

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

FÜLÖP GYÖRK

Budapest 2016

Földmegfigyelési adatokon alapuló tájváltozatossági mutatórendszer kialakítása statisztikai eszközökkel

Doktori (PhD) értekezés



Szent István Egyetem

Fülöp Györk

Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskola
Kertészettudományi Kar Biometria és Agrárinformatika Tanszék

Budapest, 2016.

A doktori iskola

megnevezése:	Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskola
tudományága:	agrárműszaki
vezetője:	Dr. Bozó László egyetemi tanár, DSc Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar, Talajtan és Vízgazdálkodási Tanszék
Témavezető:	Dr. Ladányi Márta egyetemi docens, PhD Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar, Biometria és Agrárinformatika Tanszék
Korábbi témavezető:	Barabásné Dr. Martos Júlia nyug. egyetemi docens, PhD Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Biometria és Agrárinformatika Tanszék

A jelölt a Szent István Egyetem Doktori Szabályzatában előírt valamennyi feltételnek eleget tett, az értekezés műhelyvitájában elhangzott észrevételeket és javaslatokat az értekezés átdolgozása-kor figyelembe vette, azért az értekezés nyilvános vitára bocsátható.

.....
iskolavezető

.....
témavezető

A Szent István Egyetem Egyetemi Doktori és Habilitációs Tanácsának 2016. október 6-i határozatában a nyilvános vita lefolytatására az alábbi Bíráló Bizottságot jelölte ki:

BÍRÁLÓ BIZOTTSÁG:

Elnöke

dr. Jung András habil. PhD
dr. Bozó László DSc MTA tag^{*}

Tagjai

dr. Csemez Attila CSc
dr. Szabó Szilárd DSc
dr. Kardos Levente PhD^{*}
dr. Kollányi László CSc^{*}
dr. Dombos Miklós PhD^{*}

Opponensek

dr. Zentai László DSc
dr. Tamás János DSc
dr. Kollányi László CSc^{*}
dr. Dombos Miklós PhD^{*}

Titkár

dr. Jombach Sándor PhD

Tartalom

1. Bevezetés és célkitűzések.....	3
1.1. A témaválasztás célkitűzése - személyes célkitűzés.....	3
1.2. Tudományos célkitűzések.....	4
1.3. Gyakorlati célkitűzés	5
1.4. Célfa.....	6
2. Irodalmi áttekintés	7
2.1. A tudományos területek irodalmi áttekintése	7
2.1.1. Földmegfigyelés.....	7
2.1.2. (Többváltozós) statisztika	17
2.1.3. Tájmodellezés	23
2.2. Az alkalmazási terület irodalmi áttekintése	30
2.2.1. A tájváltozatosság értelmezése	30
2.2.2. A tájváltozatosság, a táj sokféleségének értékelése, modellezése	32
3. Anyag és módszerek.....	48
3.1. Az alkalmazási terület kihívásai - [Konceptióalkotás]	48
3.2. Válaszok az alkalmazási kihívásokra	49
3.2.1. Alléptékek – a léptékfolytonosság közelítése [Konceptióalkotás].....	49
3.2.2. Érzékelésfelbontás - sokféleségből változatosság [Konceptióalkotás]	54
3.3. INLAND – az alkalmazott tájváltozatossági modell felépítése.....	56
3.3.1. Az eltérés definíciója [Formalizálás]	56
3.3.2. Az eltérés megfigyelési környezete [Formalizálás]	56
3.3.3. A tájelemek lehatárolása – a két sorozat integrálása [Formalizálás]	57
3.3.4. A struktúra értékelése [Formalizálás]	59
3.4. Numerikus modell - a mintavételi/geostatisztikai megoldás	60
3.4.1. Modellkimenetek [Modellfejlesztés]	60
3.4.2. Kimenetektől a modellig – [Modellfejlesztés].....	62
3.4.3. A tájváltozatosság tapasztalati paraméterei [Paraméterezés]	63
3.5. A numerikus modelleredmények statisztikai értékelésének módszerei.....	65
3.6. Térképi modell - kategorikus térképezési megoldás	67
3.6.1. Mintavételezési problémák [Modellfejlesztés]	67
3.6.2. Mozgóablakos megoldás [Modellfejlesztés].....	67
3.6.3. Modellkimenetek [Modellfejlesztés]	70
3.6.4. Térképi termékek [Paraméterezés]	71

4. Eredmények.....	76
4.1. A numerikus modell teszt-alkalmazása [Teszt, paraméterezés és érzékenységvizsgálat].....	76
4.1.1. A kísérletek felállítása	76
4.1.2 A numerikus modellkimenetek elemzése	77
4.1.3. Regressziós modellek és objektív tájváltozatossági paraméterek	82
4.1.4. „Rapszodikus” és „kiegyensúlyozott” – a szavak ereje.....	85
4.2. A numerikus modell alkalmazása földrajzilag analóg területeken – a klímaváltozás hatása a tájváltozatosságra [Vizsgálat].....	85
4.2.1. A kísérlet felállítása	85
4.2.2. A numerikus modell eredményei.....	88
4.2.3. A klímaváltozás tájváltozatosságra gyakorolt hatása	90
4.2.4. Kritika és pontosítás: a klímaváltozás tájváltozatosságra gyakorolt hatása	93
4.3. A térképi modell alkalmazása – a dunántúli tájváltozatossági térképi modellezése [Vizsgálat]	94
4.3.1. A kísérlet felállítása	94
4.3.2. A térképi modellezés eredményei.....	96
4.3.3. A Dunántúl tájváltozatosság modelljének térképtermekei	97
4.3.4. A térképi modell-eredmények hasznosítása	98
4.4. INLAND és FRAGSTATS paraméterek kapcsolata [Validálás]	103
5. Gyakorlati következtetések	105
6. Megvitatás	107
6.1. A kitűzött célok megvalósításának értékelése [Modellértékelés]	107
6.2. A kialakított modellezési eljárás modellezés-módszertani jellemzése [Modellértékelés]	107
6.3. Kitekintés a további fejlesztés és kutatások irányába [Modellértékelés]	108
8. Összefoglalás.....	113
9. Summary	114
10. Köszönetnyilvánítás	115
Jegyzékek	117
J1. Fogalmak, definíciók	117
J2. Rövidítések	118
J3. Idegennyelvű kifejezések.....	119
J4. Ábrajegyzék	121
J5. Táblázat jegyzék	122
J6. Irodalomjegyzék	123
J7. Mellékletek jegyzéke	135

1. Bevezetés és célkitűzések

Az alábbi doktori munka komplex területtel foglalkozik, és néha szokatlan úton jár. Ezért kérem az olvasó türelmét. Bízom benne, hogy a végére – ahogy itt találó lehet – “összeáll a kép”. A doktori munkámnak személyes, tudományos és gyakorlati céljai is vannak, amelyek nem függetlenek egymástól.

1.1. A témaválasztás célkitűzése - személyes célkitűzés

Okleveles tájépítésmérnökként a tájértékelés – azaz a tájtervezés döntéstámogatási előkészítése – áll leginkább érdeklődési területem középpontjában. Személyes meggyőződésem, hogy a tájértékelési folyamat objektívvá tételével a tájtervezés szakmai elfogadottsága növekszik. A tájtervezés – sokszor hangoztatott módon – multi- és interdiszciplináris terület, amely lényegéből adódóan több tudomány és szakma hatékony és optimalizáló összekapcsolásáért felel.

Ennek következtében a tájtervező számára elengedhetetlen, hogy a “Mit?”, “Miért?” és “Hogyan?” kérdéshármas mindegyikére adott válaszát a társ-diszciplínák számára egyértelmű módon tudja kifejezni, értésére adni. A kommunikáció ilyen természetű egyértelműsége a – fogalmaim szerinti – objektivitás. A “Mit?” és “Hogyan?” kérdésekre adott válaszok napjainkban is objektívnek tekinthetők, mind a kialakult tervezői gyakorlatnak, mind a jogszabályi beágyazottságnak köszönhetően. A “Miért?” kérdésre adott válasz – azaz a tájértékelés folyamatának bemutatása – azonban nehezen fejezhető ki objektív módon. Ez sokszor felveti az elkészült tervek elfogadásának/elfogadtatásának nehézségeit.

Több út kínálkozik a tájértékelés objektivitásának megteremtésére. Ezek járhatósága – véleményem szerint – elsősorban a tervezési léptékektől függ. Ilyen objektívnek tekinthető út a közösségi tervezés, amely elsősorban a kis léptékű (nagy méretarány, értsd: kis területű) tervezés esetén a legjobb út lehet. Formalizáltságának köszönhetően a tervezési folyamatkövetésre alkalmas KHV és SKV¹ kínálhat még megoldást nagyobb léptékek (kis méretarány, értsd: nagy terület) tervezése esetén – alkalmazásuk módjától függően. Ezek a módszerek az érintettek bevonását – így valóban közvetlenül az objektív kommunikációt érintik.

A harmadik kínálkozó út – amelyet doktori munkám is képvisel – a számszerűsítés útja. A számszerűsítés – azaz a matematikai nyelvezetre való lefordítás – közvetett módon kívánja az objektivitást támogatni. Míg a “megfelelő” illetve “hatásos” szavak értelmezésekor bizonytalanság léphet fel – például egy védőtávolság nagyságának meghatározásakor, a számszerűsítés segítségével 80- vagy 90%-os megbízhatóságról beszélhetünk. A számszerűsítés útjának járhatósága

¹ környezeti hatásvizsgálat és stratégiai környezet vizsgálat

elsősorban nem lépték-függő, inkább a kommunikációban résztvevő felek terminológiai-szemantikai használatától, “nyelvhasználatától” függ. Kis léptékben is lehet indokolt a számszerűsítő tájértékelés (pl.: egy köztéren használt anyagok kopásának indoklása során), de nagy léptékben is (pl.: a Balaton Kiemelt Üdülőkörzet térbeli lehatárolásakor). Ugyanakkor okát is veszítheti ez az út, ha a kommunikációban érintettek nem egységes, illetve nem kompatibilis terminológiai-szemantikai környezetben gondolkodnak.

Doktori témaválasztásom során a harmadik utat választottam, mivel úgy gondolom, hogy a társdiszciplínákkal – és nem a tervezés által érintettekkel (‘stakeholderekkel’) – való kommunikációban ezen a területen lehet a legtöbbet fejleszteni. Egy ilyen irányú fejlődés a tájépítészeti tervek elfogadását és nagyobb fokú alkalmazását is elősegítheti.

1.2. Tudományos célkitűzések

Doktori munkám három különböző terület összekapcsolása. Ezek a területek – a földmegfigyelés, a (többváltozós) statisztika és a tájmodellezés mint tudományos területek – bár logikus vonalat képeznek, tudományos publikációkban nem kerültek egyértelmű, esettanulmányi szinten felül értelmezett rendszer szintű összekötésre. Két (személyes) kedvenc és gondolkodásomat meghatározó tanulmány – a „Budapest zöldfelületi rendszerének értékelése úrfelvételek segítségével” (GÁBOR et al. 2006) és „A földrajzi analógia alkalmazása a klímaváltozás kutatásában” (GAÁL et al. 2006; HORVÁTH 2008) – is jó példa erre. Míg előbbi a földmegfigyelési adatokat tájmodellezésre alkalmazza – (a leírónál) mélyebb statisztikai elemzés nélkül, addig utóbbi a regionális statisztikák felhasználásával készíti tájmodellt a kézenfekvő földmegfigyelési adatok nélkülözésével.

A három tudományos terület közötti összeköttetés megteremtése egy objektív tájértékelési folyamatot alkot. Doktori munkám tudományos célja, hogy a három különálló tudományos terület kapcsolódását előmozdítsam, arra egy adott mutatórendszer kidolgozásával példát nyújtsak. A későbbiekben bemutatott INLAND² módszertant és annak mutatóit ennek az összekapcsolásnak a jegyében alkottam meg. Ezáltal egy objektív tájértékelési módszertan került felvázolásra.

A doktori munka tudományos céljai a következők:

1. RENDSZER: A tudományos területek új szemléletű, rendszerelvű bemutatása;
2. PONTOK: A tudományos területek aktuális vagy kiemelkedő problémáinak felvázolása;
3. PÉLDA: A tudományos területek kapcsolódására gyakorlati példa bemutatása.

² Interscale Landscape Diversity Modelling Methodology

1.3. Gyakorlati célkitűzés

Doktori munkám tudományos célkitűzéseiből következik, hogy a felvázolt tájértékelési rendszer keretei között, az ott felmerülő kihívásokra választ adva egy konkrét tájváltozatossági mutatórendszer (INLAND) kialakítását és annak alkalmazási lehetőségeit bemutassam. A kiválasztott értékelés tárgya tehát a területi tájváltozatosság mint alkalmazási terület. A tárgyválasztást több indok támasztotta alá:

- Érvényességi indok: a területi tájváltozatosság egy univerzális térbeli jelenség.
- Módszertani indok: a területi tájváltozatosság modellezése jó alkalmat kínál egyes kihívásokra adható válaszok bemutatására.
- Szemléltetési indok: a tájváltozatosság mindenki számára könnyen ad asszociációkra lehetőséget.
- Kihívási indok: a tájváltozatosság első pillantásra megkérdőjelezi a számszerűsítő megközelítést – azaz szubjektívnek tekinthető fogalom.
- Helyzeti indok: a tájváltozatosság a magyar tájak számára kiemelkedő jelentőségű - Magyarország államhatárain, de a Kárpát-medencén belül is, a tájak mentesek az extremitásoktól (zord hegycsúcsok, kietlen sivatagok, zsúfolt metropoliszok stb.), ugyanakkor a magyar tájak szépsége/érdekessége kiemelkedő; személyes meggyőződésem, hogy ez a szépség/érdekesség a változatosságból fakad.
- Pragmatikus indok: az Európai Tájegyezmény (Firenze, 2000. 10. 20) 6/C pontja a ratifikálók feladatává teszi a tájak azonosítását (összeírását), elemzését és változásokövetését. Mivel a változatosság igen fontos (sőt, definitív) jellemzője a tájaknak, így az elemzés és változásokövetés követelménye erre az értékre is vonatkozik. Ez térbeli és időbeli összehasonlíthatóság – értsd: objektivitás – nélkül nem lehetséges.

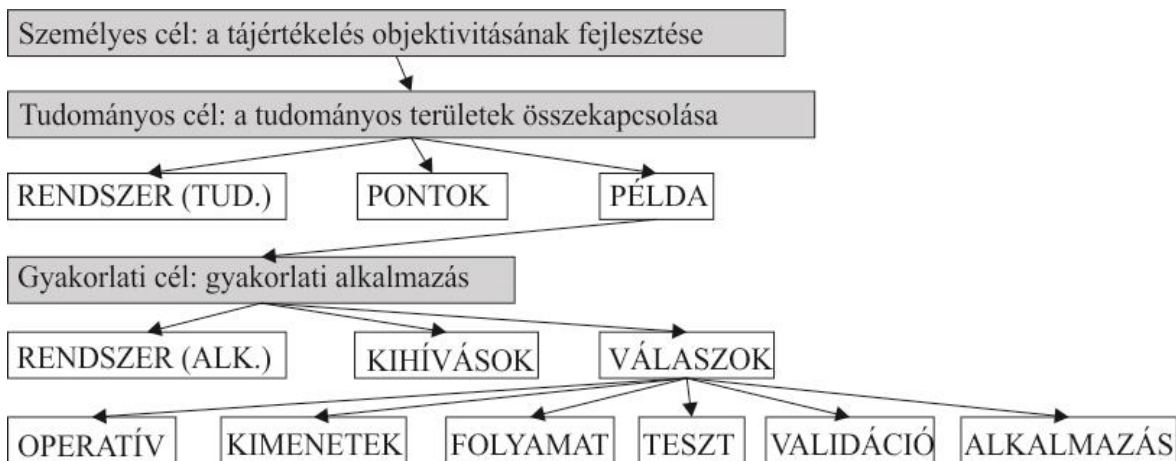
A kialakított tájértékelési mutatórendszer a tudományos területek összekapcsolásán alapul, és a felmerülő kihívásokra konkrét választ ad. Ugyanakkor nem hivatott a rendszer teljes egészét képviselni és egyedülálló utat adni, hiszen a tudományos területek kapcsolódási pontjai és kihívásai a tárgykörön belül bőven adnak lehetőséget további fejlesztésre és tájértékelési alternatíva-keresésre is. A gyakorlati célok a következők:

- RENDSZER: Az alkalmazási terület rendszerelvű bemutatása.
- KIHÍVÁSOK: Az alkalmazási terület kihívásainak bemutatása.
- VÁLASZOK: Az alkalmazási terület kihívásait megválaszololó módszerek bemutatása.
 - OPERATÍV: A módszerek gyakorlatba történő átültetése.
 - KIMENETEK: Az alkalmazási kimenetek bemutatása.
 - FOLYAMAT: A gyakorlati megoldások folyamatszerű bemutatása.
 - TESZT: Az alkalmazási folyamat esettanulmányi bemutatása.

- VALIDÁCIÓ: A teszteredmények érvényességének vizsgálata.
- ALKALMAZÁS: A bemutatott módszer tájértékelési gyakorlatban történő alkalmazási lehetőségeinek bemutatása.

1.4. Célfá

Doktori munkám személyes, tudományos és gyakorlati céljainak összefüggését a következő célfá mutatja be (1. ábra). A céloknak megfelelő eredmények a következő fejezetekben kerülnek bemutatásra. A célok megvalósításának értékelése a 7. fejezetben olvasható.



1. ábra – A doktori dolgozat céljainak rendszere

2. Irodalmi áttekintés

A következő fejezetekben a tudományos és az alkalmazási területeket mutatom be. Lévén, hogy több és igen nagy területről van szó, elsősorban a rendszerszemléletű bemutatásra van lehetőség. Az egyes részterületek kimerítő áttekintése nem a doktori munka tárgya.

2.1. A tudományos területek irodalmi áttekintése

A tudományos célkitűzések megfogalmazása szerint az átfogó cél három tudományos terület – a földmegfigyelés, a (többváltozós) statisztika és a tájmodellezés – összekapcsolása. A következőkben ezen területek áttekintése olvasható – többnyire irodalomkutatás eredményeként. Az áttekintés eredménye a területek definíciója, rendszerezése, szűkítése és konkrét lehatárolása.

2.1.1. Földmegfigyelés

2.1.1.1. A földmegfigyelés definíciója és alkalmazott definíciója

Hazánk 2015. február 15-én az Európai Űrügynökség (ESA) teljes jogú tagjává vált. Az ESA programjai között kiemelt fontosságot kap a műholdas távérzékelés és a földmegfigyelés mind a Copernicus (GMES) rendszerben betöltött szerepéből adódóan, mind az űrügynökség tevékenységeinek további alkalmazási lehetőségei miatt.

A földmegfigyelés a távérzékelés részterülete. A távérzékelés fogalmát JOMBACH (2014) a 1. táblázat szerint foglalta össze. A megjelölt forráshoz hasonlóan én is a következő definíció szerint használom a távérzékelés fogalmát (ENGLER 2000 nyomán): *“Tárgyokról, területekről, jelenségekről és folyamatokról (pl.: tájakról, azok elemeiről és mindezek változásáról) távolról, közvetett módon, az elektromágneses sugárzás közvetítésével nyerhető adat- és információszerezés, illetve -feldolgozás tudománya.”*

1. táblázat – A távérzékelés fogalma - JOMBACH (2014) gyűjtése alapján

Fogalom	Forrás
Olyan adatnyerési eljárások, amelyek az adatokat a vizsgált objektummal létrehozott közvetlen, fizikai kapcsolat nélkül állítják elő.	2012. évi XLVI. Törvény, 1§ 1.
Információgyűjtést és feldolgozást jelent olyan rendszerekkel, amelyek a vizsgált vagy jelenséggel közvetlen kapcsolatban nincsenek.	BAKOS et al. 1987
A tárgyokról, területekről (felületekről) jelenségekről, folyamatokról (közvetetten) nyerhető adat- és információszerezés, illetve feldolgozás tudománya.	ENGLER 2000
Egy olyan adatgyűjtési eljárás, mely adatokat szolgáltat a vizsgálati tárgyról vagy jelenségről úgy, hogy a műszer nincs közvetlen fizikai kapcsolatban a vizsgálat tárgyával.	TAMÁS 2000
Tárgyokról, területekről, folyamatokról nyerhető adat- és információszerezés elektromágneses hullámok segítségével.	GYULAI et al. 2002
Speciális műszeres adatgyűjtés, mellyel többletinformációkhoz juthatunk, amelyeket az érzékszerveink segítségével közvetlenül nem ismerhetünk meg ... a természet tárgyairól, jelenségeiről, folyamatairól.	LOKI 2002
A távérzékelés több értelemben is egy olvasási folyamat. Különbféle szenzorokat alkalmazva távérzékelés útján gyűjtjük össze az adatokat, melyeket elemezve információt kapunk a vizsgált tárgyokról, területekről, jelenségekről.	MUCSI 2004
A földfelszín megfigyelése és felvételezése repülőgépen vagy műholdon elhelyezett eszközökkel.	HAGGETT 2006
Azon technikák összessége, amelyek segítségével információt szerezhetünk a megfigyelés	BELÉNYESI 2008

tárgyáról, anélkül, hogy azzal közvetlen fizikai érintkezésbe kerülne.	
Az a tudományág, amely a tárgyakra vagy jelenségekre jellemző információk beszerzésével és megértésével foglalkozik olyan rögzítő berendezések segítségével, amelyek nincsenek közvetlen (fizikai) kapcsolatban a vizsgált tárggyal vagy jelenséggel.	GYENIZSE et al. 2008
The measurement or acquisition of information of some property of an object or phenomenon, by a recording device that is not in physical or intimate contact with the object or phenomenon under study.	COLWELL 1983, in JENSEN 2007
The acquisition and recording of information about an object without being in direct contact with that object.	GIBSON 2000
It is the use of sensors installed on aircraft or satellites to detect electromagnetic energy scattered from or emitted by the Earth's surface.	TSO et al. 2001
Identification or survey of objects by indirect means using naturally existing or artificially created force fields.	KONECNY 2003
It is the science and art of obtaining information about an object, area, or phenomenon through the analysis of data acquired by a device, that is not in contact with the object, area, or phenomenon under investigation.	LILLESAND et al. 2004
It comprises the analysis and interpretation measurements of electromagnetic radiation that is reflected from or emitted by a target and observed or recorded from a vantage point by an observer or instrument that is not in contact with the target.	MATHER 2004
It is the science, technology, and art of obtaining information about objects from a distance.	ARONOFF 2005
It is not just an interesting technical phenomenon, it has become an essential part of an urgent quest to understand our changing environment.	ADAMS et al 2006
It is the art and science of obtaining information about an object without being in direct physical contact with the object.	JENSEN 2007
Acquisition of information about the state and condition of an object through sensors that are not in physical contact with it.	CHUVIECO et al 2010
It is a technique used to derive information about the physical, chemical, and biological properties of objects without direct contact.	LONGLEY 2011
It is the art, science and technology of acquiring information about physical objects and the environment through recording, measuring and interpreting imagery and digital representations of energy patterns derived from noncontact sensors.	YANG 2011

A távérzékelés folyamatát több módon lehet rendszerezni. Egyik ilyen rendszerezési mód a "táv"-ra való utalás - tehát a távérzékelés érzékelési távolsága szerinti kategorizálás. LILLESAND et al. (1987 többállomású vagy többtávú ('multistage') kategóriái szerint megkülönböztetünk földközeli, légi és űrfelvételezést. Ez a kategorizálás BELÉNYESI et al. (2008) révén hazánkban az agrárműszaki tudományterületen is elfogadottá vált. A földmegfigyelést elsődlegesen az űrfelvételezésnek feleltethetjük meg, amelyen belül megkülönböztetünk igen nagy magasságú (geostacionárius) és nagy magasságú (sark-közeli – helyesen: poláris pályát leíró) hordozó eszköz – azaz műhold – segítségével készített felvételeket.

- Egy másik rendszerezési mód a távérzékelés tárgya szerinti kategorizálás. A műholdas adatnyerés igen sokféle adatot szolgáltat. Ilyen adatok lehetnek - az Európai Űrügynökség Élő Bolygó Programja (ESA- Living Planet Programme) szerint:
- A Föld felszínborításáról gyűjtött adatok, ezen belül különös tekintettel:
 - a szárazföldek felszínborításának adataira;
 - a vízfelszínnek (tavak, tengerek, óceánok) felszíni és felszín alatti adataira;
 - valamint a zonálisan hóval/jéggel fedett területek (sark-közeli területek) felszínborítási adataira.

- Domborzati adatok (felszín és domborzati modellek, illetve a változások nyomkövetése).
- A Föld atmoszférájáról gyűjtött adatok (hőmérséklet, felhőzet, páratartalom, szél, kémiai összetétel, kolloidtartalom stb.) – különösen a meteorológia szolgálatában
- Geofizikai, illetve geokémiai adatok – pl.: a Föld mágneses teréről gyűjtött adatok.
- Az előzőekkel átfedően, de jelentőségéből fakadóan megkülönböztetésre érdemes módon: az emberi tevékenységekről gyűjtött adatok - pl.: hajózás, hadászat, hírszerzés, katasztrófaelhárítás stb.

A földmegfigyelés a műholdas távérzékelésnek is részterülete. Általános definíció szerint a **földmegfigyelés a Föld felszínére irányuló műholdas távérzékelés**. Tehát elsősorban a Föld felszínborítását és domborzati adatok kinyerését célozza. Igen sokszor (pl.: konferenciák programjaiban) azonban csupán műholdas távérzékelésként definiálják, és a meteorológiai és geofizikai célú alkalmazásokat is ide sorolják. Ez – személyes véleményem szerint – az adatgyűjtés és adatkezelés műszaki megvalósításának igen eltérő módja miatt indokolatlan.

Az ESA kategóriái (ESA 2015/f) szerint a következő távérzékelő műholdakat különböztethetjük meg:

1. *Earth Observation satellites* - azaz földmegfigyelési műholdak;
2. *Meteorological satellites* - azaz meteorológiai műholdak;
3. *Earth Explorer satellites* – azaz a Földet felderítő (geofizikai, illetve geokémiai célú) műholdak;
4. *Commercial high resolution optical satellites* - azaz nagy felbontású polgári felhasználású képalkotó műholdak.

Tehát a földmegfigyelési műholdak elkülöníthetők, illetve elkülönítendőek a meteorológiai és a Földet felderítő műholdaktól. A műhold-kategóriák közül a földmegfigyelési és a nagy felbontású polgári felhasználású műholdak közötti különbségtétel bár érthető (tudományos, illetve kereskedelmi alkalmazás közötti különbség), de nem szükségszerű, így utóbbiakat is földmegfigyelési műholdakként lehet kezelni - és a következőkben így is kezelem őket. Az így definiált földmegfigyelés – az érzékelési távolság és a térbeli felbontás fordított arányú összefüggéséből adódóan – a nagy magasságú (poláris pályát leíró) műholdak segítségével történik.

A földmegfigyelés eddigi jellemzése során kizárólag az adatok gyűjtéséről volt szó. Ugyanakkor a távérzékelés – ha nem is részterülete annak, – ám igen szoros szálakkal kapcsolódik a térinformatikához (SÁRKÖZY 2015). A térinformatikai rendszerek (földrajzi információs rendszerek, GIS) pedig a térbeli adatoknak nemcsak a gyűjtését, hanem elemzését és megjelenítését is lehe-

tővé teszik (GOODCHILD 1990; MÁRKUS 1994; BELÉNYESI et al. 2008). Ezt a szemléletet a távérzékelésre vonatkoztatva Jombach Sándor mellett Csornai Gábor is érvényesíti: *“A távérzékelés fogalmába nemcsak az adatok gyűjtését lehetővé tevő szenzorok, az adatok gyűjtésének folyamata, hanem a kapott adatok feldolgozása is beletartozik.”* (CSORNAI et al. 1991). A földmegfigyelés fogalmába a következőkben a térbeli adatok gyűjtése mellett azok (elsődleges) elemzését és megjelenítését is beleértem.

A földmegfigyelés fogalmát tehát a következő módon alkalmazom: **A földmegfigyelés az a nagy magasságú műholdas távérzékelés, mely a Föld felszínéről adatok gyűjtését, elsődleges elemzését és megjelenítését teszi lehetővé.**

Felmerül a kérdés, hogy miért pont az így definiált földmegfigyelés során keletkező, nem pedig a távérzékelési adatok rendszerbe illesztéséről szól a doktori munka³. A következők indokolták ezt a döntést:

- A földmegfigyelés a távérzékelés előnyeit (pl.: ismételhetőség, homogén mérés, nagy területű adat stb.) magáénak tudhatja, sőt több esetben a maximumot képviseli (pl.: adat-homogenitás).
- A földmegfigyelési eszközök és adatfajták hosszú életűek, továbbá előre tervezettek (ez garantálja a műholdas fejlesztések megtérülését). Ennek köszönhető az az állandóság, amelyre már lehet tájértékelési módszert, rendszert, alkalmazásokat alapozni.
- Az ebbe a földmegfigyelési definícióba bele nem tartozó még nagyobb állandóságot jelentő műholdas távérzékelési eszközök (pl.: meteorológiai célú EUMETSAT Program) nem a releváns vagy nem a megfelelő minőségű (térbeli felbontású) adatokkal tudnak szolgálni.

2.1.1.2. A földmegfigyelés rövid áttekintése

A távérzékelési adatok előállítási folyamata nem tárgya a doktori dolgozatnak, ezért csak gyors áttekintés adható. A földmegfigyelési folyamat első lépése – a szükséges infrastruktúra fejlesztése után – az adatgyűjtés. Ennek során a Föld felszínéről az űreszközön elhelyezett szenzor által mért elektromágneses adatok kerülnek egy adatbázisba. Zavartalan mérési menetet feltételezve ez az adat a reflektancia, azaz a felszín által visszavert sugárzás mennyiség. Természetesen a mérést az űreszköz és földfelszín között található atmoszféra zavarja. Az adatbázisba történő „bekerülés” az adatgyűjtési folyamat tervezésétől és a mérés regisztrációjának módjától függ. Egyrészt ugyanis a szenzorhoz eljutó reflektanciát egyszerre több szenzorral is meg lehet mérni, ekkor ezek a mérési adatok külön csatornát jelentenek a felszín érzékeléséhez (pl.: passzív távér-

³ Ennek tudható be, hogy a kiterjedt tudományterülettel rendelkező légitelvezés nem kerül taglalásra.

zékelés esetén hullámhossz-tartomány csatornákat; aktív távérzékelés esetén polarizált csatornákat). Másrészt a reflektancia egy primer szabályos adatbázisba kerül besorolásra, amely a visszaverődés relatív térbeli helyzetét mutatja meg (a mérésen belül) raszteres formátumban, illetve a visszaverődés erejét, amely tekinthető a raszterek attribútumának. Ez utóbbi szerint a mért reflektancia egy – a szenzor specifikációjának megfelelő – intervallumfelbontás segítségével digitális rangszámot kap (ez a digital number: DN).

Az így gyűjtött „nyers” mérési adatok több korrekció segítségével tisztíthatók meg a mérési körülményekben természetes úton beálló változásoktól (pl.: a légkör hatásától, a napállás hatásától, a szenzor által bezárt szög hatásától, a felszínen megmozduló objektumok keltette interferenciától stb.) A korrekció megalapozásához a műholdon elhelyezett egyéb szenzorok, földi kalibrációs területek és eszközök, illetve a távérzékelési műholdak számának megszorodásával a különböző műholdak együttállásának lehetősége nyújt segítséget. A korrekciós folyamat eredményeként földmegfigyelési termékekről beszélhetünk. A hétköznapi nyelvhasználat ezeket a termékeket nevezi földmegfigyelési adatnak, amelyek több-kevesebb korrekció segítségével a szükséges mérésnek megfelelő mértékben homogén adatminőséget szolgáltatnak. Fontos megjegyezni, hogy a földmegfigyelés egyik kiemelkedő előnye egyéb távérzékelési, illetve helyszíni adatgyűjtési módszerekkel összehasonlítva éppen ez a térbeli és időbeli adathomogenitás. Ezen termékek elsődleges (többnyire automatizált, de mindig szigorú protokoll által szabályozott) elemzéséből földmegfigyelési információ (pl.: levélfelületi index, normalizált vegetációs index stb.) nyerhető, amelyet a hétköznapi/felhasználói szóhasználat terméknek nevez⁴. Hangsúlyozandó, hogy a földmegfigyelésnek ugyanakkor nem csupán az adatok gyűjtése a feladata, hanem az adathomogenitásra alapozott információgyűjtési módszerek fejlesztése és alkalmazása is. A tömeges adatgyűjtés maga után vonja⁵ az automatizálás kényszerét, az olyan magasabb hozzáadott értékű információ előállítását, amely már a végfelhasználók számára is értéket jelent. Az informatika egyéb területein napjainkban is gyorsan terjedő Big Data (Handling), azaz a nagy/tömeges adatkezelés (SAGIROGLU et al. 2013; CHEN et al. 2014) egy speciális ága, a felvétel-információ bányászat (IIM - Image Information Mining) (DATCU et al. 2000, DATCU 2015) hivatott a feladat ellátására, azaz a tömeges adatokból nyerhető átfogó információ kinyerésére.

A manapság földmegfigyelésnek nevezett távérzékelési terület kezdetben – mint a távérzékelés maga is – katonai célokat szolgált. Ez napjainkban is érzékelhető: a polgári felhasználású földmegfigyelési adatok jóval elmaradnak a technikailag lehetséges szinttől. Például 2014 júniusától

⁴ Tehát a terméket adatként és az információt termékként definiálja a szokásos szóhasználat. A fogalmi tisztázás fontos az irodalom értelmező áttekintéséhez.

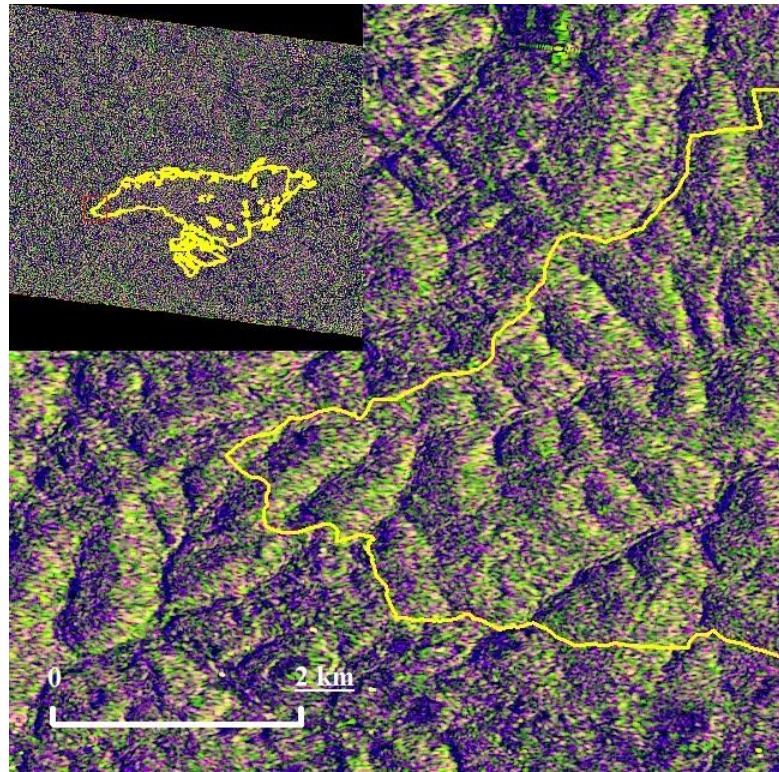
⁵ A 2000-es évek végén a rendelkezésre álló adatgyűjtési kapacitás mellett az adatelemzés elégtelensége „adattemetőket” hozott létre, amelyek a végfelhasználók számára hozzáférhetetlen információ tartalommal bírtak.

kezdődően az addigi 50 cm-re való generalizálás kényszere helyett lehetséges már 30 cm-es geometriai felbontású adatok polgári felhasználású elérése. Az új szint az USA kormánya döntésének köszönhetően vált lehetségessé (2. ábra).



2. ábra – Személygépkocsi WoldView-3 30 cm felbontású műholdfelvételen; 2014. szeptember 09, Toledo (RGB kompozit) – a felvételt az European Space Imaging támogatásával közli a szerző.

A távérzékelés – és a leginkább programozható földmegfigyelés is – igen gyorsan fejlődő terület. Az adatgyűjtési módszerek, az adatforrások (műholdak) száma szinte áttekinthetetlen, ezt mégis megkísérli BELWARD et al. 2015. Az elsődleges földmegfigyelési információk (termékek) száma is egyre növekszik (PFEIFER et al. 2012). A földmegfigyelés jelentőségét és aktualitását csak növelte, hogy az amerikai infrastruktúra után az EU által működtetett Copernicus (2012-ig GMES) globális környezeti és biztonsági monitoring program (COPERNICUS 2015/a), amely 2014 óta működési fázisába lépett, ugyancsak nagymértékben támaszkodik földmegfigyelési adatokra. Ezen adatok gyűjtését a folyamatosan bővített Sentinel műholdcsalád (SENTINEL 2015), és a kiegészítő adatforrások rendszere látja el (COPERNICUS 2015/b; ESA 2015/a; COPERNICUS 2015/c). A Sentinel adatok közeljövőbeli jelentőségét jól érzékelteti, hogy a 2014-es Image Information Mining Konferencia alcíme „The Sentinels Era” – azaz „A Sentinel Korszak” – volt (SOILLE et al. 2014). A Sentinel-1A C-csatornás SAR műholdadatok 2014 októbere óta elérhetők (3. ábra), a Sentinel-2 műhold felbocsátása 2015 tavaszán sikeresen megtörtént (ESA 2015/b), a nagy felbontású multispektrális adatok szolgáltatása 2015 ősztől várható.



3. ábra – 10 m-es felbontású Sentinel-1 C-csatornás SAR GRDH kompozit az Őrség Natura 2000 terület nyugati részéről 2015. július 29. (dual-pol: VH int., VV int., VH/VV)

A földmegfigyelési adatgyűjtés történeti áttekintéséből jól látszik, hogy a kezdeti időkben (1960-as évek második felétől) a műholdas adatgyűjtés központi kérdése elsősorban az adatok térbeli felbontásának javítása volt (TOWNSHEND 1981; BERNSTEIN 1976; FRITZ et al. 1996). A terület fejlődésével a másodlagos szándék a globális adatszolgáltatási jelleg (CONGALTON et al. 2014) előrelépése volt. Ennek a korszaknak a „zászlóshajói” a Landsat és a MODIS (Terra, Aqua) műholdprogramok, aktív távérzékelés oldalról pedig az ENVISAT és a RADARSAT programok. Napjainkban a földmegfigyelés harmadik, épp aktuális fejlődési fázisában a korábbi fejlesztési irányok fenntartása mellett egyre inkább a rendszerelvű adatgyűjtés kap teret (MALENOVSKY et al. 2012). Az adatkomplexitás és adatmegbízhatóság, valamint az ebből eredő elemzési-modellezési lehetőségek bővítése az új szándék.

A folyamat tetten érhető a Digitális Föld koncepciójának folyamatos fejlődésében (GORE 1998; GROSSNER et al. 2008; CHEN et al. 2015; CRAGLIA et al. 2012), de a földmegfigyelés gyakorlati alkalmazásában is, így a mezőgazdasági célú adatok gyűjtésében. Az aktuális adatgyűjtési korlátokat az utóbbi területen jól mutatja be WHITCRAFT et al. (2015/a; 2015/b).

A földmegfigyelés környezeti modellezésben betöltött szerepe napjainkra vitathatatlan (TURNER et al. 2015). Ez a szerep a jövőben egyre szélesedik (PETTORELLI et al. 2015). Az adatok aktualitása, hozzáférhetősége, minőségbeli homogenitása, egymást kiegészítő, rendszerbe illeszkedő jellege egyre javul, így az adatok felhasználására alapozott módszerek és alkalmazások is egyre

nagyobb biztonsággal, pontossággal és megbízhatósággal készülhetnek. Ebből a fejlesztési folyamatból a hazai tájtervezés sem maradhat ki (TÚRI 2015, BOZSIK 2014).

2.1.1.3. A földmegfigyelési adatok osztályozása

A földmegfigyelési adatokat többféleképpen lehet osztályozni és jellemezni. Ezek közül kiemelkedően hasznos Dr. Mucsi László műholdas távérzékelési elektronikus jegyzete (MUCSI 2013). 2010 óta a földmegfigyelés területén szerzett tapasztalatok alapján⁶ felhasználói szempontból talán az alábbi módon lehet a leghatékonyabban kategorizálni és jellemezni a földmegfigyelési adatokat:

1. **Az érzékelés módja:** Aktív vagy passzív mérésből származó adatok. A passzív mérés során a műholdon csak szenzor került elhelyezésére, amely a Föld felszínéről visszaverődő, jellemzően a napsütésből származó sugárzást érzékeli. Az aktív távérzékelésű műholdak saját maguk bocsátják ki a forrassugárzást, jellemzően radar hullámok formájában. Előbbi előnye a napsugárzás földfelszínen történő felhasználásáról szóló információ, így a vegetáció intenzitásának, illetve a felszínnek közti minőségi különbségek feltárásának lehetősége. Az aktív távérzékelés a visszaverődés geometriáját jobban leírja (PETRIK 2007), így a felszíni érdességről pontosabb információ nyerhető, nem függ a napállástól (kora reggeli, délutáni, éjszakai és téli időszakokban is alkalmazható), és jóval kevésbé függ a felhőzettől, illetve a légköri páratartalomtól. A SAR⁷ technológia fejlődésével a felszíni információ geometriai felbontása megközelíti a passzív távérzékelés színvonalát, de még attól elmarad. A passzív civil földmegfigyelés technológiai csúcsát napjainkban a Landsat 8 OLI és a WorldView-3 műholdas adatai, az aktív távérzékelés esetében a Sentinel-1 és a KOMPSAT-5 adatai jelentik⁸.
2. **Geometriai felbontás:** Alacsony felbontású (low resolution – LR), nagy felbontású (high resolution – HR) vagy igen nagy felbontású (very high resolution – VHR) adatok. A későbbiekben ismertetett módon a tájváltozatosság modellezésében problémát jelentően a földmegfigyelési adatok diszkrét geometriai felbontásúak, azaz az érzékelés során a Föld felszínén mért legkisebb információs egységük adott nagyságú. Az adatok három felbontás-kategóriába sorolhatók raszterméretük szerint: a VHR adatok egységei 5 m-nél kisebb területet fednek le a Föld felszínén, a HR adatok felső határa 50 m. Jellemzően a VHR adatok 1 m közeli mérési felbontást engednek, a HR adatok 10-20 m körüli felbontásúak, az LR adatok 100-500 m-es egységmérettel a globális elemzéseket támogatják. Aktív

⁶ A szerző 2012 óta a magyarországi MS VHR adatok forgalmazásáért felelős műszaki megbízott, valamint a Copernicus Masters 2013 európai földmegfigyelési fejlesztési díjának nyertese a High Resolution Challenge kategóriában.

⁷ szintetikus apertúrájú radar

⁸ Előbbiek a kutatási célokra szabad hozzáférésű adatok, utóbbiak a kereskedelmi forgalomban elérhető adatok

távérzékelés esetében a geometriai felbontás függ a mérési hullámhossztól (NAT. RES. CAN. 2014), a kibocsátás és érzékelés sűrűségétől és a keringési pályáján elmozduló műhold haladási sebességétől.

3. **A csatornák száma:** A csatornák az azonos területet egyszerre leíró információk számát jelenti. Passzív távérzékelés esetén a radiometriai és a spektrális felbontás (GIBSON 2000), illetve a felvételezési mód függvénye. Pánkromatikus felvételezés esetén a felszín geometriájának minél pontosabb mérése a cél, és az összes visszaverődés felhasználásával készülnek a mérési adatok. Multispektrális (3-15 csatorna), szuperspektrális (15-50 csatorna) és hiperspektrális ($50 <$ csatorna) felvételezéskor a felszín minőségének a minél pontosabb leírása a cél, így a visszaverődés különböző hullámhossz-tartományai egymástól függetlenül kerülnek rögzítésre. Aktív távérzékelés esetében a csatornák számának meghatározása bonyolultabb kérdés. Függ a kibocsátott és visszafogott jelek azonos időpontbeli hullámhossz-tartományainak a számától; azok polarizálásától, amely lehet vertikális (V), horizontális (H), illetve kevert: (VH, VV, HV, HH); az egy területre vonatkozó mérések számától⁹; és az így nyerhető amplitúdó és fáziseltolódási adatoktól.
4. **Időbeli felbontás:** A földmegfigyelési adatok időbeli felbontása a felhasználó szempontjából érthető úgy, mint az adott területről ismételten nyerhető adatok közötti legkisebb eltelt idő mértéke. Ez függ a műhold keringési sebességétől¹⁰, a műhold érzékelési módjától, hiszen például passzív szenzor éjszakai visszatérés esetén nem nyújt felvételezési lehetőséget; illetve a valóságban az adatok elérhetőségétől is (lásd alább).
5. **Adataktualitás:** A földmegfigyelési adatok felvételezése történhet globális lefedéssel (pl.: MODIS műholdak, Sentinel-1), programozott módon, illetve archív adatok közlésével. A globális lefedés azt jelenti, hogy meghatározott időközönként adott területegység teljes egésze kerül felvételezésre (pl.: Sentinel-1A esetében tizenkét naponta teljes európai fedvény áll elő). A kereskedelmi forgalomban a programozott adatok esetében egy előre meghatározott (a megrendelő által kívánt) területről egy ugyancsak előre meghatározott időablakban készül felvétel. A programozás során a minimális dőlésszög és a maximális felhőfedettség is meghatározásra kerülhet. A felvételezett adatok egy archívumba kerülnek, amely archívum az előre programozott adatokból¹¹, és a jelentős helyekről automatikusan készülő adatokból áll össze. Az archív adatok területi eloszlása az adott hely „érdekességének” jó mérőszáma lehet¹²: jellemző információ, hogy míg Budapest terüle-

⁹ A SAR (szintetikus apertúrájú radar) technológia a műhold repülés közben – azaz elmozdulás során – mért adott területről származó minél többszöri mérés lehetőségén alapul.

¹⁰ ami függ a műhold keringési magasságától

¹¹ egy adott időmennyiség eltelte után

¹² az archívum fenntartását ugyanis a kereslet-kínálat törvényei határozzák meg

téről a téli felvételezés szünetelésének kivételével az elmúlt három évben csaknem heti rendszerességgel érhető el MS VHR adat, addig Nógrád megye esetében ez az adatellátottság évi 1-2 felvételt jelent.

6. **Az adatok elérhetősége:** A földmegfigyelési adatok elérhetőségi szempontból három kategóriába sorolhatók¹³: nagy valószínűséggel elérhető adatok; feltételesen elérhető adatok; csak igen ritkán elérhető adatok. Az adatok elérését a műholdkezelő adatgyűjtési céljai, a műszer felvételezési, távközlési kapacitása, valamint a felvételeket kezelő informatikai infrastruktúra és a megkívánt adatminőség befolyásolja. Nagy valószínűséggel elérhető adatok a kutatási célokra szabad felhasználású, és az általában globális lefedést produkáló műholdak (Landsat, SPOT, Sentinel műholdcsalád). Ebben az esetben az időbeli felbontás, illetve a felhőzet megléte további korlátozó tényező. Ugyancsak nagy valószínűséggel elérhető adatok a kereskedelmi forgalomban lévő programozott adatok. Megfelelő minőségű elérésüket a beszerzési költségeken túl befolyásolhatja a felhőzet, illetve a légköri pára, a műszer felvételezési kapacitása, illetve – a felsoroltakhoz viszonyítva a legkevésbé – a műholdak effektív visszatérési ideje (pl.: GeoEye, QuickBird, WorldView műholdcsaládok, vagy az európai fejlesztésű Pleiades adatok). A feltételesen elérhető adatok közé az archív adatok sorolhatók, hiszen az archívumból már nagy biztonsággal elérhetők, de az archívumban való meglétük bizonytalan. Az archívumban rögzített adatok felhasználását tovább korlátozhatja minőségük, így a felhőfedettség, a napállás, vagy a földközeli pára. A csak igen ritkán elérhető adatok közé általában a legújabb típusú adatok, vagy az euro-atlanti térségen kívül forgalmazott felvételek sorolhatók. Ebben az esetben a műholdak még nagy arányban kerülnek hírszerzési alkalmazásra, adataik nem kerülnek (publikusan kereshető) archív adatbázisba, vagy igen speciális felvételezési módban működnek. Tipikusan ilyen adatnak tekinthetők a DMC¹⁴ által támogatott „nemzeti” műholdak (pl.: NigeriaSat), vagy az EO-1 Hyperion hiperspektrális adatok. A feltételesen elérhető és a csak igen ritkán elérhető adatok közötti alkategóriát képezik a szinte megfizethetetlen adatok. Ilyen adatok a CosmoSkyMED felvételei vagy a TerraSAR-X Tandem adatai (melyek európai kutatási projektek számára szigorú adminisztráció mellett ingyenesen is elérhetők), vagy a SkyBox Imaging által kínált 90 másodperces VHR videók. A fenti elérést korlátozó tényezőkből kitűnik, hogy az aktív földmegfigyelésű adatok nagyobb biztonsággal elérhetők, adatgyűjtésük jobban tervezhető. Ezek használata azonban az adatfeldolgozás és az interpretáció során jár korlátozó tényezőkkel.

¹³ a szerző tapasztalatai szerint

¹⁴ Disaster Monitoring Constellation Consortium

2.1.2. (Többváltozós) statisztika

A közkezdelt Wikipedia on-line enciklopédia szerint a statisztika a valóság számszerű információinak megfigyelésére, összegzésére, elemzésére és modellezésére irányuló gyakorlati tevékenység és tudomány. A nem tudományos igényű definíció kritikai elemzése két pontosítást tesz szükségessé: 1) a statisztika *eszköze* az információ kinyerésének, az információ a statisztika *eredménye*, a statisztika *adatok* elemzésével és értelmezésével nyújt információt; 2) a statisztika hozzáadott értéke teszi lehetővé az adatokból történő – magasabb értékű – információ előállítását, ennek feltétele ugyanakkor az adatok *tömegessége*.

Első megközelítésben tehát a statisztika a valóság *számszerűsíthető tömeges* adatainak megfigyelésére, összegzésére, elemzésére és modellezésére irányuló gyakorlati tevékenység és tudomány. Ebben a doktori dolgozatban a statisztika mint az elemzés és modellezés – így az *adatifeldolgozás* – eszköze szerepel, a kísérlettervezés HAJTMAN (2012) megközelítéséhez hasonlóan nem képezi a tárgykör részét¹⁵. HAJTMAN (2012) azt is érzékletesen kifejti, hogy az adatok tömegességéből származó heterogenitás megértése rejti az információt, amely általában valamilyen hatás lenyomata. A statisztikai adatfeldolgozás tehát ennek az adatokban tükröződő hatásnak a megértését szolgálja, erről nyújt objektív, számszerűsítő információt¹⁶.

A statisztikai elemzés tárgyát képező adatok különböző adatfajtákba sorolhatók, amely kategorizálás az adatok belső természetére és kinyerési módjukra utal. A folytonos (intervallum- vagy arányskálán mért), diszkrét (számlált), ordinális (rangsorolható) és kvalitatív (megállapítható/besorolható) adatfajták olyan minőségi sorozatot is képeznek, amely esetében átalakítás csak az előbbiből (magasabb rendű adatfajták) az utóbbi irányába történhet objektív módon, fordított irányban generalizálás történik. Az adatfajták megállapítása nem is olyan egyértelmű feladat ennek tükrében. Például, míg a földmegfigyelési adatok folytonos alapsokaságból származnak, DN értéként való tárolásuknak köszönhetően a valóságban rangsorolt adatok. Ezen a tényen a rangsor hosszának, és az adatfelvételezés módját jellemző nagyfokú térbeli homogenitásnak a megállapításával lehet túllépni, amely a generalizálásból adódó hibát minimálisnak, illetve egyformának becsüli¹⁷.

A statisztikai megközelítés során az alapsokaság egészét kívánjuk megismerni egy vagy több mintavétel segítségével. Az alapsokaságot leíró adatok a változók. A modellezés ismeretelméleti kényszerűségéből (2.1.3.1. fejezet) adódóan azonban a legritkábban fordul elő, hogy az alapsok-

¹⁵ Hajtman Béla megfogalmazása szerint a statisztika az adatokból való következtetés tudománya.

¹⁶ A későbbiekben, a *tárváltozatosság* modellezésének bemutatása során érdemes erre a megközelítésre visszaemlékezni.

¹⁷ A generalizálásból adódó hibát egyfajta lineárisra visszavezethető transzformációhoz közelíti, amely a következtetések érvényességét nem befolyásolja.

kaság egészét megismerhetjük. Így a gyakorlati megközelítésben a változók a véletlen mintára vonatkoztatott adatokat tartalmazzák. A statisztikai eszközökkel vizsgált jelenségek/hatások minél teljesebb megismerése érdekében egy-egy mintabeli elemet több változóval is jellemezhetünk. HAJTMAN (2012) értelmezésében, ha a változókat nem külön-külön vizsgáljuk, többváltozós statisztikai módszereket alkalmazunk. Ennél szűkítőbb megközelítés például STEVENS (2009) meghatározása, amely a függő változók egynél nagyobb számát követeli meg, ezzel az egy függő változót több független változóval magyarázó eljárások mellett a dimenziócsökkentő eljárások nagy részét is automatikusan kizárva a többváltozós statisztika tárgyköréből¹⁸.

Az általános értelemben vett többváltozós statisztikai eljárások ugyanis két nagy csoportra oszthatók: adatredukciós (dimenziócsökkentő, aggregáló) módszerek és magyarázó módszerek osztályába (SZÉKELYI et al. 2008). Az aggregáló módszerek az adatok érvényességének, megbízhatóságának növelését, illetve a magasabb adatfajtába való transzformálását teszik lehetővé. A magyarázó módszerek egymással aszimmetrikus viszonyban álló változókat feltételeznek, hiszen van közöttük kitüntetett szereppel bíró: a függő változó. *„E függő változó viselkedését” magyarázzuk ezekben a modellekben a független változók segítségével. A viselkedés magyarázata pedig nem jelent mást, mint a függő változó teljes heterogenitásának két részre bontását*” (SZÉKELYI et al. 2008). A két rész a magyarázott (okaiban leírt) és a magyarázatlan (okaiban ismeretlen) hányad. Dimenziócsökkentő eljárásnak tekinthető például a főkomponenselemzés, a faktorelemzés, illetve a klaszteranalízis; magyarázó módszer például a varianciaanalízis, a regressziószámítás, az útmodell-számítás és a diszkriminanciaanalízis is. Természetesen a két csoport között vannak átmenetek, ilyennek tekinthető például a kanonikus korrelációszámítás.

MCGARIGAL et al. (2000) kifejti, hogy a többváltozós statisztikai módszerek általában (de nem minden esetben) feltáró jellegűek, így a hipotézisek, illetve a feltételezések *eredményei* a módszerek alkalmazásának. A változók adatai által konstruált többváltozós modelltől a valóság leképezésének egy lépcsőfoka. A modelltérben való többváltozós kutatás felderíti azokat az összefüggéseket, amelyek igazolására általában (jobban interpretálható) egyváltozós statisztikai eljárások szolgálnak. Hasonló következtetési rendszer helyességét taglalja TUKEY (1974), amikor kifejti, hogy a statisztikai vizsgálatok során szükség van egy referenciamodell kialakítására, *amire* az adatok valós eloszlását hozzá lehet mérni az igazoló vizsgálat folyamán. Ilyen referenciamodellek előállításában jól használhatók a többváltozós módszerek akár többször egymás

¹⁸ Ennek a meghatározásnak köszönhetően került a fejezet címében a többváltozós szó zárójelbe. STEVENS (2009) a szigorú definíciót követően a gyakorlati alkalmazás nyomásának engedve a definíción kívül eső többszörös regressziószámítást és a főkomponens analízist is tárgyalja.

utáni alkalmazásával. Ennek köszönhetően nem megalapozott, illetve félrevezető lehet a próbák (tesztek) logikájában bevált „hipotézis” szó használata a többváltozós statisztikai módszerek alkalmazása során.

A többváltozós statisztika feltáró jellegét MCGARIGAL et al. (2000) a módszerek két tulajdonságából vezeti le. A többváltozós statisztika leíró tulajdonsága, hogy a változók optimális kombinálásának szabályait fogalmazza meg¹⁹. A többváltozós statisztika következtetési tulajdonsága, hogy a kísérletenkénti hiba mennyiségét kontrollálni képes. Míg ugyanis a statisztikai következtetések egyes esetekben akár egyváltozós próbákkal is megvalósíthatók lennének, a változónként elvégzett kísérletek száma és azok eredményeinek összhibája a változók számával együtt meredeken nőhet. A többváltozós elemzések ennek a hibahalmozódásnak képesek gátat szabni.

Az adatfeltárás folyamatát, az adat fogalmától az adatelemzésen át az adatszintézisig JAMBU (1991) igen érzékletesen mutatja be. A szerző hangsúlyozza, hogy az adatelemzés során a következtetés a gyűjtött adatokból történik, ezt nem előzi meg modellépítés. JAMBU (1991) szerint a fő adatelemzési elvek a következők:

1. A rendszer megismerése az adatokból – és nem fordítva.
2. A változókból történő információbányászat egyszerre történik, *párhuzamos* folyamat.
3. Az információs rendszer alkalmazásának folyamata számítógép-orientált. (Így annak előnyeit, például az ismételhetséget és az iteratív közelítést, kiaknázza²⁰.)
4. A további digitális előnyöket, különös tekintettel a grafikus eszközökre, felhasználja.

A szerző ugyanakkor megjegyzéseiben kitér arra, hogy akadnak kivételek: egy modell adatelemzési folyamatba történő bevonása elősegítheti az elemzés hatékonyságát. Erre akár földmegfigyelési példa is hozható: a SAR interferometria folyamatában – felszínmodell definíciója során – a radar adatok fáziseltolódásának értelmezésekor előbb egy Föld-modell, majd egy durva felbontású domborzatmodell kerül „kivonásra” a mért adatokból, annak érdekében, hogy a lokális viszonyok jól képviseltessék magukat.

JAMBU (1991) kitér arra is, hogy az egyváltozós próbákkal végzett adatfeltárás nemcsak lassúsága, valamint a halmozódó hiba miatt nem előnyös, de szemantikai problémát is generál a szintézis elmulasztásával. Az adatok információtartalmát globális megközelítésben szükséges kinyerni. Kitekintésként a szerző felhívja a figyelmet a kísérlettervezésre, hogy bár az adatgyűjtés független tevékenység az adatelemzéstől, annak céljára való tekintettel kell megvalósuljon. Az adatelemzés azonban nem öncélú – a cél a szintézis. Az adatok interpretációját taglalva, JAMBU (1991) kifejti a régi igazságot: „egy kép felér ezer szóval” – például egy hisztogram információ-

¹⁹ Az optimum fogalma az elemző szándékától és a használt elemzési módszertől függ.

²⁰ a szerző megjegyzése

tartalma, amely az eloszlás alakját is ábrázolja, esetenként lényegesen több lehet egy számsor vagy egy táblázat kifejező erejénél²¹.

MCGARIGAL et al. (2000) a következő módon összegzi a többváltozós statisztikai módszerek ökológiai kutatásokban kiaknázható előnyeit:

1. Jobban tükrözik az ökológiai rendszerek többdimenziós, többtényezős természetét.
2. Megoldást kínálnak a nagy elemszámú, sok változóval leírt rendszerek elemzésére – a redundancia korrekt kezelésével párhuzamosan.
3. A változók „optimális” együttállásának szabályairól is nyújtanak információt.
4. A kísérletenként halmozódó hiba kezelésére is nagy gondot fordítanak.
5. Utólagos összehasonlításra is lehetőséget adnak a lehetséges magyarázatok statisztikai szignifikanciájának meghatározásával.
6. A változók közötti szinergiák felderítésére is kínálnak megoldást.
7. Az adatok feltárásának eszközei, alapul szolgálnak a szintézishez és az interpretációhoz.

A térbeli adatok statisztikai elemzésének specifikumaiként – szembeállítva a térbeli adatok specifikumaival – a következők sorolhatók fel (REIMANN et al. 2011):

1. Az adatok térbeli elhelyezkedéstől függése (minél közelebb van egymáshoz két elem, annál nagyobb valószínűségű hasonlatosságuk) – a klasszikus statisztikai megközelítés az elemek egymástól való függetlenségét feltételezi.
2. Minden térbeli mintavételi hely sok folyamat – ható tényező jelenlétének vagy hiányának – eredményeként kialakult jellegzetességekkel bír – a klasszikus statisztikai módszerek többsége a minták összehasonlíthatóságát feltételezi, illetve a mintákról feltételezi, hogy azonos eloszlásból származnak.
3. A valós térbeli adatok mindig rendelkeznek pontatlansággal, illetve megbízhatatlansággal – a klasszikus statisztikai módszerek nem kezelik az adatok random hibáját.
4. A térbeli adatok igen sokszor kompozíciós jellegűek. Például százalékban meghatározott értékek, úgy, hogy összegük értelemszerűen 100%. Ebben az esetben a százalékos értékek nem változhatnak egymástól függetlenül: ha egy változóérték csökken, a többinek növekednie *kell*. A klasszikus statisztikai megközelítés a változóértékek egymástól való függetlenségét (autokorrelálatlanságát) feltételezi.

A szerzők TUKEY (1977) munkájára hivatkozva kifejtik, hogy a fenti problémákból adódóan a feltáró adatelemzés többváltozós statisztikai módszerei jobban megfelelnek a térbeli adatelemzés céljainak, mint a klasszikus statisztikai módszerek alkalmazása, vagy kiterjesztése.

²¹ Ennek a megfontolásnak is köszönhető, hogy jelen dolgozatban a táblázatok ábrákhoz viszonyított aránya 1:5.

A többváltozós módszerek áttekintése során DEMPSTER (1971) bemutatja az adatelemzés logikai, ismereti és hipotézisbeli struktúráját. A feltáró és modellező jelleg taglalását követően a szerző két lényeges interpretációval összefüggő problémára hívja fel a figyelmet. Elsőként a paraméterek számosságának problémájára, amely többek között abból következik, hogy a többváltozós módszerek eredeti fejlesztésekor a változók száma tízes nagyságrendű volt, míg ez a gyakorlatban többször a százas, sőt ezres nagyságrendet közelíti. Erre földmegfigyelési példa is hozható: hiperspektrális adatok (sokszor 100 fölötti csatornaszám) elemzésekor a klasszifikációs faktorok meghatározása esetében a bevont csatornák számosságából adódóan nehéz olyan, *értelmezhető* faktorok kialakítása, amelyek aztán a klasszifikáció során is jól használhatók. Ezzel a problémával összefüggő a többváltozós elemzések esetében az ok-okozatiság megőrzésének problémája. DEMPSTER (1971) szerint elmondható, hogy az okozatisági viszonyok interpretációja a többváltozós módszerek alkalmazását követően lehetséges, de igen óvatos és körültekintő értelmezést igényel.

A többváltozós statisztikai módszerek közötti tájékozódásban, illetve az elemzési céloknak megfelelő választásban igen hasznos útmutatást ad MERTLER et al. (2002) munkája. A szerzőpáros a többváltozós statisztikai elemzés céljaként a 1) a változók közötti kapcsolat feltárását; 2) a csoportok közötti különbség elemzését; 3) a csoportba sorolás becslését, illetve 4) a struktúra elemzését határozza meg, és így csoportosítja, valamint röviden jellemzi az eljárásokat. A többváltozós elemzési módszerek megválasztása hatással lehet a levonható következtetésekre, de legalábbis árnyalhatja azokat. Azonos adatokból különböző módszerek alkalmazásával nyert információ összehasonlításának kérdéskörét LUDBROOK (2002) járja körül kritikai munkájában.

A dolgozat kísérleti részeiben (4. fejezet) a statisztikai elemzéseket IBM SPSS²² szoftverrel készítettem. A vizsgálatok során nemlineáris regresszióelemzést végeztem. A hibatagok normalitását a ferdeségek és csúcosságok alapján teszteltem. A hibatagoknak a magyarázó változóktól való függetlenségét grafikus módszerrel ellenőriztem. A mintaterületek csoportosításához K-közép klaszteranalízist használtam. Régiócsoportok összehasonlítására egytényezős varianciaanalízist alkalmaztam. A post hoc vizsgálatot a Tukey-féle módszerrel folytattam (TUKEY 1949). A szóráshomogenitás ellenőrzésére Levene statisztikáját (LEVENE 1960) alkalmaztam, a hibatagok normalitását ismét a ferdeségek és csúcosságok alapján teszteltem. A klaszteranalízis során nyert csoportátlagok közepeit Welch-próbával (WELCH 1938) hasonlítottam össze.

A többváltozós megközelítés fokozott érzékenységet mutat az adatminőségre. Mivel az adatok általában nehezen javíthatók, az elemzési módszerek adatminőség iránti érzéketlenségének fejlesztése nyújthat megoldást a probléma áthidalására. A robusztus statisztika a statisztikai folya-

²² IBM SPSS Statistics © 20.0.0.IBM Corp.

matok stabilitásának fokozását jelenti, rendszerezetten elemzi az ismert folyamatok modell-feltevésektől való eltérését, és ha kell, új folyamatok fejlesztését teszi lehetővé (HAMPEL 2001). A többváltozós statisztikai adatelemzés és a robusztus megoldások fejlesztésének szoros kapcsolatára hívja fel a figyelmet HOAGLIN et al. (2000) munkája illetve MOLLER et al. (2005) módszertani áttekintése.

A térbeli adatok statisztikai elemzésének áttekintésekor két kiemelkedően fontos jelenség megemlítése szükséges, ezek pedig: az autokorreláció és a MAUP²³, azaz a változó térbeli felbontás problémája. Az autokorreláció úgy határozható meg, mint a térbeli adatok egy jellegzetes tulajdonsága, amely annak a kölcsönhatásnak az eredménye, amely a tér különböző egységei között áll fenn. Ez egyrészt a térbeli jelenségek térbeli *kiterjedésének* az eredménye, hiszen *valóságos* pontszerű adatokról nem beszélhetünk; másrészt a valóságban fennálló térbeli folyamatok következménye – gondoljunk gáz kibocsátás esetén a szél hatására, vagy távérzékelés esetében a sugárzás légköri szóródására; harmadrészt a térbeli *adatok leképezésének és elemzésének* (generalizálás következtében bekövetkező) hibájából adódik (ODLAND 1988). A statisztika feladata, hogy ezt a jelenséget, és annak a következtetésekre gyakorolt hatásait leírja, illetve hogy a különböző komponenseit szétválassza. Mivel a jelenség többkomponensű, a többváltozós statisztikai eszköztár kínál erre megoldást. ODLAND (1988) bemutatja a főbb autokorreláción alapuló függvényeket, adatfajtáktól függő alkalmazási lehetőségeiket, a regressziós megközelítés lehetőségét, valamint a méretarány, illetve az időtényező bevonásának problematikáját. ORD et al. (1995) az autokorreláció feltárására leíró statisztikákat, és azok alkalmazási lehetőségeit mutatja be. DORMANN et al. (2007) az ökológiai alkalmazásban bevethető módszereket tekinti át.

A MAUP – azaz a változó térbeli felbontás problémája – WALLER et al. (2004) megfogalmazásában az a statisztikai jelenség, amely egy adott méretarányú adatokból származó statisztikai következtetések megváltozásához vezet az előbbitől eltérő méretarányú adatok alkalmazása esetén. A MAUP kérdéskörére BIVAND (1998) is kitér a területi statisztikai módszerek részletes áttekintése során. TOBLER (1989) a léptékeken átnyúló változékonyságban látja a MAUP forrását. WONG (1996) kifejti, hogy az autokorreláció a MAUP egyik fő oka. Mivel a területi statisztikák nagymértékben kerülnek döntéstámogatási alkalmazásra, UNWIN (1996) felhívja a figyelmet arra, hogy az aggregáció szintjétől függő érzékenység statisztikai értelmezése nélkül a következtetések – és így a döntések is – megalapozatlanok. PÁEZ et al. (2004) áttekinti a MAUP által érintett statisztikai módszereket. ARBIA (1989) egy keretrendszert javasol a problémakör vizsgálatára. A probléma érvényességének tagadása – vagyis a területi statisztikai adatok csak gyűjtési méretarányban való alkalmazhatóságának hangsúlyozása – mellett a probléma napjainkig meg-

²³ Modifiable Area Unit Problem

oldatak, a megoldás (többváltozós) statisztikai megközelítése (FOTHERINGHAM et al. 1991) azonban kézenfekvő. A MAUP áttekintése a térbeli modellezés szempontjából a tájmodellezés szempontjából a 2.2.2.2–2.2.2.3 fejezetekben olvasható.

2.1.3. Tájmodellezés

A tájmodellezés nem egy jól definiált fogalom, terminológiája nem egységes. A legegyszerűbb megközelítés, ha a tájak modellezését értjük alatta. A következőkben a modellezési eljárásokat tekintem át, majd a tájmodellezés sajátosságait gyűjtöm össze, végül megfogalmazom a dolgozat modellfeltevéseit jelentő definíciókat.

2.1.3.1 A modellezésről általában

A modellezés elsődleges értelme abból az ismeretelméleti szükségszerűségből következik, miszerint egy adott tárgykört (domaint) nem ismerhetünk meg a maga teljességében. Az erre való hivatkozás azonban a valós életben általában nem szünteti meg a döntési-cselekvési kényszert, így az általános értelemben vett problémamegoldás, illetve döntési folyamat tárgykörét olyan térrel – rendszerrel – szükséges helyettesíteni, amely megismerhető, leírható. Ennek a helyettesítésnek a megadása a modellezés folyamata (APOSTEL 1961). A modell megadásakor – épp a tárgykör egyszerűsítése végett – egyszerűsítő megállapítások, modellfeltevések születnek. Ilyenek tekinthető például a későbbiekben megadott tájdefiníció, vagy a doktori dolgozat tájváltozatlanságra alkotott definíciója.

“A modelleket fel lehet osztani empirikus és mechanisztikus modellekre. Az empirikus modellezés során matematikai eljárásokkal újból leírjuk a mért adatokat, amelyből a modellt megalkottuk. Sokkal több információt nem ad, mint az eredeti adatok, legfeljebb könnyebben leírható, egyszerűbb formába önti a megfigyeléseket. Előnye az egyszerűségében keresendő. A matematikai eszköz legtöbbször valamilyen függvényt jelent, mely lehet lineáris vagy nem lineáris. A mechanisztikus modell azoknak a fizikai, kémiai és biológia folyamatoknak a megértésén alapszik, amelyek hatással vannak a vizsgálandó jelenségre.” (HUZSVAI 2011). A tájak modellezése általában empirikus modellezési folyamatnak tekinthető.

A modell, mivel egy egyszerűsítő leképezés, rendelkezik általános jellemzőkkel. Ilyen jellemzők a következők (LIU 2009):

- kiválasztó magatartás: a modellbe bevont információk közül történő erős szelekció;
- megközelítő magatartás: a valóság közelítésének törekevése, a valós tárgykör jellemzőinek és folyamatainak tükrözése;
- ösztönző magatartás: a modellek (az alkalmazás során) előrevetítik saját kiterjesztésüknek illetve általánosításuknak lehetőségeit;

- újrahaznosíthatóság: egy tárgykörön érvényesített modell (az egyszerűsítő leképezés következtében) egy másik tárgykörön is érvényesíthető.

A modellek alkalmazása ugyanakkor egy igen gyorsan fejlődő - így komplex - terület, ahol a modellek rendszerezésének hiányában néha igen nehéz eligazodni. Ennek következtében a modellek alkalmazása távol áll az optimálistól (RITCHEY 2012). Ritchey leírja a tudományos modellek két szükséges kritériumát:

- A. A tudományos modell legalább két, változóként felfogható jelenséget tartalmaz.
- B. A változók, vagy azok értékei között kapcsolat írható le.

A és B kritériumokat tekintetbe véve a tudományos modellek a következő módon jellemezhetők:

- Meghatározottság: 1) a változók értékei egy előre definiált tartományban mozognak; 2) a változók értékei előre meg nem határozottak (black box).
- Irányítottság: A kapcsolat a változók között 1) irányított; 2) nem irányított.
- Mérhetőség: A változók közötti kapcsolat 1) mérhető; 2) nem mérhető.
- Visszacsatolás: A változók közötti kapcsolat 1) visszacsatoló jellegű; 2) nincs visszacsatolás.
- A kapcsolat típusa: Milyen természetű a változók közötti kapcsolat: 1) matematikai/függvényszerű; 2) valószínűségi; 3) kvázi okozati (hatás elvű); 4) nem okozati (logikai/normatív).

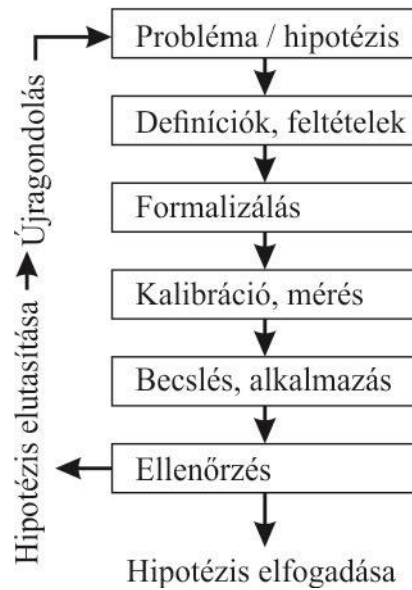
A modelleket elvonatkoztatási (absztrakciós) szintjük szerint is lehet jellemezni (THOMAS et al. 1980). A méretarány modellek közül az ikonikus modellek képviselik a legalacsonyabb absztrakciós szintet, amelyek a valóság kicsinyített másának felelnek meg. Az analóg modellek már némely tulajdonságot felnagyítanak, illetve torzítva jelenítenek meg. A koncepcionális (elméleti) modellek közül megkülönböztethetünk részleges, illetve általános modelleket, amelyek a tárgyköröknek csak részterületeit vagy teljességüket kívánják magukba foglalni. LIU (2009), áttekintve a modellezési eljárásokat, a 2. táblázat szerint kategorizálja azokat.

2. táblázat – A modellek csoportosítása (Liu 2009 nyomán)

Szempont	Típusok	Magyarázat
Az elmélet viszonya	Elmélet alapú	~Igazoló. A modell egy elmélet levezetéseként, annak szimbólumaként kerül kialakításra.
	Elmélet alapozó	~Megismerő. A valós világ megfigyeléséből, és a modellben történő rendszerezett elemzéséből jön létre az elmélet.
A modellezés lényegisége	Részmodellek	A megismerési terület csak egy részére, darabjára kerül kialakításra és érvényesítésre.
	Általános modellek	A megismerési terület egészére – annak kapcsolataival együtt – érvényesnek tartott és alkalmazott modellek.
A modell-irányultság	Leíró	A valóság egyszerűsítő leírására koncentrálnak – a megértés érdekében.
	Normatív	~Előíró. A modell azokat az eseményeket is megába foglalja, amelyek bekövetkezése előfordulhat.
Időkezelés	Statikus	Időben kiegyensúlyozott jelenségeket ír le.

	Dinamikus	Időben változó jelenségeket foglal magába.
Előrevetítő jelleg	Determinisztikus	A természetes törvények működési jellegének megfelelő következtetések, megállapítások.
	Sztochasztikus	A valószínűségi (véletlentől függő) folyamatok, jelenségeket is integrálja a következtetés menetébe.
A megoldási folyamat jellege	Analitikus	Egyirányú folyamat, iterációt, visszacsatolást nem tartalmaz.
	Szimulációs	A modell működése során a megoldás iteratív módon kerül megközelítésre.

A legmagasabb absztrakciós szintnek a matematikai modellek feleltethetők meg, ahol a modell egy “új, egyezményes nyelvezetre” kerül lefordításra, annak rendszerének és axiómáinak alkalmazásával. THOMAS et al. (1980) a 4. ábra szerint írja le a matematikai modellezés folyamatát.



4. ábra – A matematikai modellezési folyamat lépései – Thomas et al (1980) nyomán

2.1.3.2 A tájak modellezése

Az előzőek tekintetbevételével milyen sajátosságai vannak a tájak modellezésének? Ehhez szükséges egy elfogadott tájfogalom bevezetése. A táj CSEMEZ (1996) által is a “legjobb” – legelfogadottabbnak – tartott definíciója: *“A táj nem más, mint a természet és a társadalom kölcsönhatásainak ellentmondásos, ezért dialektikus egysége. A táj egyrészt a társadalom anyagi életfeltétele, másrészt magas rendű vizuális-esztétikai kvalitások hordozója. Ezért egyben az ember és a természet kölcsönhatásainak tárgyiasult – az ember alakította anyagi világban manifesztálódott – története. A táj antroposzocio-centrikus fogalom. A természet és a társadalom olyan ellentétpár, mely kölcsönösen áthatja egymást, és megbonthatatlan egységet képez. Azaz a táj a társadalmi igényeknek megfelelően a bioszférából nooszférává alakított, emberesített természet, emberi környezet.”* (MÖCSÉNYI 1968)

Ha a modellezés folyamata egy döntési-cselekvési tárgykör egyszerűsítő leképezésének felel meg, akkor szükségképpen a táj alakításának mint döntési-cselekvési folyamatnak konzisztens része kell legyen.

“Tájtervezés-tájrendezés: Ökológiai, műszaki, ökonómiai ismeretek és esztétikai elvek alapján az emberi környezet, a táj alakítása annak érdekében, hogy a táj élettani kondicionáló hatása, termelőképesége, használati és vizuális értéke növekedjék” (CSEMEZ 1996).

A tájmodellezés tehát a táj mint döntési-cselekvési tér egyszerűsítő leképezése.

A modellezés azonban nem öncélú. Erre utal Mőcsényi professzor antroposzocio-centrikus jelzője is. A modellezés tehát feltételezi a döntés, cselekvés – azaz alakítás – szükségszerűségét. Ez a cselekvés a tájtervezés-tájrendezés folyamata.

A nemzetközi – elsősorban angolszász – irodalom a tájmodellezésnek elsősorban a tájökológiai vonalát hangsúlyozza. *“A tájökológia az életközösségek (biocönózisok) és azok környezeti feltételei között fennálló valamennyi, egy meghatározott tájrészletben uralkodó komplex hatásmechanizmus tanulmányozásával foglalkozó tudomány.”* (TROLL 1968) A tájökológiát azóta többféleképpen is definiálták (PICKET et al. 1995, RISSER et al 1984, TURNER 1989, TURNER et al. 2001, URBAN et al. 1987), de ezek általában a térbeli változatosság és az ökológiai folyamatok közötti összefüggést hangsúlyozzák, amely összefüggés leírására a tájmodellezés fogalmát alkalmazzák.

Eszerint a tájökológiai megközelítés a táj mintázatának (landscape patterns) vizsgálatából indul ki. TURNER (2005) elismeri, hogy az európai megközelítésnek (BASTIAN 2001, OPDAM et al. 2002) – közöttük meg nem említett, de kiemelkedő módon a Mőcsényi-féle tájdefiníciónak is – inkább központi eleme a társadalom-központúság, és a tervezési-rendezési megközelítés. Ezt a

különbséget mutatja be MAKHDOUM (2008) is. Tehát a tájmodellezés fogalmára igen erősen hat annak tudományos-alkalmazási területe. Ugyanakkor a tájtervezésnek és tájrendezésnek csak egyik – bár legfontosabb – eleme a tájökológia, így a tájmodellezés fogalmának a tájökológiában elfogadott alkalmazásánál (azaz a tájmintázat modellezésénél) általánosabb definíció megalkotása szükséges az alkalmazási terület rugalmasabb kezelése érdekében.

A tájmodellezés egy másik elterjedt megközelítése a rendszerdinamikai modellek felállítása²⁴ (FORRESTER 1994, FORRESTER 1969), amely a tájalakító hatótényezők és hatásfolyamatok informatikai modellezésével közelíti a valóságot. Ezek lehetnek természeti vagy emberi/társadalmi hatások. Alkalmazásuk – a módszertani középpontot jelentő folyamatok kiterjeszhetőségének köszönhetően – a scenárió-készítésben igen elterjedt. A folyamat-orientált szemlélet a tájmodellezés definíciójának nyilvánvalóan fontos eleme. Ugyanakkor a rendszerdinamikai modellek szélesebb alkalmazásának erős gátját jelenti az igen bonyolult parametrizálási folyamat, a bemenő adatok (széleskörűségükből adódó) gyűjtésének nehézsége, valamint a verifikáció és validáció²⁵. Nagy előnyük ugyanakkor a gyors (számítógépes) futtatás.

A nemzetközi irodalom a táj térbeliségét hangsúlyozva – valamint sokszor a tájökológiai alkalmazásból kiinduló módon – a tájmodellezést elsősorban a térinformatika segítségével megvalósuló folyamatként jellemzi. A térbeli leképezés – így a tájmodellezés – egyik, talán legfontosabb kérdése a méretarány (LEVIN 1992, WIENS 1989), amely a nemzetközi irodalomban (pl.: Landscape Ecology) a tájmodellezés központi témakörévé vált.

BELÉNYESSI et al. (2008) leginkább elfogadott fogalma szerint a térinformatika *“hardver, szoftver és módszerek rendszere, amely segíti a komplex tervezési és irányítási feladatok megoldására szolgáló térbeli adatok gyűjtését, kezelését, feldolgozását, elemzését és a megjelenítését.”* A térinformatika előbbi definíciója tartalmazza a tervezési és irányítási irányultságot (amit a modellezés megkíván), azonban nem feleltethető meg a tájmodellezés fogalmának, hiszen annak egy keretrendszer nyújt csupán. Mivel a modellezés az egyszerűsítő leképezés *folyamata*, nem tehető egyenlővé egy keretrendszerrel, vagy annak elemeinek összességével. Belényessi definíciója nem folyamatorientált, hanem a műveleti lépések hangsúlyozásán alapul: gyűjtés, kezelés, feldolgozás, elemzés, megjelenítés. DETREKŐI et al. (1995) bemutatja, hogy a térinformatika önmagában is egy modellezési folyamat, kapcsolat a valós világ, az elméleti modell, a logikai modell (adatmodell), a fizikai modell (adatbázis), és a digitális modell (ábrázolás) között. A térinformatika egy speciális alkalmazási *módja* lehet a tájmodellezés, hiszen a cselekvést-döntést feltételező tájtervezés-tájrendezés rendszere nem feleltethető meg kölcsönösen a térinformatika

²⁴ ‘system thinking’, ‘system dynamics’

²⁵ elő- és utóellenőrzés

rendszerének. A tájmodellezésnek a tájtervezési *folyamatba* történő illesztése szintén megköveteli egy új (a térinformatika fogalmához képest szűkítő) definíció kialakítását.

A tájmodellezés egy olyan, a tájak mint komplex térbeli rendszerek egyszerűsítő leképezését szolgáló (logikai) folyamat, amely a tájértékelés elemzési lépéseit a tájértékelés céljainak megfelelő módon köti össze egymással, valamint a tájvizsgálattal és a javaslattétellel. Így a tájmodell egy olyan rendszer, amely a tájtervezési-tájrendezési folyamat ki- és bemeneteit szabályozza.

2.1.3.3 A tájmodellek jellemzése

A tájmodellek – mivel a ki- és bemeneteket szabályozzák a tájtervezési-tájrendezési folyamatban – elsősorban a modellezési morfológia szerint jellemezhetők. A diszciplináris (ökológiai, technikai, ökonómiai, szociális, esztétikai), méretaránybeli, területi stb. jellemzők már a tájtervezési-tájrendezési folyamat jellemzői, és nem az ebbe a folyamatba beépülő tájmodellezésé.

A tájmodellek jellemzési szempontjait TURNER et al. (2001) fogalmazta meg elsősorban tájökológiai irányultságú tájmodellek jellemzése céljából, de a jellemezési szempontok érvényesek a fenti tájmodell-értelmezés szerint is, hiszen azok – mint az látható LIU (2009) modellkategoráiival összehasonlítva (2. táblázat) – a modellezési morfológián alapulnak. A fenti szempontokat érdemes kiegészíteni az egységességre törekvés és a rendszerelvű jellemzés érdekében RITCHEY (2012) A és B kritériumait feltételező szempontokkal is, vagyis a változók és kapcsolataik vizsgálatának a tipizálásba való illesztésével. TURNER et al. (2001) megközelítésében a tájmodellek a következők szerint jellemezhetők:

- Az eredmény szempontjából – determinisztikus/sztokasztikus tájmodellek: determinisztikus a modell, ha a modelleredmények rögzített változóértékek és összefüggések esetén változatlanok; sztochasztikus a modell, ha a véletlennek is van szerepe, befolyásoló ereje a modelleredményekre.
- A megoldási módszer szempontjából – leíró/szimulációs tájmodellek: leíró a modell, ha zárt (matematikai) megoldása van, azaz a modelleredmények egy (cél-) függvény segítségével (matematikailag explicit) nyerhetők; szimulációs a modell, ha nincs zárt (matematikai) megoldása, tehát számítógépes iteráció segítségével (matematikailag implicit) nyerhetők a modelleredmények, amelyek a működési összefüggéseket írják le.
- Az időkezelés szempontjából – statikus/dinamikus tájmodellek: statikus a modell, ha csak egy adott időpillanatot tekint, illetve ha az időben változatlan jelenségeket vizsgál; dinamikus a modell, ha az idő mint változó szerepel a modelleredmények alakításában.

- A változótípusok szempontjából – folytonos/diszkrét/kevert tájmodellek: folytonos a modell, ha a független változói folytonos eloszlásúak; diszkrét a modell, ha független változói diszkrét eloszlásúak; kevert a modell, ha független változói között folytonos és diszkrét eloszlású változók is szerepelnek.
- A megoldási folyamat szempontjából – mechanisztikus/folyamatorientált/tapasztalati tájmodellek: mechanisztikus a modell, ha explicit módon írja le a modellbeli összefüggéseket (TURNER 2001 megfogalmazása szerint, mint egy feketedoboz); folyamatorientált a modell, ha a változók közötti összefüggések módját határozza meg, és ennek függvényében vizsgálja a modelleredményeket; tapasztalati a modell, ha valós megfigyeléseken alapul mind a változók, mind a modellváltozók közötti összefüggések meghatározásában.
- A teljesség szempontjából – implicit/explicit tájmodellek: implicit a modell, ha csak a modellalkotás keretein belül működik, csak inherens változókat és összefüggéseket tartalmaz; explicit a modell, ha a modellkörnyezetből származó egyéb változót vagy összefüggést is magába foglal.

A tájmodellezés lépései, a tájmodellek részei TURNER et al. (2001) nyomán²⁶:

- Konceptióalkotás – Milyen módon működik a (valós) rendszer, mik az entitások (DETREKŐI et al. 1995), mik a meghatározó folyamatok? – Az elméleti modell, illetve a hipotézisek felállítása.
- Formalizálás – változók, modellfeltevések, korlátozások, lehatárolások, az érvényességi kör és a feltételek meghatározása;
- Modellfejlesztés – a változók és összefüggések előállítása, objektív leírása, a modell futási környezetének meghatározása;
- Paraméterezés – a modell állandóinak és együtthatóinak meghatározása, és az ezekhez szükséges változómeret (és típus) meghatározása;
- Teszt – a kialakított modell próbája valós adatokon túl – sok esetben szélsőséges változóértékek modellbeli futtatása annak érdekében, hogy a modell érvényessége tesztelésre kerüljön;
- Érzékenység vizsgálat (sensitivity/uncertainty analysis) – a modelleredmények változásának vizsgálata eltérő változóértékeket alkalmazva – azaz a változók és a modellösszefüggések konzisztenciájának vizsgálata;
- Vizsgálat – a modell futtatása valós adatokon, a modell eredményeinek és részeredményeinek dokumentálása;

²⁶ érdemes az összehasonlítani Thomas et al. (1980) matematikai modellépítési lépéseivel (4. Ábra)

- Validálás – a modelleredmények (és -részeredmények) ellenőrző vizsgálata, a modell eredményeinek értelmezhetősége és elfogadhatósága – lehetőleg független adatok segítségével;
- Modellértékelés – a modell működési minőségének meghatározása (pontosság, aktualitás, generalizálhatóság, lépték etc.), a modell “jószágának”, azaz alkalmazhatóságának vizsgálata, alkalmazási kockázatelemzés (MANKIN et al. 1975) – a megfelelés (valóságot leíró jelleg) és a megbízhatóság (modellteret leíró jelleg) meghatározása.

2.2. Az alkalmazási terület irodalmi áttekintése

A következőkben a tájváltozatosságot és annak értékelési lehetőségeit tekintem át. Az alkalmazási terület maga is igen szerteágazó, annak minden területét nem mutathatom be, hiszen csupán a táj-fogalom értelmezésének története is egy terjedelmes és kimerítő munka témája lehet (DREXLER 2010); a térbeli sokféleség témaköre pedig pl. a Landscape Ecology című folyóiratnak is folytonos témát szolgáltat. Az irodalmi áttekintésen alapuló definíciók azonban lehetőséget biztosítanak arra, hogy a például szolgáló – a tudományos területek összekapcsolásán alapuló – alkalmazás kihívásait és megoldásait, illetve azok “Miért?”-jeit jobban megértse az olvasó.

2.2.1. A tájváltozatosság értelmezése

MÖCSÉNYI (1968) definíciója szerint a táj tehát egy antroposzocio-centrikus fogalom, azaz nem létezik táj anélkül, hogy egy ember, vagy egy emberi társadalom azt ne érzékelné. A táj – érzékelhető összetevőit illetően: felszínformák, vegetációtípusok és területhasználatok heterogén mozaikja (URBAN et al. 1987). A heterogenitás (sokféleség) tehát a tájak definitív jelentőségű jellemzője, és a térben jelenik meg. Ez a térbeli sokféleség (spatial heterogeneity) megfigyelhető minden léptékben (léptékeken keresztül) és formában; egyben a funkcionális tájak legalapvetőbb értéke (WU 2004).

De mi a különbség a térbeli sokféleség és a tájváltozatosság között? A tér (természet) attól lesz tájjá, hogy egy ember vagy egy emberi társadalom alakítja és érzékeli azt²⁷. Ennek analógiáját követve a táj sokfélesége az érzékelt térbeli sokféleségnek felel meg. LI et al. (1994) megfogalmazása szerint ezt a sokféleséget két szemlélet szerint lehet megfigyelni (érezkeltetni): összetettség (komplexitás) és változékonyság (variabilitás) formájában. Hogy a két fogalom megfelelő módon érthető legyen: egy sakktábla igen alacsony komplexitású, de magas variabilitású. De hogyan figyeljük meg a táj sokféleségét?

A fentiek figyelembevételével **a tájváltozatosság az az érzékelt térbeli sokféleség, amely első-sorban változékonyságban (variabilitásként) figyelhető meg.**

²⁷ Idealista scenárió szerint azért alakítja, mert érzékeli.

A változékonyság és az összetettség közti választást WU (2004) megállapítása teszi lehetővé, amely kimondja, hogy a térbeli sokféleség *minden* léptékben (léptékeken keresztül) megfigyelhető - azaz a térbeli sokféleség (és így a tájváltozatosság is) egy léptékfolytonos jelenség. Visszatérve a sakktábla példájához: az első pillantásra észlelt variabilitást a világos és sötét mezők térbeli váltakozása okozza. Képzeljük el azonban, hogy szemünk csak négyesével képes a mezőket érzékelni, azaz kétszer két négyzetet egyszerre. Így is beszélhetünk variabilitásról? Nem, hiszen a szomszédos négyesek teljesen megegyeznek egymással. Ebben az esetben akkor beszélhetnénk variabilitásról, ha a fehér-fekete-fekete-fehér négyes például egy zöld-vörös-vörös-zöld négyessel volna szomszédos. Az összetettség (a komplexitás) tehát a változékonyság (variabilitás) léptékeken keresztüli kiterjeszhetőségén alapul, ha azt a tájak érzékelésére kívánjuk érvényesíteni. A térbeli sokféleség (spatial heterogeneity) jellemzésébe ugyanakkor már beletartozik a léptékfolytonosság.

Az, hogy a tájváltozatossághoz – mint a későbbiekben látjuk – műholdfelvételek segítségével közelítünk, nem öncélú. A tájbeli érzékelés tárgyát URBAN et al. (1987) tájdefiníciója határozta meg, az érzékelés módjáról pedig STROHMEIER (2007) ír: „*a táj egy kulturális képződmény, amely önmagát képek, asszociációk és képzetek formájában fejezi ki*”²⁸. Egyszerű a választás, hogy ezen hármas közül a “képek” – mint leginkább objektív forrás – képezhetik csak a megfigyelés módját. A térbeli adatokról gyűjthető legkomplexebb “képek” pedig a földmegfigyelési adatok. Ugyanakkor milyen közvetlen információt tartalmaznak ezek az adatok?

Az előbbi kérdésre igen fontos választ találni, hiszen az gyakorlati oldalról befolyásolja a tájváltozatosság (alkalmazott) fogalmát, és így a későbbiekben bemutatandó módszerek érvényességét. A földmegfigyelési adatok szabályos raszteres adatmodellt képeznek (DETREKŐI et al. 1995). A raszterek (pixelek, grains) eltérő értékei nyújtják a földmegfigyelési adatok információs tartalmát. Optimális esetben (pl.: a légkör eltérő sugárzáselnyelését kizárva) a raszterek értékei az általuk lefedett földfelszíni terület (érezkelhető) sugárzás-visszaverő képességétől (a reflektanciától), illetve az autokorreláció jelenségétől (LABOVITZ 1980) függenek – legyen szó passzív (optikai) vagy aktív (pl.: radar, LIDAR) távérzékelésről.

Az autokorreláció jelensége a raszteres adatmodell térbeli felbontásával összefüggő módon nő, és könnyen érthetővé válik, ha elképzeljük azt, hogy egy igen fényes (nagy reflektanciájú) objektumot egy igen sötét (alacsony reflektanciájú mezőbe helyezünk). Ekkor nemcsak az objektum által elfoglalt terület tér el a háttér sötét árnyalatától, hanem annak közvetlen környezete is egy adott gradiens mentén.

Általában elmondható azonban, hogy az érezkelhető reflektanciát – azaz a raszterek eltérő értékeit – a Föld felszínének borításában való eltérések okozzák. Az autokorreláció ilyen értelemben

²⁸ A szerző fordítása.

nem hiba a rendszerben, hanem a felszínborítások minőségét leíró jellemző, ám annak mértékére szükséges figyelmet szentelni (KÜHN 2007). Ez nem csupán a Föld felszínborítására irányuló földmegfigyelésre igaz, hanem a felszín- és domborzatmodellek készítésére is. (Nem lehetséges ugyanis például fotogrammetriai kiértékelés sem anélkül, hogy a felvételek egymáshoz való illesztése során az illesztőpontok meghatározásra ne kerülnének a felvételeken megfigyelhető hosszrövidülések megfigyelése végett) (DETRÉKŐI et al. 1995). Az illesztőpontok azonosítása azonban csak a reflektancia-adatokban való különbségek – azaz a felszínborítás mint információ – segítségével lehetséges. Kimondható tehát, hogy a földmegfigyelési adatok elsődleges információtartalma a felszínborítás.

Az előbbieket tükrében – ha a tájváltozatosságot földmegfigyelési adatok segítségével kívánjuk modellezni – érdemes a következő (szűkítő) definíciót alkalmazni: **A tájváltozatosság az az érzékelt felszínborításbeli sokféleség, amely elsősorban változékonyságban (variabilitásként) figyelhető meg.** Így elkerülhető, hogy a területhasználatok sokfélesége, amely a táj sokféleségének ugyan alkotóeleme URBAN et al. (1987) tájdefiníciója szerint, de amelynek a megfigyelése szemantikai nehézségek mellett technológiai kihívásoktól is függ (FÜLÖP 2012), a tájváltozatosság definícióját – és így a későbbiekben bemutatott modellezési módszertant is – inkonzisztenssé tegye.

A fenti definíciók kritikai elemzése során fontos kiemelni, hogy a tájváltozatosságot a táj változatosságának megnyilvánulásával azonosítja. Így bár FORMAN (1995) szerint a tájváltozatosság a környezeti elemek, a tájtörténeti adottságok és a zavarások „eredménye”, a fenti definíciók szerint értelmezett – és a későbbiekben alkalmazott – tájváltozatossági fogalom a tájváltozatosság eredetére (és minőségére) nem ad közvetlen utalást. A tájváltozatosság fent közölt definícióit ezért a tájváltozatosság független definíciójának nevezem.

2.2.2. A tájváltozatosság, a táj sokféleségének értékelése, modellezése

A tájváltozatosság értékelése már régóta a tájértékelés egyik legfontosabb területe. Az empirikus modellek közül egyik kiemelkedő módszer Hans KIEMSTEDT (1967) eljárása, amely a táj üdülési alkalmasságát értékelt tájfeldrajzi megközelítésben, a szegélyhatás vizsgálatával. *“Szegélyhatás: egyrészt biológiai, másrészt pszichológiai értelemben érvényesülő jelenség. A táj sokoldalúsága a földfelszíni adottságokon túlmenően a tájhasznosítási módok és a művelési ágak változatosságán, azaz határoló vonalaik, szegélyeik hosszán és milyenségén keresztül jut kifejezésre. A szegélyek a táj karakterét, ezen belül az eltérő területhasználati módok egymásmellettiességét is kifejezésre juttatják”* (CSEMEZ 1996). Amellett, hogy a tájértékelés egyik kiemelkedő

módszertana, a Kiemstedt-módszer képezte az első magyar KEO²⁹ alkalmazás tárgyát is (FÜLÖP 2011) KOMPSAT-2 adatok felhasználásával. Ugyanakkor fontos tényező az is, hogy Kiemstedt módszertana is az emberi (társadalmi) tájérezékelést veszi alapul, tehát változatosságot és nem pusztán sokféleséget modellez.

A tájváltozatosság előző fejezetben lehatárolt (új) független definícióját véve alapul igen kevés értékelési, modellezési megoldás található. A nemzetközi irodalom áttekintése a ‘landscape patterns’, ‘landscape metrics’ és a ‘spatial heterogeneity’ – tájmintázat, tájmetria és a térbeli sokféleség – kulcsszavak segítségével lehetséges, érthető módon a nemzetközi tájökölógiai megközelítésben, azaz *a táj sokféleségére* utaló módon. Fontos megjegyezni, hogy a ‘diversity’ (azaz változatosság) – sajnos igen félrevezető módon – egy tájmetriai indextípus neve is, amely nem felel meg az itt célzott tájváltozatosságnak, hiszen a területi heterogenitásnak csupán egyik (kompozíciós) jellemzője; az elnevezés a Shannon-féle diverzitásból ered (SHANNON et al. 1949).

A tájökölógia – FORMAN et al. (1986) szerint – a táj struktúrájára, funkcionalitására és (időbeli) változására fókuszál. Kollányi László 2015-ös összefoglalása³⁰ szerint:

„A tájökölógus FORMAN (1995) szerint a táj változatosságának, heterogenitásának három fő formája létezik:

- *térbeli (spatial): horizontálisan vagy vertikálisan a változatosság, amelyet természetes folyamatok vagy emberi hatások okozhatnak;*
- *időbeni (temporal): egyes területek időbeni változása;*
- *funkcionális (functional): egyes populációk, élőlények, egyedek változása;*

Ezen belül a táj térbeli heterogenitását (heterogeneity) a tájjelemek három fő komponense adja:

- *az elemek változatossága (diverzitása);*
- *az elemek elrendeződésének komplexitása, (fragmentáltsága);*
- *az elemek aránya (proportion).*

Az elemek változatosságán, diverzitásán az értjük, hogy egy terület, térbeli egység területhasználata hányféle területhasználat közt variálódhat (pl. lehet szántó vagy rét vagy legelő stb.). A komplexitást vagy fragmentáltságot meghatározza, hogy az egyes területhasználat foltok mennyire elaprózódtak. Az elemek arányát a vizsgált területen belüli összterület nagysága adja meg.”

A struktúra elemzési körébe tartozik a táj sokféleségének megfigyelése. A táj (statikusan, tehát adott időpontban tekintett) struktúráját az egymástól *eltérő* tájjelemek rendszere alkotja, amely rendszer az elemek kompozíciójával (‘composition’) és elrendezésével (‘configuration’) írhatók

²⁹ Knowledge-centred Earth Observation – az Európai Űrügynökség által fejlesztett és működtetett műholdfelvétel-elemző rendszer (KEO 2013)

³⁰ Részlet a jelen dolgozat műhelyvitájára készített opponensi bírálatból.

le. A kompozíció a komplexitással (hányféle tájelem van jelen), az elrendezés a variabilitással (a különböző tájelemek térbeli szerkezetével) közelíthető (MCGARIGAL et al. 1995). Ha – talán nem túl merészen – feltételezzük a tájelemek térbeli kiterjedését, azok megnyilvánulásának a tájfoltokat ('landscape patches') tekinthetjük. A tájfoltok struktúrája mintákat alkot ('landscape patterns'). A térinformatika nyelvezetére fordítva tehát a tájelemek az entitások, a tájfoltok az ezekhez rendelt objektumok, a tájmintázat a (térinformatikai) modell. Ebből fakad, hogy az angolszász irodalom a tájmodellezést általában a tájmintázat térinformatikai elemzéseként definiálja³¹. **A táj sokféleségének modellezése a folyamatorientált tájmodellezés definíciója szerint a tájelemek közötti eltérések egyszerűsítő leképezésének folyamata.** Itt az összehasonlíthatóság végett érdemes talán előre megadni a tájváltozatosság modellezésének definícióját is: **A tájváltozatosság modellezése a folyamatorientált tájmodellezés definíciója szerint a tájelemek közötti érzékelhető eltérések egyszerűsítő leképezésének folyamata.**

A táj sokféleségét az alábbi alapvető lépések mentén lehet értékelni. Megfigyelhető, hogy a lépésekhez hozzárendelhetők a folyamatorientált tájmodellezés lépései, amelyek zárójelben kerültek feltüntetésre:

1. Az eltérés definíciója – a tájelemek jelentésének meghatározása (konceptióalkotás, formalizálás);
2. Az eltérés megfigyelési környezetének meghatározása – az elemek közötti különbségek regisztrációjának tere (modellfejlesztés, paraméterezés, teszt, érzékenységi vizsgálat);
3. A tájelemek lehatárolása az eltérések szerint – a tájfoltok kialakítása (vizsgálat);
4. A struktúra értékelése – a tájfoltok alkotta modelltér elemzése, a tájmintázat jellemzése (validálás, modellértékelés).

2.2.2.1 Az eltérés definíciója

Hogy milyen tekintetben vizsgáljuk az eltéréseket, az elsősorban szemantikai kérdés: egy 'mind-mapping' során a különböző képzetársítások, egy területrendezési terv elkészítésekor a különböző jogi kategóriák képzik a különbséget. A különbségek megfigyeléséhez szorosan kapcsolódó módon a bemenő adatok is meghatározásra kerülnek: egy 'mind-mapping' esetében egy helyszínbejárás során rögzített igen sokféle benyomás, míg a területrendezési terv elkészítésekor az OTÉK³² fellapozása és a területfejlesztési koncepció nyújtja az elsődleges bemenetet. Földmegfigyelési adatok esetében az előző fejezetben kifejtett módon – a reflektancia révén – a felszínborításbeli különbség jelenti a megfigyelni és értékelni kívánt eltérést.

³¹ Figyelmen kívül hagyva a döntési kényszer szükségszerűségét, a táj antropozocio-centrikus jellegét, a tájhoz állandóan feltételezett aktív emberi viszonyulást: azaz a tájtervezés-tájrendezés folyamatába történő illesztést.

³² 253/1997. (XII. 20.) Korm. rendelet az országos településrendezési és építési követelményekről

2.2.2.2 Az eltérés megfigyelési környezetének meghatározása és a MAUP

A tájbeli – tájlemek közötti – eltérések megfigyelési környezetének meghatározása már sokkal összetettebb feladat, amelyet térinformatikai megközelítéssel lehet leginkább teljesíteni. A tájlemek közötti különbségek regisztrálásához szükséges környezet meghatározásakor a következők adhatnak támpontot:

1. A megfigyelések rögzítési módja: analóg / digitális / vegyes;
2. A megfigyelések rendszere: adatbázis-szerkezet, mely jellemezhető a változók számával, illetve a változók rendszerével (hierarchikus, hálós, relációs, objektumorientált);
3. A megfigyelések térbelisége: nincs / geometriai / topológiai / tendológiai;
4. A megfigyelési környezet felépítése: szöveges / szabálytalan (vektor) / szabályos (raszter);
5. A megfigyelés generalizálása: térbeli és tartalmi “élesség”.

A fentiek közül az eltérések megfigyelésének generalizálása kíván bővebb kifejtést – ezt az idézőjelbe tett “élesség” szó is jelzi. A tartalmi élesség az eltérések minőségének mércéje a tájlemek mint entitások attribútumai közötti eltérések skálabeosztása. Például vegetáció-térképezés esetében a felvételezett területeken a társulás, a faj-, vagy fajtaszintű különbségtétel eltérő tartalmi élességnek feleltethető meg. Ezzel korrelál (megfelelőségi-hatékonysági alapon – pl.: O’NEILL et al 1996) a térbeli élesség, amely általában a méretarány (‘spatial scale’), kiterjedés (‘extent’), egységmérték (‘grain’), felbontás (‘resolution’), terjedelem (‘range’), lábnyom (‘footprint’), kihagyás (‘lag’), támogatás (‘support’), térképi arány (‘cartographic ratio’) fogalmakkal írható le. Ezeket, és ezen jellemzők változásainak térbeli hatását (MAUP – Modifiable Area Unit Problem) DUNGAN et al. (2002) írja le igen érzékletesen megkülönböztetve a mintavételezési, elemzési és a jelenségeket közvetlenül leíró méretarányt. A doktori dolgozatban is eszerint a forrás szerint használom ezeket a fogalmakat.

Itt, a megfigyelési környezet tárgyalásánál érdemes talán megemlíteni egy speciális tájmodellezési területet: a mesterséges megfigyelési környezetet. Tágabb értelemben véve mesterséges megfigyelési környezet egy Descartes-féle koordináta rendszer is: előre eldöntött szabályok (merőleges irányvektorok) mentén teszi lehetővé a megfigyelést/megismerést. Használata azonban annyira kézenfekvő és általános, hogy nyilván nem tekintjük mesterséges környezetnek. Az előre eldöntött szabályok (ezt a következő alfejezetben tárgyaltakhoz képest talán fonos hangsúlyozni) nem a tájlemek lehatárolását, hanem a rendszer egészét/működését/leírásának módját befolyásolják.

Mesterséges megfigyelési környezetnek tekinthetők például a fraktál-geometriai rendszerek is, amelyek a törtdimenziók mentén való önismétlés révén egy teljesen eltérő megfigyelési környezetet biztosítanak a tájlemek megfigyelésére. Partvonalak ki- és átalakulása, eróziós árkok, a

lombkorona fejlődése: ezek olyan témák, amelyek a fraktál-geometriai modellezés révén sikeresen közelített területek (MILNE 1988, 1991; XU et al. 1993; LI 2000; CHEN et al. 2016).

Méginkább a mesterséges megfigyelési környezet témaköréhez tartoznak a sejtautomaták. Itt (valóságot modellező) állapotok nem is igen kerülnek meghatározásra – vagy ha igen, azok egy előzetes modellezés kimenetei. A modell lényege egyszerű szabályok/folyamatok iteratív ismétlésének köszönhetően létrejövő (új) állapotok rögzítése és összehasonlítása, scenáriók szimulálása (SANTÉ et al. 2010; KESHTKAR et al. 2016, CHEN et al. 2016).

2.2.2.3 A tájelemek lehatárolása az eltérések szerint

A tájelemek lehatárolásának kérdése szorosan összefügg a tartalmi és térbeli élességgel. A tartalmi élesség befolyásolja azt a küszöböt, amitől már eltérőnek tekintendő egy tájelem. A térbeli élesség kérdése a geometriai lehatárolás pontosságának kulcsa, és megfeleltethető a MAUP-nak.

A MAUP – vagyis a változó térbeli felbontás problémájának – (OPENSHAW et al. 1979 és 1981) vizsgálata igen széles kutatási mozgalmat generált, amely érdemleges mélységében nem, csupán néhány szóval részletezhető itt. FOTHERINGHAM et al. (1991) szerint a MAUP azt az érzékenységet írja le, amelyet a vizsgálati eredmények mutatnak a gyűjtött adatok különböző térbeli élességtől függően. Logikus módon (a szabályos adatmodellből adódóan) már STRAHLER et al. (1986) a méretarány távérzékelésbeli fontosságáról ír. A távérzékelés egyre kiterjedtebb alkalmazásából adódóan WIENS (1989) a méretarány változásának ökológiai elemzésekre gyakorolt hatását jellemzi. WOODCOCK et al. (1987) a változó egységméretek varianciára gyakorolt hatását vizsgálja különböző területhasználatok esetében. RAFFY (1993) számszerűsíti a méretarányok a távérzékelés folyamatára (a szenzorok jelvétele) gyakorolt hatását. MARCEAU et al. (1999) már a távérzékelés MAUP-ra vonatkozó hatását, ahhoz való hozzájárulását mutatja be. Ezzel párhuzamosan JELINSKI et al. (1996) szétválasztja a MAUP-ot méretarány és szegmentálási problémára. A távérzékelés – elsősorban a homogén adatminőséget szolgáltató földmegfigyelés – fejlődése és hozzájárulása a MAUP kérdésköréhez, valamint a szegmentálási probléma definíciója megalapozta egy új, objektumorientált adatbázis-építési megközelítés elterjedését a térinformatikában (HAY et al. 2001, BURNETT et al. 2003). Természetesen – ahogy ez a doktori munka is bizonyítja – létezik nem objektumorientált felvételeosztályozás is, ugyanakkor a MAUP jelentőségét, valamint a távérzékeléssel (földmegfigyeléssel) és tájmodellezéssel való összefonódását jól mutatja az OBIA (Object Based Image Analysis) napjainkban megfigyelhető gyors fejlődése és terjedése.

A tájelemek lehatárolásának kézi interpretációs, raszterindex-számítási, felvétel-osztályozási (irányított és irányítatlan képpontosztályozási), képszegmentálási (OBIA) módszereit JOMBACH

(2014) mutatja be átfogóan. A megfigyelt adatok statisztikai erejét kihasználó „önrendező” SOM³³ módszerek a tájlemek lehatárolásának automatizálására kínálnak megoldást, a jelen dolgozatban nem érintett neurális hálók módszereinek felhasználásával (KOHONEN 1982; ATKINSON et al. 1997; WAN et al. 1999; JI 2000; RICHARDSON et al. 2003).

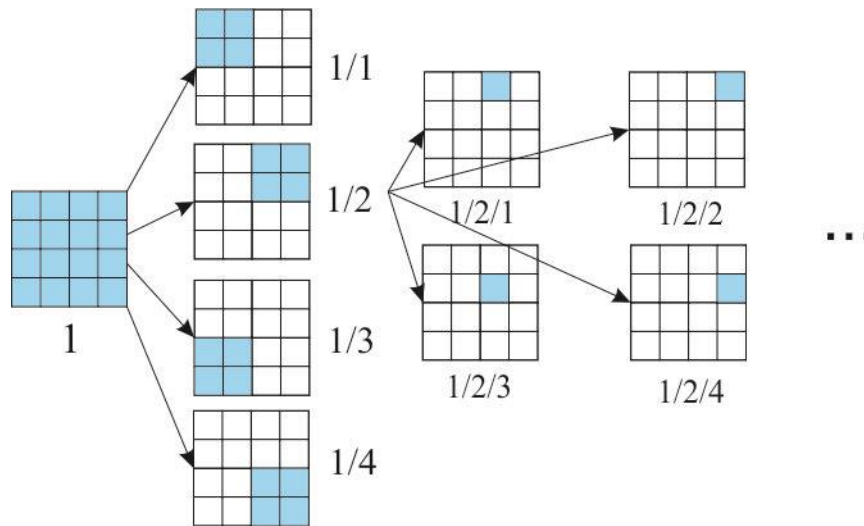
Ezen módszerek sorát érdemes még kiegészíteni a tesszelációs eljárásokkal.

A tesszelálás a legegyszerűbb, de legrobosztusabb – tehát kevésbé érzékeny, de kevésbé kifinomult – eljárás a tájlemek lehatárolására, hiszen a lehatárolás modellezési egyszerűsítése az uniformizálás szintjét éri el, pl.: egy-egy erdőfolt egy-egy négyzettel írható le.

A tesszeláció térinformatikai meghatározásakor azonban még DETREKŐI et al. (1995) is kisebb önellentmondásba kerül: a tesszelációs modelleket a két- vagy háromdimenziós térben elhelyezett geometriai elemek *szabályos* sokszögekkel történő (hézagmentes) felbontásaként jellemzi, ugyanakkor idesorolja a szabálytalan tesszelációt is (pl.: Voronoi-sokszögek kialakítása). A meghatározás javítható, ha úgy fogalmazzuk, hogy a tesszeláció a tér hézagmentes felosztása olyan módon, hogy a felosztás geometriai szabályait előre rögzítjük. Fontos megjegyezni, hogy ebben a fejezetben a tesszelálás a tájlemek lehatárolására szolgál, és nem csupán adatmodellkonverziós eljárás, így itt a szűrő (filter) közbeiktatásával készülő raszterindex-számítás, vagy a Kiemstedt-módszer nem tekintendő tesszelációs módszereknek, holott térinformatikai értelemben annak felelnek meg.

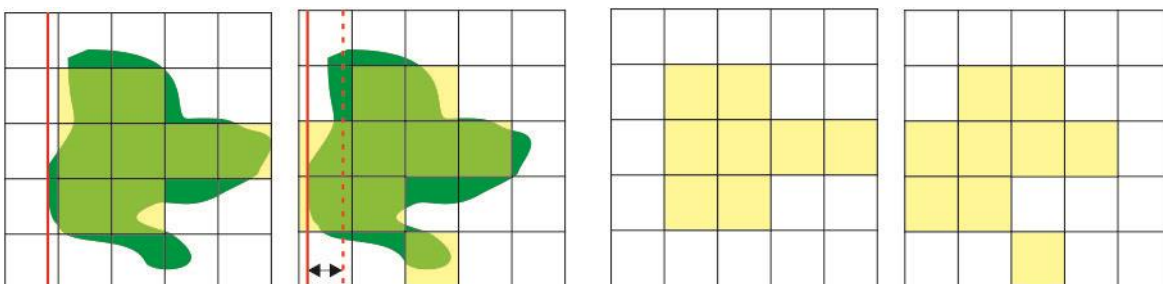
A tesszelációs lehatárolás nemcsak egyszintű lehet, hanem alkothat hierarchikus struktúrát is. Ilyen struktúra – a topográfiai térképszelvényezésnél is jól ismert négyesfa (quadtree) szerkezet (5. ábra). *“A tér szabályos tesszelációs elemekkel történő rekurzív felbontása számos előnnyel jár a geometriai elemek fizikai tárolásának és térbeli indexelésének megoldásánál.[...] A geometriai elemek négyesfa elvű rekurzív felosztása a 2 négyzeteinek megfelelő méretarányváltást modellez. Ez azt jelenti, hogy a különböző méretarányoknak megfelelő geometriai felbontású megjelenítés, generalizálás a fa alacsonyabb vagy magasabb szintjeinek “bejárásával” biztosítható”* (DETRKŐI et al. 1995).

³³ Self Organizing Maps



5. ábra – A hierarchikus négyesfa-tesszeláció felépítése (a szerző saját ábrája)

A tesszelációs lehatárolás esetében kulcsfontosságú kérdés a tesszelációs háló (előre definiált) elhelyezése a térben. A probléma a „Anyag és módszerek” fejezetben gyakorlati oldalról megközelítve is bemutatásra kerül. Előljáróban: a tájelemek tesszelációs modellben történő definiálása felveti azt a kérdést, hogy mi történik, ha a tesszelációs modellt (értsd: a hálót) kissé elcsúsztatjuk a térben? Ha az elcsúsztatás mértéke adott méretarányban megegyezik egy egész raszter méretével, az nem befolyásolja a lehatárolást, hiszen a szomszédos – ugyanolyan geometriájú – raszter fogja fedni az eredetit. Azonban egy törtrész-raszterrel való elmozgatás a teljes mintázatot befolyásolhatja (6. ábra), arról nem is beszélve, mi történik, ha a tesszelációs raszterhálót elforgatjuk. A hierarchikus négyesfa-modell esetében ez a probléma a szomszédsági viszonyok vizsgálatát, azaz a szomszédos tájelemek eltérésének figyelembevételét is megnehezíti, ugyanis adott méretarány mellett egy adott raszter nyolc szomszédja közül csak hárommal kerül összehasonlításra.



6. ábra – A raszterháló mozgásának hatása a tesszelációs döntéshozatalra és a mintázatra

Ha a tesszelációs raszterhálót mozgatjuk a térben, az megfelel egy mozgóablakos (EIDEN et al. 2000) döntéshozatalnak. A raszterháló egésze a mi döntési (lehatárolási) terünk, tehát a teljes kiterjedés (extent) arrébb mozgatása egy “új ablakot nyit” a jelenség értékelésére: jelen esetben a tájelemek lehatárolására. Fontos a különbségtétel a szűrési eljárások (filterezés) és a mozgó ablakos megközelítés között. Míg a szűrő eljárások egy generalizálási folyamatnak feleltethetők meg, ahol egy adott döntési téren (a kiterjedésen) belül végzünk egy kisebb térmérettel történő

általánosítást; addig a mozgóablakos megoldás a kiterjedés egészét mozgatja párhuzamos egyenértékű információforrást szolgáltatva.

2.2.2.4 A struktúra értékelése

A tájmetria, azaz a tájmintázat, vagy a tájelemek struktúrájának elemzése igen kiterjedt irodalommal rendelkező terület, amely teljes részletességében több nagy terjedelmű tudományos munka témáját is képezhetné. Itt csak az átfogó munkák vázlatos bemutatására van csupán lehetőség. A struktúra objektív jellemzése számszerűsítő eljárások segítségével történik. Ezek a tájelemek struktúráját jellemző számszerű mutatók a tájmetriai indexek (O'NEILL et al. 1988).

Elöljáróban fontos megemlíteni, hogy a kutatási terület számszerűsítő áttekintése során UUEMA et al. (2009) megállapítja, hogy a tájmetriai indexek kutatása igen aktívan publikált téma a biodiverzitás és a társulások vizsgálatában, azaz a tájökölógiai alkalmazás területén (pl. 1994 és 2008 között évente 25-öt meghaladó publikációval), miközben ezen indexek társadalmi összefüggéseire és a táj érzékelésére vonatkozóan igen kevés kutatási eredmény mutatható fel. Ennek következtében a továbbiakban a tudományostól a gyakorlatorientált megközelítésig haladva elsősorban a tájökölógiai struktúraértékelést tekintem át három meghatározó munka alapján.

GUSTAFSON, E.J. (1998): Quantifying Landscape Spatial Pattern: What is the State of the Art?

Eric J. Gustafson a tájökölógiai alkalmazásból kiindulva két területre osztja a struktúra elemzését: a tájfoltok (egymástól eltérő homogén területek) struktúrájának elemzésére, amely elsősorban kategorikus térképek segítségével történik; illetve geostatistikára, amely pontszerű adatokat vizsgál, és amely feltételezi a megfigyelt jelenség térbeli folytonosságát. Ezek egymást jól kiegészítő módszerek: míg a folt-mintázatelemzés közvetlenül támogatja a gyakorlati alkalmazást (kezelési tervek), addig a geostatistika választ nyújthat két alapvető kérdésre: a megfelelő vizsgálati méretarány megválasztására és a térbeli struktúra természetére.

Gustafson két jellemző okból kifolyóan szükségét érzi a kialakult több száz módszertan áttekintésének, mégpedig a kérdéskör komplexitása, illetve a hiányosan definiált sokféleségi komponensek miatt. Ezen okok összessége – és sok esetben a tervezők ismerethiánya – a tájmetriai indexek helytelen, vagy kevésbé hatékony alkalmazását eredményezik, annak ellenére, hogy az alkalmazás szükségszerűségét senki nem vitatja.

A szerző élesen szétválasztja az elrendezési ('spatial heterogeneity', 'spatial pattern') és kompozíciós ('structure', 'configuration') jellemzőket, és kifejti, hogy ezek az időben nem statikus értékek. A sokféleséget ('heterogeneity') csak a méretarány ('scale') függvényében megfigyelhető jelenségnek tekinti. A méretarány – azóta általánosan elfogadott – két legfontosabb paraméterének az egységmértetet ('grains') és a kiterjedést ('extent') tartja.

3. táblázat – GUSTAFSON (1998) tájmetriai módszertani áttekintése (LI et al 1995 nyomán)

A rendszerjelleg megnyilvánulása		Leírás	Számszerűsítés
Kategorikus térképek – minőségi különbségen alapuló változók	Nem térbeli	Kompozíció	Kategória szám Megfelelési arány Diverzitás: gazdagság és térbetöltés
	Térbeli	Elrendezés	Foltalapú indexek: méret, alak, foltosság, kapcsoltság, fraktáldimenzió Pixel alapú indexek: kontagitás, lakunaritás
			Trendfelület Korrelogram Semivariogram Fraktál-dimenzió Lakunaritás Autokorrelációs indexek Interpoláció
Pontszerű adat - Folytonos változók		Térbeli	

Gustafson a 3. táblázat szerint osztja fel a tájmetriai módszereket, és a hozzájuk tartozó fő számszerűsítő jellemzőket (indexeket, mutatókat). Ebben az áttekintésben jellemzi a módszertani megoldásokat és a kialakított indexeket. A szerző felhívja a figyelmet, hogy az indexek interpretációja nem egyszerű feladat – elsősorban ez nehezíti meg a tervezési gyakorlatba való (helyes) integrációjukat, hiszen csak a legritkább esetben lehet egy-egy indexszel a táj mintázatát jelle-

mezni. A sziget-biogeográfiai tapasztalatokra (bináris térképek) utalva, Gustafson felhívja a figyelmet, hogy a megfelelési arány ('proportion') mint kompozíciós mutató, domináns hatással van az elrendezési mutatók értelmezésére (pl.: ha egy társulás igen kis területen fordul elő, más-ként értékelendő az elrendezésből adódó fragmentációja, mint egy generalista társulásé). Az alapvető indexek között felfedezhető szinergiák és átfedések miatt Gustafson felveti a (statisztikailag) független (korrelálatlan) alapvető indexek kialakításának és a belőlük generált komplex mutatók fejlesztésének szükségét. Emellett a tájmetriai mutatók érzékenységi vizsgálata is nélkülözhetetlen.

Az indexek alkalmazását áttekintve a szerző hiányolja a többkategóriás modellek esetében a szomszédsági vizsgálatok áthatóbb kutatását, amely már az ágens alapú modellezés felé jelent kitekintést. A tájmintázat és a hatásfolyamatok közötti összefüggések meghatározásánál igen fontos, hogy mind a mintázat, mind a folyamatok modellje azonos méretarányban készüljön. Gustafson felhívja a figyelmet, hogy a fentiekből adódóan a tájmetriai indexértékek abszolút skálán történő alkalmazása általában tévutat jelent, megfelelő alkalmazásuk a relatív, azaz összehasonlításon alapuló vizsgálatok területén lehetséges.

WALTZ, U. (2011): Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity

Waltz professzorral 2013 nyarán személyes konzultációs lehetőségem nyílt a drezdai Leibniz Intézetben, a Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Német Szövetségi Környezetvédelmi Ösztöndíj) által támogatott rostocki kutatóévem során. Waltz professzor a tájmetria tervezési alkalmazásával foglalkozik azzal a céllal, hogy a kialakított területi tervek a biodiverzitás megőrzésének célját jobban, hatékonyabban szolgálják. Ennek érdekében a területhasználatban és a felszínborításban megfigyelhető változatosságot aggregált módon vizsgálja.

A biodiverzitás fogalmából kiindulva Waltz a sokféleséget kompozícióra, elrendezésre és funkcióra osztja. Kifejti, hogy a természeti és kultúrtájak közötti különbségtétel az ember/emberi társadalom tájalakításának, valamint a táj értelmezésének köszönhetően megalapozatlan, így a funkció esetében az emberi hatások jellemzésére van szükség, azaz a tájmetriai indexek csak a területhasználatból történő fedvényezés útján értelmezhetők nagy léptékekben (kis méretarányban). Waltz hangsúlyozza, hogy a tájelemek lehatárolási módját sokszor igen nehéz meghatározni, ami alapvetően meghatározza az értékelendő struktúrát.

Waltz professzor a biodiverzitást élőhely-diverzitással összekötve hívja fel a figyelmet arra, hogy bár a táj sokfélesége a rendszer leíró jellemzője, ennek ellenére napjainkban a biodiverzitást és a táj sokféleségét – ellentmondásosan – (statisztikailag) független jellemzőkként hasonlítják össze, azaz a területhasználatot nem tekintik a táj sokféleségét befolyásolónak. A

felszínborítás és a biodiverzitás közötti összefüggések kutatási eredményeit a szerző részletesen áttekinti.

A biodiverzitás helyszíni felvételezése igen sok munkával és költséggel megvalósítható folyamat. Ezért a pontszerű helyszíni felvételezéseket érdemes olyan mutatók mentén általánosítani, amelyek a pontatlanságot még kezelhető mederben tartják. Ennek a modellezési folyamatnak az eszközeiként tekint Waltz a tájmetriai indexekre. Az indexek kiválasztása során szintén hangsúlyozza a korrelálatlan mutatók meghatározásának szükségét. Az indexelési rendszereket áttekinti, és a német tervezési gyakorlatra vetíti, kiemelve a területhasználati mutatók fontosságát. A német mellett az európai táj sokféleségmutató-rendszerekre tett javaslatok is rövid bemutatásra kerülnek. A biodiverzitás monitorozására alkalmazható indexeket Waltz a 4. táblázat szerint gyűjti össze, hangsúlyozva, hogy az állandóan alkalmazott mutatók aránya igen alacsony, így az összehasonlíthatóság nem garantált. Ehhez kapcsolódóan a tájmetriai indexek modellezési használatának korlátai is bemutatásra kerülnek.

4. táblázat – Főbb tájmetriai mutatók a biodiverzitás³⁴ mérésére (WALTZ 2011 nyomán)

Szerep	Indexek	Forrás
A biodiverzitás becslése és vizsgálata a mezőgazdasági tájak mozaikjaiban	<ul style="list-style-type: none"> • Élőhely-diverzitás (élőhelyek száma egységterületenként) • Élőhely-heterogenitás (élőhelyfoltok száma és ökoton hosszúság tájegységenként) • Természeti, természetközeli és intenzív területhasználat aránya 	DUELLI 1997
A biodiverzitás becslése	<ul style="list-style-type: none"> • Természeti közeli ökoszisztémák felületmérete • Folteloszlás, szegélyhatás és foltosság 	DRAMSTAD et al. 1996; BOTEQUILHA et al. 2006 BAILEY et al. 2007
Fajdiverzitás becslése	<ul style="list-style-type: none"> • Foltosság (PD), legnagyobb folt index (LPI), Simpson-féle Diverzitási Index (SIDI), közelség (PROXMN), foltgazdagság (PR), szegélyesség (ED), Euklideszi távolság a legközelebbi szomszédától (ENNCV), körülíró kör (CIRCMN), • Fajszám, populációméret, életképes populációk száma és élőhelyterület, • Tájdiverzitás, mezőgazdasági intenzitás, az edényes növények előfordulás-arányos abszolút fajgazdagsága 	BAILEY et al. 2007 STRAND et al. 2007 TASSER et al. 2008
Biotóp tervezés	<ul style="list-style-type: none"> • Közelségi index (az egyedi tájfoltok szomszédsági és rendszerbeli kapcsolatának jellemzésére) • Tájéleltség, kapcsoltsági és izolációs indexek 	KIEL et al. 2004 BAGUETTE et al. 2007
Védett területek vizsgálata, a magterületek és szegélyek fajainak élőhely-követelményei	<ul style="list-style-type: none"> • Összes magterületi terület (TCA) • Összes osztályonkénti magterületi terület (TCCA) • Magterületek száma (NCA) • Magterületi mutató (CAI) • Korítás (magterületi arány) 	BOCK et al. 2005
Tájfragmentáció	<ul style="list-style-type: none"> • Hatékony hálóméret • Fragmentációmentes nyílt területméret 	JAEGER 2000 LASSEN 1979; BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2008
A növénytársulástani diverzitás számszerűsítése	<ul style="list-style-type: none"> • Shannon-féle diverzitás (SHDI) • Osztályok száma és eloszlásuk 	HERBST et al. 2007

A táblázat a következő oldalon folytatódik

³⁴ Az idegennyelvű „diverzitás” szó alkalmazása a fordításban szándékolt – Waltz nem tesz közvetlen különbséget a gyűjtés során. Jelentéstartalmában keveredik a valós diverzitás (indextípus), a sokféleség (heterogenitás) és a változatosság (értelmezett/érzékelte sokféleség).

Szerep	Indexek	Forrás
A tájak elaprózottsága, alakgazdagsága és szerkezetisége (természetes térbeli diverzitás)	<ul style="list-style-type: none"> Szegélysűrűség (ED) Tájfolt-határ sűrűség, illetve a vonalas tájelemek száma Területegységenkénti szintvonalak száma, egységnyi területre eső maximális magasságkülönbség, folyóvizek hossza, és felszíni vizek területe 	HERBST et al. 2007 STACHOW 1995
Területhasználat diverzitása	<ul style="list-style-type: none"> A fő tájhasználatok diverzitása, erdőfoltok szegélyhatása, parcellaméret 	STACHOW 1995
Növénytársulástani fajgazdagság (általános)	<ul style="list-style-type: none"> A használható élőhelytől számított távolság (izoláció), legnagyobb folt index (LPI), a foltméret változásának meredeksége (PSCV) 	GRASHOF-BOKDAM 1997; BUTAYE et al. 2001 BANKO et al. 2000
Növénytársulástani fajgazdagság (a természetes ökoszisztémákban)	<ul style="list-style-type: none"> Topográfiai és talajtani változók, különös tekintettel a kitétségre és a vízháztartási egyensúlyra Élőhelyek alaktani komplexitása 	BURNETT et al. 1998 HONNAY et al. 2003
Növénytársulástani fajgazdagság (tájanként)	<ul style="list-style-type: none"> Területhasználatonkénti területméret Mértani táj komplexitása Alaktani leírópontok (töréspontok) darabszáma (NSCP) Szegélyhatás 	BASTIAN et al. 1992 MOSEER et al. 2002
Az állatvilág fajgazdagsága	<ul style="list-style-type: none"> Közutak sűrűsége, erdők területmérete, kivont területektől mért távolság, lakóterületek sűrűsége, talajtömörödés foka 	SUNDELL-TURNER et al. 2008

A szerző kifejti, hogy a területhasználat-változások az elsődleges veszélyforrások a biodiverzitásra nézve, így a területhasználat-struktúra monitoringja igen fontos, tehát a változottsági mutatók tervezési folyamatba való illesztése nélkülözhetetlen. Példaként több változottságtól függő tervezési modell is megemlítésre kerül (FORMAN 1995; HABER 2008, PLACHTER 1991). Ezek a modellek a biodiverzitás (és következésképpen az élőhely-diverzitás) megőrzésének szolgálatába állítják a területi tervezést. Waltz felveti a nagyléptékű változottságmodellezés mellett a kisléptékű változottság fenntartásának fontosságát (pl.: gyepes mezsgyék) azt a koncepciót támogatva, amely a területhasználatok szegélyét gradiens mentén és nem elvágólagosan kezeli.

MCGARIGAL K. (2014): FRAGSTATS 4.2 Help

A tájmintázat elemzésének fejlődésére talán legnagyobb hatással a FRAGSTATS szoftver volt, amelyet MCGARIGAL K. és MARKS B.J. publikált 1995-ben. A szoftver, amely napjainkban már a 4.2-es verziónál tart, eredetileg a társulások fragmentációjának felmérésére készült, és automatizálja a tájmetriai indexek kiszámítását. Az automatizálásnak köszönhető az az előny, amelyet Gustafson és Waltz is hiányol az indexek alkalmazásakor: az összehasonlíthatóság. A FRAGSTATS igen sok index kiszámítására alkalmas, és bár alkalmazásukat nem, de kiszámításuk módját állandósította a gyakorlatban.

A 4.2-es verzió³⁵ Help-jének előszavában maga McGarigal is visszaül Gustafson megállapítására, miszerint az indexek (mutatók), az alkalmazásuk és a modellezni kívánt jelenség közötti összefüggés sokszor igen homályos. A szoftver alkalmazásának elméleti hátterét bemutatva McGarigal a következő témakörök kifejtésével igen hatásosan kategorizálja a tájmintázat elemzését:

1. A vizsgálat célja szerint: adott folt vizsgálata; lokális szomszédság vizsgálata; globális tájstruktúra vizsgálata;
2. A mintázat értelmezése szerint: sziget-biogeográfia, tájmozaikmodell;
3. A tájmintázat osztályai szerint: pontfelhő mintázat, vonalas hálózatmintázat, felületmintázat, kategorikus térképi mintázat;
4. A tájjelemek osztályai szerint: folt-, folyosó-, mátrixmodellek;
5. A sokféleség szintjei szerint: egység szintű, folt szintű, osztály szintű, táj szintű mutatók;
6. Mintázati tárgy szerint: foltalapú mutatók; felületalapú mutatók.

McGarigal felhívja a figyelmet a mutatókat meghatározó méretarány kérdésére, és arra is, hogy a tájak nyitott rendszerek, egymásba illeszkednek (pl.: a kistájak a középtájakba, azok pedig a nagytájakba), így a pontos funkcionális határok meghatározása inkább a mutatókimenetek tükrében lehetséges, mintsem azok kiszámítását megelőzően.

A mintázati mutatókat McGarigal foltalapú mutatókra és felületalapú mutatókra osztja. A foltalapú mutatók esetében – amelyek alatt általában a mintázati mutatókat értjük – a tájfoltok mintázata a jellemzés tárgya, míg a felületalapú mutatók esetében a gradiens alapú jelenségek írhatók le.

A foltalapú mutatók között megkülönböztetünk:

- kompozíciós mutatókat, amelyek a vizsgált terület foltösszetételét jellemzik különösebb térbeli referencia nélkül (Proportional Abundance of each Class, Richness, Evenness, Diversity);
- elrendezési mutatókat, amelyek a vizsgált terület foltjainak térbeli elrendeződését írják le (Patch area and edge, Patch shape complexity, Core Area, Contrast, Aggregation, Subdivision, Isolation).

A felületalapú mutatók között megkülönböztetünk:

- autokorrelációs struktúrafüggvényeket, amelyek a térbeli struktúra kvantitatív attribútumainak egymásra hatását mutatják be (pl.: tájbeli gradiensek) a térbeli szempontból folytonos jelenségek intenzitását érzékeltetve;

³⁵ Copyright 2013 Kevin McGarigal és Eduard Ene

- egyéb felületmetriai mutatókat, amelyek szintén a térbeli struktúra kvantitatív attribútumait írják le egy-egy gradiens mentén, de nem az egymásra hatásuk tükrében (pl.: digitális felszínmodell-elemzések: lejtőkategória, kitettség, viewshed³⁶ stb.)

McGarigal megkülönbözteti a strukturális és funkcionális mutatókat. A strukturális indexek azok a tájsokféleségi mutatók, amelyek a modellezett mozaikos terület fizikai kompozícióját és elrendezését jellemzik az ökológiai folyamatokra való közvetlen utalás nélkül; míg a funkcionális mutatók önmagukban hordozzák (az előzőekben már megfigyelt és paraméterezett) ökológiai következtetések lehetőségét. Például az átlagos szomszédsági távolság ('mean nearest neighbor distance') egy strukturális index, amely a modellezett teret egy adott, véges halmazbeli értékkel jellemzi; a kapcsoltsági index ('connectivity') ezzel szemben végtelen sok értéket vehet fel attól függően, hogy a modellezett tájelemek milyen terjedési mutatóval ('permeability') jellemezhetők, így egy funkcionális indexet képez. Ez utóbbi esetben a terjedési mutató előzetes és pontos ismerete nélkülözhetetlen.

McGarigal bemutatja a fő tájmetriai indexek interpretációs korlátait, ezek közül kiemeli a (funkcionális) tájhatárok meghatározását; az indexek valós jelentését (igen erősen) árnyaló érzékenységi vizsgálatokat; a mutatók információjának redundanciáját (amelyet többváltozós statisztikai értelemben az indexek között fellépő függvényszerű és sztochasztikus autokorrelációként írhatunk le); illetve a referencia-interpretációk hiánya által okozott nehézségeket. A szerző a megfelelő indexválasztás érdekében hét elemű kérdéssort javasol a felhasználók számára.

Példák tájmetriai indexekre:

Az alábbi tájmetriai indexek a 4.4. fejezetben bemutatandó tájváltozatosság-modellezés eredményeinek validálására is szolgálnak. A tájmetriai indexek számítási módja a Fragstats 4.2. szoftver³⁷ megoldásait követi.

TERÜLET (AREA)

A terület- és szegélyhatás indexcsoportba tartozó tájmetriai mutató. A négyzetméterben számított tájfoltok területének hektárba számított értékét adja eredményül. Számítható átlagértéke, súlyozott átlaga, a medián, a terjedelem, a szórás és a variációs koefficiens. A mutatóértékek pozitív értéket vehetnek fel, a mutató értékét az egységmérték és a kiterjedés, illetve az osztályozás során beállított minimum foltmérték határozza meg. Az egyik legtöbbször használt mutató – különösen a tájfolt kategória-, illetve a táj statisztikai szintjén. A statisztika számítása során a szomszédsági viszonyok vizsgálatkor a négy vagy nyolc szomszéd vizsgálata tovább alakíthatja mutató értékét. Többnyire a raster nyolc szomszédja kerül vizsgálatra – így tehát

³⁶ rálátási terület

³⁷ Copyright 2013 Kevin McGarigal és Eduard Ene

az átlósan elhelyezkedő (északkeleti, délkeleti, délnyugati és északnyugati) raszterszomszédok is – annak megítélésére, hogy az adott raszterrel azonos, vagy attól eltérő tájfolthoz tartoznak-e.

Számítási módja:

$$AREA_{ij} = a_{ij} \left(\frac{1}{10\,000} \right)$$

ahol a_{ij} a tájfeltok területmérete [m^2], j a felt, i pedig a feltot tartalmazó csoport/kategória azonosítására szolgáló index.

TELJES SZEGÉLYHATÁS (TOTAL EDGE)

A terület- és szegélyhatás indexcsokorba tartozó tájmetriai mutató. A tájfeltok méterben kifejezett össz-szegélyhosszát adja eredményül. Alapértelmezésben a tájhatár (mintahatár) nem képezi a statisztika részét. Azonos méretű minták (tájak) esetében ez nem eredményez az összehasonlítás során hibát. A teljes szegélyhatás értéke nemnegatív. Zérus a teljes szegélyhatás értéke, ha a teljes mintavételi terület egy (homogén) feltot képez. A teljes szegélyhatás index egy abszolútértéket ad eredményül, ami változó mintavételi kiterjedések esetén nem alkalmas az összehasonlításra, ekkor a szegélyhatás-sűrűség (edge density) mutató nyújthat segítséget.

Számítási módja:

$$TE_i = \sum_{k=1}^m e_{ik}$$

ahol e_{ik} az i -edik osztály teljes mintavételi területen mért szegélyhossza, m a területen jelenlévő osztályok száma.

A LEGNAGYOBB FOLT MUTATÓ (LARGEST PATCH INDEX)

A terület- és szegélyhatás indexcsokorba tartozó tájmetriai mutató. A tájhatáron (mintavételi területen) belül található legnagyobb felt és a teljes táj (mintavételi terület) területének hányadosa, százalékos formában. Az osztályok és tájfeltok közötti dominancia fontos mutatója. Az index 0-nál nagyobb és 100-nál kisebb vagy egyenlő értéket ad eredményül. Zérushoz közeli a mutató értéke, ha a legnagyobb felt mérete igen kevés egységméretű területet fed le növekvő kiterjedés mellett; 100% a mutató értéke, ha a teljes tájat (mintavételi területet) egyetlen felt fedi le.

Számítási módja:

$$LPI = \frac{a_{ij_{max}}}{A} \cdot 100$$

ahol a_{ij} az ij -edik felt területmérete négyzetméterben kifejezve, $a_{ij_{max}}$ ezek maximuma, A pedig a teljes mintavételi terület (táj) négyzetméterben mért területe.

KONTIGUITÁS/ÖSSZEKÖTTETÉS (CONTIGUITY)

Az alakotani változócsokorba tartozó tájmetriai mutató. Leginkább osztályszinten és tájszinten értelmezhető mutató. Megmutatja a foltot alkotó raszterek kontiguitását, vagy összeköttetését (LaGro, 1991), így a folthoz tartozó szegély szerkezetét; ebből következően a folt alakotani jellemzőit foglalja össze. Számítható átlagértéke, súlyozott átlaga, a medián, a terjedelem, a szórási és a variációs koefficiens. Számítása során az adott folt rasztereinek kontiguitása kerül arányosításra a folt területével és egy hármas mátrixú filterben való részvétel mértékével. A folt raszterein végigjáró filter a raszterek folt-raszterrel való horizontális vagy vertikális szomszédságát 2-es értékkel, haránt irányú szomszédságot 1-es értékkel honorálja (a filter középső cellájának értéke 1), majd ezen pontszámösszegeket a raszterhez rendeli. Ez a raszter kontiguitási értéke. A foltra vonatkoztatott mutató ebből a raszterértékből számítható. A mutató értéke 0 és 1 közötti értéket vehet fel, ahol a 0 értéket egy egyetlen raszterből álló tájfolt jelent, 1-es értéket pedig például egy, a teljes mintavételi területet lefedő tájfolt esetén vehet fel az index értéke.

Számítási módja:

$$\text{CONTIG}_{ij} = \frac{\sum_{r=1}^z c_{ijr} - 1}{a_{ij}^* - 1}$$

Ahol c_{ijr} az ij -edik tájfolt r -edik raszterének kontiguitása; z a folt rasztereinek száma; v a hármas mátrixú filter cellaértékeinek összege (13); a_{ij}^* pedig a tájfolt területméretének raszterszámban kifejezett értéke (mérőszáma z -vel egyenlő).

SHANNON-FÉLE DIVERZITÁSI INDEX (SHANNON'S DIVERSITY INDEX)

A diverzitási változócsokorba tartozó mutató, kizárólag tájszintű jellemzésben használható. A ritka osztályba tartozó tájfoltokra érzékenyebb mutató népszerű a tájökológiában és a tájmodellezésben (SHANNON 1948; HURLBERT 1971; BASTIAN 1994; SCHINDLER et al. 2015). Számítása adott osztály tájban való részvételi abundanciájának és a részvételi aránynak a szorzatán alapul. Értéke nemnegatív. Zérus az értéke, amikor a teljes táj (mintavételi terület) homogén (egy folt által fedett); a mutató értéke az osztályok számának és egymás közötti megoszlásának kiegyenlítődéssel növekszik.

Számítási módja:

$$\text{SHDI} = - \sum_{i=1}^m P_i \cdot \ln(P_i)$$

ahol P_i az i -edik osztály tájbeli arányát mutatja; m az osztályok darabszáma.

3. Anyag és módszerek

Az alábbiakban bemutatásra kerülnek a dolgozat alkalmazási területének – a tájváltozatosság modellezésének – kihívásai és a kihívásokra adható válaszok módszertani aspektusai. Vagyis az, hogy miért is szükséges egy új mutató/mutatórendszer bevezetése. A megoldáskeresés egy új metodika, a tájváltozatosság értékeléséhez numerikus és térképi úton segítséget nyújtó rendszer, az INLAND³⁸ felállításához és egy új tájváltozatossági mutatórendszer bevezetéséhez vezetett.

3.1. Az alkalmazási terület kihívásai - [Konceptióalkotás]

A tájváltozatosság modellezése alapvetően két fő kihívással néz szembe. Ezek megértéséhez érdemes feleleveníteni két, már korábban definiált fogalmat.

- A tájváltozatosság definíciója: A tájváltozatosság az az érzékelt térbeli sokféleség, amely elsősorban változékonyságban (variabilitásként) figyelhető meg.
- A tájváltozatosság modellezésének definíciója: A tájváltozatosság modellezése a folyamatorientált tájmodellezés definíciója szerint a tájelemek közötti érzékelhető eltérések egyszerűsítő leképezésének folyamata.

A két fő kihívást a tájváltozatosság definíciójának értelmezése foglalja magába, amely “elsősorban változékonyságként” kívánja értékelni az “érezelt sokféleséget”.

Az, hogy *elsősorban* változékonyságként (tehát variabilitásként) értékeljük a tájváltozatosságot, Wu (2004) igen fontos megállapításából származik: a táj sokfélesége – és így a tájváltozatosság is – léptékeken átnyúló módon jelenlévő, azaz léptékfolytonos jelenség. Ugyanakkor a tájról való bármiféle adatgyűjtés adott léptékekhez, vagy – mint a földmegfigyelés áttekintésénél láttuk – léptékkategóriákhoz kötött, így “léptékdiszkrét” információt nyújt. **Az első modellezési kihívás a tájváltozatosság léptékfolytonosságának közelítése**, mégpedig a lépték-diszkrét adatok segítségével.

A második fő kihívást az jelenti, hogy a sokféleségen túlmutató módon a tájváltozatosságot az *érezelt* sokféleségként definiáltuk. Rögvest felmerül a kérdés: “Ki érzékeli?” – A társadalom egésze? A “táj szakértői”? A „hétköznapi” szemlélő? És, ha igen, ki „hétköznapi”?

Mindenki csak a *saját* érzékeivel érzékeli a tájat, az még soha nem fordult elő, – ha csak a tájképi festészetet nem tartjuk ilyennek – hogy valaki másnak az érzékszerveit használva tekintettünk volna emberi környezetünkre. A kérdést mélységében vizsgálva felmerül a tájváltozatosságnak annak szemlélőjének bizonyos karakterétől való függésének problémája. Vagy továbbgombolyítva a fonalat: a tájváltozatosság érzékelése függ az érzékelés időtartamától: egy szempillantás

³⁸ Inter-scale Landscape Diversity Modelling Methodology

vagy egy egész leélt élet időtartama képezi le a tájat emberi agyunkban? Így az érzékelő minőségét párhuzamba állíthatjuk az érzékelés időtartamával.

Elvonatkoztató példával élve: míg egy, a fiatalkori olvasmányainkból ismert idős nyomkereső (amerikai őslakos) indián pillanatok alatt is észreveszi a vadcsapást mint tájváltozatossági jelenséget, addig egy városban felnövekvő gyermek számára a legelő és kaszáló közötti különbség megértése is hosszabb időt vesz igénybe. Vajon ha a városi gyermek is annyi *időt* töltött volna a természeti környezetben, számára is nyilvánvalók lennének az említett térbeli eltérések³⁹? Az indián kontra városi gyermek példák a következőkben is, mint a “tájszakértők” és “laikus táj-szemlélők” megtestesítői használhatók a szemléltetés során.

A második modellezési kihívást a tájváltozatosságnak az érzékelő minőségétől (tapasztalataitól) illetve ezzel párhuzamosan az érzékelés időtartamától való függése jelenti.

3.2. Válaszok az alkalmazási kihívásokra

A két tájváltozatosság-modellezési kihívásra két új koncepció bevezetése nyújthat választ. Az “alléptékek” és az “érzékelésfelbontás” bemutatása a következőkben olvasható. A tájváltozatosság modellezésére kialakított módszer (INLAND) ezeken az ötletken alapuló kezdeti megoldásokat kínál a tájváltozatosság modellezésére.

3.2.1. Alléptékek – a léptékfolytonosság közelítése [Koncepcióalkotás]

Raszteres térbeli adatforrások esetében – így a távérzékelési és földmegfigyelési adatok esetében is – meghatározó szerepe van a felvételezési méretarányoknak. Ezt általában az egységmértet (‘grains’) és kiterjedés (‘extent’) mutatókkal lehet jellemezni. A felvételezés diszkrét méretarányokban vagy méretarány-kategóriákban lehetséges: pl.: LR, HR és VHR felbontásban. A modellezni kívánt jelenség – a tájváltozatosság – azonban léptékfolytonos. A diszkrét méretarányú adatforrások különböző fokú térbeli aggregálása a diszkrét méretarány interpolációjának felel meg, amely (csak) közelíti – azaz modellezi – a léptékfolytonos megfigyelést. Az aggregálási folyamat során azonos kiterjedés mellett egyre növekvő egységmértettel jellemezhető a jelenség.

A módszertani kérdést az aggregálás módszere jelenti. Már WOODCOCK et al. (1987) a különböző mértékben aggregált távérzékelési adatok segítségével vizsgálta az egyes területhasználatok elkülönítésére szolgáló variancia változását⁴⁰. Ugyanakkor Woodcock tanulmányában a kutatás tervezése során az aggregálás mértékének megválasztása esetleges volt, csupán a hatás jelenlét-

³⁹ Ugyanakkor, érdekes, filmrendezőket is megihlető gondolatkísérletre jutunk, ha az előző példában szereplő indiánt és kisgyermeket egy metropolisz közepén kérjük az – urbánus – táj értékelésére.

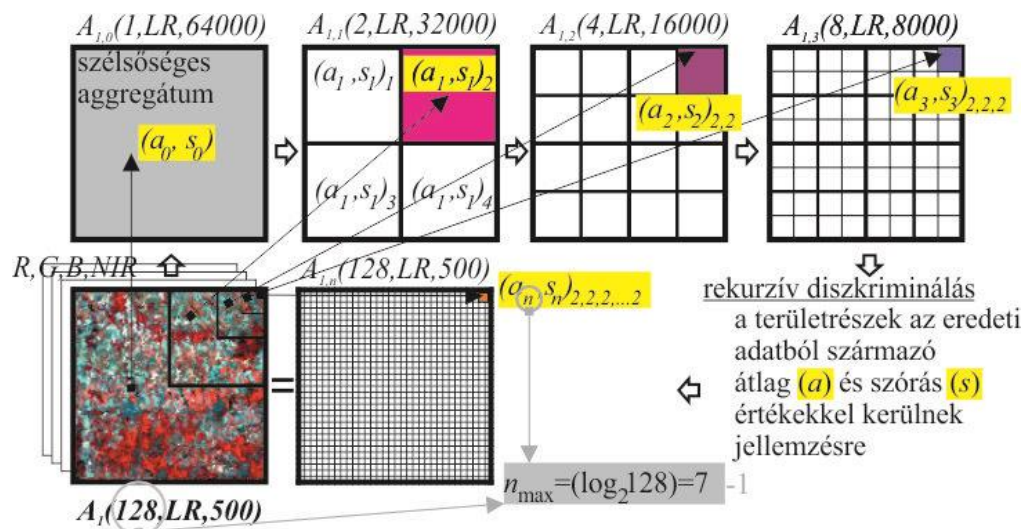
⁴⁰ Az optimális leválogatási egységmértet bevezetése során is hasonló kísérletet folytattam - FÜLÖP 2012.

ének bemutatására szolgált, így a léptékfolytonosság modellezése szempontjából nem egy általánosítható módszertan került megfogalmazásra, csupán egymástól független kísérleti eredmények bemutatása.

A raszterinformációk aggregálására igen alkalmas a négyesfa szerkezeten alapuló tesszeláció. A négyesfa szerinti raszteres alapadatok aggregálása egy szabályos léptékszerkezet felállítását teszi lehetővé, ugyanakkor még mindig nem kínál lehetőséget a léptékkategóriák (LR, HR, VHR) “egymásba fűzésére”. Ezért az aggregálási folyamatot érdemes egy szélsőséges aggregálás után a “feje tetejére” állítani, azaz egy diszkriminációs folyamatként megfogalmazni. Adott léptékkategórián belül a diszkriminálás során egy adott kiterjedés mellett egyre kisebb és kisebb egységmérettel jellemezhetők a leíró adatok.

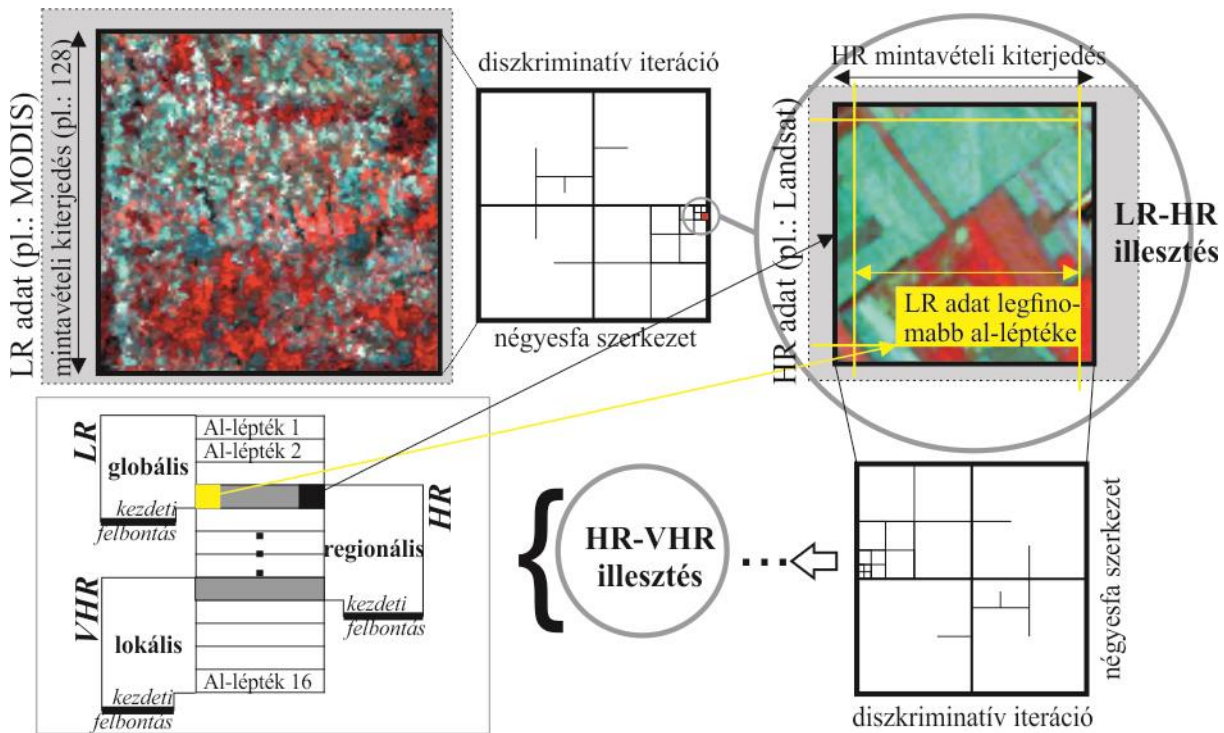
A folyamatot a 7. ábra mutatja be, és a következő módon írható le. Adott X kiterjedésű (pl.: $128 \cdot 128$ raszteres) Y eredeti méretarány kategóriájú (pl.: LR), Z egységmértű (pl.: 500 m) alapadat, amelyet $A(x,y,z)$ módon jellemezhetünk (pl.: $A_1(128,LR,500)$). Az eredeti adatforrás szélsőséges aggregálása után a teljes kiterjedést egy egységnek tekinthetjük ($A_{1,0}(1,LR,64000)$), és az alapadat (A_1) egységeinek statisztikai mutatóival jellemezhetjük. Ebből a szélsőséges aggregátumból indul ki a négyesfa tesszelációja mentén a rekurzív diszkriminálási folyamat. Az első lépésben négy egyenlő térrészre osztható a teljes eredeti kiterjedés ($A_{1,1}(2,LR,32000)$), és jellemezhető az eredeti alapadat (A_1) egységeinek statisztikai mutatóival. A második lépésben az első lépés térrészeinek mindegyike osztható ismét négy-négy egyenlő területrésze ($A_{1,2}(4,LR,16000)$), amelyek ismét az eredeti alapadat (A_1) statisztikai mutatóival jellemezhetők. A harmadik lépésben a második lépésben létrejött térrészek oszthatók négy részre ($A_{1,3}(8,LR,8000)$) és jellemezhetők az eredeti alapadat (A_1) statisztikai mutatóival. A diszkrimináló felosztás rekurzív módon folytatható, legfeljebb amíg a térrészek meg nem egyeznek az eredeti alapadat rasztereivel (jelen esetben: $A_{1,7}(128,LR,500)=A_1(128,LR,500)$).

A zárójelben szereplő példán megfigyelhető, hogy a diszkriminációs lépések számát jelölő segéd-index mérőszámát kitevőként használva, a 2 hatványainak felelnek meg a kiterjedést jelölő x értékek. Ugyancsak megfigyelhető, hogy az x és z értékek szorzata állandó, mégpedig az eredeti alapadat x és z koordinátáinak szorzatával.



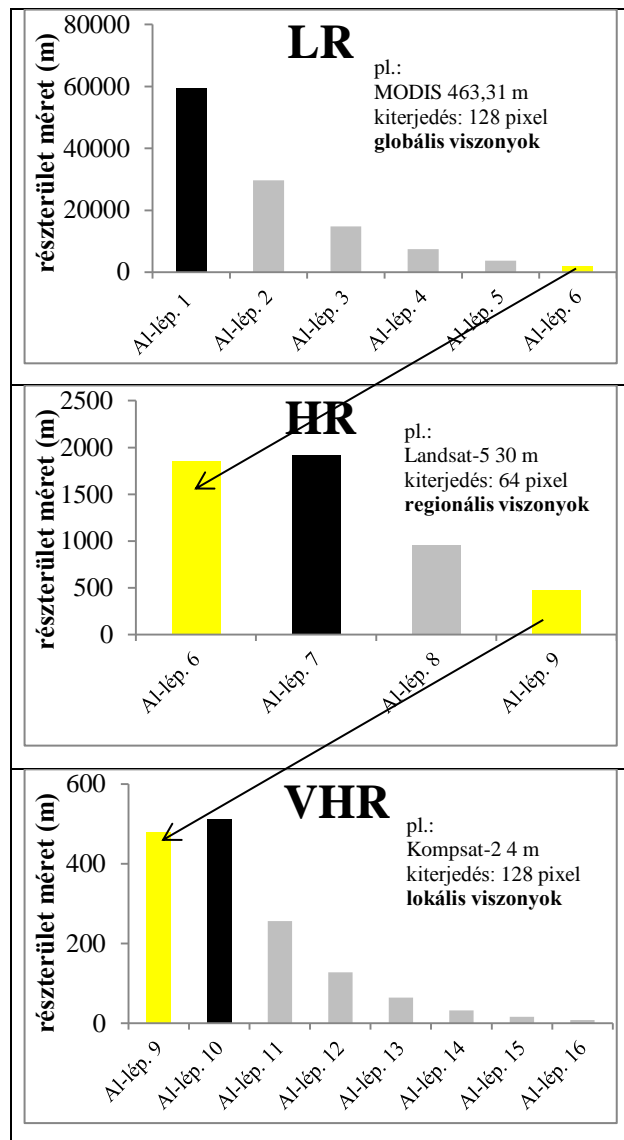
7. ábra – A szélsőséges aggregátum rekurzív diszkriminációja a négyesfa tesszelálás alapján (CIR kompozit – Dél-Dunántúli mintaterület, MODIS 2011. július 12. res.: 500 m; kiterjedés: 128·128)

Persze, a diszkriminációs iteráció előbb is leállítható. A leállítás akkor célszerű, amikor egy finomabb térbeli élességű (kisebb egységmértű) diszkrét méretarányú alapadatforrás (pl.: HR) azonos kiterjedésű (pl.: 128 raszter) területénél kisebb területet jellemez az adott iterációban létrejött térrész. Vegyünk példaként egy $A_2(128, HR, 30)$ alapadatforrást, amely esetében a szélsőséges aggregátum egy 3840 m raszterméretű területrészt fed le ($A_{2,0}(1, HR, 3840)$). Ebben az esetben A_1 adatforrás iteratív diszkriminációs négyesfa tesszelálását az ötödik iteráció után szükséges leállítani ($A_{1,5}(32, LR, 2000)$), és a továbbiakban az $A_{1,5}$ -ös térrészek mindegyikét egy-egy $A_{2,0}$ -val helyettesíteni (8. ábra). Természetesen, a helyettesítéskor egy kis “zökkenő” adódik az egységmérteteknek a diszkriminációs iterációtól függő csökkenő sorozatában (pl.: 9. ábra – Allépték 6-7 és 9-10). A diszkriminatív iteráció a helyettesítés után a finomabb felbontású ($A_{2,0}$) – kisebb egységmértettel rendelkező diszkrét alapadatból származó szélsőséges aggregátum rekurzív tesszelációjával folytatódik. Az iterációt itt is addig érdemes folytatni, amíg az adott iterációban létrejövő térrészek kisebbek nem lesznek, mint egy még finomabb (még kisebb egységmértű, pl.: $A_3(128, VHR, 4)$) alapadat azonos mérőszámú kiterjedéséből készült szélsőséges aggregátumegysége (pl.: $A_{3,0}(1, VHR, 512)$). Az újabb helyettesítés után a diszkriminatív iteráció finomabb felbontású, kisebb egységmértettel rendelkező diszkrét alapadatból származó szélsőséges aggregátum ($A_{3,0}$) rekurzív tesszelációjával folytatódik.



8. ábra - Diszkrét méretarányú adatok “összefűzése” a diszkriminatív iteráció során

A példában szereplő A_1 , A_2 és A_3 adatok megfeleltethetők egy MODIS–LANDSAT–KOMPSAT-2 alapadathármasnak (multispektrális adatok felbontását feltételezve). Megfigyelhető, hogy míg egy adott terület eredetileg három (diszkrét) alapfelbontásban volt jellemezhető az alapadatokkal, a diszkriminatív négyesfa tesszelálás során létrejövő adataggregátumok segítségével a méretarány skála 16 (körülbelül) egyenlő intervallumra került felosztásra, így 16 interpolált méretarányban közelíthető a léptékfolytonos jelenség. Amennyiben a méretarány-intervallumok egyenlősége nem feltétel, 24 különböző méretarányban írható le egy adott terület. A folyamat optimalizálható az alapadat-kiterjedések eltérő – nem állandó – megválasztásával (az alapadatok térbeli rendelkezésre állásának figyelembe vételével).

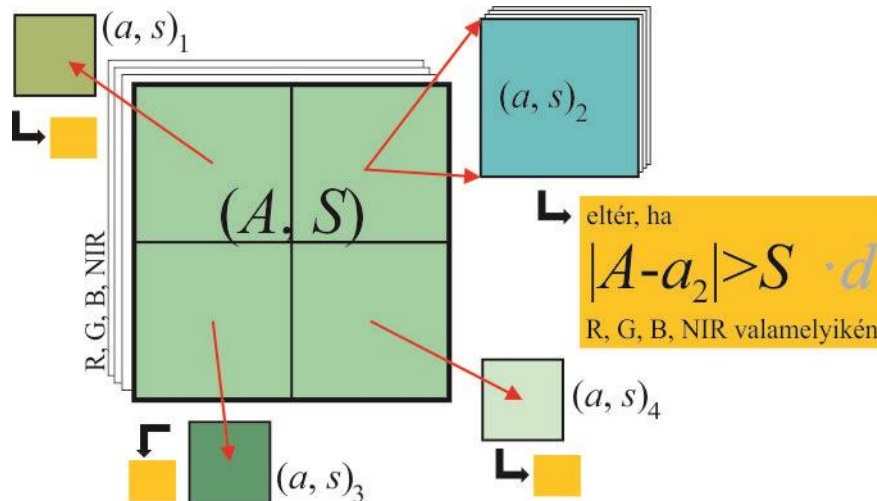


9. ábra – Diszkrét léptékű alapadatok alléptékeinek „összefűzése” – példa

A bemutatott módszerben szereplő - diszkriminatív négyesfa tesszelálás során létrejött - adatállományok, amelyek minden esetben az adott diszkrét felbontású alapadat információjával jellemezhetők, felfoghatók “alléptékeket” képviselő adatoknak. **Az alléptékek olyan származtatott méretarányok, amelyek adatai az alléptéknél mindig finomabb térbeli élességű (kisebb egységméretekkel jellemezhető) alapadatok szabályos aggregátumai.** Az alléptékek alkalmazásával lehetséges a diszkrét méretarányok közötti méretarány-intervallumok felosztása annak érdekében, hogy egy léptékfolytonos jelenség jobban közelíthető legyen.

3.2.2. Érzékelésfelbontás - sokféleségből változatosság [Konceptióalkotás]

Tekintsük az 10. Ábrán látható elvonatkoztató példát! Mi a legegyszerűbb döntéshozatal arról, hogy a négy terület közül valamelyik eltér a teljes területtől, ha valamennyi területről igen sok mérési adat áll a rendelkezésünkre, és ismertek a területek átlag- (A és a) és szórásértékei (S és s)?



10. ábra – Absztrakt példa a térbeli különbözőségről való döntéshozatalról

A legegyszerűbb döntés talán valahogy így írható le: “Ha $|A-a_x| > S$, akkor az adott kisebb terület mérési adatai eltérnek a teljes terület jellegzetességétől, ha ez a különbség kisebb (vagy egyenlő), akkor nem feltételezünk eltérést a kisebb és nagyobb terület leíró értékei között.” A mérési adatok normális eloszlását feltételezve az adatok ~68%-a szórásnyi távolságban van, az átlag szórása pedig az elemszám gyökével egyenesen arányos, amely igen sok mérési adat esetén az átlagok számára igen kicsiny ingadozást enged. Mi történik, ha a kritikus érték (amelyet előbb a teljes terület szórása képviselt) befolyásolására bevezetünk egy független együtthatót – legyen a neve “ d ”? Mi ekkor a d -koefficiens jelentése?

Ekkor a döntés menete a következő: “Ha $|A-a_x| > S \cdot d$, akkor a kisebb terület mérési adatai eltérnek a teljes terület jellegzetességétől, ha ez a különbség kisebb (vagy egyenlő), akkor nem feltételezünk eltérést a leíró adatokban.” Ha d értékét 1-nek választjuk, az előzővel egyenértékű döntéshozatalra jutunk. De mi történik, ha d értékét igen kicsi számnak (pl.: 0,1-nek) választjuk? Ekkor a kritikus érték (az egyenlőtlenség jobb oldala) igen alacsony, de szórástól függő érték lesz, így az A és a_x közötti különbség könnyen lehet ennél nagyobb, így könnyebben találunk eltérést a kisebb és nagyobb terület jellegzetességei között. Tehát a különbségértékelésünk érzékenysége jócskán nőtt. Ugyanígy, ha d értékét igen nagyra választjuk (pl.: 10-nek) a kritikus érték (az egyenlőtlenség bal oldala) igen nagy, de a szórástól függő érték lesz, így az A és a_x közötti különbség igen könnyen lehet ennél kisebb, így nehezebben veszünk észre eltérést a kisebb

és nagyobb terület jellegzetességei között. Tehát a különbségértékelésünk érzékenysége jócskán csökkent.

A d -koefficiens mint független (általunk választott értékű) paramétert a döntéshozás szigorának beállítására használhatjuk. Igen alacsony d -értékekkel jellemezhetők a különbségek észrevételére igen érzékeny emberek (pl. a 3.3.-as pontban szereplő nyomkereső indián), míg a különbségek észrevételére nem hajlamos emberek magas d -értékkel jellemezhetők (pl. a 3.3.-as pontban szereplő városi gyermek). Így tehát a d -koefficiens a befogadó (érezelő) minőségét jellemző és/vagy az érzékelés időtartamát befolyásoló (független) paraméter. Ezért a d -koefficiens neve legyen: érzékelésfelbontás. **Az érzékelésfelbontás tehát egy olyan független paraméter, amely az érzékelő minőségét és/vagy az érzékeléssel töltött idő hosszát a mérési adatokból vett szóráskoefficienseként érvényesíti a térbeli különbségek megítélése során. Jele: d .**

Természetesen az érzékelésfelbontás, így a d -koefficiens konkrét értékeinek jelentését nem ismerjük. Nem tudjuk például, hogy egy adott “tájszakértő”, “laikus tájszemlélő”, családanya, vagy épp buszsofőr milyen d -értékkel jellemezhető.

A tájváltozatosság modellezésére bemutatott módszer a d -értékeket az érzékelő minőségének lineáris modellezésére használja, annak valós eloszlását nem vizsgálja. A módszer tehát azon alapul, hogy igen sokféle (reprezentatív számú) d -értéket, azaz igen sok érzékelésfelbontást használva megméri az ettől függő megfigyelhető tájbeli eltérések darabszámát. **A tájváltozatosság definíciójában szereplő “érezhető térbeli sokféleséget” a módszer tehát az érzékelésfelbontás függvényében mérhető sokféleségeként értelmezi.** A tájak tájváltozatossági jellemzése és összehasonlítása – mint majd láthatjuk – azon alapul, hogy a különböző tájak sokfélesége különböző módon függ az érzékelésfelbontás változásától, azaz a tájakban jelenlévő térbeli sokféleség(ek) tájanként eltérő mértékben érezhető jellemző(k).

3.3. INLAND – az alkalmazott tájváltozatossági modell felépítése

A következőkben a “2.2.2. *A tájváltozatosság, a táj sokféleségének értékelése, modellezése*” c. fejezetben részletezett modellezési lépések szerint mutatom be a tájváltozatosság modellezésére kialakított módszertant. A módszertan neve: INLAND, amely az „Inter-scale Landscape Diversity Modelling Methodology” névből ered. A bemutatott robusztus modell teljes mértékben automatizálható folyamat, amely a területi tájváltozatosságot mint önálló értéket – minőségi különbségtétel nélkül – raszteres térbeli adatok segítségével képezi le. (Minőségi különbségtétel lenne például, ha erdő és gyepes tájelemek változása eltérő értéket képviselne az ipari és lakott területek váltakozásától. Az ilyen, Waltz professzor által is javasolt különbségtétel utólagos területhasználattal történő fedvényezés révén pótolható, ahogy az az eredmények bemutatása során is látható lesz. A modellnek két “megoldása” van: numerikus és térképi információ formájában jellemzi a modellezett terület tájváltozatosságát. A modell az előző fejezetben ismertetett kihívásokra adott válaszok integrálása mellett az egyszerű (és robusztus) megoldások alkalmazására törekszik, így az könnyen továbbfejleszhető, optimalizálható.

3.3.1. Az eltérés definíciója [Formalizálás]

A kialakított módszertanban, a tájelemek lehatárolása során, a felszínborításbeli különbségek képezik a modellezni kívánt eltéréseket. Raszteres adatok segítségével, elsősorban négycsatornás (R-G-B-NIR)⁴¹ multispektrális földmegfigyelési adatok felhasználásával, a DN-átlagok⁴² közötti különbségek jelentik azt az információt, amelyet a modell tartalmi (attribútum, leíró adatokon értelmezett) eltérésként értékel.

A modell jelen formájában nem tartalmaz domborzati információt. A domborzat, a geomorfológia, a felszínmozgalmasság alapvetően határozza meg a tájváltozatosságot, amely az INLAND sem kérdőjelez meg.

Az értékelés könnyedén kiterjeszhető az (újramintavételezett) magassági raszter adatoknak mint új (ötödik) csatornának a spektrális térbe való illesztésével. A modell numerikus (mintavételi) megoldása kizárólag (szignifikáns) tájhatáron belül alkalmazható, a térképi megoldás a térben tetszőleges területen nyújt információt.

3.3.2. Az eltérés megfigyelési környezete [Formalizálás]

A modell digitális környezetben, szabályos (raszteres) adatstruktúrára futtatható, eredménye egy hierarchikus adatbázis, amely a térbeli leképezés során topológiai viszonyokat ír le. A tartalmi élesség elsősorban a raszteradatok függvénye, így általánosságban a 8 bites adatformátumból

⁴¹ Vörös, zöld, kék és közeli infravörös csatornák

⁴² A műholdfelvétel-csatornák rasztereinek digitális rangszámainak átlaga

következően 256 különböző DN értéként írható le csatornánként. A térbeli élesség az egység-méretet illetően szintén a bemeneti raszterek függvénye, ugyanakkor a kiterjedés állítható, de alapértelmezett esetben a numerikus megoldásban 128·128 raszterrel, a térképi megoldásban 256·256 bemeneti és 128·128 kimeneti raszterszámmal. A modellalkalmazás során fontos megkötés, hogy a kiterjedés számértéke a 2 valamely hatványa legyen. A kifejlesztett modell szöveges formátumban (pl.: ASCII), BSQ (Band-sequenced) kódolással tárolt raszteres képadatok elemzését hajtja végre.

3.3.3. A tájelemek lehatárolása – a két sorozat integrálása [Formalizálás]

A 2.2.2.3. fejezetben röviden bemutatásra került a tájelemek tesszelációs modellben történő lehatárolása. Az igen robusztus tesszelációs modell előre eldöntött geometria szerint határolja le az egyes tájelemeket. Az itt bemutatott módszerben ezt az előre eldöntött **geometriát a raszteres adatokra illesztett négyesfa szerkezet jelenti** - egy tájelemet egy (akármekkora) négyesfa-ág képviselhet objektumként. Azaz az alléptékek sorozatában egy-egy allépték (alapadatból aggregált) területrészei lehetnek tájfoltok. Ilyen módon a lehatárolás térbeli módszere kötött, és bevallottan igen robusztus – ugyanakkor a cél a tájsokféleség modellezése, nem pedig tájelem-térképezés.

A fennmaradó kérdés, hogy a lehatárolás milyen módon történjen tartalmi (attribútum/leíró adat) szempontból, azaz **mit tekintünk a környezetétől eltérő területrésznek, azaz tájelemnek?** A leíró adatokon - azaz az aggregált alapadat DN-jei segítségével készült statisztikai mutatókon - történő különbségtételi döntéshozatal az egyszerűsége törekvéseiből adódóan szintén igen robusztus, és megfelel a 3.4.2. fejezetben leírtaknak, feltételezve a raszteres adatok négyesfa szerkezet szerinti diszkrimináló felosztását.

A döntés tehát:

Ha igaz, hogy $|A - a_x| > S \cdot d$, akkor tartalmi eltérést feltételezhetünk, és a vizsgált területrészt egy változatossági tájfoltnak tekintjük; ha az ilyen egyenlőtlenség nem áll fenn, nem feltételezünk eltérést, és az adott területet nem tekintjük tájfoltnak;

ahol

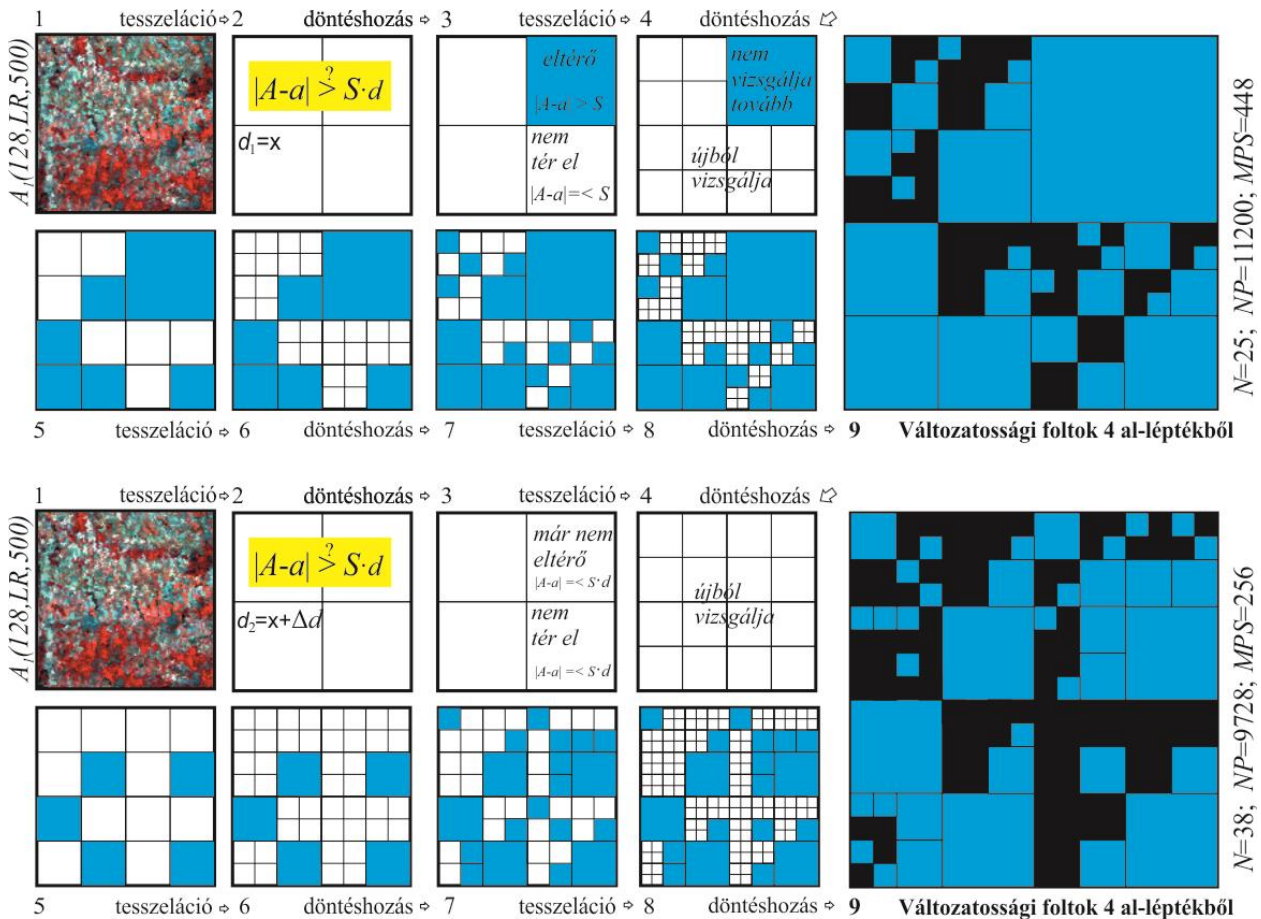
A - a vizsgált területrészt magába foglaló, eggyel kisebb felbontású alléptékbeli területrészt jellemző, az alapadatok DN-jeiből számított (spektrális) átlagérték (-négyes).

a - a vizsgált területrészt jellemző, az alapadatok DN-jeiből számított (spektrális) átlagérték (-négyes).

x - a vizsgált területrész sorszáma ([1,4]) az őt magába foglaló eggyel kisebb felbontású alléptékbeli területrész négy részterülete közül.

S - a vizsgált területrészt magába foglaló, eggyel kisebb felbontású alléptékbeli területrészt jellemző, az alapadatok DN-jeiből számított (spektrális) szórásérték (-négyes).
 d - független változó, az érzékelésfelbontás mérőszáma.

Az INLAND modellben a tájelemek lehatárolása két sorozat egymásba illesztésén alapul. A külső sorozatot a d -értékek, azaz az érzékelésfelbontás mérőszámainak változtatásából készült sorozat jelenti, a belső sorozat az alléptékek szerinti diszkrimináló területosztás sorozata.



11. ábra – A numerikus modellezési folyamat

A folyamat a következő módon írható le (11. ábra). Feltételezve egy adott alacsony érzékelésfelbontási értéket (pl.: $d=0,1$), vegyünk egy raszteres alapadatot (pl.: $A_1(128, LR, 500)$), és készítsük el szélsőséges aggregátumát (pl.: $A_{1,0}(1, LR, 64000)$). Az első lépésben vegyük a szélsőséges aggregátumból négyesfa szerkezetű diszkriminálás útján készülő első allépték részterületeit egyenként, és spektrális átlagértékeiket hasonlítsuk össze a fenti döntéshozatal szerint a teljes terület átlagértékeivel. Amennyiben a döntéshozatali egyenlőtlenség fennáll valamely részterület valamely spektrális értékei esetén, az adott részterületet tekintjük változatossági tájfoltnak. Amennyiben egy adott részterület nem tekinthető változatossági tájfoltnak, a következő lépésben felosztásra kerül. A második lépésben (iterációban) az előző lépésben tájfoltnak nem nyilvánított részterületek négyesfa szerkezet szerint felosztásra kerülnek, és az új (finomabb alléptékű) részterületek spektrális átlagértékei összehasonlításra kerülnek a tartalmazó részterület spektrális

átlagértékeivel. Az iterálás legfeljebb addig folytatható, míg a négyes osztással visszanyerjük az eredeti alapadatunk egységméretét (pl.: jelen esetben hét iterálás után: $A_{1,7}(128,LR,500)=A_1(128,LR,500)$), ugyanakkor az iterálás önállóan leáll, ha valamennyi alapadatraszter valamely változatossági tájfoltnak az eleme. Igen alacsony d -értéket feltételezve ez korán bekövetkezik, kevés, de nagy tájfoltot eredményezve.

Ezután a külső sorozat mentén növeljük meg valamelyest az érzékelésfelbontás értékét (pl.: $d=0,2$), és futtassuk le ismét az alléptékeken keresztül történő rekurzív döntéshozatalt, most megváltozott d paraméterrel. Ahogy a d értéke - a külső sorozat mentén való iteráció során - egyre nő, egy ideig a változatossági tájfoltok száma egyre nő, méretük egyre csökken. Majd egy adott határon túl a változatossági foltok száma is csökkenni kezd, a tájfoltok mérete minimumra (egy alapadatraszter) csökken, végül a teljes elemzett területen egyetlen kicsi tájfolt sem található - az egész modellezett terület homogénnek tekinthető. (Érdeemes feleleveníteni, hogy az alacsony d -érték a "táj-szakértőket" a magas d -érték a "laikus tájszemlélőket" jelenti).

3.3.4. A struktúra értékelése [Formalizálás]

A fent leírt lehatárolási folyamat során először létrejön egy, a tájfoltok viszonyait leíró **nulladfokú** adatbázis⁴³, amely az alléptékeken végigfutva megállapítja, hogy adott részterület különbözőnek ítéltető-e valamely spektrum szerint? Ebből a nulladfokú adatbázisból kerül kialakításra a **primer** adatbázis, mely az alléptékeken végighaladva a további elemzésből kizárja a már korábban különbözőnek ítélt területeket. Ez az adott részterületről megmondja, hogy rögzített érzékelésfelbontás mellett változatossági foltnak eleme-e, és ha igen, az milyen alléptékből való, illetve milyen spektrumok szerint⁴⁴. Ez a primer adatbázis kétféle módon elemezhető: numerikus és térképi formában, amelyek megfelelnek a mintavételezési és kategorikus térképezési (lásd geo-statisztikai és tájmetriai; GUSTAFSON 1998) megoldásnak. A következőkben ez a két modellezési megoldás kerül ismertetésre.

⁴³ [Mellékletek/1 numerikus modell/1 nulladfokú adatbázis](#)

⁴⁴ [Mellékletek/1 numerikus modell/2 primer adatbázis](#)

3.4. Numerikus modell - a mintavételi/geostatisztikai megoldás

A tájelemeket lehatároló, azaz a tájfoltokat definiáló folyamat során a független paraméternek az érzékelésfelbontás (d -érték) tekintendő. A d -érték függvényében a kialakított MATLAB⁴⁵ kód⁴⁶ a nulladfokú és a primer adatbázis kialakítása után kapott kimeneti változóértékeket egy szöveges és egy táblázatos formában⁴⁷ közli. Ezek a kimenetek tekinthetők a **szekunder adatbázisnak**. Kialakítása során a bemeneti kiterjedés a mintavételi terület, amely a korábban említett módon szignifikáns tájhatárt nem tartalmaz.

3.4.1. Modellkimenetek [Modellfejlesztés]

Független változó:

A kimenet feltünteti a felhasználó által előre beállított d -értékeket. A független – magyarázó – változó értékei; a d -értékek halmaza változtatható, ami a modellfuttatás időigényét és a mintavételi felbontást befolyásolja.

VAL1: d -érték: a d előre beállított értékei. A következő változó értékek ezek függvényében értelmezendők.

Össz-szám változó:

Ez a változó a függő változó, amely a változatossági tájfoltok számosságát (angol irodalomban: patchiness) jellemzi. Az output terjedelme függ a bemeneti adat kiterjedésétől (n , alapértelmezésben: 128) és az alkalmazott alléptékek számától (k , alapértelmezésben: $\log_2(n)-1=6$)

VAL2: N : adott d -érték mellett a mintavételi területen lehatárolt összes változatossági tájfolt darabszáma – maximum $(2^k)^2$; minimum 0.

Spektrális változócsokor:

A tartalmazott változók száma az alkalmazott csatornák (spektrumok) számától függ, alapértelmezésben: 4. A változócsokor leírja, hogy a bevont spektrumok között hogyan oszlik meg a változatossági döntés.

VAL3: *SPEKT1*: Megadja, hogy a tájfoltok – azaz a változatossági döntések – közül (N) hány esetben mutatott kritikus különbséget az első spektrum.

VAL4: *SPEKT2*: Megadja, hogy a tájfoltok – azaz a változatossági döntések – közül (N) hány esetben mutatott kritikus különbséget a második spektrum.

VAL5: *SPEKT3*: Megadja, hogy a tájfoltok – azaz a változatossági döntések – közül (N) hány esetben mutatott kritikus különbséget a harmadik spektrum.

⁴⁵ MATLAB R2012a – Copyright 2012 The MathWorks Inc.

⁴⁶ [Mellékletek/1 numerikus modell/MATLAB kod](#)

⁴⁷ [Mellékletek/1 numerikus modell/3 szekunder adatbazis](#)

VAL6: *SPEKT4*: Megadja, hogy a tájfoltok – azaz a változatossági döntések – közül (N) hány esetben mutatott kritikus különbséget a negyedik spektrum.

Kurtózis változócsokor:

A tartalmazott változók száma az alkalmazott alléptékek számától (k) függ, alapértelmezésben: $k-1$ (128 raszterszámú kiterjedés esetén 6) – így az output egységmérete kétszerese az input egységméretének. A változócsokor leírja, hogy a lehatárolt tájfoltok alléptékenként hogyan oszlanak meg. A kurtózis változócsokor összértéke egyenlő a VAL2: N változóértékkel.

VAL7: *KURT1*: Az első alléptéken ($A_{1,1}$) – azaz a szélsőséges aggregátum első négyesfa osztásakor – lehatárolt tájfoltok darabszáma – maximum 4; minimum 0.

VAL8: *KURT2*: A második alléptéken ($A_{1,2}$) – azaz a szélsőséges aggregátum második négyesfa osztásakor – lehatárolt tájfoltok darabszáma – maximum 16; minimum 0.

VAL9: *KURT3*: A harmadik alléptéken ($A_{1,3}$) – azaz a szélsőséges aggregátum harmadik négyesfa osztásakor – lehatárolt tájfoltok darabszáma – maximum 64; minimum 0.

VAL10: *KURT4*: A negyedik alléptéken ($A_{1,4}$) – azaz a szélsőséges aggregátum negyedik négyesfa osztásakor – lehatárolt tájfoltok darabszáma – maximum 256; minimum 0.

VAL11: *KURT5*: Az ötödik alléptéken ($A_{1,5}$) – azaz a szélsőséges aggregátum ötödik négyesfa osztásakor – lehatárolt tájfoltok darabszáma – maximum 1024; minimum 0.

VAL12: *KURT6*: A hatodik alléptéken ($A_{1,6}$) – azaz a szélsőséges aggregátum első osztásakor – lehatárolt tájfoltok darabszáma – maximum 4096; minimum 0.

Skewness változócsokor:

A skewness változócsokor elsősorban ellenőrzési funkcióval bír, annak érdekében, hogy az adatok túlzott ferdesége/torzulása – pl.: a mintavételi kiterjedésbe foglalt szignifikáns tájhatár esetén – kiszűrhető legyen. A változócsokor az első és második alléptékek által definiált részterületekre eső, az összes alléptékből származó tájfoltok számát tartalmazza. Az első négy változó megvizsgálja az első allépték négy részterületére eső összes változatossági foltok darabszámát. A második négy változó – az első négy változó értékének segítségével – kiválasztja azt az első alléptékű részterületet, amelyre a legtöbb folt esik, majd ezen a részterületen belül található második alléptékbeli négy részterületre eső foltok számosságát jellemzi. Ha az első négy változó közül valamelyik igen magasan kiugrik a többi közül, és a második négy változó közül is ugyanaz a változó a kimagasló értékű, akkor a mintavételi kiterjedés rosszul került lehatárolásra, és egy szignifikáns tájhatár “belelóg” a vizsgált területbe. Az ellenőrzés egyelőre csak manuális interpretáció során folytatható le.

VAL13-16: *SKEW1_1-4*: Az első allépték négy részterületére eső tájfoltok számossága – maximum $(n/2)^2=4096$; minimum 0.

VAL17-20: *SKEW2_1-4*: A *SKEW1_1-4* változók közül maximális értékkel bíró területet jellemző első alléptékbeli részterületre eső második alléptékbeli négy részterület tájfoltok számossága – maximum $(n/4)^2=1024$; minimum 0.

A melléklet⁴⁸ tartalmazza egy dél-dunántúli (a 4.1.-es fejezetben 42-es sz. mintaterületként szereplő) területről származó szöveges és táblázatos outputot.

A fő output változó (VAL2: *N*) és a kurtózis változócsokor (VAL7-VAL12: *KURT1-KURT6*) adatai alapján könnyen számolható két származtatott változó:

NP: ‘*Number of Pixels*’: Megadja, hogy az eredeti alapadat (A_1) egységméreteivel számolva hány egységet fed változatossági tájfolt. (Ebből egy, a kiterjedéssel történő arányosítás révén megkaphatjuk a nemzetközi irodalomban sokszor említett ‘*evenness*’ tájmetriai indexet.) Számítási módja: a kurtózis változócsokor mérőszámait az alléptékek területeire eső alapadategységek számával felszorozzuk, és összegezzük.

MPS: ‘*Mean Patch Size*’: Megadja, hogy mekkora a változatossági tájfoltok átlagos mérete. (Az *MPS* önmagában is sokszor használatos tájmetriai index.) Számítási módja:

$$MPS = \frac{NP}{N}$$

3.4.2. Kimenetektől a modellig – [Modellfejlesztés]

A numerikus modell kialakítása egy empirikus folyamat volt. Rendhagyó módon itt a modelleredmények kerülnek közlésre annak érdekében, hogy a tájváltozatossági modell és annak paraméterei bemutatathatók legyenek. A modell kialakításának folyamatát és a modell igazolását a 4.1 fejezet tartalmazza.

Az *MPS* számítási módját átalakítva dekomponálhatjuk a függő változót (VAL2: *N* – a változatossági foltok számosságát) és megkaphatjuk az **általános elméleti numerikus tájváltozatossági modellt**:

$$N(t) = \frac{NP(t)}{MPS(t)}$$

A numerikus tájváltozatossági modellezés inentől az *NP* és *MPS* mutatók magyarázó statisztikai modellezését jelenti, amely során a *d*-értéket (érzékelésfelbontás) mint független (magyarázó) változót, az *NP* és *MPS* mutatókat pedig magyarázott változókat alkalmazhatjuk. Az *NP* és *MPS* mutatók magyarázó modellezése során abban kell bízni, hogy a kialakított függvényszerű magyarázatot nyújtó regressziós modellek statisztikai paraméterei értelmezhetők. Ekkor ezek a paraméterek **a tájváltozatosság objektív leíró tapasztalati paraméterei** lehetnek (szignifikáns

⁴⁸ [Mellékletek/1_numerikus_modell/3_szekunder_adatbazis](#)

modellerőt és paraméterhatást feltételezve). A tapasztalati paraméterek segítségével rekonponálható a numerikus tájváltozatossági modell.

Az 4.1 fejezetben kerül bemutatásra a numerikus modell tesztelése és érzékenységvizsgálata. Megfigyelhető, hogy az *NP* mutató egy logisztikus modell, míg az *MPS* egy lebomlási modell logikáját követi. Általánosított formában:

$$NP(t) = \frac{1}{e^{\ln(b_0) + \ln(b_1) \cdot t + v}} + \varepsilon_1$$

$$MPS(t) = e^{b_2 + b_3 \cdot \frac{1}{t}} + \varepsilon_2$$

ahol:

$NP(t)$ és $MPS(t)$ – a magyarózott változók;

b_0 és b_2 – konstans értékek – tapasztalati paraméterek;

b_1 és b_3 – t illetve $1/t$ együtthatói – tapasztalati paraméterek;

v – a logisztikus függvény felső határának reciproka; a mintavételi kiterjedés négyzetének reciproka, tehát a mintavételi terület raszterszámban megadott területének reciproka: a kiterjedés növelésével értéke tart a 0-hoz.

t – a magyarózó változó – az érzékelésfelbontás természetes alapú logaritmus (ln(d)).

$\varepsilon_{1,2}$ – a modell által nem magyarózott rész (hibatag, reziduum).

3.4.3. A tájváltozatosság tapasztalati paraméterei [Paraméterezés]

A kérdés tehát az, hogy hogyan értelmezhetők a b_0 , b_1 , b_2 és b_3 tapasztalati paraméter értékek, vagy a tőlük függő konstans és együttható értékek az *NP* és *MPS* regressziós modellezését követően? Az *NP* és *MPS* komponensek d -értéktől függő regressziós modellezése során két-két jól értelmezhető paramétert nyerhetünk a mintavételi területről. Ezek a **tapasztalati tájváltozatossági paraméterek** a mintavételi terület segítségével jellemzik a táj területi változatosságát. Alkalmazásuk kizárólag relatív skálán – azaz összehasonlítás révén értelmezhető. A paraméterek értelmezése kétféle módon lehetséges attól függően, hogy a d -értékeket (az érzékelésfelbontást) az 1) érzékelő karakterével, vagy az 2) érzékelés időtartamával állítjuk párhuzamba. Az alábbiakban mindkét interpretáció megadásra kerül:

$\ln(b_0) = IQ$ – **a kezdeti változatossági mennyiség** ('initial quantity'): Az *NP* származtatott változó konstans paramétere. 1) A paraméter megmutatja, hogy bármely érzékelő számára mekkora az a terület (-hányad), amelyet legalább változatosnak érzékel. 2) A paraméter megmutatja, hogy az érzékelés kezdetén (az első szempillantásban, vagy az első bejárás során) mekkora az a terület (-hányad), amelyet az érzékelő változatosnak érzékel.

Nagy (abszolút)értékű paraméterhez nagy változatosságúnak ítélt terület (-hányad) tartozik.

$\ln(b_1) = SQ$ – **a változatossági mennyiség érzékenysége** (*'sensitivity of quantity'*): Az *NP* származtatott változó együttható paramétere. 1) A paraméter megmutatja, hogy milyen szorosan, vagy milyen meredeken függ a tájváltozatosság érzékelése az érzékelő minőségétől. Mivel minél inkább “tájszakértő” (“nyomkövető indián”, alacsony *d*-értékű) az érzékelő, annál nagyobb területet (-hányadot) érez változatosnak, a paraméter megmutatja, hogy a megfigyelő érzékenységének csökkenésével milyen gyorsan függ a tájérezékelés homogenizálódása, azaz a tájváltozatosság mennyire érzékeny a megfigyelő karakterére, más szóval a táj mennyiségi változatossága mennyire nyilvánvaló. 2) A paraméter megmutatja, hogy az időráfordítás csökkenésével mennyivel lassabban vesz észre az adott érzékelő kevesebb és kevesebb változatossági elemet, azaz a tájváltozatosság mennyire érzékeny az időráfordításra. Nagy (abszolút)értékű paraméterhez nagy mennyiségi érzékenység tartozik.

$b_2 = IS$ – **a kezdeti változatossági méret** (*'initial size'*): Az *MPS* származtatott változó konstans paramétere. 1) A paraméter megmutatja, hogy bármely érzékelő számára mekkora az a minimális átlagos területméret, amelyben a változatosság megnyilvánul előtte. Vagyis a tájváltozatosság mekkora foltokban érzékelteti magát. 2) A paraméter megmutatja, hogy az érzékelés kezdetén (az első szempillantásban, vagy az első bejárás során) mekkora az az átlagos területméret, amelyben a változatosság megnyilvánul előtte. Nagy (abszolút)értékű paraméterhez nagy átlagos területméret tartozik.

$b_3 = SS$ – **a változatossági méret érzékenysége** (*'sensitivity of size'*): Az *MPS* származtatott változó együttható paramétere. 1) A paraméter megmutatja, hogy az megfigyelő érzékenységének csökkenésével, mennyivel lesz egyre kisebb és kisebb az átlagos változatossági területméret, azaz a tájváltozatossági foltok területmérete mennyire érzékeny az érzékelő minőségére. 2) A paraméter megmutatja, hogy az érzékelésre fordított idő csökkenésével mennyivel lesz egyre kisebb és kisebb az eltérőnek ítélt folt átlagos mérete, azaz a tájváltozatossági foltok átlagos mérete mennyire érzékeny az időráfordításra. (Érdeemes belegondolni, hogy egy “laikus tájszemlélő” számára kisebb területméretek közti különbség könnyebben észrevehető, mint nagy területméretek közti különbség: például egyszerűbb egy tulipán és egy ibolya között különbséget tenni, mint az Őrség és a Vendvidék között.)

A tapasztalati tájváltozatossági paraméterek segítségével és az általános elméleti tájváltozatossági modell segítségével a **tapasztalati tájváltozatossági modell rekonponálható**:

$$\left. \begin{aligned} NP &= \frac{1}{e^{IQ+SQ \cdot \ln(d)}} \\ MPS &= e^{IS+SS \cdot \frac{1}{\ln(d+1)}} \\ N &= \frac{NP}{MPS} \end{aligned} \right\} N = \frac{1}{e^{IQ-IS+SQ \cdot \ln(d)-SS \cdot \frac{1}{\ln(d+1)}}} + \varepsilon_0$$

Ahol:

N : a tájváltozatossági foltok száma – magyarázott változó;

d : az érzékelésfelbontás – magyarázó változó;

IQ : a kezdeti változatossági mennyiség – tapasztalati tájváltozatossági paraméter;

SQ : a változatossági mennyiség érzékenysége – tapasztalati tájváltozatossági paraméter;

IS : a kezdeti változatossági méret – tapasztalati tájváltozatossági paraméter;

SS : a változatossági méret érzékenysége – tapasztalati tájváltozatossági paraméter;

ε_0 : a modell által meg nem magyarázott rész (reziduum);

feltéve, hogy:

- a mintavételi kiterjedés nagy – különben v értéke (lásd. 3.4.2 fejezet) nem elhagyható NP modelljéből;
- MPS modelljéből: $d \neq 0$;
- NP modelljéből: $d > 0,001$.

3.5. A numerikus modelleredmények statisztikai értékelésének módszerei

A numerikus modell kimeneteinek elemzése többféle módon történhet. A vizsgálatok során azonban mindig az érzékelésfelbontás d -értéke a független magyarázó változó és a tájváltozatossági foltszámok (N) a függő, magyarázott változó. Utóbbi a kurtózis változócsokor segítségével felbontható a foltok által elfoglalt terület (NP) és a foltok átlagos méretét (MPS) leíró származtatott változókra. Ezt a felbontási folyamatot földmegfigyelési párhuzammal⁴⁹ élve *dekomponálásnak* nevezhetjük. A származtatott függő változók közül az előbbi egy mennyiségi arány, míg utóbbi egy méret-attribútum. A dekompozícióra a magyarázó modellezés interpretálhatósága érdekében van szükség, azaz a kialakítandó tájváltozatossági paraméterek értelmezhetősége és érthetősége így segíthető elő. A magyarázó modellezést követően az NP és MPS modellekből az N ismét rekonstruálható, amely rekonstrukciós folyamatot *rekomponálásnak* nevezhetjük.

A numerikus kimenetek elemzésének három lépése kézenfekvő:

⁴⁹ A SAR adatok polarymetrikus feldolgozása során a dekompozíciós eljárások (CLOUDE et al. 1997; TURKAR et al. 2011) segítik elő a komplex adatok értelmezhető információvá való átalakítását.

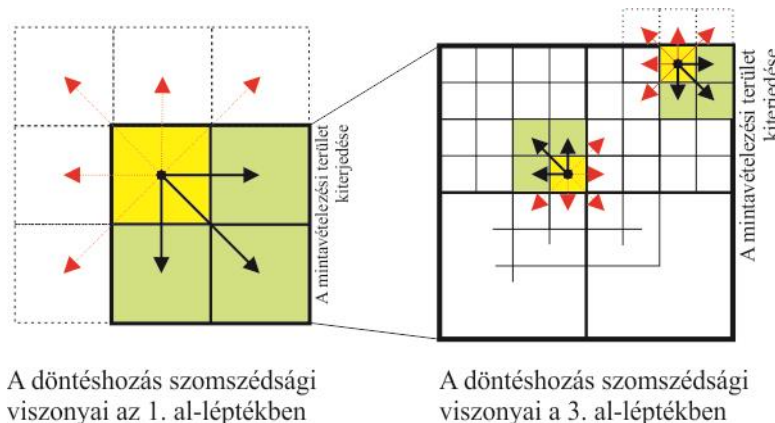
1. **A kimenetek átfogó statisztikai áttekintése, a tájváltozatossági modellek statisztikai környezetének jellemzése:** Az elemzés során közvetlenül a mért adatok segítségével készülő durvább statisztikai vizsgálat, amely az kimenetek átfogó „működését” hivatott áttekinteni. Ilyen a kimenetek leíró statisztikáinak áttekintése (minimum, maximum, terjedelem, átlag, szórás stb.). A függő változó maximumának vagy a terjedelmének a magyarázótól való függésére a varianciaanalízis és az azt követő post hoc tesztek kínálnak kézenfekvő megoldást. Érdekes, kevésbé érzékeny és igen szemléletes vizsgálat lehet a függő változó ill. a származtatott függő változók átlagolása d -értékenként a minták között. Érdemes megfigyelni, hogy az átlagolt származtatott változókból nem nyerhető vissza a rekonponálás során a függő változó átlaga. Az eltérés mértéke megmutatja, hogy érdemes-e a következő statisztikai elemzési lépéseket elvégezni (számottevő eltérés mutatkozik a rekonponálás után), vagy az alkalmazott felbontásban a minták között nincs olyan eltérés (heterogenitás), amelyet érdemes volna mélységében feltárni új információ felderítésében bizakodva (számottevő eltérés nincs a rekonponálás után).
2. **A tapasztalati tájváltozatossági paraméterek kinyerése:** A magyarázó és a származtatott magyarázott változók közötti függvényszerű összefüggés megértését szolgáló statisztikai modellezés. Elsősorban regresszióanalízisen és a regressziós diagnosztikán alapuló vizsgálati rész, valamint az analitikai feltételek (reziduumok normális eloszlása, független változótól való függetlenségük) ellenőrzése. A „szokásos” regressziós diagnosztikai lépéseket – az előző ponthoz részben visszatérve – kiegészítő feltételként szabható meg, hogy a kialakított modellek a minták származtatott függő változóinak d -értékenként vett átlagát is elfogadható mértékben írja le, annak érdekében, hogy a tapasztalati tájváltozatossági paraméterek egy univerzális modellbe illeszthetően jellemezzék a tájváltozatosságot. A statisztikai vizsgálatok ezen részének az a fő célja, hogy a regressziós paramétereket úgy alakít ki objektív úton, hogy azok a következő pontban szereplő hasonlóságelemzés számára megfelelőek legyenek, de egyúttal értelmezhető jelentéssel is bírjanak.
3. **A tapasztalati tájváltozatossági paraméterértékek a mintaterületek közötti eloszlásának vizsgálata, hasonlóságelemzés:** A tapasztalati tájváltozatossági paraméterértékek birtokában két megközelítésben lehet a modellezett tájak jobban megérteni statisztikai eszközökkel. Amennyiben adott tájakon belül többszöri mintavételezés történt – tehát a tájhatárok előre ismeretesek voltak, varianciaanalízis segítségével lehetséges a tájak összehasonlító bemutatása és jellemzése. Ez egy „igazolós” megközelítés. Amennyiben a mintavételezés – előismeretek hiányában – nem készülhetett ismert kategóriákban, klaszteranalízis segítségével csoportosíthatók a minták a tapasztalati tájváltozatossági paraméterek segítségével. Ez egy leíró/feltáró megközelítés.

3.6. Térképi modell - kategorikus térképezési megoldás

A mintavételi megoldás kizárólag szignifikáns tájhatárokon belül alkalmazható. A térképi modell a mozgóablakos módszernek a modellfolyamatba való integrálásával arra kínál megoldást, hogy a modellezett tér homogén módon – térképi formában – legyen jellemezhető (FÜLÖP 2014/a). Ezáltal – bár a numerikus elemzés lehetősége elvész – a tájhatárok okozta probléma nem képez akadályt. Sőt, a térképi modell alkalmas arra, hogy az összehasonlítható mintavételi helyek objektív módon kerüljenek meghatározásra.

3.6.1. Mintavételezési problémák [Modellfejlesztés]

A mintavételezési folyamat során egy adott alléptékű részterület a változatossági döntéshozatal során egy – a részterületet magát is tartalmazó – egyel durvább felbontású alléptékű részterülettel kerül összehasonlításra. A négyesfa szerkezetű tesszelációból következően a tájváltozatossági folt definiálása egy-egy részterületnek csak három szomszédja (és önmaga) jellemzőitől való statisztikai távolságán alapul. Egy adott alléptékű részterület ugyanakkor – szabályos négyzetes raszterhálót feltételezve – nyolc szomszéddal rendelkezik. A szomszédtsági viszonyok – és így a szükséges térbeliség – részleges figyelmen kívül hagyása okozza, hogy a mintavételi megoldás – bár képi formában ábrázolható – nem alkalmas térképi elemzésre (12. ábra).

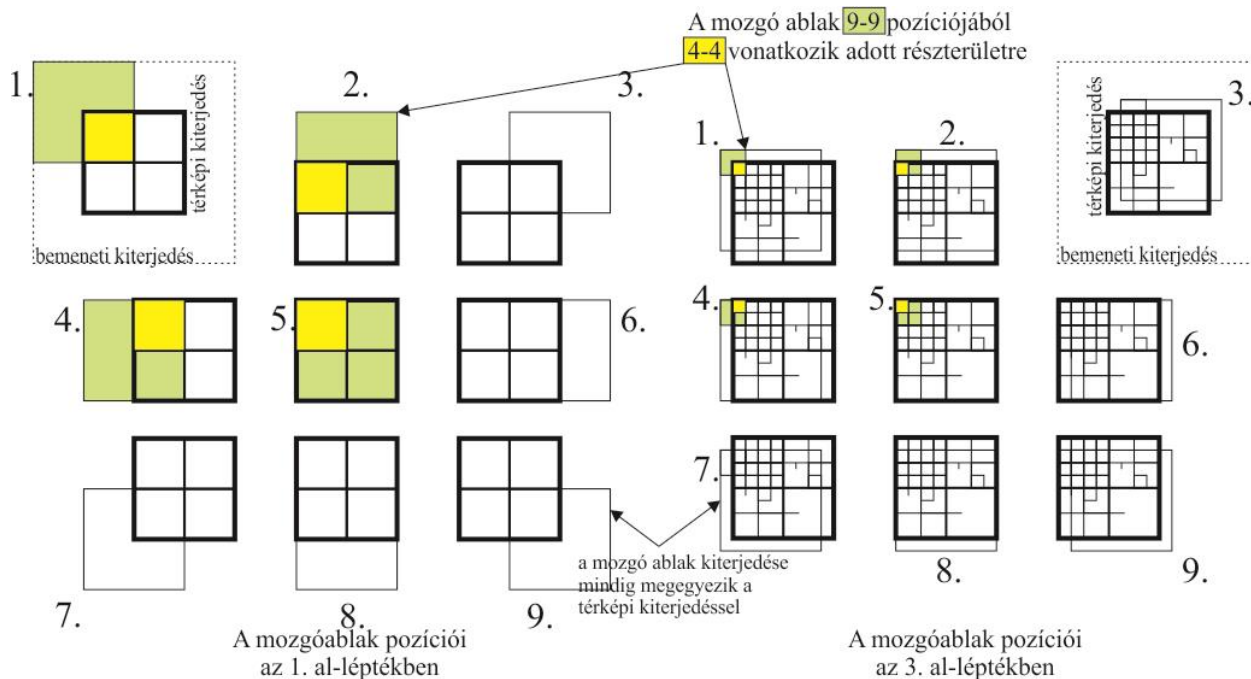


12. ábra – A numerikus modell szomszédtsági viszony kezelése – a térképi megjelenítés megalapozatlansága

3.6.2. Mozgóablakos megoldás [Modellfejlesztés]

A szomszédtsági viszonyok figyelembevételére a mozgóablakos megoldás nyújt választ. A mozgóablakos megközelítés egy harmadik sorozat beillesztését jelenti a modellezési folyamatba – a két, mintavételi megoldásban is alkalmazott sorozat után. A mozgóablak mérete minden alléptékben megegyezik a teljes térképezendő térméret kiterjedésével, az ablak mozgatása pedig minden alléptékben az adott allépték részterületeinek méretével egyenlő. Minden alléptékben a mozgóablak 9-9 helyzete kerül kiértékelésre, annak érdekében, hogy minden részterület az összes szomszédjával összehasonlításra kerüljön (13. ábra). Ebből következik, hogy a modell bemeneti kiterjedése kétszerese a kimeneti (térképi) kiterjedésnek, hiszen az első alléptékbeli

mozgatás során a teljes kiterjedés felével történik jobbra-balra illetve fel- és lefelé történő mozgatás.



13. ábra - A mozgóablak pozíciói, és a térképi modell szomszédosági viszony kezelése

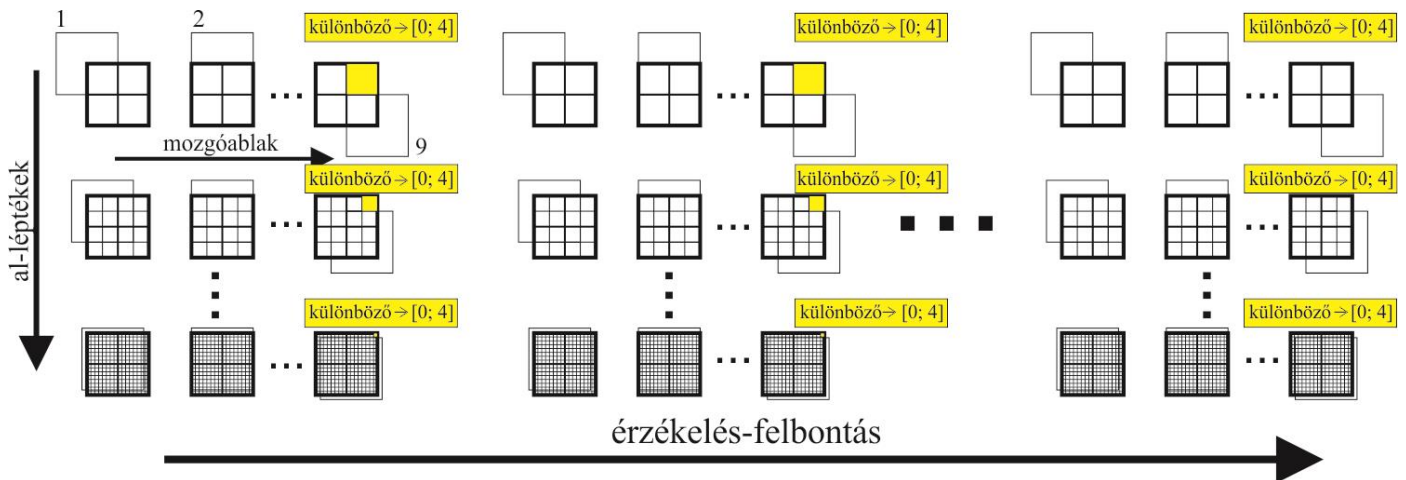
A mozgóablak kilenc pozíciót vesz fel, amely a mozgóablakok sorozatát jelenti ($p=[1; 9]$). Ez a sorozat a két, már ismertetett sorozat – az érzékelésfelbontás és az alléptékek sorozata – *után* kerül beillesztésre. Ebből következik, hogy adott érzékelésfelbontás mellett, az alléptékek szerinti döntéshozatali iteráció *nem* áll le, ha heterogenitási döntésre kerül sor, hanem a heterogenitási döntések számát számolja össze minden alléptékben, és rögzíti azt.

A kialakított MATLAB⁵⁰ kód⁵¹ a következő módon végzi el a térképi kiértékelést (14. ábra). Felvételre kerül az első érzékelésfelbontási érték (pl.: $d=0,1$), és a bemenő kiterjedésű alapadatból ($A_{1,0}=(256,LR,500)$) kialakításra kerül a térképezési kiterjedés (pl.: 128 raszter) szerinti szélsőséges aggregátum ($A_{1,0}(1,LR,64000)$), az első allépték részterületmérete szerint mozgatott ablak (pl.: 64 raszter) első pozíciójának területére ($A_{1,0,1}(1,LR,64000)$). Ezután az első allépték szerinti négyesfa diszkrimináló osztása történik meg a mozgóablak első pozíciójában, és az így létrehozott területrészek ($A_{1,1,1}(2;LR,32000)$) alapadatból származó spektrális átlagértékei kerülnek összehasonlításra a szélsőséges aggregátum mutatóival ($A_{1,0,1}(1,LR,64000)$). Ha bármely spektrum szerint az átlagértékek közötti különbség abszolútértéke meghaladja a szélsőséges aggregátum szórásának és az érzékelésfelbontás mérőszámának szorzatát, az adott területrészt „különbözőnek” lesz értékelve. A döntéshozatal során 1-es értéket kapnak a különbözőnek, illetve 0-s értéket az egyformának nyilvánított területek. Ez a folyamat játszódik le a mozgóablak további

⁵⁰ MATLAB R2012a – Copyright 2012 The MathWorks Inc.

⁵¹ [Mellékletek/2_terkepi_modell/MATLAB_kod](#)

nyolc pozíciójában is. Így a kilenc döntéshozatal során minden térképezendő kiterjedésen elhelyezkedő részterület négyszer-négyszer kerül megítélésre: tehát maximum négyszer, minimum nullszor lehet különbségi folt.



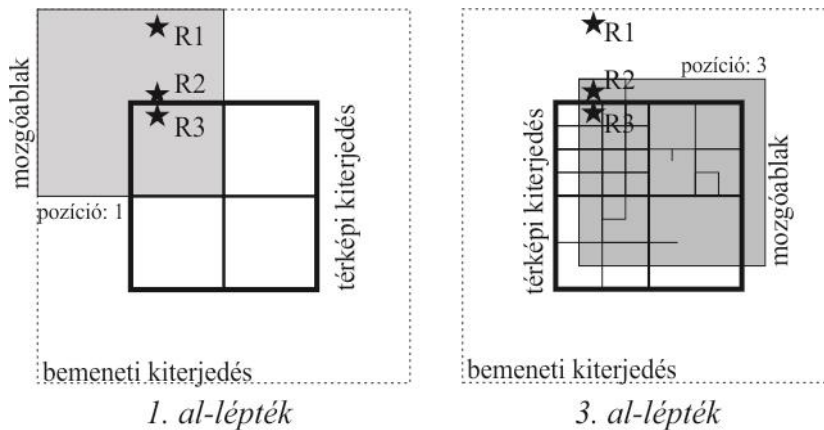
14. ábra – A térképi modell sorozatainak egymásba illeszkedése, a térképi modell működési sémája

A mozgóablak iterációja után a következő allépték szerinti döntéshozatal jön soron, még változatlan érzékelésfelbontás mellett. Így most a második allépték szerinti részterület méretének megfelelő (pl.: 32 raszter) ablak-eltolás után kerül sor a térképezési kiterjedésen (pl.: 128 raszter) végzett, első allépték szerinti aggregátumok kialakítására (pl.: 64 raszter), a mozgóablak első pozíciójában ($A_{1,1,1}(2,LR,32000)$). Ezt követően a részterületek négyesfa diszkrimináló osztásával létrejött területek ($A_{1,2,1}(4,LR,16000)$) alapadatból származó spektrális átlagértékei kerülnek összehasonlításra az első allépték aggregátumainak alapadatból származó statisztikai mutatóival. Ha bármely spektrum szerint az átlagértékek közötti különbség abszolútértéke meghaladja az első allépték szerinti aggregátum szórásának és az érzékelésfelbontás mérőszámának szorzatát, az adott területrészt „különbözőnek” lesz értékelve. A döntéshozatal során 1-es értéket kapnak a különbözőnek, illetve 0-s értéket az egyformának nyilvánított területek. Ez a folyamat játszódik le a mozgóablak további nyolc, második allépték szerinti pozíciójában is. Így a kilenc döntéshozatal során minden térképezendő kiterjedésen elhelyezkedő részterület négyszer-négyszer kerül megítélésre: tehát legfeljebb négyszer lehet különbségi folt.

A bemutatott folyamat folytatódik a harmadik, negyedik stb. alléptékeken is. Minden alléptékben az adott allépték részterületeinek megfelelő mértékben kerül a teljes térképezési területnyi kiterjedésű mozgóablak eltolásra (kilenc-kilenc pozícióba), és minden alléptékben maximum négyszer ítéltető egy-egy részterület különbözőnek. A mozgóablakos és allépték szerinti iterációt követően az érzékelésfelbontás kerül változtatásra, és a belső sorozatok újrateződnek.

Érdeemes megfigyelni, hogy a mozgóablakok alléptékek szerinti különböző mértékű mozgatása a bemeneti kiterjedés – amely a térképezési kiterjedés kétszerese – szélén található alapadat raszte-

rek részvételét hogy befolyásolja (15. ábra). A legszélső (pl.: a bemeneti adat első oszlopaiban illetve soraiban található) raszterek kizárólag az első alléptékbeli döntéshozatalban játszanak szerepet, míg a belső (pl.: a térképezési kiterjedés lábnyomán belül található) raszterek szinte valamennyi alléptékbeli döntéshozatalban szerepet játszanak. Ez a szerepvállalási különbség az adott raszterek statisztikai erejét differenciálja, és az autokorreláció jelenségét képviseli. Azaz a térképezési területhez közelebb eső bemeneti raszter értékek jobban befolyásolják a diverzitási döntéshozatalt, mint az attól távolabb esők.



15. ábra – A bemeneti alapadat rasztereinek szerepvállalása a különböző alléptékbeli döntéshozatalban különböző alléptékekben – az autokorreláció megjelenése a térképi modellben

3.6.3. Modellkimenetek [Modellfejlesztés]

A térképező modellezési folyamat eredményeként egy szöveges formátumba konvertált (pl.: ASCII BSQ) területről készült raszteradatokból egy komplex modellter⁵² jön létre. Fontos megjegyezni, hogy a térképezni kívánt kiterjedés a 2 valamely hatványa kell legyen, illetve a bemeneti kiterjedés a térképi kiterjedésnek kétszerese. A térképi modell lefutása után létrejövő modellteret a következő módon lehet elképzelni:

1. A modellter annyi raszterrétegből (layerből) áll, ahány érzékelésfelbontási érték került alkalmazásra a modellfuttatás során. Tehát a rétegek a különböző d -értékek szerinti outputot jelentik a legkülső sorozat szerint.
2. A modellter rétegei külön-külön szöveges fájlokban kerülnek tárolásra.
3. A kimeneti modellter rasztereinek helyzete, száma és mérete *megegyezik* a térképi kiterjedéssel.
4. A kimeneti raszterek értékei nem feltétlenül követik a raszterek méretét, az értékek változása függ az alkalmazott alléptékek számától. Például: ha a bemeneti raszter 256 szélességű, a térképi kiterjedés 128 raszter szélességű, akkor a lehetséges alléptékek száma 7. Az utolsó allépték esetében a döntéshozatal során az összehasonlításra kerülő spektrális átlagok az alacsony elemszámból adódóan nem megfelelő megbízhatóságúak,

⁵² [Mellékletek/2_terkepi_modell/1_modellter](#)

így csak 6 allépték kerül alkalmazásra. Ebben az esetben, bár az output a bemeneti geometriai felbontással megegyezik, a raszterek értékei kettes kiterjedésekben változhatnak, így egy-egy értéket mindig négy-négy raszter vesz fel egyszerre.

5. A rétegek raszterértékeinek minimuma 0, maximuma az alkalmazott alléptékek számának négyszerese. Érthető ez, ha végiggondoljuk az előző fejezetben ismertetett modellezési folyamatot. Minden alléptékben a mozgóablak kilenc-kilenc helyzetéből legfeljebb négy-négy pozíciójában lehet bármely alapadatra vonatkoztatott raszter egy-egy változatossági folt része. Így például az előző pontban szereplő adat be- és kimenetet feltételezve a hat alkalmazott allépték esetén a raszterértékek a $[0; 24]$ intervallumon mozognak. Ebben az esetben a 0 érték azt jelenti, hogy az adott érzékelésfelbontás mellett az adott raszter egyszer sem volt tagja tájváltozatossági foltnak, így tehát a szomszédjaitól egyáltalán nem különbözik, míg a 24-es érték igen intenzív különbözőséget jelöl.
6. A térképi kiterjedések „szakadás” nélkül egymás mellé illeszthetők. A modellezési folyamat végiggondolásával belátható, hogy a szomszédos térképi lábnyomok elemzése során a térképi és a bemeneti kiterjedések közti kétszeres arányból, illetve a mozgóablak pozícióinak középpontosan tükrös elrendezéséből adódóan három egymás mellett lévő térképi kimenet modellezése során a két szélső bemeneti kiterjedése éppen átfedi a középső térképi kiterjedését.

3.6.4. Térképi termékek [Paraméterezés]

A térképi modellezés akkor ad eredményül „szép modellteret”, ha minél több, egyenletesen sűrű eloszlású érzékelésfelbontás kerül alkalmazásra. Ebben az esetben azonban igen sok kimeneti raszterréteg készül. Ismert, hogy a legtöbb térinformatikai alkalmazás egyszerre maximum három (RGB megjelenítés) réteghez tud külön színt rendelni, és így *egyszerre* megjeleníteni azokat. 10-20 érzékelésfelbontási réteg esetében azonban ez elenyészően alacsony hányad, pedig a térképi modell újdonsága éppen az, hogy az érzékelésfelbontások függvényében, azokon keresztül mutatja be a táj változatosságát.

Így a térképi kimenet modelltere egy interpretációs/paraméterezési kihívás elé állítja a felhasználót. Egyik lehetséges megoldásként a rétegek sorozatából egy video/diasor⁵³ készíthető. Ez a modellteret megfigyelésre alkalmassá teszi, azonban a „léptetés” mindig túl gyors vagy túl lassú, ráadásul *egyszerre* mindig csak egy réteg látható, ami a modellteret nem teszi alkalmassá objektív elemzés elvégzésére. Ezért a kimeneti modelltérből térképi termékeket szükséges készíteni. Ezek a térképi termékek felfoghatók a modelltér modelljeiként: visszagondolva a modellezési

⁵³ [Mellékletek/5_dunantul_terkep/4_diasor/modellter.pps](#)

folyamat 2.1.3.1. fejezetben részletezett ismeretelméleti indoklására, azt itt is érvényesnek találhatjuk, azaz a térképi modelltér (még mindig) túl komplex ahhoz, hogy áttekinthető legyen.

A modelltér modellezésére nagyszámú módszert lehetne találni: a koherencia vizsgálatoktól kezdve a tájmetriai indexek bevonásán át a diszkriminanciavizsgálatokig. Az INLAND modellek kialakításakor ugyanakkor már többször hangoztatott szempont az egyszerűség és robusztus megoldások preferálása. Ennek jegyében három közvetlen térképi termék és három származtatott térképi termék kerül bemutatásra.

3.6.4.1. Összegtermék

Közvetlen termék. Az összegtermék előállítása a legegyszerűbb, ugyanakkor talán a legkevésbé pontos megoldáshoz vezet, ezért leginkább a kiküszöbölendő problémák érzékeltetése végett kerül bemutatásra. A termék előállításakor az összes réteg raszterértékét egyszerűen összeadjuk. Ekkor egy szürkeárnyalatos (egycsatornás) réteget kapunk. Ez a módszer több problémát eredményez. Az első ilyen, hogy a generalizálás mértéke igen nagy. Míg joggal feltételezhetjük, hogy igen magas (alacsony mérőszámú) érzékelésfelbontás rétegén igen magas értékek szerepelnek, addig az alacsony felbontású rétegek raszterei halmozottan kevés értéket kapnak, hiszen a raszterek mind finomabb alléptéken, a lehetséges négy változatossági döntésből mind kevesebbszer „kapnak pontot”. Így az első pár érzékelésfelbontási réteg súlya teljesen elnyomja a gyengébb értékkel jellemezhető rétegeket. Ha az érzékelésfelbontás mögé a tájhoz különböző mértékben szakértő embereket képzelünk, elmondható, hogy a rendszer nem túl „demokratikus”, hiszen jóformán csak a tájszakértők megítélését képviseli.

Az összegtermék másik súlyos problémája informatikai jellegű: a számítási módszernek köszönhetően könnyen felmerülő túlcsoordulási hiba abból adódik, hogy a sokszor alkalmazott 8 bites képformátum 256 különböző érték megjelenítésére képes. Ha feltételezzük, hogy minden érzékelésfelbontási rétegen, hat alkalmazott allépték esetében felvehető a 24-es érték, ez mindössze tíz réteg összeadását teszi lehetővé. Az érzékelésfelbontási mutató szukcessziója során azonban a raszterértékek igen hirtelen csökkennek, tehát a gyakorlatban ez ritkán előforduló hiba, az összegzési módszer azonban a modellalkalmazás robusztus jellegét veszélyezteti.

3.6.4.2. Súlyozottösszeg-termék

Közvetlen termék. A súlyozottösszeg-termék előállításakor az érzékelésfelbontási rétegek raszterértékeit úgy összegezzük, hogy az adott réteg mérőszámait megszorozzuk a réteget jellemző d -érték mérőszámával. Így szintén egy szürkeárnyalatos (egycsatornás) réteg jön létre. A magas raszterértékű (magas érzékelésfelbontású) rétegek így igen alacsony szorzót kapnak, míg az alacsony raszterértékű alacsony érzékelésfelbontású rétegek raszterértékeit 1-nél magasabb

koefficiens kompenzálja. Így mind a rétegek részvételi súlya, mind a túlsordulási hiba kissé ellensúlyozható, ez az ellensúlyozás azonban nem arányos a rétegek szukcessziójában megfigyelhető értékcsökkenéssel, amely a lineárisnál jóval gyorsabb ütemű.

3.6.4.3. Küszöbtermék

Közvetlen termék. A küszöbtermék előállítás sem bonyolult feladat, egy 0-ra történő leválogatásnak tekinthető az érzékelésfelbontási rétegeken keresztül. A küszöbtermék az adott rasztereket a küszöbértékkel jellemzi. A d -értékek növekvő szukcessziójában a raszter tehát azt az értéket kapja, amely d -érték szerint először vett fel 0 mérőszámot a modellterben. A küszöbérték tehát az az érzékelésfelbontási érték, amelynél adott terület a szomszédjaival hasonlatossá válik. A valós küszöbértékek kiosztása után azokat a 0-255 (8-bites adatmegjelenítés) intervallumra lehet interpolálni. A küszöbtermék tehát ugyancsak egy szürkeárnyaltos (egycsatornás) termék, és azt ábrázolja, hogy adott terület milyen durva érzékelésfelbontásnál válik a szomszédjaival hasonlatossá. A küszöbtermék esetében 255 érzékelésfelbontási csatorna után merülhet először fel túlsordulási hiba – ez racionális körülmények között be nem következő lehetőség.

3.6.4.4. Háromcsatornás komplex

Származtatott termék. A háromcsatornás komplex az előző három darab egycsatornás termékből összeállított kompozit. Így a kompozit megjelenítésekor a vörös szín mérőszámához az összegtermék, a zöld szín mérőszámához a súlyozottösszeg-termék, a kék szín mérőszámához a küszöb-termék raszterértékei kerülnek hozzárendelésre. Nem szabad elfelejteni, hogy valamennyi közvetlen termék ugyanazon alap-„adatból”⁵⁴ a sokcsatornás modellterből került számításra, így egymástól nem független információt nyújtanak: tehát a háromcsatornás komplex csak egy megjelenítési/interpretációs forma. Ugyanakkor ez a megjelenítés árnyaltabb képet – „több szemüveget” – ad a modellter értelmezéséhez.

3.6.4.5. Kategorikus térképtermék

Származtatott termék. A kategorikus térkép a háromcsatornás komplex ellenőrzés nélküli osztályozásából nyerhető. Igen robusztus, de könnyen értelmezhető, így könnyen alkalmazható termék. Mivel a háromcsatornás komplex csatornái egymástól nem függetlenek, az osztályok/kategóriák sorozata egy növekvő diverzitással jellemezhető csoportosítást eredményez. Ugyanakkor a megoldás pontosabb leíró jellegű, mint az egyszerű intervallumkategóriák hozzárendelése az egyes raszterekhez, hiszen a raszterértékek eloszlását is figyelembe veszi. Az ellenőrzés nélküli osztályozás módszerének (pl.: IsoData vagy K-közép osztályozás), valamint bemenő paramétereinek (minimum és maximum osztályszám, minimum raszterszám az osztá-

⁵⁴ Valójában: információból – a modellter már egy *értelmezett* adatbázis.

lyokban, a megengedett átlagtól való eltérés mérőszáma, az iterációk számának változtatása) árnyalhatja a termék megjelenítését. Mivel az eredmény egy kategorikus térkép, tájmetriai indexelése könnyen megvalósítható. Ebben az esetben az INLAND térkép a modellezési folyamat egy előszegmentálásnak feleltethető meg.

3.6.4.6. Csoportkomplex

Származtatott termék. A csoportkomplex kialakítása adhatja a legpontosabb interpretációt, ugyanekkor alkalmazásának több feltétele is van. A csoportkomplex kialakítása során az érzékelés-felbontási értékek sorozata három intervallumra vonatkoztatva kerül felosztásra. Ezeken a d -érték-intervallumokon belül összegtermékek készülnek. Ezek az összegtermékek kerülnek háromcsatornás megjelenítésre, például a vörös színhez a tájszakértőt (magas érzékelésfelbontású intervallum), a zöld színhez az átlagos érzékelőt (közepes érzékelésfelbontású intervallum), a kék színhez a laikus tájszemlélőt (alacsony érzékelésfelbontású intervallum) modellező rétegek raszterérték összegei kerülnek hozzárendelésre. A gyakorlati kérdés az intervallumok határainak, azaz az osztópontok helyének meghatározásában rejlik. Ezt több szempont/motiváció befolyásolhatja:

1. Méréskiegyenlítés: Az osztópontok meghatározásakor a cél, hogy minden d -érték-intervallum esetében ugyanannyi réteg kerüljön összegzésre. Így ha összesen 15 érzékelésfelbontási réteg került a térképi modell futtatásakor kialakításra, akkor mind a tájszakértőket, mind az átlagos csoportot, mind a laikus tájszemlélőket 5-5 réteg raszterértékeinek összege fogja a képviselni a háromcsatornás kompozitban.
2. Összegkiegyenlítés: Az osztópontok meghatározásakor a cél az, hogy minden d -értékintervallum raszterérték összege a térképi kiterjedés egészére számítva egymással egyenlő legyen; tehát, hogy ugyanakkora erő képviselje a tájszakértőket, az átlagos érzékelőket és a laikus tájszemlélőket. Ez a megoldás igen kevés magas érzékelésfelbontási rétegből összegzett első (vörös), több átlagos felbontási értékből összegzett második (zöld) és sok alacsony felbontási értékből összegzett harmadik (kék) réteget hoz létre a háromcsatornás kompozitba.
3. Numerikus modellből adódó osztópontok: Amennyiben a térképi kiterjedésen numerikus modellezés is történt, a d -érték függvényében modellezett mutatók határozott integrálása után meghatározhatók az objektív osztópontok úgy, hogy a görbe alatti területet három egyenlő részre osztjuk. Amennyiben az N értékek (tájváltozatossági foltok darabszáma) modelljéből származnak az osztópontok, azok közelebb állnak a méréskiegyenlítési megoldáshoz, de ha az NP (tájváltozatossági foltok területe) értékek modellje adja az osztópontokat, azok közelebb állnak az összegkiegyenlítési megoldáshoz.

4. Funkcionális érzékelési csoportok: A legjobb – de legnehezebben kivitelezhető, egyelőre csak elméleti – megoldás, ha ismerjük a funkcionális csoportokat jellemző d -értékeket. Ennek előfeltétele lenne egy tájszociológiai tanulmány, amely különböző társadalmi csoportok d -értékeit felméri, és meghatározza a d -értékek *valós* eloszlását. (A jelenlegi modellek csak lineárisként modellezik azt.) A d -értékek valós eloszlásának töréspontjai adhatják a modelltér felosztásában szerepet játszó osztópontokat. Ekkor alkalmazható lenne az osztópontokon belüli összegtermék előállítás, vagy a csoportközeppekhez tartozó modelltérbeli rétegek megjelenítése.

4. Eredmények

Ebben a fejezetben a kifejlesztett INLAND modell alkalmazása során elvégzett kísérletek eredményei olvashatók. A kísérletek az elsődleges alkalmazási lehetőségeket is feltárják, amellet, hogy a modell működését szemléltetik. A kísérletek tervezése során az egyszerűbb elemzések felől a komplex elemzésekig vezet az út. Az archív földmegfigyelési adatok (2011) alkalmazása egyrészt a modellfejlesztés kezdetekor (2012) elérhető legfrissebb archív adatok miatt történt. A későbbiekben ugyanilyen időszakbeli adatok alkalmazása ugyanakkor már szándékolt volt – egyrészt a kísérletek konzisztenciáját biztosítandó (lásd 4.5. fejezet); másrészt így a kísérletek ismételt, friss adatokkal történő elvégzése már monitoring eredményeket eredményezhet a jövőben.

4.1. A numerikus modell teszt-alkalmazása [Teszt, paraméterezés és érzékenységvizsgálat]

A numerikus modell tesztalkalmazása során a kísérlet célja az volt, hogy megvizsgálja:

- a numerikus modell sikeresen lefut-e? [Teszt]
- a numerikus modell milyen típusú paraméterbecsléseket ad? [Paraméterezés] (lásd. 3.6.2.)
- a numerikus modell univerzálisan alkalmazható-e? [Érzékenység vizsgálat]

4.1.1. A kísérletek felállítása

A kísérlet futtatása MODIS (Terra) négycsatornás multispektrális (csatorna sorrend: b1: R; b2: NIR; b3: B; b4: G; 32-bit-es floating point tárolás), alacsony felbontású (LR, 463,31 m), 2011. július 12-e és 28-a között készített adatok felhasználásával történt. Az előkészítő folyamat során 128·128 raszter kiterjedésű random mintavételi területek kerültek kiválasztásra: 43 db Európa területéről és környezetéből olyan szélsőséges mintákat is engedve, mint például nyílt tengeri vagy sivatagos területek; és 20 db Kelet-Közép-Európa területéről⁵⁵. A mintavételi területek kivágatai BSQ kódolású ASCII formátumba kerültek konvertálásra.

A numerikus kód futtatása során hat allépték került alkalmazásra, így a legnagyobb lehatárolt változatossági folt 29 651,84 m méretű (első allépték, 64·64 raszter kiterjedés), a legkisebb lehatárolt változatossági folt pedig 926,62 m méretű volt (hatodik allépték, 2·2 raszter kiterjedés). Az érzékelésfelbontás mint független változó (*d*-értékek) 37 db előre definiált értéke a következő sorozatot alkotta:

$d = \{0,1; 0,2; 0,25; 0,3; 0,4; 0,5; 0,6; 0,7; 0,75; 0,8; 0,9; 1; 1,1; 1,2; 1,25; 1,3; 1,4; 1,5; 1,6; 1,7; 1,75; 1,8; 1,9; 2; 2,2; 2,4; 2,5; 2,6; 2,8; 3; 3,3; 3,6; 3,9; 4; 4,4; 4,8; 5\}$

⁵⁵ [Mellékletek/3_erzenysegvizsgalat/mintateruletek/mintater.kmz](#) (GoogleFöld-ben megnyitható fedvény)

A numerikus modell egy mintán történő futtatására szükséges idő így 43-64 perc közötti időtartam⁵⁶. Többek között a hosszú futtatási időnek köszönhető, hogy a hetedik allépték nem került az elemzésbe való bevonásra. A változatossági döntéshozatal módja is a hetedik allépték elhagyása mellett szólt: a hetedik allépték döntéshozatal során használt hatodik allépték mintája olyan alacsony elemszámú (négy raszter értéke), amely az átlag- és szórásértékek megbízhatóságát már túl erősen befolyásolja.

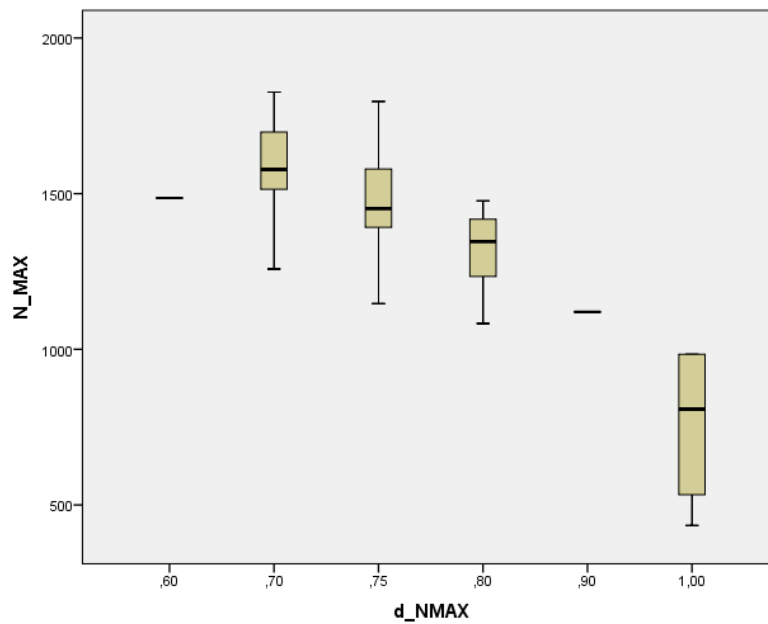
4.1.2 A numerikus modellkimenetek elemzése

A 63 mintán történő **sikeres numerikus futtatás** eredményei táblázatos formában kerültek rögzítésre⁵⁷. A „nyers” kimeneti adatok elemzése a következő megfigyeléseket engedte:

1. Az összes európai (63 db) minta esetében a futtatások mindegyike 0,1 és 2,6 érzékelésfelbontás érték közti terjedelemben adott nullától eltérő N értéket – az ennél rosszabb (nagyobb értékű d) érzékelés esetén a teljes terület homogénnek tekinthető. Ugyanez az „érdemes” terjedelem a kelet-közép-európai rész-minta (20 db) esetében $[0,1; 1,6]$ intervallum volt.
2. Az összes európai (63 db) minta esetében a d -érték függvényében mért N -érték maximumai $[434; 1826]$ intervallumon ingadoztak, a maximumértékekhez tartozó d -értékek pedig $[0,6;1]$ intervallumon. Ugyanezek az intervallumok a kelet-közép-európai rész-minta (20 db) esetében $N_{max}=[984; 1657]$ és $d_{Nmax}=[0,7; 1]$.
3. Az összes európai (63 db) minta esetében az N_{max} -értékek nagysága (tájváltozatossági foltok maximális száma) és az azokat felvevő d_{Nmax} helyek (a tájváltozatossági foltok maximumához szükséges érzékelésfelbontás) összefüggésének vizsgálata (ANOVA) kimutatta ($F=37,08$; $SL \ll 0,001$), hogy egyre magasabb érzékelési felbontás maximumokhoz (d_{Nmax}) egyre alacsonyabb változatossági foltszámmaximumok tartoznak (N_{max}). A Tukey-féle post hoc teszt rávilágított, hogy a különbség szignifikanciája csak a 0,7 és 0,75 d_{Nmax} értékek között sérül ($SL=0,063$). Elmondható tehát, hogy minél gyengébb (nagyobb) érzékelésfelbontás esetén következik be a tájváltozatossági foltok maximuma, az annál kisebb fokú (*16. ábra*).

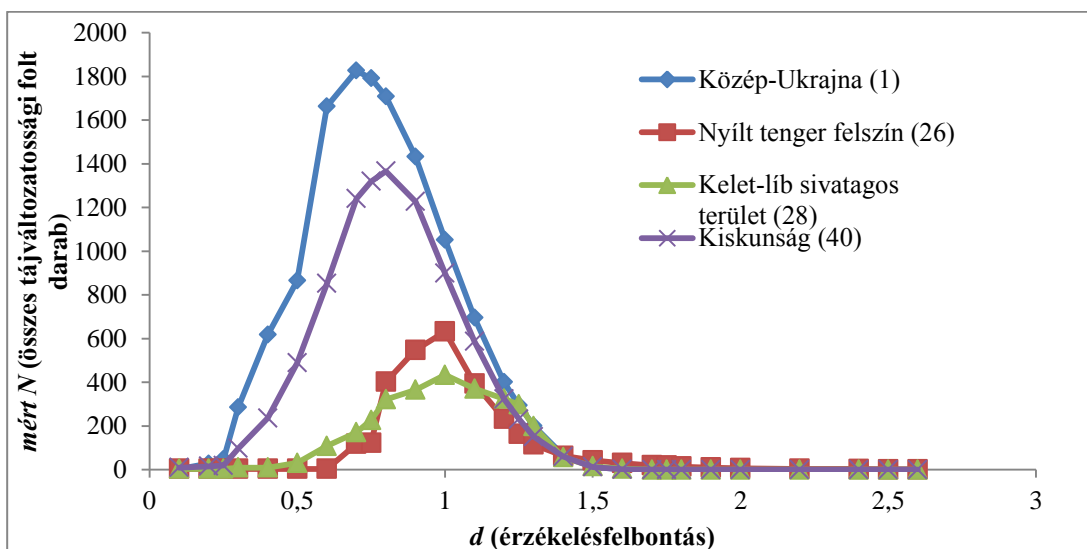
⁵⁶ Intel® Core™ i5-3337U CPU, 1.80 GHz – a futtatást befolyásolhatták párhuzamos műveletek.

⁵⁷ [Mellékletek/3_erzekenysvizsgalat/adat.xls](#)



16. ábra - A tájváltozatossági foltok maximumának (N_{max}) és a maximális érték felvételének helye – érzékelésfelbontása (d_{Nmax}) – között fennálló összefüggés

Jellemző adat, hogy a legalacsonyabb maximum tájváltozatossági foltszám értékkel ($N_{max}=434$) rendelkező kelet-líbiai (sivatagos) terület jellemezhető az egyik legmagasabb maximális változatossági érzékelésfelbontás értékkel ($d_{Nmax}=1$). Igaz ez a nyílt tengeri mintaterületre is. A legnagyobb maximális tájváltozatossági folttal a közép-ukrajnai mintaterület jellemezhető, amely 0,7-es (igen alacsony) érzékelésfelbontás mellett figyelhető meg (17. ábra). Megjegyzendő azonban, hogy ez a statisztika a tájfoltok méretét nem veszi figyelembe, illetve, hogy a bemeneti d -értékek sorozatának finomításával, valamint a mintaelemszám növelésével még árnyaltabb kép nyerhető az összefüggésről.



17. ábra – A tájváltozatossági foltok maximuma (N_{max}) és a felvételükhöz szükséges érzékelésfelbontási értékek (d_{Nmax}) egyes mintaterületek esetében

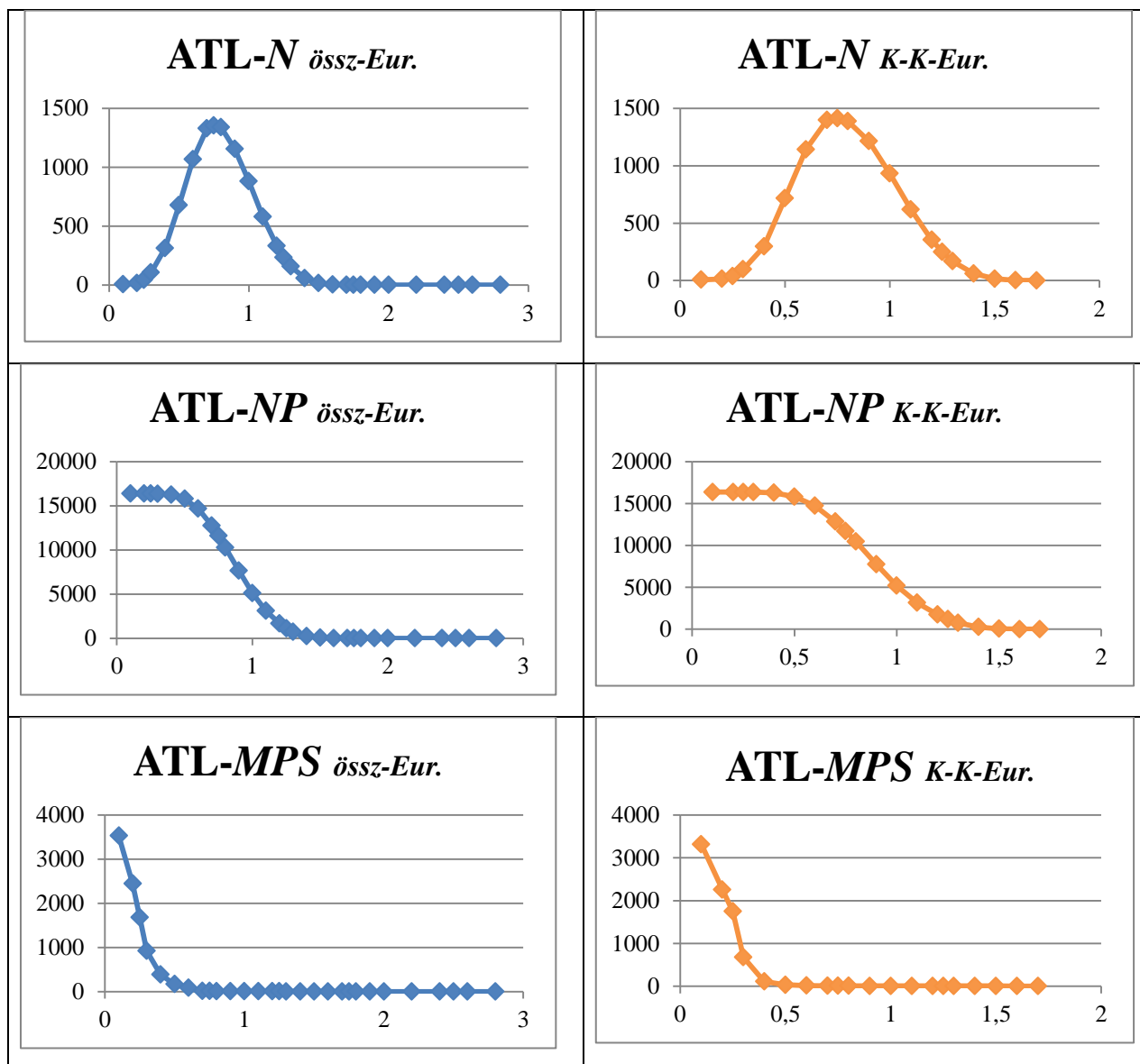
4. Az előzőek figyelembe vételével a következő megfigyelés triviálisnak tűnhet. A mintaterületeket osztályokba rendezve N_{max} és d_{Nmax} értékeik szerint megfigyelhető az

osztályok méretfüggése. Minél nagyobb N_{max} értékkel és minél kisebb d_{Nmax} értékkel rendelkeznek az adott mintaterületek, annál kisebb foltokból állnak össze egy-egy műholdfelvételen; illetve ennek fordítottjaként minél kisebb N_{max} értékkel és minél nagyobb d_{Nmax} értékkel jellemezhetők a mintavételi helyek, annál nagyobb foltok alkotják azokat. Ez megfigyelhető a mintaterületek színekódolt Google Earth fedvényként való megjelenítésekor is⁵⁸. **Tehát tapasztalati úton is megfigyelhető, hogy az N értékek NP (mennyiségi) és MPS (méretbeli) származtatott változókra történő dekompozíciója (lásd 3.6.1 és 3.6.2) nem hiábavaló a modellezés során: külön paraméterek kiosztása szükséges.**

5. A változatossági döntésben a multispektrális adatok spektrumainak részvételi megoszlása nem mutat azonosítható logikát⁵⁹. A 63 mintaterületből 6 esetben a vörös (R), 12 esetben a közeli infravörös (NIR), 27 esetben a kék (B), 18 esetben pedig a zöld (G) sáv szerepelt a legtöbbször a változatossági döntésben.
6. A mért N értékek a kurtózis változócsokor adatsorainak segítségével mért NP és mért MPS értékekre kerültek dekomponálásra. Az N , NP és MPS adatokra a 63 elemű mintából, illetve a 20 elemű részmintából minden d -értékhez tartozóan külön-külön meghatározásra került a minta maximuma és a minta átlaga (18. ábra). Ezek segítségével megfigyelhető a görbék szélsőséges és átlagos lefutása. Míg az NP értékek egy monoton csökkenő logisztikus görbét, az MPS értékek egy lebomlási modellt követnek az érzékelésfelbontás függvényében.

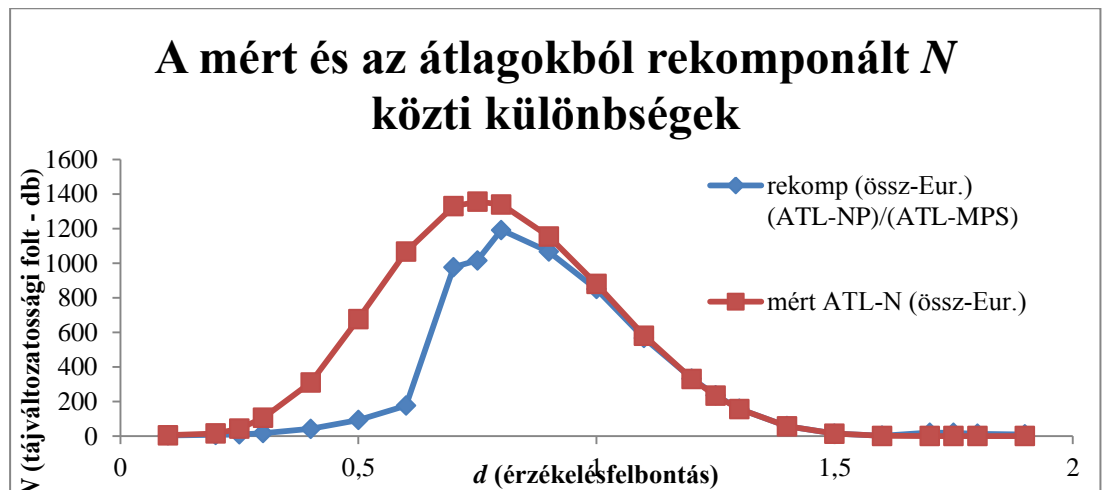
⁵⁸ [Mellékletek/3_erzekenysvizsgalat/mintateruletek/mintater_Nmax.kmz](#) és [Mellékletek/3_erzekenysvizsgalat/mintateruletek/mintater_dNmax.kmz](#) (GoogleFöld-ben megnyitható fedvények)

⁵⁹ [Mellékletek/3_erzekenysvizsgalat/mintateruletek/mintater_spektrum.kmz](#) (GoogleFöld-ben megnyitható fedvény)



18. ábra - A minták N, NP és MPS mérési értékeinek d -értékenkénti átlagai az össz-európai és a kelet-közép-európai mintaterületeken

7. Fontos megfigyelés azonban, hogy az összes európai minta esetében minden d -értékhez tartozó tájválozatossági foltátlag (ATL-N) nem rekonponálható az NP és MPS adatok hasonló átlagaiból (ATL-NP és ATL-MPS) (19. ábra). Ez az eltérés biztató jel, hiszen abból a különbségből adódik, amit a minták közötti heterogenitás jelent. Elmondható tehát, hogy a numerikus modell nem túlzottan generalizáló – a területek közötti különbségeket megőrzi. A két görbe közti eltérés jelentős része a $[0,5; 0,9]$ intervallumon olvasható le, így a későbbi kísérletek során ezen az intervallumon érdemes a független változó értékeit sűríteni. A kelet-közép-európai rész minta esetében a különbség szintén megfigyelhető, de annak mértéke igen csekély, így ezen területek összehasonlító elemzését feltehetően a jelen kísérletben alkalmazottnál jobb felbontású adatok felhasználásával érdemes megkísérelni (lásd 4.2 fejezet).



19. ábra – Eltérés az átlagolt NP és MPS adatokból rekonponált és a mért átlagos N értékek között – az információt nyújtó heterogenitás lábnyoma.

8. Az output „skewness” változócsokor adatainak vizsgálatokor megjegyzendő, hogy a mintaterületek random módon kerültek kiválasztásra. A skewness (ferdeség) adatok vizsgálatokor az adott allépték részterületeire eső legnagyobb és legkisebb számú tájváltozatossági foltok száma jelentette a mutatót. Az első allépték esetében ezek a hányados értékek a teljes mintában [1,04; 8,84] intervallumon, a kelet-közép-európai részmintában [1,07; 3,85] intervallumon változtak. A második alléptéken ez az érték [1,06; 1,73] között ingadozott. Kritikus értéként a 2-t választva – tehát ahol a leginkább diverz és a leginkább homogén részterületek között kétszeres arány áll fenn a tájváltozatossági foltok számában – leválogatásra került az a 10 mintaterület (ebből 3 db a rész minta területén), ahol egyértelműen a mintavételi területen belül futó tájhatár rontja az elemzés megbízhatóságát⁶⁰. A feltehetően tájhatárral terhelt területek szemrevételezése beigazolta a gyanút. **A numerikus modellről így elmondható, hogy önellenőrző információt is nyújt az alkalmazónak, illetve a módszer robusztusan alkalmazható.**

⁶⁰ [Mellékletek/3_erzekenysvizsgalat/mintateruletek/mintater_tajhatar.kmz](#) (GoogleFöld-ben megnyitható fedvény)

4.1.3. Regressziós modellek és objektív tájváloztatossági paraméterek

Az *NP*-re és *MPS*-re dekomponált *N* értékek magyarázó statisztikai modellezése során a következő feltételek merültek fel:

1. A kialakított modellek értelmezhetőek legyenek, a paraméterek pedig magyarázhatóak.
2. A kialakított modellek szignifikánsak legyenek az egyes minták esetében.
3. A kialakított modellek legyenek szignifikánsak dekomponált értékek össz-mintabeli átlagaira is (*ATL-NP* és *ATL-MPS*).
4. A kialakított modellekben a paraméterek mindegyike legyen szignifikáns.

A kialakított *NP* és *MPS* regressziós modelleket, és azok paramétereinek (*IQ*, *SQ*, *IS*, *SS*) magyarázatát, valamint a rekonponált tájváloztatossági modellt a 3.6.-os fejezet részletezte. A melléklet⁶¹ tartalmazza a kialakított mintaterületenkénti paraméter értékeket, és a hozzájuk tartozó statisztikákat. Összefoglalóan elmondható, hogy **a feltételezett regressziós modellek az adatok nagy többségét igen jól leírják** – a determinációs együttható értéke a 63 mintaterületen a [0,876; 0,997] intervallumon 0,984 mediánnal mozog az *NP* értékek becslésekor, illetve a [0,706; 0,986] intervallumon 0,935 mediánnal az *MPS* értékek becslésekor. A regressziós modellek szignifikanciája igen erős ($SL_{\max, NP} = 8,65 \cdot 10^{-7}$; $F_{\min, NP} = 106,18$; $SL_{\max, MPS} = 1,34 \cdot 10^{-4}$; $F_{\max, MPS} = 35,86$). A paraméterek szignifikanciája kizárólag az *NP* szorzóértékei ($\sim SQ$) esetében sérült, az esetek mintegy 10%-ában (6 esetben). A regressziós feltételek (azaz a reziduumok normális eloszlása és a független változótól való függetlensége) a modellek alkalmazásakor enyhén sérült. Az *NP* adat becslésekor a reziduumok eloszlásának ferdesége és a csúcossága 10-10 esetben ($\sim 16\%$) haladta meg az abszolút érték 1 értéket. Az *MPS* értékek becslésekor a reziduumok ferdesége 23 esetben ($\sim 37\%$), a csúcosságuk 42 esetben ($\sim 67\%$) haladta meg az 1 küszöbértéket. Ezek az értékek felvetik a kialakított modellek további finomításának lehetőségét.

A kialakított numerikus modell a 63 mintából vett *ATL-NP* és *ATL-MPS* értékeket is meggyőző pontossággal becsülte: $R^2_{NP} = 0,92$; $R^2_{MPS} = 0,78$; a modellek⁶² és a paraméterek szignifikánsak⁶³.

Elmondható tehát, hogy a numerikus modell statisztikailag jól, és nagy bizonyossággal értékelhető eredményeket szolgáltat, a paramétereit statisztikai értelemben jól magyarázhatóak.

⁶¹ [Mellékletek/3_ erzekenysegvizsgalat/parameterok.xls](#)

⁶² $F_{NP} = 231,41$; $SL_{NP} = 2,47 \cdot 10^{-11}$; $F_{MPS} = 63,04$; $SL_{MPS} = 4,04 \cdot 10^{-7}$

⁶³ $SL_{\max(b_0; NP)} = 0,029$

A fennmaradó kérdés az interpretálhatóság, azaz hogy a kialakított paraméterek reálisak-e, van-e „nyomuk” a mintaterületek eloszlásában? Ennek vizsgálata az *IQ*, *SQ*, *IS*, *SS* paraméterérték négyesek K-közép klaszter analízisével történt. A 63 mintaterületet négy valós és egy outlier osztályba lehetett sorolni (5. táblázat).

5. táblázat – A K-közép klaszteranalízis osztályainak paraméterértékekkel jellemzett profiljai

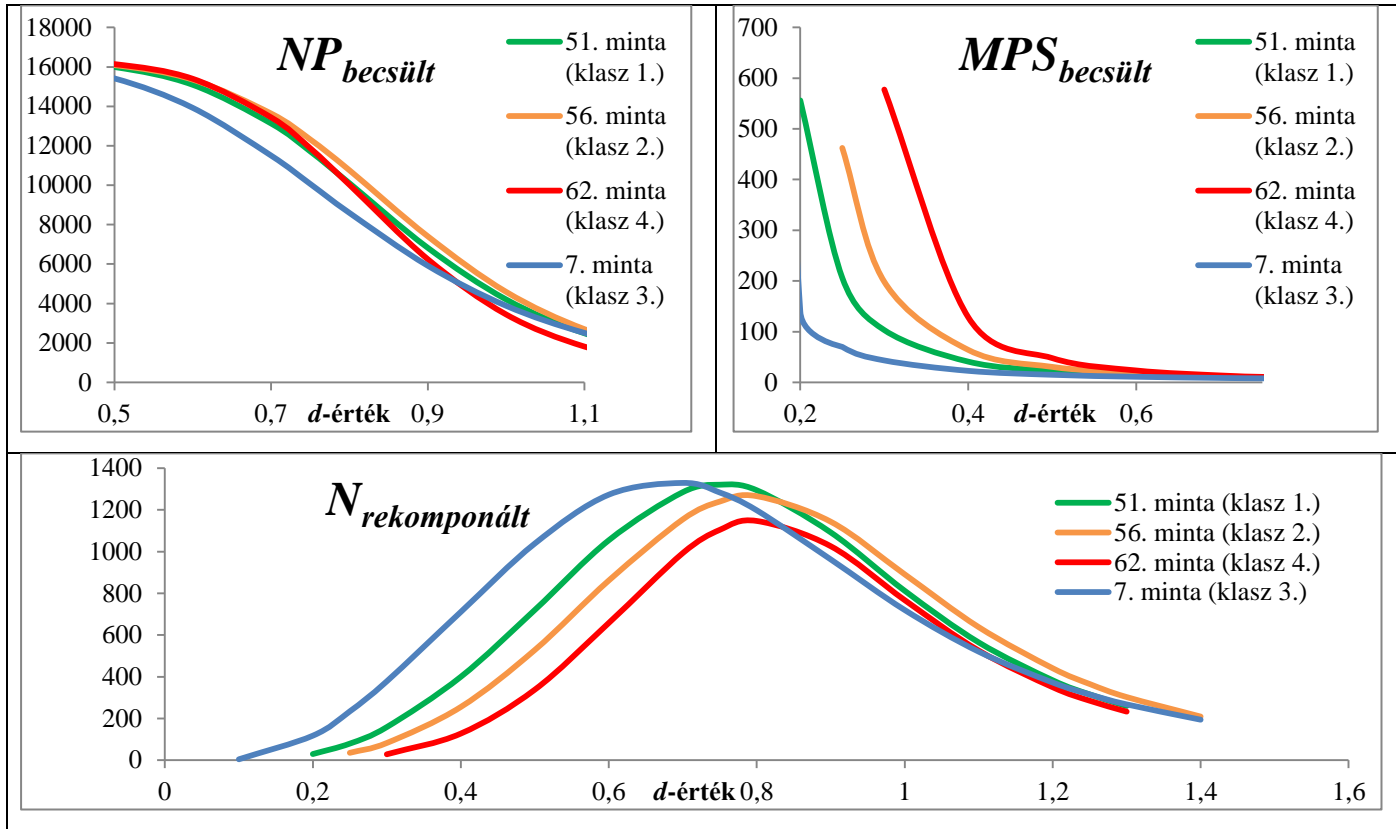
	Klaszterközéppontok			
	1. sz.	2. sz.	3. sz.	4. sz.
<i>IQ</i>	-35,9815	-38,1007	-32,2463	-41,1445
<i>SQ</i>	6,8625	7,3544	5,8830	8,1180
<i>IS</i>	-4,9613	-6,4523	-3,1598	-8,3464
<i>SS</i>	26,9427	33,3671	20,2952	41,0422
<i>elemszám</i>	20	17	15	9

Az outlierok csoportját a nyílt vízfelszín és a kelet-líbiai sivatagos terület alkotta. Az ezek kizárása után készített klaszterközéppontok vizsgálata egyértelmű képet nyújt. Minden paraméter (*IQ*, *SQ*, *IS*, *SS*) esetében ugyanaz a klaszter tekinthető a legnagyobb (4. sz. klaszter), nagy (2. sz. klaszter), kicsi (1. sz. klaszter) és legkisebb (3. sz. klaszter) (abszolút) értékekkel jellemezhetőnek.

A klaszterprofilok vizsgálatakor a klaszterközéppontoktól minimális távolságra lévő elemek kerültek ábrázolásra az 20. Ábrán. Kiderült, hogy a 4. sz. klaszterbe tartozó területek nevezhetők „**rapszodikus tájaknak**”, amelyek magas kezdeti változatossági mennyiséggel, és nagy kezdeti változatossági területmérettel rendelkeznek, de ezeket a magas értékeket gyorsan veszítik el az érzékelésfelbontás romlásával. Tehát a táj befogadására ráfordított idő függvényében a tájváltozatosság érzete – mind mennyiségi, mind méretbeli értelemben egyszerre – drasztikusan csökken egy kezdeti magas értékről. Tehát a nagyarányú nagyméretű változatossági tájjelemek összességéből később, de igen gyorsan vált a táj kevés kicsi tájjelem halmazává. A táj első pillantásra textúra jellegű nagy régiók összessége. Ez a rapszodikusság összességében kisebb tájváltozatosságot eredményez (20. ábra), de a maximum tájváltozatossági érzet később – azaz magasabb *d*-érték esetén – következik be.

Ezzel szemben a 3. sz. klaszterbe tartozó területek „**kiegyensúlyozott tájaknak**” nevezhetők, ahol a kezdeti változatossági érték alacsonyabb, de a változatosság mennyisége és a foltok mérete hamarabb, de lassabban csökken az érzékelésfelbontás romlásával. Tehát a táj befogadására ráfordított idő függvényében a tájváltozatosság érzete – mind mennyiségi, mind méretbeli értelemben – nem csökken olyan drasztikusan, mint a „rapszodikus” tájak esetében. A táj első pillantásra közepes, de kontrasztosabb tájjelemek összességéként, inkább mozaikosnak mondható. A kiegyensúlyozottság összességében nagyobb tájváltozatosságot eredményez (20. ábra), de a maximum tájváltozatossági érzet hamarabb – alacsonyabb *d*-érték esetén – következik be. Megfi-

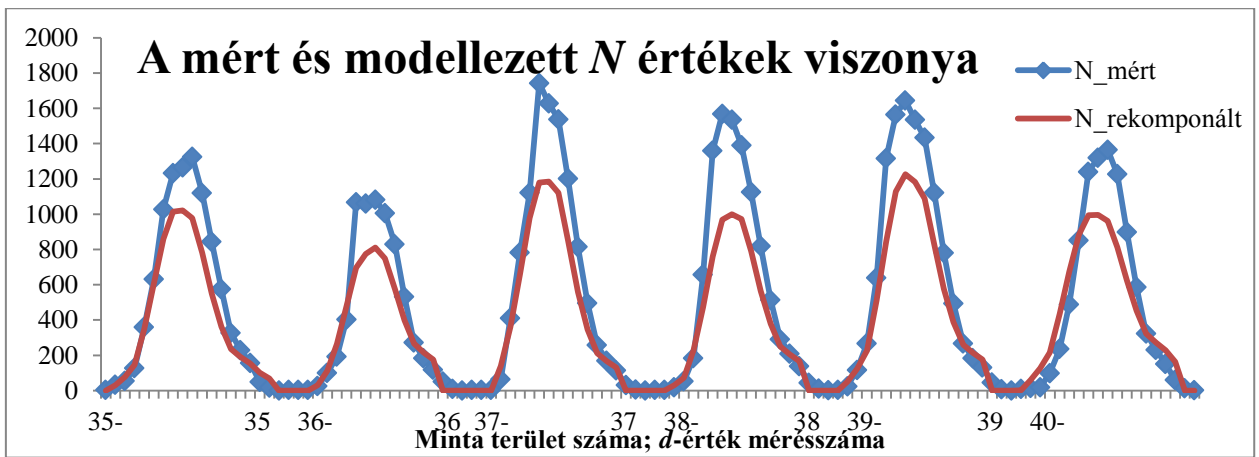
gyelhető ugyanakkor, hogy a rapszodikus tájak tájváltozatossági maximumhelyén a kiegyensúlyozott tájak magasabb foltszám-értéket vesznek fel. Az 1. sz. osztályba tartozó mintaterületek „inkább kiegyensúlyozottak”, míg a 2. sz. klaszter elemei „inkább rapszodikus” tájakat írnak le az IQ , SQ , IS és SS paraméterek segítségével⁶⁴.



20. ábra – A klaszterközpontokhoz legközelebb eső klaszterelemek modellezett mutatói

A 63 minta esetében összehasonlításra kerültek a mért és a modellezett N értékek az érzékelés-felbontás függvényében. A mért és rekonponált tájváltozatossági foltszámok lefutása igen hasonló (ahogy hat minta esetében az 21. Ábrán látható), általánosságban azonban elmondható, hogy a tájváltozatossági maximum értéket a modell jó helyen, de kissé alulbecsüli. A modell minden minta esetében ugyanazt a „hibát” véti – ami a hat minta nagyság szerinti sorrendjéből is látszik – így a **modelleredmények, és az azokat eredményező IQ , SQ , IS , és SS paraméterértékek is elsősorban összehasonlító elemzésre használhatók.**

⁶⁴ [Melléklet/3_erzekenysvizsgalat/mintateruletek/mintater_paramklaszer.kmz](#) (GoogleFöld-ben megnyitható fedvény)



21. ábra – A mért és modellezett N értékek viszonya

4.1.4. „Rapszodikus” és „kiegyensúlyozott” – a szavak ereje

A fent használt, és ezáltal bevezetett „rapszodikus” és „kiegyensúlyozott” – talán kissé tudománytalannak tűnő – jelzők helyettesítésére több javaslatot is kaptam. Ilyen például a „szabályszerűség” és „szabálytalanság” önhasonlóságra vetített értelmezése (Kollányi László). Bár csábítónak tűnt a jelzőcsere – ami a későbbiekben még lehetséges –, úgy gondolom, hogy a „rapszodikus” és „kiegyensúlyozott” szavak bővebb magyarázat nélkül adnak olyan képzettársításokra lehetőséget, amit a tájváltozatossági paraméterek mérőszámai (IQ , SQ , IS , SS) valóban jelentenek. Megfontolásra: a bevezetett jelzők a szabályszerűség mellett az intenzitásra is utaló erővel bírnak.

4.2. A numerikus modell alkalmazása földrajzilag analóg területeken – a klímaváltozás hatása a tájváltozatosságra [Vizsgálat]

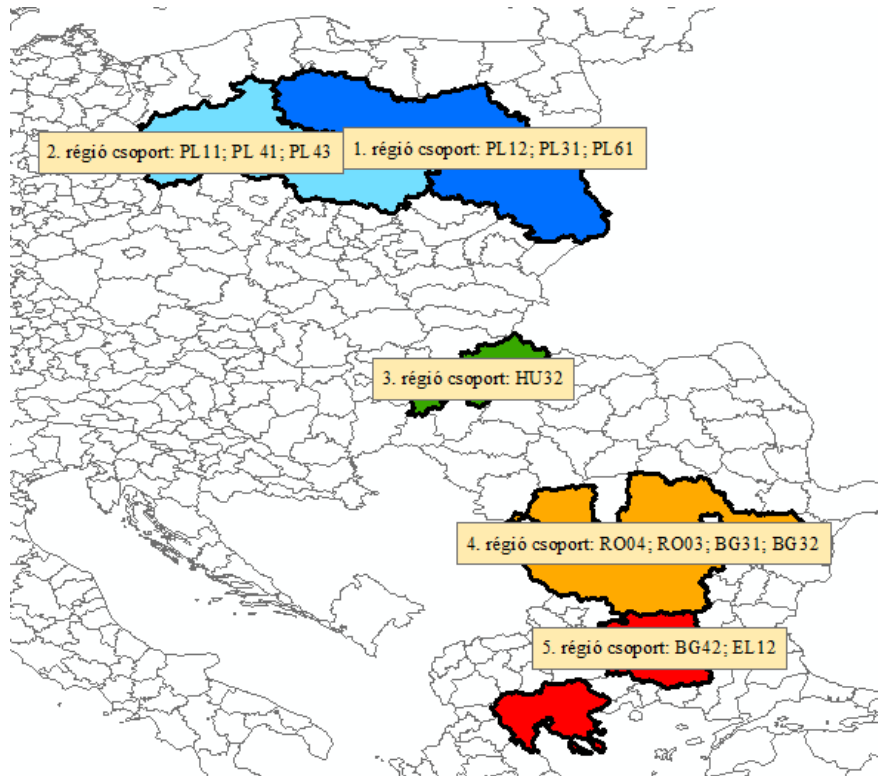
A numerikus modell alkalmazása földrajzilag analóg területeken a következő célokat szolgálta:

- A modellezett régiók mezőgazdasági tájainak jellemzése az objektív tájváltozatossági paraméterek segítségével [Vizsgálat]
- A modellezett régiók között kimutatható tendenciák értelmezése – a klímaváltozás tájváltozatosságra gyakorolt hatásának kutatása objektív eszközökkel. [Vizsgálat]

4.2.1. A kísérlet felállítása

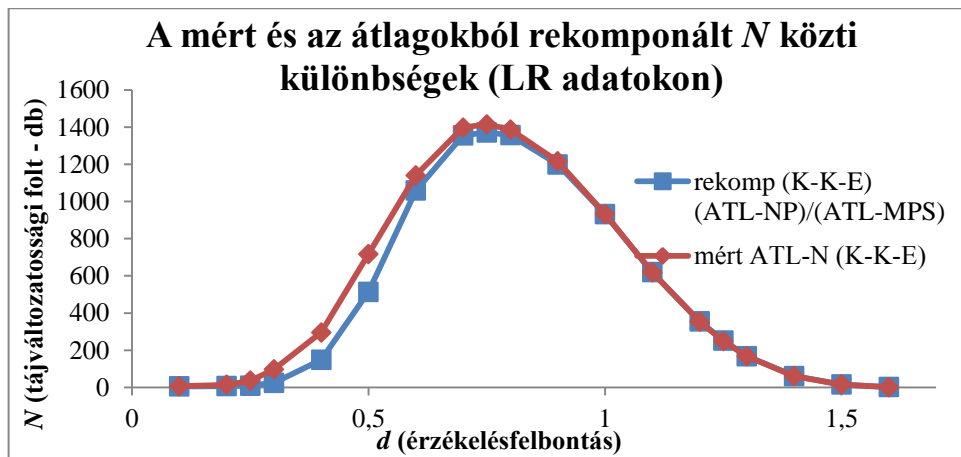
Horváth Levente doktori disszertációjában (2008) öt földrajzilag analóg NUTS2 régiócsoporthatárt le (22. ábra). Ezek közül a középső (3. régió csoport) a magyar, ún. tesztrégió, az Észak-Alföld területe. A különböző klímaszcenáriók alkalmazása után a mezőgazdasági termelési adatok hasonlóságelemzése adta az eredményt, mely az öt lehatárolt területet egy láncá fűzte. A kutatás eredményeként a földrajzi analógia arra enged következtetni, hogy a mezőgazdasági szerkezet az 1. régiócsoporthoz 2041-2070 között lesz hasonló a magyar tesztrégió 1961-1990 közötti mutatóival, a 2. régiócsoporthoz ez a hasonlóság 2011-2040 időszakban áll fenn. A ma-

gyar tesztrégió 2011-2040 között mutat hasonlóságot a 4. régiócsoportban az 1961-1990 időszakra vonatkozó mérőszámokkal, illetve 2041-2070 időszakban az 5. régiócsoportban mért 1961-1990 közti mutatókkal. Az öt régiócsoport tehát a klímaváltozás mezőgazdasági szerkezetre gyakorolt időbeli hatásait reprezentálja. Felmerült tehát a kérdés, hogy ez a sorrendiség milyen hatással van a mezőgazdasági tájak tájváltoztatosságára? Ennek vizsgálatára került alkalmazásra a numerikus modell.



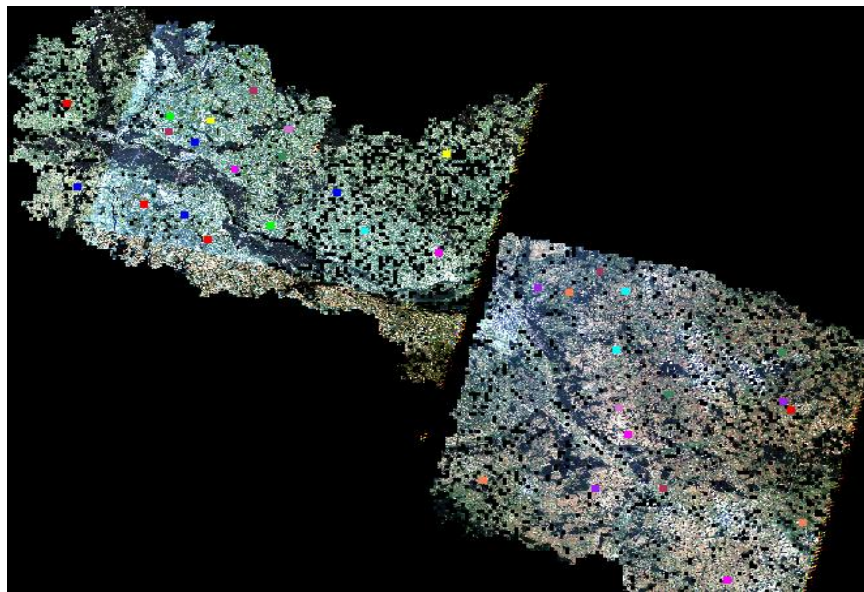
22. ábra – Földrajzilag analóg régiócsoportok – HORVÁTH 2008 nyomán

A 4.1. fejezetben a kelet-közép-európai 20 mintaterület a földrajzi analóg területeken került lehatárolásra. Mint az a 4.1.2. fejezet 7. pontjában megállapításra került, a mintaterületek közötti különbség nem szignifikáns, mert az érzékelésfelbontásonként átlagolt *NP* és *MPS* értékekből rekonponált *N* értékek nem mutatnak jelentős eltérést a mért *N* értékek *d*-értékenként készített átlagától: azaz nincs megfelelő információtartalmat biztosító heterogenitás az LR minták között (23. ábra). Ez érthető, hiszen az LR adatok (majd 500 m-es felbontású) felszínborítási viszonyai – méretarányuknál fogva – igen nagy hasonlóságot mutatnak: hisz valamennyi intenzív mezőgazdasági tájról származó adat.



23. ábra – Eltérés az átlagolt NP és MPS adatokból rekonponált és a mért átlagos N értékek között a kelet-közép-európai részmintán, LR adatok felhasználásával – az információt nyújtó heterogenitás hiánya.

A földrajzilag analóg régiócsoportokat tehát nagyobb felbontású (HR) adatok segítségével szükséges vizsgálni. Erre a célra Landsat TM 5-ös (LTM5), 2011.06.06-2011.08.08 között készült, 30 m felbontású (HR) multispektrális adatok (alkalmazott csatornák: LTM5/B4: N; LTM5/B3: R; LTM5/B2: G; LTM5/B1: B) kerültek alkalmazásra. Mivel a földrajzi analógia a mezőgazdasági területekre érvényes, a régiócsoportok területéről a mintavételezés során kizárásra kerültek az erdős területek ($NDVI > 0,45$); a városi területek és a 12%-nál nagyobb lejtőszöggel rendelkező területek (DEM: LTM5/DEM). Így minden régiócsoportban 35-35 darab $128 \cdot 128$ pixel kiterjedésű (3840 m) minta került kiválasztásra (24. ábra).



24. ábra – Mintavételi helyek az 1. régiócsoport területén (LTM5 2011.06.06-29. mozaik – RGB kompozit, a 12%-nál nagyobb lejtőszögű területek kizárásával)

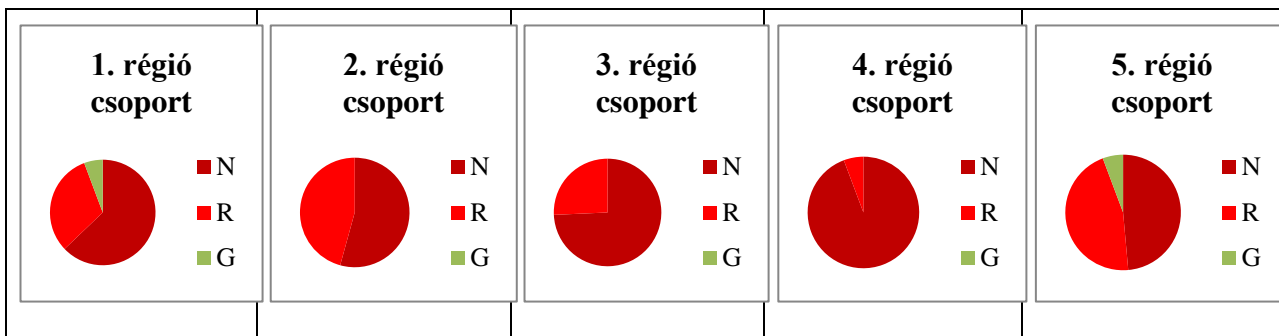
A kísérlet során – az érzékenységvizsgálat tapasztalatait beépítve – a független változóként használt érzékelésfelbontási értékek sorozata a $[0,1; 1,6]$ intervallumon 20 értéket vett fel, a $[0,5; 0,9]$ tartományon részletesebb $[\Delta d = 0,05]$ léptetéssel. Az így kialakított méréssorozat magyarázó értékei:

$d=\{0,10; 0,20; 0,30; 0,40; 0,50; 0,55; 0,60; 0,65; 0,70; 0,75; 0,80; 0,85; 0,90; 1,00; 1,10; 1,20; 1,30; 1,40; 1,50; 1,60\}$

4.2.2. A numerikus modell eredményei

A kísérlet során a numerikus modell az öt régiócsoport 35-35 mintaterületén került lefuttatásra. Az outputváltozókat tartalmazó táblázat a mellékletben⁶⁵ található. A vizsgálat előbb a „nyers” output eredmények áttekintésével kezdődött, majd a kialakított regressziós magyarázó modellek segítségével meghatározásra kerültek az *IQ*, *SQ*, *IS* és *SS* paraméterek.

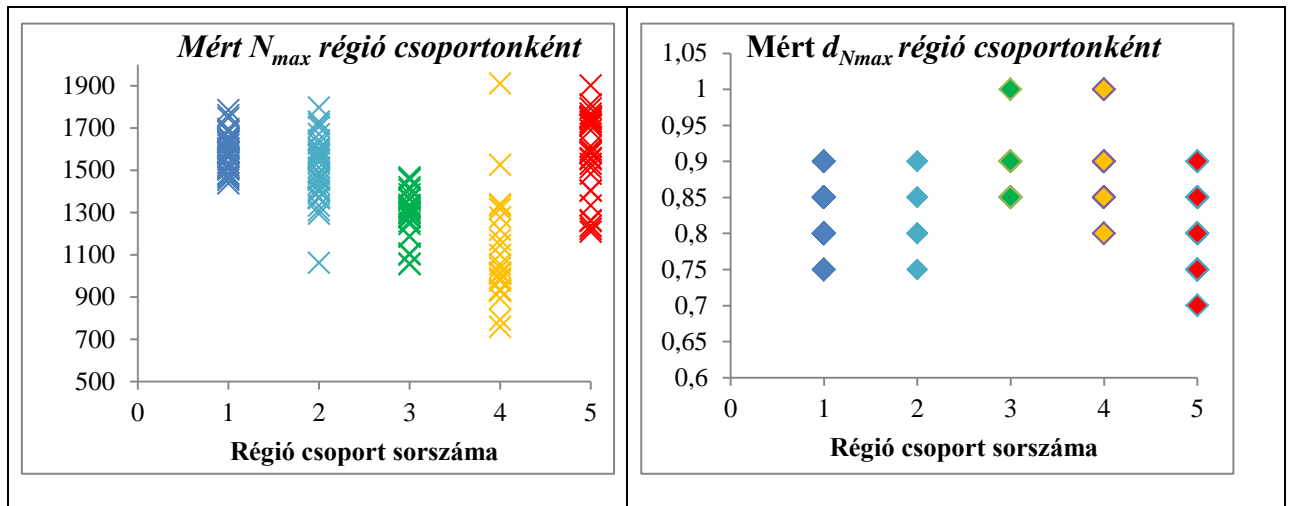
A változatossági döntéshozásban az alkalmazott spektrumok részvétele érdekes eredményt adott, amit a későbbiekben az analóg területek közötti tendencia vizsgálatakor is érdemes felidézni. A régiócsoportokban a mintánként legtöbbször meghatározó csatornák eloszlását az 25. ábra érzékelteti. Megfigyelhető, hogy a délebbi régiók esetében egyre inkább a hosszú hullámhossz tartománybeli csatornák (vörös, közeli infravörös) – tehát az intenzív vegetációval borított területek reflektanciájára utaló sávok – veszik át a legmeghatározóbb szerepet a döntéshozatalban, majd ez a folyamat az 5. régiócsoporthoz megáll, illetve a visszajára fordul.



25. ábra – A spektrális csatornák döntéshozatalban való szerepvállalásának aránya régiócsoporthoz képest

A skewness változócsokor vizsgálata hasonló módon történt, mint az érzékenységvizsgálat során. A 175 mintaterületből összesen 15 esetben volt felfedezhető szignifikáns tájhatár, így 4 darab 3. régiócsoporthoz tartozó és 11 darab 4. régiócsoporthoz tartozó mintaterület került kizárásra a további elemzésből.

⁶⁵ [Mellékletek/4_foldrajzianalog/outputadat.xls](#)

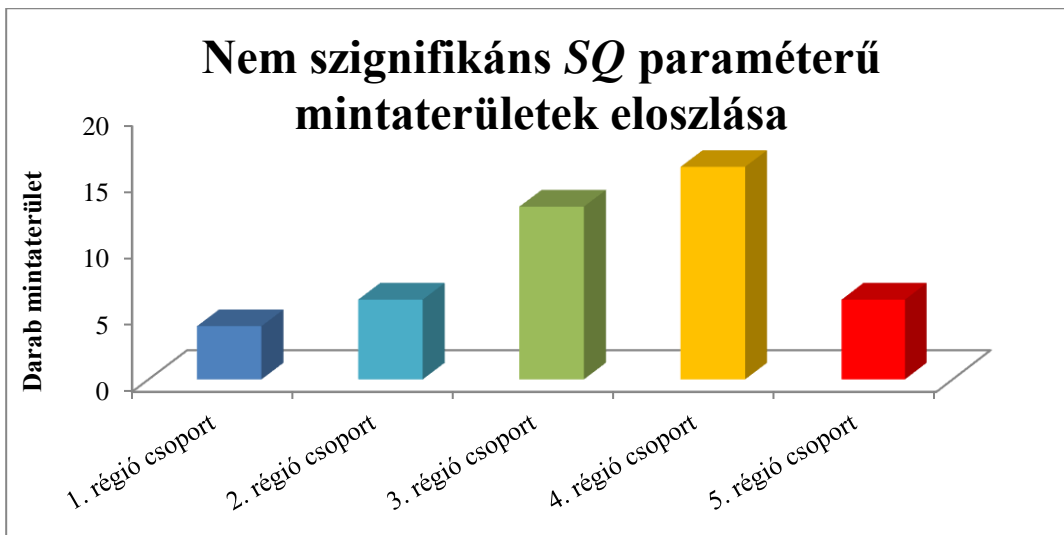


26. ábra – A mért maximális tájváltozatossági foltszámok és a maximumot eredményező érzékelésfelbontás értékek jellemző értékei régió csoportonként

A mért adatokon vizsgálva meghatározásra került a maradék 160 mintaterület tájváltozatossági foltszám-maximuma (N_{max}) és az azt lehetővé tevő érzékelésfelbontás értéke (d_{Nmax}). Ezen értékek régió csoportonkénti eloszlását a 26. ábra mutatja be. Látható, hogy az egyre délebbi analóg régió csoportok mintaterületei egyre alacsonyabb foltszámmaximumot vesznek fel, egyre gyengébb (nagyobb d -értékű) érzékelésfelbontás mellett, míg az 5. régió csoport esetében ez a folyamat a visszájára fordul.

A NP és MPS értékekre – a kurtózis változócsokor segítségével – dekomponált tájváltozatossági foltszámok modellezése során a 3.6. fejezetben ismertetett regressziók kerültek felépítésre a (maradék) 160 mintaterület d -érték függvényében vett adatsorai segítségével. Regressziós statisztikákat⁶⁶ vizsgálva elmondható, hogy a determinációs együttható értéke két mintaterület (4. régió csoport) esetében volt alacsonyabb 0,7 értéknél – ezek kizárásra kerültek a további vizsgálatokból. A modellek erős magyarázott varianciát ($R^2_{\text{medián},NP}=0,963$; $R^2_{\text{medián},MPS}=0,949$) nyújtanak a mért adatsorokra, az alkalmazott modell minden esetben szignifikáns volt. A paraméterek szignifikanciájáról elmondható, hogy a kialakított IQ , IS és SS paraméterek minden minta esetében szignifikánsak, az SQ paraméter azonban 158-ból 43 esetben nem szignifikáns ($\alpha=0,05$). Ezek a mintaterületek nem kerültek kizárásra a további vizsgálatból, a következtetések levonásakor azonban megemlítendő az arányuk. Az inszignifikáns SQ paraméterű mintaterületek régió csoportonkénti megoszlását az 27. ábra tartalmazza.

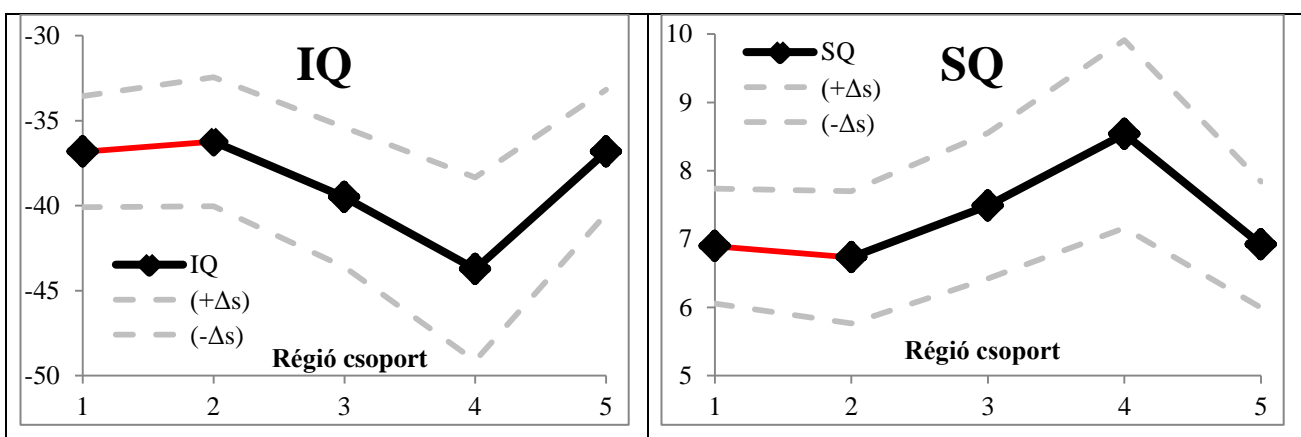
⁶⁶ [Mellékletek/4_foldrajzianalog/parameterok.xls](#)

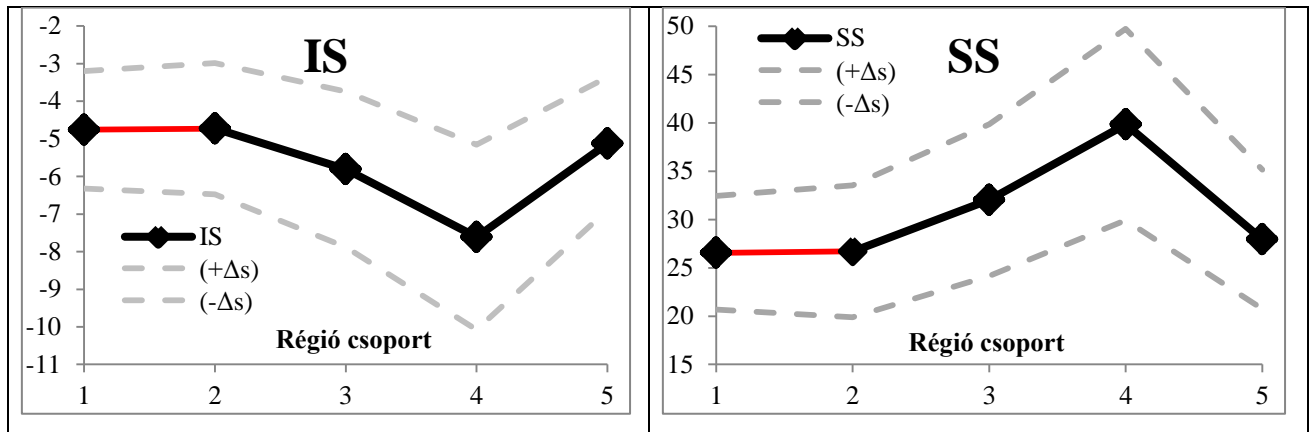


27. ábra – A változatossági mennyiség érzékenységének modellezése során felmerülő hiba megoszlása régió-csoportonként

4.2.3. A klímaváltozás tájváltozatosságra gyakorolt hatása

A maradék 158 mintaterület IQ , SQ , IS és SS paraméter értékeinek felhasználásával varianciaanalízis készült a régiócsoportok paraméterértékeinek összehasonlításával. A régiócsoportok közötti különbségtétel igen szignifikáns ($F_{\min(IS)}=10,17$; $SL_{\max(IS)}=2,48E-07$). A szórások homogenitását a Levene-féle statisztika igazolta ($W_{\max(SS)}=1,80$; $SL_{\min(SS)}=0,131$), a csoportátlagok egyenlőségét Welch-próba zárta ki ($F_{\min(IS)}=7,12$; $SL_{\max(IS)}=7,04 \cdot 10^{-5}$). A Tukey-féle post hoc teszt csupán az 1. és a 2. régiócsoport közötti különbséget nem értékeli szignifikánsnak ($SL_{\min(IQ)}=0,971$) a régiócsoportok sorrendiségének figyelembevételével (28. ábra).





28. ábra – A tájváltozatossági paraméterek értékeinek alakulása a földrajzilag analóg régiócsopontonként. A vörös színnel jelölt régiócsoportok közötti különbségek nem szignifikánsak (Tukey-féle post hoc $p > 0,05$)

A régiócsoportok IQ , SQ , IS és SS értékei között tendenciát keresve hasonló összefüggésre juthatunk, mint a spektrumok változatossági döntésben való részvételi arányának, valamint a mért változatossági foltszámmaximumok és azok helyeinek vizsgálatokor. Még a nem szignifikáns SQ paraméterű mintaterületek régiócsoportok közti megoszlása is hasonló logikát követ. Az első négy régiócsoport értékei dél felé haladva monoton növekedő tendenciát mutatnak, míg az ötödik (bolgár-görög) régiócsoport mintái hirtelen ismét az első kettő (lengyel) régiócsoport értékeire hasonlítanak.

Az 5. régió csoport mutatóit nem tekintve érzékelhető az is, hogy a klímaváltozás „előrehaladásával” a régiócsoportok mintaterületei a „kiegyensúlyozott tájak” mutatóinak irányából a „rapszodikus tájak” mutatóinak irányába változnak. A rapszodikus tájak magasabb kezdeti (abszolút) értékei (IQ , IS) és a magasabb érzékenységi mutatói (SQ , SS) által jellemzett nagy, textúra jellelű foltjai a mezőgazdasági tájak homogenitását jellemzi, míg a kiegyensúlyozott tájak mozaikossága nagyobb heterogenitást jelent. **Elmondható tehát, hogy a klímaváltozás hatására a tájváltozatosság csökken, a tájak homogenizálódása figyelhető meg. Hangsúlyozandó, hogy ez a tendencia a numerikus modell alkalmazásának köszönhetően objektív mérőszámokkal írható le.**⁶⁷

Felmerül ugyanakkor a kérdés, hogy mi eredményezi az 5. régiócsoportnak a tendenciától való igen erős eltérését. A modell hibája ez, vagy esetleg jelentéssel bíró jelenségről van szó? A mintavételi területek szemrevételezése során egyértelmű volt, hogy a többi négy régiócsoporttól teljesen eltérő elaprózott parcellaszerkezet jellemzi az 5. régiócsoport szántóföldi mezőgazdasági területeit.

⁶⁷ lásd a pontosítást a következő alfejezetben



29. ábra – Az 5. régiócsoport 21. sz. mintavételi területe és annak környezete

A tapasztalt interpretáló azt is megállapíthatta a parcellaszerkezet elrendeződéséből (29. ábra), hogy az apró parcellák egy adott logika mentén kerültek elaprózódásra, mégpedig az öntözőcsatornák elhelyezkedését követve. Innen már csak egy lépés volt a 5. táblázat statisztikai adatainak összegyűjtése, amely a régiócsoportok mezőgazdasági területeinek, és öntözött mezőgazdasági területeinek arányát mutatja be.

5. táblázat - A földrajzilag analóg régiók öntözött mezőgazdasági területeinek átlaga régiócsopontonként.

Régió csoport	Régió	Mezőgazdasági terület (hektár) EUROSTAT 2007	Öntözött mezőgazdasági terület (hektár) EUROSTAT 2007	Öntözött terület aránya
1.	Kujawsko-Pomorskie (PL)	1 031 090	98 470	14,3%
	Mazowieckie (PL)	2 029 600	302 290	
	Lubelskie (PL)	1 530 840	283 790	
2.	Lubuskie (PL)	457 290	41 470	12,1%
	Wielkopolskie (PL)	1 746 110	178 660	
	Lódzkie (PL)	1 075 090	183 630	
3.	Észak-Alföld (HU)	946 620	150 320	15,9%
4.	Sud-Vest Oltenia (RO)	13 753 050	580 610	15,6%
	Sud - Muntenia (RO)	2 255 530	762 890	
	Severozapaden (BG)	614 290	90 330	
	Severen tsentralen (BG)	661 130	63 780	
5.	Yuzhen tsentralen (BG)	365 420	133 570	26,7%
	Kentriki Makedonia (GR)	732 960	123 710	

Amint az a táblázatból is kitűnik, az öntözött területek aránya az 5. régiócsoportban jelentősen eltér a többi analóg régióétól – esetenként majdnem kétszeres mutatóval jellemezhető. Feltételezhető tehát, hogy az *IQ*, *SQ*, *IS* és *SS* mutatók tendenciájában történő erős törést egy küszöbhatás okozza, vagyis az, hogy – amennyiben az analóg régiócsoportok sorozatát a klímaváltozás hatásának adott területre vonatkoztatott előrehaladásaként értelmezzük – a klímaváltozás hatására termelési szerkezetváltás következik be. Ez elé a szerkezetváltás elé néz a 4. régió csoport területe (Dél-Románia és Észak-Bulgária) a 2011-2040 közötti periódusban, és ez az a szerke-

zetváltás, amire a magyar tesztrégióknak – azaz az Észak-Alföld területének is fel kell készülnie a 2041-2070 időszak előtt.

A numerikus tájváltozatossági modell objektív paramétereinek köszönhetően tehát levonható a következtetés, hogy (legalábbis) az Észak-Alföld területén olyan átfogó tájrendezési program indítására van szükség, amely 2040-ig felkészíti a magyar mezőgazdaságot az intenzív öntözéses földművelési szerkezetre történő átállásra, amennyiben a Magyarországon stratégiai ágazatnak tekintendő szántóföldi növénytermesztés fenntarthatósága továbbra is jelentős szempont a hazai gazdaság számára. Lévén az ehhez szükséges programozás, jogszabályalkotás és tájrendezési akciók megvalósítása igen időigényes feladat, a fenti következtetéseket – a szükséges pontosító kutatások után – a Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégiába való mielőbbi beillesztésre szükséges előkészíteni.

4.2.4. Kritika és pontosítás: a klímaváltozás tájváltozatosságra gyakorolt hatása

A fenti küszöbhatás megfigyelése és megértése ad választ a teljesen jogos és találó kérdésre, amelyet Kollányi László⁶⁸ így foglalt össze (a szemléletességet szolgáló túlzással): „*A mediterrán toszkán táj eszerint homogénebb illetve a szibériai tajga viszont változatosabb lenne?*”

Spekuláció: amennyiben a mediterrán toszkán táj – megfelelő körültekintéssel készített – földrajzi analógiába hozható lenne a szibériai tajgával, feltehető, hogy a mediterrán toszkán táj valóban homogénebb lenne.

Mit jelent azonban itt a „megfelelő körültekintés”? Az adott válasz HORVÁTH 2008 következtetéseinek részleges kritikája is egyben. A földrajzi analógia felállításakor a tájhasználat oly mértékben függ magától a klíma-hatástól, amely megkérdőjelezi a tájhasználatból következő (mezőgazdasági termelési) adatok hasonlóságelemzésének jogosultságát. A klímaváltozási szcenáriók mezőgazdasági termelési adatokra való érvényesítése tehát csak a tájhasználati szerkezet függvényében lehetséges. A fent tapasztalt „küszöbhatás” nem csak a klímaváltozás nyomására *fellépő* jelenség⁶⁹, hanem a földrajzi zonalitás hatására *fennálló* jelenség is.

A gyakorlatban tehát:

1. véleményem szerint a HORVÁTH 2008 munkájában az 5. régiócsoporthoz szerepeltetése hibás.
2. nem is lehetséges földrajzi analógia felállításakor egy „mediterrán toszkán táj” és egy „szibériai tajga” közt, hisz a földrajzi zonalitás (és az az által létrehozott tájváltoza-

⁶⁸ a dolgozat műhelyvitája során.

⁶⁹ bár a régió csoportok sorozata erre utal

tosságra gyakorolt kűszöbhatás) ezt nem teszi lehetővé. Így a tájváltozatossági következtetések levonása indokolatlan volna.

3. HORVÁTH 2008 munkája nélkül objektív módon egy, a tájhasználatban fennálló kűszöbhatás felismerése nem lett volna lehetséges. Sőt, pont az 5. régiócsoport szerepeltetése tette azt lehetővé.
4. A fenti megállapítások nem érintik az előző fejezet végén tett következtetéseket.

Az előző alfejezetre vonatkozó szükséges pontosítás tehát:

A klímaváltozás hatására **azonos tájhasználati szerkezet mellett** a tájváltozatosság csökken, a tájak homogenizálódása figyelhető meg.

4.3. A térképi modell alkalmazása – a dunántúli tájváltozatossági térképi modellezése [Vizsgálat]

Az INLAND térképi modell a Dunántúl területén került először alkalmazásra. Az alkalmazás a következő célokat szolgálta:

- A térképi modell futtatásának vizsgálata. [Vizsgálat]
- A modell tér vizsgálata a magyarázó érzékelésfelbontás tükrében. [Vizsgálat]
- A térképi termékek interpretálási lehetőségeinek feltárása. [Vizsgálat]
- A térképi termékek tájtervezésben történő alkalmazási lehetőségeinek bemutatása. [Vizsgálat]

4.3.1. A kísérlet felállítása

A Dunántúl tájváltozatosságának térképi modellezése során MODIS (Terra) 2011. július 12.-án készült, alacsony felbontású (LR 463,31 m) négycsatornás multispektrális (csatornasorrend: b1: R; b2: NIR; b3: B; b4: G; 32-bit-es floating point tárolás) adatok kerültek alkalmazásra. A Dunántúl területét 34 darab térképi kiterjedés (128 raszter) lábnyoma⁷⁰ – cella – fedte le (30. ábra). A térképezés tehát ~60 km-es négyzetrácsban elrendezett cellákban zajlott. A modellezési folyamat során a kialakított MATLAB⁷¹ kód⁷² bemeneti adatait képező adatok a térképi kiterjedések kétszerese volt (256 raszter; ~120 km), úgy, hogy a térképi kiterjedések a bemeneti adatok közepén helyezkedtek el. A bemeneti kiterjedés adatai BSQ kódolású ASCII formátumba kerültek konvertálásra⁷³ (ENVI⁷⁴). Az így nyert 32 bit-es lebegőpontos numerikus formátumú adatok képezték a modellezési folyamat bementét.

⁷⁰ [Mellékletek/5_dunantul_terkep/0_alapadat_es_roi](#)

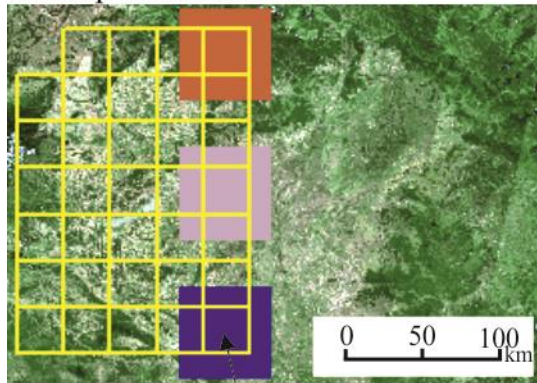
⁷¹ MATLAB R2012a – Copyright 2012 The MathWorks Inc.

⁷² [Mellékletek/2_terkepi_modell/MATLAB_kod](#)

⁷³ [Mellékletek/5_dunantul_terkep/0_ASCII_szelvenyek](#)

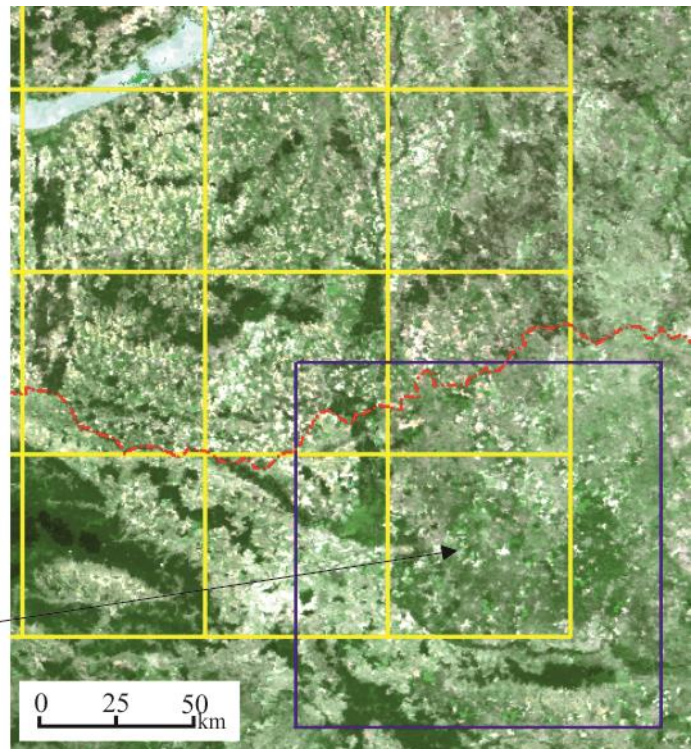
⁷⁴ ENVI 4.7 – Copyright 2009 ITT Visual Information Solutions

Térképezési rácsháló



MODIS (Terra) RGB kompozit
2011.07.12

A 34. sz cella
és a hozzá tartozó
bemeneti kiterjedés



30. ábra – A Dunántúl tájváltozatossági térképezése során a bemeneti adatok elrendezése: cellahatárok, a térképi és bemeneti adatok kiterjedésének viszonya

A modellezés során 5 allépték került alkalmazásra, így – bár a kimenetek a bemenetek egységméréteiben kerültek meghatározásra (463,31 m-es raszterekben), a kimeneti információ felbontása ennek négyszerese (1 853,24 m – a földfelszínen mérve). A modellezés során 20 érzékelésfelbontási érték került alkalmazásra, így a kimenet egy 20 rétegből álló modellteret képez. Az alkalmazott d -értékek a következők voltak:

$$d = \{0,10; 0,20; 0,30; 0,40; 0,50; 0,55; 0,60; 0,65; 0,70; 0,75; 0,80; 0,85; 0,90; 1,00; 1,10; 1,20; 1,30; 1,40; 1,50; 1,60\}$$

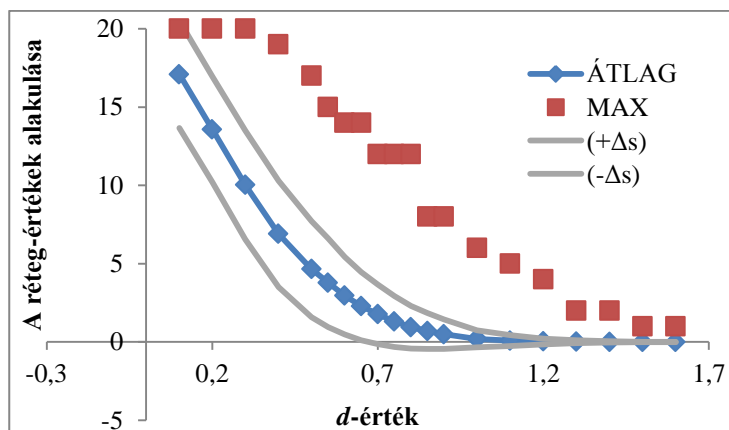
A modellezési folyamat után a térképi kiterjedések megfelelő sorrendű mozaikolását követően, a 20 rétegből álló modelltér az eredeti bemenő adatok segítségével került georeferálásra (RMSE⁷⁵ = 0,017), így a modelltér és a később kialakított térképi termékek is WGS84 georeferenciával bírnak.

⁷⁵ Root-Mean-Square Error; közepes négyzetes eltérés

4.3.2. A térképi modellezés eredményei

A modellezési folyamat során adott cellának – a fentiekben részletezett paraméterekkel történő – a kialakított MATLAB kóddal előállított térképezéséhez szükséges futási idő 76-93 perc között volt⁷⁶. Az outputot (a szükségtelen segédfájlok mellett) 20-20 d -érték szerinti szöveges file jelentette – nulladfokú adatbázis⁷⁷. Ezen fájlokat ASCII-ként beolvasva (ENVI), a rétegértékek raszterformátumban kerültek megjelenítésre. A rétegek egymásra illesztése után a primer adatbázist egy georeferálás nélküli képfájl képezte. A georeferálás elvégzése után egy GeoTIFF állomány képezte le a modelltérét egy szekunder adatbázisban⁷⁸.

Az első áttekintéskor a szekunder adatbázis alkalmazott érzékelésfelbontási érték sorozatának megválasztása helyesnek tűnt: az utolsó ($d=1,60$) rétegre már majdnem teljesen elfogytak a változatossági „pontértékek” (lásd 3.5.2 fejezet): már csak összesen 80 bemeneti raszter (5 darab 4. alléptékbeli részterület) rendelkezett 1-es értékkel (a lehetséges 20-ból) a 34 cella összesen 557 056 raszteréből. Érdeemes visszaemlékezni a numerikus modell kelet-közép-európai mintaterületekre készült futtatása során nyert tapasztalatokra, amely azt mutatta, hogy 1,6-nál durvább (nagyobb mérőszámú) érzékelésfelbontás esetén 0 darab változatossági tájfolt került lehatárolásra. Ez a felső határ a térképi modell alkalmazásakor is beigazolódni látszik.



31. ábra – A Dunántúl tájváltozatosságának térképi kimeneti értékei az érzékelésfelbontás függvényében

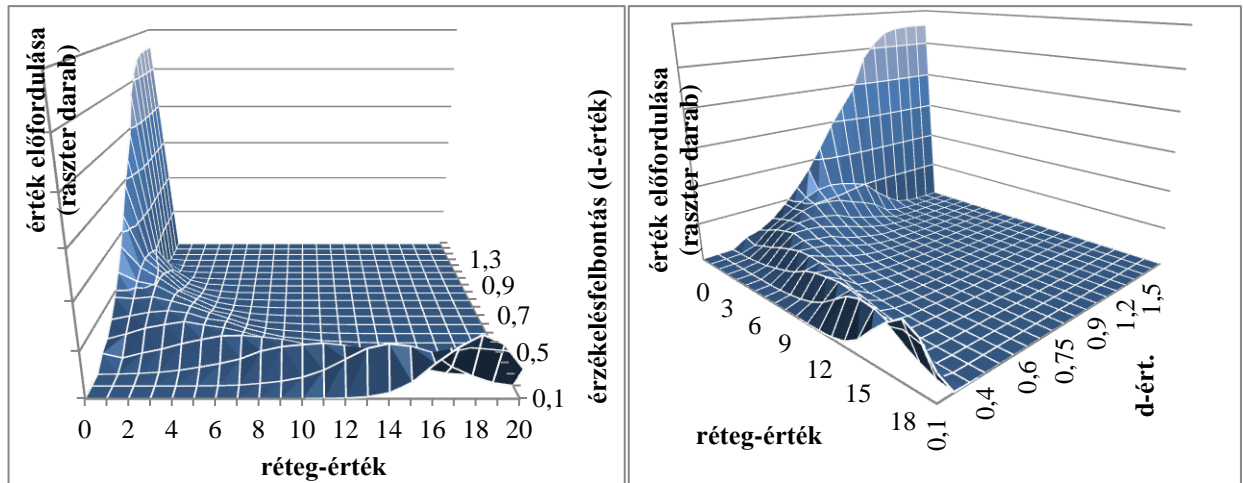
A térképi kimeneti rétegek statisztikai mutatóinak és hisztogramjainak vizsgálata megmutatta a numerikus modelleredményekkel való összefüggést. A d -értékek szukcessziójában ábrázolt rétegértékek átlagai (31. ábra) a numerikus modell NP mutatójára emlékeztetnek – nem véletlenül: a térképi rétegértékek a raszterek tájváltozatossági folt által való érintettségének erejét mutatják, ezt átlagolva az érintettség aránya tűnik elő.

⁷⁶ Intel® Core™ i5-3337U CPU, 1.80 GHz – a futtatást befolyásolhatták párhuzamos műveletek.

⁷⁷ [Mellékletek/5_dunantul_terkep/1_nulladfoku](#)

⁷⁸ [Mellékletek/5_dunantul_terkep/2_szekunder](#)

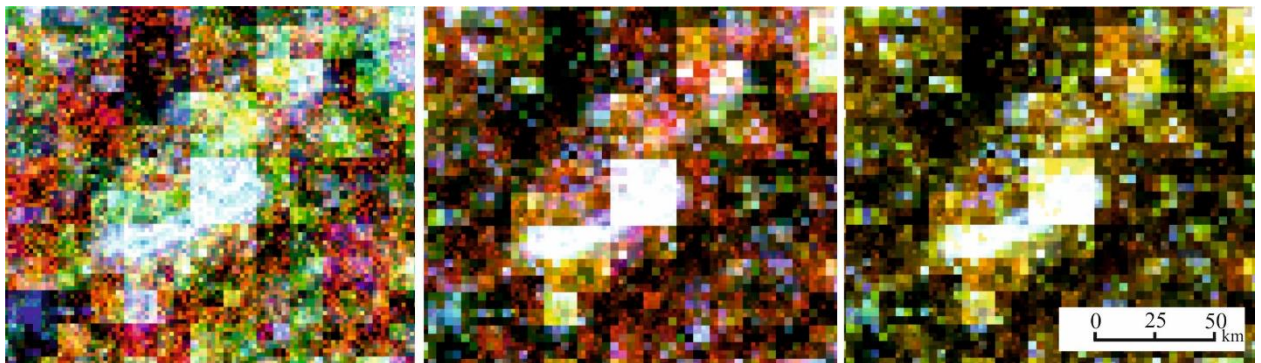
A hisztogramok⁷⁹ gyakorisági értékeinek – a rétegértékek nagyságának és az érzékelésfelbontási értékek növekedésének függvényében való – megjelenítésével a Dunántúl tájváltozatosságának eloszlási felülete adódott (32. ábra). Az eloszlási felület „gerincvonalának” alulnézete az 31. ábra átlagértéket mutató grafikonjának felel meg.



32. ábra – A Dunántúl tájváltozatosságának eloszlási felülete

4.3.3. A Dunántúl tájváltozatosság modelljének térképtermekei

A szekunder adatbázisban tárolt modellteret véve alapul több interpretáció készült annak értelmezésére. A növekvő d -értékű (csökkenő érzékelésfelbontású) rétegek sorozatából készült diászor megtalálható a mellékletben⁸⁰. Az elemzési célokra talán jobban megfelelő térkép-termékek GeoTIFF⁸¹ és JPEG⁸² formátumban készültek el.



33. ábra - A Balaton környezete az összegkiegyenlítő, a numerikus modellből származó és a mérés kiegyenlítő osztópontokkal

A kategorikus térképtermekek esetében a K-közép osztályozás 10 kategóriát különített el, amely osztályok indexértékei a tájváltozatossággal nőnek. A csoportkomplexek kialakításakor használt osztópontokat a 6. táblázat tartalmazza.

⁷⁹ [Mellékletek/5_dunantul_terkep/3_hisztogram](#)

⁸⁰ [Mellékletek/5_dunantul_terkep/4_diasor/modellter.pps](#)

⁸¹ [Mellékletek/5_dunantul_terkep/5_terkeptermekek_geotiff](#)

⁸² [Mellékletek/5_dunantul_terkep/6_terkeptermekek_jpeg](#)

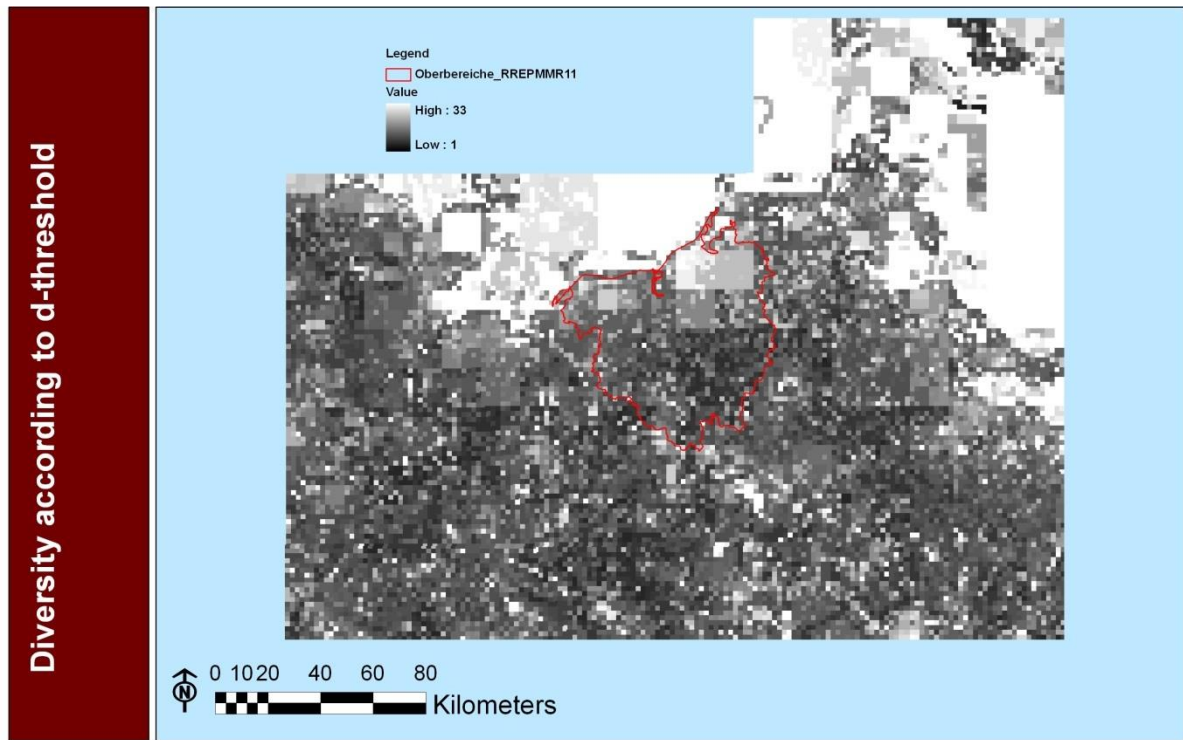
- Közvetlen termékek: 1) Összegtermék; 2) Súlyozottösszeg-termék; 3) Küszöbtermék
- Származtatott termékek: 1) Háromcsatornás komplex; 2) Kategorikus térképtermék; 3) Csoportkomplexek (méréskiegyenlítéssel, összegkiegyenlítéssel, numerikus modellből – 33. ábra)

6. táblázat - A csoportkomplexek kialakításakor használt osztópontok helyzete az alkalmazott érzékelésfelbontás sorozatban; a táblázatban adott színek azt jelzik, hogy a felmérési d-értékek melyértékeit tartalmazzák a megjelenítési csatornák.

RÉTEG	réteg1	réteg2	réteg3	réteg4	réteg5	réteg6	réteg7	réteg8	réteg9	réteg10	réteg11	réteg12	réteg13	réteg14	réteg15	réteg16	réteg17	réteg18	réteg19	réteg20
<i>d</i>	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,6	0,7	0,7	0,8	0,8	0,9	0,9	1	1,1	1,2	1,3	1,4	1,5	1,6
Csoport-komplex térképi termékek	<i>Mérés-kiegyenlítés</i>																			
	<i>Összeg-kiegyenlítés</i>																			
	<i>Numerikus modellből</i> (Dél-dunántúli 42. sz. mintaterület a 4.1. fejezetben)																			

4.3.4. A térképi modell-eredmények hasznosítása

A térképi modelleredmények hasznosítása során a tájökológiai alkalmazási lehetőségek helyett a tájtervezési hasznosítás kapott nagyobb hangsúlyt. 2012 októbere és 2013 szeptembere között a Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Német Szövetségi Környezetvédelmi Ösztöndíj) támogatásával töltöttem egy kutatóévet a Rostocki Egyetem Tájrendezési és Tájfejlesztési Tanszékén. Prof. Holger Behm kutatási témafelelősöm javaslatára az INLAND térképi modelleredményeimet 2013 tavaszán bemutattam a Rostocki régió (34. ábra) vezető tervezőjének, Katja Kleinnek (Amt für Raumordnung und Landesplanung R.R.).

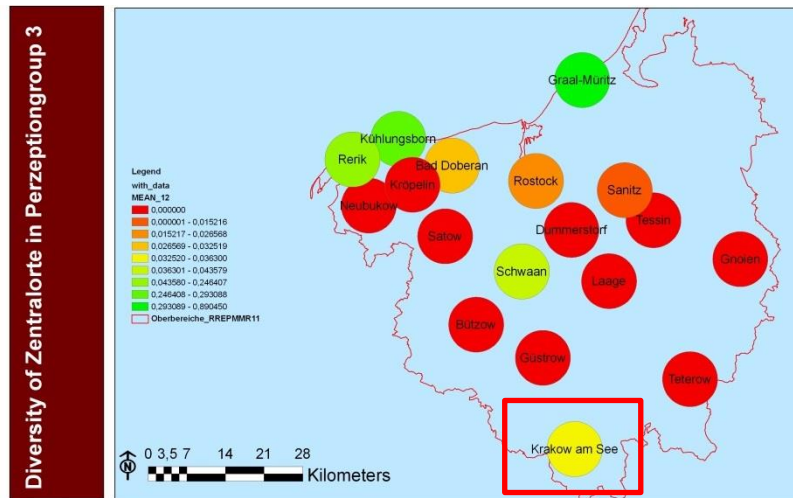


34. ábra - A Rostocki régió helyzete a Mecklenburg-Vorpommern területére elkészült tájváltozatossági küszöbterméken

A Dunántúl térképi modellezéséhez hasonlóan készült el Mecklenburg-Vorpommern tájváltozatossági modelltere és térképtermekei 17 cellában, MODIS (Terra) alacsony felbontású multispektrális műholdfelvételek segítségével. A térképi termékeket felhasználva, a rostocki tervezési régió területére vonatkozó szerkezeti terv területhasználati egységeivel készült fedvényezés. A csoportkomplex meghatározásakor a numerikus modellből származtatott osztópontok kerültek alkalmazásra (4. sz. mintaterület numerikus értékei a 4.1.-es fejezetben). A folyamat eredményeként a változatossági információ – Waltz (2011) által is javasolt területhasználattal történő – fedvényezése révén, a szerkezeti terv által definiált tájelemeknek változatossági minősítése készült el. A minősítő tanulmány adatai átadásra kerültek a Rostocki Területrendezési és –tervezési Hivatal számára.

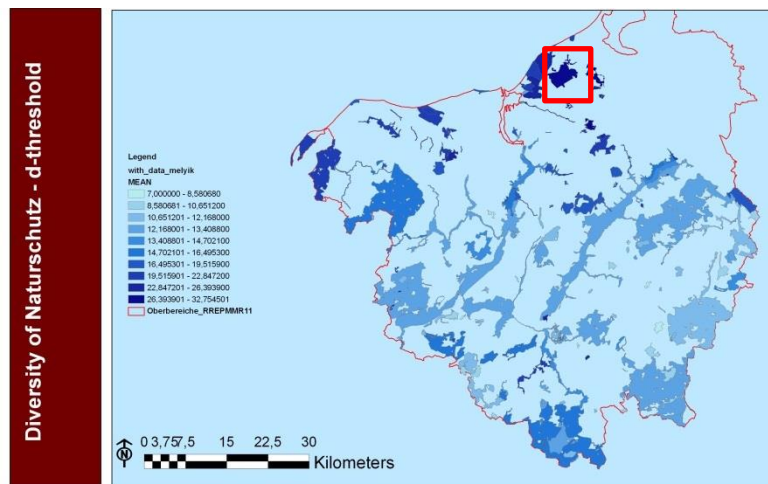
Mecklenburg-Vorpommern fejlesztési stratégiája nagy hangsúlyt fektet a szelíd és ökoturizmusra. A tartomány jeligéje, amely a belföldi és nemzetközi megjelenésekben is érvényesül: „Grünes Land” – azaz a „Zöld föld/Zöld tartomány”. A régió turizmusa számára fontos szempont a Warnemündei-föveny (Németország legnépszerűbb strandja) vonzerejének ellensúlyozása, illetve tematikus fejlesztésekkel a desztináció „széthúzása” a régió egyéb területeire. A fedvényezés eredményeként a tájtervezési stratégia objektív javaslatok alapján készítheti elő a turizmusfejlesztési akciókat. A tájváltozatossági térképtermekek fedvényezése révén a következő információk álltak elő:

1. A központi területek (városi rangú települések) környezetének tájváltozatossága érzékelési csoportonként. A Balti-tenger partjának desztinációs ellenpólusaként objektíven meghatározható Krakow am See környékének fejlesztési igénye – a „tájat laikusan szemlélő” célcsoportja számára (35. ábra).



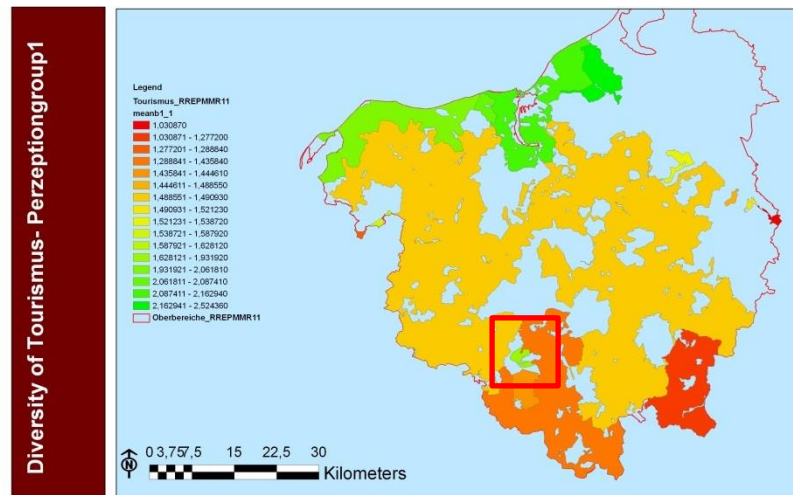
35. ábra – A központi területek tájváltozatossága a numerikus csoportkomplex „laikus tájszemlélőkre” vonatkoztatott fedvényezéséből; Krakow am See mint lehetséges ellensúlyterület

2. A természetvédelmi területek tájváltozatossági küszöbtermék szerinti rangsorrendje elősegíti a tájváltozatosság mint önálló érték bemutatási lehetőségét az ökoturizmus célcsoportja számára. Erre a célra kiemelkedően megfelelő terület a rostocki heide (fenyér), amely egyúttal a régióközpont és a strand-desztinációs Fischland között félúton helyezkedik el az időskori turizmusnak helyet adó Ribnitz mellett (36. ábra).



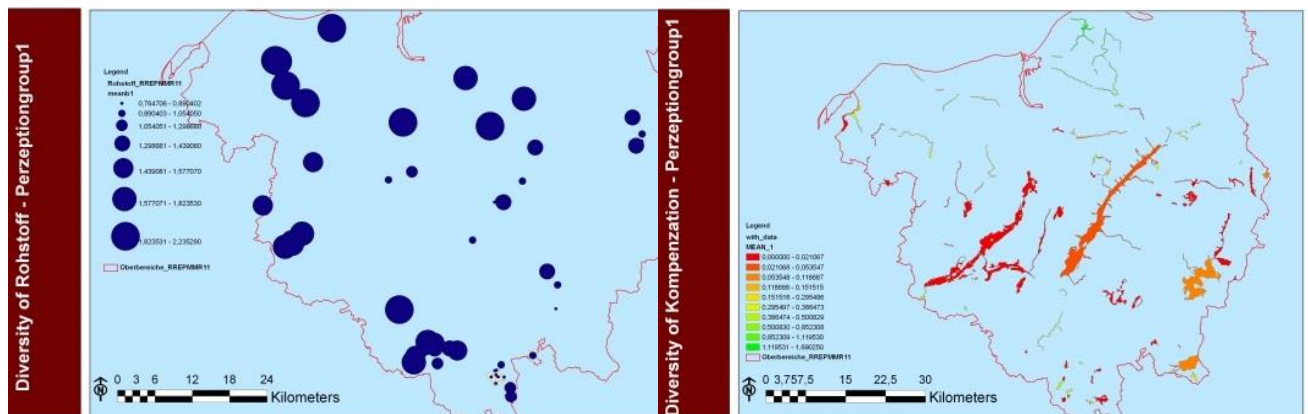
36. ábra – A természetvédelmi területek rangsorolása a tájváltozatossági küszöbtermék felhasználásával; a rostocki heide (fenyér) mint tájváltozatossági bemutatóterület kiválasztása

3. A turisztikai egységek érzékelésfelbontási csoportonkénti vizsgálata felvetette az – amúgy kulturális turizmus desztinációjának tartott – güstrowi (reneszánsz kastély és barokk kastélypark) területek „tájszakértők” számára való tájváltozatossági bemutatóterületté fejlesztését - például: a hiányzó kilátópontok pótlása, a területen amúgy is található kistájak jellegzetességeiben való eltérés bemutatása, a kistájak történeti fejlődésének bemutatása (37. ábra).



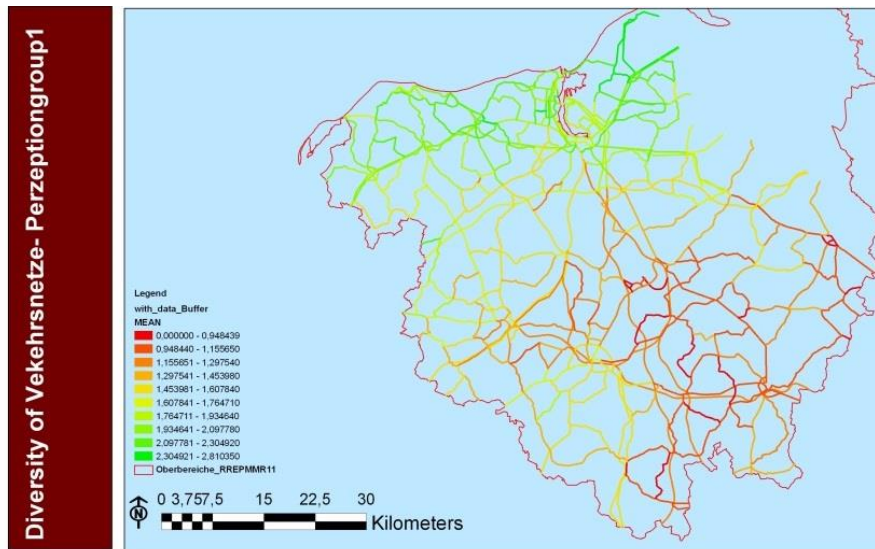
37. ábra – A turisztikai célt szolgáló területek “tájszakértőket” feltételező osztályozása a tájváltozatosság szerint; Güstrow mint lehetséges bemutatóhely

4. A nyersanyagterületek (pl.: kavicsbányák, tőzegbányák) és a szélerőműparkok küszbterméken történő fedvényezése révén a tevékenységek tájképi hatásának ereje volt becsülhető. A rekultivációs tevékenységek szükségességének indoklása és tervezése számára hasznos információt szolgáltat a felmérés (38. ábra).
5. A kompenzációs területek olyan területek a régióban, amelyek az intenzív fejlesztések (pl.: zöldterület-beépítés) ellensúlyozását hivatottak szolgálni. Ezen területek tájváltozatossági értékelése a kompenzáció mikéntjének árnyalásában nyújthat információt, elősegítve például a tipikus hasznosításként alkalmazott (egyhangú) erdősítések újragondolását (38. ábra).



38. ábra – A nyersanyag területek kördiagramos osztályozása a küszbtermék felhasználásával; kompenzációs területek tájváltozatosság-érzete a "tájszakértők" számára

6. A kerékpáros turizmus igen fejlett a régióban. Az úthálózat érzékelési csoportonként történő értékelése megmutatja, hogy adott útvonalon „végigsuhanva” milyen fokú tájváltozatossági érzet összegződik a kerékpárosban. Az értékelés alapján tematikus kerékpárutak kijelölése lehetséges. (39. ábra)



39. ábra – A rostocki régió úthálózat-szakaszainak tájváltozatossági minősítése a csoport komplex alapján
 A tájváltozatossági modellezés térképtermekeinek fedvényezést követő használata a hazai tájtervezési gyakorlatban is megvalósítható. A Balaton Kiemelt Üdülőkörzet és környezete hasonló problémával (intenzív használat, szezonális) küzd, mint a rostocki régió Warnemünde-központú turizmusa. A bemutatott tájváltozatossági modell objektív, emberi beavatkozás nélkül készül, ugyanakkor mégis az emberi tájérezés intenzitását tükrözi. Ilyen információ igen hasznos lehet a területi tervezés stratégiaalkotásának alátámasztása során, de akár az Üdülőkörzet sokat vitatott határának megválasztásakor is.

4.4. INLAND és FRAGSTATS paraméterek kapcsolata [Validálás]

A kifejlesztett modellezési eljárás validálása során a földrajzi analóg (4.2. fejezet) mintaterületek közül a 35 db magyarországi terület numerikus tájváltozatossági paraméterei (IQ , SQ , IS , SS), és a mért N_{max} értékek (a változatossági foltszámmaximumok az érzékelésfelbontás függvényében) kerültek összehasonlításra a tájmetriában már bevált, jelentős irodalommal rendelkező indexek értékeivel.

Az indexek számítása osztályozott adatok segítségével lehetséges. A kísérlet során a 35 db Landsat 5 TM felvételből (2011. július 11.) származó mintavételi terület (128 raszter kiterjedés, R-G-B-NIR csatornák, raszterméret: 30 m) automatikus osztályozásra került⁸³ (IsoData; min. osztályszám: 2; max. osztályszám 15; min raszterszám osztályonként 4; max. iteráció száma 5). Valamennyi területet 8-8 osztályba lehetett sorolni – tehát a foltgazdagság (PR) 8 volt minden minta esetében (40. ábra).

A tájmetriai indexek az osztályozott mintaterületeken kerültek kiszámításra⁸⁴. A kiválasztott indexek „tájszinten” – tehát a mintaterület egészén – írják le a 35 db észak-alföldi mintát. A tájmetriai mutató értékeinek értelmezése előtt fontos megállapítás, hogy valamennyi minta ugyanolyan kiterjedésű és egységmértű, így azok egymás között is összehasonlíthatók.



40. ábra – A mintavételi területek osztályozása, a numerikus modelleredmények (tájváltozatossági paraméterek) validálása tájmetriai indexekkel.

A tájmetriai mutatók összehasonlítása a numerikus modelltől származó tájváltozatossági paraméterekkel (IQ , SQ , IS , SS) és mért tájfoltmaximumokkal (N_{max}) páronkénti korrelációs számítás útján történt két elsőfajú hibahatár tükrében (6. táblázat). A korrelációs viszonyok áttekintésekor megfigyelhető, hogy míg az IQ , SQ , IS és SS paraméterértékek, valamint a kiválasztott tájmetriai mutatók között szignifikáns korreláció nem mutatkozik, a két csoporton belül a korreláció igen erős. Ugyanakkor a mért N_{max} értékek inkább a tájmetriai mutatókkal mutatnak össze-

⁸³ A használt szoftver: ENVI 4.7 – Copyright 2009 ITT Visual Information Solutions

⁸⁴ A használt szoftver: Fragstats 4.2 - Copyright 2013 Kevin McGarigal és Eduard Ene

függést: a teljes szegélyhatással és átlagos foltmérettel igen erős, míg az átlagos összeköttetéssel (kontiguitás) erős korreláció áll fenn.

A numerikus modellből származó mutatók egymás közötti korrelációja érthető, hiszen a 4.1.3. fejezetben részletezett klaszteranalízis is „sorbarendezett” klasztereket eredményezett. Ugyanakkor nem szabad elfelejteni azt sem, hogy az *IQ*, *SQ*, *IS* és *SS* paraméterek az *N* mérési adatok dekompozíciójából származtak. Fontos az is, hogy a numerikus modell a valóságtól nem elrugaszkodott: az N_{max} értékei, amelyek a 4.1.3. Regressziós modellek és objektív tájváltozatossági paraméterek pontban részletezett pontossággal kerülnek modellezésre az *IQ*, *SQ*, *IS* és *SS* paraméterek által, erős összefüggést mutatnak a már „bevált” tájmetriai mutatókkal.

7. táblázat – Korrelációs együtthatók a numerikus modell tájváltozatossági paramétereire és néhány széles körben elterjedt tájmetriai indexek között

Pearson-féle korreláció										
	IQ	SQ	IS	SS	Nmax	LPI	TE	AREA	CONT.	SHDI
IQ	1	-0,999	0,946	-0,95	-,049	-,045	-,062	,052	,216	,062
SQ		1	-0,944	0,946	,075	,044	,078	-,072	-,232	-,062
IS			1	-0,998	-,159	-,018	-,183	,149	,227	,094
SS				1	,102	,019	,147	-,104	-,192	-,091
N_max					1	,038	0,563	-0,669	-0,409	-,135
LPI						1	-0,592	0,427	,108	-0,58
TE							1	-0,85	-0,335	,315
AREA_MN								1	0,599	-0,46
CONTIG_MN									1	-,258
SHDI										1

Mindemellett a numerikus modellből származó mutatók tájmetriai indexek értékektől való függetlensége igen jelentős tény. Ez azt mutatja, hogy az alléptékek rendszere és a bevezetett új független változó (érzékelésfelbontás) egy új – független – ablakot nyitott a tájváltozatosság megértésére. A 2.2.2.4 fejezetben a tájmetriai mutatók alkalmazásával szemben többször megfogalmazott kritika és javaslat itt is visszaköszön. Az alkalmazás során problémát jelent a tájmetriai mutatók korreláltsága – GUSTAFSON (1998) többször is megemlíti a korrelálatlan mutatók kialakításának és komplex használatának a szükségességét. A bemutatott numerikus modell paramétereire (*IQ*, *SQ*, *IS*, *SS*) együttesen egy olyan új faktort képezhetnek a tájak modellezésében, amely az eddigi megközelítésektől független. Talán megállapítható, hogy ezt az újdonságot az alléptékek és az érzékelésfelbontás koncepciója jelenti, amely a funkcionális tájtervezés irányába mutat, és a tájmodellezés tájökölógiai megközelítését közelebb hozza a tervezési döntéstámogatáshoz.

5. Gyakorlati következtetések

Következtetés 1. – A kialakított INLAND numerikus és térképi modellek jól használhatók a tájváltozatosság modellezésére; a modellezési folyamat a táj érzékelésének a táj megfigyelőtől való függését is számításba veszi.

AZ INLAND módszertan komplex megoldást kínál a tájváltozatosság modellezésére: a numerikus és térképi modellek is működtethetők, robusztusak (univerzálisan használhatók), jól értelmezhetők, nagy megbízhatósággal különböző területi egységek összehasonlítására alkalmazhatók. A modelleredmények elemzése valós összefüggéseket tár fel. A numerikus modell ön-ellenőrző funkciót is tartalmaz (skewness változócsokor). A modellezési folyamatok automatizálhatók. Az érzékelő minősége, avagy a táj érzékelésének időtartama a tájváltozatosság modellezésébe integrálásra került, így a tájtervezési döntéstámogatás során a közösség számára jobban elfogadható javaslatok születhetnek.

Következtetés 2. – Minél rosszabb érzékelésfelbontás mellett maximalizálódik a tájváltozatosság érzékelése, annál alacsonyabb mértékű ez a maximum. Tehát a tájváltozatosság (a rendszerek általános jellemzőinek megfelelően) önkiegyenlítő, önkiegyensúlyozó jelenség.

A numerikus tájváltozatossági modell alkalmazása során a mérési eredmények vázolták a tájváltozatosság az érzékelő minőségétől, avagy az érzékelés időtartamától függő „működését”: minél nyilvánvalóbb adott terület tájváltozatossága, az annál alacsonyabb fokú.

Következtetés 3. – A tapasztalati tájváltozatossági paraméterek együttállnak; tehát a kezdeti változatossági mennyiség (IQ), ennek érzékenysége (SQ), a kezdeti változatossági méret (IS), és ennek érzékenysége (SS) egymással korrelálnak, így a tájak a „rapszodikus–kiegyensúlyozott skálán” jellemezhetők az érzékelésfelbontás tükrében.

A numerikus modell alkalmazása bemutatta, hogy a tapasztalati tájváltozatossági paraméterek eloszlása megalapozza a tájak változatosságának interpretálása során a rapszodikus–kiegyensúlyozott jelzők használatát.⁸⁵

Következtetés 4. – A klímaváltozás hatással van a tájváltozatosságra. Az intenzív mezőgazdasági tájak esetében ez a hatás a homogenizálódás irányába mutat – azaz a tájak rapszodikus jellegét erősíti.

A földrajzilag analóg területek tájváltozatosságának vizsgálata objektív eszközökkel mutatta be, hogy a klímaváltozás szignifikáns hatással bír a tájváltozatosságra. Ez a hatás a

⁸⁵ Szemléltetési példaként: vegyünk egy sivatagi (~homokdűnés) tájat és a Sashegy látványát a Budai Campus területéről. Míg a Sivatag első pillantásra egzotikus hatást nyújt, és a homokdűnék megvilágított és árnyékolt oldalának ritmikus váltakozása impozáns változatosságérzetet kelt, addig a Sashegy látványa első hatásra nem túl meghökkenítő. Ugyanakkor adott időmennyiség elteltével a sivatagi táj nem túl sok újdonságot tár fel magából, ám a Sashegy napról-napra új és új „oldalát” mutatja. Ilyen értelemben a sivatag rapszodikus, míg a Sashegy kiegyensúlyozott tájnak tekinthető.

tapasztalati paraméterek abszolútértékeinek növekedéséhez, azaz a tájak rapszodikus jellegének erősödéséhez vezet.

Következtetés 5. – A klímaváltozás hatására az Észak-Alföld régió 2040-2070 időszakára alapvető szerkezetváltás elé néz a mezőgazdasági területeken, amely birtokrendezési problémák forrása lehet

A földrajzilag analóg régiók tájváltozatosságának vizsgálata során bebizonyosodott, hogy a tájváltozatosság – és így az azt megalapozó felszínborítás és területhasználat is – a klímaváltozás (vagy a földrajzi zonalitás) hatásával szemben csak adott határig képes alkalmazkodni. A klímaszcenáriók elfogadása mellett belátható, hogy az Észak-Alföld régió ezzel a küszöbhatással a 2040-2070 időszak során néz szembe. A küszöbhatás bekövetkezte kikényszeríti a mezőgazdasági területek szerkezetváltását az intenzív öntözési rendszer biztosítása érdekében, és így alapvető birtokrendezési kihívásokat teremt. A folyamat nyomonkövethető és igazolható lesz a román és bolgár analóg régiók mezőgazdasági területein, ahol hasonló folyamat zajlik 2011-2040 között.

Következtetés 6. – A kialakított INLAND módszertan a tájváltozatosság modellezésében új megközelítést jelent, amely a tájtervezésben való alkalmazást segíti elő.

A numerikus modell alkalmazása során nyert mérési eredmények és a tapasztalati paraméterek validálása során beigazolódott, hogy míg a mérési eredmények mutatnak egyéb tájmetriai mutatókkal korrelációt, addig a tapasztalati paraméterek (*IQ, SQ, IS, SS*) nem. Mivel a tapasztalati paraméterek jó pontossággal képviselik a mérési eredményeket, megállapítható, hogy a kialakított INLAND módszertan egy új ablakot nyit a tájváltozatosság megértésére és jellemzésére. Ezt az újdonságtartalmat elsősorban az érzékelő minőségétől, avagy a tájérzékelés időtartamától függő karakterezés jelenti, amely a tájökológiai megközelítés mellett a tájtervezési alkalmazás lehetőségét mozdítja előtérbe.

6. Megvitatás

Korábban a tudományos területekről szóló irodalmi áttekintés, az alkalmazott módszerek és az alkalmazásuk során begyűjtött gyakorlati tapasztalatok kerültek ismertetésre. Az elért eredményeknek a dolgozat céljaival való összehasonlítása, a kialakított modellek modellezés-módszertani áttekintése és a szükséges és lehetséges további fejlesztési lehetőségek összefoglalása ebben a fejezetben olvasható.

6.1. A kitűzött célok megvalósításának értékelése [Modellértékelés]

A doktori dolgozat a kitűzött céljait (1. fejezet) az alábbi lépéseken keresztül érte el:

- A tájváltozatosság modellezésében operatív megoldást nyújtó MATLAB-kódok bemutatásra kerültek, illetve a dolgozathoz csatolt mellékletként is megtalálhatók.
- A működési folyamatot a 3.3-3.5. fejezetek vázolják fel, amely folyamatok kimeneteit a 3.4.1. (numerikus) és 3.5.1. (térképi) fejezetek mutatják be részleteiben.
- A tesztelést esettanulmányok formájában végeztük, és a „4. Eredmények” fejezetben ismertettük.
- Az INLAND módszer validációja a numerikus modell esetében készült el, amelyről a 4.4. fejezet szól, míg a modelleredmények tájtervezési gyakorlatban való alkalmazhatóságát a 4.2. és 4.3 fejezetek is bemutatják.
- Szélesebb körű validációra és alkalmazásra feltétlenül szükség van; a módszertan kellő részletességű bemutatása mellett a dolgozat keretei csak példajellegű alkalmazást tettek lehetővé, ami csupán elégséges, de távol áll az optimálistól.
- AZ INLAND módszertan mint a kihívásokra (3.1 fejezet) választ nyújtó alléptékek és érzékelésfelbontás koncepcióinak integrálása – a 3.3. és 3.5 fejezetekben ismertetett formában – egy olyan rendszert képez, amely a tájváltozatosság modellezésének alkalmazási területén kíván gyakorlati megoldást kínálni.

6.2. A kialakított modellezési eljárás modellezés-módszertani jellemzése [Modellértékelés]

A bemutatott modellezési módszertan (INLAND) a tájváltozatosság egyszerűsítő leképezését végzi el különösen szem előtt tartva a döntési-cselekvési célnak való megfelelést, azaz a tájtervezési hasznosítást. Empirikus modellként a tájról közvetett módon – földmegfigyeléssel – nyert adatok megismerésével közelíti a valóságot.

A modell kiválasztó magatartása abban rejlik, hogy a tájváltozatosságot a felszínborításban való változatosságként értelmezi. Megközelítő jellegét az alléptékek alkalmazása jól mutatja: a lépétfolytonosságot csak közelíti a léptékdiszkrét adatok aggregálásával. Alkalmazásának módjára

ban ösztönző: ez vezetett el a földrajzilag analóg területek vizsgálatához. Az érzékenységvizsgálat segítségével a modell újrahazsnálhatóságát vizsgáltuk.

Az INLAND módszertan egy megismerő jellegű részmodellnek felel meg. Leíró, determinisztikus, implicit modell, amelyben a megoldási folyamat szimulációs. A modell időkezelése igen érdekes kérdés; leginkább féldinamikusnak tekinthető, mivel a független változó, azaz a folytonos eloszlású érzékelésfelbontás időráfordításként is értelmezhető.

RITCHEY (2012) modelljellemezési szempontjai szerint a két változó, amelyek között az összefüggés fennáll: az érzékelésfelbontás és a tájváltozatossági foltok darabszáma. Előbbi előre meghatározott értékeket vehet fel, míg utóbbi előre meg nem határozott. Közöttük a kapcsolat függvényeszerű, de nem irányított, ellenben mérhető. A változók között nincs visszacsatolás.

A doktori dolgozat a tájmodellezés folyamatát önmagában is bemutatja. A fejezetcímek után [kapcsos zárójelben] szerepeltetett kifejezések végigkalauzolják az olvasót a TURNER et al. (2001) által is megállapított szükségszerű modellezési lépéseken. Ennek folyamatában épp a modellértékelésnél tartunk.

6.3. Kitekintés a további fejlesztés és kutatások irányába [Modellértékelés]

Az ismertetett INLAND módszertan még koránt sincs „készen”, és még nem is tökéletes. A doktori dolgozat a módszertan bemutatását és az alkalmazásoknak csak az első lépéseit tartalmazza. Így felmerül a kérdés, hogy milyen irányban szükséges – vagy lehetséges – továbbfejleszteni az ismertetett megoldásokat, illetve, hogy mi szükséges a szélesebb körű alkalmazás megalapozásához. Ezekre a kérdésekre adott válaszként olvashatók az alábbi kitekintő pontok.

1. Széleskörű alkalmazás:

1.1 Nyílt elérés: Az INLAND módszertant, és annak numerikus, illetve térképi megoldását még igen sok alkalommal, igen sok témakörben szükséges alkalmazni ahhoz, hogy a limitációit, valamint eddig le nem írt összefüggéseit kellő alaposítással lehessen dokumentálni. Ennek érdekében a modellező kódok valamint használati útmutató nyílt felhasználású elérhetőségét (pl. egy egyetemi szerverről) biztosítani szükséges.

1.2 A fejlesztési irány legyen robusztus: A módszer pontosítására több lehetőség is nyílik. Ilyen például a változatossági döntéshozatal finomítása az összehasonlításban résztvevő spektrális átlagértékek móduszra vagy mediánra cserélésével, vagy a döntési kritérium árnyalásával. Jelen esetben ugyanis változatossági döntés születik, ha *bármely* spektrum esetében fennáll az ismertetett egyenlőtlenség. De mi történik, ha a változatossági döntéshez megkívánatik legalább kettő, három vagy mind a négy

spektrum részvétele? Hogyan változik a modell, ha több mint négy csatorna kerül alkalmazásra? Ehhez hasonló vizsgálatok és fejlesztések tucatjai definiálhatók. A modellezési célok szempontjából azonban kiemelkedően fontos, hogy a megoldások *robosztusak* legyenek, a modell alkalmazhatóságát ne szűkítse a megoldási folyamat.

1.3 Gyorsítás: A modellezési folyamat nulladfokú adatbázisainak előállítás (a MATLAB kódok futtatása) jelenleg a fejlesztő korlátolt programozói ismereteinek köszönhetően igen időigényes feladat. Mivel az INLAND modellek kimenetei összehasonlító elemzések alapjait képezhetik, az „egy-futtatás-nem-futtatás” elve érvényesül: tehát a lassú lefutás a széleskörű alkalmazásnak halmozott akadályát képezi. A kódolás gyorsító fejlesztése szükséges.

1.4 Automatizálás: Az INLAND modellek jelenleg félautomatikusan működtethetők. Az egyes automatizált folyamatok között az alkalmazó továbbítja, transzformálja az adatokat. Ilyen személyes művelet a térképi modell alkalmazása során a modell által használt ASCII file-ok előállítása, majd a szöveges outputok újbóli georeferálása és layer-illesztése; a numerikus modell esetében a kimenetek statisztikai elemzése, a regresszióanalízis futtatása. Ugyancsak alkalmazási akadályt jelent, hogy több informatikai platform egyszerre történő használata szükséges a jelenlegi fejlesztési szinten. A jövőben szükséges ezen folyamatok integrálása a futtatási kódokba; illetve a kódok parancsfile-ba (.exe) történő írása. Az előző „gyorsítási” és jelen „automatizálási” feladatokat a nyílt elérés biztosításával párhuzamosan szükséges megoldani.

1.5 A modell csupán modell: A széles körű alkalmazás megalapozásához el kell fogadni – a modellfeltevéseket jelentő tájváltozatosság definíciója, illetve a tájváltozatosság önálló értéknek való tekintése mellett –, hogy az INLAND modellek csupán modellek: bár objektív úton kerülnek előállításra, nem mérési és nem térképezési eljárások. Például az INLAND térképi termékek esetében többször megfogalmazott kritika az első szemléléskor, hogy „zajosak”. „Zajosnak” egy térképet (tájélemeket lehatároló térbeli leképezést) nevezhetünk, míg az INLAND modell esetében ez a zaj éppen az információ forrása, nem pedig a tájelemek lehatárolásában ejtett hiba. Ha nincs szükség térbeli modellezésre vagy tájértékelésre, hanem csupán érdekes térképek előállítására, arra *nem* az INLAND módszertan adhat választ.

2. További alkalmazási/fejlesztési lehetőségek

2.1 Adatok: A módszer további alkalmazásának és fejlesztésének egyik legegyszerűbb módja új bemenő adatok megválasztása. A modellek eddigi alkalmazása során VHR adatok nem kerültek bevonásra, így az ilyen adatok felhasználásával teljesen új, lokális következtetések nyerhetők, amely a településrendezés szintjén is segítséget nyújthat a területi tervezőknek, de kellő validálás mellett megalapozhatja a módszer precíziós mezőgazdasági alkalmazását is a parcellák homogenitásvizsgálatakor.

Ugyancsak előremutató lehetőség a felszínborítást jellemző spektrumok mellett egy – azonos egységméterre újramintavételezett – terepmodell vagy felszínmodell bevonása a bemenő csatornák sorába. A több mint négy, a vegetáció vizsgálatban használt spektrális csatorna alkalmazása szintén érdekes vizsgálatot eredményezhet.

Ehhez hasonlóan az aktív távérzékelési – pl.: SAR – adatokkal készült INLAND modellek összehasonlítása a passzív távérzékelési eredményekkel a tájváltozatosság pontosabb modellezését eredményezheti, további objektív tájváltozatossági paraméterek megalkotásának lehetőségével.

2.2 Folyamat: A modellezési folyamat a széleskörű alkalmazás megalapozásánál részletezett módon továbbfejleszhető. Ez a fejlesztés azonban nemcsak a nulladfokú adatbázis előállításához szükséges kódokban történő fejlesztésben nyilvánulhat meg, hanem a paraméterek meghatározása és a következtetések levonása során is. A numerikus modellt tovább szükséges pontosítani annak érdekében, hogy a tájváltozatossági maximumoknak ne csak a sorrendjét és helyét becsülje helyesen, hanem azok mért nagyságát is jobban közelítse, valamint annak érdekében, hogy a regressziós modellezés folyamán a reziduumok normalitási feltétele ne sérüljön (lásd a 4.1. fejezetben). A térképi modell esetében a 4.3.2 fejezetben bemutatott eloszlásfelszín statisztikai modellezése előrevetíti további tájváltozatossági paraméterek definiálását és a numerikus és a térképi megoldás egyesítését.

2.3 Komplex alkalmazás: Az INLAND numerikus megoldása értékes számszerű információt nyújt a mintavételi területek tájváltozatosságáról, ám a mintavételezés módja bizonytalanságot visz az alkalmazási folyamatba. A mintavételi területen belül szignifikáns tájhatár nem képviseltetheti magát. A modell alkalmazása során a skewness változócsokor utólagos információt adhat a mintavételezés helyességéről, de szükséges lehet a mintavételezés *előtt* valamilyen információt szolgáltatnia a minta meghatározásához például annak érdekében, hogy a tájak változatosságának ösz-

szezhasonlítása során valóban összemérhető területek kerüljenek kiválasztásra. Erre kínálhat megoldást az INLAND két megoldásának komplex használata: azaz a térképi modell használata a numerikus mintavételi helyek meghatározása során. Az ilyen alkalmazásra már történt sikeres kísérlet (FÜLÖP 2014/b) Jász-Nagykun-Szolnok, Veszprém és Somogy megyék tájváltozatosságának összehasonlítása során. A komplex módszertan fejlesztése és nagyobb léptékű alkalmazása szükséges a modelledmények helyes értelmezéséhez és a tájtervezésben való alkalmazásához.

2.4 Az érzékelésfelbontási változó eloszlásának közelítése: Az INLAND módszertan bemutatása során többször hangsúlyoztuk, hogy a független változóként használt érzékelésfelbontás valós eloszlása egyelőre nem ismert. A módszertan jelenleg a d -értékek egyenletes eloszlásával modellezi az érzékelésfelbontást, amely modellezésmódszertani hibát generál az eredményekben. Egy tájszociológiai felmérés szükséges az érzékelési csoportok egymáshoz viszonyított arányának meghatározásához, illetve a modellezett d -érték skálájának a valósághoz jobban történő közelítéséhez.

2.5 Autokorreláció és MAUP: További tanulmányokban szükséges megvizsgálni az INLAND módszertan megoldásainak az autokorreláció és MAUP témaköröihez való hozzájárulását (2.1.2 fejezet). Az alléptékek mint aggregált alapadatok alkalmazása a változó térbeli egységek problémakörének kézenfekvő demonstrációja. Az autokorreláció jelenlétére a 3.5.2. fejezet is felhívja a figyelmet.

2.5 Egyéb alkalmazási lehetőségek: Az érzékelésfelbontási csoportok meghatározásához érdemes lehet az INLAND modelleket fényképeken – például kilátó pontokról készült tájképeken – is alkalmazni. Ekkor a statisztikai felmérés során jobban interpretálható kilátási képek értékelése párhuzamba állítható az INLAND tájváltozatossági értékekkel. Ekkor az INLAND módszertan a tájesztétikai vizsgálatok objektív eszközévé válhat, illetve a tartalomorientált képelemzés egyik módszertanaként szolgálhat.

A bemutatotthoz hasonlóan a (4.3 fejezet) Magyarország vagy a Kárpát-medence teljes területére elkészíthető egy tájváltozatossági térképi modell. Ez nemcsak LR, de HR adatok segítségével is elkészíthető. A fedvényezési műveletek ezután az ország teljes területén szolgáltatathatnak tájváltozatossági információt a területi tervezők számára. A módszertan nagy előnye, hogy objektív úton állítja elő a kívánt információt, amely az ismételhetőség alapja. Az INLAND módszer monitoring célokra való alkalmazása érdekes kutatási irány lehet mind az évszakok közötti változás megfigyelése, mind az éves időszakok összehasonlítása során.

A földrajzilag analóg területeken történő további alkalmazás pontosíthatja a 4.2 fejezet eredményeit. Ezeket az eredményeket is szükséges lehet a „már bevált” tájmetriai indexek bevonásával igazolni, validálni, ezt követően pedig hazánk területi programozásába illeszteni.

8. Összefoglalás

A doktori dolgozat személyes indítéka a tájértékelés objektivitásának a fejlesztése volt annak érdekében, hogy a tájépítészeti tervek e szempontból is jobban alátámaszthatók legyenek. E célt a földmegfigyelés, a többváltozós statisztika és a tájmodellezés tudományos területeinek összekapcsolása segítette elérni. A dolgozat keretében a tájváltozatosság modellezésére új módszertant (INLAND), annak két megoldását és a megoldások gyakorlati alkalmazását mutattam be. A bemutatott folyamat megfelel egy (táj-)modellfejlesztési folyamatnak, így a dolgozat ennek a dokumentációjának is tekinthető.

Az alkalmazási terület irodalmi áttekintése során megmutattam, hogy a változatosság a tájak definitív jelentőségű tulajdonsága. Tájökológiai megközelítésben a tájmintázat elemzése igen széles kutatási területet ölel fel, azonban a modellezés döntési-cselekvési jellege, amely a tájtervezésben kiemelkedően fontos szempont, háttérbe szorul. A dolgozatban a táj változatosságát úgy definiáltam, mint az *érezkelt* térbeli sokféleséget. A térbeli sokféleség ugyanakkor egy léptékeken keresztülnyúlóan *folytonos* jelenség, ami elsősorban variabilitásként jellemezhető. Azonban a területi adatszerzési eljárások – így a földmegfigyelés is – diszkrét léptékű adatokat nyújtanak.

E két kihívásra adott válaszként megfogalmaztam az alléptékek és az érzékelésfelbontás koncepcióját. Ezen két elem integrálására épül az INLAND módszertan robusztus numerikus és térképi megoldása. Az értékelési folyamatok és a kimenetek bemutatását követően ismerttettem a tájváltozatosság tapasztalati modelljét, elemeztem annak paramétereit (*IQ*, *SQ*, *IS*, *SS*), valamint előállítottam a tájváltozatossági modellteret és az abból nyerhető térképi termékeket. Az INLAND módszertan az érzékelésfelbontás függvényeként jellemzi a tájak térbeli sokféleségét – így a tájértékelésbe magyarázó tényezőként emeli az érzékelő minőségét, illetve a táj érzékelésére fordított idő hosszát.

A módszertan megoldásait több alkalmazáson keresztül is bemutattam. A megoldás robusztusságát, illetve a modell paraméterezését kívántam igazolni a 63 európai mintaterületen végzett érzékenységvizsgálattal. A modell földrajzilag analóg területeken történő alkalmazásával rávilágítottam a klímaváltozás tájváltozatosságra gyakorolt hatásaira, illetve egy, a tájszerkezetben meglévő alkalmazkodóképességi küszöbhatásra is felhívtam a figyelmet. A modellezés térképi eredményei ábrázolták a Dunántúl tájváltozatosságát, valamint egy németországi mintaterületen a modelleredmények tájtervezési alkalmazhatóságát is szemléltettem.

A validációs folyamat során beigazoltam, hogy az INLAND módszertan új megközelítést jelent a tájváltozatosság modellezésében. Ez az újdonságtartalom a bevezetett alléptékek, illetve az érzékelésfelbontás koncepciójából ered, és a tájváltozatosság modellezését közelebb hozza tájtervezési gyakorlathoz, mivel a társadalomközpontú érzékelést helyezi a középpontba. Az elért eredmények a kitűzött céloknak megfelelően a tájtervezési folyamat értékelési szakaszának objektivitását fejlesztették gyakorlati lehetőséget biztosítva a tájváltozatosság mint önálló érték felmérésére, jellemzésére és nyilvántartására az Európai Tájegyezmény céljainak megfelelően.

9. Summary

The personal aim of the doctoral dissertation was to develop the objectivity of landscape assessment in order to support the acceptance of regional plans and programmes. The approach to this aim was based upon the connection of the scientific fields of Earth Observation, multivariable statistics and landscape modelling. In the confines of the dissertation a new methodology (INLAND) was introduced. For the purpose of landscape diversity modelling, two solutions of the methodology were described, and several applications demonstrated the methodology in process. The described workflow stands for the development of a landscape model, thus the dissertation can be perceived as the documentation of such an intention.

The literature of the application field indicates that landscape diversity is a quality of the landscapes with definitive importance. While ecological approach (pattern analysis) of landscape diversity is an intensively studied field, the decision oriented component of modelling – which is vital for landscape planning – is generally neglected by research intentions. In this dissertation, landscape diversity is defined as *percepted* spatial heterogeneity. Meanwhile, spatial heterogeneity is a *scale-continuous* phenomenon, which can be measured primarily in its variability. However, spatial data mining – thus Earth Observation as well – provides only input with discrete scale for the modelling process.

These two challenges were answered by the introduction of the concepts of sub-scales and perception-resolution. The integration of these two components constructed the basis of the numeric and mapping solutions of INLAND methodology. After the description of the assessment flow, outputs were defined, and the empiric model of landscape diversity were introduced with its objective parameters (*IQ*, *SQ*, *IS*, *SS*). The spatial model-space and the generated map-products were also introduced. INLAND methodology models landscape diversity as spatial heterogeneity in the function of the independent variable ‘perception-resolution’. Therefore, the quality of the perceiver or the duration of perception can be integrated into the landscape assessment process.

The solutions of the methodology were demonstrated in several case studies. The combined calibration and sensitivity analysis utilized 63 European sample sites to demonstrate the robust construction of the methodology and to verify the landscape diversity model and its parameters. The model application on geographically analogue sites described the effects of climate change on landscape diversity objectively and draw the attention to an adaptation threshold regarding climate change, being inherent in landscape structure. Application of the map model described the Trans Danubian region in its diversity, and allowed the presentation of landscape planning application of INLAND results in the planning actions of a German territorial region.

Validation of INLAND results showed that the introduced solutions stand for a new approach towards landscape diversity. The novelty of the methodology originates from the integrated sub-scale and perception-resolution concepts and it brings landscape diversity modelling closer to the application field of landscape planning by putting the society-centred perception in the spot light. The achieved results – in compliance with the aims of the dissertation – develop the objective quality of landscape assessment, supporting the operative application of landscape modelling and the description, assessment and monitoring of landscape diversity in line with the European Landscape Convention.

10. Köszönetnyilvánítás

Köszönetet szeretnék mondani a – mindenféle – támogatásért:

Dr. Ladányi Márta egy. doc. – témavezetőmnek

Dr. Barabásné Martos Júlia nyug. egy. doc – korábbi témavezetőmnek

Dr. Holger Behm prof. – rostocki témafelelősömnek

A Német Szövetségi Környezetvédelmi Ösztöndíjnak (Deutsche Bundesstiftung Umwelt)

Hargitai Péternek

Szüleimnek, feleségemnek.

Jegyzékek

J1. Fogalmak, definíciók

Az alábbi definíciók felfoghatók a doktori értekezés modell-feltevéseinek.

Földmegfigyelés:

általános:

Földmegfigyelés a Föld felszínére irányuló műholdas távérzékelés.

alkalmazott:

A földmegfigyelés az a nagy magasságú műholdas távérzékelés, mely a Föld felszínéről adatok gyűjtését, elsődleges elemzését és megjelenítését teszi lehetővé.

Tájmodellezés:

általános:

A tájmodellezés a táj, mint döntési-cselekvési tér egyszerűsítő leképezése.

alkalmazott:

A tájmodellezés egy olyan, a tájak, mint komplex térbeli rendszerek egyszerűsítő leképezését szolgáló logikai folyamat, amely a tájértékelés elemzési lépéseit a tájértékelés céljainak megfelelő módon köti össze egymással, valamint a tájvizsgálatlalt és a javaslattétellel. Így a tájmodell egy olyan rendszer, amely a tájtervezési-tájrendezési folyamat ki- és bemeneteit szabályozza.

Tájváltozatosság:

általános:

A tájváltozatosság az az érzékelt térbeli sokféleség, amely elsősorban változékonyságban (variabilitásként) figyelhető meg.

alkalmazott:

A tájváltozatosság az az érzékelt felszínborításbeli sokféleség, amely elsősorban változékonyságban (variabilitásként) figyelhető meg.

Tájsokféleség-modellezés:

A táj sokféleségének modellezése – a folyamat-orientált tájmodellezés definíciója szerint – a tájelemek közötti eltérések egyszerűsítő leképezésének folyamata.

Tájváltozatosság-modellezés:

A tájváltozatosság modellezése – a folyamat-orientált tájmodellezés definíciója szerint – a tájelemek közötti érzékelhető (!) eltérések egyszerűsítő leképezésének folyamata.

Allépték:

Az alléptékek olyan származtatott méretarányok, amelyek adatai az alléptéknél mindig finomabb térbeli élességű (kisebb egységméretekkel jellemezhető) alapadatok szabályos aggregátumai.

Érzékelésfelbontás:

Az érzékelésfelbontás egy olyan független paraméter, amely az érzékelő minőségét, vagy az érzékeléssel töltött idő hosszát a mérési adatokból vett szórás koefficienseként érvényesíti a térbeli különbségek megítélése során. Jele: *d*.

J2. Rövidítések

Rövid.	Magyarázat	Rövid.	Magyarázat
ANOVA	Analysis of Variance	N	Number of Patches
ASCII	American Standard Code for Information Interchange	NCA	Number of Core Area
BSQ	Band Sequence	NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
CAI	Core Area Index	NP	Number of Pixels
CIR	Colored Infrared	NUTS	Nomenclature of Territorial Units for Statistics (Nomenclature des unités territoriales statistiques)
CIRCMN	Circumscribing Circle	OBIA	Object Based Image Analysis
DEM	Digital Elevation Model	OTÉK	Országos Településrendezési és Építési Követelmények
DN	Digital Number	PC	Personal Computer
ED	Edge Density	PD	Patch Density
ENNCV	Euclidean Nearest Neighbor	PR	Patch Richness
ESA	European Space Agency	PROXMN	Proximity (Mean)
GIS	Geographic Information System	PSCV	Patch Size Coefficient of Variation
GMES	Global Monitoring for Environment and Security	R, G, B, NIR	Red, Green, Blue, Near-Infrared
HR	High Resolution	radar	Radio Detection and Ranging
INLAND	Inter-scale Landscape Diversity Modeling Methodology	RGB	valószínűségi kompozit
IIM	Image Information Mining	RMSE	Root-Mean-Square Error
IQ	initial quantity	SAR	Synthetic Aperture Radar
IS	initial size	SHDI	Shannon's Diversity Index
IsoData	Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique	SIDI	Simpson's Diversity Index
KEO	Knowledge-centred Earth Observation	SKV	Stratégiai környezet vizsgálat
KHV	Környezeti hatásvizsgálat	SL	Significance Level
LIDAR	Light Detection and Ranging	SQ	sensitivity of quantity
LPI	Largest Patch Index	SS	sensitivity of size
LR	Low Resolution	TCA	Total Core Area
LTM5	Landsat TM 5 (műholdas szenzor)	TCCA	Total Class Core Area
MAUP	Modifiable Area Unit Problem	TE	Total Edge
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer	TM	Thematic Mapper
MPS	Mean Patch Size	VHR	Very High Resolution
MS	multispectral; multispektrális	WGS84	World Geodetic System 1984

J3. Idegennyelvű kifejezések

Kifejezés	Fordítása
aggregation	aggregáció, halmozódás
Analysis of Variance	variancia vizsgálat
band	csatorna
Band Sequence	~csatornasoros tárolás - többcsatornás raszteradat esetében a legkülső tárolási sorozat a csatorna sorrend által definiált
Big Data (Handling)	nagy adat - tömeges adatkezelési és információbányászati informatikai ág
black box	feketedoboz; a belső folyamatok és mechanizmusok láthatatlanságára utaló kifejezés
cartographic ratio	térképi arány
Circumscribing Circle	körülírható kör
Colored Infrared	színezett infravörös; hamisszínes kompozit; a vörös csatorna helyére az infravörös csatorna kerül.
configuration	összeállítás (kompozíció)
connectivity	kapcsoltság
contrast	kontraszt
contiguity	kontiguitás, összeköttetés
Core Area	magterület
Core Area Index	magterületi mutató
Cority	korítás, magterületi arány
Digital Elevation Model	digitális magasságmodell
diversity	diverzitás, heterogenitás, változatosság (többértelmű jelentés)
Digital Number	digitális (rang-) szám; a raszterértékek kifejezésére
Edge Density	szegélyessűrűség
Euclidean Nearest Neighbor	Euklideszi távolság a legközelebbi szomszédtól
European Space Agency	Európai Űrügynökség
Geographic Information System	földrajzi információs rendszer; térinformatikai rendszer
grain	egységmérték
filter	szűrő
footprint	lábnyom
Global Monitoring for Environment and Security	globális környezeti és biztonsági monitoring program
extent	kiterjedés
evenness	teljesség
High Resolution	nagy (térbeli) felbontás
Image Information Mining	felvétel információ-bányászat
initial quantity	a kezdeti változatossági mennyiség
initial size	a kezdeti változatossági méret
Inter-scale Landscape Diversity Modelling Methodology	Léptékközi Tájváltozatosság Modellezési Módszertan
isolation	elszigeteltség
K-means	K-közép (klaszteranalízis)
Knowledge-centred Earth Observation	Tudás-alapú földmegfigyelés (ESA környezet)
kurtosis	csúcsosság
lag	kihagyás
landscape pattern	tájmintázat
layer	réteg
Low Resolution	alacsony (térbeli) felbontás
mind-mapping	elmetérképezés; központi fogalom köré csoportosuló fogalomrendszer képi ábrázolása
multistage	több állomású, többtávú
mean nearest neighbor distance	a legközelebbi szomszéd átlagos távolsága
Mean Patch Size	átlagos foltméret
Modifiable Area Unit Problem	változó térbeli felbontás problémája
Nomenclature of Territorial Units for Statistics	Statisztikai Célú Területi Egységek Nomenklatúrája

Normalized Difference Vegetation Index	normalizált (különbségi) vegetációs index
Number of Core Area	Magterületek Száma
Number of Patches	(táj-)foltok száma
Number of Pixels	pixelek száma
Object Based Image Analysis	objektum-orientált felvétel elemzés
patch area and edge	folterület és szegélyhatás
Patch Richness	foltgazdagság
patch shape complexity	folt alak komplexitás
Patch Size Coefficient of Variation	a foltméret változásának meredeksége
permeability	terjedési mutató
proportion	arány, megfelelési arány
Proportional Abundance of Each Class	az osztályok részvételi aránya
Proximity (Mean)	átlagos közelség
quadtree	négyesfa
range	terjedelem
resolution	felbontás
richness	foltgazdagság
Root-Mean-Square Error	közepes négyzetes eltérés
sensitivity analysis	érzékenységvizsgálat
sensitivity of quantity	a változatossági mennyiség érzékenysége
sensitivity of size	a változatossági méret érzékenysége
Shannon's Diversity Index	Shannon-féle diverzitás
Significance Level	szignifikancia szint
skewness	ferdeség
spatial heterogeneity	térbeli sokféleség
spatial scale	méretarány
stakeholder	hatásviselő, érintett
structure	struktúra, rendszer elem együttes
subdivision	felosztottság
support	támogatás
Synthetic Aperture Radar	szintetikus apertúrájú radar
Total Class Core Area	össz. osztályonkénti magterületi terület
Total Core Area	össz. magterületi terület
Total Edge	össz. szegélyhatás
uncertainty analysis	megbízhatósági vizsgálat
Very High Resolution	igen nagy (térbeli) felbontás
viewshed	rálátási terület

J4. Ábrajegyzék

1. ábra – A doktori dolgozat céljainak rendszere	6
2. ábra – Személygépkocsi WoldView-3 30 cm felbontású műholdfelvételen; 2014. szeptember 09, Toledo (RGB kompozit) – a felvételt az European Space Imaging támogatásával közli a szerző.	12
3. ábra – 10 m-es felbontású Sentinel-1 C-csatornás SAR GRDH kompozit az Őrség Natura 2000 terület nyugati részéről 2015. július 29. (dual-pol: VH int., VV int., VH/VV).....	13
4. ábra – A matematikai modellezési folyamat lépései – Thomas et al (1980) nyomán	25
5. ábra – A hierarchikus négyesfa-tesszeláció felépítése (a szerző saját ábrája).....	38
6. ábra – A raszterháló mozgatójának hatása a tesszelációs döntéshozatalra és a mintázatra	38
7. ábra – A szélsőséges aggregátum rekurzív diszkriminációja a négyesfa tesszelálás alapján (CIR kompozit – Dél-Dunántúli mintaterület, MODIS 2011. július 12. res.: 500 m; kiterjedés: 128·128).....	51
8. ábra - Diszkrét méretarányú adatok "összefűzése" a diszkriminatív iteráció során	52
9. ábra – Diszkrét léptékű alapadatok alléptékeinek „összefűzése” – példa	53
10. ábra – Absztrakt példa a térbeli különbözőségről való döntéshozatalról	54
11. ábra – A numerikus modellezési folyamat	58
12. ábra – A numerikus modell szomszédsági viszony kezelése – a térképi megjelenítés megalapozatlansága.....	67
13. ábra - A mozgóablak pozíciói, és a térképi modell szomszédsági viszony kezelése	68
14. ábra – A térképi modell sorozatainak egymásba illeszkedése, a térképi modell működési sémája	69
15. ábra – A bemeneti alapadat raszterének szerepvállalása a különbségtételi döntéshozatalban különböző alléptékekben – az autokorreláció megjelenése a térképi modellben	70
16. ábra - A tájváltozatossági foltok maximumának (N_{max}) és a maximális érték felvételének helye – érzékelésfelbontása (d_{Nmax}) – között fennálló összefüggés.....	78
17. ábra – A tájváltozatossági foltok maximuma (N_{max}) és a felvételükhöz szükséges érzékelésfelbontási értékek (d_{Nmax}) egyes mintaterületek esetében	78
18. ábra - A minták N, NP és MPS mérési értékeinek d -értékenkénti átlagai az össz-európai és a kelet-közép-európai mintaterületeken	80
19. ábra – Eltérés az átlagolt NP és MPS adatokból rekonponált és a mért átlagos N értékek között – az információt nyújtó heterogenitás lábnyoma.	81
20. ábra – A klaszterközpontokhoz legközelebb eső klaszterelemek modellezett mutatói	84
21. ábra – A mért és modellezett N értékek viszonya	85
22. ábra – Földrajzilag analóg régiócsoportok – HORVÁTH 2008 nyomán.....	86
23. ábra – Eltérés az átlagolt NP és MPS adatokból rekonponált és a mért átlagos N értékek között a kelet-közép-európai részmintán, LR adatok felhasználásával – az információt nyújtó heterogenitás hiánya.	87
24. ábra – Mintavételi helyek az 1. régiócsoport területén (LTM5 2011.06.06-29. mozaik – RGB kompozit, a 12%-nál nagyobb lejtőszögű területek kizárásával)	87
25. ábra – A spektrális csatornák döntéshozatalban való szerepvállalásának aránya régiócsoportonként..	88
26. ábra – A mért maximális tájváltozatossági foltszámok és a maximumot eredményező érzékelésfelbontás értékek jellemző értékei régiócsoportonként	89
27. ábra – A változatossági mennyiség érzékenységének modellezése során felmerülő hiba megoszlása régiócsoportonként.....	90
28. ábra – A tájváltozatossági paraméterek értékeinek alakulása a földrajzilag analóg régiócsoportonként. A vörös színnel jelölt régiócsoportok közötti különbségek nem szignifikánsak (Tukey-féle post hoc $p>0,05$)	91
29. ábra – Az 5. régiócsoport 21. sz. mintavételi területe és annak környezete	92
30. ábra – A Dunántúl tájváltozatossági térképezése során a bemeneti adatok elrendezése: cellahatárok, a térképi és bemeneti adatok kiterjedésének viszonya	95

31. ábra – A Dunántúl tájváltozatosságának térképi kimeneti értékei az érzékelésfelbontás függvényében	96
32. ábra – A Dunántúl tájváltozatosságának eloszlási felülete	97
33. ábra - A Balaton környezete az összegkiegyenlítő, a numerikus modelltől származó és a méréskiegyenlítő osztópontokkal	97
34. ábra - A Rostocki régió helyzete a Mecklenburg-Vorpommern területére elkészült tájváltozatossági küszöbterméken	99
35. ábra – A központi területek tájváltozatossága a numerikus csoportkomplex “laikus tájszemlélőkre” vonatkoztatott fedvényezéséből; Krakow am See mint lehetséges ellensúlyterület	100
36. ábra – A természetvédelmi területek rangsorolása a tájváltozatossági küszöbtermék felhasználásával; a rostocki heide (fenyér) mint tájváltozatossági bemutatóterület kiválasztása	100
37. ábra – A turisztikai célt szolgáló területek “tájszakértőket” feltételező osztályozása a tájváltozatosság szerint; Güstrow mint lehetséges bemutatóhely	101
38. ábra – A nyersanyag területek kördiagramos osztályozása a küszöbtermék felhasználásával; kompenzációs területek tájváltozatosság-érzete a "tájszakértők" számára	101
39. ábra – A rostocki régió úthálózat-szakaszainak tájváltozatossági minősítése a csoport komplex alapján	102
40. ábra – A mintavételi területek osztályozása, a numerikus modelleredmények (tájváltozatossági paraméterek) validálása tájmetriai indexekkel.	103

J5. Táblázat jegyzék

1. táblázat – A távérzékelés fogalma - JOMBACH (2014) gyűjtése alapján.....	7
2. táblázat – A modellek csoportosítása (Liu 2009 nyomán)	24
3. táblázat – GUSTAFSON (1998) tájmetriai módszertani áttekintése (LI et al 1995 nyomán)	40
4. táblázat – Főbb tájmetriai mutatók a biodiverzitás mérésére (WALTZ 2011 nyomán).....	42
5. táblázat - A földrajzilag analóg régiók öntözött mezőgazdasági területeinek átlaga régiócsopontonként.	92
6. táblázat - A csoportkomplexek kialakításakor használt osztópontok helyzete az alkalmazott érzékelésfelbontás sorozatban; a táblázatban adott színek azt jelzik, hogy a felmérési d-értékek melyértékeit tartalmazzák a megjelenítési csatornák.	98
7. táblázat – Korrelációs együtthatók a numerikus modell tájváltozatossági paraméterei és néhány széles körben elterjedt tájmetriai indexek között	104

J6. Irodalomjegyzék

1. ADAMS J.B., GILLESPIE A.R. (2006): *Remote Sensing of Landscapes with Spectral Images - A Physical Modelling Approach*. Cambridge University Press 2006, Cambridge ISBN:9780521662215 pp 2.
2. APOSTEL L. (1961): *Towards the Formal Study of Models in the Non-Formal Sciences*, in: Freudenthal H. (szerk): *The Concept and the Role of the Model in Mathematics and Natural and Social Sciences*. D. Reidel Publishing, Dordrecht, Hollandia 1961. ISBN: 978-94-010-3669-6 DOI 10.1007/978-94-010-3667-2_1 pp 1-37.
3. ARBIA G. (1989): *Statistical effect of spatial data transformations: a proposed general framework*, in Goodchild M.F., Gopal S. (szerk): *Accuracy of spatial databases*. Taylor&Francis ISBN:0-203-49023-1 pp. 162-169.
4. ARONOFF S. (2005): *Remote Sensing for GIS Managers*. ESRI PRESS, Redlands, Kalifornia 2005. ISBN: 978-1589480810 pp 2.
5. ATKINSON P.M., TATNALL A.R.L. (1997): *Introduction Neural networks in remote sensing*. *International Journal Of Remote Sensing* 1997 18(4) pp. 699-709.
6. BAGUETTE M., VAN DYCK H. (2007): *Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal*. *Landscape Ecology*, Springer, Hollandia. 2007 22(8) DOI 10.1007/s10980-007-9108-4 pp 1117–1129.
7. BAILEY D., BILLETER R., AVIRON S., SCHWEIGER O., HERZOG F. (2007): *The influence of thematic resolution on metric selection for biodiversity monitoring in agricultural landscapes*. *Landscape Ecology*, Springer, Hollandia. 2007 22(3) DOI 10.1007/s10980-006-9035-9 pp. 461–473
8. BAKOS B., HEREDEA L. (1987): *Geodézia és Távérzékelés*. Agrártudományi Egyetem Debrecen, Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Meliorációs Szak, Szarvas. pp 158.
9. BANKO G., SCHNEIDER W., WRBKA T., SCHMITZBERGER I., ESTREGUIL C. (2000): *Einsatz von Fernerkundungs- und GIS-Methoden zur Charakterisierung Europäischer Landschaften unter dem Aspekt der Erhaltung der Biodiversität*, in Strobl J., Blaschke T., Griesebner G. (szerk): *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII, Beiträge zum AGIT-Symposium, Salzburg 2000*, Wichmann Heidelberg, pp. 24–29.
10. BASTIAN O., HAASE G. (1992): *Zur Kennzeichnung des biotischen Regulationspotentials im Rahmen von Landschaftsdiagnosen*. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 1992 1(1) pp. 23–34.
11. BASTIAN O. (1994): *Ansätze der Landschaftsbewertung. Diversität*, in: Bastian O., Schreiber K.F. (szerk): *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, pp. 282–285
12. BASTIAN O. (2001): *Landscape ecology: towards a unified discipline?* *Landscape Ecology* Kluwer Academic, Hollandia 2001 16 pp. 757-66.
13. BELÉNYESI M., KRISTÓF D., SKUTAI J. (2008): *Térinformatika elméleti jegyzet*. Egyetemi jegyzet. Skutai Julianna (szerk). Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő, 2008
14. BELÉNYESI M. (szerk.), KRISTÓF D., NEIDERT D. (2008): *Távérzékelés a természetvédelemben*. Szent István Egyetem, Mezőgazdasági- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő. pp 8.

15. BELWARD A.S., SKOJEN J.O. (2015): *Who launched what, when and why; trends in global land-cover observation capacity from civilian earth observation satellites*. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 2015 103 doi:10.1016/j.isprsjprs.2014.03.009 pp. 115–128.
16. BERNSTEIN R. (1976): *Digital image processing of Earth observation sensor data*. IBM Journal of Research and Development 1976 20(1) pp. 40-57.
17. BIVAND R. (1998): *A review of spatial statistical techniques for location studies*. CEPR symposium on New Issues in Trade and Location. Lund, 1998.08.28-30. pp. 1-21.
18. BOCK M., ROSSNER G., WISSEN M., REMM K., LANGANKE T., LANG S., KLUG H., BLASCHKE T., VRSCAJ, B. (2005): *Spatial indicators for nature conservation from European to local scale*. Ecological Indicators, 2005 5(4) doi:10.1016/j.ecolind.2005.03.018 pp. 322–338
19. BOTEQUILHA LEITAO A., MILLER J., AHERN J., MCGARIGAL K. (2006): *Measuring Landscapes: A Planner's Handbook*. Island Press Washington, DC 2006 ISBN: 978-1559638999. pp 20.
20. BOZSIK É., FÓRIÁN T., DEÁK B., RICZU P., FEHÉR J., HERMAN H., TAMÁS J. (2014): *Integrált távérzékelési módszerek alkalmazása nagyterdei Natura 2000 területen*. Agrártudományi Közlemények. 2014 55 pp. 19-24.
21. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2008): *Daten zur Natur 2008*, Münster. ISBN 978-3-7843-3861-3 (Landwirtschaftsverlag).
22. BURNETT C., BLASCHKE T. (2003): *A multi-scale segmentation/object relationship modelling methodology for landscape analysis*. Ecological Modelling 2003 168 doi:10.1016/S0304-3800(03)00139-X pp. 233-249.
23. BURNETT M.R., AUGUST P.V., BROWN J.H., KILLINGBECK K.T. (1998): *The Influence of Geomorphological Heterogeneity on Biodiversity. I. A Patch-Scale Perspective*. Conservation Biology, 1998 12(2) pp. 363–370.
24. BUTAYE J., JACQUEMYN H., HERMY M. (2001): *Differential colonization causing non-random forest plant community structure in a fragmented agricultural landscape*. Ecography, 2001 24(4) pp. 369–380.
25. CHEN G., CHENG Q., ZUOA R. (2016): *Fractal analysis of geochemical landscapes using scaling noise model*. Journal of Geochemical Exploration 2016. 161 <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.11.003> pp. 62-71.
26. CHEN N., CHEN X., WANG K., NIU X. (2015): *Progress and challenges in the architecture and service pattern of Earth Observation Sensor Web for Digital Earth*. International Journal of Digital Earth, Taylor&Francis. 2015 7(12) DOI: 10.1080/17538947.2013.834385 pp. 935-951
27. CHEN Y., LI X., LIU X., AI B., LI S. (2016): *Capturing the varying effects of driving forces over time for the simulation of urban growth by using survival analysis and cellular automata*. Landscape and Urban Planning. 2016 152 <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.03.011> pp 59-71.
28. CHUVIECO E., HUETE A. (2010): *Fundamentals of satellite Remote Sensing*. CRC Press Taylor&Francis Group New York. 2010 ISBN 9780415310840 pp 1.
29. CLOUDE S.R., POTTIER E. (1997): *An Entropy Based Classification Scheme for Land Applications of Polarimetric SAR*. IEEE transactions on geoscience and remote sensing 1997 35(1) DOI: 10.1109/36.551935 pp. 68-78.

30. CONGALTON R.G., GU J., YADAV K., THENKABAIL P., OZDOGAN M. (2014): *Global Land Cover Mapping: A Review and Uncertainty Analysis*. Remote Sensing. MDPI 2014, 6, doi:10.3390/rs61212070 pp 12070-12093.
31. COPERNICUS (2015/a): *Copernicus in brief*. [on-line] <http://www.copernicus.eu/main/copernicus-brief> [elérés: 2015.09.09 10:00]
32. COPERNICUS (2015/b): *Contributing Missions*. [on-line] <http://www.copernicus.eu/main/contributing-missions> [elérés: 2015.09.11 10:00]
33. COPERNICUS (2015/c): *In Situ Sensors*, [on-line] <http://www.copernicus.eu/main/insitu-sensors> [elérés: 2015.09.12 10:00]
34. CRAGLIA M., BIE K., JACKSON D., PESARESI M., REMETÉY-FÜLÖPP G., WANG C., ANNONI A., BIAN L., CAMPBELL F., EHLERS M., GENDEREN J., GOODCHILD M., GUO H., LEWIS A., SIMPSON R., SKIDMORE A., WOODGATE P. (2012): *Digital Earth 2020: towards the vision for the next decade*, *International Journal of Digital Earth*, 2012 5(1), DOI: 10.1080/17538947.2011.638500 pp. 4-21.
35. CSEMEZ A. (1996): *Tájtervezés - tájrendezés*. Mezőgazda Kiadó; Budapest. ISBN 963 286 010 1
36. CSORNAI G.; DALIA O.: *Távérzékelés*. Főiskolai jegyzet. EFE FFFK, Székesfehérvár, 1991.
37. DEMPSTER A.P. (1971): *An overview of multivariate data analysis*. *Journal of Multivariate Analysis*. 1971 1 pp. 316-346.
38. DETREKŐI Á., SZABÓ Gy. (1995): *Bevezetés a térinformatikába*. Nemzeti Tankönyvkiadó; Budapest; 1995. ISBN 963 18 6419 7 pp 36.
39. DATCU M., SEIDEL K., (2000): *Image information mining: exploration of image content in large archives*, in *Aerospace Conference Proceedings*, IEEE 2000 3, doi: 10.1109/AERO.2000.879853 pp. 253-264.
40. DATCU M. (2015): *Big Data from Earth Observation: analytics, mining semantics*. IGARSS 2015 Remote Sensing: Understanding the Earth for a Safer World. 2015.07.26-31. Milánó, Olaszország
41. DORMANN C.F., MCPHERSON J.M., ARAUJO M.B., BIVAND R., BOLLIGER J., CARL G., DAVIES R.G., HIRZEL A., JETZ W., KISSLING W.D., KÜHN I., OHLEMÜLLER R., PERES-NETO P.R., REINEKING B., SCHRÖDER B., SCHURR F.M., WILSON R. (2007): *Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review*. *Ecography* 2007 30 doi: 10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x pp. 609-628.
42. DRAMSTAD W.E., OLSON J.D., FORMAN R.T.T. (1996): *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*, Washington, D.C. (Island Press) ISBN: 978-1559635141
43. DREXLER D. (2009): *Landscape and landscape perceptions. A cultural-historical analysis and comparison of the concept of landscape in England; France; Germany and Hungary*. Doktori disszertáció. Department of Landscape Ecology; Technical University of Munich; Weihenstephan; Germany. [on-line] <http://mediatum.ub.tum.de/node?id=738822> [elérés: 2015.09.25 10:00]
44. DUELLI P. (1997): *Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 1997 62 pp. 81–91.

45. DUNGAN J.L., PERRY J.N., DALE M.R.T., LEGENDRE P., CITRON-POUSTY S., FORTIN M.J., JAKOMULSKA A., MIRITI M., ROSENBERG M.S. (2002): *A balanced view of scale in spatial statistical analysis*. *Ecography* 2002. ISSN 0906-7590 25 pp. 626-640.
46. EIDEN G., KAYADJANIAN M., VIDAL C. (2000): *Quantifying Landscape Structures: spatial and temporal dimensions*. In: *From Land Cover to Landscape Diversity in the European Union* (EC DG AGRI; EUROSTAT; JRC; EEA) [on-line] <http://ec.europa.eu/agriculture/publi/landscape/ch2.htm> [elérés: 2015.03.26 9:10]
47. ENGLER P. (2000): *Távérzékelés*. Agrárszakoktatási Intézet, Budapest pp. 4.
48. ESA (2014): *Earth Observation satellites introduction*. [on-line] http://www.esa.int/SPECIALS/Eduspace_EN/SEM7YN6SXIG_0.html [elérés: 2014.10.23 10:00]
49. ESA (2015/a): *CORE Datasets*. [on-line] <https://copernicusdata.esa.int/web/cscda/data-offer/core-datasets> [elérés: 2015.09.13 10:00]
50. ESA (2015/b): *Sentinel-2A completes critical first days in space*. [on-line] http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2/Sentinel-2A_completes_critical_first_days_in_space [elérés: 2015.09.08 10:00]
51. FORMAN R. T. T., GODRON M. (1986): *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons; New York. 619 pp.
52. FORMAN R.T.T. (1995): *Some general principles of landscape and regional ecology*. *Landscape Ecology*. 1995 10(3) pp. 133-142.
53. FORRESTER J.W. (1969): *Urban Dynamics*. Waltham, MA: Pegasus Communications. ISBN 1-56327-058-7.
54. FORRESTER J.W. (1994): *System dynamics, systems thinking, and soft OR*. *System Dynamics Review*. 1994 10 (2-3) 10.1002/sdr.4260100211 pp. 245–256
55. FOTHERINGHAM A.S., WONG D.W.S (1991): *The modifiable areal unit problem in multivariate statistical analysis*. *Environment and Planning A* 1991 23 pp. 1025-1044.
56. FÜLÖP Gy. (2011): *Opening for people – Automated landscape variability assessment in KEO system*. 2011 Ispra; Olaszország; VII. Conference on Image Information Mining: Geospatial Intelligence from Earth Observation; ISBN 978-92-79-19708-6 doi: 10.2788/69291 pp. 97-100.
57. FÜLÖP Gy. (2012): *Optimized Pattern Size for land cover–land use information conversion*. *European Journal of Remote Sensing*. 2012 45doi: 10.5721/EuJRS20124533 pp. 393-405.
58. FÜLÖP Gy. (2014/a): *Mapping solution of Interscale Landscape Diversity Methodology*. *Journal of Agricultural Informatics*. 2014 4(2) (ISSN: 2061-862X) 10.17700/jai.2013.4.2.120 pp. 43-52.
59. FÜLÖP Gy. (2014/b): *With the Eyes of a Human: Combining IIM Solutions of INLAND (Interscale Landscape Diversity Modelling Methodology)*, Soille P., Marchetti P.G., Iapalo M., Colaiacomo L., Datcu M. (szerk) (2014): *Proceedings of ESA-EUSC-JRC 9th Conference on Image Information Mining: The Sentinels Era*. Bucharest, Romania. 2014.03.5-7. ISBN: 978-92-79-36160-9. pp 127-130
60. GAÁL M.; HORVÁTH L. (2006): *Geographical analogies in climate change research*. ESF Workshop, Volos; Görögország; 2006 szeptember 20-23

61. GÁBOR P., JOMBACH S., ONGJERT R. (2006): *Budapest zöldfelületi állapotfelmérése ürfelvételek feldolgozásával*. 4D: Tájépítészeti és kertművészeti folyóirat 2006 4. pp. 14-22.
62. GIBSON P.J. (2000): *Introductory Remote Sensing - Principles and Concepts*. Paul J. Gibson Routledge, London, New York 2001 ISBN 0 415 17024 9 pp 1.
63. GOODCHILD M.F., KEMP K.K., (szerk) (1990): *NCGIA Core Curriculum in GIS*. National Center for Geographic Information and Analysis, University of California, Santa Barbara CA. [on-line] <http://ibis.geog.ubc.ca/courses/klink/gis.notes/ncgia/> [elérés: 2015.02.13 10:00]
64. GORE A. (1998): *The Digital Earth*. Australian Surveyor. 1998 43(2). pp 89-91.
65. GRASHOF-BOKDAM C. (1997): *Forest species in an agricultural landscape in the Netherlands: Effects of habitat fragmentation*. Journal of Vegetation Science 1997 8(1) pp. 21–28.
66. GROSSNER K.E., GOODCHILD M.F., CLARKE K.C (2008): *Defining a Digital Earth System*. Transactions in GIS. Blackwell Publishing. 2008 12(1) DOI: 10.1111/j.1467-9671.2008.01090.x pp. 145-160.
67. GUSTAFSON E.J. (1998): *Quantifying Landscape Spatial Pattern: What is the State of Art?* Ecosystems. Springer 1998 1 pp. 143-156.
68. GYENIZSE P., NAGYVÁRADI L. (szerk.) (2008): *Térinformatika és alkalmazása II*. Egyetemi jegyzet. Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Földrajzi Intézet, Pécs. Pp. 25.
69. GYULAI I., BULLA M. (2002): *Távérzékelés*. Egyetemi jegyzet. Széchenyi István Egyetem, Környezetmérnöki Tanszék, Győr. pp. 1.
70. HABER W. (2008): *Biological Diversity – a Concept Going Astray?* GAIA 2008 17(1) pp. 91-96.
71. HAGGETT P. (2006): *Geográfia - Globális szintézis*. Typotex Kiadó, Budapest 2006 ISBN: 978-963-9548-60-2 pp. 803.
72. Hajtman B. (2012): *Bevezetés a biostatistikába*. Edge 2000 Kiadó, Budapest 2012 ISBN: 978-963-9760-23-3 pp. 13.; pp 35.; pp 153.
73. HAY G.J., MARCEAU D.J., DUBÉ P., BOUCHARD A. (2001): *A multiscale framework for landscape analysis: Object-specific analysis and upscaling*. Landscape Ecology. Kluwer Academic 2001 16 pp. 471-490.
74. HAMPEL F. (2001): *Robust statistics: a brief introduction and overview*. Robust Statistics and Fuzzy Techniques in Geodesy and GIS Symposium. 2001.03.12-16. Zürich. pp. 1-5.
75. HERBST H. (2007): *Verwendbarkeit von Landschaftsstrukturmaßen als Bewertungsinstrument in der Landschaftsrahmenplanung: Das Beispiel Landschaftsrahmenplan Havelland*. Diplomamunka, TU Berlin, Berlin. [on-line] http://www.agit.at/php_files/myagit/papers/2007/6264.pdf [elérés: 2015.09.25. 10:00]
76. HOAGLIN D.C., MOSTELLER F., TUKEY J.W. (2000): *Understanding robust and exploratory data analysis*. Wiley&Sons, 2000 ISBN: 978-0-471-38491-5
77. HONNAY O., PIESSENS K., VAN LANDUYT W., HERMY M., GULINCK H. (2003): *Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity*, Landscape and Urban Planning, 2003 63(4) pp. 241–250.

78. HORVÁTH L. (2008): *Földrajzi analógia alkalmazása klímaszcenáriók elemzésében és értékelésében*. Doktori disszertáció. Budapesti Corvinus Egyetem; Kertészettudományi Kar Matematika és Informatika Tanszék 2008
79. HURLBERT S.H. (1971): *The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters*. Ecology 1971 52 DOI: 10.2307/1934145 pp. 577–586.
80. HUZSVAI L. (2011): *Kutatói pályára felkészítő akadémiai ismeretkörön alapuló tananyagfejlesztés – Környezet- és természetvédelem ismeretkörben*. Debreceni Egyetem. Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma 2011 pp. 8.
81. JAMBU M. (1991): *Exploratory and multivariate data analysis*. Academic Press, London, 1991 ISBN: 0-12-380090-0 pp. 1-5.
82. JAEGER J.A.G. (2000): *Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation*. Landscape Ecology Kluwer Academic 2000 15(2) pp. 115–130.
83. JELINSKI D.E., WU J. (1996): *The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology*. Landscape Ecology Kluwer Academic 1996 11(3) pp. 129-140.
84. JENSEN J.R. (2007): *Remote Sensing of the Environment – An Earth Resource Perspective*. Pearson Education, Inc, Upper Saddle River (NJ) ISBN: 978-0131889507 pp. 3.
85. JI C.Y. (2000): *Land-use classification of remotely sensed data using Kohonen self-organizing feature map neural networks*. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. 2000 66(12) pp. 1451-1460.
86. JOMBACH S. (2014): *Passzív képalakító távérzékelés a tájkarakter-elemzésben*. Doktori (PhD) értekezés; Budapesti Corvinus Egyetem; Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskola 2014 DOI 10.14267/phd.2014017
87. KEO (2013): *KEO Project*. 2013.01.30 15:32:29. [on-line] <http://wiki.services.eoportal.org/tiki-index.php?page=KEO+Project> [elérés: 2015.03.19 10:00]
88. KESHTKAR H., VOIGT W. (2016): *Potential impacts of climate and landscape fragmentation changes on plant distributions: Coupling multi-temporal satellite imagery with GIS-based cellular automata model*. Ecological Informatics. 2016 32 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.02.002> pp. 145-155.
89. KIEL S., ALBRECHT K. (2004): *Großräumige Landschaftsbewertung mit landscape metrics im Praxistest – Ein Methodenvergleich*, in Strobl J., Blaschke T., Griesebner, G. (szerk.): *Angewandte Geoinformatik 2004*, Beiträge zum 16. AGIT-Symposium, Salzburg, 7. – 9. Juli 2004, Wichmann, Heidelberg. pp. 323–332.
90. KIEMSTEDT H. (1967): *Zur Bewertung der Landschaft für die Erholung*. Beiträge zur Landespflege: Sonderheft. Ulmer, Stuttgart 1967
91. KOHONEN, T. (1982): *Self-Organized Formation of Topologically Correct Feature Maps*. Biological Cybernetics. 1982 43(1) doi:10.1007/bf00337288 pp. 59–69.
92. KONECNY G. (2003): *Geoinformation Remote sensing, Photogrammetry and Geographic Information Systems*. Taylor&Francis, New York 2003 ISBN: 978-0415237956 pp. 7.
93. KÜHN I. (2007): *Incorporating spatial autocorrelation may invert observed patterns*. Diversity and Distributions 2007 13 pp. 66-69.

94. LABOVITZ M.L., TOLL D.L., KENNARD R.E. (1980): *Preliminary evidence for the influence of physiography and scale upon the autocorrelation function of remotely sensed data*; NASA TM 82064; Goddard Space Flight Center; Greenbelt; MD
95. LAGRO J. (1991): *Assessing patch shape in landscape mosaics*. Photogrammetric Eng. Remote Sens. 1991 57 pp. 285-93.
96. LASSEN D. (1979): *Unzerschnittene verkehrsarme Räume in der Bundesrepublik Deutschland*. Natur und Landschaft 1979 54(12) pp. 333–334.
97. LEVENE H. (1960): *In Contributions to Probability and Statistics*, in Olkin et al. (szerk.): *Essays in Honor of Harold Hotelling*. Stanford University Press. 1960 pp. 278-292.
98. LEVIN S.A. (1992): *The problem of pattern and scale in ecology*. Ecology. 1992 73 pp. 1943-83.
99. LI B-L. (2000): *Fractal geometry applications in description and analysis of patch patterns and patch dynamics*. Ecological Modelling. 2000 132(1-2) [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00303-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00303-3) pp. 33-50.
100. LI H., REYNOLDS J.F. (1994): *A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps*. Ecology 1994 75 pp. 2446-55.
101. LI H., Reynolds J.F. (1995): *On definition and quantification of heterogeneity*. Oikos 1995 73 pp. 280–4.
102. LILLESAND T.M.; KIEFER R.W (1987): *Remote sensing and image interpretation*. J.Wiley & Sons Inc. New York 1987 ISBN: 0471845175 pp. 721.
103. LILLESAND T.M., KIEFER R.W., CHIPMAN J.W., (2004): *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley&Sons, Hoboken, New Jersey, USA 2004 ISBN: 978-0470052457 pp. 1.
104. LIU Y. (2009): *Modelling Urban Development with Geographical Information Systems and Cellular Automata*. Taylor&Francis. Boca Raton (USA) 2009 ISBN 978-1-4200-5989-2 pp. 3-4.
105. LÓKI J. (2002): *Távérzékelés*. Debreceni Egyetem, Természettudományi Kar, Debrecen 2002. pp. 11
106. LONGLEY P.A., GOODCHILD M.F., MAGUIRE D.J., RHIND D.W. (2011): *Geographic Information Systems and Science*. John Wiley& Sons, Hoboken, New Jersey, USA 2011 ISBN: 978-0470721445 pp. 232.
107. LUDBROOK J. (2002): *Statistical techniques for comparing measures and methods of measurement: a critical review*. Clinical and Experimental Pharmacology and Physiology. 2002 29 pp. 527–536.
108. MAKHDOUN M.F. (2008): *Landscape ecology or environmental studies (European Versus Anglo- Saxon schools of thought)*. J. Int. Environmental Application & Science 2008 3 (3) pp.147-160
109. MALENOVSKÝ Z., ROTT H., CIHLAR J., SCHAEPMAN M.E., GARCÍA-SANTOS G., FERNANDES R., BERGER M. (2012): *Sentinels for science: Potential of Sentinel-1, -2, and -3 missions for scientific observations of ocean, cryosphere, and land*. Remote Sensing of Environment, Elsevier. 2012 120 doi:10.1016/j.rse.2011.09.026 pp. 25-36.
110. MANKIN J.B., O'NEILL R.V., SHUGART H.H., RUST B.W. (1975): *The importance of validation in ecosystem analysis*. Simulation Council Proceedings Series; La Jolla; C.A.1975 pp. 63-71.

111. MARCEAU D.J., HAY G.J. (1999): *Remote sensing contributions to the scale issue*. Canadian Journal of Remote Sensing 1999 25(4) pp. 357-366
112. MÁRKUS B. (1994): *Bevezetés a térinformatikába*. Erdészeti és Faipari Egyetem. Sopron 1994
113. MATHER P.M. (2004): *Computer Processing of Remotely-Sensed Images – An introduction*. John Wiley&Sons, Hoboken, New Jersey 2004 ISBN: 0-470-84918-5 pp 1.
114. MCGARIGAL K., MARKS B.J. (1995): *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
115. MCGARIGAL K., CUSHMAN S., STAFFORD S. (2000): *Multivariate statistics for wildlife and ecology reserach*. Springer, New York, 2000. ISBN: 978-0-387-98642-5 pp.2-10.
116. MCGARIGAL K. (2014): *FRAGSTATS 4.2 Help* [on-line] <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf> [elérés: 2015.03.26 9:15]
117. MERTLER C.A., VANNATTA R.A. (2002): *Advanced and multivariate statistical methods*. Pyczak Publishing, Los Angeles 2002, ISBN: 1-884585-41-8. pp. 13-22.
118. MILNE B.T. (1988): *Measuring the fractal geometry of landscapes*. Applied Mathematics and Computation. 1988 27(1) doi:10.1016/0096-3003(88)90099-9 pp. 67-79.
119. MILNE B.T. (1991): The utility of fractal geometry in landscape design. Landscape and Urban Planning. 1991. 21(1-2) doi:10.1016/0169-2046(91)90034-J pp. 81-90.
120. MIN C., SHIWEN M., YUNHAO L. (2014): *Big Data: A Survey*. Mobile Networks and Applications. 2014 19(2) pp. 171-209.
121. MOLLER S.F., FRESE J., BRO R. (2005): *Robust methods for multivariate data analysis*. Journal of Chemometrics 2005 19 DOI: 10.1002/cem.962 pp. 549-563.
122. MOSER D., ZECHMEISTER H.G., PLUTZAR C., SAUBERER N., WRBKA T., GRABHERR G. (2002): *Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscape*, Landscape Ecology 2002 17(7) pp. 657–669.
123. MÖCSÉNYI M. (1968): *A táj és a zöldterület fogalmi problémái a tájrendezés nézőpontjából*. Településtudományi Közlemények; 1968 21 pp. 66-76.
124. MUCSI L. (2004): *Műholdas távérzékelés*. Libellus Kiadó, Szeged. pp. 11.
125. MUCSI L. (2013): *Műholdas távérzékelés*. [on-line] <http://www.geo.uszeged.hu/m%C5%B1holdas-t%C3%A1v%C3%A9rz%C3%A9kel%C3%A9s> [elérés: 2015.09.07. 10:00]
126. NAT. RES. CAN (2014): *Fundamentals of Remote Sensing*. Canada Centre for Mapping and Earth Observation, Natural Resources Canada. 2014.09.30. [on-line] <http://www.nrcan.gc.ca/earth-sciences/geomatics/satellite-imagery-air-photos/satellite-imagery-products/educational-resources/9309> [elérés: 2015.04.24. 10:00] pp. 96.
127. O'NEILL R.V., HUNSAKER C.T., TIMMINS S.P., JACKSON B.L., JONES K.B., RIITERS K.H., WICKHAM J.D. (1996): *Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale*. Landscape Ecology 1996 11(3) pp. 169-180.
128. 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 1988 1(3) pp. 153–162.

- 129.ODLAND J. (1988): *Spatial autocorrelation*. Sage Publications, California, 1988 ISBN: 0-8039-2652-9 pp. 15.
- 130.OPDAM P., FOPPEN R., VOS C. (2002): *Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology*. *Landscape Ecology* 2002 16 pp. 767-79.
- 131.OPENSHAW S., TAYLOR P.J. (1979): *A million or so correlation coefficients: three experiments on the modifiable areal unit problem*. In: Wrigley N. (szerk.): *Statistical Applications in the Spatial Sciences*. Pion; London. 1979 pp. 127-144.
- 132.OPENSHAW S., TAYLOR P.J. (1981): *The modifiable areal unit problem*, in: Wrigley N., Bennett R. (szerk.): *Quantitative Geography: A British View*. Routledge and Kegan Paul; London 1981 pp. 60-69.
- 133.ORD J.K., GETIS A. (1995): *Local spatial autocorrelation statistics: distributional issues and an application*. *Geographic Analysis*. 1995 27(4) pp. 286-306.
- 134.PÁEZ A., SCOTT D.M. (2004): *Spatial statistics for urban analysis: a review of techniques with examples*. *GeoJournal* 2004 61 pp. 53-67.
- 135.PETRIK O. (2007): *Mikrohullámú távérzékelt adatok integrálása a felszínvizsgálatokba*. Doktori disszertáció. Eötvös Lóránd Tudományegyetem Természettudományi Kar Földtudományi Doktori Iskola. Budapest 2007 pp. 9.
- 136.PETTORELLI N., SAFI K., TURNER W. (2014): *Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future*. *Phil. Trans. R. Soc. B* 2014 369 DOI: 10.1098/rstb.2013.0190 369:20130190
- 137.PFEIFER M., DISNEY M., QUAIFFE T., MARCHANT R. (2012): *Terrestrial ecosystems from space: a review of earth observation products for macroecology applications*. *Global Ecology and Biogeography* 2012 21 pp. 603–624.
- 138.PLACHTER H. (1991): *Naturschutz*. Stuttgart. Gustav Fischer Verlag. ISBN 3-437-20456-4
- 139.RAFFY M. (1993): *Remotely sensed quantification of covered areas and spatial resolution*. *Int. J. Remote Sensing* 1993 14(1) pp. 135-159.
- 140.REIMANN C., FILZMOSER P., GARRETT R., DUTTER R. (2011): *Statistical data analysis explained*. Wiley&Sons, Chichester, ISBN: 978-1-119-96528-2 pp. 8.
- 141.RICHARDSON A.J., RISIEN C., SHILLINGTON F.A. (2003): *Using self-organizing maps to identify patterns in satellite imagery*. *Progress in Oceanography*. 2003 59(2–3) pp. 223–239.
- 142.PICKETT S.T.A., CADENASSO M.L. (1995): *Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems*. *Science* 1995 269 pp. 331-34
- 143.RISSER P.G., KARR J.R., FORMAN R.T.T. (1984): *Landscape ecology: directions and approaches*. Spec. Publ. No.2. Illinois Natural History Survey; Champaign; Illinois 1984
- 144.RITCHEY T. (2012): *Outline for a Morphology of Modelling Methods - Contribution to a General Theory of Modelling*. *Acta Morphologica Generalis*. Swedish Morphological Society 2012 1(1) ISSN 2001-2241
- 145.SAGIROGLU S., SINANC D. (2013): *Big data: A review*, in International Conference on Collaboration Technologies and Systems (CTS) 2013 máj. 20-24, pp.42-47, doi: 10.1109/CTS.2013.6567202
- 146.SANTÉ I., GARCÍA A.M., MIRANDA D., CRECENTE R. (2010): *Cellular automata models for the simulation of real-world urban processes: A review and analysis*. *Landscape and*

- Urban Planning. 2010 96(2) <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.03.001> pp. 108-122.
- 147.SÁRKÖZY F. (2015): *Térinformatika*. [on-line] http://www.agt.bme.hu/tutor_h/terinfor/tbev.htm [elérés: 2015.14.23 10:00]
- 148.SENTINEL (2015): *Senitnel Online*. [on-line] <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/home> [elérés: 2015.09.10. 10:00]
- 149.SCHINDLER S., WEHRDEN H., POIRAZIDIS K., HOCHACHKA W.M., WRBKA T., KATI V. (2015): *Performance of methods to select landscape metrics for modelling species richness*. Ecological Modelling 2015 jan. 10. 295, doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.05.012 pp. 107–112.
- 150.SHANNON C.E. (1948): *A mathematical theory of communication*. Bell System Technical Journal. 1948 27 pp. 379.
- 151.SHANNON C.E., WEAVER W. (1949): *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press; Urbana 1949.
- 152.SOILLE P., MARCHETTI P.G., IAPAOLLO M., COLAIACOMO L., DATCU M. (szerk) (2014): *Proceedings of ESA-EUSC-JRC 9th Conference on Image Information Mining: The Sentinels Era*. Bucharest, Romania. 2014.03.5-7.
- 153.STACHOW U. (1995): *Naturraum- und Biotopausstattung*, in Bork H.R., Dalchow C., Kächele H., Piorr H.P., Wenkel, K.O., (szerk): *Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen*. Ernst&Sohn, Berlin 1995 pp. 286–321.
- 154.STRAHLER A.H., Woodcock C.E. (1986): *On the nature of models in Remote Sensing*. Remote Sensing of Environment 1986 20 pp. 121-139.
- 155.STRAND H., HÖFT R., STRITTHOLT J., MILES L., HORNING N., FOSNIGHT E., TURNER W., eds. (2007): *Sourcebook on Remote Sensing and Biodiversity Indicators*: Prepared by the NASA-NGO Biodiversity Working Group and UNEP-WCMC to support implementation of the Convention on Biological Diversity, CBD Technical Series, 32, Montreal (Secretariat of the Convention on Biological Diversity). URL (elérés 25 October 2011): <http://www.cbd.int/ts/>: pp. 121.
- 156.STROHMEIER G. (2007): *Werkmaterialen zur Landschaftswahrnehmung*. Österreichisches Portal zur Umweltbildung und nachhaltigen Entwicklung [on-line] <http://www.umweltbildung.at> [elérés: 2008.02.12.]
- 157.SUNDELL-TURNER N.M., RODEWALD A.D. (2008): *A comparison of landscape metrics for conservation planning*. Landscape and Urban Planning 2008 86(3-4) doi:10.1016/j.landurbplan.2008.03.001 pp. 219–225.
- 158.SZÉKELYI M., BARNA I. (2008): *Túlélőkészlet az SPSS-hez*. Typotex Kiadó, Budapest, 2008. ISBN: 978-963-279-012-1. pp. 11.
- 159.TAMÁS J. (2000): *Térinformatika I*. Debreceni Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar, Debrecen 2000 pp. 33.
- 160.TASSER E., STERNBACH E., TAPPEINER U. (2008): *Biodiversity indicators for sustainability monitoring at municipality level: An example of implementation in an alpine region*. Ecological Indicators 2008 8(3) doi:10.1016/j.ecolind.2007.01.005 pp. 204–223
- 161.THOMAS R.W., HUGGET R.J. (1980): *Modelling in geography: a mathematical approach*. Barnes&Noble Books; New Jersey (USA) 1980 ISBN: 0063181711 pp 4.

162. TOBLER W.R. (1989): *Frame independent spatial analysis*, in Goodchild M.F., Gopal S. (szerk): Accuracy of spatial databases. Taylor&Francis ISBN:0-203-49023-1 pp. 75-79.
163. TOWNSHEND J.R.G (1981): *The spatial resolving power of Earth resources satellites*. Progress in Physical Geography 1981 5 pp. 32-55.
164. TROLL C. (1968): *Landschaftsökologie*, in: Tuxen R (szerk.): Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie. Berichte das 1963 Internalen Symposium der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. IVF; Essen.
165. TSO B., MATHER P.M. (2001): *Classification Methods for Remotely Sensed Data*. Taylor&Francis, London. ISBN 9781420090727 pp 5.
166. TUKEY J.W. (1949): *Comparing Individual Means in the Analysis of Variance*. Biometrics. International Biometric Society. 1949 5(2) 114 DOI: 10.2307/3001913 pp. 99-114
167. TUKEY J.W. (1974): *Mathematics and the picturing of data*. Proceedings of the International Congress of Mathematicians. Vancouver, 1974 pp. 523-531.
168. TUKEY J.W. (1977): *Exploratory data analysis*. Addison-Wesley. ISBN: 0-201-07616-0
169. TURKAR V., RAO Y.S. (2011): *Effect of Different Target Decomposition Techniques on Classification Accuracy for Polarimetric SAR Data*. Communications in Computer and Information Science. 2011 145 DOI: 10.1007/978-3-642-20209-4_19 pp. 138-145.
170. TURNER M.G. (1989): *Landscape ecology: the effect of pattern on process*. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics. 1989 20 pp. 171-97.
171. TURNER M.G., GARDNER R.H., O'NEILL R.V. (2001): *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer-Verlag New York ISBN 978-0-387-95122-5 401 p
172. TURNER M.G. (2005): *Landscape ecology: What is the state of the science?* Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics. 2005 36 pp. 319-44.
173. TURNER W., RONDININI C., PETTORELLI N., MORA B., LEIDNER A.K., SZANTOI Z., BUCHANAN G., DECH S., DWYER J., HEROLD M., KOH L.P., LEIMGRUBER P., TAUBENBOECK H., WEGMANN M., WIKELSKI M., WOODCOCK C. (2015): *Free and open-access satellite data are key to biodiversity conservation*. Biological Conservation 2015 182 pp. 173–176.
174. TÚRI Z. (2015): *A tájszerkezet geoinformatikai módszereinek elemzése alföldi mintaterületeken*. Doktori értekezés. Debreceni Egyetem Földtudományok Doktori Iskola. 2015
175. UNWIN D.J. (1996): *GIS, spatial analysis and spatial statistics*. Progress in Human Geography 1996 20(4) pp. 540-551.
176. URBAN D.L., O'NEILL R.V., SHIGART H.H. (1987): *Landscape Ecology*. BioScience 1987 37 pp. 119-27.
177. UUEMA E., ANTROP M., ROOSAARE J., MARJA R., MANDER Ü. (2009): *Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research*. Living Rev. Landscape Research. Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research. 2009 3(1) ISSN 1863-7329
178. WALLER L.A., GOTWAY C.A. (2004): *Applied spatial statistics for public health data*. Wiley&Sons. 2004 ISBN: 978-0-471-38771-8 pp. 104-108.
179. WALTZ U. (2011): *Landscape Structure; Landscape Metrics and Biodiversity*. Living Rev. Landscape Research. 2011 5(3) ISSN 1863-7329

180. WAN W., FRASER D. (1999): Multisource data fusion with multiple self-organizing maps. *IEEE Jr. on Geosc. Remote Sensing*. 1999 37 pp. 1344-1349.
181. WELCH B.L. (1938): *The significance of the difference between two means when the population variances are unequal*. *Biometrika*. 1938 29 pp. 350–62.
182. WHITCRAFT A.K., BECKER-RESHEF I., JUSTICE C.O. (2015/a): *A Framework for Defining Spatially Explicit Earth Observation Requirements for a Global Agricultural Monitoring Initiative (GEOGLAM)*. *Remote Sensing* 2015 7, doi:10.3390/rs70201461 pp. 1461-1481.
183. WHITCRAFT A.K., BECKER-RESHEF I., KILLOUGH B. D., JUSTICE C.O. (2015/b): *Meeting Earth Observation Requirements for Global Agricultural Monitoring: An Evaluation of the Revisit Capabilities of Current and Planned Moderate Resolution Optical Earth Observing Missions*. *Remote Sensing* 2015 7 doi:10.3390/rs70201482 pp. 1482-1503
184. WIENS J.A. (1989): *Spatial scaling in ecology*. *Functional Ecology* 1989 3 pp. 385-97
185. WONG D. (1996): *Aggregation effects in geo-referenced data*, in Arlinghaus S.L. (szerk): *Practical Handbook of Spatial Statistics*. CRC Press ISBN: 0-8493-0132-7 pp. 83-106.
186. WOODCKOCK C.E., STRAHLER A.H. (1987): *The factor of scale in Remote Sensing*. *Remote Sensing of Environment* 1987 21 pp. 311-332.
187. WU J. (2004): *Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations*. *Landscape Ecology* 2004 19 pp.125-138
188. XU T., MOORE I.D., GALLANT J.C. (1993): *Fractals, fractal dimensions and landscapes — a review*. *Geomorphology*. 1993 8(4) doi:10.1016/0169-555X(93)90022-T pp. 245-262.
189. YANG X. (2011): *Urban remote sensing*. John Wiley&Sons, Hoboken, NJ, USA ISBN: 978-0-470-74958-6 pp. 5.

J7. Mellékletek jegyzéke

A mellékelt anyagok terjedelme igen nagy, ezért azok nyomtatásban való közlése nem megoldható. A dolgozat mellékleteit egy elektronikus mappaszerkezet tartalmazza – relatív hivatkozásokkal. Alább ez a mappaszerkezet kerül bemutatásra. A hivatkozott mellékletek legtöbb esetben a dolgozat szövegében – vagy lábjegyzeteiben – [hiperhivatkozással](#) is megadásra kerültek. Így az adott állományok a hivatkozásra való kattintással is megnyithatók.

Elektronikus mellékletek:

Dolgozat

A dolgozat digitális formában – *.pdf* formátumban

Mellékletek

1. A numerikus modell mellékletei (3.4. fejezet)
 - Alapadat
 - Nulladfokú adatbázis
 - Primer adatbázis
 - Szekunder adatbázis
 - MATLAB kód
2. A térképi modell mellékletei (3.5. fejezet)
 - Alapadat
 - Modelltér
 - MATLAB kód
3. Az numerikus modell tesztjének mellékletei (4.1. fejezet)
 - Mintaterületek és a vizsgálati eredmények
 - Output adatok
 - Tájváltozatossági paraméterek
4. A földrajzilag analóg területeken való modellalkalmazás mellékletei (4.2. fejezet)
 - Output adatok
 - Tájváltozatossági paraméterek
5. A Dunántúl térképi modellezésének mellékletei (4.3. fejezet)
 - Alapadat és szelvényhatárok
 - ASCII formátumú szelvények
 - Nulladfokú adatbázis
 - Szekunder adatbázis
 - Hisztogram
 - Diasor
 - Térképi termékek GeoTIFF formátumban
 - Térképi termékek JPEG formátumban