–271.
- Mezősi G. 1992. A földrajzi táj. In: Borsy Z. (szerk.): *Általános természetföldrajz*. Fejezetek az általános természetföldrajz köréből. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 807–821.
- Mezősi G., Rakonczai J. (szerk.) 1997. A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata. JATE Természeti Földrajzi Tanszék, Szeged, 131 p.
- Mezősi G., Fejes Cs. 2004. A tájmetria. In: Dövényi Z., Schweitzer F. (szerk.): *Táj és környezet*. Tiszteletkötet a 75 éves Marosi Sándornak. MTA FKI, Budapest, pp. 229–242.
- Mezősi G., Barta K., Bódis K., Géczi R., Farsang A. 2008. A táji mintázatok kvantitatív elemzése. OTKA 46558 kutatási zárójelentés, 12 p.
http://real.mtak.hu/1488/1/46558_ZJ1.pdf (letöltve: 2013. augusztus)
- Mezősi G. 2011. Magyarország természetföldrajza. Akadémiai Kiadó, Budapest, 393 p.
- Mezősi G., Bata T. 2011. A földrajzi tájak határai. *Földrajzi Közlemények* 135 (1), 33–43.
- Mike Zs. 1976. Légifénykép-interpretálás és a természeti erőforrások feltárása. Akadémiai Kiadó, Budapest, 159 p.

- Milne, B.T. 1988. Measuring the fractal geometry of landscapes. *Applied Mathematics and Computation* 27 (1), 67–79.
- Molnár Zs., Kun A. (szerk.) 2000. Alföldi erdőssztyepp-maradványok Magyarországon. WWF füzetek 15.. WWF Magyarország, Budapest, 56 p.
- Molnár Zs., Bartha S., Seregélyes T., Illyés E., Botta-Dukát Z., Tímár G., Horváth F., Révész A., Kun A., Bölöni J., Biró M., Bodoncz L., Deák J. Á., Fogarasi P., Horváth A., Isépy I., Karas L., Kecskés F., Molnár Cs., Ortmann-né Ajkai A., Rév Sz. 2007. A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42 (3), 225–247.
- Molnár Zs., Biró M., Bölöni J., Horváth F. 2008. Distribution of the (semi-) natural habitats in Hungary I. Marshes and grasslands. *Acta Botanica Hungarica* 50, 59–105.
- Mócsényi M. 1968. A táj és a zöldterület fogalmi problémái a tájrendezés nézőpontjából. *Településtudományi Közlemények* 17 (21), 66–76.
- Mucsi L., Kovács F., Henits L., Tobak Z., van Leeuwen, B., Szatmári J., Mészáros M. 2007. Városi területhasználat és felszínborítás vizsgálata távérzékeléses módszerekkel. In: Mezösi G. (szerk.): Városökológia. Földrajzi Tanulmányok I. JATEPress, Szeged, pp. 19–42.
- Mueller, M., Segl, K., Kaufmann, H. 2004. Edge- and region-based segmentation technique for the extraction of large, man-made objects in high-resolution satellite imagery. *Pattern Recognition* 37 (8), 1619–1628.
- Muller, F. 1997. State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecological Modelling* 100 (1–3), 135–161.
- Myint, S.W., Yuan, M., Cervený, R.S., Giri, C.P. 2008. Comparison of remote sensing image processing techniques to identify tornado damage areas from Landsat TM data. *Sensors* 8 (2), 1128–1156.
- Myint, S.W., Gober, P., Brazel, A., Grossman-Clarke, S., Weng, Q. 2011. Per-pixel vs. object-based classification of urban land cover extraction using high spatial resolution imagery. *Remote Sensing of Environment* 115 (5), 1145–1161.
- Nagy. Á. T., Tóth T., Sztanó O. 2007. A „harmadik folyó” – Pleisztocén folyóvízi üledékek ultranagy felbontású szeizmikus szelvényeken a Tisza Tiszadob–Martfű közti szakaszán. *Földtani Közlemények* 137 (2), 239–260.
- Navalgund, R.R., Parihar, J.S., Ajai, P.P., Nageshwara R. 1991. Crop inventory using remotely sensed data. *Current Science* 61 (3–4), 162–171.
- Neef, E. 1963. Topologische und chorologische Arbeitsweisen in der landschaftsforschung. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 107, 249–259.
- Neef, E. 1967. Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre. Verlag H. Haack, Gotha–Leipzig, 152 p.
- Niemeyer, I., Marpu, P.R., Nussbaum, S. 2008. Change detection using object features. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J. (eds.): Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 185–202.
- Novák T. 2005a. Tájváltozások értékelése hortobágyi mintaterületen a talajok és a vegetáció egyes jellemzői alapján. Doktori értekezés, DE Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen, 152 p.
- Novák T. 2005b. A vegetáció-változások értékelésének módszertani nehézségei – sziki gyepek vizsgálata alapján. In: Csorba P. (szerk.): Debreceni Földrajzi Disputa – Disputatio Geographica Debrecina. Civis-Copy Kft., Debrecen, pp. 143–157.
- O’neill, R.V., DeAngelis, D.L., Waide, J.B., Allen, T.F.H. 1986. A Hierarchical Concept of Ecosystems. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 253 p.

- O'Neill, R.V. 1988. Hierarchy theory and global change. In: Rosswall, T., Woodmansee, R.G., Risser, P.G. (eds.): Scales and Global Change – spatial and temporal variability in biospheric and geospheric processes. SCOPE 35, John Wiley & Sons, New York, pp. 29–45.
- O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt, B., Christensen, S.W., Dale, V.H., Graham, R.L. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1 (3), 153–162.
- O'Neill, R.V. 1989. Perspectives in hierarchy and scale. In: Roughgarden, J., May, R.M., Levin, S.A. (eds.): Perspectives in Ecological Theory. Princeton University Press, Princeton, pp. 140–156.
- Openshaw, S. 1984. The Modifiable Areal Unit Problem. Concepts and Techniques in Modern Geography. (CATMOG) 38. Geo Books, Norwich, 41 p.
- Ormsby, T., Napoleon, E.J., Burke, R., Groessl, C., Bowden, L. 2010. Getting to know ArcGIS Desktop. Second edition. Updated for ArcGIS 10. ESRI Press, Redlands, 604 p.
- Oroszi S. 1991. Nagykunsági erdőtelepítések és fásítások a XVIII. századtól 1945-ig. *Agrártörténeti Szemle* 33 (1–4), 37–65.
- Oroszi V. Gy., Kiss T. 2006. Területhasználat-változás a Maros egy hullámtéri öblözetében a XIX. századtól napjainkig. *Tájökológiai Lapok* 4 (2), 309–316.
- Oxley, D.J., Fenton, M.B., Carmody, G.R. 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11 (1), 51–59.
- Pal, N.R., Pal, S.K. 1993. A review on image segmentation techniques. *Pattern Recognition* 26 (9), 1277–1294.
- Park, N.W., Chi, K.H. 2008. Quantitative assessment of landslide susceptibility using high-resolution remote sensing data and generalized additive model. *International Journal of Remote Sensing* 29 (1), 247–264.
- Pascual, C., García-Abril, A., García-Montero, L.G., Martín-Fernández, S., Cohen, W.B. 2008. Object-based semi-automatic approach for forest structure characterization using lidar data in heterogeneous *Pinus sylvestris* stands. *Forest Ecology and Management* 255 (11), 3677–3685.
- Pavlidis, T., Liow, Y.T. 1990. Integrating region growing and edge detection. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence* 12 (3), 225–233.
- Péczely Gy. 1979. Magyarország éghajlati körzetei. In: Éghajlat. Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 282–284.
- Pécsi M. et al. (szerk.) 1989. Magyarország nemzeti atlasza. MTA FKI – Kartográfiai Vállalat, Budapest, pp. 25–92.
- Pécsi M., Somogyi S., Jakucs P. 1972. Magyarország tájtípusai. *Földrajzi Értesítő* 21 (1), 5–12.
- Pinczés Z. 1993. Táj kutatás – tájvédelem. In: Jáki K. (szerk.): Aktuális problémák a földrajz tanításban. Magazin Kiadó, Budapest, pp. 21–33.
- Pinter, P.J., Hatfield, J.L., Schepers, J.S., Barnes, E.M., Moran, M.S., Daughtry, C.S.T., Upchurch, D.R. 2003. Remote sensing for crop management. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 69 (6), 647–664.
- Platt, R.V., Rapoza, L. 2008. An evaluation of an object-oriented paradigm for land use/land cover classification. *The Professional Geographer* 60 (1), 87–100.
- Platt, R.V., Schoennagel, T. 2009. An object-oriented approach to assessing changes in tree cover in the Colorado Front Range 1938–1999. *Forest Ecology and Management* 258 (7), 1342–1349.

- Radoux, J., Defourny, P. 2007. A quantitative assessment of boundaries in automated forest stand delineation using very high resolution imagery. *Remote Sensing of Environment* 110 (4), 468–475.
- Rakonczi J. 2008. Globális környezeti kihívásaink. Universitas Szeged Kiadó, Szeged, 204 p.
- Ranchin, T., Naert, B., Albuisson, M., Boyer, G., Astrand, P. 2001. An automatic method for vine detection in airborne imagery using wavelet transform and multiresolution analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67 (1), 91–98.
- Raši, R., Bodart, C., Stibig, H.J., Hugh, E., Beuchle, R., Carboni, S., Simonetti, D., Achard, F. 2011. An automated approach for segmenting and classifying a large sample of multi-date Landsat imagery for pan-tropical forest monitoring. *Remote Sensing of Environment* 115 (12), 3659–3669.
- Renó, V.F., Novo, E.M.L.M., Suemitsu, C., Rennó, C.D., Silva, T.S.F. 2011. Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical Landsat MSS/TM imagery. *Remote Sensing of Environment* 115 (12), 3446–3456.
- Riitters, K.H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Wickham, J.D., Yankee, D.H., Timmins, S.P., Jones, K.B., Jackson, B.L. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10 (1), 23–39.
- Rocchini, D., Di Rita, A. 2005. Relief effects on aerial photos geometric correction. *Applied Geography* 25 (2), 159–168.
- Rokitnicki-Wojcik, D., Wei, A., Chow-Fraser, P. 2011. Transferability of object-based rule sets for mapping coastal high marsh habitat among different regions in Georgian Bay, Canada. *Wetlands Ecology and Management* 19 (3), 223–236.
- Rónai A. 1985. Az Alföld negyedidőszaki földtana. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 446 p.
- Rutledge, D. 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? Department of Conservation, Wellington, 27 p.
<http://csl.doc.govt.nz/documents/science-and-technical/DSIS98.pdf> (letöltve: 2013. október)
- Rüdisser, J., Tasser, E., Tappeiner, U. 2012. Distance to nature – A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators* 15 (1), 208–216.
- Ryherd, S., Woodcock, C. 1996. Combining spectral and texture data in the segmentation of remotely sensed images. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62 (2), 181–194.
- Salthe, S.N. 1991. Two forms of hierarchy theory in western discourses. *International Journal of General Systems* 18 (3), 251–264.
- Sasaki, T., Imanishi, J., Ioki, K., Morimoto, Y., Kitada, K. 2012. Object-based classification of land cover and tree species by integrating airborne LiDAR and high spatial resolution imagery data. *Landscape and Ecological Engineering* 8 (2), 157–171.
- Schiewe, J., Tufte, L., Ehlers, M. 2001. Potential and problems of multi-scale segmentation methods in remote sensing. *GIS – Zeitschrift für Geoinformationssysteme* 6 (1), 34–39.
- Schindler, S., von Wehrden, H., Poirazidis, K., Wrba, T., Kati, V. 2013. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecological Indicators* 31, 41–48.
- Shackelford, A.K., Davis, C.H. 2003. A combine fuzzy pixel-based and object-based approach for classification of high-resolution multispectral data over urban areas. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41 (10), 2354–2363.

- Shan, J., Hussain, E. 2009. Object-based data integration and classification for high-resolution coastal mapping. In: Wang, Y. (ed.): Remote Sensing of Coastal Environments. CRC Press, Boca Raton, pp. 209–234.
- Shiba, M., Itaya, A. 2006. Using eCognition for improved forest management and monitoring systems in precision forestry. In: Ackerman, P.A., Längin, D.W., Antonides, M.C. (eds.): Precision forestry in plantations, semi-natural and natural forests. Proceedings International Precision Forestry Symposium, Stellenbosch University, South Africa, March 2006, Stellenbosch, pp 351–360.
http://www.ecognition.com/sites/default/files/179_33.pdf (letöltve: 2013. június)
- Shrivastava, R.J., Gebelein, J.L. 2007. Land cover classification and economic assessment of citrus groves using remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 61 (5), 341–353.
- Síkhegyi F., Tisza A., Unger Z. 2001. Kármentesítési útmutató 3. Útmutató a felszín alatti vizeket és a földtani közeget károsító területhasználatok és szennyezőforrások távérzékelési módszerekkel történő számbavételéhez. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest, 100 p.
<http://www.kvvm.hu/szakmai/karmentes/kiadvanyok/karmutmutato3/karmut3-t.htm> (letöltve: 2013. szeptember)
- Singh, R., Semwall, D.P., Rai, A., Chhikara, R.S. 2002. Small area estimation of crop yield using remote sensing satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 23 (1), 49–56.
- Smith, A.M.S., Strand, E.K., Steele, C.M., Hann, D.B., Garrity, S.R., Falkowski, M.J., Evans, J.S. 2008. Production of vegetation spatial-structure maps by per-object analysis of juniper encroachment in multitemporal aerial photographs. *Canadian Journal of Remote Sensing* 34 (2), 268–285.
- Smith, G., Beare, M., Boyd, M., Downs, T., Gregory, M., Morton, D., Brown, N., Thomson, A. 2007. UK land cover map production through the generalisation of OS MasterMap. *The Cartographic Journal* 44 (3), 276–283.
- Stefanovits P. 1999. A Közép-Tisza-vidék. In: Stefanovits P., Filep Gy., Füleky Gy. (szerk.): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 412–413.
- Stow, D., Hamada, Y., Coulter, L., Anguelova, Z. 2008. Monitoring shrubland habitat changes through object-based change identification with airborne multispectral imagery. *Remote Sensing of Environment* 112 (3), 1051–1061.
- Stow, D. 2010. Geographic Object-based Image Change Analysis. In: Fisher, M.M., Getis, A. (eds.): Handbook of Applied Spatial Analysis: Software Tools, Methods and Applications. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 565–582.
- Strahler, A.H., Woodcock, C.E., Smith, J.A. 1986. On the nature of models in remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 20 (2), 121–139.
- Sukopp, H. 1972. Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. *Berichte über Landwirtschaft* 50, 112–139.
- Sun, J. 2000. Dynamic monitoring and yield estimation of crops by mainly using the remote sensing technique in China. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 66 (5), 645–650.
- Szabó G. 2006. Kartográfiai és térinformatikai módszerek pontosságának földrajzi szempontú vizsgálata. Doktori értekezés, Debreceni Egyetem, Debrecen, 144 p.
- Szabó I., Szabó L. 1989. A Tiszazug történeti és néprajzi kérdéseiről. In: T. Bereczki I., Gulyás É. (szerk.): Néprajzi tanulmányok. Szolnok Megyei Múzeumok Közleményei 46. Damjanich János Múzeum, Szolnok, pp. 89–134.
- Szabó L., Gulyás É. 2003. A Tiszazug néprajzi jellemzése. In: Gulyás É., Szabó L. (szerk.): Múzeumi levelek 78–79. Damjanich János Múzeum, Szolnok, pp. 155–102.

- Szabó M. 2005. Vizes élőhelyek tájökológiai jellemvonásai a Szigetköz példáján. MTA doktori értekezés, ELTE, Budapest, 172 p.
- Szabó M. 2007. Tájszerkezeti változások a Felső-Szigetközben az elmúlt 20 évben. *Földrajzi Közlemények* 131 (1–2), 55–74.
- Szabó M. 2013. Az élővilág földrajza. In: Szabó J. (szerk.): Általános természetföldrajz I. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, pp. 229–301.
- Szabó Sz. 2009. Tájmetriai mérőszámok alkalmazási lehetőségeinek vizsgálata a tájanalízisben. Habilitációs értekezés, Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen, 107 p.
- Szabó Sz. 2010a. A CLC2000 és CLC50 adatbázisok összehasonlítása tájmetriai módszerekkel. *Tájökológiai Lapok* 8 (1), 23–33.
- Szabó Sz. 2010b. Tájmetriai vizsgálatok lehetséges adatbázisai. In: Szilassi P., Henits L. (szerk.): Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. században. Földrajzi tanulmányok V. JATEPress, Szeged, pp. 41–61.
- Szabó Sz., Túri Z., Márton S. 2014. Factors biasing the correlation structure of patch level landscape metrics. *Ecological Indicators* 36, 1–10.
- Szalai S., Auer I., Hiebl J., Milkovich J., Radim T., Stepanek P., Zahradnicek P., Bihari Z., Lakatos M., Szentimrey T., Limanowka D., Kilar P., Cheval S., Deák Gy., Mihic D., Antolovic I., Mihajlovic V., Nejedlik P., Stastny P., Mikulova K., Nabyvanets I., Skyrk O., Krakovskaya S., Vogt J., Antofie T., Spinoni J. 2013. Climate of the Greater Carpathian Region. Final Technical Report www.carpatclim-eu.org (letöltve: 2014. szeptember)
- Szikszai M. 2005. Jász-Nagykun-Szolnok megye közlekedéstörténete. In: Zádorné Zsoldos M. (szerk.): Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Levéltár Közleményei 7. Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Levéltár, Szolnok, 364 p.
- Szikszai M. 2008. A Tiszazug kapujában. Tiszaföldvár közlekedéstörténete. In: Béres M. (szerk.): Tiszavilág. A Tiszazugi Földrajzi Múzeum Közleményei III. Tiszazugi Földrajzi Múzeum, Tiszaföldvár, pp. 92–104.
- Szikszai M. S., Tóth Á. 1999. Magyarország történeti statisztikai helységnévtára 14. Jász-Nagykun-Szolnok megye. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest, 141 p.
- Szilassi P. 2010. Térképi adatbázisok összehasonlíthatóságának javítása tájmetriai elemzések révén. In: Szilassi P., Henits L. (szerk.): Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. században. Földrajzi tanulmányok V. JATEPress, Szeged, pp. 31–39.
- Szilassi P., Jordán Gy., Kovács F., Van Rompaey, A., Van Dessel, W. 2010. Investigating the link between soil quality and agricultural land use change. A case study in the Lake Balaton catchment, Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 5 (2), 61–70.
- Szilassi P. 2012. A városi területhasználat: területfelhasználás típusok, adatbázisok, értékelési eljárások. In: Szilassi P., Ronczyk L. (szerk.): Városökológia, településinformatika. Digitális tananyag, Szegedi Tudományegyetem–Pécsi Tudományegyetem, Szeged–Pécs <http://www.geo.u-szeged.hu/~toto/V%E1ros%F6kol%F3gia%20tananyag%20jav/ch03.html> (letöltve: 2013. szeptember)
- Szilassi P., Bata T. 2012. Tájak természetességének értékelése tájmetriai módszerekkel Magyarország példáján. In: Farsang A., Mucsi L., Keveiné Bárány I. (szerk.): Táj – érték, lépték, változás. GeoLitera, SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged, pp. 75–83.

- Szlankó I. 1971. A Tiszazug település- és gazdasági földrajza. In: Kaposvári Gy. (szerk.): Tanulmányok a Tiszazug életéből. Damjanich Múzeum, Szolnok, pp. 69–125.
- Szlankó I. 1981. Tiszazug mezőgazdasága. In: Selmeczi L. (szerk.): Szolnok Megyei Múzeumi Évkönyv 1981. Damjanich János Múzeum, Szolnok, pp. 181–191.
- Szolnok megye térképe (M=1:150 000). Kartográfiai Vállalat, Budapest, 1978
- Szözlőültetvények Magyarországon, 2001 (Településsoros adatok). KSH, Budapest, 2002, 266 p.
- T. Bereczki I., Soós I., Urbán L. 1989a. Tiszakürt. In: Botka J. et al. (szerk.): Adatok Szolnok megye történetéből II. Szolnok Megyei Levéltár, Szolnok, pp. 485–506.
- T. Bereczki I., Soós I., Urbán L. 1989b. Tiszasas. In: Botka J. et al. (szerk.): Adatok Szolnok megye történetéből II. Szolnok Megyei Levéltár, Szolnok, pp. 579–594.
- T. Bereczki I., Soós I., Urbán L. 1989c. Tiszaug. In: Botka J. et al. (szerk.): Adatok Szolnok megye történetéből II. Szolnok Megyei Levéltár, Szolnok, pp. 671–687.
- Tabb, M., Ahuja, N. 1997. Multiscale image segmentation by integrated edge and region detection. *IEEE Transactions on Image Processing* 6 (5), 642–655.
- Takács A. A., Érdiné Szekeres R. 2010. Térinformatikai alkalmazások 12. A Natura 2000 projekt. Elektronikus jegyzet, Nyugat-magyarországi Egyetem Geoinformatikai Kar, Székesfehérvár, 25 p.
http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0027_TAL12/index.html
(letöltve: 2013. június)
- Tarantino, E., Figorito, B. 2012. Mapping rural areas with widespread plastic covered vineyards using true color aerial data. *Remote Sensing* 4 (7), 1913–1928.
- Tennakoon, S.B., Murty, V.V.N., Eiumnoh, A. 1992. Estimation of cropped area and grain yield of rice using remote sensing data. *International Journal of Remote Sensing* 13 (3), 427–439.
- Thamó-Bozsó E., Murray, A.S., Nádor A., Magyari Á., Babinszki E. 2007. Investigation of river network evolution using luminescence dating and heavy mineral analysis of Late-Quaternary fluvial sands from the Great Hungarian Plane. *Quaternary Geochronology* 2 (1–4), 168–173.
- Thiel, Ch., Thiel, Ca., Riedel, T., Schmulius, C. 2008. Object based classification of SAR data for the delineation of forest cover maps and the detection of deforestation – A viable procedure and its application in GSE Forest Monitoring. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J. (eds.): Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 327–344.
- Tímár L. 1954. A Tiszazug növényföldrajza. *Földrajzi Értesítő* 3 (3), 554–567.
- Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16 (3), 235–254.
- Tobler, W. 1970. A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography* 46 (2), 234–240.
- Torma A., Körmöczy L. 2009. The influence of habitat heterogeneity on the fine-scale pattern of an Heteroptera assemblage in a sand grassland. *Community Ecology* 10, 75–80.
- Tóth K. 1960. Alföldfásítás – nyárfásítás Szolnok megyében. *Az Erdő* 95 (5), 191–199.
- Tóth L. 1995. Az országos úthálózat fejlődése. In: Tóth L., Mocsár K., Petőcz M., Jánoshegyi F.: A Kiskőrösi Közúti Szakgyűjtemény Évkönyve 1987–1993. Útgazdálkodási és Koordinációs Igazgatóság, Budapest, pp. 10–29.
- Tóth T. 2008. Tiszazug. In: Király G., Molnár Zs., Bölöni J., Csiky J., Vojtkó A. (szerk.): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácraót, p. 49.

- Trimble 2011. eCognition Developer 8.64.1. Reference Book. Trimble Documentation. Trimble Germany GmbH, München, 390 p.
- Trimble 2011. eCognition Developer 8.64.1. User Guide. Trimble Documentation. Trimble Germany GmbH, München, 250 p.
- Trodd, N. 2005. Connectivity analysis: contiguity & spreading. 11 p.
http://www.gisknowledge.net/topic/spatial_operations/trodd_connectivity_analysis_05.pdf (letöltve: 2013. november)
- Tucker, C.J., Holben, B.N., Elgin, J.H., McMurtrey, J.E., III 1980. Relationship of spectral data to grain yield variation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 46 (5), 657–666.
- Turczai G. 2007. ArcGIS. In: Elek I. (szerk.): Térinformatikai gyakorlatok. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, pp. 15–126.
- Túri Z., Szabó Sz. 2008. The role of resolution on landscape metrics based analysis. *Acta Geographica Silesiana* 4, 47–52.
- Túri Z., Szabó Sz. 2009. Néhány tájmetriai mutató és a felbontás kapcsolatának vizsgálata egy tiszazugi tájrészleten. In: Kiss T. (szerk.): Természetföldrajzi folyamatok és formák. Geográfus Doktoranduszok IX. Országos Konferenciájának Természetföldrajzos Tanulmányai. SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, pp. 83–92.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. (eds.) 1991. Quantitative Methods in Landscape Ecology: The Analysis and Interpretation of Landscape Heterogeneity. Springer-Verlag, New York, 536 p.
- Urbán L. 2006. A tiszaföldvári járás szőlő- és gyümölcstermelése a XX. század első felében. In: Mező Sz., Túri Z. (szerk.): Tiszavilág. A Tiszazugi Földrajzi Múzeum Közleményei I. Tiszazugi Földrajzi Múzeum, Tiszaföldvár, pp. 93–102.
- Urbán L. 2008. A mezőgazdaság nagyüzemi átalakításának hatása Tiszaföldvár és környéke szőlőtermelésére. In: Béres M. (szerk.): Tiszavilág. A Tiszazugi Földrajzi Múzeum Közleményei III. Tiszazugi Földrajzi Múzeum, Tiszaföldvár, pp. 105–116.
- Urbancsek J. 1961. Szolnok megye vízföldtana és vízellátása. Szolnok Megyei Tanács V.B., Szolnok, 213 p.
- Van de Sande, C.J., de Jong, S.M., de Roo, A.P.J. 2003. A segmentation and classification approach of IKONOS-2 imagery for land cover mapping to assist flood risk and flood damage assessment. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 4 (3), 217–229.
- van der Werff, H.M.A., van der Meer, F.D. 2008. Shape-based classification of spectrally identical objects. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 63 (2), 251–258.
- Van Dessel, W., Van Rompaey, A., Poelmans, L., Szilassi, P. 2008. Predicting land cover changes and their impact on the sediment influx in the Lake Balaton catchment. *Landscape Ecology* 23 (6), 645–656.
- Varga O. Gy., Szabó Sz., Túri Z. 2014. Efficiency assessments of GEOBIA in land cover analysis, NE Hungary. *Bulletin of Environmental and Scientific Research* 3 (4), 1–9.
- Varga O. Gy., Túri Z. 2014. A tájszerkezet vizsgálata objektum alapú megközelítéssel alföldi mintaterületeken. In: Balázs B. (szerk.): Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában V. Térinformatikai konferencia és szakkiallítás. Debrecen, Debreceni Egyetemi Kiadó, pp. 403–410.
- Verőné Wojtaszek M. 2010. A távérzékelés alkalmazási területeinek áttekintése. Fotóinterpretáció és távérzékelés 6. Elektronikus jegyzet, Nyugat-magyarországi Egyetem Geoinformatikai Kar, Székesfehérvár, 30 p.

- http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0027_FOI6/ch01s02.html#id515562 (letöltve: 2013. június)
- Verőné Wojtaszek M., Ronczyk L. 2012. Object-based classification of urban land cover extraction using high spatial resolution imagery. In: Neményi M., Heil B. (szerk.): *The Impact of Urbanization, Industrial, Agricultural and Forest Technologies on the Natural Environment*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, pp. 171–181.
- Vízrajzi Évkönyv 1971–1986, 1988–1995, 1997–2005. VITUKI, Budapest
- Vörös J., Harnos K. 2014. Vöröshasú unka. In: Haraszthy L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 478–481.
- Walter, V. 2004. Object-based classification of remote sensing data for change detection. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 58 (3–4), 225–238.
- Walz, U. 2009. Introduction to landscape metrics and its use in quantitative landscape ecology. Centre for Geoinformatics, Paris-Lodron University Salzburg, Salzburg, 72 p.
- Walz, U. 2011. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research* 5 (3), 35 p.
<http://landscaperesearch.livingreviews.org/Articles/lrlr-2011-3/download/lrlr-2011-3Color.pdf> (letöltve: 2013. október)
- Wang, L., Sousa, W.P., Gong, P., Biging, G.S. 2004. Comparison of IKONOS and QuickBird images for mapping mangrove species on the Caribbean coast of Panama. *Remote Sensing of Environment* 91 (3–4), 432–440.
- Waser, L.T., Kuechler, M., Schwarz, M., Stofer, S., Scheidegger, Ch., Ivits, E., Koch, B. 2004. Prediction of biodiversity – Correlation of remote sensing data with lichen field samples. In: Altan, O. (ed.): *ISPRS Archives – Volume XXXV, Part B7, 2004. XXth ISPRS Congress Technical Commission VII*. July 12–23, 2004, Istanbul, pp. 845–850.
<http://www.isprs.org/proceedings/xxxv/congress/comm7/papers/166.pdf> (letöltve: 2013. június)
- Wassenaar, T., Robbez-Masson, J.M., Andrieux, P., Baret, F. 2002. Vineyard identification and description of spatial crop structure by per-field frequency analysis. *International Journal of Remote Sensing* 23 (17), 3311–3325.
- Weinke, E., Lang, S., Preiner, M. 2008. Strategies for semi-automated habitat delineation and spatial change assessment in an Alpine environment. In: Blaschke, T., Lang, S., Hay, G.J. (eds.): *Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 711–732.
- Whittaker, R.J., Fernández-Palacios, J.M. 2007. *Island Biogeography. Ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press, Oxford–New York, 401 p.
- Whittlesey, D. 1954. The regional concept and the regional method. In: James, P. E., Jones, C.F. (eds.): *American Geography: Inventory and Prospect*. Syracuse University Press, Syracuse, pp. 19–68.
- Wiegand, C.L., Richardson, A.J., Escobar, D.E., Gerbermann, A.H. 1991. Vegetation indices in crop assessments. *Remote Sensing of Environment* 35 (2–3), 105–119.
- Wiens, J.A. 1985. Vertebrate responses to environmental patchiness in arid and semiarid ecosystems. In: Pickett, S.T.A., White, P.S. (eds.): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, New York, pp. 169–193.
- Wiens, J.A. 2000. Ecological heterogeneity: an ontogeny of concepts and approaches. In: Hutchings, M.J., John, E.A., Stewart, A.J.A. (eds.): *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity*. Blackwell Science, Oxford, pp. 9–31.

- <http://www.cabnr.unr.edu/weisberg/NRES675/Wiens2000.pdf> (letöltve: 2013. szeptember)
- Wiseman, G., Kort, J., Walker, D. 2009. Quantification of shelterbelt characteristics using high-resolution imagery. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131 (1–2), 111–117.
- Woodcock, C.E., Strahler, A.H. 1987. The factor of scale in remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 21 (3), 311–332.
- Wu, J., Loucks, O.L. 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology* 70 (4), 439–466.
- Wu, J. 1999. Hierarchy and scaling: Extrapolating information along a scaling ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing* 25 (4), 367–380.
- Wu, J., David, J.L. 2002. A spatially explicit hierarchical approach to modeling complex ecological systems: theory and applications. *Ecological Modelling* 153 (1–2), 7–26.
- Xie, Z., Roberts, C., Johnson, B. 2008. Object-based target search using remotely sensed data: A case study in detecting invasive exotic Australian Pine in south Florida. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 63 (6), 647–660.
- Yadav, I.S., Srinivasa Rao, N.K., Reddy, B.M.C., Rawal, R.D., Srinivasan, V.R., Sujatha, N.T., Bhattacharya, C., Nageswara Rao, P.P., Ramesh, K.S., Elango, S. 2002. Acreage and production estimation of mango orchards using Indian Remote Sensing (IRS) satellite data. *Scientia Horticulturae* 93 (2), 105–123.
- Yang, C., Anderson, G.L. 1996. Determining within-field management zones for grain sorghum using aerial videography. In: Proceedings of the 26th International Symposium on Remote Sensing of Environment. 25–29 March 1996, Vancouver, Canada, pp. 606–611.
- Yu, Q., Gong, P., Chinton, N., Biging, G., Kelly, M., Schirokauer, D. 2006. Object-based detailed vegetation classification with airborne high spatial resolution remote sensing imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 72 (7), 799–811.
- Yuan, F., Bauer, M.E. 2006. Mapping impervious surface area using high resolution imagery: A comparison of object-based and per pixel classification. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing (ASPRS) Annual Conference Proceedings. Reno, Nevada, May 1-5, 2006, 8 p.
<ftp://ftp.ecn.purdue.edu/jshan/proceedings/asprs2006/files/0178.pdf> (letöltve: 2013. augusztus)
- Zar, J.H. 2010. Biostatistical Analysis. Pearson Prentice-Hall, New Jersey, 960 p.
- Zhou, W., Troy, A. 2008. An object-oriented approach for analysing and characterizing urban landscape at the parcel level. *International Journal of Remote Sensing* 29 (11), 3119–3135.
- Zólyomi B. 1987. Coenotone, ecotone and their role in preserving relic species. *Acta Botanica Hungarica* 33 (1–2), 3–18.
- Zonneveld, I.S. 1972. Use of aerial photographs in geography and geomorphology. ITC textbook of photo-interpretation. Vol. VII. International Institute for Aerial Survey and Earth Sciences, Enschede, 106 p.
- Zonneveld, I.S. 1989. The land unit – A fundamental concept in landscape ecology, and its application. *Landscape Ecology* 3 (2), 67–86.

Internetes hivatkozások

Internet 1: <http://www.holtagak.hu/htg/adatlap.php?rsz=ADP270> (letöltve: 2014. február)

Internet 2: <http://www.holtagak.hu/htg/adatlap.php?rsz=ADP260> (letöltve: 2014. február)

Internet 3: <http://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=HUHN20157> (letöltve: 2014. február)

Internet 4: <http://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=HUHN20158> (letöltve: 2014. február)

Internet 5: <http://www.fomi.hu/portal/index.php/termekeink/legifelvetelek> (letöltve: 2013. augusztus)

Internet 6: <http://shop.hmzrinyi.hu/webshop/index.php?menu=21> (letöltve: 2013. augusztus)

Internet 7: <http://help.arcgis.com/en/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#//00590000001m000000> (letöltve: 2013. augusztus)

Internet 8: <https://sites.google.com/site/largvlate/gis-tools/v-late> (letöltve: 2013. október)

Internet 9: <https://sites.google.com/site/largvlate/gis-tools/idefix> (letöltve: 2013. október)

Internet 10: <http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.3/index.cfm?TopicName=Topology%20rules> (letöltve: 2013. augusztus)

Internet 11: http://www.ksh.hu/apps/meta.objektum?p_lang=HU&p_menu_id=110&p_ot_id=100&p_o_bj_id=OMC&p_session_id=43983584 (letöltve: 2014. június)

Internet 12: <http://www.ksh.hu/docs/hun/agrar/html/fogalomtar.html#m> (letöltve: 2014. június)

Internet 13: <http://www.cserkeszolo.hu/dokumentumok/rendeletek/aranyositolgyfak.pdf> (letöltve: 2014. augusztus)

Internet 14: <http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=pl&mode=search&nev=&tkv=&megye=16&telepules=0&vedszint=2&vedkateg=0&evszam=&orderby=nev&direction=asc&headers=50> (letöltve: 2014. augusztus)

Internet 15: http://njt.hu/cgi_bin/njt_doc.cgi?docid=124614.266685 (letöltve: 2014. június)

Internet 16: http://www.ksh.hu/apps/meta.objektum?p_lang=HU&p_menu_id=220&p_ot_id=200&p_o_bj_id=2153&p_session_id=96943944 (letöltve: 2014. június)

Internet 17: http://mapire.eu/hu/earth/mkf_hun/ (letöltve: 2014. november)

Internet 18: http://mapire.eu/hu/earth/hkf_25e/ (letöltve: 2014. november)

Internet 19: <http://www.archivportal.arcanum.hu/kataszter/> (letöltve: 2014. november)

Internet 20: http://www.nimfea.hu/natura2000/fenntartasi_tervek/HUHN20158_tiszak%C3%BCrt_10_20.pdf (2015. március)

MELLÉKLETEK

1. melléklet



1. ábra. A tiszaugi Körtvélyes („A” jelű tájablak) sziki erdőssztyepp-mozaikja



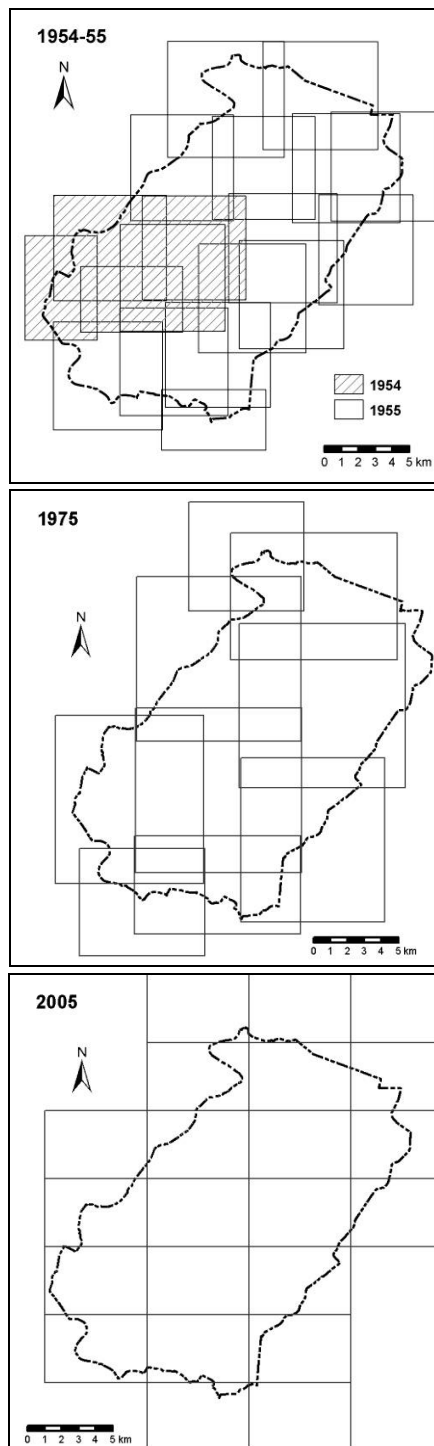
2. ábra. A „B” jelű tájablak (Búzás-sziget, Tiszainoka) tavaszi belvizes időszakban



3. ábra. Hangács („D” jelű tájablak, Tiszakürt)



4. ábra. Mozaikos tájszerkezet a Tiszakürt-Bogaras homokvidéken



A változásvizsgálathoz felhasznált georeferált légifelvétel szelvényezése

3. melléklet

Az elemzéshez felhasznált terület és kerület, alak, magterület, szomszédsági, izoláció és közelség, valamint diverzitás indexek fontosabb jellemzői (O'Neill et al. 1988, McGarigal és Marks 1995, Jaeger 2000, Klug et al. 2003, Lang és Tiede 2003, McGarigal 2014 nyomán)

Mérőszám (rövidítés) [mértékegység]	Szint	Formula (értéktartomány)	Megjegyzés
Terület és kerület			
Foltszám (NP) [db]	osztály	$NP = n_i$; ahol n_i az i -edik osztályba tartozó foltok száma (≥ 1)	Értéke 1, ha a vizsgált térrészlet vagy osztály egy foltból áll.
	táj	$NP = N$; ahol N a vizsgált térrészlet összes foltjának száma (≥ 1)	
Foltterület (AREA) [m ²]	folt	$AREA = a_j$; ahol a_j a j -edik folt területe (> 0)	Hektárban is megadható, ha értékét 10000-rel elosztjuk.
Foltosztály területe (CA) [m ²]	osztály	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij}$; ahol a_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának területe, n a foltszám (> 0)	Hektárban is megadható, ha értékét 10000-rel elosztjuk. CA = TA, ha a táj egyetlen foltból áll.
Teljes terület (TA) [m ²]	táj	$TA = A$; ahol A a vizsgált térrészlet teljes területe (> 0)	Hektárban is megadható, ha értékét 10000-rel elosztjuk.
Közepes foltméret (MPS) [m ²]	osztály	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i}$; ahol a_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának területe, n_i az i -edik osztályba tartozó foltok száma, n a foltszám (> 0)	Hektárban is megadható, ha értékét 10000-rel elosztjuk.
Foltméret szórása (PSSD) [m ²]	osztály	$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[a_{ij} - \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \right]^2}{n_i}}$; ahol a_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának területe, n_i az i -edik osztályba tartozó foltok száma, n a foltszám (≥ 0)	Hektárban is megadható, ha értékét 10000-rel elosztjuk. Értéke 0, ha az adott osztály csak egy foltból áll, vagy az összes folt azonos méretű.
Össz-szegélyhossz (TE) [m]	osztály	$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$; ahol e_{ik} az i -edik és k -adik folttípus közötti szegélyhossz, m a foltosztály száma (≥ 0)	Értéke 0, ha a vizsgált térrészlet vagy osztály egy foltból áll, s a felhasználó a folthatárt nem definiálja szegélyként.
	táj	$TE = E$; ahol az E a vizsgált térrészlet teljes kerülete (≥ 0)	

Mérőszám (rövidítés) [mértékegység]	Szint	Formula (értéktartomány)	Megjegyzés
Foltkerület (PERIM) [m]	folt	$PERIM = p_j$; ahol p_j a j -edik folt kerülete (> 0)	
Közepes szegélyhossz (MPE) [m]	osztály	$MPE = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{n_i}$ ahol e_{ik} az i -edik és k -adik folttípus közötti szegélyhossz, n_i az i -edik folttípusba tartozó foltok száma, m az osztályok száma (> 0)	
Szegélysűrűség (ED) [m/ha]	osztály	$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10,000)$ ahol e_{ik} az i -edik és k -adik folttípus közötti szegélyhossz, A a vizsgált térrészlet teljes területe, m az osztályok száma (≥ 0)	Km/km ² -ben is megadható.
	táj	$ED = \frac{E}{A} (10,000)$ ahol E a vizsgált térrészlet kerülete, A a vizsgált térrészlet területe (≥ 0)	Km/km ² -ben is megadható.
Alak			
Kerület/terület arány (PARA) [-]	folt	$PARA = \frac{p_j}{a_j}$; ahol p_j a j -edik folt kerülete, a_j a j -edik folt területe (> 0)	Értéke annál nagyobb, minél összetettebb a folt alakja.
Alaki index (SHAPE) [-]	folt	$SHAPE = \frac{p_j}{2\sqrt{\pi \cdot a_j}}$ ahol p_j a j -edik folt kerülete, a_j a j -edik folt területe (≥ 1)	Ha a folt teljesen kompakt, akkor értéke 1 vagy ahhoz közelít.
Fraktáldimenzió (FRACT) [-]	folt	$FRACT = \frac{2 \ln p_j}{\ln a_j}$ ahol p_j a j -edik folt kerülete, a_j a j -edik folt területe (1–2)	Egyszerű foltalak esetén értéke 1 vagy ahhoz közelít.
Közepes alaki index (MSI) [-]	osztály	$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi \cdot a_{ij}}} \right)}{n_i}$ ahol p_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának kerülete, a_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának területe, n_i az i -edik osztályba tartozó foltok száma, n a foltszám (≥ 1)	Értéke 1 vagy ahhoz közelít, ha az osztályba tartozó összes folt egyszerű alaprajzú.

Mérőszám (rövidítés) [mértékegység]	Szint	Formula (értéktartomány)	Megjegyzés
Közepes kerület/terület arány (MPAR) [-]	osztály	$MPAR = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{p_{ij}}{a_{ij}} \right)}{n_i}$ ahol p_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának kerülete, a_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának területe, n_i az i -edik osztályba tartozó foltok száma, n a foltszám (> 0)	Értéke annál nagyobb, minél komplexebb az osztályba tartozó foltok alakja.
Közepes fraktál dimenzió (MFRACT) [-]	osztály	$MFRACT = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{n_i}$ ahol p_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának kerülete, a_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának területe, n_i az i -edik osztályba tartozó foltok száma, n a foltszám	Ha az osztályba tartozó foltok alakja egyszerű, akkor értéke 1 vagy ahhoz közelít.
Magterület			
Magterületek száma (NCA) [db]	folt	$NCA = n_j^c$ ahol n_j^c a j -edik folt diszjunkt magterületeinek száma adott szegélyszélesség mellett (≥ 0)	Értéke 0, ha a folt nem rendelkezik belső magterülettel.
Magterület (CORE) [m²]	folt	$CORE = a_j^c$ ahol a_j^c a j -edik folt magterülete adott szegélyszélesség mellett (≥ 0)	Hektárban is megadható, ha értékét 10000-rel elosztjuk.
Magterület index (CAI) [%]	folt	$CAI = \frac{a_j^c}{a_j} (100)$ ahol a_j^c a j -edik folt magterülete adott szegélyszélesség mellett, a_j a j -edik folt területe (0–100)	Értéke 0, ha a folt nem rendelkezik belső magterülettel.
Foltosztály magterülete (TCCA) [m²]	osztály	$TCCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c$ ahol a_{ij}^c az i -edik osztály j -edik foltjának magterülete adott szegélyszélesség mellett, n a foltszám (≥ 0)	Hektárban is megadható, ha értékét 10000-rel elosztjuk. Értéke 0, ha a folt típus egyik eleme sem rendelkezik magterülettel.
Elkülönülő magterületek száma (NDCA) [db]	osztály	$NDCA = \sum_{j=1}^n n_{ij}^c$ ahol n_{ij}^c az i -edik osztály j -edik folt diszjunkt magterületeinek száma adott szegélyszélesség mellett, n a foltszám (≥ 0)	NDCA = TCCA, ha az osztály egyik eleme sem rendelkezik belső magterülettel.
	táj	$NCA = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n n_{ij}^c$ ahol n_{ij}^c az i -edik osztály j -edik folt diszjunkt magterületeinek száma adott szegélyszélesség mellett, m az osztályok száma, n a foltszám (≥ 0)	NDCA = TCA, ha a vizsgált térrészlet egyik eleme sem rendelkezik belső magterülettel.

Mérőszám (rövidítés) [mértékegység]	Szint	Formula (értéktartomány)	Megjegyzés
Teljes magterület (TCA) [m ²]	táj	$TCA = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^c$; ahol a_{ij}^c az i -edik osztály j -edik foltjának magterülete adott szegélyszélesség mellett, m az osztályok száma, n a foltszám (≥ 0)	Hektárban is megadható, ha értékét 10000-rel elosztjuk. Értéke 0, ha a vizsgált térrészlet egyik eleme sem rendelkezik magterülettel.
Magterület elszórtsága (Cority) [-]	táj	$Cority = (NP - N^o)/NCA$; ahol NP a foltszám, N^o a magterülettel nem rendelkező foltok száma, NCA a magterületek száma ($1 \geq$)	
Szomszédság			
Táji felosztottság foka (DIVISION) [%]	osztály	$DIVISION = \left[1 - \sum_{j=1}^n \left(\frac{a_{ij}}{A} \right)^2 \right]$; ahol a_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának területe, A a vizsgált térrészlet területe, n a foltszám ($0-1$)	Értéke 0, ha a vizsgált térrészlet egy foltból áll.
Felszabdaltsági index (SPLIT) [-]	osztály	$SPLIT = \frac{A^2}{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}$; ahol A a vizsgált térrészlet területe, a_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának területe, n a foltszám (≥ 1)	Értéke 1, ha a vizsgált térrészlet egy foltból áll.
Hatékony hálóméret (MESH) [m ²]	osztály	$MESH = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A}$; ahol a_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának területe, A a vizsgált térrészlet területe, n a foltszám ($A \geq$)	Hektárban is megadható, ha értékét 10000-rel elosztjuk. Maximális az értéke, ha a vizsgált térrészlet egy foltból áll.
Izoláció és konnektivitás			
Közelségi index (PROX) [-]	folt	$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$; ahol a_{ijs} az i -edik osztályba tartozó js folt területe a j -edik folttól meghatározott távolságban, h_{ijs} a foltok közötti távolság, n az adott távolságon belüli foltok száma (≥ 0)	Értéke 0, ha a meghatározott távolságon belül nincs legalább két, ugyanabba a típusba tartozó folt.
Közepes közelségi index (MPROX) [-]	osztály	$MPROX = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}}{n_i}$; ahol a_{ijs} az i -edik osztályba tartozó js folt területe a j -edik folttól meghatározott távolságban, h_{ijs} a foltok közötti távolság, n az adott távolságon belüli foltok száma, n_i az i -edik osztály foltjainak száma (≥ 0)	Értéke 0, ha az adott folttípusba tartozó foltok nincsenek egymás közelében, egy meghatározott távolságon belül.

Mérőszám (rövidítés) [mértékegység]	Szint	Formula (értéktartomány)	Megjegyzés
	táj	$MPROX = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}}{N}$ ahol a_{ijs} az i -edik osztályba tartozó js folt területe a j -edik folttól meghatározott távolságban, h_{ijs} a foltok közötti távolság, n az adott távolságon belüli foltok száma, m az osztályok száma, N a vizsgált térrészlet foltjainak száma (≥ 0)	Értéke 0, ha a meghatározott távolságon belül nincs legalább két, ugyanabba a típusba tartozó folt.
Legkisebb euklideszi távolság (ENN) [m]	folt	$ENN = h_{ij}$; ahol h_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának távolsága a legközelebbi azonos típusú folttól (> 0)	Értéke a 0-hoz közelít, ha a legközelebbi azonos típusú folt(ok) távolsága kicsi.
Diverzitás			
Területarány (Proportion) [%]	osztály	$Proportion = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A}$; ahol a_{ij} az i -edik osztály j -edik foltjának területe, A a vizsgált térrészlet területe, n a foltszám (0–100)	Értéke a 0-hoz közelít, ha az adott folttípus területi részesedése alacsony.
Foltgazdagság (PR) [-]	táj	$PR = m$; ahol m a vizsgált térrészleten előforduló folttípusok száma (≥ 1)	Értéke 1, ha a vizsgált térrészlet egy foltból áll.
Dominancia (D) [-]	táj	$D = \ln(m) + \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)$; ahol P_i az i folttípus területaránya a vizsgált térrészleten, m az osztályok száma (0–1)	
Shannon-féle diverzitás index (SHDI) [-]	táj	$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)$; P_i az i folttípus területaránya a vizsgált térrészleten, m az osztályok száma (≥ 0)	Értéke 0, ha a vizsgált térrészlet egy foltból áll.
Shannon-féle egyenletesség (SHEI) [-]	táj	$SHEI = \frac{- \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)}{\ln m}$; ahol P_i az i folttípus területaránya a vizsgált térrészleten, m az osztályok száma (0–1)	Értéke 0, ha a vizsgált térrészlet egy foltból áll.

4. melléklet

1. táblázat. A Tiszakürt-Bogaras homokvidéket lefedő települések területének műveléségi megoszlása (hektárban megadva) a teljes körű mezőgazdasági összeírások (AMÖ) és az egyéb agrárstatistikai felvételezések adatai alapján (GTET: gazdasághoz tartozó egyéb terület; GNT: gazdaságméretet el nem érő háztartások termőterülete). A Mezőgazdasági Statisztikai Adatgyűjtemény 1870–1970. Földterület. III.

Közsegsoros adatok; a Földterület. Közsegsoros adatok 1895–1984; a 2000. évi és a 2010. évi AMÖ-k kiadványainak felhasználásával.

Település	Év	Szántó	Kert	Gyümölcsös	Szőlő	Gyep	Mg-l terület	Erdő	Nádas	Halas-tó	Műv. alól kivett terület	GTET	Összesen	Ebből más településen lévő	GNT
Cserkeszőlő	1935*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	1962	1359,27		21,87	1036,43	334,93	2752,49	91,50	27,62	–	199,69	–	3071,30	–	–
	1971	1666,00		110,00	851,00	88,00	2715,00	92,00	30,00	–	234,00	–	3071,00	–	–
	1984	1652,00		118,00	405,00	210,00	2385,00	377,00	26,00	–	274,00	–	3062,00	–	–
	2000	2065,11	11,50	17,88	218,08	191,04	2503,61	418,10	22,19	–	140,57	–	3084,47	834,20	16,47
	2010	2605,85	3,93	7,29	96,49	213,24	2926,80	67,68	17,84	–	58,56	29,69	3100,57	–	13,02
*: 1935-ben Tiszakürt adataiban.															
Csépa	1935	2082,06		14,96	394,77	134,09	2625,88	13,81	28,20	–	154,80	–	2822,70	–	–
	1962	2048,69		44,89	390,17	127,76	2611,50	38,56	32,23	–	283,71	–	2966,01	–	–
	1971	2166,00		28,00	314,00	45,00	2553,00	44,00	21,00	–	348,00	–	2966,00	–	–
	1984	2023,00		113,00	183,00	209,00	2528,00	110,00	14,00	–	315,00	–	2967,00	–	–
	2000	983,66	6,15	6,60	85,69	37,37	1119,47	99,90	6,61	–	37,63	–	1263,61	373,74	8,73
	2010	956,39	3,22	6,48	50,12	172,16	1188,37	26,01	–	–	0,54	22,97	1237,89	–	14,03
Szelevény	1935	3234,74		13,81	136,96	804,51	4190,02	20,72	–	–	292,34	–	4503,08	–	–
	1962	3239,34		56,40	111,64	638,20	4045,58	101,86	1,15	–	393,62	–	4542,21	–	–
	1971	3152,00		80,00	108,00	692,00	4032,00	128,00	5,00	–	374,00	–	4539,00	–	–
	1984	2811,00	153,00	2,00	–	919,00	3885,00	211,00	7,00	–	436,00*	–	4539,00	–	–
	2000	633,44	9,38	43,32	7,76	94,94	788,84	253,30	1,32	0,06	23,14	–	1066,66	88,64	6,37
	2010	865,69	2,74	1,62	3,48	54,10	927,63	34,29	–	–	–	27,18	989,10	–	3,00
*: Halesz és Pálóczipusza az 1970-es évek elején egyéjén belterület lett.															

4. melléklet

2. táblázat. A Tiszakürt-Bogaras homokvidéket lefedő települések területének műveléségi megoszlása (hektárban megadva) a teljes körű mezőgazdasági összeírások (ÁMÖ) és az egyéb agrárstatisztikai felvételezések adatai alapján (GTET: gazdasághoz tartozó egyéb terület; GNT: gazdaságméretet el nem érő háztartások termőterülete). A Mezőgazdasági Statisztikai Adatgyűjtemény 1870–1970. Földterület. III. Községsoros adatok; a Földterület. Községsoros adatok 1895–1984; a 2000. évi és a 2010. évi ÁMÖ-k kiadványainak felhasználásával.

Település	Év	Szántó	Kert	Gyümölcsös	Szőlő	Gyep	Mg-l terület	Erdő	Nadas	Halas-tó	Műv. alól kivett terület	GTET	Összesen	Ebből más település-sen lévő	GNT
Tiszakürt	1935	2984,98		29,35	1401,28	947,80	5363,41	134,66	61,00	–	263,57	–	5822,64	–	–
	1962	1363,30		19,57	502,96	505,84	2391,67	29,35	112,22	–	308,45	–	2841,69*	–	–
	1971	1423,00		72,00	446,00	410,00	2351,00	92,00	92,00	–	300,00	–	2835,00	–	–
	1984	1517,00		57,00	344,00	413,00	2331,00	112,00	102,00	–	304,00	–	2849,00	–	–
	2000	716,66	9,29	5,73	185,06	169,02	1085,76	182,8	6,53	–	23,96	–	1299,05	561,88	4,48
	2010	727,11	1,07	1,47	102,27	283,07	1114,99	15,96	4,06	–	20,51	13,99	1169,51	–	5,90
*: Csontoskő 1952-ben önálló község lett.															
Tiszasas	1935	1340,28		25,90	179,55	822,35	2368,08	114,52	0,00	–	291,19	–	2773,79	–	–
	1962	1705,70		18,42	181,27	403,98	2309,37	234,22	3,45	–	322,84	–	2869,89	–	–
	1971	1532,00		69,00	166,00	460,00	2227,00	338,00	3,00	–	291,00	–	2879,00	–	–
	1984	1603,00		87,00	156,00	288,00	2134,00	397,00	13,00	–	335,00	–	2879,00	–	–
	2000	1809,28	9,05	13,71	169,39	226,43	2227,86	412,2	2,64	–	47,44	–	2690,14	424,37	6,22
	2010	1713,74	4,28	24,76	160,00	245,46	2148,24	197,88	2,84	–	25,10	25,15	2399,21	–	3,19
Tiszaug	1935	1597,51		16,69	172,64	475,92	2262,76	81,72	16,69	–	142,72	–	2503,89	–	–
	1962	1447,89		35,68	204,29	330,90	2018,76	139,84	31,08	–	306,73	–	2496,41	–	–
	1971	1392,00		94,00	163,00	331,00	1980,00	163,00	26,00	–	337,00	–	2506,00	–	–
	1984	1399,00		125,00	101,00	302,00	1927,00	212,00	26,00	–	339,00	–	2504,00	–	–
	2000	458,13	2,47	6,74	26,05	42,52	535,91	283,1	3,99	2,25	7,11	–	832,36	4,37	3,01
	2010	271,55	1,31	5,95	19,61	492,79	791,21	26,30	4,30	–	22,99	11,75	856,55	–	2,56

1. táblázat. A gyümölcsösök termesztési jellemzői (tözsében) a Tiszakürt-Bogaras homokvidéket lefedő települések közigazgatási területén az 1956–1959. évi gyümölcsfa-összeírás adatai alapján. Forrás: Az 1959. évi gyümölcsfaösszeírás községi adatai, KSH 1961.

Település	Kultúra				Termő	Összesen
	Házikert	Szőlő között	Ártermelő gyümölcsös	Szórvány		
Cserkeszőlő	3918	200427	3466	3181	131349	210992
Csépa	1932	131300	1525	4591	114191	139348
Szelevény	7264	39613	2293	5753	45198	54923
Tiszakürt	3116	119092	254	1967	94184	124429
Tiszasas	2904	64851	903	1044	56753	69702
Tiszaug	4863	46153	1730	2955	40296	55701
Összesen	23997	601436	10171	19491	481971	655095

2. táblázat. A szőlőterületek fontosabb jellemzői (hektárban) a Tiszakürt-Bogaras homokvidéket lefedő települések közigazgatási területén a 2001. évi szőlőültetvény-felmérés adatai alapján (ÁT: ártermelő, NM/NK: nem művelt, nem kezelt; E: újratelepítésre engedélyezett; MNT: még nem termő). Forrás: Szőlőültetvények Magyarországon, 2001 (Településsoros adatok), KSH 2002.

Település	Terület	Jelleg				Életkor			Kultúra		Méret		
		ÁT	NM/NK	E	MNT	0-5 év	6-19 év	20 év felett	csak szőlő	vegyes	5 ha alatt	5-10 ha között	10 ha fölött
Cserkeszőlő	292,22	236,43	37,85	6,60	11,30	13,07	184,71	94,40	246,93	45,25	70,06	39,27	182,90
Csépa	202,12	150,10	–	–	51,73	51,73	29,44	120,92	199,90	2,19	28,38	20,78	152,95
Szelevény	8,95	8,72	–	–	–	–	0,46	8,49	0,38	8,34	8,95	–	–
Tiszakürt	416,08	326,76	42,23	21,09	23,44	23,54	209,03	183,25	375,17	40,66	132,77	126,17	157,14
Tiszasas	113,20	96,92	7,51	1,56	7,21	9,29	26,35	77,56	103,14	10,06	102,90	10,30	–
Tiszaug	110,16	110,11	–	–	–	7,96	13,07	89,10	107,66	2,46	2,55	7,96	99,65
Összesen	1142,73	929,04	87,59	29,25	93,68	105,59	463,06	573,72	1033,18	108,96	345,61	204,48	592,64