SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM
Természettudományi és Informatikai Kar
Földtudományok Doktori Iskola
Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

Szubpixel-alapú osztályozás alkalmazása a városi felszínborítás és területhasználat elemzésében

Doktori (PhD. értekezés)

Henits László

Témavezető: Dr. Mucsi László

Szeged, 2013

1. Bevezetés és célkitűzések ... 3
2. Irodalmi áttekintő ... 8
2.1. A városökológia fogalma, feladatköre ... 8
2.2. A városi felszínborítás és területhasználat térképezése külföldi és hazai példákon ... 10
2.3. Városi alkalmazásokban használt távérzékelt adatok ... 13
2.4. A pixel- és a szubpixel-alapú osztályozások ... 16
3. Vizsgált terület ... 21
3.1. A vizsgált terület földrajzi és történeti leírása ... 21
3.2. A város térbeli tagozódása ... 23
3.2.1. Belváros ... 23
3.2.2. Hagyományos beépítésű belső lakóterület ... 24
3.2.3. Lakótelepek ... 24
3.2.4. Villanegyed ... 24
3.2.5. Kertvárosias jellegű lakóövezet ... 24
3.2.6. Falusias jellegű lakóövezet ... 25
3.2.7. Belterületi üdülőhelyek ... 25
3.2.8. Ipari övezet ... 25
3.2.9. Kiskerti üdülők ... 25
3.3. A város, mint ökológiai rendszer ... 26
4. Felhasznált adatok ... 28
4.1. Felhasznált raszteres adatok ... 28
4.1.1. A Landsat űrfelvételek ... 28
4.1.2. A Landsat TM űrfelvételek előfeldolgozása ... 31
4.1.3. RapidEye űrfelvétel ... 33
4.1.4. Légifelvételek ... 34
4.2. Felhasznált vektoros adatok ... 35
5. Módszerek és eredmények ... 37
5.1. A spektrális reflektancia léptékének vizsgálata ... 37
5.1.1. A szegmentáció módszere ... 38
5.1.2. A szegmensek térbeli statisztikai elemzése a KSH 2001-es körzeteire ... 39
5.1.3. A szegmensek statisztikai paramétereinek elemzése az egyes beépítési típusokra (hisztogramok, box-plotok) ... 42
5.1.3.1. Belváros ... 44
5.1.3.2. Belső lakóterület ... 45
5.1.3.3. Lakótelepek ... 45
5.1.3.4. Ipari övezet ... 46

5.1.3.5. Kertvárosias lakóövezet 47
5.1.4. Morfometriai paraméterek alkalmazása az egyes beépítési típusok elkülönítésére 48
5.1.5. A spektrális reflektancia léptéke az egyes beépítési típusokra 50
5.2. A felszínborítási típusok képelemen belüli arányának meghatározása 51
5.2.1. Spektrális szétválasztás vizsgálat (Spectral mixture analysis) 51
5.2.2. Szélsőpontok kiválasztásának módszere 53
5.2.3. A felszínborításokhoz tartozó aránytérképek előállítása 54
5.2.4. A mesterséges felszín aránytérképeinek pontosságbecslése 58
5.2.5. A felszínborítási aránytérképek elemzése 59
5.2.6. A felszínborítási aránytérképekből előálló kompozit osztályozása, a területhasználati térkép előállítása 61
5.2.7. Részösszefoglalás 65
5.3. Idősoros vegetáció alapú elemzések 66
5.3.1. Az idősoros elemzéshez felhasznált adatok és módszerek 66
5.3.2. Az NDVI adatok éven belüli változása 68
5.3.3. Az NDVI adatok éven belüli változásának leírása statisztikai paraméterekkel 74
5.3.4. Részösszefoglalás 78
5.4. A beépítettség változásának és hatásainak elemzése 79
5.4.1. A beépítettség változásának vizsgálata a mesterséges felszínek aránytérképei alapján (1987-2011) 79
5.4.2. A beépítettség változása Szegeden 1987-től 2011-ig 81
5.4.2.1. A Belváros (1987-2011) 83
5.4.2.2. A Belső lakóterület (1987-2011) 85
5.4.2.3. A lakótelepek (1987-2011) 88
5.4.2.4. Ipari övezet (1987-2011) 91
5.4.2.5. A kertvárosias lakóövezet (1987-2011) 92
5.4.2.6. Részösszefoglalás 94
5.4.3. A városi hősziget-intenzitás területi eloszlásának modellezése 95
5.4.3.1. A városi hősziget-intenzitás modellezése (2011) 96
5.4.3.2. A városi hősziget-intenzitás időbeli változása (1987-2011) 97
5.4.4. Szeged zöldfelületi rendszerének állapotjelzői 99
5.4.5. Részösszefoglalás 103
6. Összefoglalás 104
7. Irodalomjegyzék 107
8. Köszönetnyilvánítás 115
9. Summary 116

1. Bevezetés és célkitűzések

A Föld lakosságának több mint fele (52,1%) városokban él, 2050-re pedig ez az érték elérheti a 67%-ot is. A fejlett országokban azonban már napjainkban is a városi térségekben koncentrálódik a lakosság 77,7%-a, és itt is további növekedést vetítenek előre a kutatók. Hazánkban a városi lakosság aránya a teljes népességből 69%-ra tehető (**United Nations, 2012**). A Föld városi népessége ugyanakkor a Föld szárazföldi felszínenek 10 %-nál kisebb részére koncentrálódik, így a városi környezet terhelése sokszorosa a ritkábban lakott felszíneknek. Ezért egyre fontosabb feladat lesz a városok fejlődésének, illetve a városi környezetben lejátszódó folyamatoknak a környezetre és a lakosságra gyakorolt hatásainak elemzése és értékelése. A városok növekedésükkel, a természetes felszínt borító vizet át nem eresztő, mesterséges felületek aránynövekedésével, és a bennük élő emberek tevékenységével hatással vannak a környezet különböző paramétereire (klíma, vízháztartás, vegetáció, levegőminőség, stb.).

A városökológia feladata ezeknek a környezeti hatásoknak és a kialakuló konfliktusoknak a vizsgálata és értékelése. Az ökológiai városfejlesztés legkritikusabb pontja a városi terület-felhasználás tervezése, amely komplex gondolkodásmódot igényel (**Mucsi, 1996**). A dinamikusan változó területhasználat és felszínborítás, mint térbeli változó kap kulcsszerepet a tervezési folyamatban, illetve a geoinformatikai modellekben. A dinamikusan bővülő és egyre jobb geometriai és spektrális felbontással rendelkezésre álló távérzékelt adatoknak, valamint a szélesebb körű módszertannak köszönhetően lehetőség adódik a városi felszínborítás és területhasználat pontos és hatékony térképezésére, modell szintű elemzésére. Ezért a városökológiai kutatásokban egyre nagyobb teret nyernek a távérzékelt adatok és a képfeldolgozási módszerek alkalmazásai. Az űrtávérzékeléssel és légifelvételezéssel olyan naprakész, nagy területeket lefedő, a terepi felvételezésnél jóval olcsóbban előállítható felvételek állnak rendelkezésünkre, amelyek kellő alapot biztosíthatnak a földrajzi vizsgálatokhoz. Az utóbbi évtizedekben a geoinformatikai (képfeldolgozási) módszerek fejlődésével, olyan eszközök birtokába jutottak a kutatók, amelyekkel a rendelkezésre álló adatokból további új térbeli információk, eredmények érhetők el.

A városi felszínborítás és területhasználat naprakész elemzése nagy-, ill. közepes felbontású űr- és légifelvételekkel még olyan területeken is új információkat eredményezhet, ahol a digitális térképek megújítása és frissítése nem jelent technikai problémát. A kevésbé fejlett régiókban ezen adatok és módszerek nélkül nem lehetséges a városok térképezése, a társadalmi és környezeti folyamatok hatékony monitoringja sem. A friss adatok felhasználása mellett a hosszabb időskálán rendelkezésre álló űrfelvételek segítségével lehetőség adódik a

városokban lejátszódó folyamatok nyomon követésére, a változások idősoros elemzésére is. Légifelvételek már a XX. század első harmadából is rendelkezésre állnak, míg űrtávérzékelés az 1970-es évek elejétől biztosít megfelelő térbeli és spektrális felbontású digitális felvételeket a kutatók számára. A városi felszínborítás és a területhasználat űrfelvétel alapú elemzése számos technikai, módszertani kihívást hordoz magában, így a képfeldolgozási módszerek is folyamatosan fejlődnek az új algoritmusok és az új szenzorok adta lehetőségek révén. Ezáltal a városi felszínek űrfelvétel alapú elemzése a geoinformatika egyik legdinamikusabban fejlődő ága lett a XXI. század elejére. A városi felszínborítás és területhasználati változások detektálásával, valamint ezek környezeti, társadalmi hatásainak kimutatásával a városon belüli konfliktusok okai is meghatározhatók, amelyek a döntéshozók és várostervezők számára fontos információt szolgáltathatnak a jövőbeli fejlesztésekhez, programokhoz.

A városi felszínborítás új geoinformatikai módszerekkel történő elemzése nem valósulhat meg földi referencia adatok nélkül. A felszínborítás változása az abiogén tényezők (talaj, víz, klíma) mellett a biogén tényezőkre (növény és állatvilág, valamint az ember) hat leginkább, így a komplex elemzéshez olyan mintaterületet érdemes választani, ahol ezen tényezőkre vonatkozó adatok nagyobb méretarányban, akár a város különböző körzeteire is rendelkezésre állnak. A kutatásom eredményeit ezért Szeged városának, a dél-alföldi régió központjának, példáján keresztül kívánom bemutatni a dolgozatomban, miután a korábbi városökológiai kutatások Szeged esetében egy jó használható adatbázist hoztak létre.

A feladatok és célok kijelölését két különböző irányból közelítettem meg a dolgozatomban. Egyrészt a városi távérzékelésben felmerülő módszertani (geoinformatikai) problémákra kerestem megoldásokat, másrészt a városban lejátszódó földrajzi folyamatok, környezeti konfliktusok elemzését, értékelését kívántam elvégezni.

Ezek alapján az alábbi geoinformatikai problémák merültek fel:

(1) Napjainkban a városi távérzékelt adatok rendkívül sokféle, eltérő térbeli, spektrális, időbeli felbontással készülnek a kis- és közepes térbeli felbontással rendelkező szenzoroktól (Landsat MSS, TM; SPOT XS, HRVIR) a szupernagy-felbontású kereskedelmi műholdakig (IKONOS, Quickbird, GeoEye, Worldview1-2). Ha a pillanatnyi látószögmező sokkal kisebb, mint az objektumok mérete, akkor az elemek megfelelő módon felismerhetők a képen. Ha viszont hasonló méretű, akkor a földi cellán mért sugárzás a különböző reflektanciával bíró felszínek átlagaként kapható meg (**Small, 2001a**). **Forster (1985)** és **Cowen és Jensen (1998)** szerint az adott vizsgálathoz szükséges cellaméret megadható a legkisebb vizsgálandó objektum méretével, valamint **Welch (1982)** azt állította, hogy a térbeli mintázat mértéke

különböző országok városai esetében is változhat. ***Így célul tűztem ki, olyan módszertan kidolgozását, amellyel megállapítható a városi mintázatot kialakító alakzatok, objektumok mérete a főbb beépítettségi típusokon belül, és így kiválasztható a kutatás céljának legjobban megfelelő, optimális térbeli felbontású űrfelvétel***.

(2) A különböző vegetációs indexeket, mint a Normalizált Differenciált Vegetációs Indexet (NDVI) gyakran használják városi felszínek űrfelvétel alapú elemzésekor (**Unger et al., 1999**), de az NDVI értékek adott éven belüli változása miatt, a levezetett vegetációs térképek további alkalmazása bizonytalanságokat rejt magában. Mivel a lombkorona az év különböző időszakaiban eltérő módon takarja ki a mesterséges felszíneket, a spektrálisan vegyes képelemek esetén a kapott eredményt jelentősen befolyásolhatja a képkészítés időpontja. ***Ezért olyan statisztikai paramétert kívántam meghatározni, amely az NDVI értékek éven belüli változásán keresztül a városi felszínborítás - esetenként látszólagos - változását megfelelő módon képes leírni.*** A segítségével egyrészt feloldható az egyetlen időpontban készített NDVI képek statikussága, másrészt az új statisztikai paraméterek alkalmasak lehetnek a felszínborítás térképezésére városi felszínek esetében.

(3) Ezt követően a heterogén városi felszínborítás miatt jelentkező vegyes pixelek - azok a képelemek, amelyeken belül több felszínborítási típus is egyidejűleg előfordul - problémájára kívántam megoldást találni. Kutatók már felismerték, hogy ezek a vegyes pixelek jelentősen befolyásolják a városi távérzékelt adatok alkalmazhatóságát a városi felszínborítás és területhasználat térképezésében. (**Fisher, 1997; Cracknell, 1998**). A hagyományos pixelalapú osztályozások, mint pl. a maximum-likelihood nem képesek eredményesen kezelni az összetett városi felszínt és a vegyes pixeleket (**Lu és Weng, 2006**). ***Így, olyan módszert kívántam alkalmazni dolgozatomban, amely képes a főbb felszínborítási típusok arányának meghatározására a spektrálisan vegyes képelemeken belül és a település teljes területére vonatkozó, közepesnél jobb méretarányú felszínborítási térképeket eredményez***.

(4) Míg a felszínborítási típusok és a spektrális reflektancia között viszonylag direkt kapcsolat áll fenn, a területhasználatra már nem érvényes ez a megállapítás (**Barnsley et al., 2001**). A területhasználat egy olyan absztrakt fogalom, amely kulturális és gazdasági tényezőket is egyesít, amelyek viszont direkt módon nem vezethetők le távérzékelt adatokból (**Forster, 1985**). Ez a probléma a központi kérdésköre a városi területek vizsgálatának, amióta a városi területhasználat meghatározása áll az érdeklődés középpontjában. ***Így célul tűztem ki, hogy a városi felszínborítás és***

területhasználat között olyan kvantitatív kapcsolatot határozzak meg, amely segítségével a későbbiekben objektív módon, automatikusan térképezhető lesz a városi területhasználat.

Szegeden az 1960-as években megindult lendületesebb városfejlődés (városközpont bővítése, lakótelepi építkezések megkezdése), majd az 1970-es 1980-as évekre jellemző lakásépítések, a rendszerváltás után meginduló társasházépítések, majd 2000-es évektől kezdve a kereskedelmi, szolgáltató egységek betelepülései és az ipari beruházások változtatták meg a város képét. A döntéshozók, tervezők számára azonban kevés adat és információ áll rendelkezésre a beépítések társadalomra, valamint környezetre gyakorolt hatásairól körzet szinten. A nagyvárosok különböző demográfiai jellemzőkkel, infrastrukturális ellátottsággal, önálló karakterrel rendelkező egységekből épülnek fel (Belváros, belső lakóterület, lakótelepek, kertvárosias lakóövezet, stb.), amelyek önálló tervezési célokat, fejlődési pályát követelnek meg, viszont a frissülő körzetszintű adatok teljes városra való előállítása lassú és költségigényes folyamat.

A földrajzi feladatoknál az említett problémák alapján, az alábbi földrajzi célokat jelöltem ki:

(1) ***Vizsgálataimban célul tűztem ki, hogy a városi beépítettségi térképek, általánosabban a városi felszínborítás térbeli és időbeli változásának elemzésével bemutassam, hogy milyen változások, folyamatok zajlottak le körzetszinten, Szegeden az 1980-as évek közepétől napjainkig.*** A városok környezeti terhelésének alakulását a rendszerváltás után megváltozott gazdasági szerkezet, számos új térszerkezeti változás határozza meg (**Nagy, 2000**). Az 1980-as évektől napjainkig rendelkezésre álló közepes felbontású Landsat TM, ETM+ űrfelvételek lehetővé teszik a hosszú távú vizsgálatokat, így a szabad beépítetlen területek beépítése mellett, ezek hatására létrejövő folyamatokat, konfliktusokat kívánom elemezni, értékelni az elmúlt 30 évre vonatkozóan. Számszerűsítem a változásokat az egyes beépítési típusokra, különböző statisztikai paraméterekkel jellemezve az egyes funkcionális körzeteket, amelyek kellő alapadatot jelenthetnek a várostervezők számára.

(2) A városi felszínek a területüket borító épületek, utak, parkolók és egyéb burkolt felületek miatt többnyire nagyobb mennyiségű napsugárzást képesek elnyelni, nagyobb a termális vezetőképességük, és a kapacitásuk a hőkibocsátásra. Ezek a folyamatok általában a lokális klíma módosulásához vezetnek, vagyis a városokban a szomszédos vidéki területekhez képest hőtöbblet keletkezik, amely fogalmat a szakirodalom városi hőszigetként (urban heat island, UHI) említ (**Voogt és Oke,**

2003). ***Ezért célul tűztem ki, hogy a mesterséges felszín arányának megállapításával, a beépítettség százalékos arányából modellezzem a városi hősziget-intenzitás területi eloszlását és időbeli változását Szegeden.*** Továbbá értékelni kívánom a beépítés hatására növekvő környezetterhelést a városökológia és a városklimatológia szemszögéből. A városi hősziget-intenziás térképezésével, a 80-as évektől napjainkig nyomon követem a változásokat, valamint környezeti hatásait tanulmányozom.

(3) A növényzet térbeli eloszlása és időbeli változása hatással van a városok környezeti állapotára, és a napsugarak szelektív visszaverődése és szóródása révén az energiaháztartásra (**Oke, 1982**; **Gallo et al., 1993**), valamint módosítja az evapotranspiráció mértékét (**Gillies et al., 1997**). ***A város zöldfelületi rendszerét olyan mutatókkal kívánom vizsgálni, melyek minőségi és mennyiségi szempontból is minősítik az egyes városrészek ellátottságát, komfortfokozatát***. Ezáltal körzetszinten olyan információkat szolgáltatni a városvezetők és –tervezők számára, amelyek segítségével város zöldfelületi rendszerének rövid és hosszú távú fejlesztési céljai, programjai fogalmazhatók meg.

2. Irodalmi áttekintő

2.1. A városökológia fogalma, feladatköre

A gyorsuló urbanizáció a népesség és a gazdaság nagyarányú növekedéséhez, valamint a környezet jelentős romlásához vezetett, mint a levegő- és vízszennyezéshez, és a hulladék elrendezésének problémájához (**Weng és Quattrochi, 2006**). Mivel a globális léptékű urbanizációs folyamatok egyre erősödnek, fontosabbá válik a dinamikájuknak a megértése nem csak időbeli, hanem térbeli szempontból is. (**Michishita et al., 2012**).

A városökológiai kutatás leginkább európai sajátosság, még helyesebb, ha közép-európai specialitásnak mondjuk, amely kimondottan nagyvárosokra vonatkozik (**Wentz, 1976**). Kezdeti szakaszában a kutatások a városi területek növény- és állatvilágára vonatkozó vizsgálatokra (előfordulásukra, kiterjedésükre) terjedtek ki. (**Deakin, 1855; Nylander, 1866**). A biológiai szemlélet később is megmaradt**,** angol nyelvterületen például gyakran a városi flóra és faunaelemzéssel azonosítják. **Gallé (1997)** szerint a városökológia biológiai szerveződéssel foglalkozó tudomány, a szünbiológia része, és alapvetően egy biológiai jellegű tudomány.

A Park vezette „chicagói iskola" tagjai szociálgeográfiai szempontból vizsgálták a városokat. A társadalmi folyamatok vizsgálatánál biológiai analógiákat, fogalomrendszert próbáltak alkalmazni, valamint az amerikai városok városszerkezeti szabályszerűségeit három városökológiai modellben definiálták. A városökológia angol elnevezése, az „Urban Ecology" is Park-tól származik. Más angol nyelvű szakirodalmakban viszont a város környezetökológiai feltárását és a város ökológiai fejlesztéseinek problémakörét foglalja magában (**Deelstra; 1994; Lješević, 2002**), semmiképpen sem mellőzve a város környezeti problémáinak magyarázatában a gazdasági, a társadalmi és az ökológiai tényezőket. Ezért célszerű különbséget tenni a városökológia és a városok ökológiai elemzése között. Az első inkább nevezhető lenne a városi környezet komplex elemzésének, az utóbbi pedig a városi ökoszisztéma biológiai vizsgálatának. (**Mezősi et al., 1998**)

Az általános szintézisre és összefoglalásra tett kísérletek **Weidner (1939), Peters (1954)** nevéhez fűződnek. A tájökológusok közül **Ellenberg (1973)** öt mega-ökoszisztémát definiált, közülük a városi ökoszisztémát „urbán ipari" ökoszisztémaként külön kiemelve. A különböző megközelítések, azonban kapcsolatban állnak egymással. Lichtenberger (**Sukopp et al., 1993**) szerint a városökológia egy triád része, amelynek másik két eleme az ökológiai várostervezés és a szociálgeográfiai városkutatás.

A városökológiai kutatások az 1980-as évek derekától kaptak igazi lendületet, pl. a nagyobb városi rehabilitációs munkákhoz kapcsolódóan. **Wittig (1991)** és **Klausnitzer (1993)** modern összefoglaló tanulmányokat készítettek, melyek szerint a városökológia a tájökológiából fejlődött ki a lakott területek kutatásától a biotópszint kutatásáig terjedő tudományos tevékenység révén. **Sukopp-Trepl (1994)** szerint a természettudományokban a „városökológia" a biológiának a városi területekkel foglalkozó ága, és mint természettudományt próbálják bemutatni, és rávilágítani a politikával, a környezeti politika alakításával és a városfejlődéssel való kapcsolatára.

A kínai városökológiai tervezés (Urban ecological planning) hangsúlyozza, hogy a városi tervezésnek megkülönböztetett figyelmet kell szentelnie a város környezetének, a szennyeződések megelőzésének, a lakosságot érintő veszélyeknek, a zöldterület-fejlesztésnek és az erdősítésnek. A holland várostervezők viszont az alkalmazott várostervezés céljából az „urban planning" kifejezést használják (**Nagy, 2008**)

Mezősi et al. (1998) szerint a kutatásokba való intenzív bekapcsolódás a földrajz új, perspektivikus feladata lehet. A regionális környezetvédelem, a területi tervezés, a tudományos kvantifikált alapú döntés-előkészítés felértékelődésével a földrajz szerepe – integratív jellege miatt – potenciálisan megnövekedhet.

Az ökológus **Adams (1988)** szerint a városökológiának a városi ökorendszer alábbi részeit kell elemeznie: (1) a városökológiai paraméterek (klíma, vízháztartás, vegetáció, zaj, légszennyezés, stb.) analízise és értékelése; (2) környezeti kataszter felállítása; (3) az ökológiai alapú városfejlesztéshez javaslatok kidolgozása.

Mucsi (1996) szerint a városökológia kiemelt feladata a város környezeti konfliktusainak, azok helyeinek a feltárása, illetve ezek között is kiemelten a városi terület-felhasználással kapcsolatos döntések széleskörű tudományos megalapozása. **Csorba (1998)** Debrecen városökológiai elemzésében részletesen összefoglalja a város ökológiai térszerkezetét, hangsúlyozva annak összefüggéseit a területhasznosítás (beépítési, burkoltsági és zöldterületi) szerkezetével. **Nagy (2008)** szerint a kutatás tárgya azon természeti és társadalmi (művi) alkotóelemek vizsgálata, amelyek az ember által előidézett változások következtében befolyásolják a tájökoszisztémák teljes vagy részleges városi ökoszisztémává módosulását, kialakítva annak mozaikos tájszerkezetét. Dolgozatomban a városban lejátszódó térbeli folyamatokat valamint ezek környezeti, társadalmi hatásait kívánom elemezni, értékelni, kitérve az antropogén hatásra növekvő környezeti terhelésre valamint a kialakuló konfliktusokra és ezek forrásaira.

2.2. A városi felszínborítás és területhasználat térképezése külföldi és hazai példákon

A városi beépítettség, a városi területhasználat (urban land use) térbeli és időbeli változásának és a beépítettség okozta környezeti hatások (pl. a városklíma változásának, humánökológiai hatásainak) elemzése vagy a beépítettség változás okozta társadalmi hatások értékelése a városökológiai kutatás alapvető feladata. (**Mucsi et al., 2007**)

A városi felszínek vizsgálatakor pontosan meg kell határozni, hogy a térbeli adatokból levezetett tematikus térképek a felszínborítást vagy a területhasználatot ábrázolják. A városi területeket változatos alkotóelemek építik fel, beleértve különböző típusú mesterséges anyagokat (vizet át nem eresztő felszínek), talajokat, kőzeteket, ásványokat és fotoszintetizáló illetve nem fotoszintetizáló növényzetet. A felszínborítás a felszín és a közvetlen felszín alatti réteg biofizikai állapotaként definiálható, beleértve az ott élő élőlényeket (bióta), a talajt, a topográfiát, a felszíni és felszín alatti vizeket és az emberi létesítményeket (**Turner et al., 1995**). A területhasználat pedig azt jelenti, hogyan használja az ember a felszínt, és magába foglalja, hogy milyen módon változtatja meg a felszín biofizikai állapotát, és ezt milyen céllal teszi (**Turner et al., 1995**). Mivel a felszínborítás fizikai tulajdonságra vonatkozik, távérzékeléses módszerekkel mérhető, ellenben a területhasználattal, amely az emberi hatások következtében alakul ki a felszínborításból. Ezért a városi területek távérzékeléses vizsgálata során a legnagyobb kérdést a városi felszínborítás és/vagy területhasználat osztályozása jelenti, illetve hogy a két fogalom között hogyan alakítható ki kvantitatív kapcsolat, vagyis a felszínborításból hogyan kaphatjuk meg a területhasználatot.

Azonban problémát jelent, hogy nincs egységes szemlélet a városi felszínborítási és területhasználati kategóriák hazai és nemzetközi értelmezésében. A területhasználat és felszínborítás ismerete egyre fontosabb szerepet kap a nemzeti tervezésben, mivel olyan problémákat kell kezelni, mint az ellenőrizetlen fejlesztések, a romló környezeti állapot, a mezőgazdasági területek elvesztése, a fontos vizenyős területek pusztulása, valamint a halak és a vadvilág lakóhelyeinek elvesztése. A környezeti folyamatok és problémák elemzésében azért van szükségünk területhasználati adatokra, mivel ezek megértése, szükséges az életminőség és az életszínvonal javításához vagy a jelenlegi szint fenntartásához.

Sok éven keresztül különböző kormányzati szinteken gyűjtöttek adatokat, de ezeket nagyobbrészt függetlenül és koordinálatlanul tették. Az Amerikai Geológiai Szolgálat (USGS) létrehozott egy többszintű területhasználati és felszínborítási osztályozási rendszert, ami a különböző szenzorok eltérő felbontásban szolgáltatott adataihoz illeszkedett (**Anderson, 1976**). A 4 szintből álló rendszerben, az első szint adatait 20 és 100 m közötti térbeli felbontást nyújtó szenzorokból (Landsat MSS (79 m), Landsat TM (30 m), SPOT XS

(20 m)) levezethető kategóriák alkotják (**Jensen, 1999**). A főbb kategóriák (1) Városi vagy beépített területek (2) mezőgazdasági területek (3) préri, szavanna területek (4) erdők (5) vizek (6) vizenyős területek (7) terméketlen területek (8) tundra és (9) állandó hó vagy jégborítás.

A szenzorok, amelyek minimális térbeli felbontása 5-20 méteres általában a második szint kategóriáinak (*2.1. táblázat*) megállapításához szükségesek (SPOT HRV, Landsat ETM+).

2.1. táblázat Távérzékelt adatokon alapuló területhasználati és felszínborítási rendszer

1. szint	**2. szint**
1 Városi vagy beépített területek	1.1 Lakóövezet
	1.2 Kereskedelem és szolgáltatás
	1.3 Ipari
	1.4 Szállítás, távközlés, közművek
	1.5 Ipari és kereskedelmi komplexumok
	1.6 Kevert városi vagy beépített területek
	1.7 Egyéb városi vagy beépített területek

A részletesebb harmadik szint (*2.2. táblázat*) osztályait körülbelül 1 és 5 m közötti térbeli felbontással lehet vizsgálni (IKONOS, Quickbird, IRS-1CD pánkromatikus) (**Welch, 1982; Forester, 1985**).

2.2. táblázat A lakóövezetek alkategóriái a 3. szinten

2. szint	**3. szint**
1.1 Lakóövezet	1.1.1. Egycsaládos egységek
	1.1.2. Többcsaládos egységek
	1.1.3. Csoportos lakások (kollégiumok, katonai barakkok, nővérszállók)
	1.1.4. Szállodák
	1.1.5. Mobil lakóparkok
	1.1.6. Átmeneti szállások
	1.1.7. Egyéb

A negyedik szint osztályainak meghatározását, és az épületek valamint a kataszteri információk kinyerését legjobban szupernagy felbontású szenzorok pánkromatikus sávjaival vagy nagyfelbontású légifelvételek segítségével végezhetjük el (**Jensen, 1999**).

Európában 1985-től 1990-ig az Európai Bizottság a Corine Programot valósította meg (Coordination of Information on the Environment). Ebben az időszakban alakították és fejlesztették ki az európai környezeti állapot felmérésének információs rendszerét, majd fogadták el a módszertanát az EU szintjén. (**CLC 2006 technical guidelines, 2007**) Az Európai Környezeti Ügynökség (European Environment Agency (EEA)) célja ezzel az volt, hogy a döntéshozók és az érdeklődő közönség számára célzott, időszerű és lényeges környezeti információkat nyújtsanak a fenntartható fejlődés érdekében. A felszínborításra vonatkozóan, az EEA arra törekedett, hogy az európai környezeti politikában felelős érdekeltek számára olyan kvalitatív és kvantitatív felszínborítási adatokat nyújtson, amelyek következetesek és összehasonlíthatók az egész kontinensre nézve. Az első Európára kiterjedő felszínborítási adatbázist (CLC 90) 25 országban sikerült megvalósítani 1986 és 1998 között. Miután nőtt az igény a naprakész adatok iránt, az EEA és a Joint Research Centre (JRC) 1999-ben közösen elindították a CLC adatbázis frissítését (IMAGE2000, CLC2000) (**Kleeschulte, 2006**). Majd 2006-ban a CLC 2006 lett a Corine felszínborítási térképezési kampány direkt folytatása.

A Corine elkészítése során, a főbb technikai paraméterek kiválasztásakor a térképezés méretarányának az 1:100000-t, a minimum térképezési egységnek a 25 ha-t és az alakzatok minimális szélességének a 100 m-t választottak. Egyfajta kompromisszumot kellett kötni az előállítási költség és a felszínborítási információ részletessége között (**Heymann et al., 1994**). A standard CLC nomenklatúra 44 felszínborítási osztályt tartalmaz, amelyeket 3 szintű hierarchiában csoportosítottak. Öt fő kategóriát határoztak meg az első szinten: (1) mesterséges felszínek, (2) mezőgazdasági területek, (3) erdők és természetközeli területek, (4) vizenyős területek (5) vizek. A *2.3. táblázat* a mesterséges felszínek 3 szintjét mutatja be.

2.3. táblázat A Corine nomenklatúra mesterséges felszínének 3 szintje

1. szint	**2. szint**	**3. szint**
1. Mesterséges felszínek	1.1. Lakott területek	1.1.1. Összefüggő település szerkezet
		1.1.2. Nem-összefüggő település szerkezet
	1.2. Ipari, kereskedelmi területek, közlekedési hálózat	1.2.1. Ipari vagy kereskedelmi területek
		1.2.2. Út- és vasúthálózat és csatlakozó területek
		1.2.3. Kikötők
		1.2.4. Repülőterek
	1.3. Bányák, lerakóhelyek, építési, munkahelyek	1.3.1. Nyersanyag kitermelés
		1.3.2. Lerakóhelyek, meddőhányók
		1.3.3. Építési munkahelyek
	1.4. Mesterséges, nem-mezőgazdasági, zöld-területek	1.4.1. Városi zöldterületek
		1.4.2. Sport-, szabadidő-és üdülő területek

Magyarországon 1993 és 1995 között készült el a CLC100 felszínborítási adatbázis Landsat 5 TM űrfelvételek alapján. A munkálatokat a FÖMI (Földmérési és Távérzékelési Intézet) végezte. Az interpretáció az űrfelvételekből készített fotótérképekre fektetett speciális fóliákra, ceruzával, kézi rajzolással történt. Az interpretációs munkát segédadatok (topográfiai térképek, fekete-fehér és infravörös légifelvételek, erdészeti térképek stb.) használata és terepi ellenőrzések segítették (**Mari, 2002**). Hazánkban CLC2000 adatbázis az 1998/1999-es SPOT 4 felvételek alapján készített, CLC50 adatbázis aktualizálásával készült (**Büttner et al., 2000, Mari et al., 2001**)

2009-ben indult az Urban Atlas projekt, amely 2011-ig a 305 legnépesebb európai városról készített nagyon részletes területhasználati térképeket. Földmegfigyelő műholdak (SPOT 5, ALOS, Quickbird, Rapideye) 2,5 m-es multispektrális vagy pan-sharpened képei alapján 1:10000-es méretarányban készültek el a Corine és a GUS Legend nomenklatúrája alapján a tematikus térképek. A minimális térképezési egység 0,25 ha volt a városi, 1 ha a vidéki zónában. A 4 szintű hierarchikus rendszerben 21 osztályt alakítottak ki, amelyekben felszínborítási és területhasználati kategóriák is megjelennek. (**Mapping Guide for a European Urban Atlas, 2010**).

2.3. Városi alkalmazásokban használt távérzékelt adatok

A távérzékelt adatokból különböző képfeldolgozási eljárásokkal, illetve egyéb segédadatok segítségével, vizuális interpretációval meghatározhatók a felszínborítási vagy területhasználati kategóriák. Azonban a napjainkban nagy számban rendelkezésre álló űrfelvételek, légifelvételek közül ki kell választani azokat, amelyek alkalmasak a városi felszínborítás és területhasználat térképezésére illetve azokat a jellemzőiket megtalálni, amelyek bizonyos folyamatok térképezésére, elemzésére alkalmasak lehetnek.

A városi felszínek térképezése során alkalmazott távérzékelt adatoknak eleget kell tenniük bizonyos feltételeknek térbeli, spektrális, radiometrikus és időbeli felbontás tekintetében (**Jensen és Cowen, 1999**). Sokféle aktív és passzív távérzékelő rendszer készít különböző felbontással képeket, amelyek alkalmasak lehetnek a városi tanulmányokhoz. A közepes felbontású szenzorok segítségével nagy-dimenziójú városi jelenségek és folyamatok vizsgálatára nyílt lehetőség a 70-es évek elejétől, amikor a Landsat-1-t sikeresen felbocsátották. Az IKONOS – a világ első nagyfelbontású kereskedelmi műholdja – 1999. szeptember 24-ei startjával szupernagy-felbontású műholdképek is elérhetővé váltak, amelyek lehetővé teszik a városi környezet részletes elemzésének végrehajtását (**Yang, 2007**). Ugyanis

ezek a szenzorok elősegítik a városi objektumok azonosítását, mint az egyedi épületek vagy az úthálózatok részleteinek felismerését (**Brussel et al., 2003**).

Az első kereskedelmi műhold 1972-es indítása óta a távérzékelt adatok mind minőségükben, mind mennyiségükben lenyűgöző fejlődést mutattak be. A legnagyobb előrelépést a javuló spektrális és térbeli felbontás jelentette. A nagy spektrális felbontású felvételek, mint a hiperspektrális képek több száz sáv segítségével tudják vizsgálni a Föld felszínét egészen molekuláris szintig (**Cloutis, 1996**). A nagyfelbontású képek, mint a méteres vagy méter alattiak bizonyos fokig hasonlóak a nagyméretarányú légifelvételekhez (**Space Imaging, 2001**).

Térbeli felbontás alapján a városi tanulmányok a szenzorok 4 generációját különböztetik meg. Az első generációba tartoznak az alacsony felbontású szenzorok, mint a LANDSAT MSS (80 m). A második- és harmadik generációba a közepes- és nagyfelbontású LANDSAT 4-5 (30 m), SPOT 4 (10-20 m), SPOT 5 (5-10 m) vagy IRS (5,8-23 m); a negyedikbe a szupernagy felbontású IKONOS, Quickbird, GeoEye (1 m és kisebb) szenzorai sorolhatók (**Donnay et al., 2001).**

Az egyik legrégebbi, még ma is használatos rendszer, amely a térbeli felbontás és területhasználati/felszínborítási kategóriák közötti kapcsolatot írja le **Anderson et al. (1976)** nevéhez fűződik (*2.4. táblázat*). Ez a rendszer a városi területhasználati osztályokat négy hierarchikus rendszerbe osztja és egy megközelítő utalást ad arra, hogy milyen felbontású szenzor szükséges az adott területhasználat/felszínborítás osztályozásához.

2.4. táblázat A térbeli felbontás és a vizsgálható területhasználati/felszínborítási osztályok közötti kapcsolat

	Térbeli felbontás	**Példa osztályok**
1.	≤100 m	Beépített felszín
2.	≤20 m	Lakó-, ipari-, kereskedelmi körzet
3.	≤5 m	Egyedi objektumok, családi házak, apartmanok
4.	≤1 m	További információk, pl. épületek állapota

Jensen és Cowen (1999) egyéb szempontokat és kategóriákat is belevettek a munkájukba, beleértve a hierarchikus objektumosztályozást (*2.5. táblázat*).

2.5. táblázat A területhasználathoz/felszínborításhoz szükséges minimális időbeli, térbeli és spektrális felbontás

Területhasználat/ felszínborítás	**Időbeli**	**Térbeli**	**Spektrális**
L1-USGS Level 1	5-10 év	20-100 m	V-NIR-MIR-Radar
L2-USGS Level 2	5-10 év	5-20 m	V-NIR-MIR-Radar
L3-USGS Level 3	3-5 év	1-5 m	Pan-V-NIR-MIR
L4-USGS Level 4	1-3 év	0,25-1 m	Pánkromatikus

Vagyis a kisméretű városi objektumok vagy a komplex környezet objektumainak azonosításához nagyfelbontású adatok szükségesek. A 10 vagy 15 m-es felbontás áttekintést nyújt a városi területekről és az általános felszínborítási/területhasználati osztályokról. Viszont az objektumazonosítás minimum 5 méteres vagy kisebb felbontást igényel (**Sliuzas at al., 2010**). Az osztályozás pontosságának mértéke (pl. területhasználat osztályozása) nagyban függ a kiválasztott szenzor térbeli felbontástól (**Welch, 1982**). A kívánt pontosság és információ ezért érvényes kritérium a szenzor adatok megfelelő térbeli felbontással történő kiválasztásához (**Atkinson és Curran, 1997**). **Welch (1982)** továbbá azt állította, hogy a 30 m-es felbontás elegendő lehet a városi elemek térképezésére az Egyesült Államokban, de 10 m-es adat szükséges olyan helyeken, ahol a térbeli mintázat kisebb a városokban, mint pl. Kínában. Tehát az adott tanulmányhoz szükséges térbeli felbontás megadható a legkisebb vizsgálandó objektum méretével (**Forster, 1985; Cowen és Jensen, 1998**).

Strahler et al. (**1986**) az objektum mérete és a szenzor felbontása közti kapcsolat alapján kétféle modelltípust különböztet meg: a „nagyfelbontású" (H-resolution model), ahol az elem nagyobb, mint a cella mérete; a „kisfelbontású" (L-resolution model) esetében pedig az elem kisebb a cella méreténél, így nem kezelhető egyedi objektumként, és egyénileg sem kimutatható. Ezért a szenzor által mért reflektancia a különböző típusú elemek kölcsönhatásának összege lesz, azaz a pixel értéke az egyes elemek relatív aránya szerinti súlyozott átlagból kapható meg (**Strahler et al., 1986**).

A gyakorlatban azonban az adatforrás kiválasztása esetén kompromisszumot kell kialakítanunk a költség, a kívánt térbeli felbontás, a képkészítés időpontja, és egyéb a képet jellemző tulajdonságok, mint a spektrális sávok száma és az adat hozzáférhetősége között (**Harris és Ventura, 1995**). Mivel a vizsgálatom szempontjából fontos kritérium volt, hogy hosszú időintervallumot felölelő, egységes adatbázis álljon rendelkezésemre, ezért a választásom az 1982-től folyamatosan képeket szolgáltató Landsat 5 műholdakra esett. A még működő Landsat 7 ETM+ szenzor képei pedig a műhold SLC készülékének 2003-as meghibásodása miatt nem használhatók a vizsgálatomban.

A közepes felbontású műholdképek, mint a Landsat TM vagy ETM+, ASTER, SPOT és az indiai műholdak városi alkalmazása esetén megjelennek a vegyes pixelek okozta problémák. A keveredés különösen érvényes a lakóterületeken, ahol az épületek, az utak, a fák, a gyep és a víz együttesen jelenhetnek meg egy pixelen belül (**Epstein et al., 2002**).

2.4. A pixel- és a szubpixel-alapú osztályozások

A városi felszínek közepes felbontású űrfelvételek alapján való osztályozása a vegyes képelemek nagy száma miatt speciális képfeldolgozási módszereket igényel. A hagyományos megközelítések értelmében csak egyetlen felszínborítási/területhasználati kategória vagy objektum típus megengedett egy adott pixelen belül. Ez azt jelenti, hogy a pixel kizárólag és teljesen egy meghatározott kategóriába esik (**Forster, 1985; Wang, 1990; Sabol et al., 1992; Lillesand és Kiefer, 1994**). Ez viszont csak akkor elegendő, ha a pixel mérete kisebb, mint a vizsgált objektumé, vagyis a nagyfelbontású (H-Resolution) modellek esetében (**Strahler et al., 1986**).

Ridd (1995) a biofizikai összetétel és a környezet paraméterezésére egy Növényzet-Mesterséges felszín-Talaj (V-I-S) modellt javasolt. Egy Salt Lake City-i projekt keretében arra kereste a választ, hogy a változó városi környezetben a V-I-S komponensek számításával a felszínborítási arányok érdemben hogyan ábrázolhatók egy háromszögdiagramon, valamint ezek milyen kapcsolatban állnak a városi területhasználati foltokkal. Az elméleti modell értelmében a legalapvetőbb városi ökoszisztéma komponensek felírhatók a növényzet, mesterséges felszínek és a nyílt városi talajok különböző arányú kombinációjaként.

A Ridd által alkotott V-I-S modell után növekvő számú kutató használt Landsat adatokat a mesterséges felszínek térképezéséhez. Ezáltal városi felszínek távérzékeléses vizsgálata számos új osztályozási módszer kifejlesztéséhez vezetett, beleértve a spektrális szétválasztást, a regressziós modelleket, a döntési fa-, a szubpixel alapú osztályozásokat és a neurális hálózatokat.

Egy átfogó stratégia magába foglalja a vegetációs indexek határértékek szerinti osztályozását, beleértve a hagyományos mutatókat, mint az NDVI (**Masek et al., 2000**) és az egyedieket, mint a Normalizált Beépítettségi Index (Normalized Built-up Index) (**Zha et al., 2003**). Ezek segítségével a városi formák elkülöníthetők a nem-városiaktól, mivel a városi területeken közelítőleg inverz korreláció mutatható ki a mesterséges felszínek és a növényborítás között, ezáltal a mesterséges felszínek kinyerésének egyfajta megközelítése lehet a növényzet arányának meghatározása. (**Carlson és Arthur, 2000; Gillies et al., 2003; Bauer et al., 2007**). Az NDVI, a Tasseled Cap transzformáció greeness sávja vagy a

főkomponens analízis alkalmas lehet a növényzet arányának meghatározására, vagyis százalékos értékét megkaphatjuk az NDVI skálázásából (**Carlson és Ripley, 1997**). A mesterséges felszínek százalékos eloszlása ezek után kétféleképpen határozható meg (1) a növényborítás komplementereként vagy (2) regressziós modellek segítségével. Az elsőt gyakran használják kis- és közepes felbontású űrfelvételek esetében (**Gillies et al., 2003, Boegh et al., 2009**). A módszer hátránya, hogy évszaktól függően az űrfelvételekből levezetett mutatók nagyon eltérő eredményt nyújthatnak. A lombos időszakban a mesterséges felszínek alul, míg a lombkorona nélküli időszakban felülreprezentáltak lehetnek. A regressziós modell segítségével **Bauer et al. (2004, 2007)** erős kapcsolatot állapított meg a pánkromatikus légifotóból nyert mesterséges felszínek aránya és a Landsat képből Tasseled Cap transzformációból levezetett greeness sáv értékei között egy Minnesota állambeli példán. Hátránya, hogy (1) a felszínborítás osztályozása hibával terhelt a városi/fejlett és vidéki/nem-városi területek között. (2) A nyílt talajfelszínek hasonló spektrális tulajdonsággal rendelkeznek, mint a mesterséges felszínek. (3) A lombkorona jelentősen befolyásolja a mesterséges felszínek arányát. (4) Valamint a képkészítés időpontja is döntő hatással lehet az eredményre **(Bauer et al., 2007).** A regresszió analízist területhasználat becsléssel fejlesztette tovább **Chabaeva et al. (2004)** és **Yuan et al. (2008)**.

A környezettudományok területén széles körben alkalmaznak hierarchikus osztályozásokat (**Setiawan, 2006**). Az eredménye azonban nagyban függ a döntési fa megtervezésétől, beleértve a fastruktúrát (a szintek és csúcsok számát), minden egyes elágazásnál a választható opciókat (spektrális és nem spektrális) és a döntési szabályt. Néhány tanulmányban összehasonlították a hierarchikus osztályozást más osztályozási módszerekkel, és arra a következtetésre jutottak, hogy a döntési fa módszer potenciálisan jobb eredményt nyújthat, mint a maximum likelihood osztályozás (**Gahegan és West, 1998; Muchoney et al., 2000**) Ugyanakkor a hierarchikus rendszerek hajlamosak arra, hogy a felsőbb szinteken megjelenő hibákat továbbvigyék és felerősítsék az alsóbb szinteken.

A mesterséges neurális hálózatokat is széles körben használják távérzékelt adatok esetében, köszönhetően számos előnyének a statisztikai módszerekkel szemben. Nem szükséges előfeltétel a valószínűségi modell adataira, robosztus a zajos környezetekben, és képes komplex mintázatok megtanulására (**Ji, 2000**). Habár többféle neurális hálózat modellt is kifejlesztettek, az MLP típusú (multi-layer perceptron) előrecsatolt modellt használják a legszélesebb körben (**Kavzoglu és Mather, 2003**). Területhasználat és felszínborítás vizsgálatban MLP típusú hálózatokat alkalmazott **Foody et al. (1997)** és **Zhang és Foody (2001)**. A mesterséges felszínek meghatározásában azonban az alkalmazásuk még viszonylag újnak tekinthető. (**Chormanski et al., 2008; Mohapatra és Wu, 2007**). **Chormanski et al.**

(2008) a négy fő felszínborítási osztályt (mesterséges felszínek, növényzet, nyílt talajok és víz/árnyék) térképezte nagy- és közepes felbontású felvételek segítségével. **Mohapatra és Wu (2007)** is háromrétegű előrecsatolt visszaterjesztéses (back propagation) neurális hálózatokat használt a mesterséges felszínek arányának meghatározására, amelyhez az aktivációs szintek térképeit nagyfelbontású űrfelvételekből (IKONOS) készítette el. Az eredmények azt mutatták, hogy a mesterséges neurális hálózatok jól teljesítenek a városi területeken, és alkalmazásuk ígéretes lehet a mesterséges felszínek arányának becslésére nagyfelbontású űrfelvételekből. **Weng és Hu (2008)** MLP előrecsatolt visszaterjesztéses neurális hálózatokat szubpixel-alapú osztályozásként használtak, hogy meghatározzák a mesterséges felszínek arányát Indianapolisban. A módszer a sok előnye mellett néhány hátránnyal is rendelkezik, például hogyan kell a rejtett rétegeket megtervezni, valamint a rejtett rétegek csomópontjainak számát megválasztani. (**Kavzoglu és Mather, 2003**)

A „soft classification" vagy subpixel alkalmazások a hagyományos pixelalapú osztályozásokkal szemben minden egyes pixelt valamely felszínborítási osztályba való tartozásának valószínűségével határoznak meg, ezáltal folytonosan változó felületet alakítanak ki. Számos szubpixel-alapú alkalmazást fejlesztettek ki, ezek közül három széles körben alkalmazott.

(1) A fuzzy maximum likelihood (**Marsh et al. 1980; Wang, 1990; Foody et al., 1992**), hasonló a maximum likelihood osztályozáshoz; a különbség az, hogy a fuzzy átlagvektorokat és a kovariancia mátrixokat statisztikailag súlyozott tanulókból kapjuk. Ahelyett, hogy olyan tanulókat határolnánk le, amelyek teljesen homogének, tiszta és vegyes tanulók kombinációit használhatjuk. A különböző feature type-ok ismert keverékei definiálják a fuzzy tanulók súlyait. Az osztályozott pixeleknek meghatározza a tagsági fokát figyelembe véve minden egyes osztályba tartozásának mértékét. (**Lillesand, Kiefer, 2006**)

(2) fuzzy c-means (**Bezdek et al., 1984**; **Foody és Zhang, 2001**; **Ibrahim et al. 2005**) hasonló a K-means nem-irányított osztályozáshoz, a különbség az, hogy a spektrális térben az osztályok közötti „éles" (hard) helyett fuzzy határokat hoz létre. Így ahelyett, hogy minden ismeretlen mérési vektor kizárólag egy osztályt határozna meg, függetlenül attól, hogy milyen távolságra van a spektrális térben az osztályközép, egy tagsági értéket ad meg, amely leírja, hogy adott pixel milyen közel van az egyes osztályközepekhez.

(3) a lineáris szétválasztási (LSMA) vagy spektrális szétválasztási modellek (SMA) (**Adams et al., 1986; Van deer Meer, 1997**; **Wu és Murray, 2003; Lu és Weng, 2006; Franke et al., 2009**)

A spektrális szétválasztási vizsgálat (SMA) célja, hogy a pixeleken belüli felszínborítási típusok arányát meghatározza, egyúttal modellezze a vegyes pixeleket tiszta, homogén spektrumú felszínborítási típusokkal, amiket a szakirodalom szélsőpontoknak (*endmember*) hív (**Roberts et al., 1998**). Az SMA módszert tovább lehet bontani lineáris- és nem lineáris spektrális szétválasztási vizsgálatra, aszerint hogy mennyire összetett a szórás. Azaz, ha minden foton egy felszínborítási kategóriával lép kapcsolatba a pillanatnyi látómezőn, a keveredés lineárisnak tekinthető, és a modellezett spektrum lineáris összegzése lesz az összes felszínborítási típus és felszíni arányuk szorzatának (**Sabol et al. 2002; Van Der Meer és De Jong, 2000**). Viszont, ha szórt fotonok több felszínborítással is kapcsolatba lépnek, mint a növények és a talajok többszörös szóródása esetén, akkor nemlineáris spektrális szétválasztást kell alkalmazni (**Roberts et al., 1993; Gilabert et al. 2000**).

A gyakorlatban a legtöbb alkalmazás a spektrális szétválasztás esetében lineáris spektrális szétválasztás módszerét használja. **Small (2001b, 2002)** a városi növényzet térbeli eloszlását és időbeli változását vizsgálta New York-ban három szélsőpontos (alacsony albedó, magas albedó, növényzet) spektrális szétválasztással. **Wu és Murray (2003)** a mesterséges felszínek arányát az Ohio állambeli Colombus-ban kényszerített (fully constrained) lineáris spektrális szétválasztással (LSMA) határozták meg Landsat ETM+ űrfelvételek segítségével. Kutatásukban a vizsgált területen 4 szélsőpontot választottak ki: alacsony albedót, magas albedót, növényzetet és talajt. A kapott eredményt nagyfelbontású légifelvétellel vetették össze, amivel sikerült igazolniuk, hogy távérzékelt adatokból megfelelő pontossággal kinyerhető a mesterséges felszínek aránya. Ugyanerre a területre **Wu (2004)** a normalizált spektrális szétválasztás (NSMA) módszerét alkalmazta, vagyis első lépésként normalizálta az egyes felszínborítások változó fényességi értékeit, amellyel sikerült tovább javítani a mesterséges felszínek meghatározását. Emellett a mesterséges neurális hálózatokat is alkalmazták, hogy a segítségükkel felírják a vegyes pixeleket a szélsőpontok arányaként (**Flanagan és Civco, 2001; Pu et al. 2003**)

Általánosságban elmondható, hogy a városi területeket jelentősen eltérő típusú, mennyiségű és geometriájú mesterséges felszínek alkotják. Ezért problémát okoz olyan alkalmas szélsőpontot kiválasztani, ami egyedül reprezentálni tudja az összes típust (**Weng, 2012**). **Lu és Weng (2004)** javaslata szerint 3 lehetséges megközelítés létezik, amelyekkel ez a probléma megoldható: (1) rétegződés (2) többszörös szélsőpontok használata (Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis, MESMA) és (3) hiperspektrális képek alkalmazása. A rétegződés értelmében a teljes területet felbontjuk kisebb, hasonló felszínborítások alkotta régiókra, majd ezeken határozzuk meg az egyes szélsőpontokat, így nagyobb pontosságú aránytérképeket tudunk majd előállítani. A többszörös szélsőpontok használatakor nagyszámú

szélsőpont segítségével modellezzük a teljes képet, ami pontosabb eredményt nyújt, mint a hagyományos SMA megközelítés (**Rashed et al., 2003; Franke et al., 2009**). Ez a megközelítés kettő szélsőpontos modellek sorozatával kezd, majd minden modellt értékel a frakciós értékek, a négyzetes középérték hiba és a maradék küszöbérték alapján, és a végén a legalacsonyabb hibával készíti elő a frakciós képet (**Roberts et al., 1998**). **Yang et al. (2010)** előzetes leválogatással (pre-screened) és normalizált többszörös szélsőpont spektrális szétválasztással egybekötött modellt (PNMESMA) mutatott be, amiben kombinálta az NSMA-t és az MESMA-t. A PNMESMA módszert eredményesebbnek találta a korábbi modelleknél (LSMA, NSMA és MESMA), mivel a becsült hiba értéke csökkent és nem mutatkozott egyértelmű alul- vagy felülbecslés a sűrűn vagy alacsonyan beépített területeken.

Összefoglalva a hagyományos pixelalapú megközelítések mellett nagy számban állnak rendelkezésre szubpixel-alapú osztályozási módszerek, amelyekkel kezelni lehet a közepes felbontás esetén jelentkező vegyes pixeleket. A megfelelő módszer kiválasztása sokszor a vizsgált területtől, az alkalmazástól vagy a különböző felszínborítási típusokhoz tartozó aránytérképektől megkövetelt pontosságtól függ.

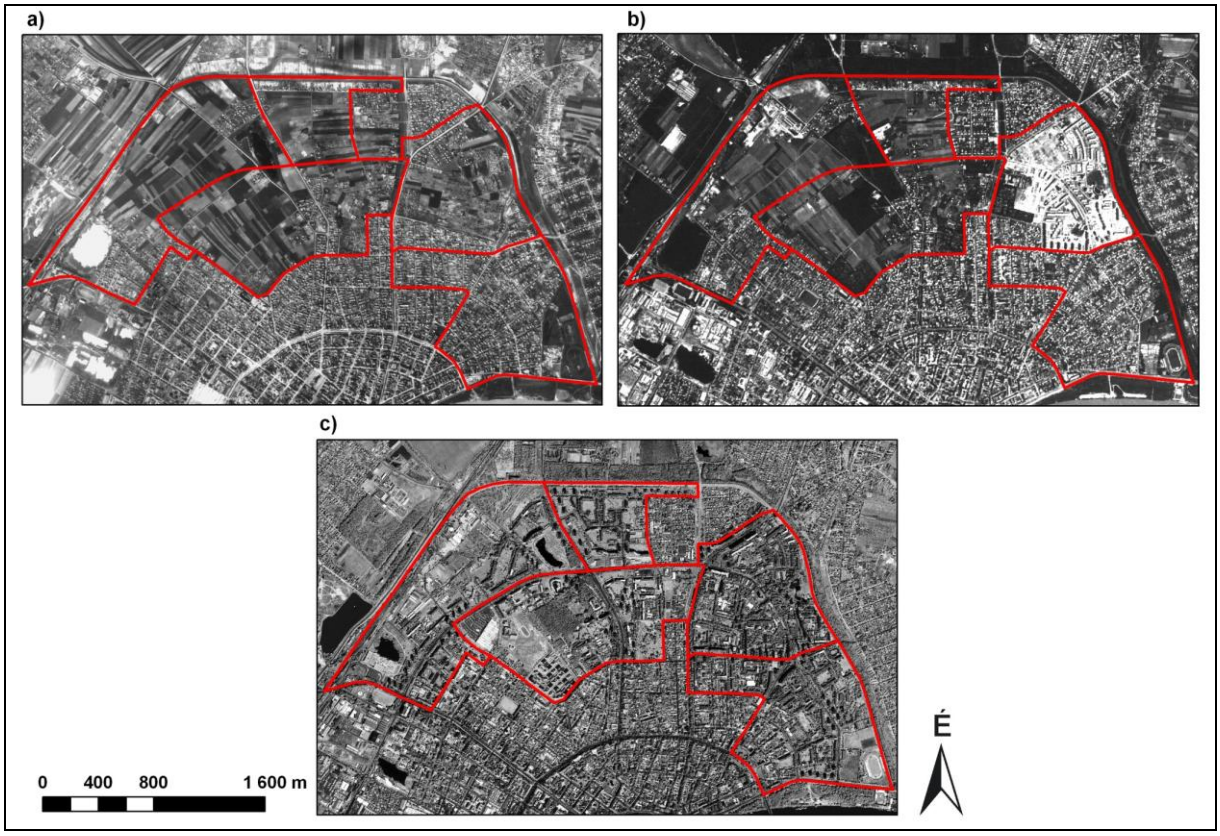
3. Vizsgált terület

3.1. A vizsgált terület földrajzi és történeti leírása

Szeged Magyarország harmadik legnépesebb városa (170052 fő, **KSH 2012**), a dél-alföldi régió központja. A Tisza által kettészelt város 281 km^2-es területen helyezkedik el, amelyből a városi, elővárosi részek 45-50 km^2-t foglalnak el. Szeged mai körutas-sugaras szerkezete Párizs, Pest és Bécs nyomán az 1879-es árvízi újjáépítés során alakult ki. 1879. március 12-én éjjel 2 órakor átszakadt a város északi részén lévő gát, és a betörő víz a város épületállományának jelentős részét elpusztította, Lechner Lajos feljegyzései szerint 265 ház maradt fenn, amely a korábbi állomány kevesebb, mint 5%-át adta. Jelentős nemzetközi és országos segítséggel, Lechner Lajos tervei alapján indult meg a munka, amely 1883-ra többé-kevésbé be is fejeződött. A legfontosabb feladatnak a város területének 1879. évi árvízi szintnél magasabbra emelését tekintették. Első lépésként a Felső-Tisza-parttól az Alsó-Tisza-partig terjedő mintegy 12 km hosszúságú, a várost félkör alakban kerítő töltést (Körtöltés) építettek meg, amely átlagosan 10 m-re emelkedett a tiszai vízmérce 0 pontja fölé. Négy városon belüli forgalmat bonyolító kisebb (Boldogasszony utca, Szentháromság utca, Kálvária sugárút, Szilléri sugárút) és négy távolsági forgalmat bonyolító nagyobb sugárutat (Petőfi Sándor, Kossuth Lajos, Csongrádi, József Attila sugárút) alakítottak ki. A sugárutak a Kis- és Nagykörutat átszelve érkeznek a központba. E nagyívű munka eredményeként urbanisztikai és építészeti szempontból a korabeli Magyarország egyik legmodernebb városa született meg. (**Blazovich, 2005**)

A 20. század elején elkezdődött a Körtöltésen kívüli területek parcellázása és beépítése a szegényebb néprétegek szegényes házaival. A nagyárvíz után az első világháborúig jelentős ipari fejlődés elsősorban az élelmiszer-, fa- és a könnyűiparban volt. A második világháborút követően főleg politikai megfontolások miatt a város fejlődése lelassult. Újabb lendületet az 1960-as évek elején kapott Szeged, ugyanis 1961-ben ismét Csongrád megye székhelye lett, ezzel a vonzáskörzete is lényegesen megnőtt. Sor került a városközpont bővítésére a Tisza bal partján, ahol egyetemi és középiskolai kollégiumok, a Magyar Tudományos Akadémia Biológiai Központja, Sportcsarnok és más városi, illetve regionális szintű intézmények épültek. A város morfológiai arculatát azonban az új lakótelepek változtatták meg legjelentősebb mértékben (**Szeged megyei jogú város integrált városfejlesztési stratégiája, 2008**). Szeged első lakótelepi építkezése a Tisza bal partján, a Ligettől délre indult, Odessza néven. 1966-ban kezdték meg Tarján, néhány évvel később Felsőváros, 1976-ban Makkosháza, majd legutoljára Újrókus városrész megépítését. (**KSH 2003**) Az 1970-től 1980-

ig terjedő évtized a városiasodás területén jelentős eredményeket hozott, ugyanis több mint 20 ezer új lakás épült, felújításra került valamennyi főútvonal, és elkészült az új Tisza-híd. A *3.1. ábrán* is megfigyelhető ez a folyamat, a város északi részen az 1950-es években még beépítetlen területek találhatók, az 1972-es képen már a tarjáni lakótelep is látható, míg a 2004-es állapot a már kialakult lakótelepeket mutatja.

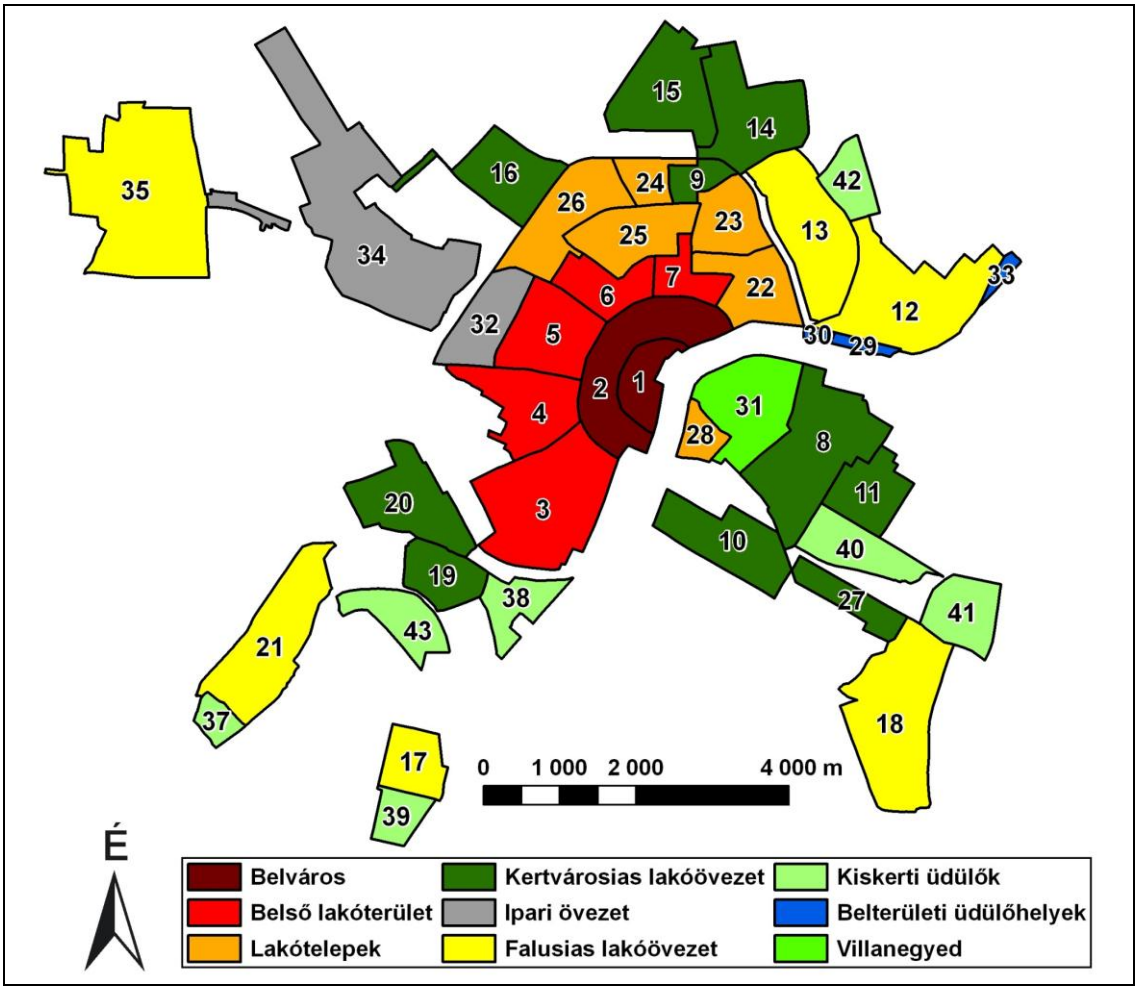


3.1. ábra A szegedi lakótelepek kialakulása 1950-től napjainkig, a) 1950-es légifelvétel, b) 1972-es Corona űrfelvétel, c) 2004.08.23-ai IKONOS pánkromatikus űrfelvétel

Az 1990. évi rendszerváltást követően a város ipara megszenvedte a gazdasági szerkezetváltást: a könnyűipari üzemek nagy része bezárt, helyükön barnamezős területek maradtak vissza. Ugyanakkor a város intézményei, közellátása dinamikusan fejlődött, a középületek megújultak, elkészült a csatornázás, a szennyvíztisztító, a hulladéklerakó, szilárd burkolatot kaptak a mellékutcák is. Megindultak a városrehabilitációs projektek sora: Dóm tér, Kárász utca, Klauzál tér, Tisza Lajos körút, Szent István tér, Tarján. Jelentősen bővült a felsőoktatás, a különálló intézményekből egységes Universitas jött létre. A legtöbb új munkahely a kereskedelemben létesült a bevásárlóközpontok révén. (**Szeged megyei jogú város integrált városfejlesztési stratégiája, 2008**) Napjainkban a Szeged belső részein található foghíjtelkek beépítése mellett a kiskertek és a csatolt községek területein történő lakásépítések a jellemzőek.

3.2. A város térbeli tagozódása

A város belső funkcionális tagozódásának leírását *A nagyvárosok belső tagozódása, Szeged* (**KSH, 2003**) című kiadvány alapján készítettem el. A várostestben más városokhoz hasonlóan 4 fő elem különíthető el: (1) a történelmi városrészek, (2) lakótelepek, (3) ipari zóna, (4) csatolt települések. Ezek megjelenése a városmagból kiindulóan nagyjából gyűrűs szerkezetű, és bennük további önálló karakterrel rendelkező egységek különíthetők el. A KSH 9 funkcionális kategóriát különített el a város területén, amelyeket a *3.2. ábra* szemléltet.



3.2. ábra Szeged Belső funkcionális tagozódása (**KSH, 2003**)

3.2.1. Belváros

A Tisza jobb partján, a Tisza Lajos (Kiskörút) által határolt (1) Történelmi városközpontból, és a Kis- és Nagykörút által határolt (2) Belső városrészből áll. A városrészben koncentrálódik a kiskereskedelmi, a vendéglátó, a szállodai, a szolgáltató szektorban működő vállalkozások döntő többsége. Itt működik a legtöbb közösségi, államigazgatási, hatósági és igazságszolgáltatási funkciójú intézmény, és itt található az

egyetem épületeinek nagy része is. A városrész lakossága 20530 fő, ami viszonylag kis területen koncentrálódik, így a népsűrűség értéke 9150 fő/km^2-nek adódik. A lakásállományának közel fele (47,7%) 1945 előtt épült, és a lakások csak 5%-a tehető a rendszerváltást követő időszakra. A Belvárosban elszórtan, mozaikosan, több nagyobb területű zöldterület is található (Széchenyi tér, Dugonics tér, Lechner tér, Szent István tér).

3.2.2. Hagyományos beépítésű belső lakóterület

A Nagykörút és a lakótelepek, valamint az ipari övezet közötti területen helyezkedik el a hagyományos beépítésű lakóövezet, amelynek körzetei délről észak felé haladva (3) Alsóváros, (4) Móraváros, (5) Rókus-Móraváros, (6) Rókus, (7) Ófelsőváros. A legrégebbi rész az első világháborúig főként földművelők által lakott Alsóváros, amely Móravárossal sokáig a lakóövezet legelhanyagoltabb városrésze volt. Az utóbbi két évtizedben indult csak meg ezeknek a területeknek a fejlesztése, sok új társasház épült, ezáltal megindult a rossz műszaki és komfort állapotú lakások felszámolása. A hagyományos beépítésű belső lakóterület lakossága 27723 fő, népsűrűsége 4716 fő/km^2.

3.2.3. Lakótelepek

A Tisza bal partján a Ligettől délre helyezkedik el az (28) Odessza, Szeged északi részén, a Körtöltés mentén a Tiszától kiindulva pedig sorban Felsőváros (22) és Tarján (23), Északi városrész (25), Makkosháza (24), végül Újrókus (26) a Kossuth Lajos sugárútig bezárólag. A lakótelepeken él a város lakosságának közel 40%-a (65375 fő), a népsűrűség is itt a legmagasabb 13622 fő/km^2. A 1980-as évekig befejeződő lakótelep-építési programban összesen 28 ezer lakás készült el, amely a város lakásállományának 40%-át adja.

3.2.4. Villanegyed

A Tisza bal partján elterülő Újszegednek a Töltés és a Marostői utcáig terjedő belső területe ősfákkal és villalakásokkal. Az itt található vízipark, gyógyfürdő, városliget is erősíti a villanegyed jelleget. A világháború előtt a tömegközlekedés hiánya a körzet fejlődését erősen korlátozta. 1960 óta viszont szép számmal épültek itt többlakásos társasházak és különböző oktatási, kutatási, sportintézmények.

3.2.5. Kertvárosias jellegű lakóövezet

Ide tartoznak Újszeged eddig még nem említett részei: Újszeged (8), Fűvészkert (10), Marostő (11), valamint a Körtöltésen kívüli telepek: Béke- (16), Kecskés- (20),

Klebersberg-telep (19), illetve Új-Petőfitelep (14), Baktó (15), Újszőreg (27). Laza beépítésű családi házak jellemzik, amelyekhez többnyire kert is tartozik. A lakossága 19317 fő, mivel azonban nagy területen élnek, a népsűrűség 1766 fő/km^2-nek adódik a funkcionális városrészben. A lakásállománya 6769 lakást számlál, amelyek döntő többsége a II. világháborút követően épült, több mint 40%-a az 1970-1990 közötti évekre tehető.

3.2.6. Falusias jellegű lakóövezet

Petőfitelep (13) és Szentmihály (21) mellett ide tartoznak az 1973-ban Szeged részeivé vált csatolt községek: Tápé (12), Gyálarét (17), Szőreg (18), Kiskundorozsma (35). Az önkormányzat és szakigazgatás szervei sokáig más peremterületekkel azonos minőségként kezelték a volt falvakat, a felzárkóztató infrastruktúra kiépítésére nem jutott forrás. Ennek ellenére jellemzővé vált a belső övezetekből ideirányuló kitelepülés. Ezekben a funkcionális körzetekben 26224 fő él, a népsűrűség 2189 fő/km^2. A 6769 épített lakás közel fele az 1970-es évek után épült, az 1970-1989 közötti időszakban a 41,4%-a, 1990 után már csak 7,3%-a.

3.2.7. Belterületi üdülőhelyek

Az ide tartozó 3 területi egység a Tisza jobb partján található, Sárga (29), Tömörkény (30), és Tiszavirág (33) üdülőtelepek magas árhullám esetén víz alá kerülhetnek, mégis néhány embernek itt van az állandó lakása. A terület elsődlegesen magánüdülőkkel, hétvégi házakkal és társasüdülőkkel beépített.

3.2.8. Ipari övezet

A város nyugati részén, a lakótelepektől haladva a Körtöltés mindkét oldalán húzódó gazdasági zóna. Az övezet jelentős területét ipari üzemek, kereskedelmi raktárak és telephelyek foglalják el. A körzetben található egy egyetemi, illetve két középiskolai kollégium is, valamint egy volt szovjet laktanya területén diáklakásokat alakítottak ki. A lakónépesség 1002 fő, a népsűrűsége pedig a legkisebb a városban 207 fő/km^2-rel.

3.2.9. Kiskerti üdülők

A város körül kialakított hobbikert-zóna 1210 fő lakhelye. A villannyal, vezetékes ivóvízzel és gázzal ellátott kiskertek a kiosztásuk sorrendjében népesültek be, leghamarabb a Marostői kiskertek (40), majd a Szőregi (41) és a Tápéi kiskertek (42), végül a távolabb fekvő Bodomi (27), Ballagitói (38), Gyálaréti (39), Tompaszigeti (43) kiskertek.

3.3. A város, mint ökológiai rendszer

A természeti környezeti tényezők különböző pufferkapacitásúak az emberi hatásokkal szemben. Első megközelítésben pl. a geológiai felépítés a globális klímaparaméterek a „stabil elemek” csoportjába, a talajok, a vegetáció, a mikroklíma a „labilis” könnyen módosuló elemek közé tartoznak. Ebben az ökológiai rendszerben az emberi tényező a meghatározó ökológiai faktor (**Mucsi, 1996**).

A városokban megfigyelhető mikroklímák tarka mozaikszerűségükkel tűnnek ki. Az utcák terek, parkok és udvarok mind sajátos éghajlattal rendelkeznek. Kialakulásuk főbb okai a következők (**Unger, 2007**):

(1) A természetes felszínt részben burkolt felületek (épületek, utak, járdák, stb.) helyettesítik, amelyek más hővezetési képességgel és hőkapacitással rendelkeznek.

(2) A városi felszín geometriája rendkívül összetett, a térbeli egyenetlenségek horizontálisan és vertikálisan is igen változatosak. A természetes helyett egy új sugárzó felszín alakul ki az épületek tetőszintjében.

(3) A helyi energiaegyenlegnek bizonyos esetekben lényeges része lehet az emberi tevékenység által (ipar, közlekedés, fűtés) termelt és a környezetbe kibocsátott vagy kikerült hő is.

(4) Befolyásoló tényezők az antropogén folyamatok során keletkező anyagok, így a vízgőz, gázok, füst és egyéb szilárd szennyezőanyagok, melyek a várost lepelszerűen vonják be.

A városi környezet szabad felszínű területrészén található talajok számos antropogén hatás következtében degradálódnak. Az alábbi okokra vezethetők vissza (**McCall et al. 1996**):

(1) lecsökkent talajvízszint;

(2) talajok eltűnése (lefedés, elszállítás, lepusztulás);

(3) a szerves anyag lebomlási sebességének, és a növények számára felehető tápanyagok mennyiségének megváltoztatása;

(4) a talaj szerkezetének átalakulása;

(5) a talaj vízháztartásának módosítása, szellőzésének korlátozása;

(6) a talaj szintezettségének zavarása;

(7) vertikális és horizontális változékonyság csökkenése;

(8) tömörödés, kérgesedés;

(9) sófelhalmozódás, szikesedés, savanyodás;

(10) toxikus elemek (szerves- és szervetlen tényezők) felhalmozódása.

Szeged esetében még egy sajátos tényező is hatással volt a belterületek talajaira, ugyanis az 1879-es árvíz után a város területén jelentős feltöltések történtek, a Kiskörúton belüli területeket helyenként 4,5 m vastagon töltötték fel.

A városban élő növények és állatok életkörülményeit számos, sajátosan a városokra jellemző direkt és indirekt tényező is befolyásolja (**Lányi, 2000**):

(1) A városi talajok fokozott átalakuláson mennek át, amely elsősorban a növényeket, de táplálékláncon keresztül az állatokat is érinti.

(2) A városi levegő mezo- és mikroklimatikus viszonyai is jelentősen eltérnek az adott helyre jellemző természetes klímától. Az egyik legfontosabb különbség, hogy a városokban általában melegebb van, mint a környező természetközeli területeken, ezért a településeken a vegetációs periódus meghosszabbodik. Ezt jól jelzi a magasabb rendű növényzet fenológiai fázisainak eltolódása, illetve a felgyorsult egyedfejlődés.

(3) A városok vízellátottság szempontjából szélsőségesen száraz élőhelyeknek számítanak, hiszen nagy a burkolt felületek aránya, az erősen tömörödött talajszerkezet és az általában zárt vízelvezető csatornák miatt a lefolyás gyors, a beszivárgás minimális.

(4) Az élőlényeket számos mechanikai jellegű károsító hatás is éri, ezért a törékeny felépítésű, taposás-érzékeny fajok háttérbe szorulnak, miközben a jó regenerációs képességű fajok térnyerése figyelhető meg.

A városi felszínek környezeti minőségét továbbá befolyásolja a légszennyezés, a zajártalom, valamint a zöldterületi arány.

4. Felhasznált adatok

4.1. Felhasznált raszteres adatok

A felhasznált raszteres adatokat két csoportba soroltam: (1) az űrfelvételekre, amelyeken a különböző képfeldolgozási műveleteket elvégeztem, majd a belőlük levezetett eredménytérképeken az elemzéseket végrehajtottam. A másik kategóriát (2) a légifelvételek alkotják, amelyek referenciaadatként szolgáltak a pontosságbecsléshez, és a vizuális kiértékelésekhez.

4.1.1. A Landsat űrfelvételek

A kutatás szempontjából rendkívül fontos volt, hogy az űrfelvételek hosszú időintervallumra (30-40 évre) egységes térbeli és spektrális felbontással álljanak a rendelkezésemre. További lényeges kritériumnak tartottam, hogy olyan naprakész, friss adatokat használjak, amelyek könnyen, alacsony költséggel vagy ingyenesen hozzáférhetők a felhasználók számára. A felhasznált adatok kiválasztásakor le kellett mondtam a részletesebb térbeli felbontásról, annak érdekében, hogy hosszabb időskálán, egységes adatokon tudjam vizsgálni a városban lejátszódó folyamatokat. Ezért esett a választásom a négy évtizede egységes adatokat szolgáltató Landsat műholdakra, amelyek űrfelvételeit a mezőgazdaság, a geológia, az erdészet, a regionális tervezés, az oktatás, a térképezés és a globális változások terén széles körben alkalmaznak. Pontosabban az 1982 óta folyamatosan egységes, homogén adatokat szolgáltató Landsat TM szenzorok felvételeire. (Habár a még egyedüliként működő Landsat 5 műhold működését az Amerikai Geológiai Szolgálat (USGS) szakemberei egy elektromos alkatrész hibája miatt 2011. november 11-én ideiglenesen leállították, majd a szüneteltetést február 16-án még további 90 nappal meghosszabbították. A visszaállítást követően a készülék már csak az MSS szenzorral készített képeket, majd 2012 decemberében bejelentették, hogy a Landsat program ötödik tagját 2013 elején leállítják.)[1] Az 1999 óta működő Landsat 7 ETM+ műholdon ugyanakkor 2003. május 31-én az SLC (Scan Line Corrector) berendezés hibásodott meg, amely a műhold előrehaladó mozgásának kiegyenlítéséért volt felelős. Ezt követően 2003. július 14-től csak ún. SLC-off módban készülnek felvételek, ezért az ETM+ képek a vizsgálatomban csak korlátozottan lettek volna felhasználhatók. Ugyanakkor 2013. február 11-én sikeresen Föld körüli pályára állították az

[1] **http://landsat.gsfc.nasa.gov/about/landsat5.html**

LDCM (Landsat Data Continuity Mission) névre hallgató Landsat-8 műholdat, aminek köszönhetően remélhetőleg sikerül ismételten friss adatokkal bővíteni az 1972-ben, több mint 40 éve elkezdődött projekt adattárát. (A felbocsátás után közel 100 napig még teszteket hajtanak végre a műholdon, ezt követően lesznek csak elérhetők az első felvételek a felhasználók számára.[2])

A Landsat 4-es és 5-ös műholdakon elhelyezett TM szenzor 6 sávban 30 m-es és a hatodik hőtartományú infravörös sávban 120 m-es térbeli felbontásban készít felvételeket. A műholdak sávkiosztását és a hozzájuk tartozó térbeli felbontást a *4.1. táblázat* szemlélteti.

4.1. táblázat A Landsat TM sávkiosztása[3]

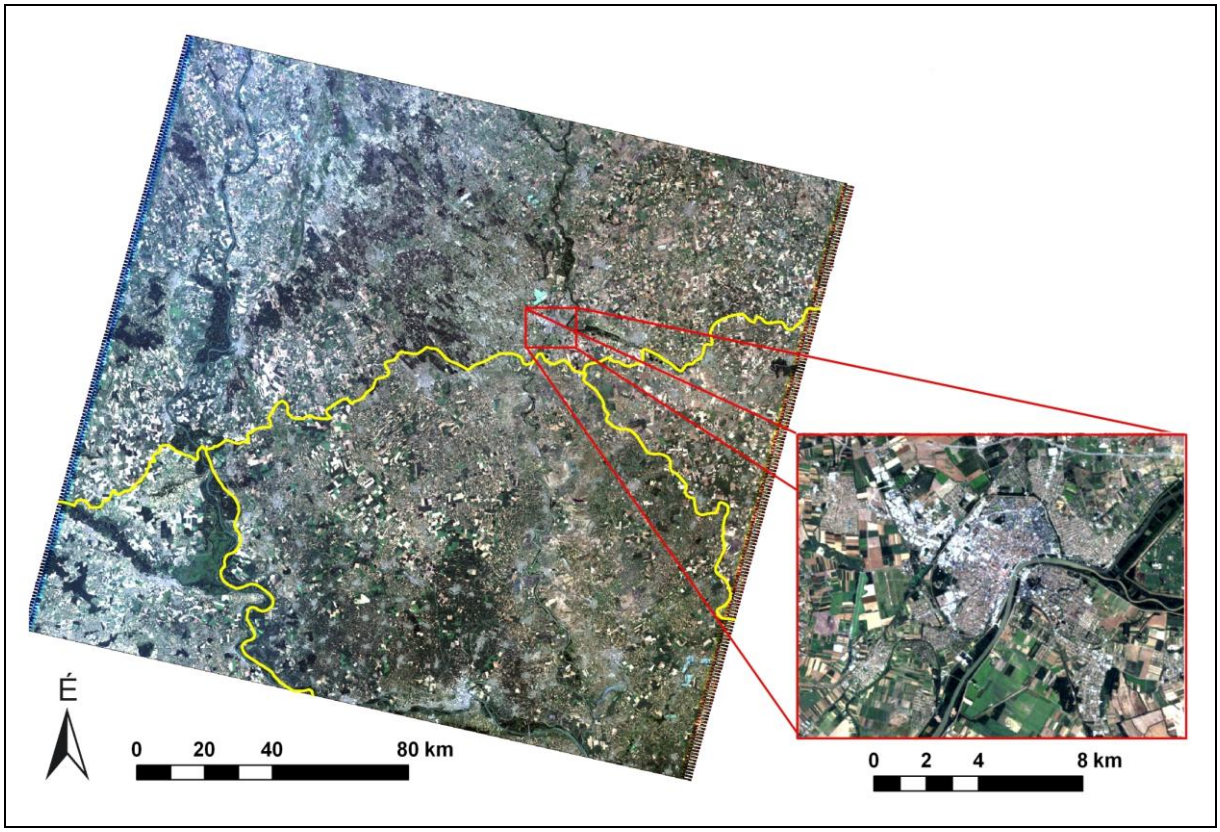
Sávok száma	**Hullámhossz (µm)**	**Térbeli felbontás**
1	0,45-0,52	30 m
2	0,52-0,6	30 m
3	0,63-0,69	30 m
4	0,76-0,9	30 m
5	1,55-1,75	30 m
6	10,4-12,5	120 m
7	2,08-2,35	30 m

A Landsat műholdak időbeli felbontása 16 nap, vagyis ugyanarról a területről 16 naponta készítenek ismételten felvételeket. Miután az Amerikai Geológiai Szolgálat (USGS) 2009 januárjától elérhetővé tette az archív felvételeket a honlapján[4], majd 2011 novemberében az ESA is követte a példáját, azóta ingyenesen letölthetőek a Landsat MSS, TM és ETM+ képek a 70-es évektől egészen napjainkig. Így a felhasználók számára 40 éves időintervallumra állnak rendelkezésre rendkívül nagy számban a Landsat űrfelvételek. A képeket Standard Topográfiai Korrekciós (Level 1T) feldolgozottsági szinten lehet elérni, azaz az adatok szisztematikus radiometriai és geometriai pontosságot nyújtanak a felszíni illesztőpontoknak köszönhetően. A topográfiai pontosságot pedig domborzatmodellek segítségével érik el. A felszíni illesztési pontokat a GLS2000 adatbázisból veszik, míg a domborzatmodell esetében SRTM, NED, CDED, DTED és a GTOPO 30 képezik a bemenő adatokat.[5]

A Földi Referencia Rendszer (Worldwide Reference System) teszi lehetővé a Landsat képek azonosítását és keresését az adatbázisban. Keletről nyugatra haladva 233 pásztázási

[2] **http://landsat.usgs.gov/LDCM_Landsat8.php**
[3] **http://landsat.gsfc.nasa.gov/about/tm.html**
[4] **http://glovis.usgs.gov**
[5] **http://landsat.usgs.gov/products_productinformation.php**

sávból és északról délre 122 sorból álló hálózat osztja fel a Föld felszínét, amelyben a 185 km ×185 km-es felvételeket az oszlop- és sorszámukkal azonosíthatunk.[6] Szeged olyan különleges helyzetben van, hogy a 186/28-as és 187/28-as jelzésű képen is szerepel. A *4.1. ábra* a 187/28-as azonosítású űrfelvételt és a Szegedet ábrázoló kivágatot szemlélteti.



4.1. ábra A 2011. július 11-ei Landsat TM (Pásztázási Sáv 187/Sor 28) kép és a szegedi kivágata a látható fény tartományában

A dolgozatban felhasznált Landsat űrfelvételeket, a képkészítési időpontjukkal a *4.2. táblázat* tartalmazza. Minden esetben olyan képek kerültek kiválasztásra, amelyek a 187/28-as azonosítású cellába estek.

4.2. táblázat A felhasznált Landsat űrfelvételek a képkészítési időpontokkal

1	1986.április16.	**7**	1986. szeptember 7.
2	1986. május 2.	**8**	1986. október 25.
3	1986. május 18.	**9**	1987. július 8.
4	1986. június 19.	**10**	1987. július 24.
5	1986. július 5.	**11**	2003. július 4.
6	1986. augusztus 22.	**12**	2011. július 10.

[6] **http://landsat.gsfc.nasa.gov/about/wrs.html**

4.1.2. A Landsat TM űrfelvételek előfeldolgozása

A Landsat 5 TM intenzitásértékei atmoszférikus korrekcióval reflektancia értékekké alakíthatók át egy Erdas Imagine-ben létrehozott modell segítségével (**Chavez, 1996; Chander és Markham, 2003**). A kalibrált intenzitásértékek első lépésként (Q_{cal}) radiancia értékekké (L_λ) konvertálhatók a következő egyenlet szerint:

$$L_\lambda = \left(\frac{LMAX_\lambda - LMIN_\lambda}{Q_{calmax}} \right) \times Q_{cal} + LMIN_\lambda \text{, ahol}$$

L_λ: a szenzor nyílásán mérhető spektrális sugárzás (radiancia) W/(m^2*sr*μm);

Q_{cal}: a számított kalibrált pixelérték intenzitásértéke (DN);

Q_{calmin}: a számított minimális kalibrált pixelérték (DN=0);

Q_{calmax}: a számított maximális kalibrált pixelérték (DN=255);

$LMIN_\lambda$: a spektrális sugárzás (radiancia), amit a Q_{calmin}-hez skáláznak W/(m^2*sr*μm);

$LMAX_\lambda$: spektrális sugárzás (radiancia), amit a Q_{calmax}-hoz skáláznak W/(m^2*sr*μm).

A fenti egyenlet átírható a következő alakba:

$$L_\lambda = G_{rescale} \times Q_{cal} + B_{rescale} \text{, ahol}$$

$$G_{rescale} = \left(\frac{LMAX_\lambda - LMIN_\lambda}{Q_{calmax}} \right);$$

$B_{rescale}$=$LMIN_\lambda$.

A $G_{rescale}$ és $B_{rescale}$ sávspecifikus értékek, amiket a műholdképhez tartozó információs fájl segítségével tudunk kiszámítani.

Mindegyik sávra kiszámíthatók a sötét objektum elméleti sugárzási értékei, amiről feltételezhető, hogy a reflektancia 1%-a, (**Moran et al., 1992, Chavez, 1996;**) és az atmoszférikus korrekció a sötét objektum értékével korrigálható.

$$L_{\lambda,haze} = L_{\lambda,min} - L_{\lambda,1\%} \text{, ahol}$$

$L_{\lambda,\ haze}$: az adott hullámhossztartományban az atmoszférikus korrekció utáni radiancia,

$L_{\lambda,\ min}$: a radianca értéke a minimum értékekkel történt korrekció után,

$L_{\lambda,\ 1\%}$: a radiancia értékének 1%-a (**Chavez, 1996**).

Az egyesített felszíni és atmoszférikus reflektanciát az alábbi képletből kaphatjuk meg:

$$\rho_P = \frac{\pi \cdot L_\lambda \cdot d^2}{ESUN_\lambda \cdot \cos\theta_s}, \text{ ahol}$$

ρ_P: mértékegység nélküli, a Földre értelmezett reflektancia

L_λ: a szenzor nyílásán lévő spektrális sugárzás (radiancia)

d: Föld-Nap távolság csillagászati egységben (*4.3. táblázat*)

$ESUN_\lambda$: a Nap átlagos exoatmoszférikus besugárzása (*4.4. táblázat*)

θ_s: a Nap tetőpontjának szöge fokban (zenit)

4.3. táblázat Föld-Nap távolság csillagászati egységben (**Markham és Barker, 1986**)

Az év napja	**Távolság**	**Az év napja**	**Távolság**	**Az év napja**	**Távolság**
1	0,9832	121	1,0076	242	1,0092
15	0,9836	135	1,0109	258	1,0057
32	0,9853	152	1,014	274	1,0011
46	0,9878	166	1,0158	288	0,9972
60	0,9909	182	1,0167	305	0,9925
74	0,9945	196	1,0165	319	0,9892
91	0,9993	213	1,0149	335	0,986
106	1,0033	227	1,0128	349	0,9843
Az év napja (Julián naptár)				365	0,9833

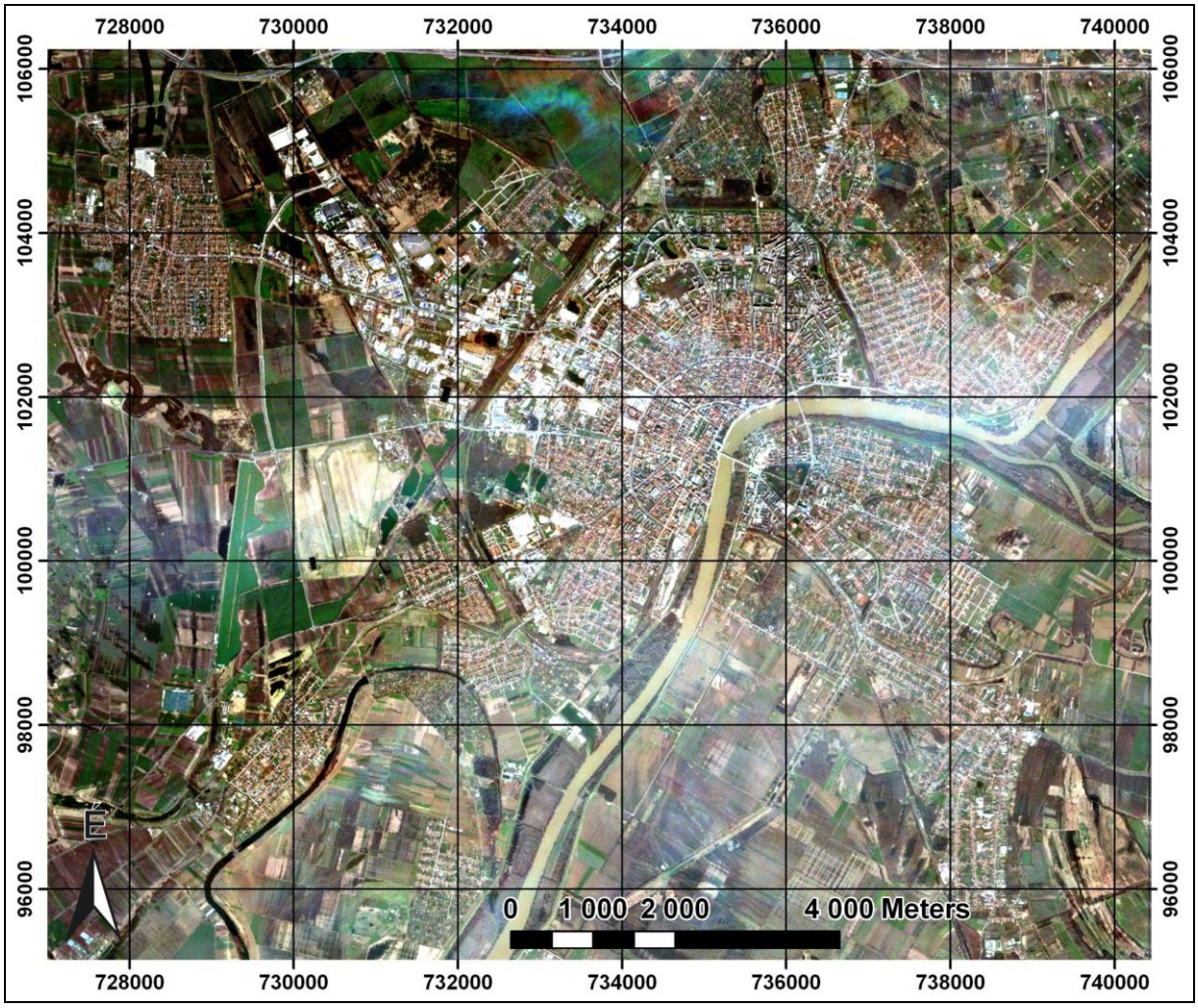
4.4. táblázat A Nap exoatmoszférikus spektrális besugárzása TM szenzorokra (**Markham és Barker, 1986**)

ESUN= W/(m^2*µm)		
Sávok	**Landsat 4**	**Landsat 5**
1	1957	1957
2	1825	1826
3	1557	1554
4	1033	1036
5	214,9	215
7	80,72	80,67

Az Amerikai Geológiai Szolgálat internetes adattárából letöltött Landsat űrfelvételek UTM vetületi rendszerben (WGS84 ellipszoid és N 34-es zóna) voltak elérhetők, amelyeket első- vagy másodfokú polinomiális transzformációval Egységes Országos Vetületi rendszerbe (EOV) helyeztem át, az átmintázáshoz a legközelebbi szomszéd (nearest neighborhood) módszerét alkalmaztam. A négyzetes középértékhiba (Root Mean Square Error, RMS) értéke minden esetben 0,5 alatt volt.

4.1.3. RapidEye űrfelvétel

A városi reflektancia térbeli léptékének megállapításához az alapot egy 2011. március 24-én készült multispektrális RapidEye űrfelvétel nyújtotta (*4.2. ábra*). Az 5 műholdból álló konstelláció naponta képes ugyanarról a területről, 5 sávban (kék, zöld, vörös, vörös-él, közeli infravörös) 5 m-es térbeli felbontással felvételezni (*4.5. táblázat*) (**RapidEye Satellite Imagery Product Specification, 2012**). A 2011-es év elejét jellemző felhős, párás időjárás miatt az űrfelvételek, az Erdas Imagine 2011 ATCOR2 bővítményével nem csak radiometrikus, hanem atmoszférikus korrekción is átestek. A kalibráció során az intenzitásértékek reflektancia értékekké kerültek átszámolásra, valamint a párásság mértéket is sikerült csökkenteni a képeken.



4.2. ábra A 2011. március 24-én készült RapidEye felvétel a látható fény tartományában (RGB:321)

4.5. táblázat A RapidEye műhold fontosabb adatai

(**RapidEye Satellite Imagery Product Specification, 2012**)

Sávok száma	Hullámhossz (µm)	Térbeli felbontás
1	0,44-0,51	5 m
2	0,52-0,59	5 m
3	0,63-0,685	5 m
4	0,69-0,73	5 m
5	0,76-0,85	5 m

4.1.4. Légifelvételek

A pontosságbecslés során a 2005-ös országos légifelvételezés 1 m-es ortofotóit használtam fel. Az egész országra kiterjedő projekt során a képeket a Földmérési és Távérzékelési Intézet munkatársai készítettek el, a Szegedet ábrázoló szelvények 2005. július 29. és 31. között készültek el (**Winkler, 2003**).

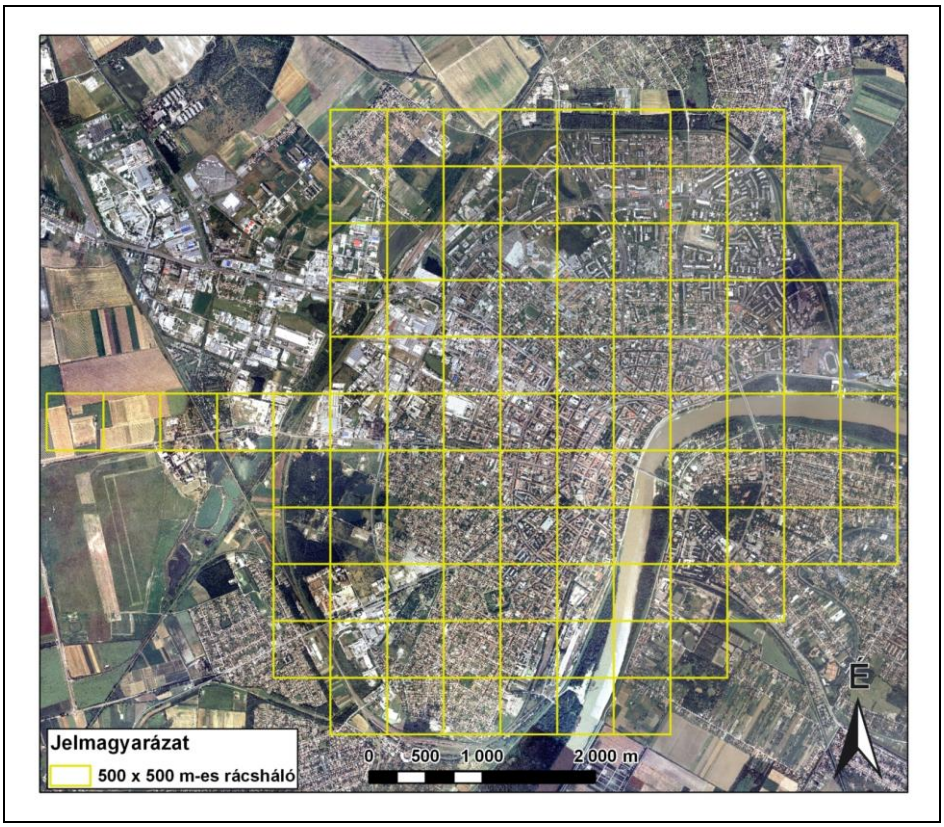
A vizuális kiértékelésekhez Szeged Körtöltésen belüli részét ábrázoló 2011. március 30-án felvételezett ortofotókat használtam (*4.3. ábra*). A képeket egy kisgépes felvételezés során, a Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék nagyfelbontású Trimble kézikamerájával készítettek.

4.3. ábra A Szegedi Tudományegyetem főépületét ábrázoló 10 cm-es légifelvétel kivágata a látható fény tartományában

A 691 m-es magasságból, a látható fény tartományában készített légifotók 10 cm-es térbeli felbontással rendelkeznek. A sztereo felvételezéshez a földi méréseket RTK-val (~100 pontban) végezték el a tanszék munkatársai, az ortokorrekciót, a színkiegyenlítést és szelvényezést pedig a Carto-Hansa kivitelezte. A felvételeket a közepes felbontással bíró Landsat űrfelvételek objektumainak azonosításához használtam fel.

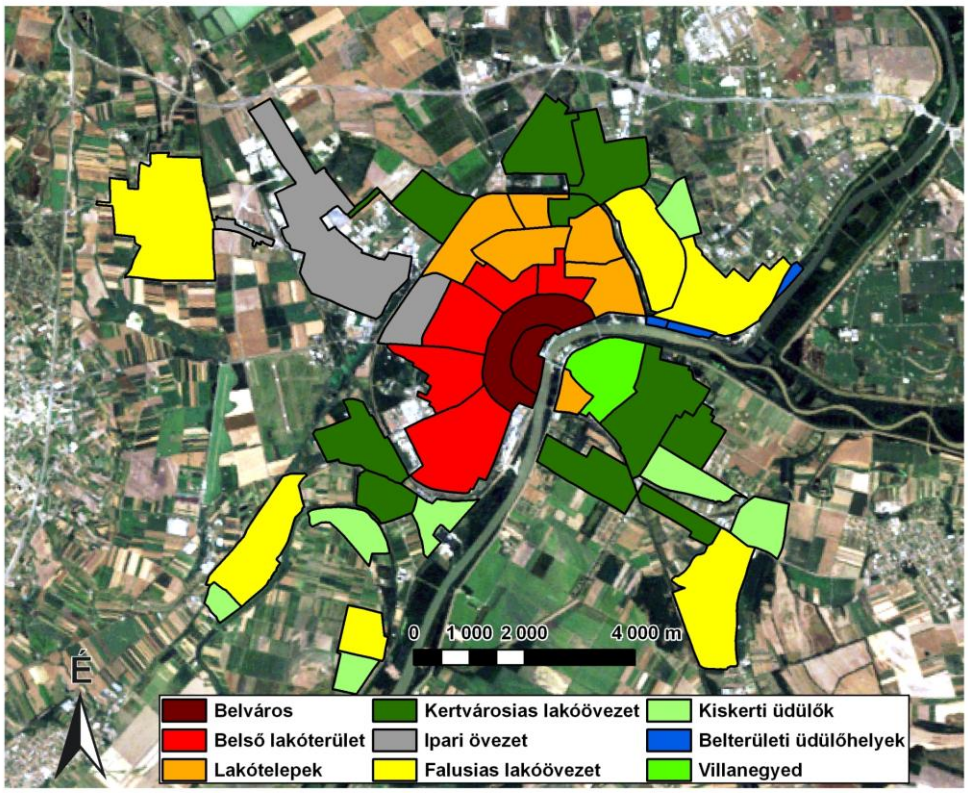
4.2. Felhasznált vektoros adatok

A dolgozatomban felhasználtam egy az Egységes Országos Térképrendszer (EOTR) 1:10000 méretarányú szegedi topográfiai térképei alapján elkészített vektoros gridhálót, amiben az 500 m oldalhosszúságú négyzetek a kilométerhálózati vonalak segítségével készültek el. A hálózat 107 db 0,25 km^2 területű cellából áll, mely Szeged városi és elővárosi részeit foglalja magába (*4.4. ábra*). A Szegedi Tudományegyetem Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszékének munkatársai egy mérőautóval elvégzett egy éves (1999. március – 2000. február) mérési sorozat során városi hőmérséklet adatokat számítottak az egyes cellákra, amelyből megállapították a hősziget-intenzitás mértékét (**Unger et al. 2000, 2001**). A vektoros állományt a Szegedi Tudományegyetem Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszéke bocsátotta rendelkezésemre.



4.4. ábra Az 500 x 500m-es négyzetháló a 2005-ös Országos Légifelvételezés szegedi szelvényén

A KSH adatai alapján (**KSH, 2003**) elkészítettem Szegedre a különböző funkciójú városi körzeteket tartalmazó vektoros fájlt (*4.5. ábra*). A 9 funkcionális kategóriába sorolható 42 körzet alapján végeztem el a körzetszintű elemzéseket, és ezekre a zónákra készítettem el a körzetstatisztikákat.

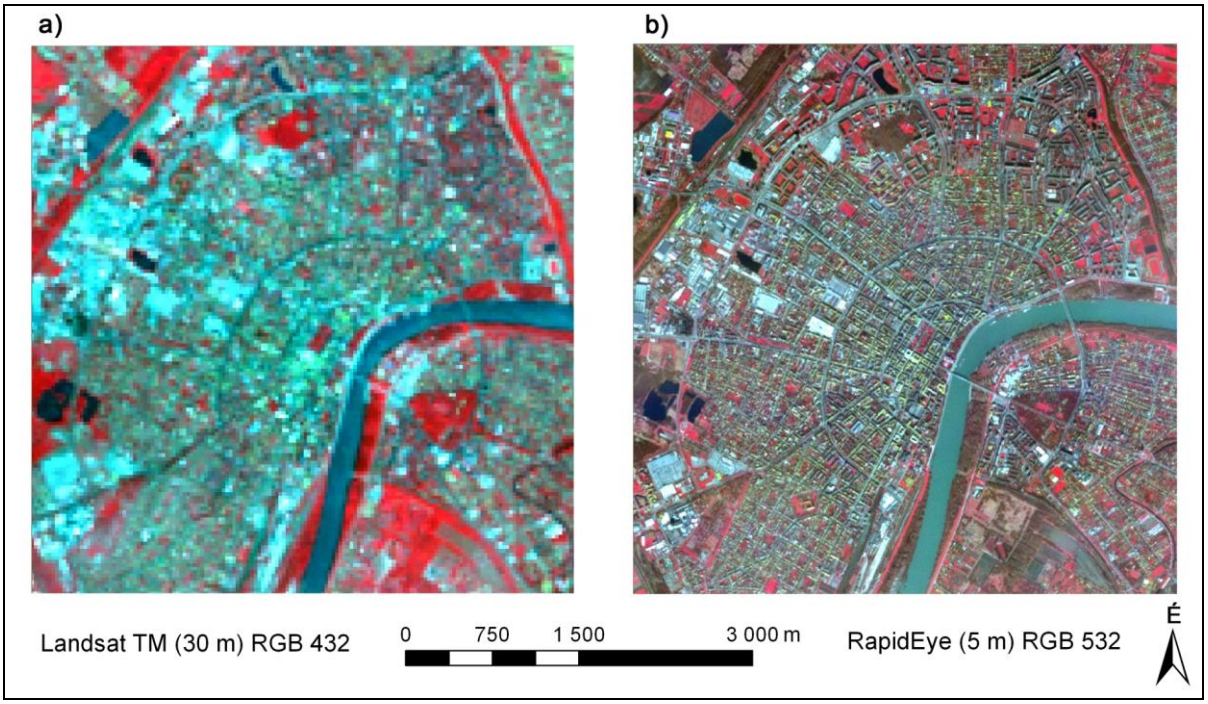


4.5. ábra Szeged Belső funkcionális tagozódása (**KSH, 2003**)

5. Módszerek és eredmények

5.1. A spektrális reflektancia léptékének vizsgálata

A városi felszínek vizsgálata során kulcsfontosságú kérdés az optimális geometriai felbontás kiválasztása. A közepes felbontású űrfelvételek esetén a városi beépítés mintázata, pontosabban a mintázat kialakításában szerepet játszó alakzatok mérete döntően befolyásolja az űrfelvétel geometriai felbontásának megfelelő ún. földi felbontási celláról érkező reflektált vagy kisugárzott energia mennyiségét. Nyilvánvaló, hogy homogén cellák esetében a detektált energiamennyiség egyértelműen hozzárendelhető a cellát egységesen fedő felszín típusához. Viszont a kis területen is nagy varianciájú városi felszínborítás miatt a cellákon belül rendkívül változatos felszínborítások fordulhatnak elő, ugyanakkor az ezekről visszavert sugárzás összintenzitása együttesen jellemzi – egyetlen adattal – az adott cellát. A probléma leginkább a homogén alakzatok szegélyénél jelentkezik. Minél szélesebb ez a szegélyzóna annál több a vegyes felszínborítást reprezentáló képelem, ezért fontos a megfelelő felbontású űrfelvétel használata (*5.1. ábra*).



5.1. ábra Szeged Körtöltésen belüli része egy (a) 30 m-es Landsat TM és egy (b) 5 m-es geometriai felbontású RapidEye űrfelvételen (R: közeli infravörös, G: vörös, B: zöld)

A városi beépítettségnek, közvetve a reflektancia léptékének és a felvétel térbeli felbontásának kapcsolata határozza meg, hogy a felvételen milyen számban fordulnak elő

spektrálisan vegyes képelemek. Ha a reflektancia léptéke kisebb vagy közel azonos, mint az űrfelvétel felbontása, akkor sok spektrálisan vegyes képelem keletkezik a képünkön (**Small, 2003**). Ebben a fejezetben a spektrális reflektancia mértékét kívánom megállapítani, és számszerűsíteni Szeged különböző beépítésű városrészeire. Ezzel választ kívánok adni, arra a kérdésre, hogy mekkora az a minimális geometriai felbontás, ami mellett a városi beépítés mintázata hagyományos pixelalapú osztályozási módszerekkel vizsgálható.

5.1.1. A szegmentáció módszere

A városi reflektancia léptékének megállapításához a városi felszínborítás mintázatát jellemző foltok méretét kell meghatározni. Azokat a viszonylag diszkrét, önálló térbeli alakzatokat kívántam leválogatni, amelyek különböznek méreteikben, belső homogenitásukban a környező pixelcsoportoktól (**Kotliar és Wiens, 1990**).

A homogén felszínborítási foltok meghatározására a szegmentáció módszere a legalkalmasabb. A szegmentálást az Erdas Imagine 2011 szegmentáló modulja segítségével végeztem el, amely egy régió alapú növelési algoritmust (region growing) alkalmazva jelöli ki a város teljes területére a homogén felszínborítású foltokat, illetve az azokat reprezentáló pixelcsoportokat. A szegmentáció első lépése egy éldetektálás a raszteres képen, majd az élek által meghatározott határokkal fut le a szegmentálás. Az élek kijelölése küszöbérték (Threshold) megadásával történik, ha a vizsgált és valamely szomszédos pixel között a különbség nagyobb, mint ez az érték, akkor a pixelt élnek jelöli meg. A szegmenseket a minimális értékkülönbség (Minimal Value Difference) segítségével alakítja ki az eljárás, ez a mutató adja meg a szomszédos szegmensek közötti minimális különbséget. Ha a szomszédos pixelek között ennél az értéknél kisebb a különbség, akkor azonos pixelcsoporthoz fognak tartozni, továbbá minél nagyobb ez az érték annál kisebbek lesznek a szegmenseink. A variancia értékkel pedig azt adhatjuk meg, hogy a pixelértékek adott szegmensen belüli változékonyságának milyen szerepe legyen a szegmens további növelésében. A szegmentáció eredménye egy tematikus réteg lesz, ahol a pixelértékek az egyes objektumok azonosítóit fogják jelölni. (**Erdas Field Guide, 2010**)

A 2011. március 24-ei RapidEye űrfelvétel alapján az egész város területére lefuttattam a kiválasztott paraméterekkel a szegmentációt. Az eredményül kapott tematikus réteget simítás nélkül vektorizáltam, vagyis a vektoros objektumok esetében is megőriztem a RapidEye 5 m × 5 m-es cellaméretét. A kapott vektoros állományt a KSH körzeteket tartalmazó állománnyal metszettem (Intersect), így az egyes körzetekre (ezáltal a beépítési

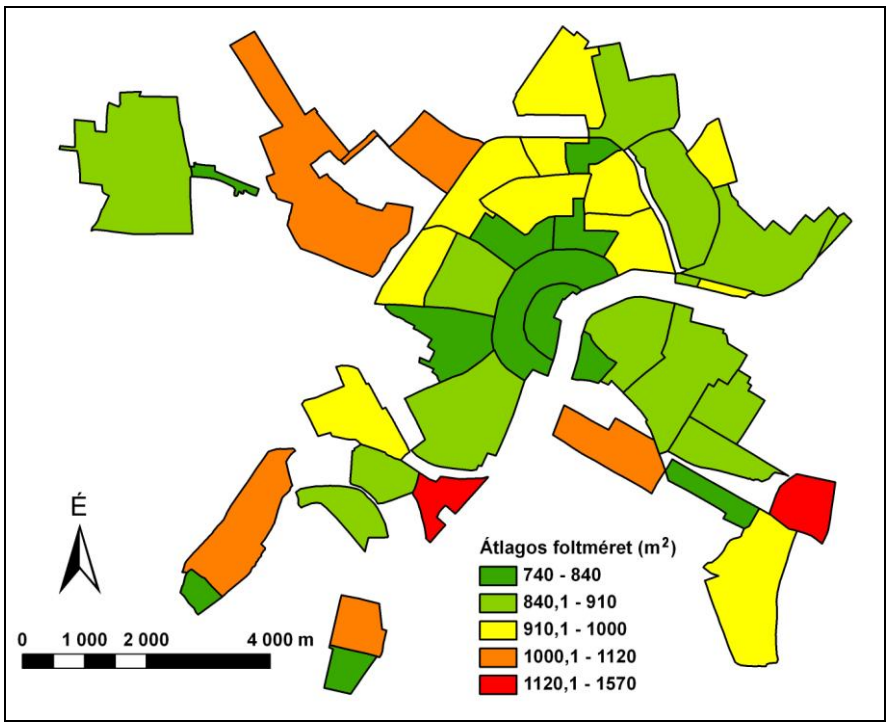
típusokra) előállt a szegmensméretekhez tartozó statisztika. Ezt követően a metszetképzés hatására létrejövő 1 pixel méretűnél kisebb foltokat eltávolítottam az adatbázisból.

A KSH beosztása alapján kiválasztottam 1-1 reprezentatív körzetet a Belvárosból, a belső lakóterületből, a lakótelepekből, a kertvárosias lakóövezetből és az ipari övezetből, amelyeket szegmensméret alapján részletesebben is elemeztem. A hisztogramok elkészítéséhez a szegmenseket 50 m^2-es csoportokba osztottam 2500 m^2-ig, azaz 100 pixeles méretig, valamint egy 100 pixelnél többet magába foglaló osztályt alakítottam ki, és ezekben a csoportokban vizsgáltam az abszolút gyakoriságokat. A diagramokon kumulatív görbe segítségével is ábrázoltam a pixelcsoportok méret szerinti eloszlását. A körzetekhez tartozó box-plotokról az alsó- és felső percentilis valamint a medián értéke olvasható le.

5.1.2. A szegmensek térbeli statisztikai elemzése a KSH 2001-es körzeteire

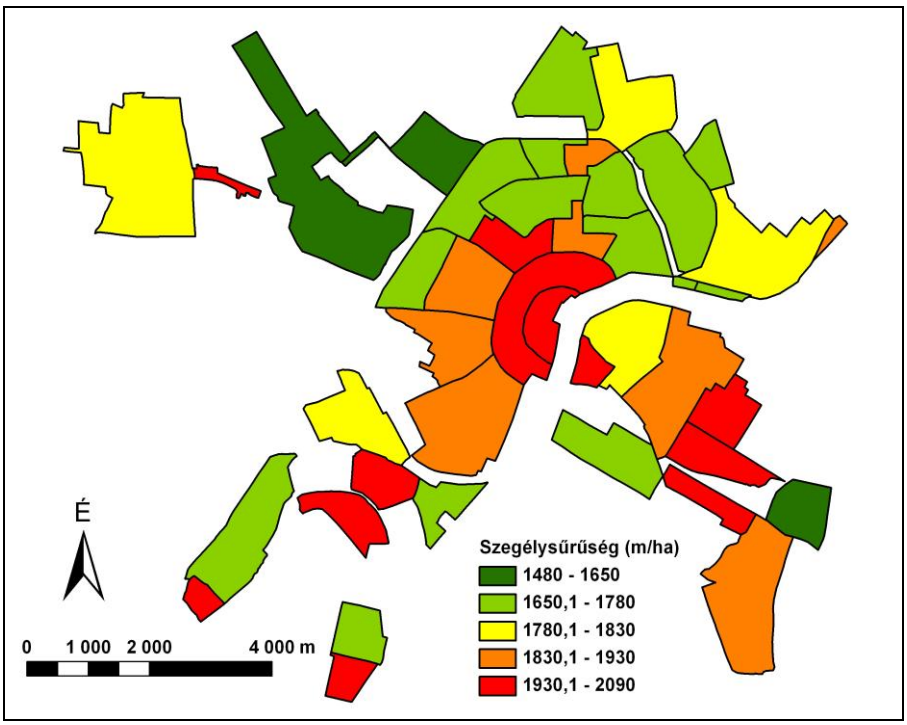
A funkcionális körzeten belül a spektrálisan hasonló képelemek által meghatározott foltok mérete a városi felszínborítás egyik fő jellemző paramétere. Az épületek tetőfelszínei, a felszínt borító mesterséges felületek (járda, úttest), a nyílt talajfelszínek, a vízfelületek, valamint a növényzettel borított felületek alkotnak olyan foltokat, amelyek területe a szegmentációval meghatározható. Ezek közül a mesterséges felületek hosszú időn keresztül változatlanok maradhatnak, míg a reflektáló természetes felszínborítás akár éven belül is változik. A városi tájban a foltméret mutathatja a területhasználat térbeli különbségeit, valamint a korábbi nyílt felületek beépítésének időben változó technológiai, építészeti sajátosságait

A Belváros valamint a hagyományos belső lakóterület sűrű szoros tömbszerű beépítéssel rendelkezik, viszonylag kis területű, mesterséges anyagokból álló, homogén foltokat foglalnak magukba. A nagyobb méretűeket pedig a körutak, sugárutak, parkok pixelcsoportjai nyújtják. A körutakon belül a négyzethálós, sugárutas szerkezet nem teszi lehetővé az ökológiai szempontból fontos, növényzettel fedett foltokból álló folyosó kialakítását. Ezt igazolja a térbeli statisztikai elemzés is, mivel az átlagos foltméretet mutató ábrán (*5.2. ábra*) a Belváros valamint a hagyományos belső lakóterület körzeteiben a legalacsonyabb (740-830 m^2) az átlagos foltméret.



5.2. ábra Az átlagos foltméret értékei a KSH 2003 körzeteire

Az 1960-as évektől induló lakótelep-építés a város egykori határa és az 1879-es Nagyárvíz után megépített Körtöltés közötti nyílt területre korlátozódott. A Belváros 2-3 szintes épületeivel szemben itt a 4, 10 emeletes téglablokkos, illetve panelszerkezetű épületek tömbszerűek (nagyobb alapterületűek) mint az egyes belvárosi épületek. A panelépületek között nagyobb zöldfelületek kialakítására volt lehetőség, valamint az 1990-es évek végétől ezek egy részét a nagyobb bevásárlóközpontok és hatalmas parkolóik foglalták el. Amit kellőképpen alátámaszt, hogy a város központjából kifelé haladva a foltok átlagos területe növekedést mutat. A város északi részén húzódó lakótelepi zónákban a lakótömbök illetve a köztük elterülő füves nyílt területek hatására a foltok átlagos mérete 900-1000 m^2-ig terjed (*5.2 ábra*). Az ÉNy-i részen elhelyezkedő ipari övezetben pedig a raktárak, gyárépületek valamint a nyílt beépítetlen felszínek miatt a szegmensek átlagosan 950-1100 m^2 területűek. A Körtöltésen kívüli részen, a kertvárosias lakóövezetben, az árvíz utáni újjáépítés során szabványos terveket és 6-800 m^2-es telkeket ajánlottak fel a régi tulajdonosoknak (**Lechner, 1891**). Ezeket a telkeket az utcafrontos beépítés mellett 4-500 m^2-es hátsó udvarok jellemezték. A téglalap alakú tömbök belsejében így a telkek hátsó határán találkozó hátsó udvarok együttes zöldfelületei alkotják a 800-1000 m^2-es foltokat. A folthatárokat az épületek udvar felőli oldalai és a telkeket oldalt határoló kerítések, falak, növénysorok alkotják. A statisztikai elemzések alapján ezekben a körzetekben átlagosan 800-1000 m^2-esek pixelcsoportok kerültek kialakításra.



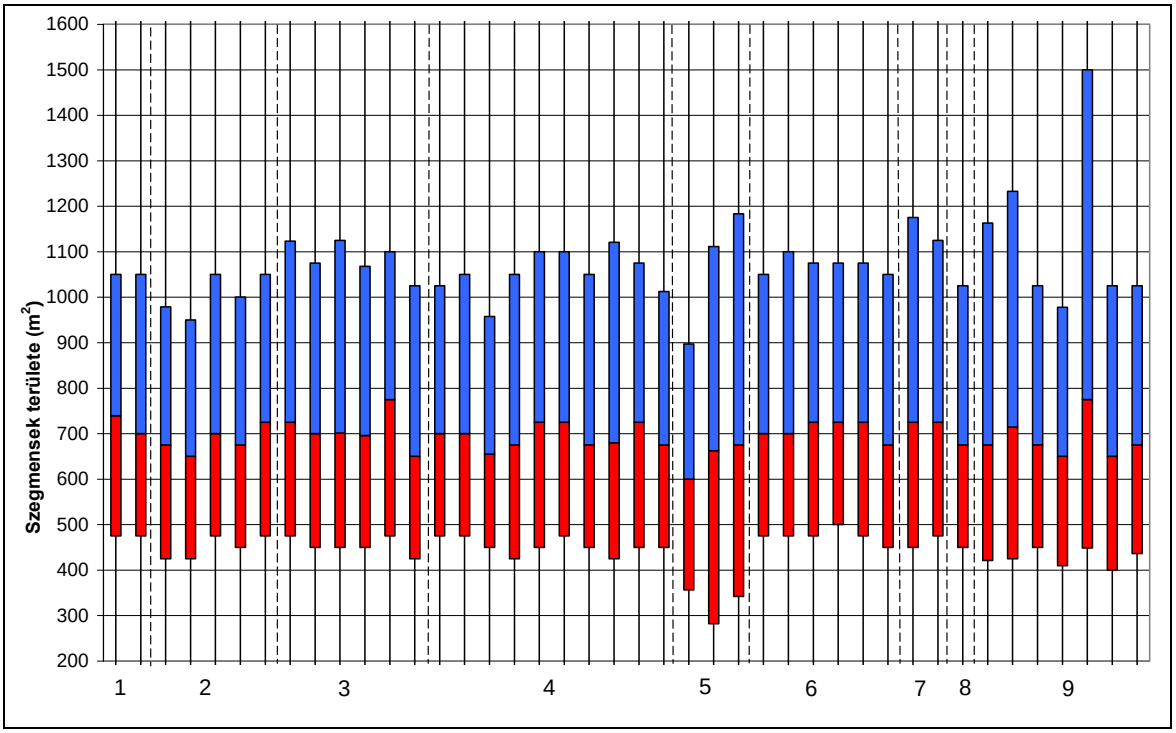
5.3. ábra Az átlagos szegélysűrűség értékei a KSH 2003 körzeteire

A Belváros és a Belső lakóterületek körzetei az épületek közti utcák, a körzetben futó sugárutak, körutak miatt fragmentáltak. A tájökológiában a táj felszabdaltságát a szegélysűrűséggel lehet leírni, a szegélysűrűségét szemléltető ábra (*5.3. ábra*) szerint az előbbi két körzet magas értékekkel rendelkezik, átlagosan 1800-2100 m/ha. Ez természetesen összefügg azzal is, hogy kisebb foltokhoz relatíve hosszabb szegély tartozik.

A lakótelepeken, ipartelepeken a kompaktabb, nagyobb szabad területek, nyílt zöldfelületek miatt alacsonyabb ez a mutató, átlagosan 1500-1800 m/ha. Míg a kertvárosi, kiskerti üdülő zónákban a sok kis utca, a szomszédos kisterületű épületek és hozzájuk tartozó kiskertek szintén magas értékeket (1800-2100 m/ha) eredményeznek.

Az átlagos foltméret nem minden esetben lehet informatív, ugyanis eltérő foltméret eloszlás esetén is hasonló átlagos foltméreteket kaphatunk. Ezért további információkat nyújthat számunkra a körzetekhez tartozó szegmensek területét ábrázoló box-plot diagram (*5.4. ábra*). Megfigyelhető, hogy az azonos zónákba eső elemek hasonló terjedelmű, az adatok középső 50 %-át tartalmazó boxokkal rendelkeznek. A Belváros esetében a foltok méretüket tekintve alacsony szórást mutatnak, a doboz távolságuk 575 m^2-es, a belső lakóterületnél is hasonlóan alacsony 525-575 m^2 értéket figyelhetünk meg. A lakótelepek nagyméretű, nyílt zöldfelületei és a kisebb méretű lakótömbök miatt viszont már 600-675 m^2-es szélességű tartományon helyezkednek el az első és harmadik percentilis közé eső szegmensek. A kertvárosi lakóövezet pixelcsoportjai változó képet mutatnak, 550 és 650 m^2 közötti terjedelemmel rendelkeznek. A középső 50%-ot magába foglaló doboz mérete az ipari

övezet esetében a legnagyobb 650 és 725 m^2-es sávval. Megállapítható továbbá, hogy a funkcionális egységek közül az Üdülőhelyek és a Kiskerti üdülők egyedi körzetei között van jelentős eltérés a foltméretben, ami az eltérő építési szabályozási feltételekből következik.

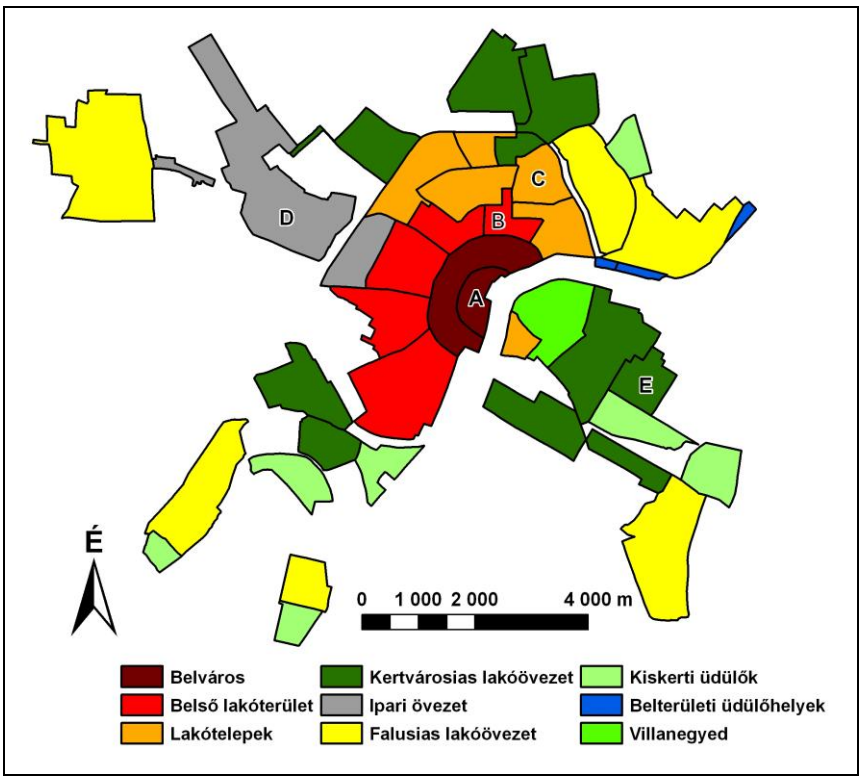


5.4. ábra A KSH 2003 körzeteinek foltméret szerinti box-plotjai

1 – Belváros, 2 – Belső lakóterület, 3 – Lakótelep, 4 – Kertvárosias lakóövezet, 5 – Üdülőhelyek, 6 – Falusias lakóövezet, 7 – Ipartelep, 8 – Villanegyed, 9 – Kiskerti üdülők

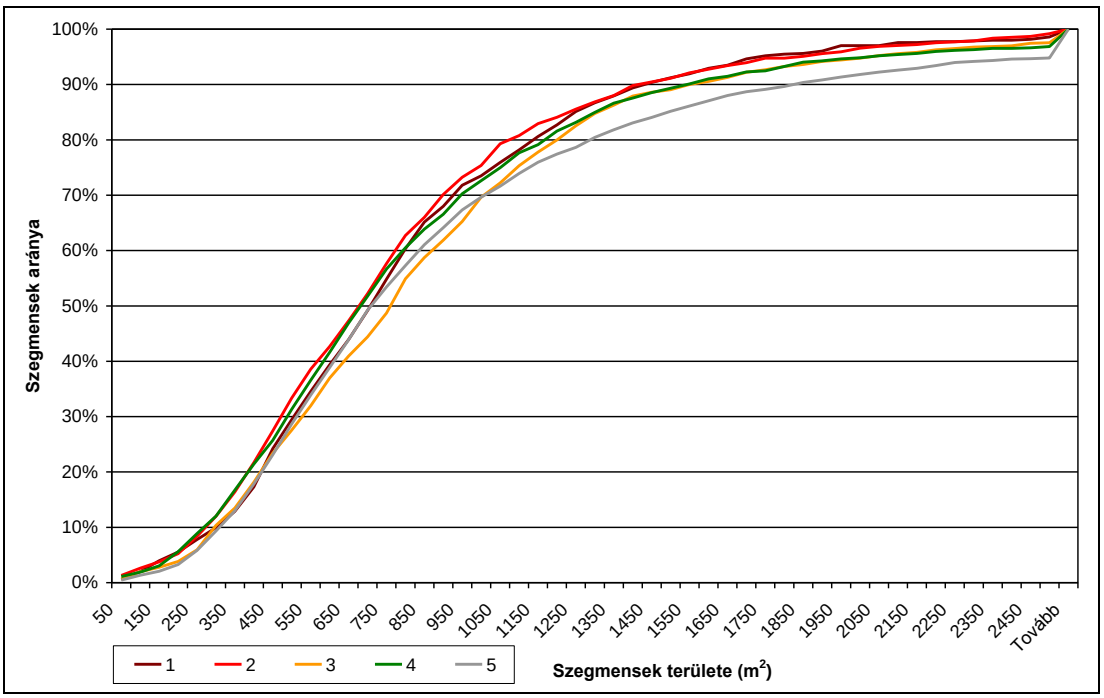
5.1.3. A szegmensek statisztikai paramétereinek elemzése az egyes beépítési típusokra (hisztogramok, box-plotok)

A Belváros, a belső lakóterület, a lakótelepek, az ipari övezet és a kertvárosias lakóövezet 1-1 reprezentatív körzetét kiválasztva elemeztem részletesebben (*5.5. ábra*) a szegmensméretet ábrázoló hisztogramokat, kumulatív gyakorisági görbéket és box-plotokat. Ezeket a statisztikai paramétereket alapul véve állapítottam meg az egyes városrészekre és a város egészére jellemző térbeli mintázat léptékét.



5.5. ábra Szeged belső funkcionális tagozódása az elemzésre kiválasztott 5 körzettel A- Történelmi városközpont, B – Ófelsőváros, C – Tarján, D – Ipari övezet, E – Marostő (**KSH, 2003**)

Az 5 kiválasztott körzet kumulatív gyakoriságí görbéjét a könnyebb összehasonlíthatóság miatt egy diagramon is megjelenítettem (*5.6. ábra*).

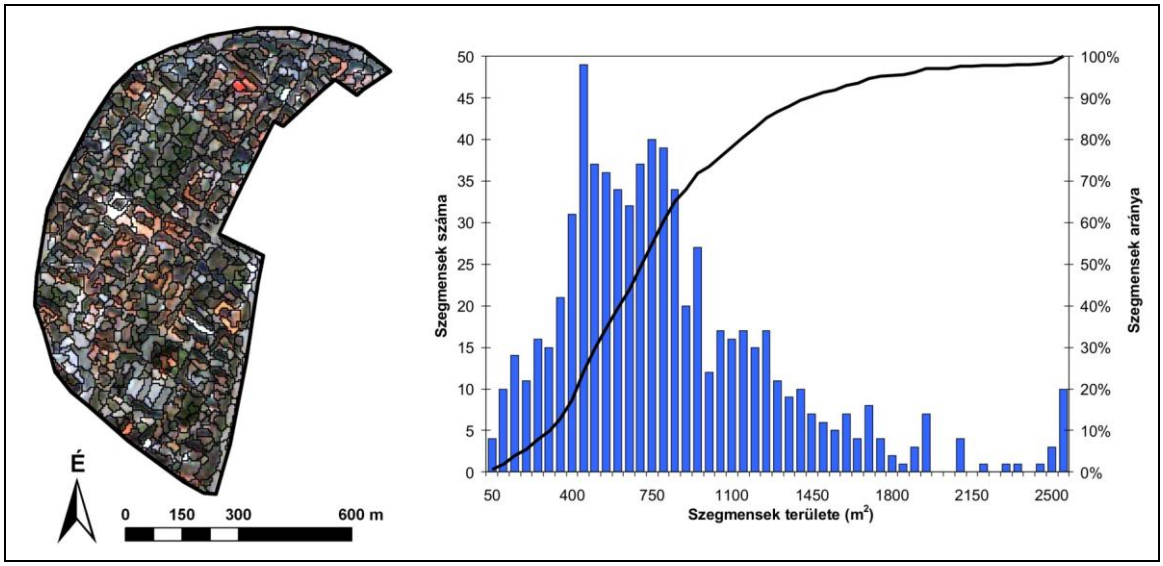


5.6. ábra Az egyes városrészek kumulatív gyakoriságí görbéi 1 – Belváros, 2 – Belső lakóterület, 3 - Lakótelepek, 4 – Kertvárosias lakóövezet, 5 – Ipari övezet

5.1.3.1. Belváros

A Tisza Lajos körút által határolt belvárosi körzetet (*5.7. ábra*) sűrű beépítés jellemzi, magas az 1945 előtt épült lakások aránya, itt koncentrálódnak az államigazgatási, igazságszolgáltatási, hatósági funkciójú intézmények, és az egyetemi épületek egy része is itt található. A körzeten belül a zöldfelületek arányát a Széchenyi tér és a Dugonics tér növelik.

A sűrű beépítés, valamint a lakásállomány magas száma miatt a szegmensek átlagos területe 815 m^2, amely alacsonynak tekinthető a város többi körzetéhez képest. A hisztogramjából és a box-plotból megállapítható, hogy a szegmensek 50%-a 475-1050 m^2 területű, továbbá az is megfigyelhető, hogy a hisztogramban 450 és 750 m^2-nél található két csúcs, amelyek között a szegmensek 36,9%-a található. Ezek a kisterületű pixelcsoportok döntően az épületekhez, az épületek közötti utcaszakaszokhoz tartoznak. A nagyobb méretű 1500 m^2-nél nagyobb szegmenseket a parkok, terek, a körút valamint az épületek okozta árnyékos területek pixelei alkotják, arányuk a körzeten belül 9,6%. A körzethez tartozó kumulatív görbe lassan emelkedik, az 50%-os gyakoriságot 750 m^2-nél éri el, ami az Ipari övezet értékéhez hasonló, viszont alacsonyabb, mint a Belső lakóterület és a Kertvárosias lakóövezet esetében (*5.7. ábra*). A Belváros hisztogramja és a görbéje is jól szemlélteti, hogy 750 m^2-nél van egy második csúcs, és 1250 m^2-nél már a Belső lakóterülettel együtt a legnagyobb kumulatív gyakoriságot veszi fel. A szegmensek 90%-a 1450 m^2-nél kisebb, ezt követően már viszonylag alacsony a görbe meredeksége.

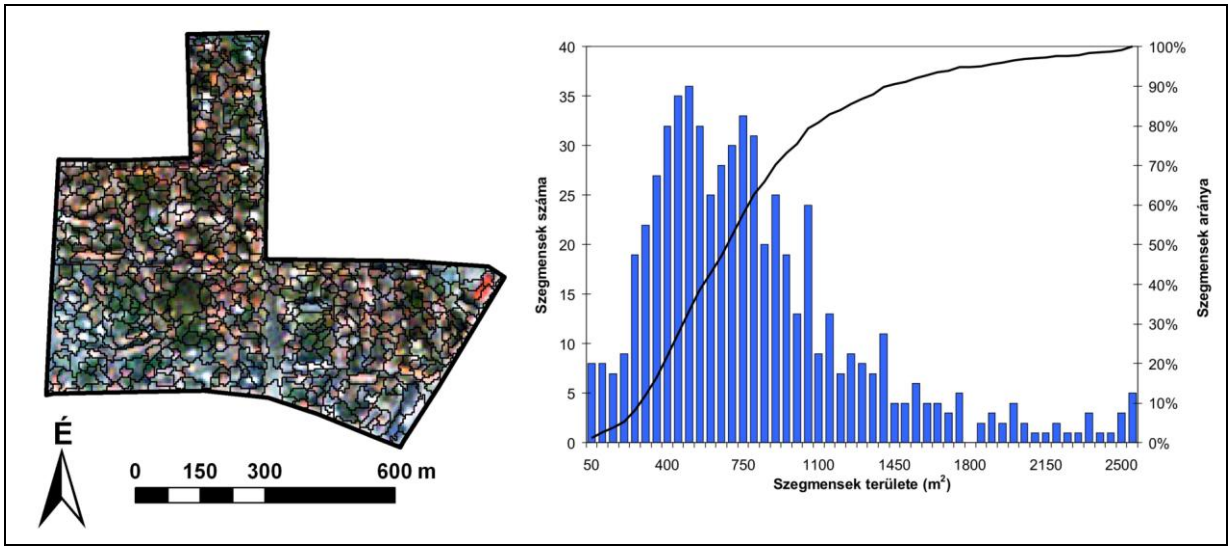


5.7. ábra A belvárosi körzet kivágata a szegmenshatárokkal, és a szegmensterületek szerinti gyakorisági hisztogram a kumulatív görbével

5.1.3.2. Belső lakóterület

A Rókus és Felsőváros határán elterülő belső lakóterületi zónát (*5.8. ábra*) délről a Brüsszeli körút határolja, nyugatról a Csongrádi, keletről a Szilléri sugárút fogja közre. A területen kertvárosias-társasházas beépítésű lakóterület található.

A belső lakóterület esetén nincs olyan kiugró érték, mint a Belváros esetében, itt a szegmensek egyenletesebben oszlanak el a hasonló értéktartományokban. A szorosan egymás mellett elhelyezkedő társasházak miatt a szegmensek 49,6%-a a kisméretűnek tekinthető, 350 és 800 m^2 között helyezkedik el. Az épületek közötti zöld területeknek, valamint a sugárutak és a mellettük lévő lakóházak képelemeinek köszönhetően a nagyobb méretű 1500 m^2-nél nagyobb szegmensek aránya a belső lakóterületen 9,5%. A belső lakóterületek kumulatív görbéjének a kis szegmensméretek magas aránya miatt, nagy a meredeksége az alacsony értékeknél. Az 50%-os gyakoriságot már 700 m^2-nél eléri, és egészen 1300 m^2-ig a legnagyobb kumulatív gyakorisággal rendelkezik az 5 kiválasztott körzet közül. A nagyobb szegmensméretekhez tartozó értékek esetében a görbe futása már megegyezik a belvárosi körzetével.

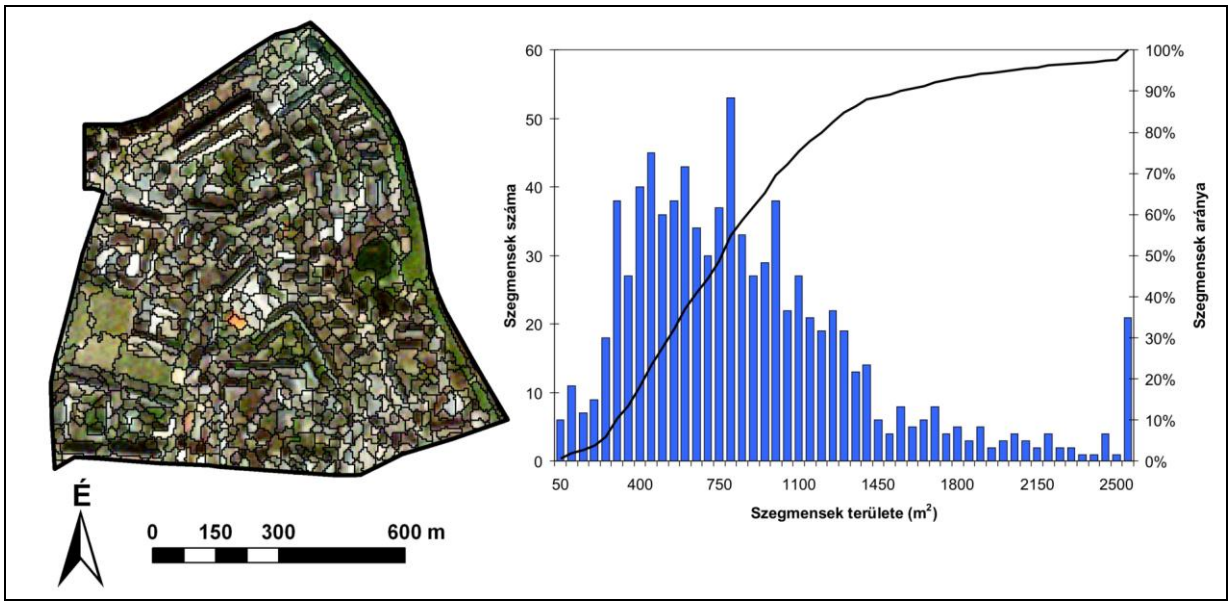


5.8. ábra A belső lakóterületi körzet kivágata a szegmenshatárokkal, és a szegmensterületek szerinti gyakorisági hisztogram a kumulatív görbével

5.1.3.3. Lakótelepek

A Tarján lakótelep (*5.9. ábra*) a József Atilla sugárút, a Retek és Lugos utca, valamint a Körtöltés vonala jelöli ki. A területet 4 és 8 emeletes többségében panel lakótömbök jellemzik. A lakótelepek esetében már tettem arról említést, hogy az 50%-os gyakoriságot

mutató dobozuk alsó és felső percentilis távolsága a többi körzethez képest nagyobb, ami a hisztogramokon is megmutatkozik, mivel 300-1100 m^2-ig mindegyik osztályhoz legalább 2,5%-os gyakoriság tartozik. Ezeket a kisméretű szegmenseket a kisebb méretű lakótömbök, valamint az épületek közötti füves területek egy része képezi. A nagyobb területű zöldfelületek, épülettömbök, vagy többemeletes házakhoz tartozó árnyékok alkotják az 1500 m^2-nél nagyobb homogén pixelcsoportokat, amelyek körzeten belüli aránya meghaladja az előző két körzetét (11,4%). A nagyméretű szegmensek összterülete a teljes zóna területének 30,3%-át teszik ki. A kumulatív görbe alapján a lakótelepek esetében a legalacsonyabb az 1000 m^2-nél kisebb pixelcsoportok aránya, viszont az 1000-1500 m^2-es tartományban itt a legmagasabb az arányuk (19,4%).

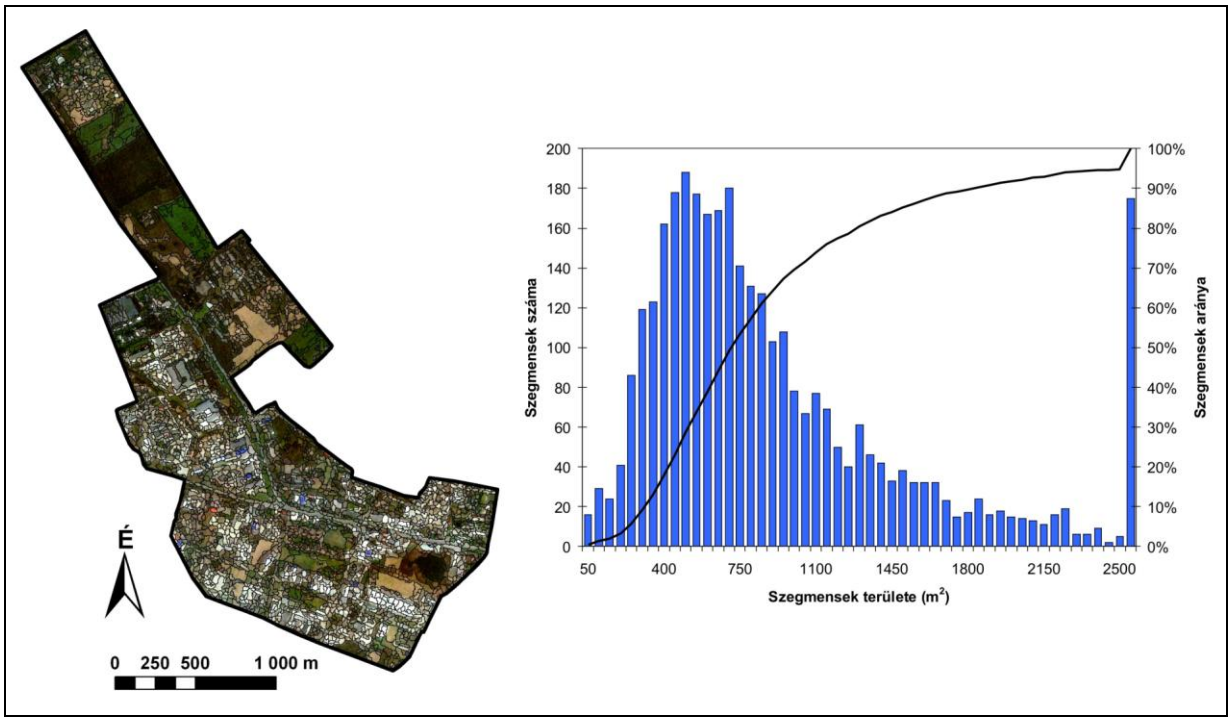


5.9. ábra A lakótelepi körzet kivágata a szegmenshatárokkal, és a szegmensterületek szerinti gyakorisági hisztogram a kumulatív görbével

5.1.3.4. Ipari övezet

A Budapesti út mentén elhelyezkedő ipari övezetben (*5.10. ábra*) a kereskedelmi hasznosítás a jellemző, a régi nagy ipartelepek helyén napjainkra sok kis vállalkozás létesült. A kisebb területű kereskedelmi-, raktár- és gyárépületek pixelcsoportjai, valamint a köztük lévő füves, gyepes területek pixelcsoportjai 475 és 1125 m^2 közötti foltméretükkel a körzet szegmenseinek 50%-át alkotják. Döntően az áthaladó főutak, a nagyterületű gyárépületek, raktárak, és a mellettük elhelyezkedő nagyobb területű, összefüggő gyepterületek, még beépítetlen területek miatt itt fordulnak elő a legnagyobb arányban az 1500 m^2-nél nagyobb szegmensek. Ezek az összes szegmens 15,9%-át teszik ki, továbbá az összterületük a körzet

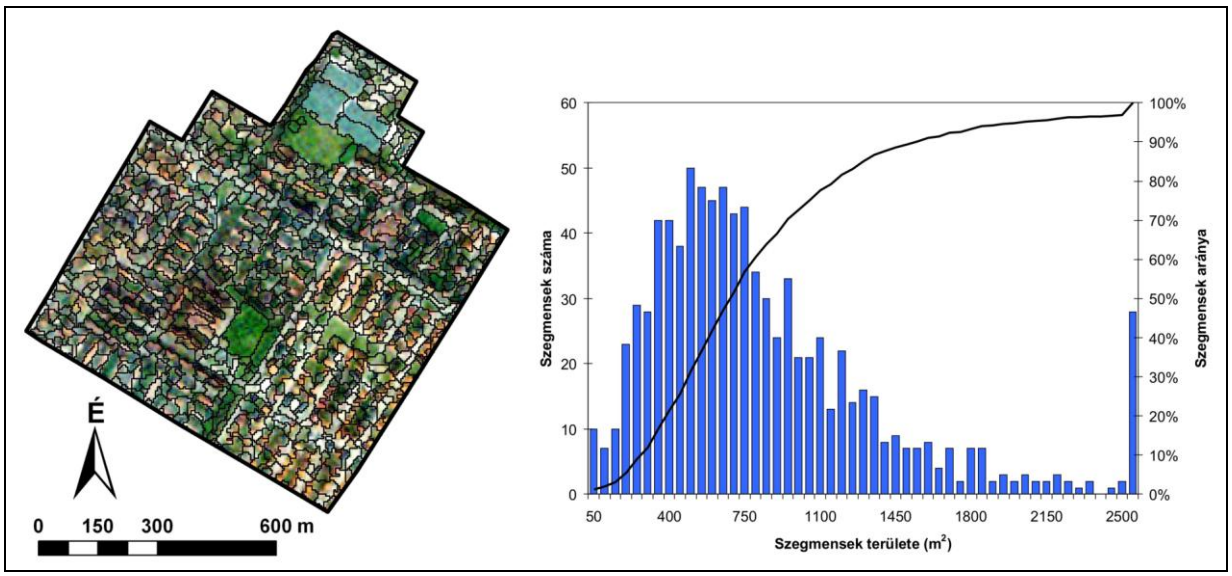
területének 47,8%-át adják. Az ipari övezet szegmenseinek kumulatív görbéje 750 m^2-ig közel azonos meredekségű, mint a másik 4 körzet görbéje, viszont 750 és 1500 m^2 között itt fordulnak elő a legalacsonyabb arányban a homogén pixelcsoportok (31,8%), azaz a meredekség csökken. Ez a különbség a már említett nagyméretű szegmensek magas arányával egyenlítődik ki.



5.10. ábra Az ipari övezet kivágata a szegmenshatárokkal, és a szegmensterületek szerinti gyakorisági hisztogram a kumulatív görbével

5.1.3.5. Kertvárosias lakóövezet

A Marostői városrészt magába foglaló kertvárosi lakófunkcióval rendelkező körzetet (*5.11. ábra*) 2002 után építették be. A kertvárosias lakóövezet hisztogramja nagyban hasonlít a belső lakóterületéhez, mivel a területet felszabdaló lakóházak és hozzájuk tartozó udvarok, kertek miatt a szegmensek többsége itt is kisterületű. Ezt igazolja, hogy a 200-800 m^2 területűek aránya közel 56,1%. A nagyobb méretű foltokat a még beépítetlen, beépítésre váró területek, valamint egy feldolgozóüzem épületegyüttese jelenti, amelyeket reprezentáló pixelcsoportok 11,4%-os arányban vannak jelen a körzetben, összterületük pedig a teljes zóna 32,3%-át adja. A kertvárosias lakóövezet esetén is hasonló képet mutat a kumulatív görbe, mint az ipari övezet esetén, vagyis magas a 750 m^2-nél kisebb területű szegmensek aránya, alacsony a 750 és 1500 m^2 közöttieké, és magas a nagyméretű 1500 m^2-t meghaladók aránya.

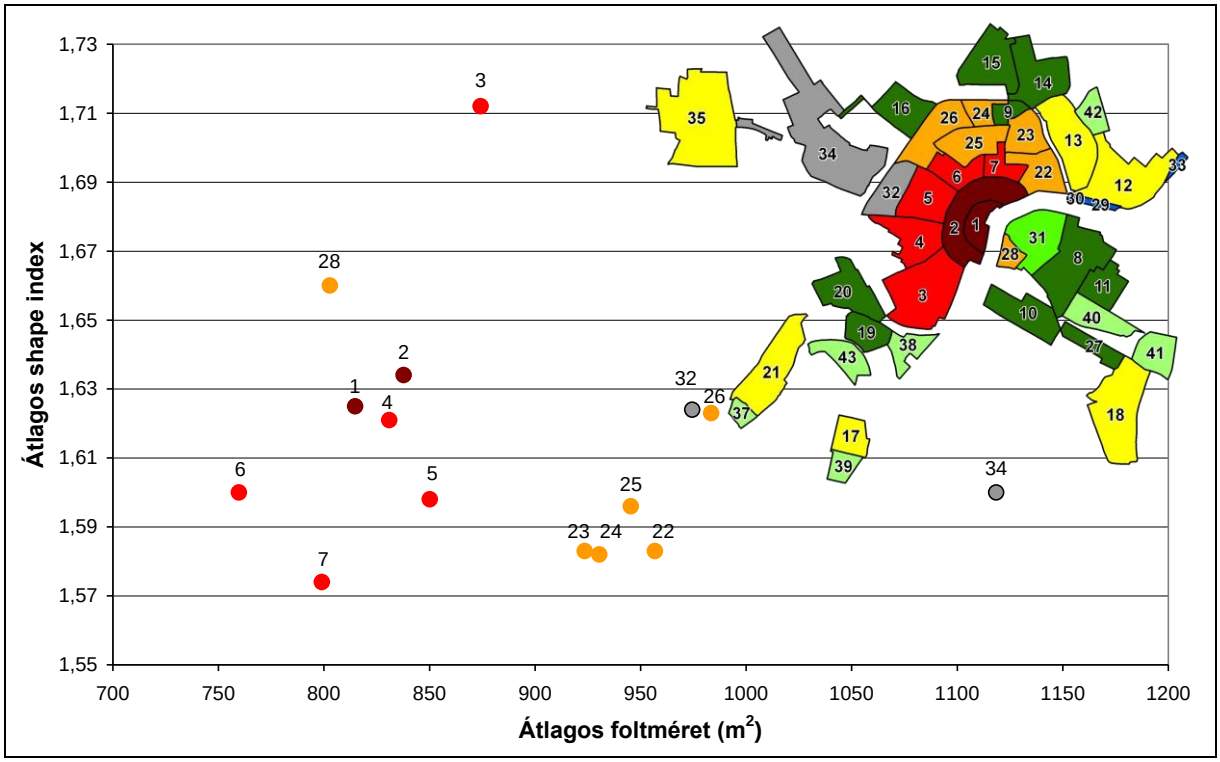


5.11. ábra A kertvárosias lakóövezet kivágata a szegmenshatárokkal, és a szegmensterületek szerinti gyakorisági hisztogram a kumulatív görbével

5.1.4. Morfometriai paraméterek alkalmazása az egyes beépítési típusok elkülönítésére

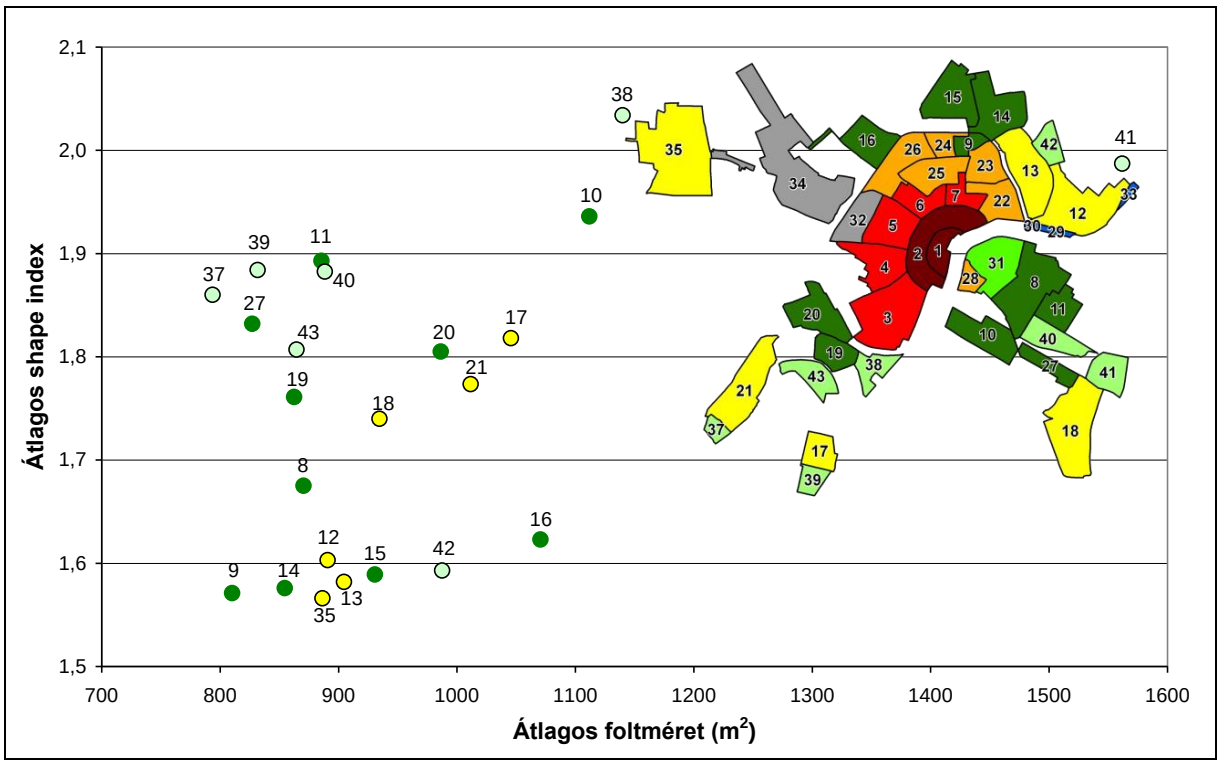
Az alaki indexet (shape index) úgy kapjuk meg, hogy a folt kerületét elosztjuk a minimumkerülettel, amit egy ugyanolyan területre vonatkoztatott kompakt folt kerületeként határozunk meg. Ennek a mutatónak az értékét nem befolyásolja a poligonok nagysága és a legjobb alaki mutatónak tartják (**Szabó, 2009**). A különböző funkciójú körzeteket az átlagos foltméret és az átlagos Shape index által kifeszített síkon jelenítettem meg. Az *5.12. ábrán* a belvárosi, a belső lakóterületi, a lakótelepi és ipari övezet zónákat ábrázoltam az említett két paraméter szerint. A belvárosi körzetek közel azonos átlagos foltmérettel és átlagos shape index-szel rendelkeznek, mivel ezek a területek beépítésüket tekintve önálló egységet alkotnak, sűrű, szoros beépítés és alacsony átlagos foltméret jellemzi őket. A belső lakóterület esetén is kijelölhető egy csoportosulás, ezek hasonló értékekkel rendelkeznek, mint a Belváros, mivel a Belvárost határoló Nagykörút után is folytatódik a már említett sűrű, tömbszerű beépítés. A kivételt a 3-as körzet (Alsóváros) jelenti, amely északi része inkább a Belvároshoz, míg déli része inkább a kertvárosi lakóövezethez hasonló, nagyobb terekkel, házakhoz kapcsolódó udvarokkal, kertekkel. A lakótelepek is határozottan elkülönülnek ezen a diagramon, az egymáshoz közel elhelyezkedő Felsővárosi (22), Tarjáni (23) és Makkosházi lakótelep (24) közel egy időben épültek, a lakótömbök között már kiépítették a zöldterületeket, parkokat, míg az Újrókusi lakótelep (26) esetében a panel épületeket nagyobb méretű füves egyes helyeken erdős területek vagy tavak szabdalják fel. Továbbá az utóbbi körzet határos az Ipari övezettel, így a peremén már ipari funkciókkal rendelkező épületek is

megjelennek. Ebben a kategóriában is található egy kiugró érték, mégpedig az Odessza, Szeged első lakótelepe (28), amely többemeletes téglaházakkal és panelokkal sűrűn beépített, kisebb teret engedve a parkoknak, füves tereknek. Az ipari övezet körzetei a nagy területeket elfoglaló gyár- és raktárépületeknek, valamint a közöttük elhelyezkedő füves területeknek köszönhetően az átlagos foltméretükkel elkülönülnek a többi funkcionális egységtől.



5.12. ábra A belváros, belső lakóterület, lakótelepek és az ipari övezet körzetei az átlagos foltméret és az átlagos shape index által kifeszített síkban

A *5.13. ábrán* a falusias, a kertvárosi lakóövezetet és a kiskerti üdülőket jelenítettem meg. Az itt megjelenített pontok már nagyobb szóródást mutatnak, az egyes csoportok heterogénebbek a két paraméter alapján, így a csoportok is nehezebben jelölhetők ki. A falusias lakóövezet két osztályt alkot, az elsőben a szomszédos Tápé (12) és Petőfitelep (13), valamint Kiskundorozsma (35) szerepel, amelyeket párhuzamos, egymásra merőleges utak szabdalnak fel, közel 900 m^2-es foltokat kialakítva. A város déli részén elhelyezkedő további három körzet már nagyobb nyílt, még beépítetlen felszínekkel rendelkezik, átlagosan 950-1050 m^2-es területtel. A kertvárosi lakóövezet a kiskerti üdülők körzeteihez hasonló értékekkel rendelkeznek, élesen lehatárolható csoportokat viszont nem alkotnak. Legtöbbjüket nagy átlagos foltméret és shape index jellemzi, viszont ezekben az értékekben nagy szóródást mutatnak.



5.13. ábra A falusias, a kertvárosi lakóövezet és a kiskerti üdülők körzetei az átlagos foltméret és az átlagos shape index által kifeszített síkban

5.1.5. A spektrális reflektancia léptéke az egyes beépítési típusokra

A város területén kijelölt szegmensek statisztikai paraméterei (átlag, medián), a hisztogramok valamint a box-plotok alapján megállapítható a mintázat kialakításában szerepet játszó alakzatok mérete az egyes körzetekre. A Belváros esetében a medián értéke 740 m^2, továbbá box-plotból is megállapítható, hogy a pixelcsoportok 50%-a 475 és 1050 m^2 közé esik. A belső lakóterületből kiválasztott körzetben a szegmensterületek mediánja 675 m^2-nek adódott 425 és 980 m^2-es alsó és felső percentilissel. A lakótelep esetében magasabb értékekkel találkozunk, 775 m^2-es mediánnal és 475 és 1100 m^2-es dobozhatárokkal. Az ipari övezetben a szegmensterületek mediánja 725 m^2 és 475 és 1125 m^2-es határ tartozik hozzá. Míg a kertvárosias lakóövezet esetében 675 m^2 a medián, 450 és 1050 m^2 az alsó és a felső percentilis értéke. Ezek alapján arra a megállapításra jutottam, hogy a városi mintázatot kialakító alakzatok mérete Szeged esetében döntően 400 és 1100 m^2 közötti (**Henits és Mucsi, 2012**). Vagyis egy 30 m x 30 m-es felbontási cella nem elégséges a városi felszínborítás pixelalapú vizsgálatára, mivel ilyen felbontás mellett a városi területeken nagy számban fordulhatnak elő spektrálisan vegyes képelemek. Ezért olyan módszert kellett keresni, és alkalmazni, amely képes ezeket a spektrálisan vegyes képelemeket kezelni, és a pixelen belüli homogén felszínborítási típusokat térképezni.

5.2. A felszínborítási típusok képelemen belüli arányának meghatározása

5.2.1. Spektrális szétválasztás vizsgálat (Spectral mixture analysis)

Azokon a területeken, ahol a felszínborítások jellegzetes reflektanciával rendelkeznek és a szenzor pillanatnyi látómezejénél (GIFOV) nagyobb léptékben homogénnek tekinthetők, ott a pixelek egyedi osztályba való sorolását elfogadható pontossággal végre lehet hajtani. Viszont azokon a területeken, ahol a felszínborítások spektrumai jelentősen megváltoznak a szenzor pillanatnyi látómezejéhez (GIFOV) hasonló vagy kisebb léptékben, ott az egyedi pixelek általában nem hasonlítanak az egyedi felszínborítások reflektanciájához, hanem két vagy több osztály keverékét mutatják a pillanatnyi látómezőn belül. Így a kemény (hard) osztályozások ezeket a vegyes pixeleket azokba az osztályokba sorolják, amelyekhez statisztikailag a leginkább hasonlítanak (**Small, 2003**). Miután az előző fejezetben sikerült igazolni, hogy Szeged esetében a városi mintázatot kialakító alakzatok mérete döntően 400 és 1100 m^2 között helyezkedik el, ezért a 30 m-es geometriai felbontással rendelkező Landsat TM műholdak esetében, ahol egy cella mérete 900 m^2, nagy számban jöhetnek létre spektrálisan vegyes képelemek. Ezért ebben az esetben a hagyományos pixelalapú osztályozások nem vezetnek a városi felszínborítás megfelelő pontosságú térképezéséhez.

Singer és McCord (1979) szerint a pillanatnyi látószögmezőn belül a homogén felszínborítások gyakran összetett spektrumot képeznek, amelyek az ún. szélsőpontok (endmember) lineáris kombinációjaként írhatók le. A spektrális szétválasztási vizsgálat (SMA) segítségével a pixeleken belüli felszínborítási típusok arányát határozhatjuk meg, egyúttal modellezve a vegyes pixeleket tiszta, homogén spektrumú felszínborítási típusokkal, amiket a szakirodalom szélsőpontoknak (*endmember*) hív (**Roberts et al., 1998**). Az SMA módszert tovább lehet bontani lineáris- és nem lineáris spektrális szétválasztási vizsgálatra, aszerint, hogy mennyire összetett a szóródás. A nem lineáris esetben a lombkorona, növény- vagy talajfelszín okozta többszörös szóródás hatása jelentős lehet a keverék meghatározásában (**Borel és Gerstl, 1994**). Ha a szélsőpontok közti keveredés túlnyomórészt lineáris és a szélsőpontokat előzetesen ismerjük, akkor lehetséges az egyedi pixelek szélsőpontok szerinti aránytényezőinek megállapítása (**Adams et al. 1986; Gillespie et al., 1990; Smith et al., 1990**).

A lineáris spektrális szétválasztási vizsgálat (LSMA) meghatározza a felszín összetételét a kép minden egyes pixelére legalább kettő, legfeljebb 6 szélsőpont használatával (Landsat TM képek esetén), mivel a lineáris egyenletrendszer megoldásához szükséges

feltétel, hogy az űrfelvétel spektrális sávjainak a száma nagyobb vagy egyenlő legyen, mint a szélsőpontok száma. Egyéb esetben az egyenletrendszer alulhatározott lesz, és végtelen sok megoldás lesz. Ha viszont a sávok száma nagyobb, akkor túlhatározottságról beszélhetünk, és nem lesz egzakt megoldás, ebben az esetben a modellt egy fennmaradó hibaértékkel lehet módosítani. Minden egyes szélsőpont egy tiszta felszínborítási típust határoz meg. A lineáris szétválasztási modell a következő formulával írható le:

$$(5.1.)\quad R_b = \sum_{i=1}^{N} f_i \cdot R_{i,b} + \varepsilon_b$$

, ahol

R_b: a kép reflektancia értéke a *b* sávban,

N: a szélsőpontok száma,

f_i: az *i* szélsőpont aránytényezője,

R_{ib}: az *i*-edik szélsőpont reflektancia értéke a *b* sávban

ε_b: a fennmaradó hibaérték

A szélsőpontok aránytényezőinek összege minden egyes pixel esetén 1, és $f_i \geq 0$ is fennáll.

$$(5.2.)\quad \sum_{k=1}^{n} f_{i,k} = 1$$

A modell alkalmasságát az ε_b maradék tag vagy az RMS állapítja meg minden egyes képi sávra.

$$(5.3.)\quad RMSE = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} \varepsilon_i^2}}{n}$$

A fennmaradó hibaérték ε_b csökkenthető, ha minden egyes szélsőpont aránytényezőjét a legkisebb négyzetek módszerével (*least squares technique*) határozzuk meg. **Small (2001b)** szerint a lineáris spektrális szétválasztás nem alkalmazható abban az esetben, ha minimális a spektrális különbség a minta sávjaiban. Továbbá kompromisszumot kell kötni a szélsőpontok száma és a modell alkalmassága között is. A szélsőpontok számának növelésével nő a spektrális változékonyság, és ezzel a pontosság is, viszont ha túl sokat veszünk fel, a modell érzékennyé válhat a kijelölésükre. Ezen kívül, a modell használhatósága a tiszta spektrumok helyes megválasztásától is függ. A legtöbb alkalmazásban 3 vagy 4 szélsőpontot vesznek fel a lineáris szétválasztási modellhez. (**Roberts et al., 1993; Small, 2001b**).

5.2.2. Szélsőpontok kiválasztásának módszere

Ahogy fentebb már említettem, az SMA modell helyessége a szélsőpontok megválasztásának pontosságától függ, vagyis ha a szélsőpontokat helytelenül jelöljük ki, akkor a létrejövő aránytérképeink is pontatlanok lesznek.

A szélsőpontok kijelölésére két fő módszer létezik:

(1) A referencia szélsőpontok terepi vagy laboratóriumi körülmények közti meghatározása (reference endmembers)

(2) Az űrfelvételről vagy az űrfelvétel sávokból előálló 2 D-s spektrális terekből történő leválogatással (image endmembers)

Az optimális megközelítés a képkészítés időpontjában a terepi szélsőpontok felvétele lenne, és ezekből készülnének a referencia spektrumok, spektrumkönyvtárak. De ez sok esetben vagy nehezen oldható meg, vagy a korábban, akár évekkel ezelőtt készített űrfelvételek esetében ez már nem kivitelezhető.

Az egyik megközelítés a képi szélsőpontok kiválasztására, ha reprezentatív homogén pixeleket választunk ki az űrfelvételek különböző sávjaiból előálló pontdiagramokból (*spectral scatter plot*) **(Rashed et al., 2001)**. A főkomponens analízis (PCA) egy gyakran használt adattömörítési módszer, amellyel a redundáns adatokat kevesebb sávba tömöríthetjük, ezáltal csökkenthető az adatok dimenzionalitása. A főkomponens sávok nem-korrelálnak, függetlenek, és gyakran könnyebb azokat ábrázolni, mint az eredeti adatokat. (**Jensen, 1996; Faust, 1989**). Segítségével könnyebben meghatározhatók a szélsőpontok, mivel az adatok varianciájának közel 90%-át az első két vagy három sávba tömöríti, és minimálisra csökkenti a sávok közötti korrelációt (**Smith et al., 1985**).

A másik gyakran használt transzformáció, az MNF (*minimum (maximum) noise fraction*), amely két fő lépésből áll: (1) az első dekorrelálja, és újraskálázza az adathalmaz zajösszetevőit egy becsült zaj-kovariancia mátrix alapján, és olyan transzformált adatot állít elő, amelyben a zajnak egységnyi varianciája van és nincs sávok között korreláció; (2) második lépésként végrehajt egy hagyományos főkomponens analízist (**Green et al., 1988**), ezáltal csökkenti a sáv-specifikus zajforrásokat.

A legtöbb városi alkalmazásban 3 vagy 4 szélsőpontos spektrális szétválasztást alkalmaznak. **Small (2001b, 2002)** a vegetáció területi eloszlására és az időbeli változására az alacsony albedó, magas albedó és növényzet szélsőpontokat jelölte ki. **Rashed et al. (2001)** Kairó példáján a városi felszínborítást a növényzet, mesterséges felszínek, talaj és árnyék négyesével írták le, és ebből vezették le a területhasználatot. **Lu és Weng (2004)** a zöld növényzet, mesterséges felszínek/talaj és árnyék szélsőpontokkal írták le a városi/vidéki

környezetet. **Weng és Lu (2008)** a szélsőpontok különböző kombinációit alkalmazták a legpontosabb aránytérképek eléréséhez (1) árnyék, zöld növényzet, mesterséges felszín és sötét talaj; (2) árnyék, zöld növényzet és mesterséges felszín; (3) árnyék, zöld növényzet és száraz talaj; (4) árnyék, zöld növényzet és sötét talaj.

A dolgozatomban **Wu (2004)** által kifejlesztett 3 szélsőpontos normalizált spektrális szétválasztást alkalmaztam, amelyben a spektrális szétválasztást egy normalizáció előz meg. Mivel a városi felszínborítás komponensei jelentős intenzitásbeli különbséget mutatnak a felvételek sávjaiban, ezért az abszolút reflektanciaértékek hatásai minimalizálhatók a normalizáció módszerével, melynek egyenlete:

$$(5.4.)\ \overline{R}_b = \frac{R_b}{\mu} \times 100$$

, ahol

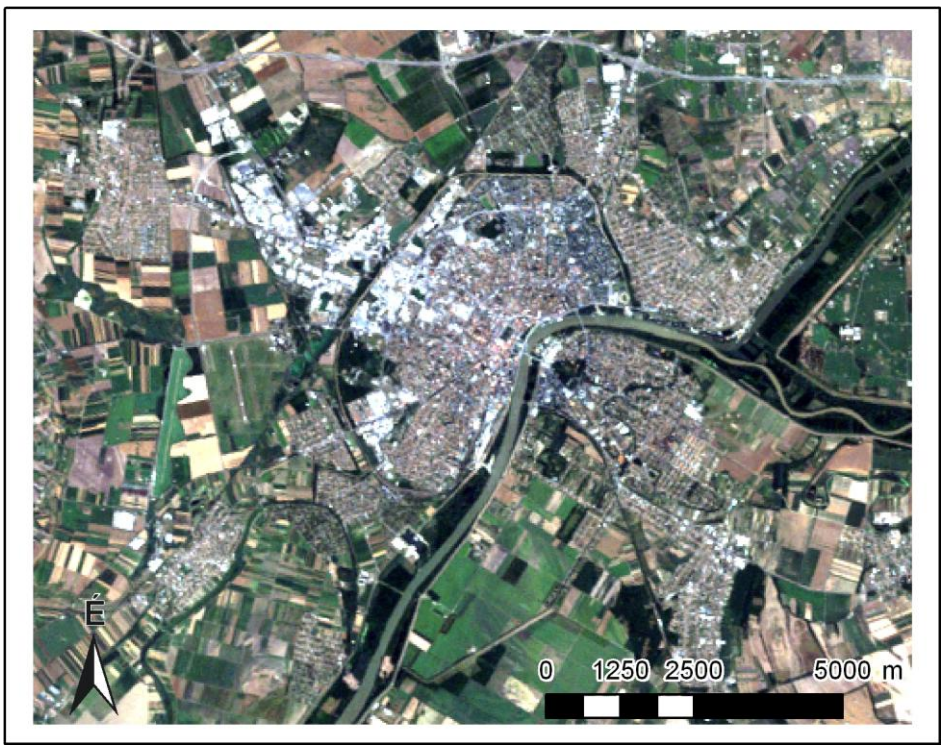
$$(5.5)\ \mu = \frac{1}{N}\sum_{b=1}^{N} R_b$$

, ahol $\overline{R_b}$ a b sávhoz tartozó pixel normalizált reflektancia értéke, R_b a b sávhoz tartozó eredeti reflektancia érték, μ ezeknek a pixelek az egyes sávokra vonatkozó reflektancia értékeinek átlaga, N a sávok száma (LTM esetén ez 6).

A három kijelölt szélsőpont ebben az esetben a mesterséges felszín, a növényzet és a talaj. A vízfelszíneket egy bináris réteg segítségével maszkolhatjuk. A normalizált spektrum esetén csökkennek az egyes felszínborításokon belüli különbségek az eredeti spektrumértékekhez képest, ugyanakkor a normalizáció nem vezet szignifikáns információvesztéshez.

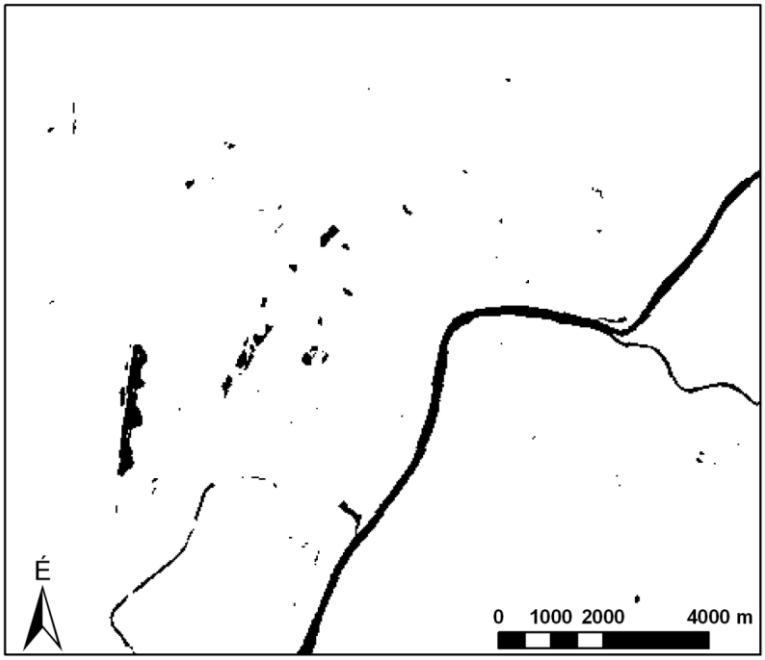
5.2.3. A felszínborításokhoz tartozó aránytérképek előállítása

A normalizált spektrális szétválasztást az ENVI 4.5-ös szoftverben végeztem el, amelynek a folyamatát egy 2011. július 10-ei Landsat TM (Pásztázási sáv 187/Sor 28) szegedi kivágatán mutatom be. Az űrfelvételen az előfeldolgozás során (*4.1.2. fejezet*) atmoszférikus korrekciót hajtottam végre, így a későbbiekben már minden egyes pixelértékhez a valós reflektancia érték tartozott (*5.14. ábra*).



5.14. ábra 2011. július 10-ei Szegedet ábrázoló Landsat TM kép valós színes kompozitban (RGB:321)

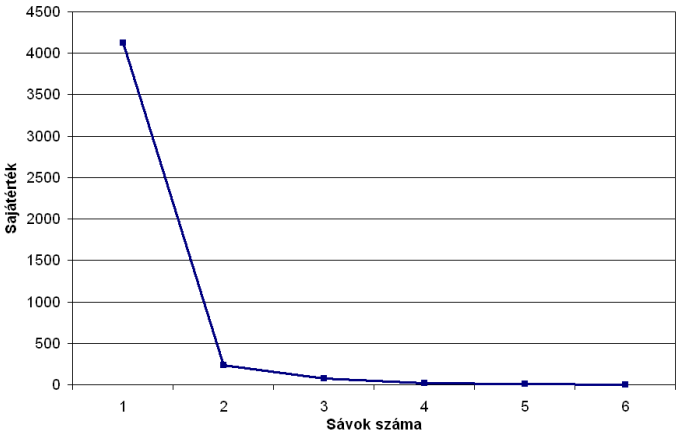
A műholdképen első lépésként a vízfelszínek kerültek leválogatásra egy 20 osztályos nem-irányított ISODATA osztályozással. Mivel az ISODATA alkalmas a homogén adatokat tartalmazó spektrális klaszterek kialakítására, segítségével könnyen kijelölhetők a város területén található tavak és a Tisza vízfolyása. A vízfelszínek osztályából elkészíthető egy külön bináris réteg, ami a későbbiekben maszkként használható. (*5.15. ábra*).



5.15. ábra A 20 osztályos ISODATA klaszterezésből leválogatott vízfelszínek osztálya

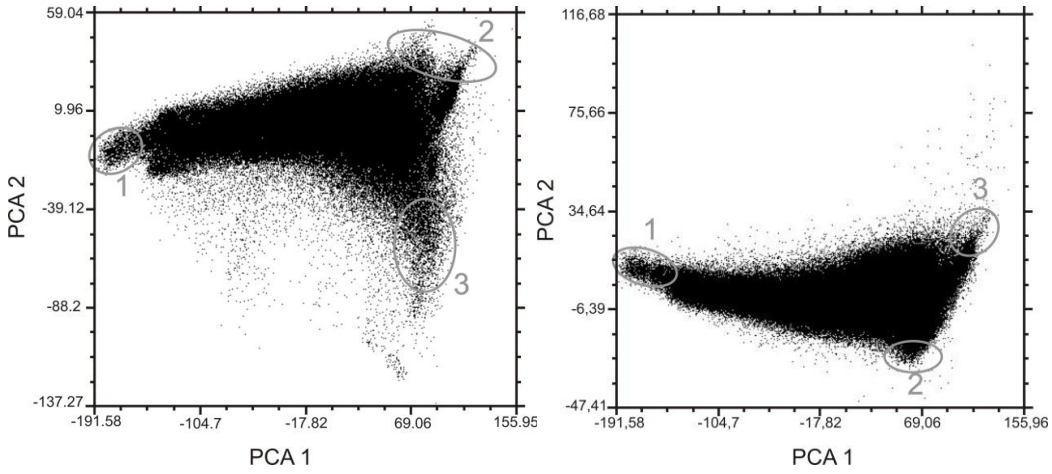
A reflektacia értékeket tartalmazó űrfelvételből a sávok közötti műveletek segítségével állt elő a normalizált kép. Adattömörítési eljárásként a főkomponens analízis (PCA) került kiválasztásra, amelyet követően az első három főkomponens sáv a teljes információtartalom közel 99,5 %-át tartalmazta. (*5.16. ábra*)

Sávok	Sajátérték	Százalék
1	4127,07	92,44
2	238,30	5,34
3	78,77	1,76
4	14,64	0,33
5	5,66	0,13
6	0	0



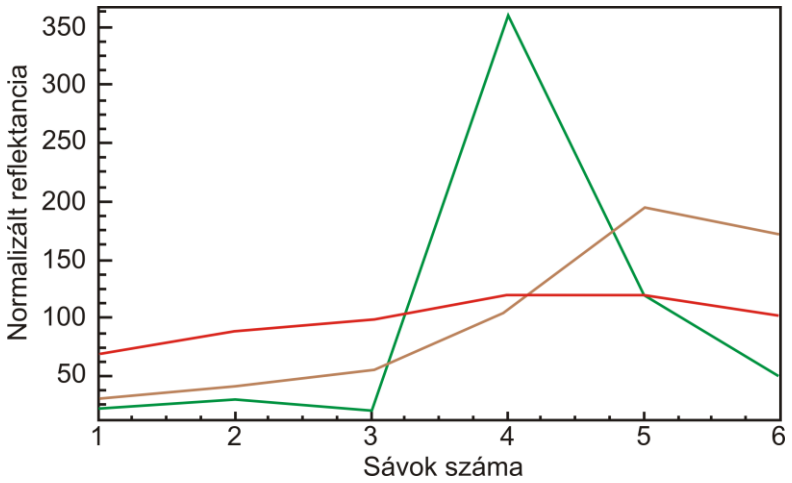
5.16. ábra A főkomponens sávokhoz tartozó sajátértékek, és százalékos arányuk a teljes információtartalomból

A főkomponens sávok párosításából előálló 2D-s vektorterekben történt a szélsőpontok meghatározása, a tiszta pixelcsoportok a pontfelhők szélein, kicsúcsosodásain jelölhetők ki. A főkomponens sávok alkotta terek és a normalizált reflektancia értékeket hordozó űrfelvétel összekötésének segítségével, a tiszta spektrumokat a műholdképen is ellenőrizni lehetett. Három szélsőpont került kijelölésre, a mesterséges felszínek, a növényzet és a talaj. (*5.17. ábra*). A mesterséges felszínekhez tartozó pixelek a nagyobb területű kereskedelmi, ipari épületekre valamint parkolók területére esett. A növényzet esetében az ártéri erdők, míg a talajok esetében a város külterületén elhelyezkedő nyílt talajfelszínek képelemei szolgáltak megfelelő szélsőpontként.



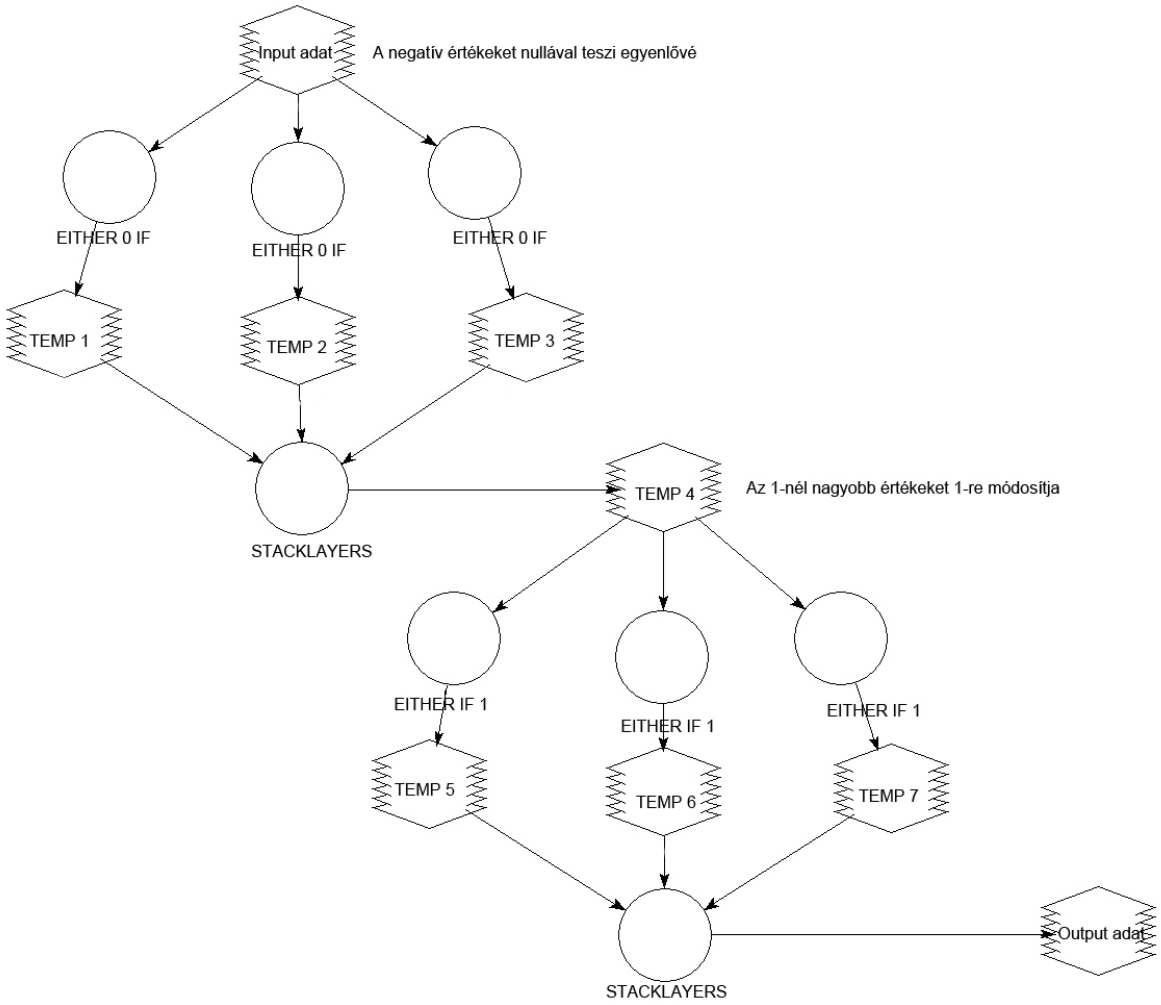
5.17. ábra Az első és második főkomponens sáv alkotta spektrális térben a (1) növényzet, (2) a talaj és (3) és a mesterséges felszín szélsőpontjai

A tiszta spektrumokat az ENVI 4.5-ös szoftverben található ROI poligonok (Region Of Interest) segítségével kerültek kijelölésre. Ezt követően mindhárom szélsőpontra létrejött a sávokhoz tartozó átlagos normalizált reflektancia érték. (*5.18. ábra*)



5.18. ábra A mesterséges felszín (piros), a növényzet (zöld) és a talaj (barna) szélsőpontjainak normalizált spektrum görbéi

A szélsőpontok meghatározása után a lineáris spektrális szétválasztás módszerével meghatározhatók az egyes felszínborítási típusokhoz tartozó aránytérképek. A modell a normalizált reflektancia értékeket hordozó űrfelvételt, és az erről leválogatott szélsőpontokat használja bemenő adatként. A vízfelszínek rétegét ebben a lépésben is meg kell adni a vizek maszkolásához. A modell eredménye 3 kimenő sáv lett az egyes felszínborítási típusoknak megfelelően, plusz egy negyedik, amely a művelet hibaértékét (RMSE) tartalmazza. A frakciós kép meghatározza, hogy az adott komponens, szélsőpont szerinti felszínborítás milyen arányban fordul elő az adott képelemen belül. A frakciós érték 0 és 1 közötti szám, 1 esetén a felszínborítási típus pixelen belüli aránya 100 %. Amennyiben ez a pixelérték kívül esett a [0, 1] intervallumon, úgy egy Erdas Imagine-ben létrehozott modell a negatív értékeket 0-ra, míg az 1-nél nagyobbakat 1-re módosította. (*5.19. ábra*)



5.19. ábra Az Erdas Imagine-ben létrehozott modell, amely a 0-nál kisebb és 1-nél nagyobb aránytényezőket korrigálta

A normalizált spektrális szétválasztást több, a főkomponens sávok alkotta terekből különbözőképpen leválogatott szélsőpontra is lefutattam. Végül azt a kombinációt választottam ki, ahol a mesterséges felszínek aránytérképének a pontossága a legjobbnak valamint a hibaértéket tartalmazó sáv átlagos értéke minimálisnak adódott.

5.2.4. A mesterséges felszín aránytérképeinek pontosságbecslése

A pontosságbecsléshez a 2005-ös Országos légifelvételezés színes ortofotó képeit használtam fel. A 2005. július 29-én készült képek 1 m-es geometriai felbontással rendelkeznek a látható fény tartományából (**Winkler, 2003; Gross et al. 2010**). A város területén 250 véletlenszerűen kiválasztott 90 m x 90 m-es mintaterület kijelölése történt meg, ami a Landsat 5 TM képen 3 x 3-as cellának felel meg. Erre a cellaméretre a geometriai hibák kiküszöbölése miatt volt szükség, mivel az ortofotó és a műholdkép között egy kisebb

geometriai eltérés is jelentős különbséget eredményezhetett volna a pontosságbecslés során. Az 1 m-es ortofotó celláin belül a mesterséges felszíneket ArcGIS 9.3-as szoftver segítségével digitalizáltam, majd kiszámítottam az egyes cellákon belüli arányukat. Végül ezeket az értéket vetettem össze a 2011. július 10-ei Landsat 5 TM űrfelvételből levezetett mesterséges felszín aránytérképével. Az aránytérképen a 90 x 90 m-es cellákra vonatkozó értékeket az Erdas Imagine Zonal Attributes, Mean (Átlag) eszközével kaptam meg.

A pontosságbecsléshez a hibaszámítás két típusát alkalmaztam, a négyzetes közép módszerét (RMSE) (5.6.) és a szisztematikus hibát (SE) (5.7.).

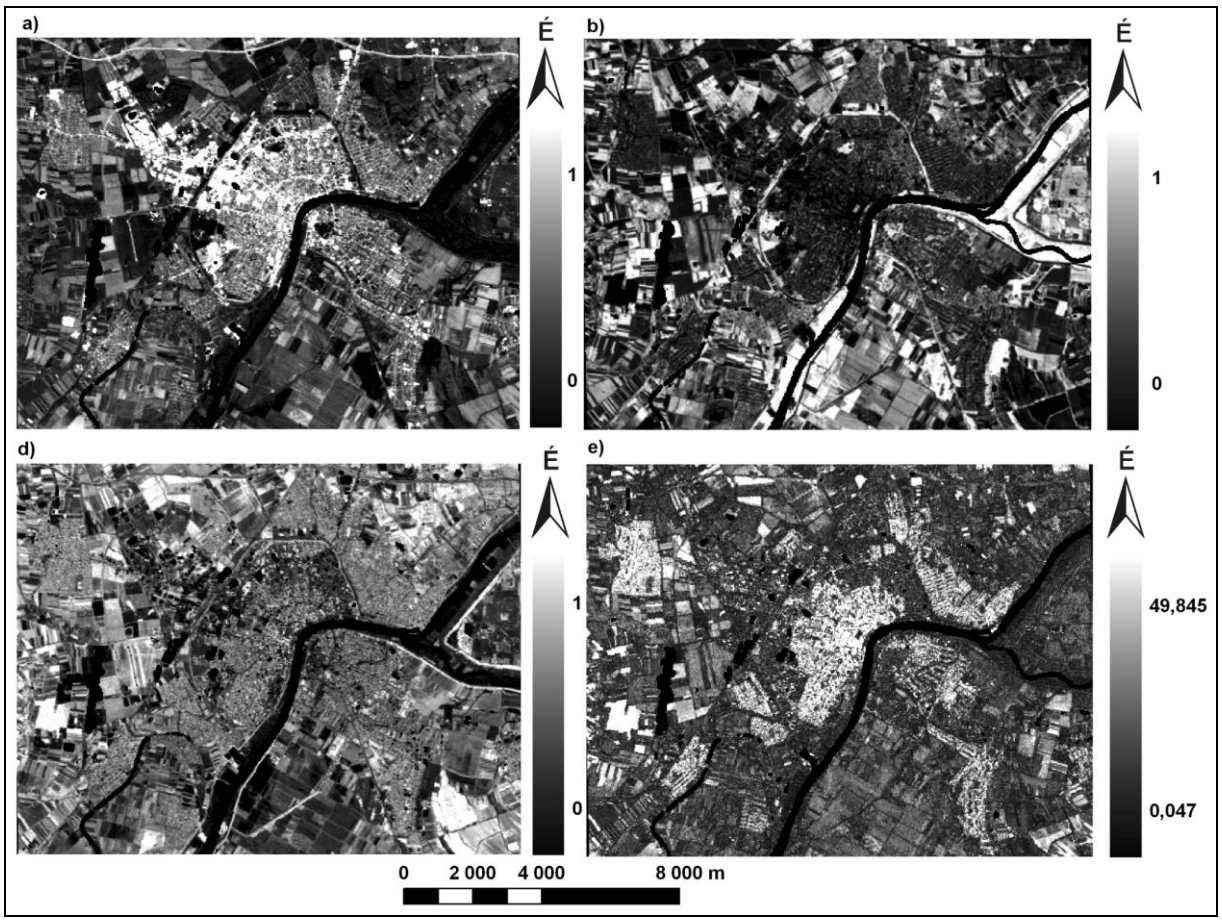
$$\text{(5.6.)}\quad \mathrm{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N}(\hat{V}_i - V_i)^2}{N}}$$

$$\text{(5.7.)}\quad \mathrm{SE} = \frac{\sum_{i=1}^{N}(\hat{V}_i - V_i)}{N}$$

, ahol $\hat{V}_i$ a modellezett, míg V_i a valós, az ortofotóról digitalizált mesterséges felszín arányát jelöli az i-edik mintaterületen. N pedig a véletlenszerűen kiválasztott mintaterületek száma, vagyis 250. Az RMSE a modell teljes becsült pontosságát, míg az SE a szisztematikus hiba hatását adja meg a mintákra (pl. felülbecslést, alulbecslés) **(Wu, 2004)**. Esetemben a szélsőpontok optimális választása esetén az RMSE értéke a teljes mintára 17-nek, míg a szisztematikus hiba (SE) -4,1-nek adódott.

5.2.5. A felszínborítási aránytérképek elemzése

A normalizált spektrális szétválasztás és pontosságbecslés után az alábbi aránytérképeket választottam ki a későbbi elemzésekhez (*5.20. ábra*). A mesterséges felszín, a növényzet, valamint a talaj frakciós képe mellett hibaértéket tartalmazó RMSE kép látható.



5.20. ábra (a) A mesterséges felszín, (b) a növényzet és (c) a talaj aránytérképe, a (d) hibaértéket tartalmazó RMSE képpel

A mesterséges felszín aránytérképén (*5.20a ábra*) jól megfigyelhető a Belvárost és az Ipartelepet összekötő ÉNY-DK irányú sűrűn beépített (70-100%) zóna. Hasonlóan magas értékekkel rendelkeznek a körutak, sugárutak valamint a kereskedelmi, szolgáltató és ellátó épületegyüttesek. A belső lakóterületi részek pixelei 30-60% körüli mesterséges felszín arányt mutatnak. Míg az ártéri erdőket és a város területén belül előforduló kisebb-nagyobb parkokat és erdőket 0-10% körüli arány jellemzi.

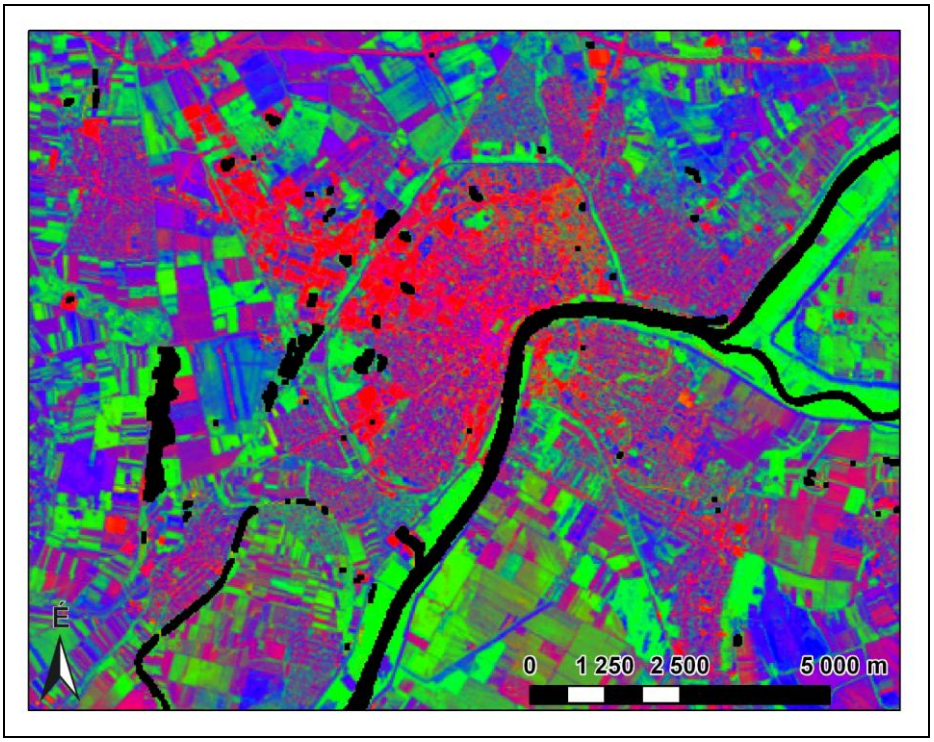
A növényzet aránytérképe (*5.20b ábra*) alapján megállapítható, hogy a Tisza és Maros menti árterek pixelei 80-100 % körüli értékekkel rendelkeznek. A városon belüli zöldfelületek (parkok, ligetek, erdők, a Körtöltés vonala) 60-80%-os növényborítással bírnak. A lakótelepek panel építésű blokkjai közötti nagyobb füves területeken találhatunk még 30-50%-os frakciós értékekkel rendelkező pixeleket. A 30%-nál kisebb pixelértékek már a beépített felszínekhez tartoznak, ahol a növényborítást az épületek melletti fák, fasorok, és az épületekhez tartozó füves kertek, udvarok adják.

A talajok aránytérképén (*5.20c ábra*) a külterülethez tartozó nyílt talajfelszínek bírnak 60-100% közötti értékekkel, míg a város területén jellemzően 40 % alatti pixelek fordulnak

elő. A város D-i, DNy-i részén található belső lakóterülethez tartozó Alsóváros esetében a cseréptetős házak - melyek reflektanciája nagyon közel áll a talajokéhoz - miatt magasabb ez az érték (40-60%)

5.2.6. A felszínborítási aránytérképekből előálló kompozit osztályozása, a területhasználati térkép előállítása

A normalizált spektrális szétválasztás után a három aránytérképből előállt egy 3 sávos színes kompozit (*5.21. ábra*). A vörös csatorna helyére a mesterséges felszín, a zöldre a növényzet, a kékre a talaj frakciós képe került. A vörös szín a mesterséges felszín, a zöld a növényzet, a kék a talaj képelemen belüli magas arányára utal. Míg a három szín keveréke, az adott felszínborítások különböző arányait mutatják.

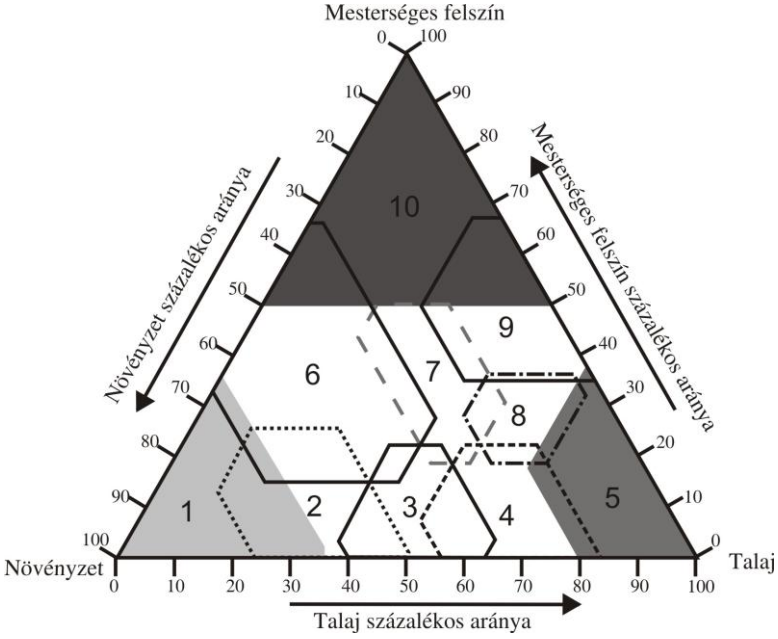


5.21. ábra A mesterséges felszín, a növényzet és a talaj aránytérképéből alkotott színes kompozit (Vörös: mesterséges felszín, Zöld: növényzet, Kék: talaj)

A területhasználati kategóriák meghatározása 3 sávos képből egy nem-irányított automatikus osztályozással történt. Az osztályok meghatározásánál az ISODATA klaszterezési módszert alkalmaztam, amelynek lényege, hogy a csoportok elkülönítésekor az algoritmus a pixeleket iteratív módon osztályozza, vagyis újraértelmezi a kritériumokat minden osztályra, és eszerint osztályozza újra a képelemeket, így a spektrális távolságon

alapuló csoportok egyre finomodnak. A három szélsőpontból az algoritmussal tíz klasztert határoztam meg, melynek eredményeként egy tíz osztályból álló tematikus térkép állt elő. Az osztályozás során egy tanulóterületeket tartalmazó fájlt kaptam, amely tartalmazta az egyes osztályok alsó- és felső határait (*5.1. táblázat*). Ezek a határok a mesterséges felszín, a növényzet és a talaj százalékos arányait adják meg minden egyes kategória esetén. Az eredményül kapott osztályokat ezt követően kellett értelmezni, elnevezni a három tényező aránya és referenciaadatok alapján.

A három felszínborítási típus határértékei szerint az egyes osztályokat egy háromszögdiagramban jelenítettem meg (*5.22. ábra*). A **Ridd (1995)** által kidolgozott VIS modellhez hasonlót hoztam létre, de nem vettem át az összes általa meghatározott területhasználati kategóriát, illetve egyes elnevezésein módosítottam.



5.22. ábra Az aránytérképekből alkotott kompozit ISODATA osztályozása után a növényzet, a mesterséges felszín és a talaj által alkotott háromszögdiagram a 10 osztállyal

5.1. táblázat Az ISODATA klaszterezés után kapott osztályok alsó és felső határai

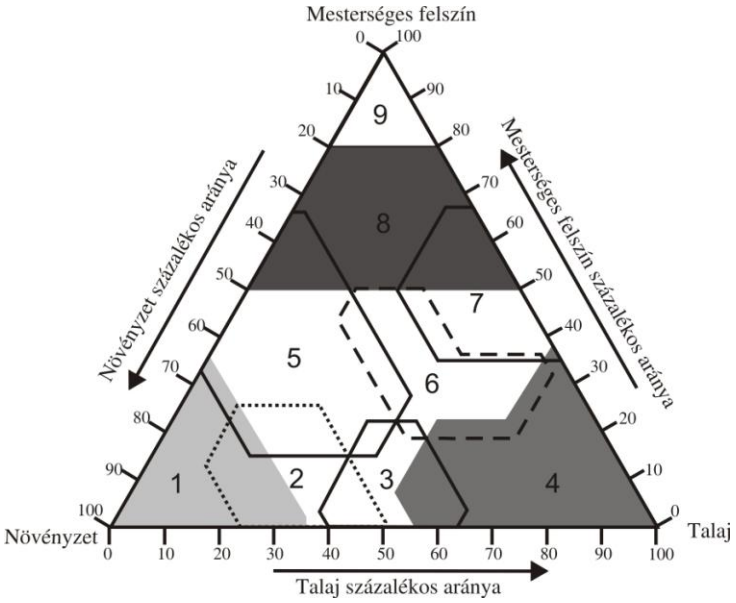
	1		**2**		**3**		**4**		**5**	
Mesterséges	0%	40%	0%	26%	0%	21%	0%	22%	0%	44%
Növényzet	63%	100%	49%	77%	32%	60%	16%	43%	0%	20%
Talaj	0%	36%	11%	50%	36%	63%	49%	84%	62%	100%

	6		**7**		**8**		**9**		**10**	
Mesterséges	15%	66%	19%	50%	19%	36%	35%	67%	50%	100%
Növényzet	31%	68%	18%	37%	3%	27%	0%	22%	0%	53%
Talaj	0%	41%	20%	52%	46%	65%	28%	74%	0%	45%

A növényzet, mesterséges felszín, talaj háromszögmodelljében a háromszög csúcsai közelében helyezkednek a döntően egy szélsőpont alkotta kategóriák. A növényzet magas arányát mutató 1-es osztály a dús növényzet kategóriája, amelybe az ártéri erdők, a városban található összefüggő fás területek (pl. Vadaspark) és a növényborítással fedett mezőgazdasági területek tartoznak. A 2-es kategóriába eső pixelek a ritkább növényborítású szántóföldek már magasabb talaj frakciós értékekkel rendelkeznek. A 3-as kategóriát közel azonos arányban alkotja növényzet, illetve talaj. A 4-es és 5-ös osztály összevonásával a nyílt talajfelszíneket kaptam meg, melyek képelemei döntően talajokból, kisebb részben növényzetből állnak. A 6-os csoport elemei, amelyekhez magas növényzet arány mellett a másik két tényező alacsonyabb értéke tartozik, a füves, gyeptakarós területek területhasználati kategória lett. A 7-es osztály, amely a három felszínborítási típust közel azonos arányban tartalmazza, valamint a 8-as osztály, amely a talajok mellett kisebb arányban mesterséges felszíneket tartalmaz, együttesen az alacsony sűrűségű lakóövezet elnevezést kapták. A mesterséges felszínek arányának további növekedésével a 9-es a közepesen sűrű, míg a 10-es osztály a magas sűrűségű lakóövezet lett. A 10-es kategóriát tovább bontottam egy 11-esre, mely a 80 % feletti mesterséges felszíneket tartalmazza, ezek a képelemek a kereskedelmi, szolgáltató egységek elnevezést kapták meg.

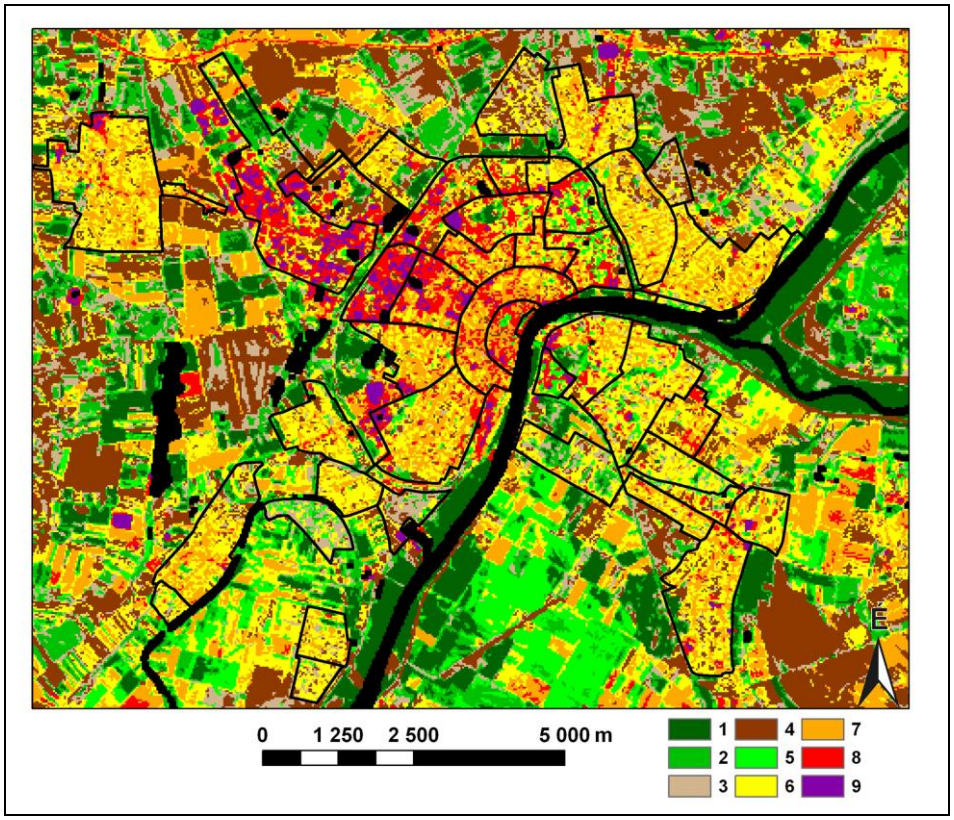
Az ISODATA osztályainak elemzése, összevonása, és elnevezése után végül egy 9 osztályból és a vízfelületekből álló területhasználati térképet kaptam (*5.24. ábra*). Az újonnan előálló háromszögdiagramot az osztályokkal és a hozzá tartozó határokkal az *5.23. ábra* szemlélteti.

Az eredményül kapott területhasználati térképet az 5.1-es fejezetben bemutatott körzetek alapján elemeztem. A Belváros pixelei sűrű beépítése és alacsony növényborítása miatt döntően a magas- és közepes sűrűségű lakóövezethez sorolhatók, kis területű ritkás növényzettel. A belső lakóterület körzete a közepes és az alacsony sűrűségű lakóövezet kategóriájához tartozik. A város ÉNy-i részén található lakótelep a ritkásan elhelyezkedő lakótömbök és köztük elterülő füves, gyepes területeknek köszönhetően az alacsony sűrűségű lakóövezet és a füves, gyeptakarós terület pixelcsoportjait tartalmazzák, elszórtan a kereskedelmi, szolgáltató egységek pixeleivel. Az ipari övezetre a kereskedelmi, szolgáltató egységek, és a nyílt talajok magas aránya jellemző, kisebb területű ritkásabb növényzettel. A város határában elhelyezkedő kertvárosias lakóövezetek az alacsony sűrűségű lakóövezet kategóriába sorolhatók, elszórtan nyílt talajfelszínekkel.



5.23. ábra A növényzet, a mesterséges felszín és a talaj által alkotott háromszögdiagram az aránytérképekből alkotott kompozit ISODATA osztályozása után

1 – Dús növényzet, 2 – Ritkás növényzet 3- Talajfelszínek alacsony növényborítással, 4 – Nyílt talajfelszínek, 5 – Füves, gyeptakarós területek, 6 – Alacsony sűrűségű lakóövezet, 7 – Közepes sűrűségű lakóövezet, 8 – Magas sűrűségű lakóövezet, 9 – Kereskedelmi, szolgáltató egységek



5.24. ábra Az aránytérképek kompozitjából, a VIS határok segítségével létrehozott területhasználati tematikus térkép

5.2.7. Részösszefoglalás

Az alkalmazott módszerrel arra a megállapításra jutottam, hogy a spektrális szétválasztással feloldhatók azok a vegyes pixelek okozta problémák, amelyek a városi felszínborítások térképezése során a közepes felbontású űrfelvételek esetében jelentkezhetnek. Ezzel a módszerrel részletesebb információt kaptam, mint a hagyományos pixelalapú osztályozások esetében, ugyanis így egy érték (osztály) helyett, a pixeleken belüli homogén felszínborítási kategóriák (mesterséges felszín, növényzet, talaj) százalékos arányát állapítottam meg. A közepes felbontású űrfelvételekből ezzel a módszerrel a közepesnél jobb méretarányú felszínborítási térkép állítható elő.

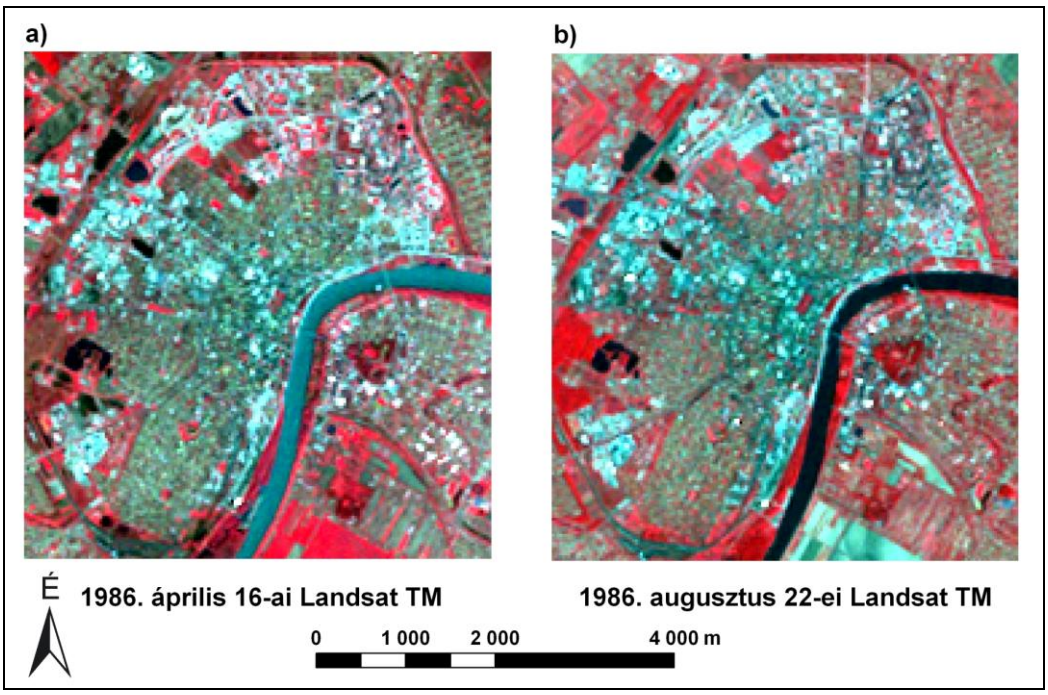
A létrejövő aránytérképekből – mivel azok minden egyes pixel esetében meghatározzák a kategóriák képelemen belüli arányát – a VIS diagram segítségével, illetve annak kisebb módosításával sikerült területhasználati térképet előállítani.

5.3. Idősoros vegetáció alapú elemzések

5.3.1. Az idősoros elemzéshez felhasznált adatok és módszerek

Az idősoros adatok hatékony elemzésének kidolgozása a távérzékeléses kutatások egyik legfontosabb kérdése (**Bruzzone et al., 2003**). Különösen az NDVI alapú adatsorok alapvető fontosságúak a növények fenológiai vizsgálatában és a vegetációs fejlődés számszerű megfigyelésében (**Tucker és Sellers, 1986; Hall-Beyer, 2003; Petorelli et al., 2005**). Széles körben használhatók a növényzet biofizikai tulajdonságainak térbeli és időbeli monitoringjára, főként a levélborítottság (LAI), vagy a pigment tartalom mérésére (**Dash és Curran, 2004; Feng et al., 2006; Tímár et al., 2006**). Valamint a növényborítás változása közvetlen hatással van a felszíni vizekre és az energiaháztartásra a növényzet párolgásával, a felszíni albedójával, kisugárzó képességével és érdességével (**Aman et al., 1992**)

A távérzékelt adatokra épülő hosszútávú idősoros elemzésekre a Landsat TM, ETM+ műholdak felvételei a legalkalmasabbak, ugyanis 1982-től napjainkig folyamatosan szolgáltatnak képeket. Habár a 16 napos ismételt fedéssel készült felvételek egységes térbeli és spektrális felbontással rendelkeznek, problémát jelenthet a vegetáció alapú elemzések esetén, hogy a lombkorona az év különböző időszakaiban eltérő módon takarja ki a mesterséges felszíneket. Az utóbbi évtizedekben több módszert is kifejlesztettek a mesterséges felszínek térképezésére (spektrális szétválasztás, regressziós modellek, mesterséges neurális hálók, szubpixel-alapú osztályozások), a legtöbb esetben ezeket a nyári időszakokra tesztelték (**Wu és Yuan, 2007**). Viszont így sincs közös egyetértés abban, hogy melyik évszakban készült űrfelvételek a legalkalmasabbak a beépítettség pontos térképezésére. Egyes kutatók a nyári időszakkal szemben a telet részesítik előnyben, amikor a vizsgálatokat kevésbé befolyásolják a lombkorona kitakaró hatásai. Viszont a téli időszakban, az alacsonyabb növényborítás miatt a mesterséges felületek könnyebben keveredhetnek a talajokkal, az árnyékokkal és a vizes területekkel. (**Lu et al., 2010**).



5.25. ábra Egy tavaszi a) 1986. április 16-ai űrfelvétel és egy nyári b) 1986. augusztus 22-ei Landsat TM űrfelvétel (RGB 432)

Az *5.25. ábrán* is jól megfigyelhető, hogy a város D-i és DNy-i részén, a kevésbé sűrűn beépített városrészben a vegetációs időszak kezdetén, áprilisban kisebb növényborítás, mint az augusztusi képen. Míg a sűrűn beépített belső területeken és a nyugati részen elhelyezkedő, ipari, szolgáltató épületegyüttesei esetében nem látható különösebb eltérés. A város határán kívül elhelyezkedő mezőgazdasági területek esetében is jelenősek az évszakos különbségek, viszont a vizsgálataim kizárólag a város belterületére terjedtek ki.

Különösen a spektrálisan vegyes képelemek esetén befolyásolhatja jelentősen a kapott eredményt a képkészítés időpontja. Ezért egyetlen űrfelvétel nem lehet elegendő annak megállapítására, hogy az adott időpontban a vegetációs indexek milyen kapcsolatban állnak a felszínborítással, mert a növényzet értékeit többek között a korábbi klimatikus feltételek (csapadékeloszlás, hőmérsékletjárás) vagy a növényzet kora is meghatározzák. A közepes- és nagyfelbontású szenzorok csak korlátozottan alkalmasak a vegetáció éven belüli monitoringjára, de szerencsés esetben rendelkezésre állhatnak az adatbázisokban olyan egy éven belüli űrfelvételek, amelyek egyrészt felhőmentesek másrészt a városi növényzet fenológiai fázisán belül több alkalommal is mutatják a felszínborítás aktuális állapotát. Ezért ebben a fejezetben célul tűztem ki, hogy a városi felszínborítás éven belüli spektrális változását megfelelő statisztikai paraméterekkel leírjam, amelynek segítségével egyrészt feloldható az egyetlen időpontban készített NDVI képek statikussága, másrészt az alkalmazott

térbeli statisztikai elemzés alkalmas lehet a felszínborítás térképezésére városi felszínek esetében.

Az idősoros vizsgálat során arra törekedtem, hogy egy éven belül minél több, minél szélesebb időintervallumot felölelő, azonos szenzorral (Landsat TM) készített közepes felbontású űrfelvétel álljon rendelkezésemre. A Landsat 5 TM műholdak 16 naponta biztosítanak ismételt fedést egy adott területről, így az egymáshoz időpontban legközelebb álló képek minimum 16 nap eltéréssel készültek. Több esetben azonban a sorrendben következő felvételt nem sikerült felhasználnom, mivel az adott időpontban készült kép a felhőborítás miatt alkalmatlan volt a további vizsgálatokhoz. Az 1986-os évre sikerült 8 olyan Landsat 5 TM felvételt találnom Szegedről (április 16., május 2. és 18., június 19., július 5., augusztus 22., szeptember 7., október 25.), amelyek megfeleltek az említett kritériumoknak. A későbbi évekből ilyen nagyszámú felvétel vagy nem volt elérhető, vagy a felhőborítás miatt nem voltak alkalmasak az elemzésre. A vizsgálat során egy 1987. július 24-ei Landsat TM űrfelvételt is felhasználtam a térbeli statisztikai elemzéshez. Az intenzitásértékek reflektancia értékekké történő átalakítását a *4.1.2-es fejezetben* leírt atmoszférikus korrekció segítségével hajtottam végre.

Az NDVI az egyik legszélesebb körben alkalmazott vegetációs index, amelynek az alkalmazhatóságát a műholdas kiértékelésekben és a globális növényborítás monitoringjában az elmúlt két évtizedben kellőképpen igazolták (**Liu és Huete, 1994; Leprieur et al., 2000**). Az alábbi képlettel adható meg:

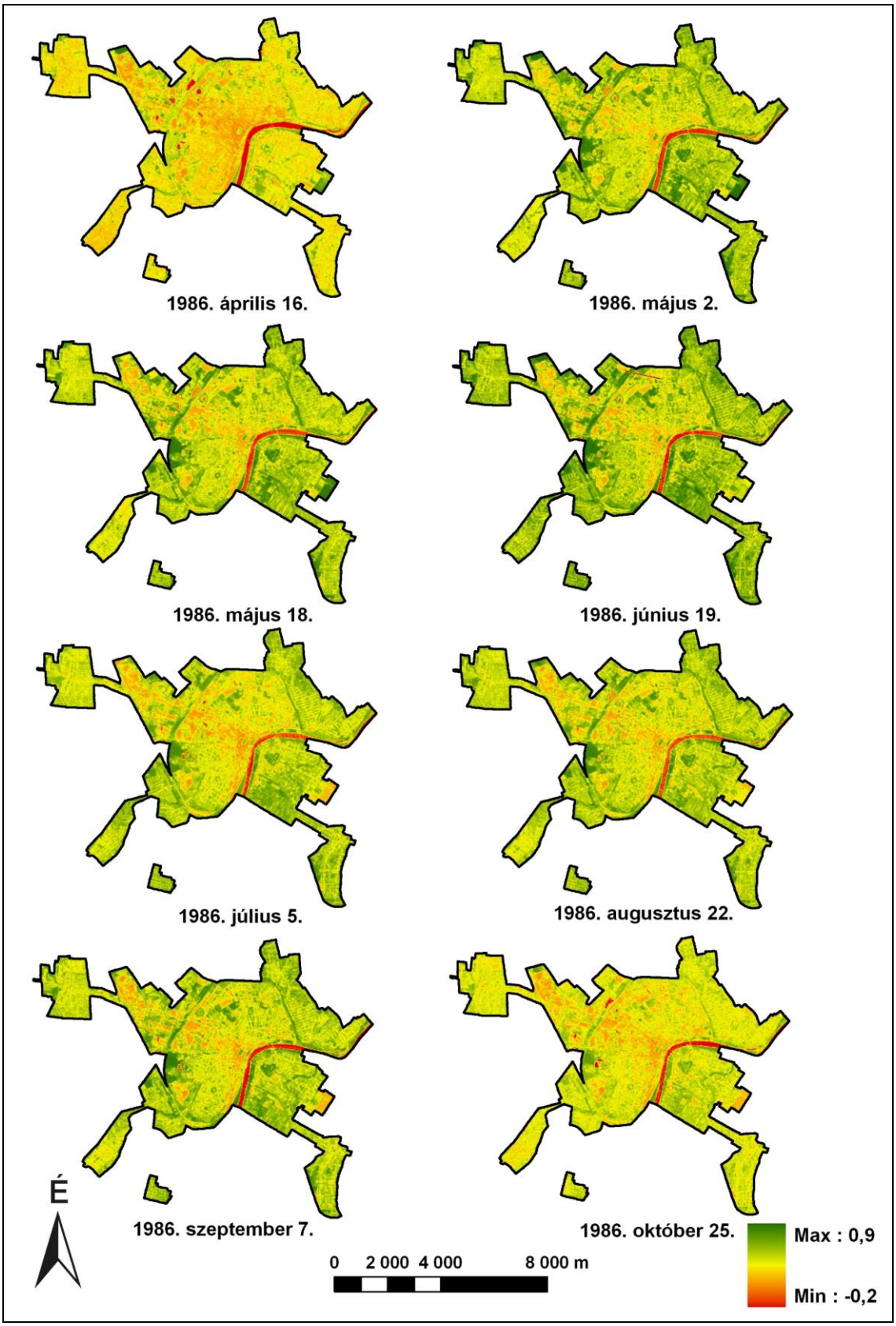
$$\text{(5.8.)} \quad \mathrm{NDVI} = \frac{\mathrm{IR} - \mathrm{R}}{\mathrm{IR} + \mathrm{R}}$$

, ahol IR a felszín infravörös reflektanciája, míg R a vörös reflektancia értéke. Minden pixel -1 és +1 közötti értéket vesz fel, minél nagyobb ez az érték annál dúsabb, egészségesebb a növényzet.

5.3.2. Az NDVI adatok éven belüli változása

Az egyedi képek NDVI értékeinek elemzése esetén is felvetődik az a kérdés, hogy homogén növényfoltok esetében a kapott értékek a korábbi, dinamikusan változó klimatikus feltételek (csapadék, léghőmérséklet), vagy egyéb statikus (pl. talajadottságok) feltételek eredőjeként értelmezhetők-e? Továbbá a spektrálisan vegyes képelemek esetében is nyilvánvaló, hogy a lombkorona a mesterséges felületeket az év különböző időszakában különböző mértékben takarhatja ki, illetve a növényzet fejlődése kihatással van a vegetációs

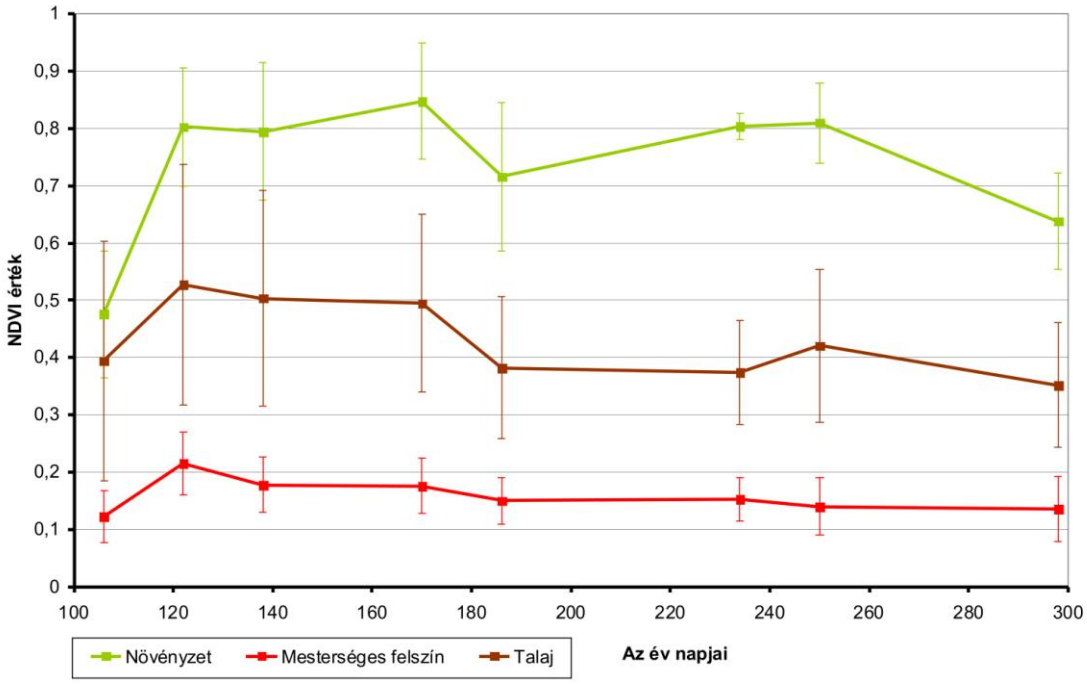
időszakban a spektrálisan vegyes képelemek szubpixel-alapú vizsgálatának eredményére, a szélsőpontok (endmember) aránytérképeinek értékeire.



5.26. ábra Az 1986-os Landsat TM űrfelvételekből készített NDVI képek

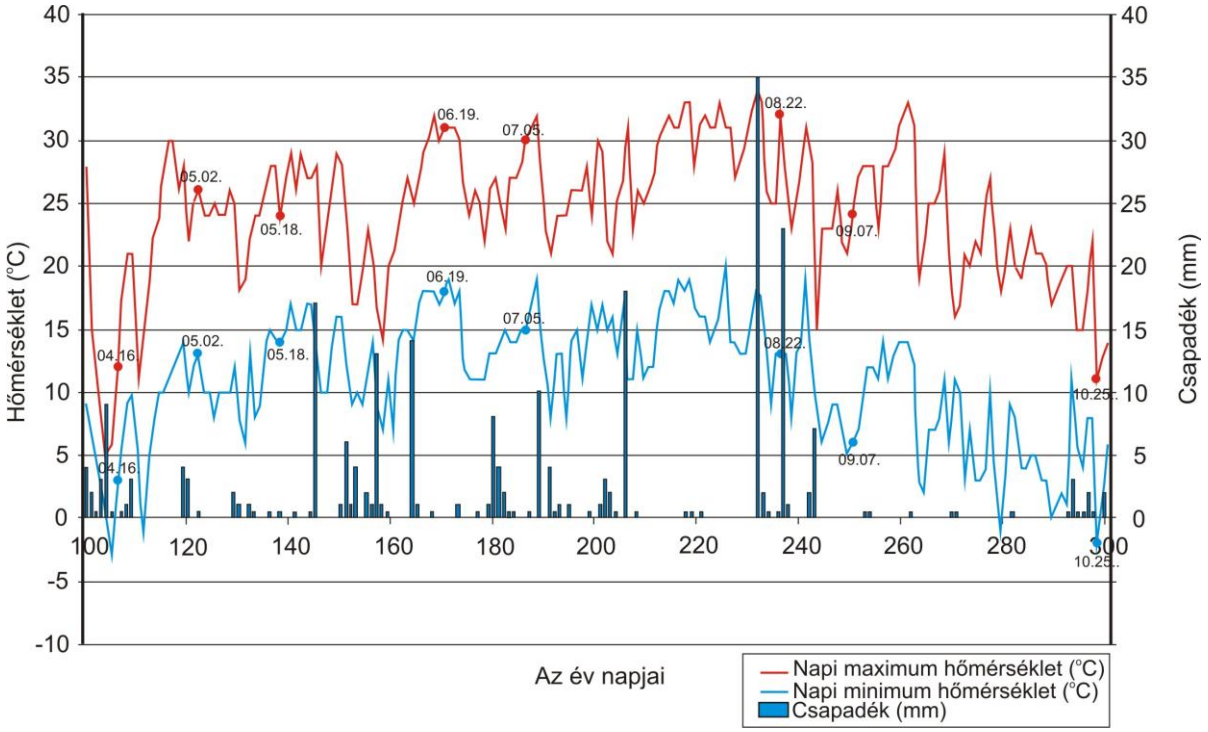
Az 1986-os vegetációs időszakot szinte teljesen lefedő űrfelvételek NDVI képeinek (*5.26 .ábra*) elemzése (pixelenkénti összehasonlítás, különbségképzés, statisztikai vizsgálat) során, arra a következtetésre jutottam, hogy a különböző homogén felszínborításokhoz (növényzet, mesterséges felszínek, talaj) tartozó NDVI értékek eltérő éven belüli változást mutatnak. (A vízfelszínek képelemeit ennél a vizsgálatnál is egy ISODATA osztályozás segítségével válogattam le, majd maszkoltam azokat.)

Ezek a homogén pixelek a spektrális szétválasztás módszerénél már említett módon, a főkomponens sávok alkotta terekből határozhatók meg. A különböző kategóriából leválogatott tiszta képelemek közül minden esetben véletlenszerűen kiválasztottam 150-et, majd hozzárendeltem ezekhez a cellákhoz a 8 időpontban felvett NDVI értékeit. Az egyes felszínborítások átlagos éves NDVI görbéit, a szórásokat ábrázoló hibatartománnyal az *5.27. ábra* szemlélteti. A vegetációs időszakban ugyan csak 8 kép alapján számolhattam NDVI értékeket, és a grafikus ábrázolásakor nem tanácsos diszkrét időpontokhoz köthető értékeket folytonos vonallal összekötni, mégis viszonylag ritkán adódik, hogy ilyen sok mért adat (felhőmentes űrfelvétel) alapján tudunk NDVI értékeket számolni Landsat adatokból. Később ezt a gyakorlatot igazolta az is, hogy a Szeged területét szintén lefedő 186/028-as azonosítójú Landsat TM felvételek (melyek készítési időpontjai éppen a vizsgált 187/028-as TM felvételek 16 napos időfelbontási periódusait felezik), olyan NDVI értékeket adtak, amelyek pontosan illeszkedtek az *5.25. ábrán* megrajzolt grafikonra **(Henits és Mucsi, 2010)**.



5.27. ábra A jellemző városi felszínborítások (mesterséges felszín, növényzet, talaj) NDVI értékeinek 1986-os évi változása

Az 1986-os év Szegeden rendkívül csapadékszegény volt, az éves csapdékmennyiség nem haladta meg a 400 mm-t sem (392,7 mm), valamint az éves csapadékmennyiség negyede, a vizsgált időszakon kívül, hó formájában esett le. Az évi középhőmérséklet 10,3 °C volt, míg a legmelegebb nap átlaghőmérséklete 25,5 °C, a leghidegebbé -12,5 °C volt (**Éghajlati adatsorok 1901-2000, Szeged**). A vizsgált időszakban a maximális napi hőmérséklet 34 °C, a napi minimális -3 °C-nak adódott (*5.28. ábra*).



5.28. ábra Az 1986-os év napi maximum és minimum hőmérsékleteit, valamint a napi csapadékösszeget ábrázoló diagram

A város növényzettel borított területei esetében az NDVI értékek áprilistól június közepéig folyamatosan nőttek. Ezután a melegebb, szárazabb időjárás következtében kissé visszaestek az értékek, majd augusztus végén közelítették meg a június közepén mérteket. A szeptember közepi lokális csúcs után már folyamatosan csökkentek az NDVI értékek egészen október végéig a növények fenológiai fázisának végéig, gyakorlatilag az utolsó felhőmentes őszi kép készítésének időpontjáig. Ekkor a lombhullató fákon elkezdődött a lomborona ritkulása, és a levelek klorofiltartalmának csökkenése jelentős mértékűvé vált. A városi környezet számos szempontból jelentősen módosult életkörülményeket jelent a növények számára, így a fenológiai megfigyelések során kirajzolódó mintázat a város ökolgiai-mikroklimatológiai struktúrájának képét tükrözi vissza (**Karsten, 1986**). A fenológiai fázisok eltolódása komplex folyamat eredménye, ami pozitív korrelációt mutat a városi hősziget intenzitásával (**Gulyás és Kiss, 2007**). A mesterséges felszínek görbéje konstansnak, vagyis

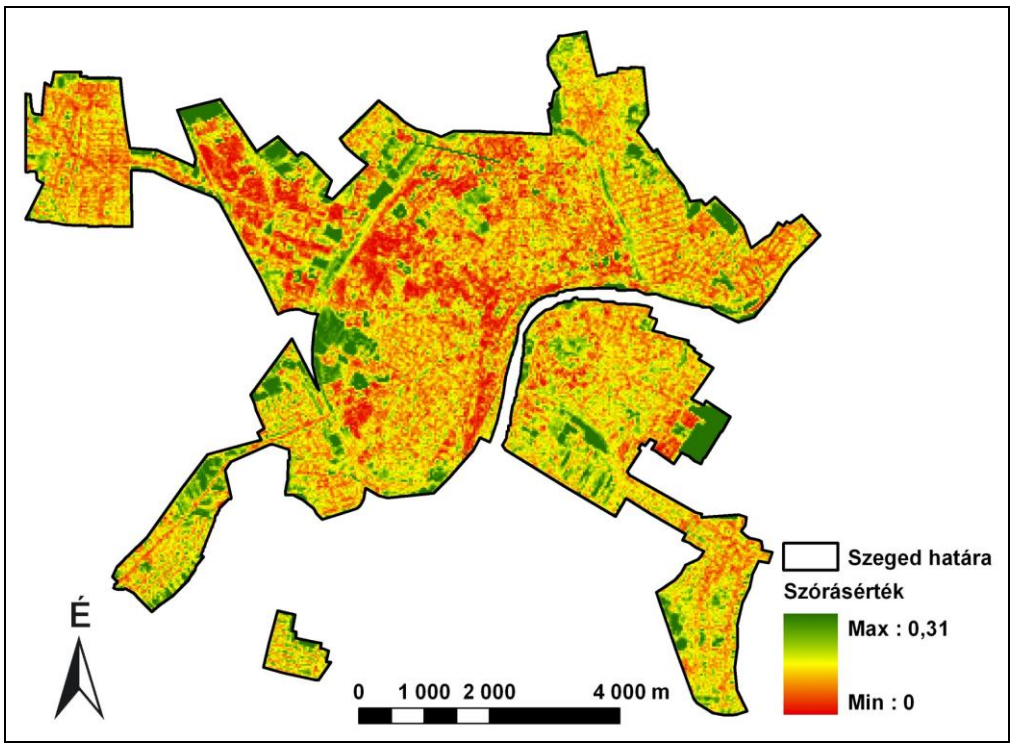
alig változónak tekinthető, a kisebb különbségek a szezonális vizsgálatok esetében, általában a különböző környezeti hatások eredményének köszönhetők, mint a talajnedvesség, az atmoszférikus körülmények változásának és a vegetáció eltérő fejlődési szakaszainak. (**Wu és Yuan, 2008; Hu és Weng, 2009**).

A három fő felszínborítási típus közül az éven belüli változás (a maximum és minimum érték különbsége) a növényzet esetében (0,37) a legnagyobb, míg a mesterséges felszín esetében az éven belüli szélsőértékek közötti differencia minimálisnak (0,1) tekinthető. A kisebb éven belüli eltérések ebben az esetben véleményem szerint a mintába kerülő vegyes képelemeknek köszönhetők. A talajok pedig az átlagosan 0,18-es különbséggel meghaladják a mesterséges felszínek értékét, viszont kisebb, mint a növényzet hasonló mutatója. A kiszámított NDVI értékek statisztikai elemzése során, arra a megállapításra jutottam, hogy a szórásértékek (*5.2. táblázat*) azok, amik jelentősen eltérnek az egyes felszínborítási típusok esetében, és kapcsolatban lehetnek a beépítettség mértékével. A görbék és a táblázat alapján is megállapítható, hogy a mesterséges felszínek NDVI értékének éven belüli szórása alacsony (σ=0,03), a növényzet viszont magas értékekkel rendelkezik (σ=0,12), míg a talaj szórásértékei a városon belül az előbbinél nagyobbak, míg az utóbbinál kisebbek (σ=0,07).

5.2. táblázat Az egyes felszínborítási típusok éves átlagos statisztikai paraméterei

	Minimum	**Maximum**	**Átlag**	**Szórás**
Növényzet	0,48	0,85	0,74	0,12
Talaj	0,35	0,53	0,43	0,07
Mesterséges felszín	0,12	0,22	0,16	0,03

A felszínborítási típusok, és az éves NDVI értékek szórása közötti kapcsolat igazolásához, a nyolc NDVI képből létrehoztam a település teljes belterületére az NDVI értékek szórástérképét. Az eredményül kapott térkép, minden egyes pixele megadja, hogy az adott képelem milyen NDVI szórási értékkel rendelkezik az adott éven belül (*5.29. ábra*).



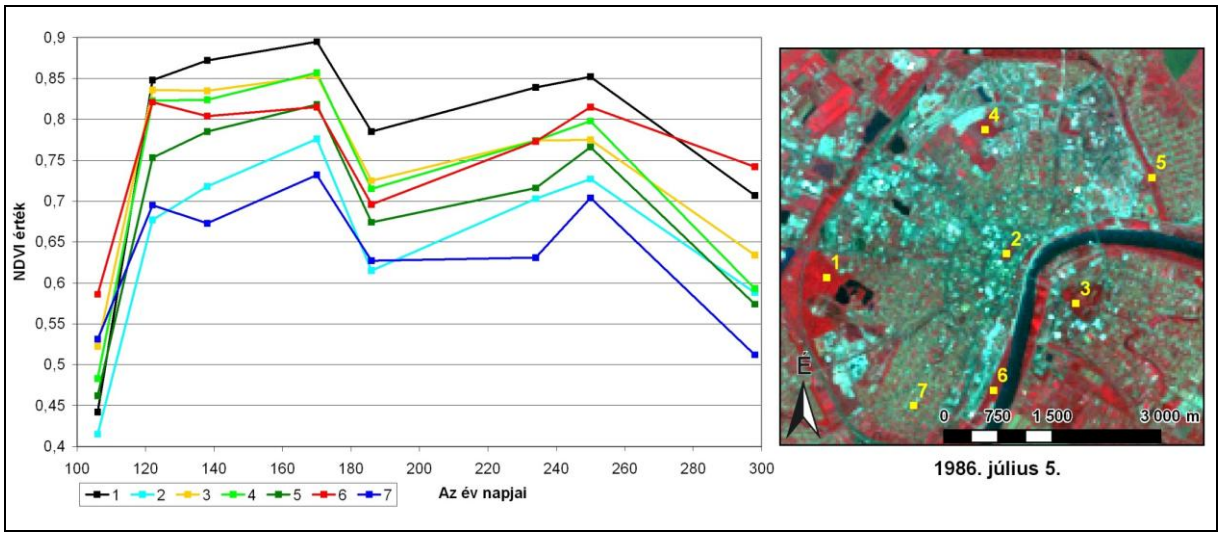
5.29. ábra Az 1986-os idősor 8 db NDVI képéből előálló szórástérképe

A szórásérték és a beépítettség szoros kapcsolatát igazolta, hogy a NDVI szórástérképen:

1. piros színnel jelölve jól felismerhetők a város belső sűrűn beépített részei, a kelet-nyugati tengelyben elhelyezkedő ipari zóna összefüggő épületegyüttesei,
2. sárgás színárnyalatúak a ritkább beépítésű, hagyományos családi- és társasházas területek a város déli, keleti és északi részén (Alsóváros, Móraváros, Rókus)
3. sötétzöld színű foltok jelzik a városi parkokat, temetőket, a várost védő Körtöltés menti erdőket, bokros füves területeket, illetve a belterület határához közeli kiskerteket, mezőgazdasági területeket.

A növényzet vegetációs értékeinek éven belüli változása területi különbségeket is mutat (*5.30. ábra*). Az áprilisi időpontban, a város különböző területein kijelölt 2×2 pixelméretű zöldfelületek még közel azonos NDVI mutatóval rendelkeznek, majd májusra jelentős eltérés mutatkozik ezekben az értékekben. A vegetációs periódusnak ebben a szakaszában már nagyobb különbségek mutatkoznak a növényzettel borított területek között. A nagyobb összefüggő zöldfelületek, mint a Vadaspark (1), az újszegedi liget (3), a város északi részén elhelyezkedő Kiserdő (4) és az ártéri erdők (6) magasabb értékekkel rendelkeznek. A Belvárosban elhelyezkedő Széchenyi-tér (2) értéke a legalacsonyabb ebben az időszakban, ugyanakkor további növekedést mutat júliusig, egyfajta késés figyelhető meg a fenológiai fázisában. A sűrűbb növényborítással bíró területek görbéi a vizsgált időszakban

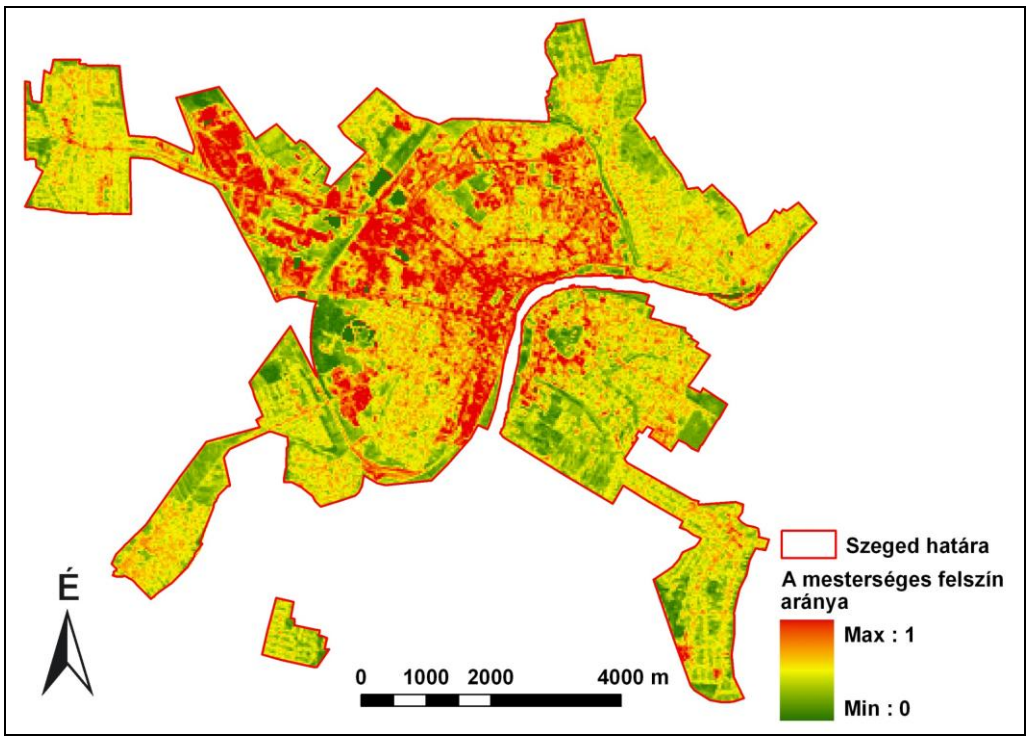
hasonló futásúak, mint a többi terület, ugyanakkor átlagértékükben közel 0,09-dal meghaladják a többi pontban kijelölt zöldfelületet. A éves szórásértékekben ilyen nagy különbségek nem adódnak, az előbbi kategóriánál 0,08-0,14 az utóbbinál 0,08-0,12 közé esnek.



5.30. ábra A város különböző területein kijelölt 2×2-es pixelcsoportokhoz tartozó éven belüli NDVI értékek

5.3.3. Az NDVI adatok éven belüli változásának leírása statisztikai paraméterekkel

Az NDVI szórásértékek és a mesterséges felületek közötti, a szórástérképen jól látható kapcsolatot statisztikai vizsgálattal igazoltam. A korreláció mértékének megállapításához egy 1987. július 24-ei Landsat TM űrfelvételt használtam fel. Választásom azért esett erre a képre, mert idősoros vizsgálattal igazolták, hogy a spektrális szétválasztás esetén a nyári képekből nyert mesterséges felszínek adják a legpontosabb eredményt (**Wu és Yuan, 2008**). Így az 1987. július 24-ei felvételből 3 szélsőpontos (mesterséges felületek, növényzet és talajfelszín) normalizált spektrális szétválasztás (NSMA) módszerével (*lásd 5.2.3. fejezet*) előállítottam a mesterséges felszínek aránytérképét (*5.31. ábra*).



5.31. ábra Az 1987. július 24-i Landsat TM űrfelvételből spektrális szétválasztással kapott mesterséges felszín aránytérkép

A korreláció meghatározásakor a normalizált spektrális szétválasztás eredményéül kapott, a mesterséges felszínek pixelen belüli arányát mutató térkép pixelértékei kerültek összehasonlításra a szórástérkép megfelelő képelemeinek értékeivel. Az ellenőrzéshez 90 x 90m-es, azaz 3x3 pixeles cellákon belüli átlagos értékeket vetettem össze. A minél pontosabb kapcsolat megállapításához legalább 250 db (289 db) ilyen véletlenszerűen létrehozott cellát vizsgáltam.

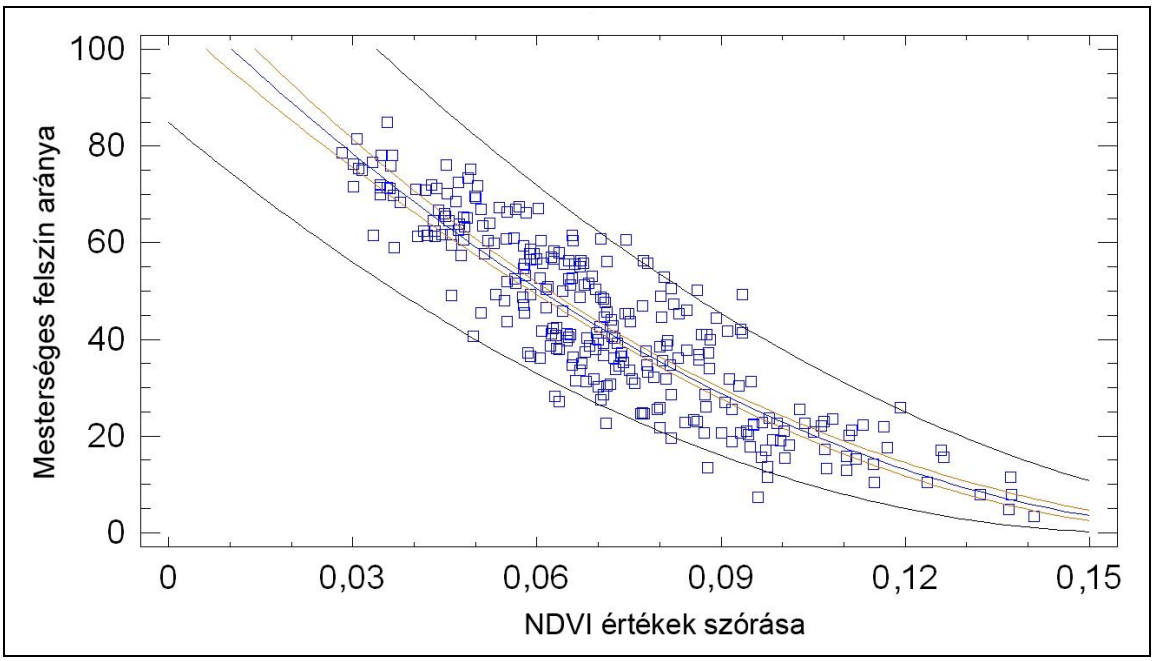
A két tulajdonság közötti törvényszerűség leírását a regresszió analízis módszere biztosította számomra. A regresszió előnye, hogy a független változó (x) értelmezési tartományán belül, minden x-hez becsülni tudjuk a minta alapján számított regresszióval a neki legvalószínűbben megfelelő y értéket. Az *5.32. ábra* a mesterséges felszín, szórásra vonatkozó regressziós függvényének grafikonját mutatja, amelynek egyenlete:

$$y = (10{,}6 - 58{,}2 \cdot x)^2 \qquad (5.9.)$$

, ahol

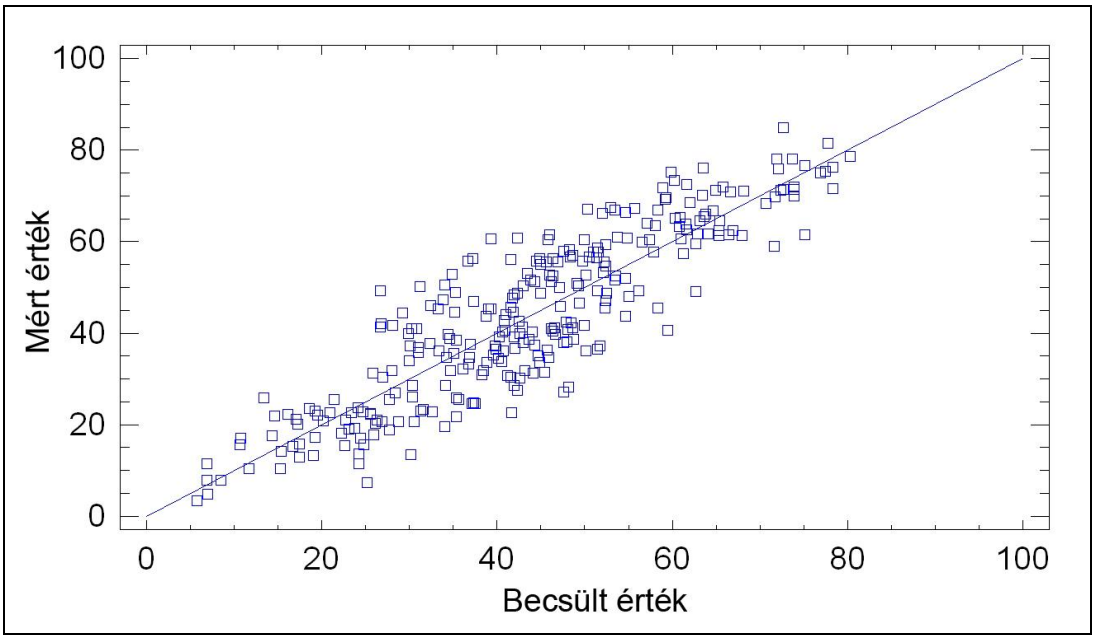
y: a mesterséges felszín százalékos aránya (0-100);

x: az NDVI értékekből számolt szórásérték.



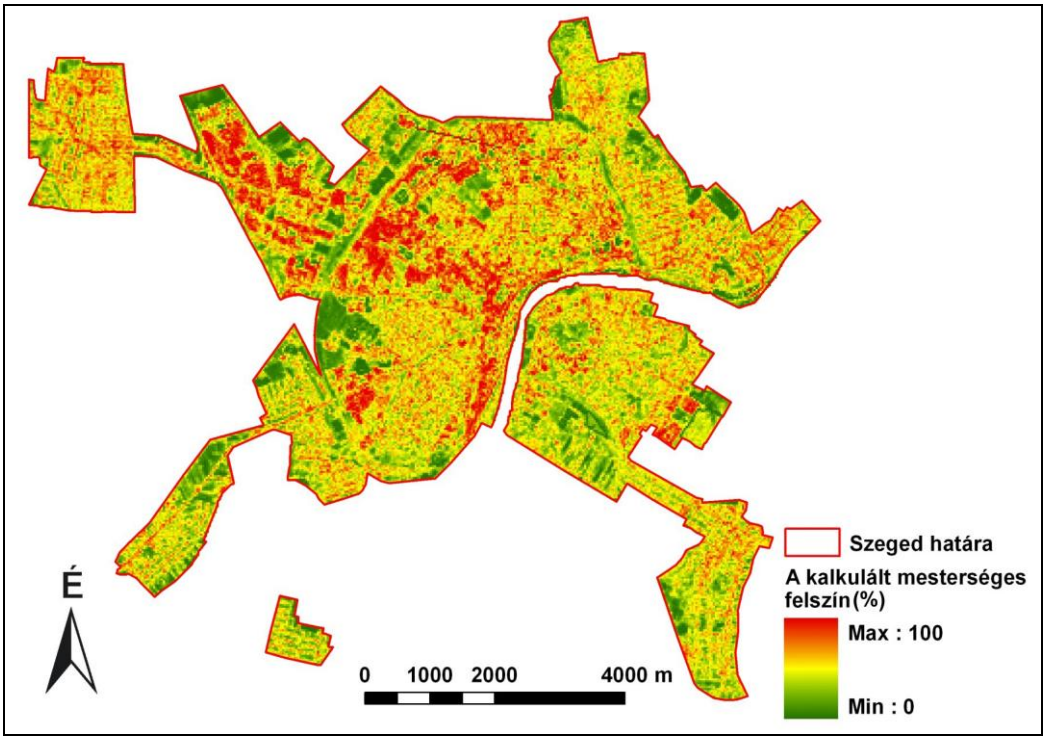
5.32. ábra Az NDVI értékek szórása és a mesterséges felszín aránya közötti kapcsolat

A kapcsolat erősségét jelző korrelációs együttható értéke -0,89, tehát a két tényező között szignifikáns negatív kapcsolat áll fenn, azaz nagyobb NDVI szórásértékhez kisebb mesterséges felszín arány fog tartozni. A mesterséges felszínekhez tartozó mért (valódi) és becsült (a regresszióból származó) értékek közötti különbség (hiba vagy reziduum) értéke a minta esetében 0,69 (*5.33. ábra*).



5.33. ábra A regresszió hibája, a regressziós egyenlet által becsült és a mért (NSMA) mesterséges felületek kapcsolata

A mesterséges felszín és az NDVI érékek szórása közötti kapcsolat megállapítása után az előállított szórástérképből a regressziós egyenlet segítségével létrehozható a mesterséges felszín aránytérképe (*5.34. ábra*). Az így elkészített frakciós kép tulajdonképpen egy pixelalapú osztályozás révén jött létre, ahol a különböző időpontokban készült, statikus NDVI képekből egy regressziós kapcsolattal sikerült szubpixel szintű információkat kinyerni. Ezáltal az egyedi kategóriák, osztályok helyett az egyes kategóriákba tartozás valószínűségét, valamint átmeneti zónákat kaptam hagyományos (nem szubpixel-alapú) osztályozási módszerekkel.



5.34. ábra A szórástérképből a regressziós egyenlet segítségével számított mesterséges felszín aránytérképe

5.3.4. Részösszefoglalás

A vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a közepes felbontású űrfelvételek alkalmasak a városi felszínborítás térképezésére az NDVI értékek idősoros elemzésével, ha kellő gyakorisággal állnak rendelkezésre felhőmentes űrfelvételek egy adott év vegetációs időszakából. Az egyedi képek intenzitásértékeinek átalakítása reflektanciává lehetővé teszi, hogy az idősoros elemzésben az egymás utáni képek összehasonlíthatók és statisztikailag elemezhetők legyenek. A mesterséges felületek, a növényzet és talajok tiszta felszínborítási képelemeinek éven belüli változását vizsgálva, arra a megállapításra jutottam, hogy ezek statisztikai paraméterek (minimum, maximum érték, átlag, szórás) alapján jól elkülöníthetők. Így sikerült igazolni, hogy a pixelenkénti NDVI értékekből számolt NDVI szórásértékek szignifikáns negatív korrelációban állnak a mesterséges felületek pixelen belüli arányával. Valamint az NDVI szórásértékek a regressziós egyenlet alapján átszámíthatók a mesterséges felület százalékos értékeivé, ezáltal a településen belül vizsgálhatók a beépítettség térbeli különbségei. Ezeken felül arra a megállapításra jutottam, hogy több kép együttes alkalmazásával szubpixel szintű információk nyerhetők ki hagyományos pixel alapú osztályozási módszerek segítségével.

5.4. A beépítettség változásának és hatásainak elemzése

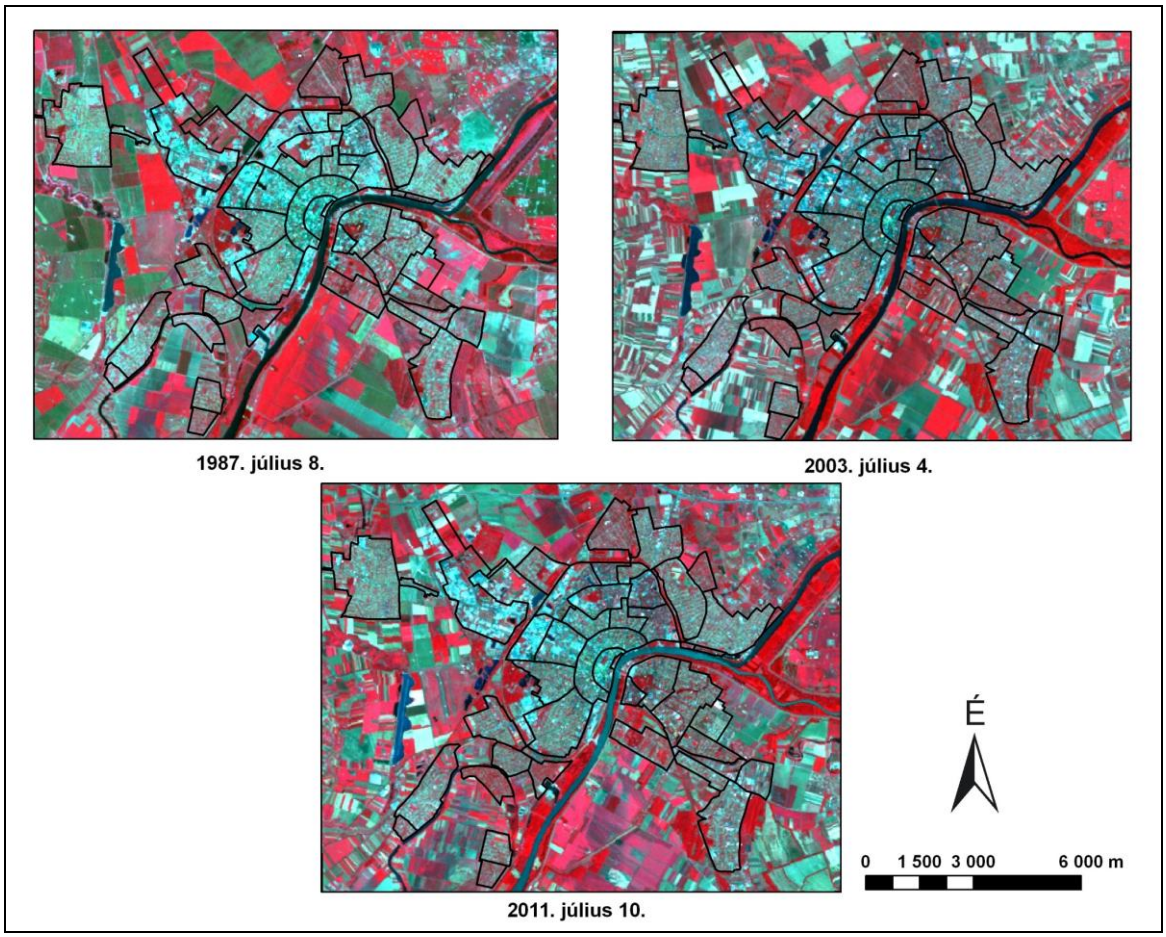
5.4.1. A beépítettség változásának vizsgálata a mesterséges felszínek aránytérképei alapján (1987-2011)

A gyorsuló városiasodásnak és a városok növekedésének jelentős hatása van a városi ökoszisztéma alakulására. Alapvető elvárás, hogy a frissülő, pontos adatok, hosszú időintervallumra elérhető költségekkel álljanak az elemzők rendelkezésre. Habár a Landsat űrfelvételek közepes felbontással készülnek, az ingyenes elérhetőségük mellett számos további előnnyel bírnak a légifelvételekkel szemben. A műholdak által készített felvételek meghatározott időfelbontással rendelkeznek, ugyanarról a területről egy adott napon ugyanabban az időpontban, azonos térbeli felbontással, látószöggel és spektrális tartományokban készítenek képeket. Számos módszert kifejlesztettek, amelyek alkalmasak lehetnek a változások detektálására, nyomon követésére, ilyenek többek között a képek különbség- és hányadosképzése, multitemporális képek készítése, osztályozás utáni összehasonlítások, főkomponens analízis, tasseled cap, Gramm-Schmidt transzformáció alkalmazása, a változás vektorának elemzése és a nem-irányított változásvizsgálat (**Lu, 2004**). Ezeknek a módszereknek az a hátránya, hogy vagy nehezen kivitelezhetők vagy egyikük sem szolgáltat információt a változás természetéről.

A 30 m-es térbeli felbontással rendelkező Landsat űrfelvételekből hagyományos pixelalapú osztályozási módszerekkel, a heterogén városi felszín miatt nehéz pontos adatokat nyerni, viszont a spektrális szétválasztás segítségével a közepes felbontású felvételekből kinyerhetők olyan információk, amelyekkel a beépítettség térbeli és időbeli vizsgálatára lehetőség adódik. A szubpixel-alapú elemzéssel kvantitatív adatokat nyerhetünk ki minden egyes pixelre, a mesterséges felszínek, a növényzet és a talaj százalékos arányának meghatározásával.

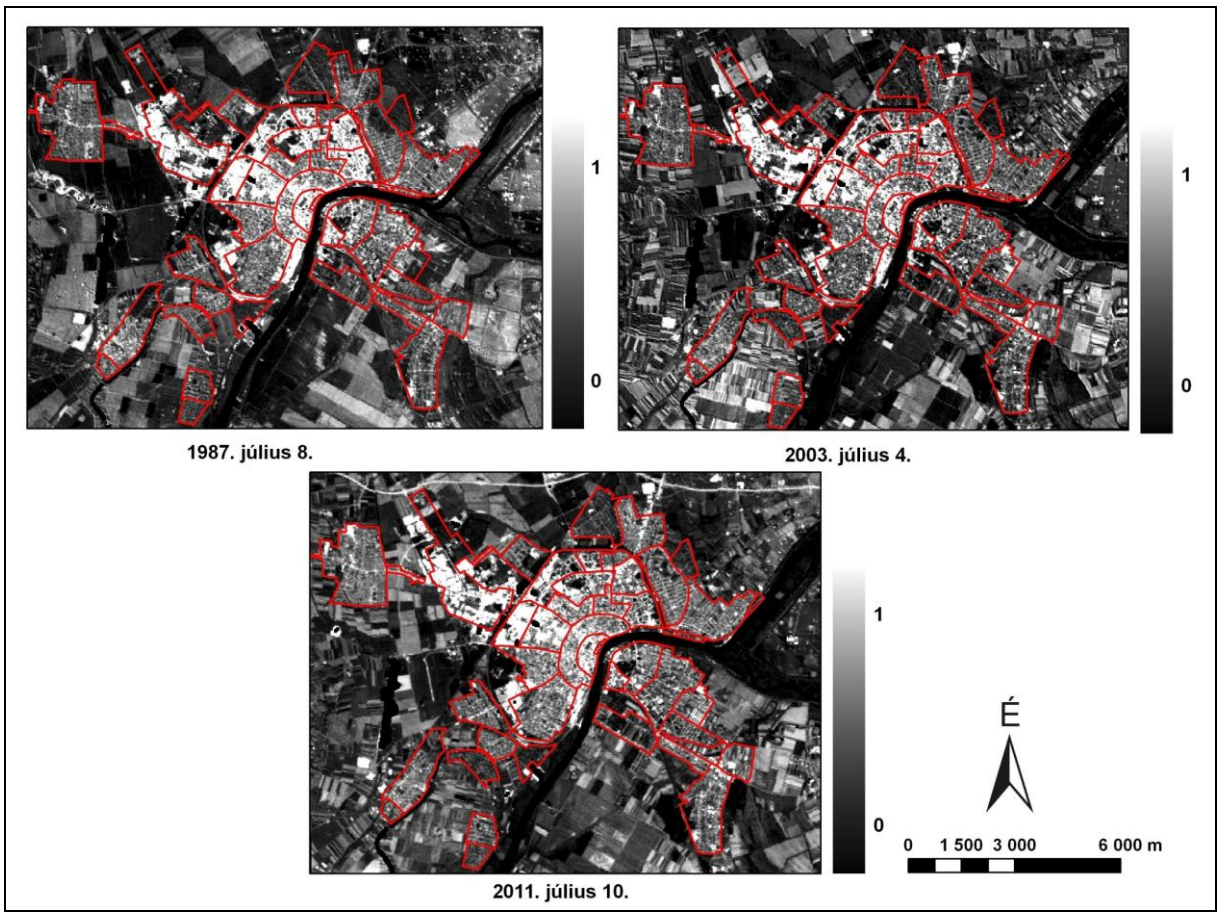
A 1980-as évektől napjainkig lejátszódó folyamatok és változások (beépítettség-változás, zöldfelület térbeli eloszlása, hősziget-intenzitás mértékének változása) térbeli és időbeli elemzéséhez 3 nyári felvételt választottam ki (*5.35. ábra*). Az 1984-ben pályára állított Landsat 5 felvételei közül egy 1987. július 8-ai képet választottam ki a vizsgálat kiinduló alapadatának, majd ezt egy a 2001-es népszámlálás időpontjához közeli 2003. július 4-ei adat követte. A legkésőbb készült felvétel, amit az internetes adatbázisban találtam a nyári időszakból, egy 2011. július 10-ei Landsat TM kép volt. Az adatok kiválasztásánál törekedtem arra, hogy ezek felöleljék az elmúlt 25 évet, és az adott év közel azonos napján,

pár nap különbséggel készüljenek, ezzel is megpróbáltam kiszűrni az 5.3-as fejezetben említett vegetáció okozta problémákat.



5.35. ábra A hosszútávú idősoros elemzéshez felhasznált 3 Landsat TM űrfelvétel (1986. július 8., 2003. július 4. és 2011. július 10.)

A reflektancia értékeket tartalmazó három űrfelvételből a három szélsőpontos (mesterséges felszín, növényzet, talaj) normalizált spektrális szétválasztás módszerével létrejöttek a felszínborítási aránytérképek. Az egyes időpontokra külön-külön kerültek kijelölésre a homogén spektrumokat jelölő tiszta képelemek, majd a három időpontból leválogatott pixelek metszetét képeztem, hogy ugyanazokat a szélsőpontokat tudjam alkalmazni mindhárom képre. A talajok esetében a három halmaz metszete üres volt, így esetükben a különböző időpontokhoz tartozó tiszta talajokat reprezentáló pixelek használtam fel a spektrális szétválasztásnál. Az különböző évekhez tartozó mesterséges felszínek pixelen belüli arányait mutató frakciós képeket az *5.36. ábra* szemlélteti.



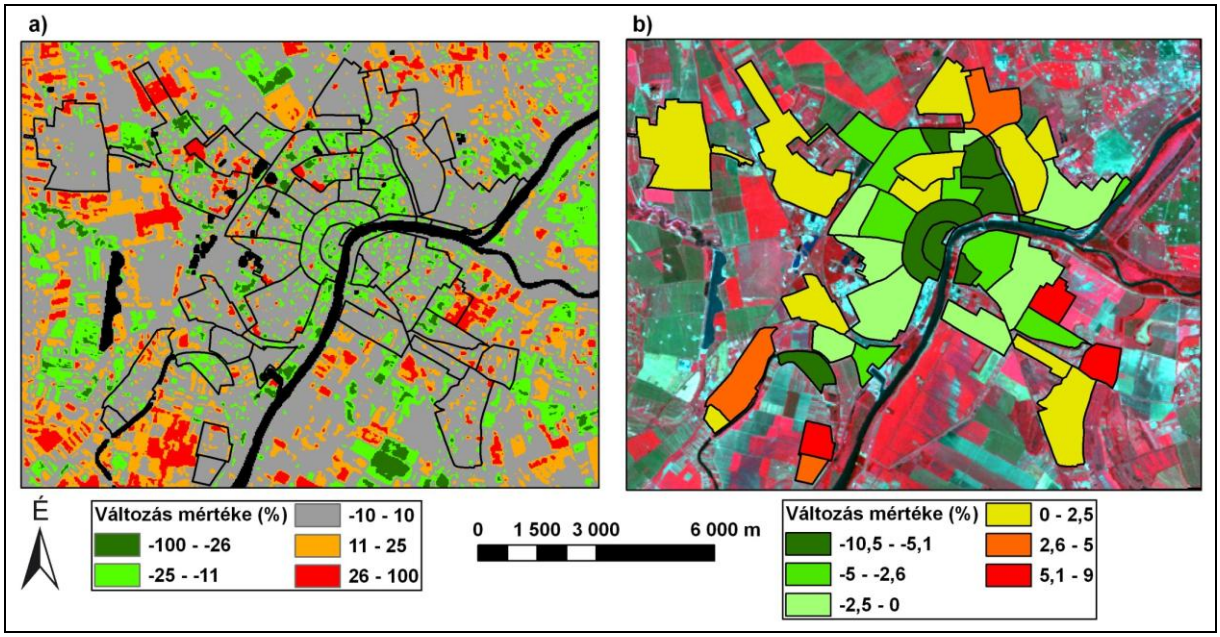
5.36. ábra Az űrfelvételekből levezetett mesterséges felszínek arányait mutató frakciós képek

A változásvizsgálat során a 2003. július 4-ei és 1987. július 8-ai majd a 2011. július 10-ei és 2003. július 4-ei mesterséges felszín aránytérképeinek különbségét képeztem. Elsőként a város teljes területén majd a különböző beépítési típusokhoz tartozó körzetekben lezajló változásokat vizsgáltam. Habár a szubpixel-alapú vizsgálatoknál egy valószínűségi értéket kapunk minden egyes pixelre, ezáltal átmeneti kategóriák jöhetnek létre a változástérképeken, én a döntéshozók számára könnyebben értelmezhető kategóriákat próbáltam meg létrehozni. Így az alábbi 5 kategóriát alakítottam ki: a 10%-nál kisebb változásokat mind pozitív mind negatív irányban közel változatlannak tekintettem, a kisebb mértékű változást a 10-25%-os eltérés jelentette, és a 25%-nál, azaz a pixel egynegyedénél nagyobb különbségeket tekintettem jelentős változásnak.

5.4.2. A beépítettség változása Szegeden 1987-től 2011-ig

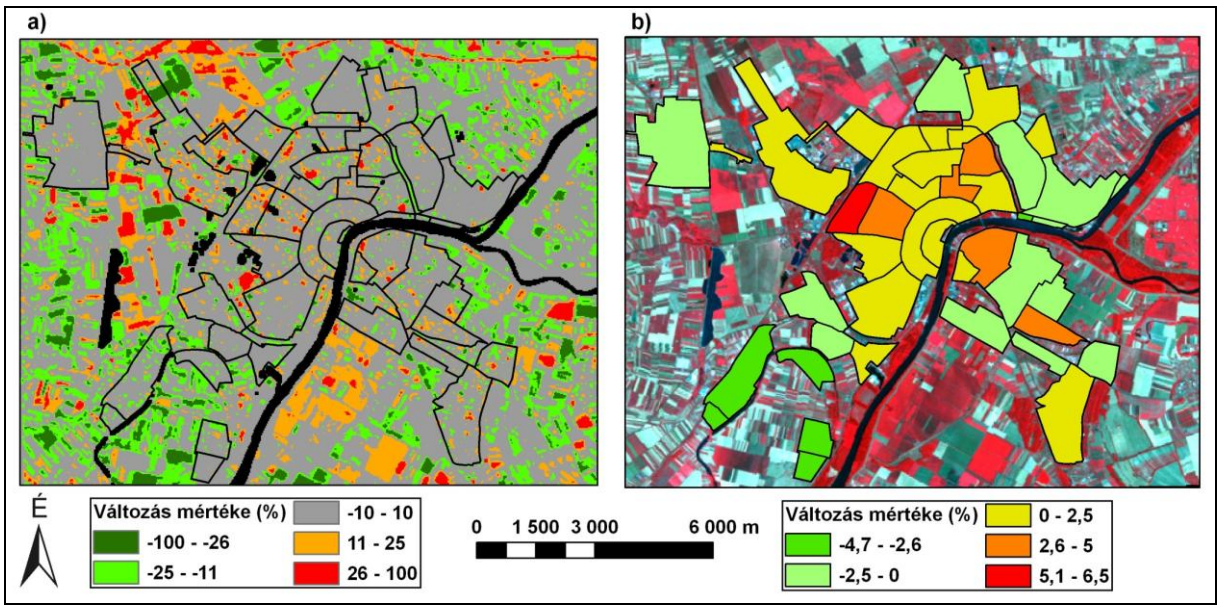
Az 1987 és 2003 közti időszakban alapvetően két tendencia figyelhető meg a változástérképen (*5.37. ábra*). A belső területeken, mint például a Belváros vagy a lakótelepek területén a mesterséges felszínek arányának csökkenését jelzi a különbségtérkép,

ugyanakkor ki kell hangsúlyozni, hogy ez nem a mesterséges felszínek vagy a beépítettség csökkenését jelenti, hanem a zöldfelületek vagy a lombkorona kitakaró hatásának növekedését a két időpont között. A másik tendencia a foltokban megfigyelhető nagymértékű mesterséges felszín aránynövekedés, amik a lakótelepekhez, illetve a Körtöltésen belüli részekhez, mint az ipari övezet, falusias és kertvárosias lakóövezet tartoznak. Ezek legtöbb esetben tényleges beépítést jelentettek, azaz még szabad, üres telkek kerültek beépítésre. Jellemzően kereskedelmi, ipari beruházások következtében, valamint a 2000-es évektől elkezdődő lakópark építések hatására növekedett a mesterséges felszínek aránya az egyes körzetekben.



5.37. ábra A mesterséges felszínek arányának 1987 és 2003 közötti változását mutató (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

A főbb változások 2003 és 2011 között a belső lakóterületet, a lakótelepeket, és az ipari övezetet érintették (*5.38. ábra*). A belső lakóterület lakóparkjainak illetve társasházainak építése, az Északi városrészben a Franciahögy bővítésével és a Móravárosban a Vadaspark lakóparkkal folytatódott, valamint Újszegeden a Marostői városrészen közel 500 új lakást építettek. A lakótelepeken pedig a szupermarketek, különféle áruházak foglalták el az üres, még beépítésre szánt területeket. Az újabb beruházásokkal az ipari övezetben tovább bővült az ipari parkok kihasználtsága is. Ebben az időszakban már a KSH körzetein kívül is - amelyeket a 2001-es népszámlálás alapján jelöltek ki – kerültek beépítésre területek. A Móravárostól délnyugatra lévő területen lakópark illetve bevásárlóközpont épült, valamint az Ipari övezet határán kívül is újabb területek kerültek kihasználásra. A várostól északra kivehető a 2011 tavaszán átadott M43-as autópálya vonala is.



5.38. ábra A mesterséges felszínek arányának 2003 és 2011 közötti változását mutató (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

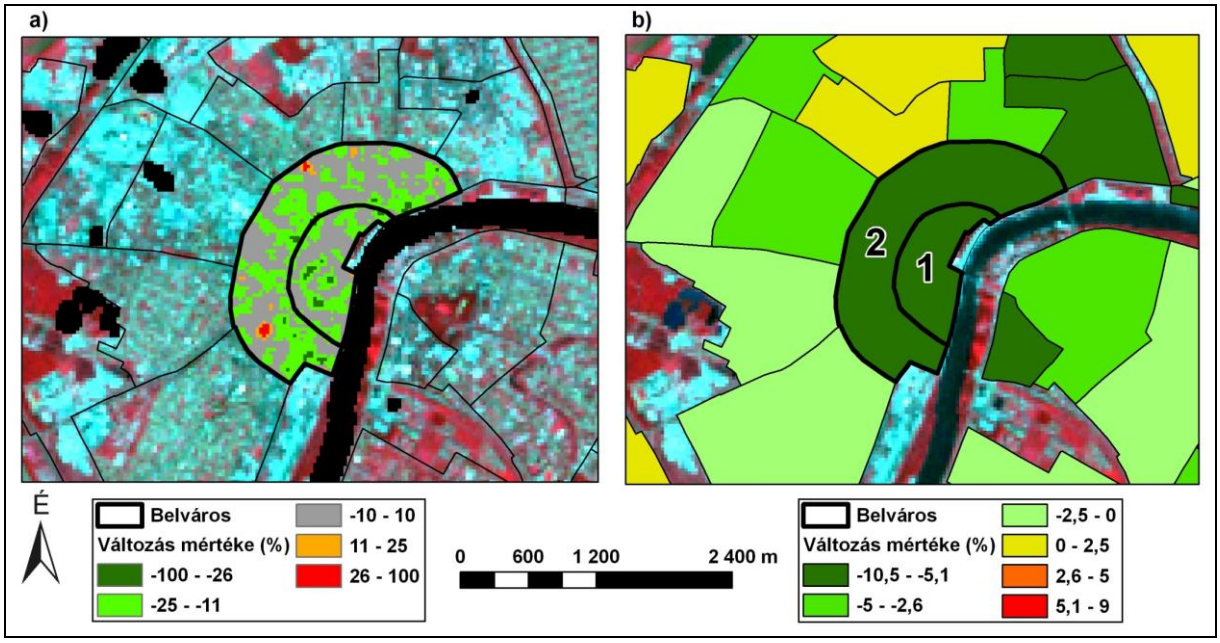
5.4.2.1. A Belváros (1987-2011)

A Történelmi városközpontot (1) és Belső városrészt (2) magába foglaló Belváros beépítése változott legkisebb mértékben az elmúlt évtizedekben, ugyanis a lakásállományának csupán ¼-e épült a 70-es évek után, a 90-es évekig már közel 95%-a elkészült. A két említett körzet esetében (*5.39. ábra*) a különbségtérkép a mesterséges felszín csökkenését mutatja az 1987 és 2003 közötti időszakban, ami természetesen nem a beépítettség csökkenését jelenti, hanem a növényzet, illetve a lombkorona kitakaró hatásának módosulását. A 2004-ben átadott Tanulmányi és Információs Központ építését, valamint a Csongrád Megyei Ipari Kamara új épületét jelzi a Belső városrész jelentősebb aránynövekedése. Az első esetben salakos és beton sportpályák helyén épült egy új egyetemi épület, az utóbbinál pedig még beépítetlen, növényzettel borított területre került egy új épület, illetve parkoló, ezáltal növelve a beépítettség mértékét.

A két belvárosi körzet a növényzet felülreprezentáltságának köszönhetően negatív átlagértékekkel rendelkezik (-8% és -8,2%) a zónastatisztikát mutató térképen. A mediánhoz tartozó -8-as érték és a 10%-os csökkenéshez tartozó legtöbb pixel is ezt támasztják alá. Mivel a Belvárosban kevés új építkezés volt, vagyis a mesterséges felszínek aránya nem változott nagymértékben, a többi vizsgált körzethez képest alacsony szórásértékkel (7,8 és 8,5) rendelkeznek (*5.3. táblázat*). A Belső városrész (2) említett építkezéseit mutatja a 47%-os maximális mesterséges felszín arányváltozás.

5.3. táblázat A belvárosi körzetek változástérképének statisztikai mutatói (1987-2003)

	Átlag	Medián	Minimum	Maximum	Szórás	Legtöbbet tartalmazó
1	-8,035	-8	-35	13	7,9	-10
2	-8,160	-8	-34	47	8,5	-10

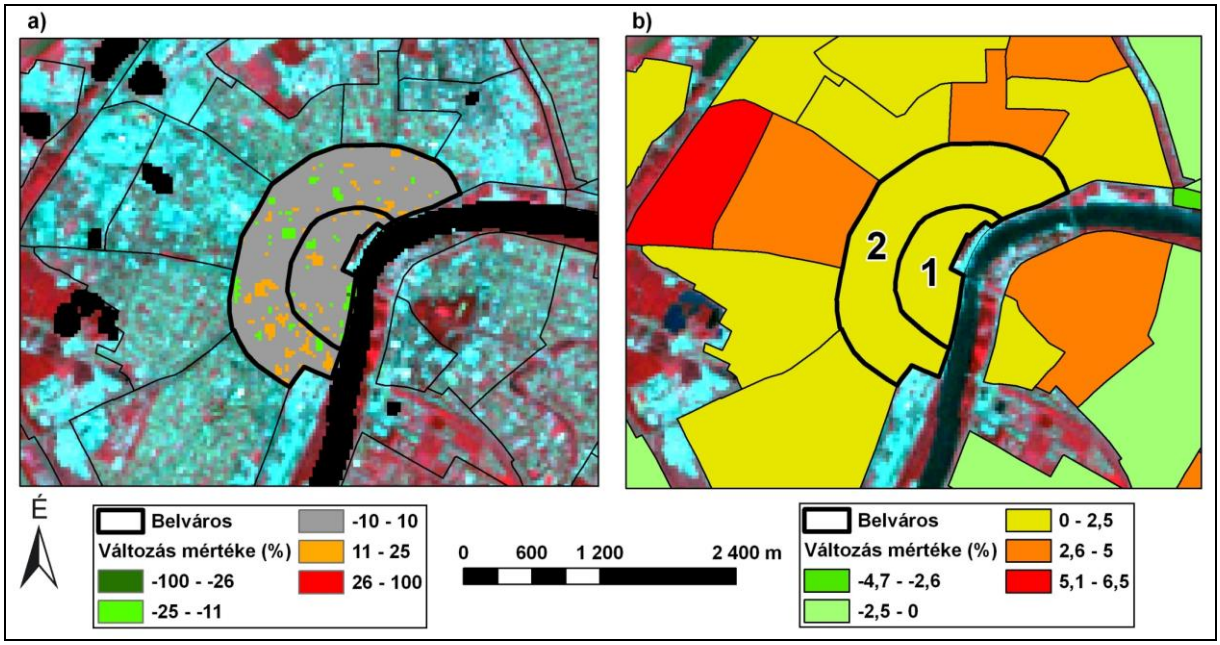


5.39. ábra A mesterséges felszínek arányának változása a belvárosi körzetekben 1987 és 2003 között (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

A 2003 és 2011 között eltelt 8 évben se történtek nagyobb mértékű beépítések a belvárosi körzetekben (*5.40. ábra*). Ebben az időszakban a különbség- és a zónastatisztikát mutató térkép alapján már csak kisebb különbségek figyelhetők meg a mesterséges felszínek arányában. Mindkét esetben elhanyagolható növekedésről beszélhetünk, az átlagos növekedés ebben a két városrészben csupán (0,5% illetve 1,9%). A legtöbb változás 1 és 2 %-os növekedés volt, a szórásértékek a megelőző időszakhoz hasonlóan itt is alacsonyak (6,5 és 6,9) (*5.4. táblázat*). Az 1998-ban elkezdett belvárosi városrehabilitációs projekt első része 2003-ban fejeződött be, amelynek keretében a Kárász utca és a Klauzál tér teljesen megújult. Ezt követően folytatódtak az épületek, közintézmények felújításai, térkövezéssel és parkosítással, a tömegközlekedés fejlesztésével egybekötve. A beruházásoknak köszönhetően tovább növekedett a Belváros komfortfokozata, valamint a közlekedési intézkedésekkel a zajterhelést sikerült csökkenteni. Új területek beépítésére csak néhány esetben akadt példa, ilyen volt pl. a Honvéd téren lévő társasház és parkolóház megépítése. Így a városrehabilitáció részét képező beruházások legtöbb esetben a beépítettséget nem befolyásolták döntően, új területek ritkán kerültek beépítésre, viszont a parkosításokkal (Szent István tér) lehetőséget teremtettek a zöldfelületek arányának növelésére.

5.4. táblázat A belvárosi körzetek változástérképének statisztikai mutatói (2003-2011)

	Átlag	Medián	Minimum	Maximum	Szórás	Legtöbbet tartalmazó
1	0,52	1	-26	23	6,9	1
2	1,93	2	-22	24	6,5	1



5.40. ábra A mesterséges felszínek arányának változása a belvárosi körzetekben 2003 és 2011 között (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

5.4.2.2. A Belső lakóterület (1987-2011)

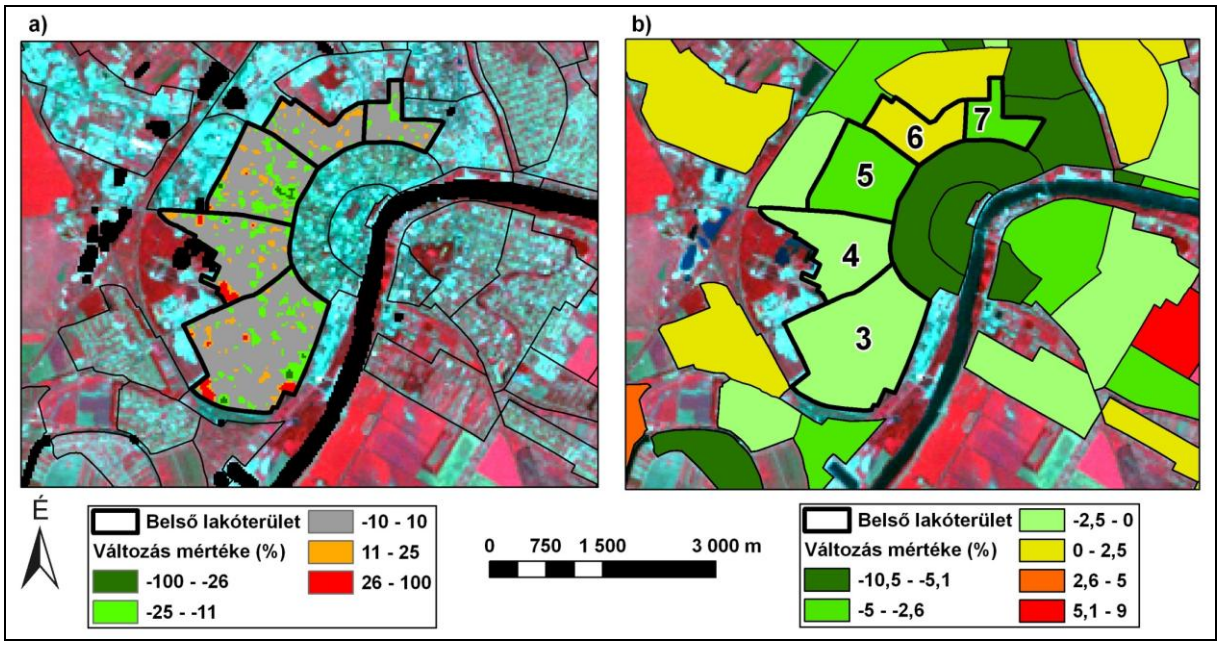
A belső lakóterülethez tartozó körzetekben (Alsóváros (3), Móraváros (4), Rókus-Móraváros (5), Rókus (6), Ófelsőváros (7)) az 1987 és 2003 között lezajló változások nem tekinthetők olyan egységesnek, mint a Belváros esetében. Az öt funkcionális egységben csak kisebb változások zajlottak le, az egyes körzetekben átlagosan 5%-ot nem meghaladó mértékben (*5.41. ábra*). A legnagyobb különbségek az alsóvárosi (3) és móravárosi (4) városrészben voltak, de ezek a zónastatisztika átlagértékeiben a sok közel változatlan pixel miatt nem mutathatók ki (*5.5. táblázat*). Ugyanakkor a maximális növekedések 85%, illetve 75% voltak, amik jelentős beépítésre utalnak, valamint a pixelértékek szórása is magasabb, mint a belvárosi körzetekben (11,3 és 12,1), ami szintén a városrészekben lezajló építkezéseket támasztja alá. Az Alsóváros esetében a mesterséges felszínek arányának növekedését a körzet déli részén, az ipari beruházások eredményezték, gyár illetve raktárépületek települtek ezekre a területekre. Az építkezések hatására legtöbbször szabad, nyílt felszínek kerültek beépítésre. A körzetben magas az 1945 előtt épült, valamint az

alacsony komfortfokozatú lakások aránya is meghaladja a városi átlagot. Ugyanakkor a magasabb komfortfokozatú újépítésű társasházakkal megindult ezek felszámolása.

A Móravárosban (4) az 1989-ben megépített Cserepes sori piacot jelzi a 25%-ot meghaladó mesterséges felszín aránynövekedés. A közel 4,5 ha összterületű, parkolóval ellátott piacot, szabad, nyílt területre építették, ezáltal jelentősen növelték a beépítettség mértékét a körzeten belül. A másik három városrész (Rókus-Móraváros (5), Rókus (6) és Felsőváros (7)) esetében nem zajlottak le ilyen jelentős változások a felszínborításban. A körzetek átlagértékei jellemzően átlagos csökkenést mutatatnak, továbbá a maximum és a szórásértékek is alacsonynak tekinthetők. Ezeknél a körzeteknél is magas az 1970-es évek előtt épített lakások aránya, azonban itt a szabad területek hiánya miatt, nincs lehetőség újabb területek beépítésére, főként a lakásállomány korszerűsítése, felújítása jellemző magasabb komfortfokozatú lakások révén.

5.5. táblázat A belső lakóterületi körzetek változástérképének statisztikai mutatói (1987-2003)

	Átlag	**Medián**	**Minimum**	**Maximum**	**Szórás**	**Legtöbbet tartalmazó**
3	-0,83	-2	-39	85	11,3	-4
4	0,003	-2	-37	75	12,1	0
5	-3,32	-3	-41	29	8,9	0
6	0,84	0	-19	54	8,4	-2
7	-2,76	-3	-25	21	7,1	-7



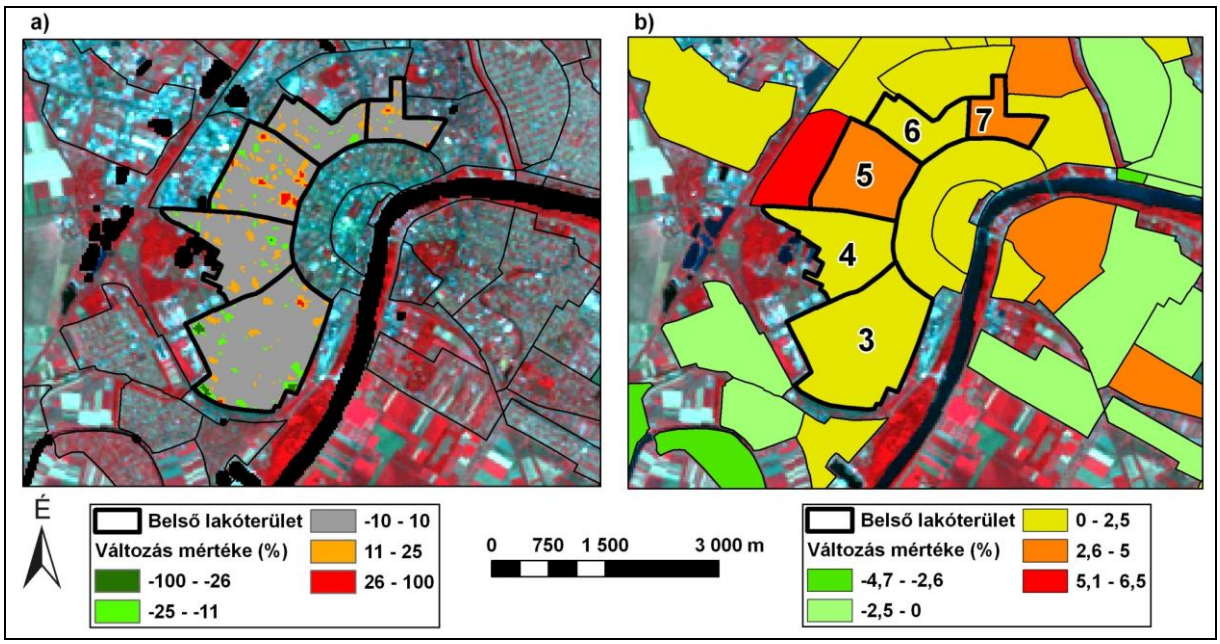
5.41. ábra A mesterséges felszínek arányának változása a belső lakóterület körzeteiben 1987 és 2003 között (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

A Belső lakóterületeken a 2003 és 2011 közötti időszakban is jelentősen módosult a mesterséges felszínek aránya (*5.42. ábra*). Nem csak a meglévő épületek helyén történtek felújítások, építkezések, hanem a beépítettség mértéke is ténylegesen módosult. Rókus-Móraváros (5) körzetben történtek a legjelentősebb változások, ugyanis az Árkád bevásárlóközpont megépítése, valamint a Mars tér rekonstrukciója növelte a mesterséges felszínek arányát, így a körzeten belüli átlagos változás mértéke 3,8%-nak adódott. A maximális növekedés (41%), illetve a szórás (9,1) is itt volt a legmagasabb a belső lakóterületi zónában. Alsóvárosban (3) és Móravárosban (4) az átlagos változások mértéke elhanyagolható volt (0,3 és 1,4%) (*5.6. táblázat*), viszont meg kell jegyezni, hogy a KSH által kijelölt körzethatárokon kívül jelentős területeket építettek be ebben az időszakban. Móravárostól délre épült meg 2005-ben a Vadaspark lakópark, a szomszédságában a volt laktanya helyén pedig folytatódtak a kereskedelmi beruházások. A 3,3 hektáron épült Napfénypark bevásárlóközpont és a hozzá tartozó parkoló jelentősen növelte a beépítettség mértékét a területen. A jelentős, nagy területet elfoglaló építkezéseknek, beruházásoknak köszönhetően csökkent a zöldfelületek aránya a körzeten belül, valamint a mesterséges felszínek aránynövekedésével a külterületekhez képest nagyobb mértékű hőtöbblet alakult ki.

Az Ófelsővárosban (7) a társasházépítéseknek köszönhetően a mesterséges felszínek arányának átlagos növekedése 2,8% volt. Többségük már meglévő lakóházak helyén viszont nagyobb alapterülettel épült, ezért is alacsony a maximális növekedés (32%) és a szórás értéke (6,8) ebben a városrészben, ugyanis a tényleges beépítés csak minimálisan változott.

5.6. táblázat A belső lakóterületi körzetek változástérképének statisztikai mutatói (2003-2011)

	Átlag	**Medián**	**Minimum**	**Maximum**	**Szórás**	**Legtöbbet tartalmazó**
3	0,28	1	-86	36	8,4	1
4	1,43	1	-25	34	6,7	2
5	3,84	3	-25	41	9,1	0
6	0,47	0	-22	23	6,5	-2
7	2,84	2	-13	32	6,8	0



5.42. ábra A mesterséges felszínek arányának változása a belső lakóterület körzeteiben 2003 és 2011 között (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

5.4.2.3. A lakótelepek (1987-2011)

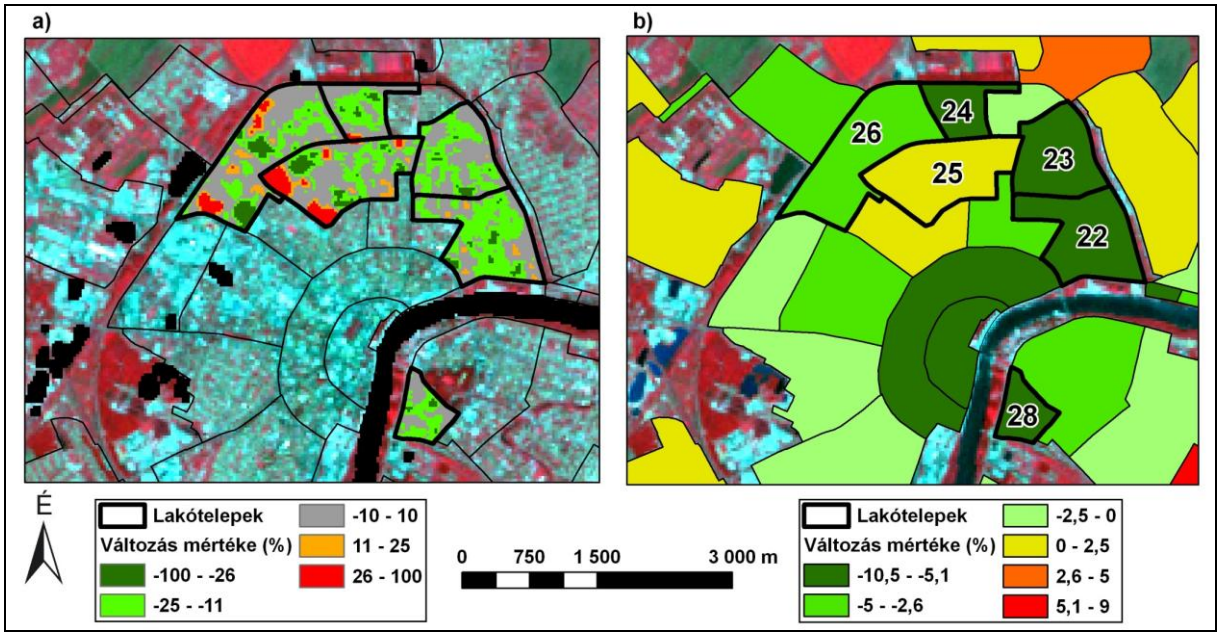
A 6 szegedi lakótelep (Felsőváros (22), Tarján (23), Makkosháza (24), Északi városrész (25), Újrókus (26), Odessza (28)) közül az Odessza és Tarján építése már az 1960-as években elkezdődött, és az 1970-es évekre be is fejeződött. Az Északi városrész és Felsőváros lakásállománya 1970 és 1980 között épült, a legfiatalabbnak pedig Makkosháza és Újrókus tekinthető, amelyek épületei 1980 és 1990 között készültek el.

Így az 1987-es évig a lakótelepek lakótömbjei többségében már kialakultak, újabb lakások ezt követően már csak kis számban létesültek, köszönhetően pl. a sátortetős megoldásoknak. A lakóépületek közötti törmelékek helyén a füves területek viszont csak a 80-as évek után alakultak ki, ezért a különbségtérképről általánosságban az állapítható meg (*5.43. ábra*), hogy 1987-ről 2003-ra csökkent a mesterséges felszínek aránya, ami a zöldfelületek növekedésének és talajfelszínek, építési törmelékek mesterséges felszínként való osztályozásának tudható be. Ezekben a körzetekben a legnagyobb az átlagos mesterséges felszín aránycsökkenés, a legrégebbi lakótelepek esetében 9-10%-os értékkel (*5.7. táblázat*). A fiatalabbak esetében az átlagos csökkenés is alacsonyabb, illetve a nagyobb területet elfoglaló beruházásoknak, bevásárlóközpontok, lakóparkok építésének köszönhetően az Északi városrész (25) esetében már a mesterséges felszínek arányának növekedése figyelhető meg (1,1%). A TESCO bevásárlóközpontot egy erdős terület helyére építették, míg a Franciahögy lakóparkot a Rókusi temető korábbi területére, ezáltal növekedett a beépítettséget

mértéke, és jelentősen csökkent a zöldfelületek aránya. Újrókus (26) területén egy szabad területen Pláza bevásárlóközpontot építettek 2000-ben, valamint a városrész ÉNy-i részére ipari funkciókat ellátó épületeket telepítettek. Ezekben a körzetekben, mivel új területek kerültek beépítésre, találhatunk 90% fölötti mesterséges felszín aránynövekedéseket is, ezért és az említett aránycsökkenés miatt a szórás értéke itt a legnagyobb a városban (23,9 és 18,7).

5.7. táblázat A lakótelepi körzetek változástérképének statisztikai mutatói (1987-2003)

	Átlag	**Medián**	**Minimum**	**Maximum**	**Szórás**	**Legtöbbet tartalmazó**
22	-10,38	-11	-37	21	9,5	-14
23	-9,12	-9	-36	11	7,4	-8
24	-6,48	-6	-30	52	12,6	-1
25	1,08	-4	-44	90	23,9	-9
26	-4,39	-5	-76	93	18,7	-5
28	-10,39	-10	-31	8	8	-12



5.43. ábra A mesterséges felszínek arányának változása a lakótelepek körzeteiben 1987 és 2003 között (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

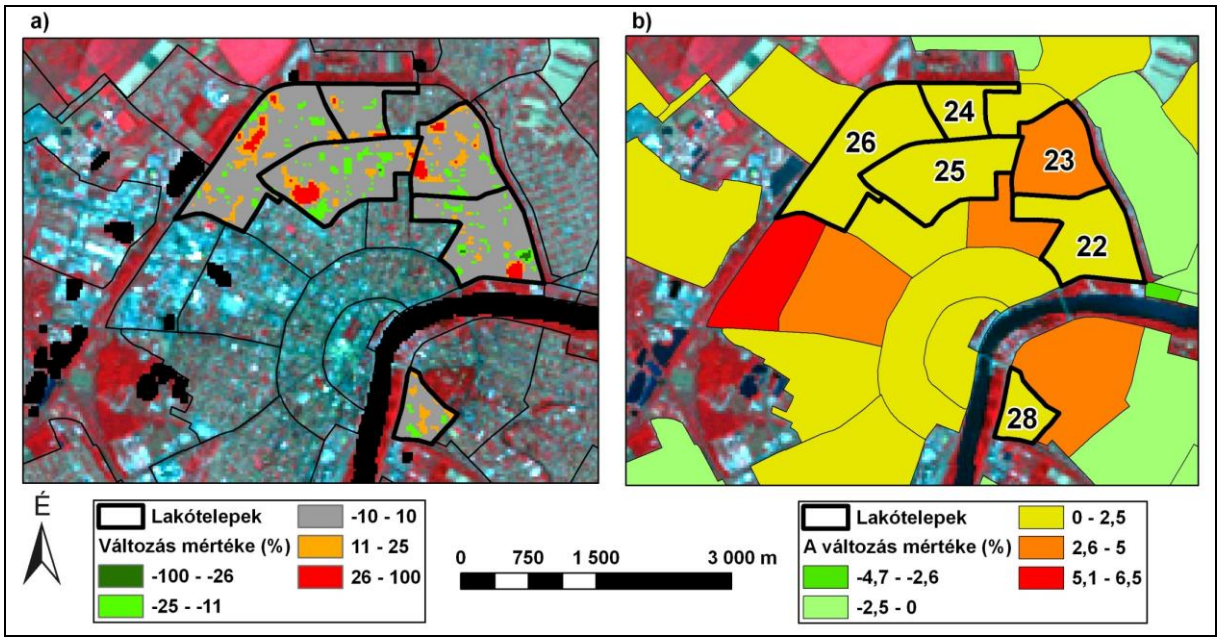
A lakótelepeken további jelentős építkezések voltak a 2003 és 2011 közötti időszakban. Mind az öt körzetben növekedett az átlagos mesterséges felszín arány, az Északi városrész (25) 1,9%, Újrókus (26) 2,4%, Tarján (23) esetében 3,7%-kal (*5.44. ábra*). Az 50-70%-os maximumok és magas 10-13-as szórás is jelzik a városrészekben lezajlott beruházásokat, építkezéseket (*5.8. táblázat*). Az Északi városrészen a TESCO és a Franciahögy lakópark közötti közel 4,5 hektár méretű szabad területen folytatódtak a társasházépítések. Tarjánban a Gyevi temető 2004-es felszámolása után a fás, bokros terület

helyén üres, törmelékkel borított hely maradt, amely sorsa a mai napig sem került rendezésre. Az üresen álló terület még nem került beépítésre, viszont a temető helyén lévő építési törmelék és a növényzet eltávolításának hatására növekedést mutat a mesterséges felszín arányában. A körzet északi részén a 4-es villamos vonal felújításának hatását mutatja a mesterséges felszínek mennyiségi változása.

A kereskedelmi beruházásokkal, szupermarketek, áruházak építésével Makkosháza területén ténylegesen növekedett a beépítettség aránya, ezek a beruházások a lakótelepeken lévő nagyterületű, még szabad telkeken valósultak meg. A körzet északnyugati részén pedig az autóbusz- és trolibusz pályaudvar felújítása és bővítés történt meg, ami szintén a beépítettség növekedését vonta maga után.

5.8. táblázat A lakótelepi körzetek változástérképének statisztikai mutatói (2003-2011)

	Átlag	**Medián**	**Minimum**	**Maximum**	**Szórás**	**Legtöbbet tartalmazó**
22	0,43	-1	-40	75	11,8	1
23	3,67	2	-21	66	11,5	6
24	1,42	1	-14	36	7,4	1
25	1,87	0	-25	67	13,4	-3
26	2,36	1	-20	55	9,5	-2
28	2,22	2	-20	25	8,4	2



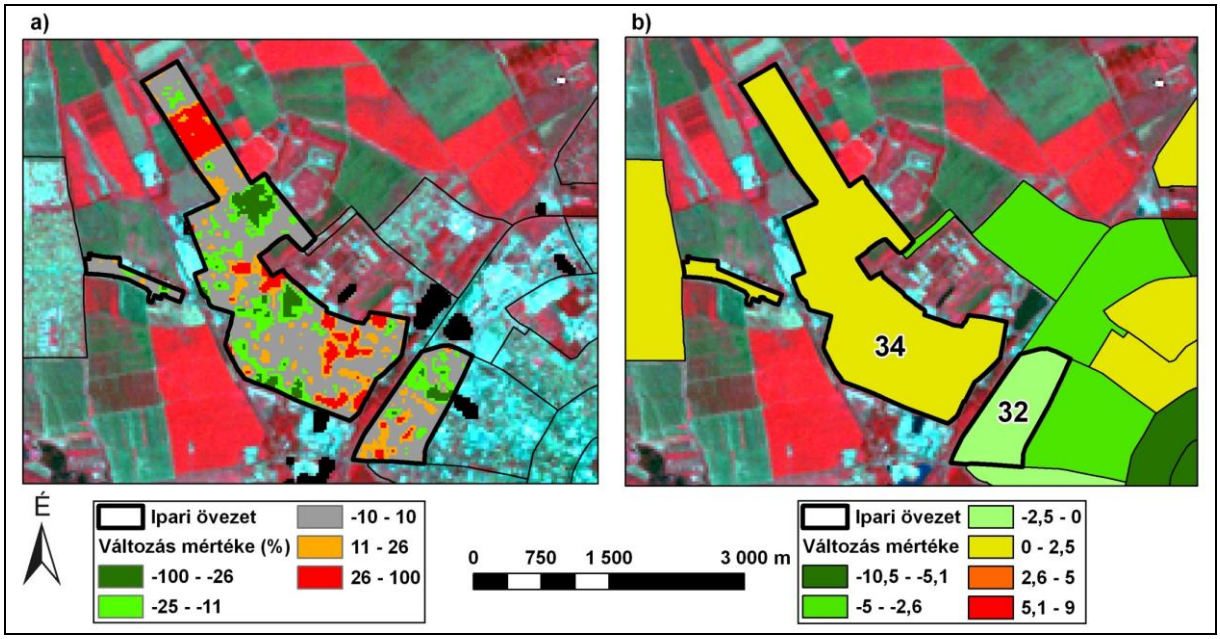
5.44. ábra A mesterséges felszínek arányának változása a lakótelepek körzeteiben 2003 és 2011 között (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

5.4.2.4. Ipari övezet (1987-2011)

Az ipari övezetben sok helyen megfigyelhető a mesterséges felszínek arányának növekedése, amelyet legtöbb esetben a nyílt, szabad, nagyméretű telkek beépítése jelentett az 1987 és 2003 közötti időszakban (*5.45. ábra*). A 2,4%-os átlagos mesterséges felszín aránynövekedés, és magas szórásérték 18,1 is igazolják a Körtöltésen kívüli körzetben lezajlott új építkezéseket. Továbbá a nagy szabad területek beépítését jelzi a 78%-ot elérő maximális változás is a mesterséges felszínek arányában (*5.9. táblázat*). A körzeten belüli csökkenéseket általában a gyárépületek szomszédságába telepített fák, bokrok eredményezik.

5.9. táblázat Az ipari övezet változástérképének statisztikai mutatói (1987-2003)

	Átlag	**Medián**	**Minimum**	**Maximum**	**Szórás**	**Legtöbbet tartalmazó**
32	-0,345	0	-48	37	13,5	0
34	2,441	1	-54	78	18,1	0



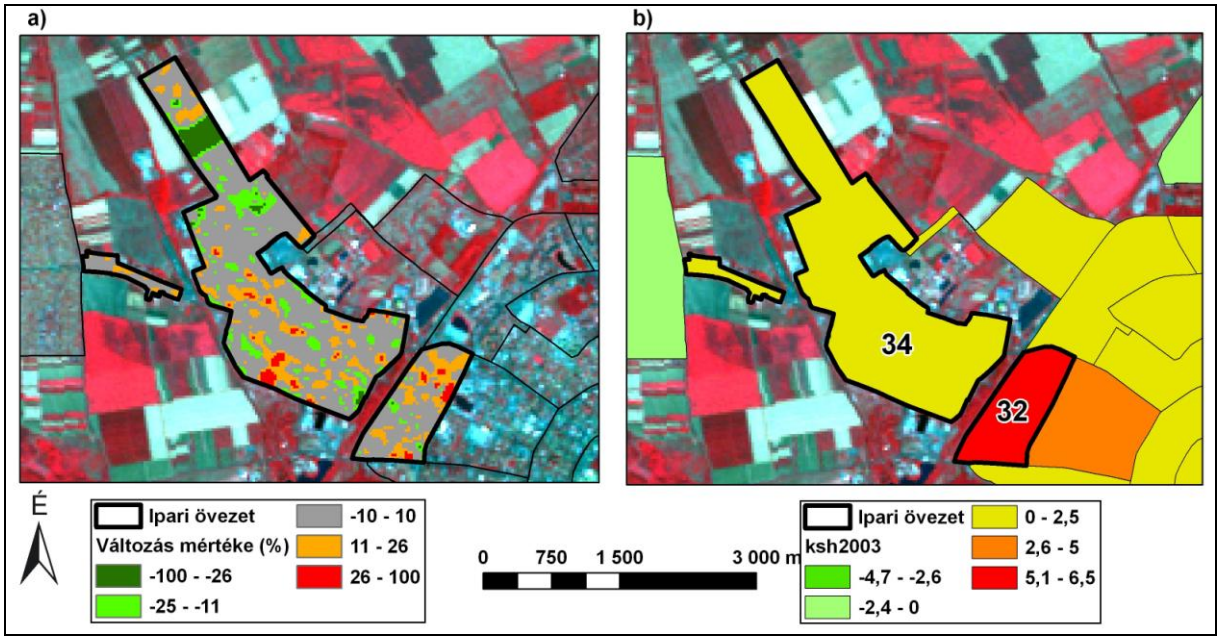
5.45. ábra A mesterséges felszínek arányának változása az ipari övezet körzeteiben 1987 és 2003 között (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

Az Ipari övezetben a 2000-es évek után is folytatódtak a beruházások, új gyárépületek, raktárak, üzemcsarnokok épületek (*5.46. ábra*). A körzetbe tartozó négy ipari park (Első Szegedi Ipari Park, Kálvária, Délép, SZEKO Ipari Park) hasznosított területeinek az aránya 12-71% közé tehető, így a szabad, beruházható területek a későbbiekben is lehetőséget kínálnak a befektetőknek. A Körtöltésen belüli részen (Kálvária Ipari Park, SZEKO Ipari Park) az átlagos változás a mesterséges felszínek arányában 6,5%-nak adódott. Ugyanakkor a

Körtöltésen kívül is további területek kerültek beépítésre, az átlagos növekedés alacsony volt (0,63%), viszont a maximális érték 70% és a 13,1-es szórásérték is jelzi, az új területek beépítését (*5.10. táblázat*).

5.10. táblázat Az ipari övezet változástérképének statisztikai mutatói (2003-2011)

	Átlag	**Medián**	**Minimum**	**Maximum**	**Szórás**	**Legtöbbet tartalmazó**
32	6,52	5	-29	69	11,8	2
34	0,63	1	-47	70	13,1	0



5.46. ábra A mesterséges felszínek arányának változása az ipari övezet körzeteiben 2003 és 2011 között (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

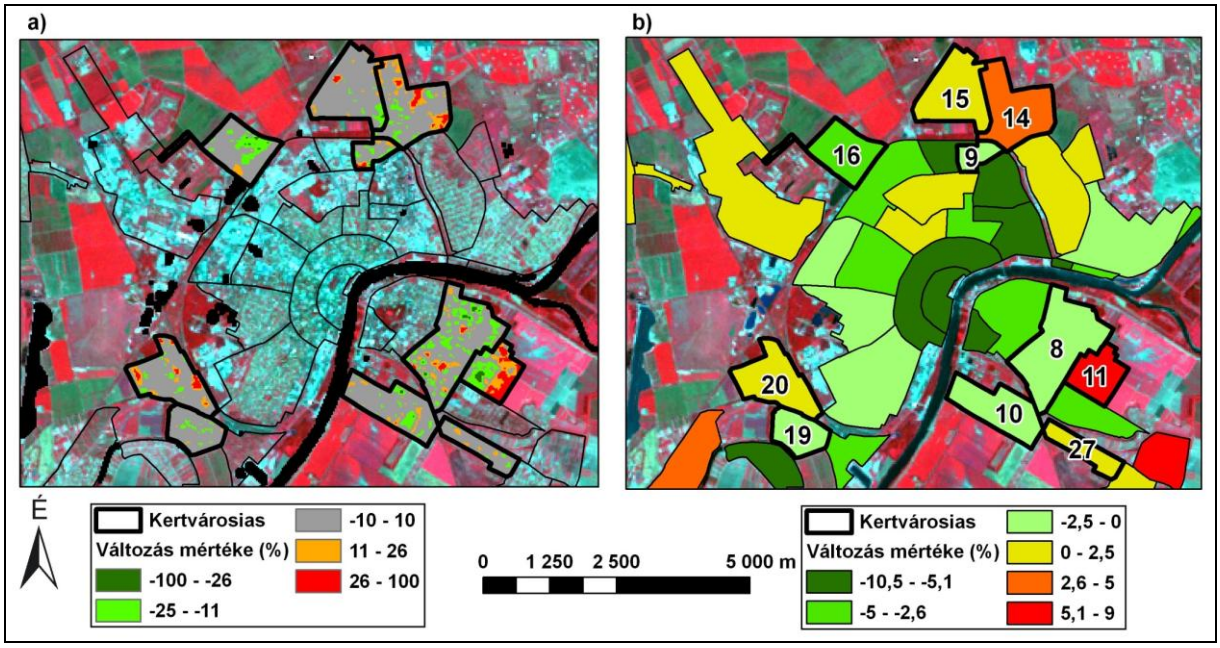
5.4.2.5. A kertvárosias lakóövezet (1987-2011)

Az Újszeged (8), Fodor-kert (9), Fűvészkert (10), Marostő (11), Új-Petőfi-telep (14), Baktó (15), Béketelep (16), Klebersberg-telep (19), Kecskés-telep (20), Újszőreg (27) körzeteket magába foglaló kertvárosias lakóövezetek fejlődése a II. világháborút követően indult meg. Ezt követően az 1970-es és 1990-es évek között vett nagyobb lendületet, de fejlődésük még napjainkban is tart. Az 1987 és 2003 közti időszakban (*5.47. ábra*) jelentős lakásállomány-bővítés zajlott le ezekben a városrészekben, különösen a Marostői (11), Baktó (15) és Kecskés-telep (20) körzetekben, ami a zónákhoz tartozó átlagos aránynövekedésben is megmutatkozik (8,9%, 4,5%, 1,6%). A körzetekhez magas maximális változás 47-66% és 11-nél nagyobb szórásérték tartozik (*5.11. táblázat*). A Körtöltésen belüli terület zártsága, sűrű

beépítése miatt a városmagtól távolabb elhelyezkedő területeken indultak meg az építkezések. Ezekben a körzetekben a szabad területekre új lakóházakat építettek, ezáltal a város határzónája is módosult. A Marostő (11) esetében DK-i, Baktó (15) esetében É-i irányban kerültek új területek beépítésre.

5.11. táblázat A kertvárosias lakóövezet változástérképének statisztikai mutatói (1987-2003)

	Átlag	**Medián**	**Minimum**	**Maximum**	**Szórás**	**Legtöbbet tartalmazó**
8	-2,38	-4	-41	75	10,6	-4
9	0,05	-2	-30	41	11,1	-9
10	-0,87	-2	-33	27	7,6	-3
11	8,88	9	-47	66	21,5	-12
14	1,13	1	-29	62	7,7	2
15	4,51	3	-16	47	11,1	6
16	-3,36	-3	-30	37	9,3	-1
19	-1,91	-2	-18	17	5,3	-3
20	1,60	-1	-22	53	10	-3



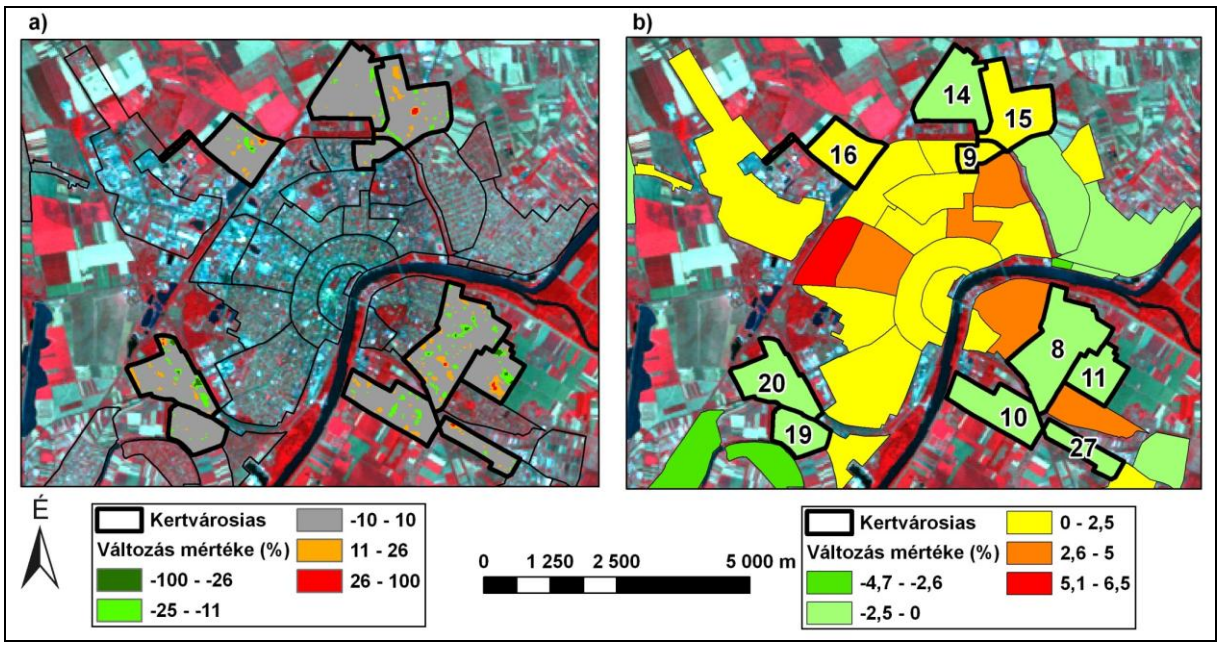
5.47. ábra A mesterséges felszínek arányának változása az kertvárosias lakóövezet körzeteiben 1987 és 2003 között (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

A Marostői városrészben 2002 után 20 hektáron több mint 500 lakás építése kezdődött meg, ezzel a 2003 és 2011 közötti időszakban (*5.48. ábra*) tovább tolódott keleti irányba a beépített területek határa. A zónastatisztika alapján a körzetek többségében 0-1% körüli

különbségek figyelhetők meg, Baktó esetében egy nagyobb szabad terület beépítése miatt 1,3%-os növekedés, és 57-es maximum érték adódott a statisztikában (*5.12. táblázat*).

5.12. táblázat A kertvárosias lakóövezet változástérképének statisztikai mutatói (2003-2011)

	Átlag	**Medián**	**Minimum**	**Maximum**	**Szórás**	**Legtöbbet tartalmazó**
8	-0,19	0	-29	33	7,43	-1
9	1,02	1	-11	13	4,60	1
10	-0,26	-1	-21	21	6,38	0
11	-0,31	0	-51	31	10,68	-2
14	-0,44	0	-23	20	5,06	0
15	1,33	0	-18	57	7,78	-1
16	1,02	0	-29	31	6,82	0
19	-1,68	-2	-35	31	5,46	-3
20	-0,05	0	-60	29	8,98	1



5.48. ábra A mesterséges felszínek arányának változása az kertvárosias lakóövezet körzeteiben 2003 és 2011 között (a) különbségtérkép és (b) a körzetek átlagos változását mutató térkép

5.4.2.6. Részösszefoglalás

A közepes felbontású Landsat űrfelvételekből, a spektrális szétválasztás módszerével előállított mesterséges felszín aránytérképek alapján sikerült az egyes beépítési típusokra a felszínborítás változását, ezáltal a beépítettség alakulását vizsgálnom a 1980-as évektől napjainkig. Az egyes funkcionális körzetekre a különbségtérképek valamint a zónastatisztikák

alapján detektálni a jelentősebb változásokat, mint az 1990-es évektől kezdődő társasházépítések, a lakótelepek megépítése utáni időszakban a zöldfelületek kialakulása, a 2000-es évektől a nagy területeket elfoglaló bevásárlóközpontok, áruházak, kereskedelmi, szolgáltató egységek megjelenését. Továbbá az ipari övezet kihasználtságának folyamatos növekedése, valamint a kertvárosias lakóövezetek beépítése is megfigyelhető. Ezért véleményem szerint a Landsat képekből olyan hosszú időintervallumot felölő adatsor állítható elő, ami a későbbiekben a Landsat 8 adataival bővíthető lesz, és a beépítés hatásait és következményeit a belőlük levezetett mesterséges felszín, zöldfelület, hősziget-intenzitás, stb. térképeken nyomon lehet követni.

5.4.3. A városi hősziget-intenzitás területi eloszlásának modellezése

A városi hősziget (Urban Heat Island - UHI) a város és a környező természetes területek között az urbanizáció hatására jelentkező magasabb légköri és felszíni hőmérsékletet jelenti. A városi felszínek a területüket borító épületek, utak, parkolók és egyéb burkolt felületek miatt többnyire nagyobb mennyiségű napsugárzást képesek elnyelni, nagyobb a termális vezetőképességük, és a kapacitásuk a hőkibocsátásra, ezért ezek a folyamatok általában a klíma módosulásához vezetnek (**Voogt és Oke, 2003**). A magasabb hőmérséklet a városi hőszigetben növeli a légkondicionálók iránti keresletet, a légszennyezési szintet és módosíthatja a csapadékjellemzőket (**Yuan és Bauer, 2007**), továbbá jelentősen befolyásolja az emberek komfortérzékét.

Az SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszékének munkatársai mérőautóval elvégzett egy éves (1999. március–2000. február) mérési sorozat során hőmérséklet adatokat mértek egy 107 db cellából álló gridhálóra. A kapott maximális hősziget-intenzitás értékek kapcsolatát vizsgálták különböző városi felszínparaméterekkel (központtól mért távolság, beépítettség aránya) többszörös korrelációs és regressziós analízis segítségével. Arra a megállapításra jutottak, hogy a mért városi hősziget-intenzitás és a beépítettség százalékos aránya közötti lineáris regressziós egyenlet (**Unger et al., 2000**) segítségével modellezhető az átlagos napi városi hősziget-intenzitás Szeged területére, a nem-fűtési időszakra (április 16.–október 15.)

$$\Delta T = 0{,}018 \cdot B + 0{,}716$$

, ahol ΔT: a hősziget-intenzitás mértéke

B: a beépítettség százalékos aránya

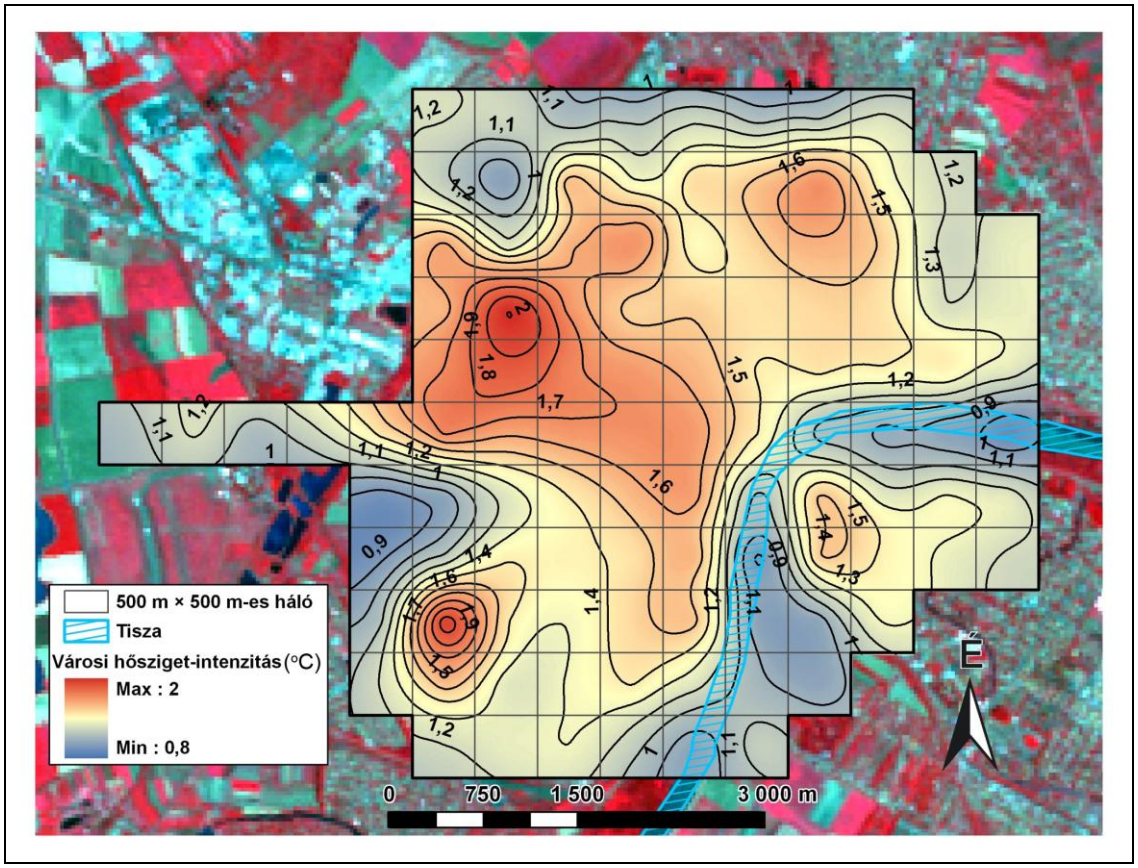
A korábbi kutatásokban az egyes cellákra a beépítettség százalékos arányát SPOT XS űrfelvételekből levezetett NDVI képek alapján határozták meg. Beépített, víz, növényzet és egyéb felszíni kategóriákat különítettek el az NDVI értékek osztályozásával, majd ezeknek a területhasználati kategóriáknak az egyes cellákon belüli arányát számolták ki kereszttabuláció módszerével (**Unger et al., 1999, 2000**). Ugyanakkor az általam levezetett átlagos napi hősziget-intenzitás értékekhez bemenő adatként szolgáló beépítettség értékeket, a Landsat űrfelvételekből nem hagyományos pixelalapú, hanem szubpixel-alapú osztályozási módszerekkel kaptam meg. A mesterséges felszínek aránytérképe alapján a 107 db 500 m × 500 m-es rácsháló minden egyes cellájának középpontjához az átlagos beépítettség érték került hozzárendelésre, majd a fenti képlet segítségével kiszámítottam az 1987-es, 2003-as és 2011-es időpontra a becsült hősziget-intenzitást. Ezekből a pontokból TopoToRaster interpolációs módszerrel előálltak az egész város területére a napi átlagos hősziget-intenzitás területi eloszlását mutató térképek (**Mucsi et al., 2010**). Meg kell jegyezni, hogy az űrfelvételek egy pillanatnyi állapotot mutatnak, a belőlük nyert mesterséges felszínek arányát mutató frakciós képekből az ismertetett összefüggéssel adott időpontra nem, csak az átlagos napi intenzitásra tudunk következtetni a nem-fűtési időszakra.

Elsőként a 2011. július 10-ei mesterséges felszín aránytérképből levezetett hősziget-intenzitás területi eloszlását vizsgáltam, majd a korábbi űrfelvételek segítségével az időbeli változásokat követtem nyomon.

5.4.3.1. A városi hősziget-intenzitás modellezése (2011)

A 2011-es hősziget-intenzitás térképen (*5.49. ábra*) megfigyelhető egy ÉNY-DK irányú 1,6–2 °C-os hőmérsékleti maximum, amely a sűrűn beépített Ipari övezet és a Belváros tengelyére fűződik fel. Az előbbi viszonylag kevés lakost érint, ugyanis a város lakosságának kevesebb, mint 1%-a él itt (1002 fő), a belvárosi maximum viszont 20530 fő (12,2%) komfortérzetét befolyásolja. Keleten a Tisza vízfolyása szab éles határt, és választja el az Újszegeden jelentkező hőtöbbletet. A város DNy-i részén lezajlott beruházások, építkezések (lakópark, bevásárlóközpont) következtében megnövekedett beépítettség hatására 1,7–1,8 °C-os lokális maximum keletkezik az alsóvárosi, móravárosi városrészben. A két említett hősziget közé a Vadaspark zöldfelülete által létrehozott minimum (0,9–1°C) ékelődik be. A város ÉK-i részén, a lakótelepeken is találkozhatunk egy 1,6 °C-os hőtöbblettel. Láthatóan elkülönül alacsonyabb értékeivel (1,2–1,5 ºC) a Belvárostól délre elhelyezkedő kevésbé sűrűn beépített alacsony és közepes sűrűségű lakóövezetek zónája, valamint a Belvárostól északra lévő társasházakkal, 1-4 emeletes lakóépületekkel beépített belső lakóterület zónája. Ezek az

alacsonyabb hőmérséklettel rendelkező, a maximumok közé beékelődő területek (Vadaspark, Alsóváros, Ófelsőváros, valamint a Tisza vízfolyása) lehetőséget nyújtanak a városközpont átszellőzésére. Ezeknek a területeknek a fenntartása, illetve újak kialakítása csökkentheti a hősziget-intenzitás mértékét.

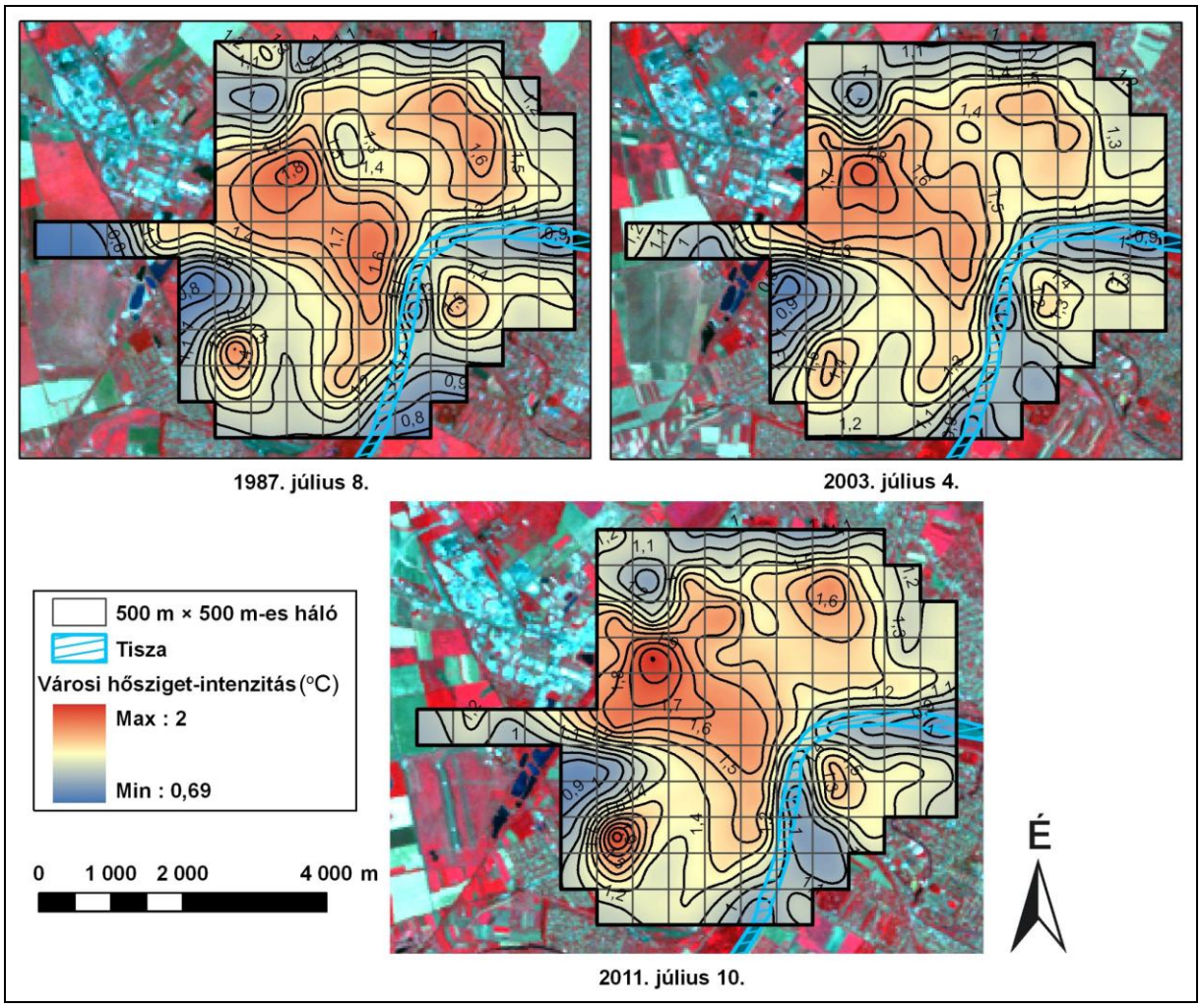


5.49. ábra A 2011. július 10-ei mesterséges felszín aránytérképéből levezetett hősziget-intenzitás eloszlását mutató térkép

5.4.3.2. A városi hősziget-intenzitás időbeli változása (1987-2011)

Az 1987-es évektől rendelkezésemre álló 3 űrfelvétel alapján elkészített városi hősziget-intenzitás térképeken (*5.50. ábra*) detektálható és nyomon követhető a beépítés hatására növekedő átlagos hőkibocsátás. A hőszigetek nem csak az intenzitásértékeik alapján, hanem struktúrájukat tekintve is vizsgálhatók, elemezhetők. Az 1987. július 8-ai képen az ÉNY-DK irányú Ipari övezet Belváros tengelyen elhelyezkedő maximum értékek még döntően kétcentrumúak, a környező természetes területekhez képest 1,8 ºC-os hőtöbblettel. A 2003. július 4-ei időpontra viszont már csak egy centrummal rendelkezik, amely jellemzően az Ipari övezet felé tolódott el, a hőmérséklet itt is 1,8 ºC-kal haladja meg a külterületi értékeket. Mind a belvárosi, mind a lakótelepi maximumok csökkentek 1987-hez képest, amely a már említett lakótelepi zöldfelület-rendezésnek köszönhető. A tarjáni lakótelepek és a

Belváros közti területeken a korábban vázolt társasház- és áruházépítések hatására megszűnt a két folt közti minimum, amellyel egy meglévő átszellőzési zóna zsugorodása kezdődött el.



5.50. ábra A mesterséges felszín aránytérképeiből levezetett hősziget-intenzitás eloszlását mutató térképek (1987-2011)

A 2003 és 2011 közötti időszakban az Ipari övezetet és a Belvárost érintő hősziget tovább tolódik és erősödik az előbbi irányába, az itt megfigyelhető hőtöbblet már 2 ºC-nak adódik. A város ÉK-i részén lévő lakótelepi maximum tovább közelít ehhez a struktúrához. Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy a lokális maximuma (1,6 °C) a tarjáni városrész felé tolódik el, ami a körzet magas népsűrűségének köszönhetően 10724 főt érint. Az alsóvárosi és móravárosi városrészeken tovább erősödik a hőtöbblet (1,9 ºC), az itt jelentkező maximum egy nagyobb beépítés köré összpontosul. A körzetekben lezajlott jelentős építkezések hatására megnőtt a beépítettség mértéke, viszont a környező területek döntően alacsony, illetve közepesesen sűrűn beépítettek maradtak. Ezért a Vadaspark okozta minimum is szűkül az Ipari övezet és a déli városrészek között, valamint az alsóvárosi folyosó is tovább zsugorodik.

Újszegeden is kisebbfajta növekedés figyelhető meg az intenzitásértékekben, mivel azonban az építkezések döntően a gridhálón kívül indultak meg, ezek hatása nem kimutatható.

Összességében a 80-as évekhez képest napjainkra a modellezett városi hősziget centruma az Ipari övezet felé tolódott el, a város déli részén lévő jelentős beépítés hatására újabb lokális maximum keletkezett illetve erősödött meg. A lakótelepeken és a központban jelentkező hőtöbblet közötti alacsonyabb hőmérsékletű foltok a beépítések hatására megszűnni látszanak. Viszont még mindig vannak olyan „hűvösebb" területek, mint a Vadaspark, a Tisza vonala, az Alsóvárosban a vasút és az újonnan beépített területek közötti hagyományos beépítésű belső lakóterület, amelyek hűtő hatás kimutatható. Nagy jelentősége lenne zöldfelületek, fasorok telepítésével az ÉNY-DK irányú maximum csökkentésének, valamint a város déli részén az építkezésekkel párhuzamosan a zöldfelületek arányának növelése.

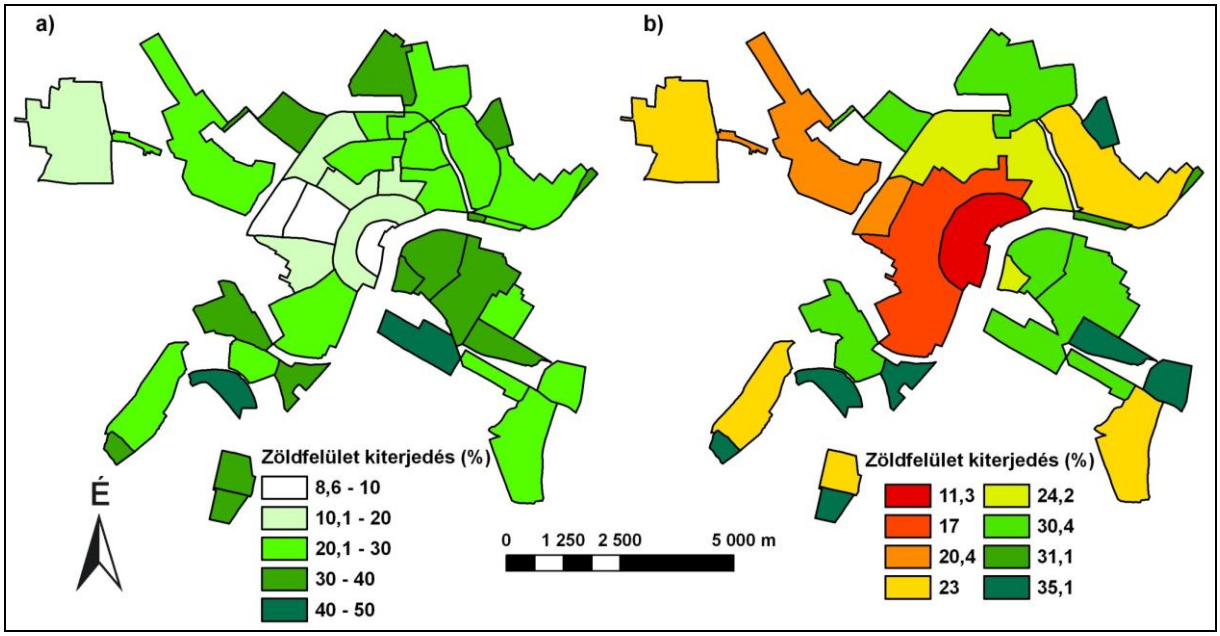
5.4.4. Szeged zöldfelületi rendszerének állapotjelzői

A városi zöldfelületi rendszer a különböző funkciójú, használatú és tulajdonú, növényzettel borított területek (felületek) összessége. A rendszer egyes egységei lehetnek közvetlen fizikai-térbeli, vagy hierarchikus kapcsolatban, de lehetnek különállóak is (**Budapest zöldfelületi rendszerének fejlesztési koncepciója és programja, 2006**). A zöldfelületi rendszer kiemelt részét képezik a zöldterületek, amik olyan beépítésre nem szánt állandóan növényzettel fedett közterületek, amelyek maximális beépíthetősége nem haladja meg a 2 %-ot. (OTÉK 27.§.)

A növényzet térbeli és időbeli eloszlása alapvető alkotóeleme a városi környezetnek. Hatással van a városok környezeti állapotára és a napsugarak szelektív visszaverődése és szóródása révén az energiaháztartásra (**Oke 1982**; **Gallo et al., 1993**), valamint módosítja az evapotranspirációt (**Gillies et al., 1997**). Előfordulásuk és mennyiségük befolyásolhatják a levegőminőséget és az emberek egészségi állapotát (**Wagrowski és Hites, 1997**). Következésképpen a zöldfelületekben történő rövid vagy hosszúidejű fenológiai változásokra érzékeny lehet a városi környezet. Szemben a beépített területekkel, amelyeknek változását könnyű dokumentálni, a városi növényzet változása nincs olyan direkt emberi irányítás alatt és monitoringja sem olyan jelentős.

A város zöldfelületeinek jellemzésére kiválaszthatók olyan mutatók, amelyek a városok zöldfelületi rendszerét legjobban minősítik, és lehetőséget nyújtanak más városokkal való összehasonlításra. A vegetációs aránytérképek segítségével a zöldfelületi rendszer mennyiségi állapotjelzőit vizsgáltam meg, ezek két csoportját különböztetjük meg, az

ökológiai és a humán jellemzőkét. Az ökológiai jellemzők közül a legegyszerűbb mutató a (1) kiterjedés vagy terület (*5.51. ábra*). A város zöldfelületi elemeinek összterülete mind ökológiai, mind használati szempontból jellemzi egy település zöldfelületi rendszerét. Minél nagyobb a terület annál jelentősebb szerepe van a városökológiai egyensúly fenntartásában, a biológiai sokféleség megőrzésében, és a rekreációs kínálat megteremtésében. Az abszolút alapterülettel (m^2 vagy ha) és területaránnyal a város egészére vagy a város egyes körzeteire megadható. A zöldfelületi rendszer kiterjedését az egyes funkcionális körzetekre és a főbb beépítési típusokra a vegetáció aránytérképéből kaptam meg.

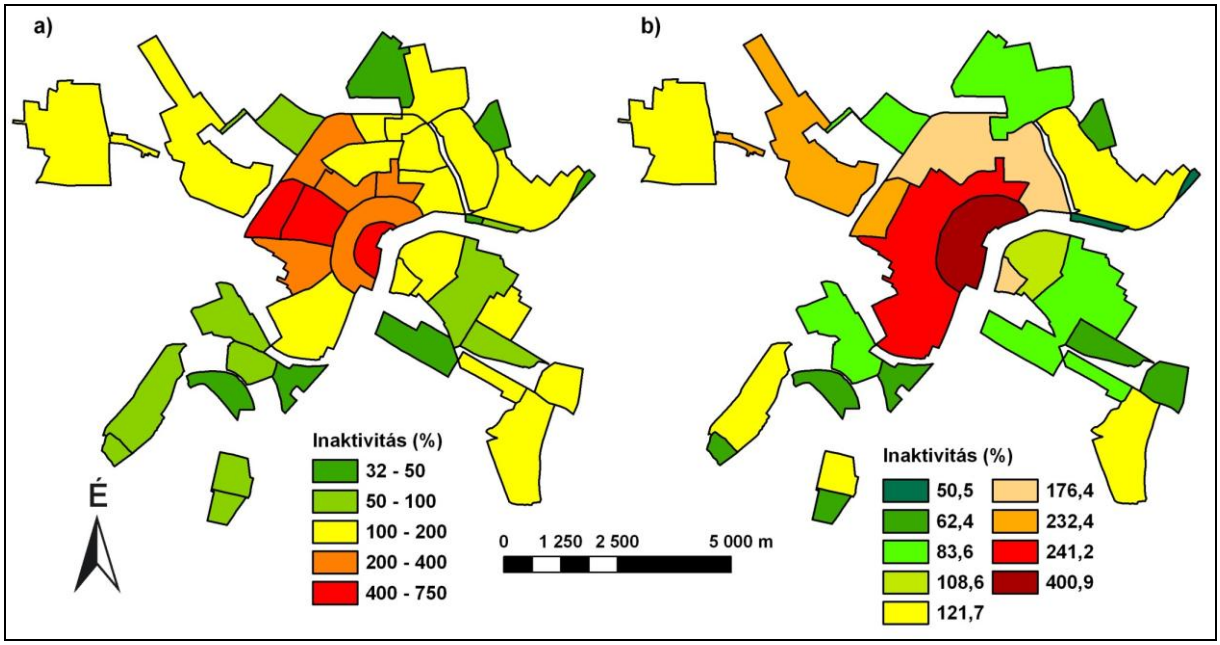


5.51. ábra A zöldfelületek kiterjedése (%-ban) (a) az egyes körzetekre és (b) a főbb beépítési típusokra a 2011. július 10-ei növényzet aránytérkép alapján

A belvárosi körzetek rendelkeznek a legalacsonyabb mutatóval, mindkét körzetben alacsony értékek találhatók (8,6% illetve 12,2%), a teljes Belváros átlagosan pedig 11,3%-os zöldfelület kiterjedéssel bír. Habár ezek a városrészek több zöldterülettel is rendelkeznek (Széchényi tér, Szent István tér, Dugonics tér) ezek a nagyterületű, összefüggő zöldfelületek elszórtan, mozaikosan helyezkednek el, a sűrűn beépített városrészben. A belső lakóterület szintén alacsony átlagos értékkel rendelkezik (17%), viszont az ebbe a kategóriába tartozó körzetek nem tekinthetők annyira egységesnek, mint a Belváros esetében. Móraváros, Rókus és Felsőváros alacsony és közepes sűrűségű lakóövezetei 10-20%-os zöldfelületi aránnyal rendelkeznek. Rókus-Móraváros beépítése átmenetet jelent a hagyományos lakóterület és az ipari övezet között, ezért is rendelkezik alacsonyabb (9,6%-os) értékkel. A lakótelepek a lakótömbök közötti nagyobb összefüggő zöldfelületeknek köszönhetően magasabb, átlagosan 24,2%-os értékkel rendelkeznek. Körzeteinek többsége 20-30%-os kiterjedéssel bír, a

legnagyobb aránnyal a legrégebbi lakótelep, az Odessza (30,6%). Az ipari övezet az ipari üzemek, kereskedelmi raktárak és telephelyek közötti füves, gyepes területek miatt 20,4%-os átlagos értékkel rendelkezik, ugyanakkor a jóval sűrűbben beépített Körtöltésen belüli körzet csupán 8,9%-kal. A Kertvárosias lakóövezetek laza beépítésű, családi házas területei, amelyekhez általában kert is tartozik átlagos zöldfelületi arányuk már 30,4%. Körzetei 30-40% közötti értékkel rendelkeznek, a Fűvészkert esetében 40%-ot is meghaladó kiterjedéssel.

(2) A biológiailag inaktív felületek aránya egy zöldfelületi egységen belül közvetlenül jellemzi az adott terület ökológiai veszélyeztetettségét. Biológiailag inaktívnak tekinthetők az építményekkel fedett területek, a vizet át nem eresztő burkolatok. Megadható az inaktív felületek abszolút területével m^2-ben vagy ha-ban, vagy ezek arányával a zöldfelületi egységhez képest. Ezt a mutatót a mesterséges felszínek és a növényzet zónákra vonatkoztatott átlagos értékeinek hányadosából kaptam meg (*5.52. ábra*).

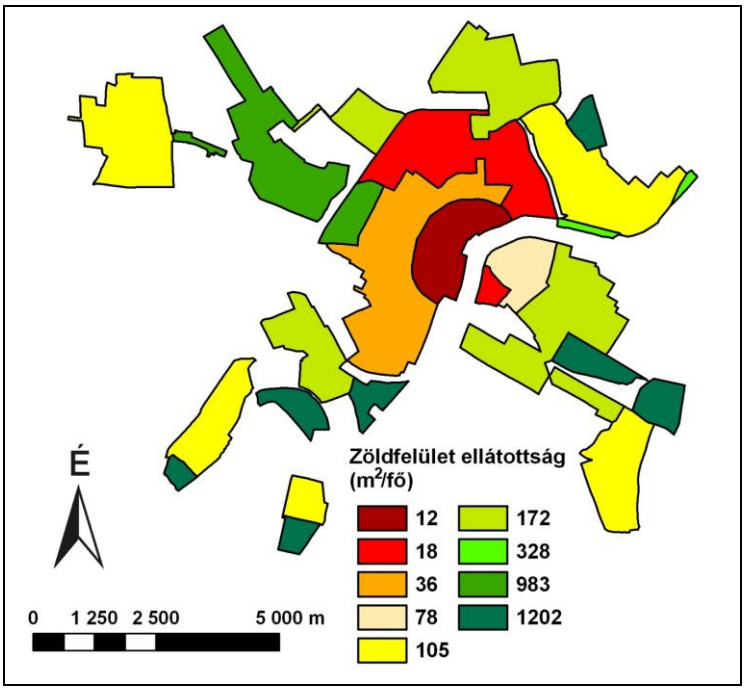


5.52. ábra A biológiailag inaktív felületek zöldfelületekhez viszonyított aránya (%)(a) az egyes körzetekre és (b) a főbb beépítési típusokra a 2011. július 10-ei mesterséges felszín és növényzet aránytérképek alapján

A biológiailag inaktív területek alapján megállapítható, hogy a Belváros, a belső lakóterületek és az Ipari övezet esetében a mesterséges felszínek aránya átlagosan 2-4-szerese a növényzetének. A Körtöltésen belüli ipari körzet esetében kiugró ez az érték, az építményekkel fedett területek, a vizet át nem eresztő burkolatok a zöldfelületek arányának 7,5-szeresét adják. Ezek a városrészek jóval inkább ki vannak téve a környező területekről érkező terheléseknek, a hősziget-intenzitás eloszlását mutató térképek is igazolták az itt

jelentkező hőtöbblet, valamint a zöldfelületek alacsony aránya miatt jelentősebb lehet a légszennyezettség, valamint negatív hatással lehet a növényzet hiánya a lakosság komfortérzetére. A lakótelepek esetében a nagyterületű lakótömbök és nagy területű füves gyepes területeket eredményeként lényegesen alacsonyabb ez az érték, a körzetek többségében 100 és 200% közötti, átlagosan 176%. A Körtöltésen kívüli városrészeken már kedvezőbb a helyzet, ezeken a területeken már a növényzet aránya meghaladja a mesterséges felszínekét. A kertvárosias lakóövezetek esetében átlagosan 83%, míg a kiskerti üdülők esetében 62%-os az inaktivitás értéke. Ezért is számottevő a lakosság kiáramlása a városközponttól távolabbi városrészekbe, amit az 1990-es évektől napjainkig zajló jelentős mértékű lakásépítések is igazolnak. Az kertvárosias lakóövezet esetén 1219 db lakást, ami az itteni lakások 19,2%-át jelenti hoztak létre, míg a kiskerti üdülők esetén 228 db-ot (47,3%).

A humán jellemzők csoportjába tartozik (3) az zöldfelületi ellátottság, amely megadja az egy lakosra jutó zöldfelület területét (*5.53. ábra*). Ez a mutató is számítható a város egészére és a város egyes körzeteire, beépítési típusaira is. Ez az érték mind városszerkezeti, mind értékrendi mérőszám is egyben. Az ellátottság kiszámításához a 2011. július 10-ei Landsat TM-ből levezetett növényzet aránytérképet és a 2001-es népszámlálási adatokat használtam. Azért 2001-es adatokat vettem alapul, mivel az elemzés elkészítésekor még nem álltak rendelkezésre a 2011-es funkcionális egységekre vonatkozó népességszámok.



5.53. ábra A zöldfelületi ellátottság (m^2/fő) a főbb beépítési típusokra a 2011. július 10-ei növényzet aránytérkép alapján

A Belváros esetében a már említett alacsony zöldfelület kiterjedés (11,3%) mellé magas lakosságszám (20530 fő) és népsűrűség (9150 fő/km^2) tartozik. Ezért az egy főre jutó

zöldfelületek aránya rendkívül alacsony 12,3 m^2/fő. A nagyszámú lakosságnak a rekreációs tevékenységhez csak a nagyobb, elszórtan elhelyezkedő parkok, terek állnak rendelkezésre. A sűrű beépítés miatt füves, gyepes területeket a zöldterületeken kívül nem találunk, valamint a körutak, sugárutak melletti fasorok sem jelentősek. A lényegesen nagyobb zöldfelület kiterjedéssel bíró lakótelepek (24,2%), ahol Szeged lakosságának közel 40%-a él (65375 fő) a magas népsűrűségük (13622 fő/km^2) miatt szintén alacsony ellátottsággal rendelkeznek (17,8 m^2/fő). Ugyanakkor az épületek közötti füves területek nem olyan minőségű zöldfelületek, mint a Belváros zöldterületei, ezek rekreációs értékükben elmaradnak a belvárosi parkoktól. A belső lakóterületek 27723 fős lakosságához, ami viszont csak 4716 fő/km^2-es népsűrűséget jelent, alacsonyabb zöldfelület kiterjedés tartozik, viszont az egy főre jutó érték a lakótelepi kétszerese (36 m^2/fő). Meg kell azonban jegyezni, hogy mivel a Vadaspark területét nem vették bele a KSH körzeteibe, ez az érték még magasabb is lehetne. A kertvárosias lakóövezetben (1766 fő/km^2) és az ipari övezetben (207 fő/km^2) is alacsony a népsűrűség, viszont a zöldfelületek aránya átlagosan 30,4% illetve 20,4%. Ezért a kertvárosokban közel 172 m^2 zöldfelület jut egy lakosra, míg az ipari övezet esetében kiugróan magas 982 m^2, viszont meg kell jegyezni, hogy az utóbbi esetén a lakónépesség csupán 1002 fő, ami a város lakosságának kevesebb, mint 1%-át jelenti.

5.4.5. Részösszefoglalás

A spektrális szétválasztás módszerével olyan információt kaphatunk a zöldfelületi-rendszer állapotáról, ami vegetációs indexekkel közvetlenül nem lenne meghatározható. A szubpixel-alapú osztályozási módszerekkel megállapítható a növényzet pixelen belüli aránya, vagyis a zöldfelületek összterülete az adott felbontási cellára. A vegetáció aránytérképéből csak a zöldfelületek állapotáról kaptam információt, mivel a zöldterületek minőségi, jogi kategóriába tartoznak, megállapításukhoz, illetve a zöldfelületektől való elkülönítésükhöz egyéb adatok szükségesek. Szeged zöldfelületi rendszeréről összességében megállapítható, hogy a Körtöltésen belüli városrészek alacsony zöldfelületi aránnyal, valamint a magas népsűrűségüknek köszönhetően alacsony zöldfelületi ellátottsággal rendelkeznek. Ezek a területek azok, amelyek a külterületekhez képest a legnagyobb hőtöbblettel rendelkeznek, vagyis itt a legmagasabb a városi hősziget-intenzitás mértéke, illetve az ide tartozó körzetekben él a város lakosságának 67,6%-a (113628 fő). A Körtöltésen kívüli városrészek viszont jóval magasabb átlagosan 20%-ot meghaladó növényborítással rendelkeznek, valamint az alacsony népsűrűségük miatt magasabb a zöldfelületi ellátottságuk is.

6. Összefoglalás

A városökológia feladata, hogy a városban lejátszódó folyamatokat valamint ezek környezeti, társadalmi hatásait elemezze, értékelje, kitérve a növekvő környezeti terhelésre valamint a kialakuló konfliktusokra és ezek forrásaira.

Dolgozatomban a Landsat űrfelvételek adatbázisából Szeged területére előállított közel 25 éves idősort vizsgáltam. Az 1970-es évektől napjainkig rendelkezésre álló és ingyenesen elérhető, közepes felbontású felvételek, egységes térbeli és spektrális tulajdonsággal rendelkeznek a vizsgált területről. Az egyedülállóan hosszú, több mint 40 éve létező program által készített képek feldolgozása során azonban több felmerülő problémát is meg kellett oldanom. A közepes térbeli felbontás (30 m) miatt ugyanis spektrálisan vegyes képelemek keletkezhetnek, azaz ha a pillanatnyi látószögmező hasonló vagy nagyobb, mint a vizsgált objektumok mérete, akkor a szenzor által mért reflektancia a különböző típusú elemek kölcsönhatása lesz. (1) Dolgozatomban olyan módszertant sikerült kidolgoznom, amellyel a városi mintázatot kialakító objektumok (utak, épületek, terek, parkok, stb.) mérete, ezáltal a városi reflektancia térbeli léptéke is meghatározható. Egy nagy felbontású RapidEye (5 m) űrfelvétel alapján a szegmentáció módszerével és morfometriai paramétereket vizsgálva kaptam meg Szeged egyes beépítési típusaira, az átlagos foltméretek. A Belváros esetében 475–1050 m^2, a belső lakóterületen 425–980 m^2, a lakótelepeken 475–1100 m^2, az ipari övezetben 475–1125 m^2, míg a kertvárosias lakóövezetben 450-1050 m^2 közötti jellemzően az alakzatok területe. (2) Továbbá sikerült megállapítanom, hogy a város teljes területére az objektumok átlagos mérete a 400 és 1100 m^2-es. Ez alapján azt a következtetést tudtam levonni, hogy a 30 m-es térbeli felbontással rendelkező Landsat TM űrfelvételek esetében a 30 m × 30 m-es cellaméret miatt nagy számban fordulhatnak elő spektrálisan vegyes képelemek. Ezért a hagyományos pixelalapú osztályozási módszerekkel nem hajtható végre hatékonyan a városi felszínborítás térképezése.

(3) A spektrális szétválasztás (SMA) segítségével sikerült ezt a problémát feloldanom, ugyanis ezzel a szubpixel-alapú osztályozási módszerrel meghatározható a tiszta, homogén felszínborítások (szélsőpontok) képelemen belüli arányai. A vizsgálatomban a három szélsőpontos (mesterséges felszínek, növényzet, talaj) normalizált spektrális szétválasztást alkalmaztam, amelynek eredményeként megkaptam az egyes felszínborítási típusokhoz tartozó aránytérképeket. Ezáltal a település teljes területére a közepesnél jobb méretarányú felszínborítási térképet kaptam. A frakciós képekből előállított kompozit nem-irányított (ISODATA) osztályozásával sikerült a városi felszínborítás és területhasználat között kapcsolatot létesítenem, ezáltal kvantitatív módon, objektív módszerekkel térképeznem a

városi területhasználatot. (4) Mivel a **Ridd (1995)** által létrehozott V-I-S modell osztályainak határai nem minden esetben érvényesek, (ugyanis az osztályokat ortofotóról vett minták alapján határozták meg Salt Lake City példáján) a határok, illetve a területhasználati kategóriák módosításával egy olyan új háromszögdiagramot hoztam létre, amellyel már megoldható volt a területhasználat térképezése Szegeden.

Az idősoros elemzéseknél további problémát jelent, hogy a vegetáció alapú elemzések esetén az év különböző időszakaiban a lombkorona eltérő módon takarhatja ki a mesterséges felszíneket, ami a spektrálisan vegyes képelemek esetén jelentősen befolyásolhatja a kapott eredményt. (5) Az 1986-os évből rendelkezésre álló 8 Landsat TM űrfelvételből levezetett vegetációs térkép alapján azt a következtetést sikerült levonnom, hogy a növényzet éven belüli változása miatt egy statikus NDVI kép nem lehet elégséges a városi felszínborítás térképezésére. Továbbá sikerült megállapítanom, hogy az éves NDVI szórásértékek szignifikáns negatív kapcsolatban (R^2=0,89) állnak a mesterséges felszínek pixelen belüli arányával, amely kapcsolatot az alábbi egyenlet írja le:

$$y = (10{,}6 - 58{,}2 \cdot x)^2$$

y: a mesterséges felszín százalékos aránya (0-100);

x: az NDVI értékekből számolt szórásérték.

Azaz a regressziós egyenlet segítségével, több bemenő kép alkalmazásával ugyan, de hagyományos pixel alapú osztályozási módszerek segítségével szubpixel szintű információkat sikerült kinyernem, így ezzel a módszerrel is térképezhető a városi felszínborítás.

(6) Az 1980-as évektől napjainkig lejátszódó folyamatok és változások térbeli és időbeli elemzését 3 nyári felvétel (1986. július 8., 2003. július 4. és 2011. július 10.) alapján végeztem el. A spektrális szétválasztás eredményeként kapott aránytérképek segítségével sikerült a felszínborítás változásáról az 1980-as évektől napjainkig olyan körzetszintű statisztikát létrehoznom, amely a városi környezetben lejátszódó folyamatokat kvantitatív módon írja le, továbbá információt szolgáltat a változás természetéről is. A funkcionális körzetekre előálló változástérképek és statisztikai adatsorok segítségével nyomon követtem az 1990-es évektől kezdődő társasházépítések, a 2000-es évektől a nagy szabad területeket elfoglaló kereskedelmi, szolgáltató és ipari beruházások, valamint napjainkban a kertvárosi lakóházépítések hatására növekvő beépítést.

(7) A városok a beépített, burkolt felületek révén módosító hatással vannak a klímára, ami többek között a városok és a környező természetes területek közötti hőmérsékletkülönbségben nyilvánul meg. A mesterséges felszín aránytérképeinek segítségével, olyan bemenő adatból sikerült térképeznem a városi hősziget területi eloszlását, amely pontosabb eredménnyel szolgálhat a beépítés mértékéről, mint a korábbi NDVI

értékeken alapuló kutatások. A különböző időpontok frakciós képeiből levezetett hősziget-intenzitás térképeken sikerült kimutatnom a beépítés hatására jelentkező hőtöbbleteket, valamint azokat a hűtő hatású területeket, amelyek megtartása fontos tényező lehet a lakosság humánkomfort érzetének kedvező alakításában.

(8) A növényzet aránytérképe alapján sikerült a város zöldfelületi rendszerét minőségi és mennyiségi szempontok alapján értékelni az egyes városrészekre. A növényzet frakciós képe alapján olyan zöldfelületi állapotjelzőket (zöldfelület kiterjedés, biológiailag inaktív felületek aránya, zöldfelületi ellátottság) tudtam kiszámítani, amelyek körzetszintű meghatározása a városökológiai kutatásokban a megfelelő bemenő adatok hiányában nehezen oldható meg.

Összességében megállapítható, hogy a közepes felbontású Landsat TM képekből a megfelelő módszerekkel olyan adatok állíthatók elő, amelyek körzet szinten pontos és naprakész információval szolgálhatnak a városökológiai kutatásokhoz. A felhasználók számára ingyenesen elérhető hosszú, közel 40 éves idősor továbbá lehetővé teszi, hogy a változásokat, valamint az ezek hatására kialakuló környezeti terheléseket, konfliktusokat folyamatában térképezzük, elemezzük. Mivel a 2013. február 11-én pályára állított Landsat 8 specifikációjával (30 m-es térbeli felbontás, hasonló sávkiosztás) követi a Landsat korábbi tagjait, felvételeivel lehetőséget kínál az adatbázis további bővítésére.

7. Irodalomjegyzék

Adams, J.B., Smith M.O., Johnson P.E., (1986). Spectral mixture modeling: A new analysis of rock and soil types at the Viking Lander 1 site, Journal of Geophysical Research, **91** (8), 8098-8112.

Adams, K. (1988). Stadtökologie in stichworten. Unteraegeri/Schweiz, Ferdinand Hirt Verlag. Badcock, B. 2002: Making Sense of Cities. London, Arnold, 180 p.

Aman, A., Randriamanantena, H.P., Podaire A., Froutin, R. (1992). Upscale integration of normalized difference vegetation index: The problem of spatial heterogenety. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **30**, 326-338.

Anderson, J.R., Hardy, E.E., Roach, J.T., Witmer, R.E. (1976). A Land Use and Land Cover Classification System for use with Remote Sensor Data, Geological Survey Professional Paper 964, United States Government Printing Office: Washington, DC.

Atkinson, P.M., Curran, P.J. (1995). Defining an optimal size of support for remote sensing investigations. *IEEE Transactions on Geoscience & Remote Sensing* **63**, 1345-1351.

Barnsley, M. J., Moller-Jensen, L., Barr, S.L. (2001). Inferring urban land use by spatial and structural pattern recognition. In P. A. Longley, J.,P. Donnay, M.J. Barnsley (Eds.), Remote sensing and urban analysis Taylor and Francis, 114–115.

Bauer, M.E., Heinert, N.J., Doyle, J.K. and Yuan, F. (2004). Impervious surface mapping and change monitoring using Landsat remote sensing. ASPRS Annual Conference Processings, 23–28 May 2004, Denver, Colourado, American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Bethesda, Maryland

Bauer, M.E., Loffelholz, B.C., Wilson, B. (2007). Estimating and mapping impervious surface area by regression analysis of Landsat imagery. In Q. Weng (Ed.), Remote sensing of impervious surfaces, Boca Raton, Florida: CRC Press, 3–19.

Bezdek, J.C., Ehrlich, R., Full W. (1984). FCM: The fuzzy c-means cluster algorithm, *Computers and Geosciences*, **10** (2–3), 191-203.

Blazovich, L. (2005). (1943-) Szeged rövid története, Szeged Csongrád megyei levéltár, 317 p.

Boegh, E., Poulsen, R.N., Butts, M., Abrahamsen, P., Dellwik, E., Hansen, S., Hasager, C.B., Ibrom, A., Loerup, J.-K, Pilegaard, K., Soegaard, H. (2009). Remote sensing based evapotranspiration and runoff modeling of agricultural, forest and urban flux sites in Denmark: From field to macro-scale. *Journal of Hydrology*, **377** (3–4), 300–316.

Borel, C.C., Gerstl, S.A.W. (1994). Nonlinear spectral mixing models for vegetative and soil surfaces. *Remote Sensing of Environment*, **47**, 403-416.

Brussel, M.A., Belal, W.E., Rahman, M.M. (2003). Extracting urban road information from IKONOS high resolution imagery. In: Proceedings of the 4th international conference of urban remote sensing, Regensburg, Germany, 27-29 June 2003, 29-34.

Bruzzone, L., Smits, P.C., Tilton, J.C. (2003). Foreword special issue on analysis of multitemporal remote sensing images, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **41**, 2419–2422.

Budapest zöldfelületi rendszerének fejlesztési koncepciója és programja (2006). Pro Verde (egyeztetési dokumentáció), 102 p.

Büttner, G., Bíró M., Maucha ,G., Petrik, O. (2000) Land Cover mapping at scale 1:50000 in Hungary: Lessons learnt from the European CORINE programme. 20th EARSeL Symposium, 14-16 June 2000, Dresden Proceedings, 25-31.

Carlson, T.N., Arthur, S.T. (2000). The impact of land use–land cover changes due to urbanization on surface microclimate and hydrology: A satellite perspective. *Global and Planetary Change*, **25**, 49–65.

Carlson, T.N., Ripley, A.J. (1997). On the relationship between fractional vegetation cover, leaf area index and NDVI. *Remote Sensing of Environment*, **62**, 241–252.

Chabaeva, A.A., Civco, D.L., Prisloe, S. (2004). Development of a population density and land use based regression model to calculate the amount of imperviousness. ASPRS Annual Conference Proceedings, Denver, Colorado, May 2004 (Unpaginated CD ROM).

Chander, G., Markham, B.L. (2003). Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures, and Post-Calibration Dynamic Ranges, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **41** (11), 2674–2677.

Chavez, P.S., jr. (1996). Image-based atmospheric corrections - Revisited and Improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **62** (9), 1025-1036.

Chormanski, J., Voorde, T.V.D., Roeck, T.D., Batelaan, O., Canters, F. (2008). Improving distributed runoff prediction in urbanized catchments with remote sensing based estimates of impervious surface cover. *Sensors*, **8**, 910−932.

CLC2006 technical guidelines (2007). European Environment Agency, ISSN 1725-2237. 66 p.

Cloutis, E.A., (1996). Hyperspectral geological remote sensing: Evaluation of analytical techniques, *International Journal of Remote Sensing*, **17** (12), 2215-2242.

Cowen, D.J., Jensen ,J.R. (1998). Extraction and modeling of urban attributes using remote sensing technology. In: Liverman D., Morna E.F., Rindfuss R.R., Stern P.C. (eds) People and pixels: linking remote sensing and social science. National Academy Press, Washington, DC, 164-188.

Csorba, P. (1998). Debrecen városökológiai térszerkezete. Acta Geographica Debrecina 1996/97. Debrecen, Tomus XXXIV, 95-125.

Cracknell, A.P. (1998). Synergy in remote sensing – What's in a pixel? *International Journal of Remote Sensing*, **19**, 2025–2047.

Dash, J., Curran, P.J. (2004). The MERIS terrestrial chlorophyll index, *International Journal of Remote Sensing* **25,** 5403–5413.

Deakin, R. (1855). Flora of the Colosseum of Rome. London, VIII., 314 p.

Deelstra, T. (1994). Urban Ecologica Planning: Lessons from Europe. In: Wang, R., Yonglong (eds.) Urban Ecological Development. Bejing, China Environmental Science Press., 98-117

Donnay, J.P., Barnsley, M.J., Longley, P.A. (2001). Remote Sensing and urban analysis. In: Donnay J.P., Barnsley M.J., Longley P.A. (eds) Remote Sensing and Urban analysis. Taylor and Francis, London, 1-18.

Ellenberg, H. (1973). Ökosystemforschung. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 280. p.

Epstein, J., Payne, K., Kramer, E. (2002). Techniques for mapping suburban sprawl. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **68**, 913–918.

Faust, N.L. (1989). Image Enhancement. Volume 20, Supplement 5 of Encyclopedia of Computer Science and Technology. Ed. A. Kent and J. G. Williams. New York: Marcel Dekker, Inc., 416 p.

Feng, D., Chen, J.M., Plummer, S., Mingzhen, C., Pisek, J. (2006). Algorithm for global leaf area index retrieval using satellite imagery, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **44**, 2219–2229.

Fisher, P. (1997). The pixel: A snare and a delusion. *International Journal of Remote Sensing*, **18**, 679–685.

Flanagan, M., Civco, D.L. (2001). Subpixel impervious surface mapping. Proceedings of American Society for Photogrammetry and Remote Sensing Annual Convention, St. Louis, MO, 23−27.

Forster, B.C. (1985) An examination of some problems and solutions in monitoring urban areas from satellite platforms. *International Journal of Remote Sensing*, **6**: 139-151.

Foody, G.M., Lucas, R.M., Curran, P.J., Honzak, M. (1997). Non-linear mixture modelling without end-members using an artificial neural network. *International Journal of Remote Sensing*, **18**, 937−953.

Foody, G.M., Zhang, J. (2001). Fully-fuzzy supervised classification of sub-urban land cover from remotely sensed imagery: statistical and artificial neural network approaches. *International Journal of Remote Sensing*, **22** (4), 615-628.

Franke, J., Roberts, D.A., Halligan, K., Menz, G. (2009). Hierarchical multiple endmember spectral mixture analysis (MESMA) of hyperspectral imagery for urban environments. *Remote Sensing of Environment*, **113**, 1712−1723.

Gahegan, M., West, G. (1998). The classification of complex geographic datasets: an operational comparison of artificial neural networks and decision tree classifiers. In Proceedings of the 3rd international conference on geocomputation, University of Bristol, UK, 17–19 September.

Gallé, L. 1997: Human settlements: human and community ecology perspectives. Proceeding, Eco-Conference, Szabadka

Gallo, K.P., McNab, A.L., Karl, T.R., Brown, J.F., Hood, J.J., Tarpley, J.D. (1993). The use of a vegetation index for assessment of the urban heat island effect. *International Journal of Remote Sensing*, **14**, 2223-2230.

Gilabert, M.A., Garcia-Haro, F.J., Melia, J. (2000). A mixture modeling approach to estimate vegetation parameters for heterogeneous canopies in remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, **72**, 328-345.

Gillies, R.R., Carlson, T.N., Cui, J., Kustas, W.P., Humes, K.S. (1997) A verification of the 'triangle' method for obtaining surface soil water content and energy fluxes from remote measurements of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and surface radiant temperature. *International Journal of Remote Sensing*, **18**, 3145-3166

Gillies, R.R., Box, J.B., Symanzik, J., Rodemaker, E.J. (2003). Effects of urbanization on the aquatic fauna of the Line Creek watershed, Atlanta – A satellite perspective. *Remote Sensing of Environment*, **86**, 411-422.

Gillespie, A.R., Smith, M.D., Adams, J.B., Willis, S.C., Fischer, A.F. Sabol, D.E. (1990). Interpretation of residual images: spectral mixture analysis of AVIRIS. *Proceedings of the 2nd AVIRIS Workshop, 4-5 June 1990* (Pasadena, CA: JPL), 243- 270.

Green, A.A., Berman, M., Switzer, P., Craig, M.D. (1988). A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **26**, 65-74.

Gross, M., Oros, L., Winkler, P. (2010). Az ortofotó-térképek alkalmazási lehetőségei a KÜVET/BEVET állomány minőségének ellenőrzésére és javítására, *Geodézia és Kartográfia* **62** (5), 14-21.

Gulyás, Á., Kiss T. (2007). Városi élőhelyek és élőlények, In: Mezősi G. (szerk.) Városökológia. Földrajzi Tanulmányok Vol. 1. JATEPress, 119-147.

Harris, P.M., Ventura, S.J. (1995). The integration of geographic data with remotely sensed imagery to improve classification in an urban area. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **61** (8), 993-998.

Hall-Beyer, M. (2003). Comparison of single-year and multiyear NDVI time series principal components in cold temperate biomes, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **41**, 2568–2574.

Henits, L., Mucsi, L., (2010). Település beépítettségének mérése idősoros vegetációs index alapú elemzéssel, Geodézia és Kartográfia **62** (10), 10-17.

Henits, L., Mucsi, L. (2012). Analysis of connection between urban land cover and census districts using geoinformatics methods, *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment*, 2012, **6** (2), 52-67.

Heymann, Y., Steenmans, C., Croissille, G., Bossard, M., (1994). Corine Land Cover. Technical Guide. EUR12585 Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

Hu, X.,. Weng, Q. (2009). Estimating impervious surfaces from medium spatial resolution imagery using the self-organizing map and multi-layer perceptron neural networks, *Remote Sensing of Environment*, **113** (10), 2089–2102.

Ibrahim, M.A., Arora, M.K., Ghosh, S.K., (2005). Estimating and accomodating uncertainity through the soft classification of remote sensing data. *International Journal of Remote Sensing*, **22** (4), 253-270.

Jensen, J.R. (1986). Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective. 2d ed. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall, 379 p.

Jensen, J.R., Cowen, D.C. (1999). Remote sensing of urban/suburban infrastructure and socio-economic attributes. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **65**, 611-622.

Ji, C.Y. (2000). Land-use classification of remotely sensed data using Kohonen selforganizing feature map neural networks. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **66**, 1451−1460.

Karsten, M. (1986). Eine Analyse der phänologischen Methode in der Stadtklimatologie am Beispiel der Kartierung Mannheims. Selbstverlag des Geographischen Institutes der Universität Heidelberg, Heft 84, Heidelberg, 136 p.

Kavzoglu, T., Mather, P.M. (2003). The use of backpropagating artificial neural networks in land cover classification. *International Journal of Remote Sensing*, **24** (23), 4907−4938.

Kleeschulte, S., Büttner, G. (2006). European land cover mapping: the CORINE experience, in: North American land cover summit, AAG special issue, chapt. 4. J.H. Smith, ed. Association of American Geographers: Washington, DC, 31-44.

Klausnitzer, B. (1993). Ökologie der Großstadtfauna. 2. ed. G. Fischer, Jena Suttgart, pp. 454.

Kotliar, N.B., Wiens, J.A. (1990). Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogenity. *Oikos* **59**, 253-260.

KSH (2003). A nagyvárosok belső tagozódása Szeged, Központi Statisztikai Hivatal, Szeged, 2003, 84 p.

KSH (2012) Magyarország közigazgatási helynévkönyve, Központi Statisztikai Hivatal, Budapest, 2012,. 228 p.

Lányi, G. (2000). Településkörnyezet: a természet a településben in: Enyedi Gy (szerk): Magyarország településkörnyezete. MTA, Budapest, 99-151.

Lechner L. (1891). Szeged újjáépítése, Szeged, 2000. (hasonmás kiadás)

Leprieur, C., Kerr, Y.H., Mastorchio, S., Meunier, J.C. (2000). Monitoring vegetation cover across semi-arid regions: Comparison of remote observations from various scales. *International Journal of Remote Sensing*, **21**, 281−300.

Lillesand, T.M., and R.W. Kiefer, (1994). Remote Sensing and Image Interpretation Third Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York, N.Y., 750 p.

Liu, H., Huete, A.R. (1995). A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **33**, 457−465.

Lješević, M. (2002). Urbana Ekologija Beograd. Univerzitet u Beougradu Geografski Fakultet

Lu, D., & Weng, Q. (2004). Spectral mixture analysis of the urban landscape in Indianapolis with Landsat ETM+ imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **70**, 1053–1062.

Lu, D., Mausel, P., Brondizio, E., Moran, E. (2004). Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, **25**, 2365-2407.

Lu, D., Weng, Q. (2004). Spectral mixture analysis of the urban landscape in Indianapolis with Landsat ETM+ imagery, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **70,** 1053–1062.

Lu, D., Weng, Q. (2006). Spectral mixture analysis of ASTER images for examining the relationship between urban thermal features and biophysical descriptors in Indianapolis, Indiana, USA. *Remote Sensing of Environment*, **104**, 157−167.

Lu, D., Hetrick, S., Moran, E., (2010). Impervious surface mapping with QuickBird imagery. International Journal of Remote Sensing, **32** (9), 2519-2533.

Mari, L., Mattányi, Zs, Maucha G. (2001). Űrfelvételek alapján szerkesztett, különböző méretarányú felszínborítási térképek összehasonlítása a CORINE Land Cover program alapján. A földrajz eredményei az új évezred küszöbén, A Magyar Földrajzi Konferencia tudományos közleményei, Szeged, CD-ROM ISBN 963482544-3, 1-17.

Mari, L., Mattányi, Zs. (2002). Egységes európai felszínborítási adatbázis: A CORINE Land Cover program. - In: *Földrajzi közlemények*, **126** (50), 1-4., 31-38.

Markham, B.L. and Barker, J.L. (1986). Landsat MSS and TM post-calibration dynamic ranges, exoatmospheric reflectances and at-satellite temperatures. EOSAT Technical Notes, August

Marsh, S.E., Switzep, P., Kowalik, W.S. (1980). Resolving the percentage of component temains within single resolution elements, *Photogmmmetric Engineering and Remote Sensing*, **46** (8), 1079-1086.

Masek, J., Lindsay, F.E., Howard, S.N. (2000). Dynamics of urban growth in the Washington DC metropolitan area, 1973-1996, from Landsat observations, *International Journal of Remote Sensing*, **21** (18), 3473-3486.

McCall, G.J.H., DeMulder, E.F.J., Marker, B.R. (ed.) (1996). Urban Geoscience AGID Special Publication Series, No 20, Rotterdam,. 35-61.

Mezősi, G., Mucsi, L., Farsang, A. (1998). A városökológia szerepe a területi tervezésben Szeged példáján, Alföldi Tanulmányok – Nagyvárosok 1998/99, Nagy Alföl Alapítvány, Békéscsaba, 74-93.

Michishita, R., Jiang, Z., Xu, B. (2012). Monitoring two decades of urbanization in the Poyang Lake area, China through spectral unmixing, *Remote Sensing of Environment*, **117**, 3-18.

Mohapatra, R.P., Wu, C. (2007). Sub-pixel imperviousness estimation with IKONOS image: an artificial neural network approach. In Q. Weng & B. Rato (Eds.), Remote Sensing of Impervious Surfaces. FL: CRC Press, Taylor and Francis Group, 21–38.

Moran, M.S., Jackson, R.D., Slater, P.N., Teillet, P.M. (1992). Evaluation of simplified procedures for retrieval of land surface reflectance factors from satellite sensor output. *Remote Sensing of Environment* **41**,169-184.

Muchoney, D., Borak, J., Chi, H., Friedl, M., Gopal, S., Hodges, J., Morrow, N., Strahler, A. (2000). Application of the MODIS global supervised classification model to vegetation and land cover mapping of Central America. *International Journal of Remote Sensing*, **21** (6–7), 1115–1138.

Mucsi, L. (1996). A városökológia elmélete és gyakorlati alkalmazása Szeged példáján, PhD disszertáció. Kézirat Szeged, 92 p.

Mucsi, L., Kovács F., Henits L., Tobak Z., van Leeuwen, B., Szatmári, J., Mészáros, M. (2007).Városi területhasználat és felszínborítás vizsgálata távérzékeléses módszerekkel, In: Mezősi G. (szerk.) Városökológia, Földrajzi Tanulmányok 1. JATE Press, 43-65.

Mucsi, L., Henits, L., Unger, J. (2010). Analysis of the relationship between urban land use and urban heat island using RS methods In: 30th EARSeL Symposium, Paris, 155-163.

Nagy, I., Técsy, Z., Tózsa, I. (2000). Az alföldi települések környezetterhelésének vizsgálata. Földrajzi Értesítő – Hungarian Geographical Bulletin, **49** (3-4), 245-263.

Nagy, I. (2008). Városökológia, Budapest-Pécs, Dialóg Campus Kiadó, 336 p.

Nylander, W. (1866). Les lichens du Jardin du Luxembourg. *Bulletin de la Société botanique de France*, **13**, 364-372.

Oke, T.R., (1982). The energetic basis of urban heat island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, **108**, 1-24.

Peters, H. (1954). Biologie einer Großstadt – I. Die Großstadt als lebendige Einheit – Struktur und Funkction. –Dr. Johannes Hörning, Heidelberg

Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Tucker, C.J., Stenseth, N.C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change, *Trends in Ecology and Evolution*, **20**, 503–510.

Pu, R., Xu, B., Gong, P. (2003). Oakwood crown closure estimation by unmixing Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, **24**, 4433−4445.

Rashed, T., Weeks, J.R., Gallada M.S. (2001). Revealing the anatomy of cities through spectral mixture analysis of multispectral satellite imagery: a case study of the greater Cairo region, Egypt. Geocarto International, **16** (4), 5-15

Rashed, T., Weeks, J.R., Roberts, D., Rogan, J., Powell, R. (2003). Measuring the physical composition of urban morphology using multiple endmember spectral mixture models. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **69**, 1011–1020.

Ridd, M.K. (1995). Exploring a V–I–S (vegetation–impervious surface–soil) model for urban ecosystem analysis through remote sensing: comparative anatomy for cities, *International Journal of Remote Sensing* **16**, 2165–2185.

Roberts, D.A., Smith, M.O., Adams, J.B. (1993). Green vegetation, nonphotosynthetic vegetation, and soil in AVIRIS data. Remote Sensing of Environment, **44**, 255–269.

Roberts, D.A., Gardner, M., Church, R., Ustin, S., Scheer, G., Green, R.O. (1998). Mapping chaparral in the Santa Monica mountains using multiple endmember spectral mixture models, *Remote Sensing of Environment*, **65**, 267–279.

Sabol, D.E., Jr., J.B. Adams, and M.O. Smith, (1992). Quantitative subpixel spectral detection of targets in multispectral images, Journal of Geophysical Research, **97** (2), 2659-2672.

Sabol, D.E., Gillespie, A.R., Adams, J.B., Smith, M.O., Tucker, C.J. (2002). Structural stage in pacific northwest forests estimated using simple mixing models of multipectral images. *Remote Sensing of Environment*, **80**, 1–16.

Setiawan, H., Mathieu, R., Thompson-Fawcett, M. (2006). Assessing the applicability of the V–I–S model to map urban land use in the developing world: Case study of Yogyakarta, Indonesia. Computers, Environment and Urban Systems, **30** (4), 503–522.

Singer, R.B., McCord, T.B. (1979). Mars: large scale mixing of bright and dark surface materials and implications for analysis of spectral reflectance. In: 10th Lunar and Planetary Science Conference (pp. 1835– 1848). American Geophysical Union.

Sliuzas, R.V., Kuffer, M., Masser, I. (2010). The spatial and temporal nature of urban objects. In: Remote sensing of urban and suburban areas / ed. by T. Rashed, C. Jürgens. - Dordrecht : Springer, 2010. - 352 p. - (Remote sensing and digital image processing ; 10). ISBN 978-1-4020-4385-7., 67-84.

Small, C. (2001a). Multiresolution analysis of urban reflectance. Proceedings of the IEEE Workshop on Remote Sensing and Data Fusion of Urban Areas, 8 –9 Nov. 2001, Rome, Italy.

Small, C. (2001b). Estimation of urban vegetation abundance by spectral mixture analysis, *International Journal of Remote Sensing*, **22**,1305–1334.

Small, C. (2002). Multitemporal analysis of urban reflectance, *Remote Sensing of Environment*, **81**, 427–442.

Small, C. (2003). High resolution spectral mixture analysis of urban reflectance. *Remote Sensing of Environment*, **88**, 170–186.

Smith, M.O., Johnson, P.E., Adams, J.B. (1985). Quantitative determination of mineral types and abundances from reflectance spectra using principal component analysis. *Journal of Geophysical Research*, **90**, 792– 804.

Smith, M.O., Ustin, S.L., Adams, J.B., Gillespie, A.R. (1990). Vegetation in deserts: I. A regional measure of abundance from multispectral images, *Remote Sensing of Environment*, **31**, 1-26.

Strahler, A.H., Woodcock, C.E., Smith, J.A. (1986). On the nature of models in remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, **70**, 121–139.

Sukopp, H., Wittig, R. (1993). Stadtökologie. Fischer, Stuttgart-Jena-New York, p. 402

Sukopp, H., Trepl, L. (1995). Stadtökologie. In: Kuttler, W. (ed.) Handbuch zur Ökologie. Berlin, 391-396.

Szabó, Sz. (2009). Tájmetriai mérőszámok alkalmazási lehetőségeinek vizsgálata a tájanalízisben. Habilitációs értekezés, kézirat. Debrecen, 107 p.

Szeged megyei jogú város integrált városfejlesztési stratégiája (2008), Városrészek területi megközelítésű elemzése, Szeged, 2008, 100 p.

Timár, G., Lichtenberger, J., Kern, A., Molnár, G., Székely, B., Pásztor, Sz. (2006). MODIS-adatvétel az ELTE műholdvevő állomásán *Geodézia és Kartográfia*. **58** (11), 11-15.

Tucker, C.J., Sellers, P.J. (1986). Satellite remote sensing of primary production, *International Journal of Remote Sensing* **7**, 1395–1416.

Turner, B.L., Skole, D., Sanderson, S., Fisher, G., Fresco, L., Leemans, R. (1995). Landuse and land-cover change: Science and research plan. Stockhdm and Geneva: International Geosphere-Bioshere Program and the Human Dimensions of Global Environmental Change Programme (IGBP Report No. 35 and HDP Report No. 7).

Unger J., Sümeghy Z., Gulyás Á., Bottyán Z., Mucsi L. (1999). Modelling of the maximum urban heat island, In: De Dear R, Potter JC (szerk.) Proceedengs of the 15th Int. Congress of Biometeorology and Int. Conference on Urban Climatology.

Unger, J., Bottyán, Z., Sümeghy, Z., Gulyás, Á. (2000) Urban heat island development affected by urban surface factors. *Időjárás*, **104**, 253-268.

Unger, J., Sümeghy, Z., Zoboki, J. (2001) Temperaure cross-section features in urban area. *Atmospheric Research* **58**, 253-268.

Unger, J. (2007). A város éghajlat-módosító hatása – a szegedi hősziget, In: Mezősi G. (szerk.) Városökológia, Földrajzi Tanulmányok 1. JATE Press, 43-65.

United Nations (2012). World urbanization prospects the 2011 revision, World Urbanization Prospects, Department of Economic and Social Affairs (2012)

van der Meer, F. (1997). Mineral mapping and Landsat Thematic Mapper image classification using spectral unmixing, *Geocarto International*, **12** (3), 27-40.

van der Meer, F.D., de Jong, S.M. (2000). Improving the results of spectral unmixing of LANDSAT thematic mapper imagery by enhancing the orthogonality of end-members. *International journal of remote sensing*, **21** (15), 2781-2797.

Voogt, J. A., Oke, T. R. (2003). Thermal remote sensing of urban climates. *Remote Sensing of Environment*, **86**, 370−384.

Wagrowski, D.M., Hites, R.A. (1997). Polycyclic aromatic hydrocarbon accumlation in urban, suburban and rural vegetation. *Environmental Science and Technology*, **31**, 279-282.

Wang, F. (1990). Fuzzy supervised classification of remote sensing images, IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, **28** (2), 194-201.

Weidner, H. (1939). Die Großstadt als Lebensraum der Insekten, ihre Biotope und ihre Besiedlung. Verh VII. Intern Kongr Entomologie 2., 1347-1361.

Welch, R. (1982). Spatial resolution requirement for urban studies. Int J Remote Sensing **3**, 139-146.

Weng Q., Quattrochi, D. (2006). An introduction to urban remote sensing. In Q. Weng, & D. Quattrochi (Eds.), Urban remote sensing.: CRC Press/Taylor and Francis, 1-4.

Weng, Q., Hu, X. (2008). Medium spatial resolution satellite imagery for estimating and mapping urban impervious surfaces using LSMA and ANN. *IEEE Transaction on Geosciences and Remote Sensing*, **46** (8), 2397–2406.

Weng, Q., Lu, D. (2008). A sub-pixel analysis of urbanization effect on land surface temperature and its interplay with impervious surface and vegetation coverage in Indianapolis, United States. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, **10** (1), 68-83.

Weng Q. (2012). Remote sensing of impervious surfaces in the urban areas: Requirements, methods, and trends, *Remote Sensing of Environment*, **117**, 34-49.

Wentz, E. N. (1976). A Survey of the Literature of Optimum City Size. Urban System Group Report, Charlottesville: University of Virginia.
Wittig, R. (1991). Ökologie der Großstadtflora. UTB G. Fischer, p. 245
Winkler, P. (2003). Magyarország digitális ortofotó programja (MADOP) és nagyfelbontású digitális domborzat modell (DDM) az ország teljes területére. *Geodézia és Kartográfia*, **55** (12)
Wu, C., Murray, A.T. (2003). Estimating impervious surface distribution by spectral mixture analysis. *Remote Sensing of Environment*, **84**, 493−505.
Wu, C. (2004). Normalized spectral mixture analysis for monitoring urban composition using ETM+ imagery. *Remote Sensing of Environment*, **93**, 480−492.
Wu, C., Yuan F. (2008). Seasonal sensitivity analysis of impervious surface estimation with satellite imagery, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **73** (12), 1393–1402.
Yang, X. (ed) (2007). Urban Remote Sensing: Monitoring, Synthesis and Modeling in the Urban Environment. Wiley-Blackwell, p. 388 p., 6. p.
Yang, F., Matsushita, B., Fukushima, T. (2010). A pre-screened and normalized multiple endmember spectral mixture analysis for mapping impervious surface area in Lake Kasumigaura Basin, Japan. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, **65**, 479–490.
Yuan, F., Wu, C., Bauer, M.E. (2008). Comparison of spectral analysis techniques for impervious surface estimation using Landsat imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **74** (8), 1045–1055.
Yuan F., Bauer, M.B. (2007). Comparison of impervious surface area and normalized difference vegetation index as indicators of surface urban heat island effects in Landsat imagery, *Remote Sensing of Environment* **106**, 375-386.
Zha, Y., Gao Y., Ni, S. (2003). Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. *International Journal of Remote Sensing*, **24** (3), 583-594.
Zhang, J., Foody, G. M. (2001). Fully-fuzzy supervised classification of sub-urban land cover from remotely sensed imagery: Statistical and artificial neural network approaches. *International Journal of Remote Sensing*, **22** (4), 615−628.

Internetes hivatkozások:

ERDAS Field Guide (2010) ERDAS, Inc. Norcross – GA 30092-2500 USA p. 812, URL: http://geospatial.intergraph.com/products/erdasimagine/ERDASIMAGINE/ProductLiterature.aspx
Éghajlati adatsorok 1901-2000, Szeged, OMSZ, URL: http://owww.met.hu/eghajlat/eghajlati_adatsorok/sz/
http://glovis.usgs.gov
http://landsat.gsfc.nasa.gov/about/landsat5.html
http://landsat.gsfc.nasa.gov/about/tm.html
http://landsat.gsfc.nasa.gov/about/wrs.html
http://landsat.usgs.gov/LDCM_Landsat8.php
http://landsat.usgs.gov/products_productinformation.php
Mapping Guide for a European Urban Atlas, Document Version 1.1, 26 August 2010. URL: http://www.eea.europa.eu/data-andmaps/data/urban-atlas/mapping-guide/mapping-guidev1.1/at-download/file
RapidEye Satellite Imagery Product Specification, (2012) URL: http://www.rapideye.com/upload/RE_Product_Specifications_ENG.pdf
Space Imaging, 2001. URL: http://www.spaceimaging.com

8. Köszönetnyilvánítás

Szeretném témavezetőmnek, ***Dr. Mucsi Lászlónak*** megköszönni, hogy egyetemi tanulmányaim és doktori képzésem során kiemelt figyelmet szentelt szakmai és tudományos fejlődésemnek. Az évek során nyújtott iránymutatásai, támogatásai és bátorításai végigkísértek az elmúlt éveken. Olyan légkört sikerült teremtenie számomra, amelyben örömmel végeztem el a feladataim, illetve fejezhettem be a tanulmányaim. A doktori képzés évei alatt elsajátított ismeretanyag, és az a szemléletmód, amelyet átadott számomra, a jövőben is nagy segítségemre lesz az életben.

Szeretném *Mezősi Gábor*, tanszékvezető úrnak megköszönni a doktori dolgozattal kapcsolatos észrevételeit, tanácsait.

Továbbá szeretném az SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék dolgozóinak megköszönni az évek során nyújtott támogatásukat. Külön köszönettel tartozom *Tobak Zalánnak* és *Boudewijn van Leeuwennek*, akiket a felmerülő geoinformatikai problémák esetén bátran, és bármikor felkereshettem, ők örömmel voltak segítségemre. Továbbá szeretném megköszönni *Dr. Szilassi Péternek* a zöldfelületi rendszerek témakörében nyújtott segítségét, konzultációit.

Köszönettel tartozom *Dr. Geiger Jánosnak* a statisztikai vizsgálatokban való közreműködéséért.

Külön köszönettel tartozom a jelenlegi és volt doktorandusz hallgatótársaimnak, akiknek köszönhetően egy remek, vidám közösségben tölthettem el doktori képzésem éveit. Külön köszönettel tartozom *Benyhe Balázsnak*, PhD-s szobatársamnak, aki egyedülálló meglátásaival és szemléletmódjával segítségemre volt kutatásom legapróbb részleteiben is.

Továbbá szeretném megköszönni *Kasza Istvánnak* és *Boudewijn van Leeuwennek*, az angol fordításban való segítségét.

Köszönettel és hálával tartozom *szüleimnek*, hogy céljaim elérésében feltétel nélkül, teljes odaadással támogattak, továbbá példamutató nevelésüknek köszönhetően ilyen célok megvalósításáért küzdhettem. Hálával tartozom *testvéreimnek*, és *rokonaimnak* is, akik mindvégig támogattak, és nyomon követték doktori képzésem állomásait.

9. Summary

The aim of urban ecology is to examine the processes taking place in cities, to analyse and estimate their environmental and social effects with regard to the increasing amount of stress on the environment and the additional arise of conflicts and their sources.

In my Ph.D. thesis I have observed Landsat satellite images taken in a nearly 25-year long time span. These medium spatial resolution images, which have been available for free since the 1970s, possess homogeneous spatial and spectral resolution about the examined area. In the course of processing these images taken in a uniquely long programme, however, I had to solve several problems that arose during the procedure. Because of medium spatial resolution (30 metres) spectral mixed pixels may appear, that is, if the current Instaneous Field of View is bigger or similar in size to the observed objects the reflectance measured by the sensor may be the result of the interaction of the different components in the image. (1) In my Ph.D. thesis I managed to work out a methodology, by the aid of which the size of objects making up city landscape (roads, buildings, squares, parks etc.) and thus the spatial scale of reflectance of the city are also possible to determine.

I derived the general shape sizes based on a high-resolution RapidEye (5 metres) satellite image using the method of segmentation and examining morphometric parameters. The size of the shapes are typically between 475 and 1050 square metres in the Downtown area, 425 to 980 square metres in the inner residential area, 475 to 1100 square metres in the housing estate area, 475 to 1100 square metres in the industrial, while in the suburban residential area they are between 450 and 1050 square metres, respectively. (2) Furthermore, I managed to find out that the average shape size throughout the whole city area is between 400 and 1100 square metres. Taking this for my basis I concluded that in the case of 30 metres spatial resolution Landsat TM satellite images, because of 30 × 30 metre cell size, a great amount of spectrally mixed pixel may appear. Thus, by means of using traditional pixel-based classification, effective urban land cover mapping is not possible to execute.

(3) I succeeded in solving this problem via applying spectral mixture analysis (SMA) as by the aid of this subpixel-based classification method clear-cut, homogeneous surface cover (endmembers) ratios inside pixels are possible to determine. During my analysis I applied three endmember (impervious surface, vegetation, soil) normalised spectral unmixing and the results were fraction images belonging to the given land cover types. By this means the resulting land cover map of the total settlement area became finer than medium scale. By unsupervised (ISODATA) classification of the composites created from the fraction images I

could successfully establish a relation between urban land cover and land use, hence mapping urban land use in an objective, qualitative manner. (4) Since the class dividing lines of the V-I-S model created by **Ridd (1995)** are not valid in every case (as the classes were established on the basis of samples taken from ortoimages of Salt Lake City) I created a new triangular diagram by which land use mapping in Szeged was possible to carry out.

A further problem arises in the course of analysing time series from the fact that in the case of vegetation-based examination the foliage may overlay impervious surfaces differently in different seasons of the year, which, in the case of spectrally mixed pixels, can considerably influence the result. (5) By creating the vegetation map based on 8 Landsat TM satellite images taken in 1986, I managed to conclude that, because of vegetation changes taking place in the course of a year, a static NDVI image cannot be sufficient for mapping urban land cover. Furthermore, I succeeded in pointing out that there is a significantly negative relation (R^2=0,89) between yearly NDVI standard deviation and impervious surface ratio within pixels, which can be determined by the following equation:

$$y = (10{,}6 - 58{,}2 \cdot x)^2$$

y: percentage of impervious surface (0-100);

x: standard deviation calculated from NDVI.

Consequently, by employing the regression equation, although by applying several input images, and by the aid of traditional pixel-based classification I managed to extract information from sub-pixel level, therefore proving the possibility of mapping urban land cover via such method.

(6) I carried out analysing spatial and time series events taking place from the 1980s up to recent times on the basis of three images taken during summer (July 8, 1986; July 4, 2003 and July 10, 2011). I managed to establish such a territorial statistic database via ratio maps resulting from spectral unmixing, ranging from the 1980s up to recent times, which describes processes taking place in an urban environment in a quantitative manner and, additionally, provides information about the nature of the environmental changes. With the help of maps showing the changes and statistic series of data both related to census districts I monitored the construction of apartment complexes from the 1990s, the building of commercial, service and industrial complexes occupying up vast pieces of land from the 2000s and the growing amount of built-up density the suburban residential area with detached houses. (7) Cities, as a result of built-up, covered impervious surfaces, have a modifying effect on climate which manifests in a temperature difference between cities and the surrounding rural areas. By the aid of impervious surfaces ratio maps I managed to map the spatial distribution of the urban heat island from such input data that may provide more

accurate results about the ratio of built-up density than previous studies based on NDVI values. In heat island intensity maps derived from the fraction images taken at different times I succeeded in identifying heat surplus resulting from built-up density and cooling areas the keeping of which might be an important factor in shaping favourable human comfort sense for citizens.

(8) Based on the vegetation ratio map I managed to estimate the city's urban open space system from a qualitative aspect for each district of the city. On the basis of the fractional image of the vegetation I calculated such urban open space state indicators (urban open space size, ratio of biologically inactive surfaces, availability of urban open spaces) the characterization at district level of which in urban ecological studies due to lack of input data would be difficult to carry out.

Summary, it can be concluded that from medium spatial resolution Landsat TM satellite images, by using the adequate method, such data may be drawn that can provide urban ecology studies with accurate and up-to date spatial information. The nearly 40-year long time series that is available to users for free renders it possible to continually map and examine changes and the resulting conflicts and stress on the environment. As the specifications of satellite Landsat 8 (30 metre spatial resolution, similar spectral resolution), launched on 11 February, 2013, are compatible with previous Landsat satellites, its images open up new vistas for enlarging this database.