

Szegedi Tudományegyetem
Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék
Földtudományi Doktori Iskola

**TÁJDINAMIKAI VIZSGÁLATOK –
A TÁJHASZNÁLAT-VÁLTOZÁS ÉS REGENERÁCIÓS POTENCIÁL
ÖSSZEFÜGGÉSEINEK MODELLEZÉSE**
Doktori (PhD) értekezés

Duray Balázs

Témavezető:

Dr. Kevei Ferencné Dr. Bárány Ilona
Tanszékvezető helyettes egyetemi tanár

Szeged, 2009

TARTALOMJEGYZÉK

Ábra- és táblázatjegyzék	4
1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS	6
1.1. A tájhasználat-változás tájökológiai fogalmi keretei és irodalmi előzmények	6
1.2. A kutatás célja	12
2. KUTATÁSI TERÜLET BEMUTATÁSA	15
2.1. Dél-alföldi régió	15
2.2. Kis-Sárrét	22
3. ADATBÁZISOK	27
3.1. Felszínborítás	27
3.2. Talajinformációk	30
3.3. Területi statisztikai adatok	31
3.4. MÉTA adatbázis	31
4. ALKALMAZOTT KUTATÁSI MÓDSZEREK	35
4.1. A tájhasználat modellezése - a CLUE-S modell	37
4.1.1. Modellkalibrálás	41
4.1.2. A modell érzékenysége	46
4.1.3. A modell korlátai	47
4.2. Statisztikai elemzés	47
4.3. Geoökológiai térképezés	50
4.4. A kutatás lépései	56
5. EREDMÉNYEK	58
5.1. Tájhasználat-változás modellezése a Dél-Alföld régióban	58
5.1.1. Statisztikai analízis	58
5.1.2. Regressziós „hot-spotok”	61
5.1.3. Jövőbeni hasznosítás – Területi politikák, tájhasználati igény	63
5.1.4. Forгатókönyv eredmények	67
5.2. Kis-Sárrét Tájdinamikai vizsgálata	70

5.2.1. Kis-Sárrét élőhely-változásának modellje	71
5.2.1.1. Statisztikai analízis	71
5.2.1.2. Regressziós „hot-spotok”	72
5.2.1.3. Az élőhely-változás forgatókönyvei	75
5.2.2. Kis-Sárrét tájhasználat-változásának modellje	77
5.2.2.1. Statisztikai analízis	77
5.2.2.2. Regressziós „hot-spotok”	81
5.2.2.3. A tájhasználat-változás forgatókönyvei	81
5.2.3. Kis-Sárrét ökológiai regenerációs potenciáljának vizsgálata	84
5.2.3.1. Az ökotóp képző funkció	84
5.2.3.2. A természetvédelmi funkció	89
5.2.3.3. A természetvédelmi érték változásának modellje	91
6. KÖVETKEZTETÉS, KITEKINTÉS	97
6.1. A tájváltozás dinamikája	97
6.1.1. Tájhasználat	97
6.1.2. A tájhasználatot befolyásoló tényezők	98
6.1.3. Kis-Sárrét tájdinamikai vizsgálata	99
6.2. Kis-Sárrét ökológiai regenerációs potenciálja és optimális tájhasznosítása	101
6.3. A CLUE-S és a GÖT	103
Irodalom	106
MELLÉKLETEK	117
Összefoglalás	127
Summarise	132

Ábra- és táblázatjegyzék

1. ábra: Dél-Alföld régió kutatási terület	16
2. ábra: Kis-Sárrét kutatási terület	22
3. ábra: az adatmegjelenítés elve	27
4. ábra: A kutatási terület tájhasználatai	28
1. táblázat: Összevont felszínborítás	29
5. ábra: a) a mintaterület felszínborítása, b) összevont tájhasználati kategóriák és c) a MÉTA adatbázis területi elhelyezkedése	29
6. ábra: A mintaterület felszínborítása	30
2. táblázat: A mintaterület jellemző növénytársulásai	32
3. táblázat: A növénytársulások területi előfordulása (%)	33
7. ábra: Az ökotópok területi előfordulása (%)	34
8. ábra: A modell szerkezete	39
9. ábra: Helymeghatározási eljárás. A tájhasználat-változás raszteres térképen történő megjelenítése	39
10. ábra: A CLUE-S modell szerkezete (Veldkamp et al 2002)	40
11. ábra: Az iterációs eljárás elvi modellje (Verburg et al 1999)	44
12. ábra: A Dél-alföldi régió tájhasználati a) 1990-ben, b) 2000-ben és c) a szimulált eloszlás 2000-ben (a terület összesen 18306 km ² , a grid-cella 1 km ²) (jelmagyarázat a 4. ábránál)	45
4. táblázat: A szomszédosság értékkategóriái	53
5. táblázat: A gyakoriság értékkategóriái	54
6. táblázat: A veszélyeztetettség értékkategóriái	54
7. táblázat: A jelenlegi érték kategóriái	55
8. táblázat: a regenerációs potenciál értékkategóriái	55
9. táblázat: A természetesség foka és értékkategóriái	56
13. ábra: A tájhasználat-változás elemzésének kutatási sorrendje	57
10. táblázat: A regresszió analízis eredményei	59
14. ábra: A regressziós egyenlet illeszkedése	59
15. ábra: A Dél-Alföld régió „valószínűségi térképei”	60
16. ábra: Regressziós „hot-spot” térképek a szántó, legelő, erdő és természetes területekre. Piros szín jelöli az adott tájhasználat várható területnövekedését, a kék a területvesztést. A szürke területeken nincs változás.	62
17. ábra: A természetvédelmi területek és a várható tájdinamikai folyamatok alakulása. piros: természetes területek elhelyezkedése; kék: természetes területek eltűnése	63
18. ábra: a mezőgazdasági expanzió és a természetvédelmi politikán alapuló 5 scenárió	64
19. ábra: tájhasználati igények alakulása a Null scenárió (a), az 1 (b) és a 2 (c) esetén	65
20. ábra Tájhasználati konverziós szabályok a CLUE-S modellben	65
11. táblázat: a forgatókönyvek statisztikai kapcsolata Pearson-korreláció alapján	68

20. ábra: A vizsgált terület tájhasználat a) 2000-ben, illetve a b) Nulla- és a c) 2A szimuláció eredmények 2020-ban (jelmagyarázat a 4. ábránál)	69
21. ábra: a legelő tájhasználati típus jóvolt előfordulása (piros), illetve átalakulása más típusú tájhasználatba (kék) a) a Nulla és b) a 2A forgatókönyvek szerint	70
12. táblázat: Az élőhelyek kialakulását magyarázó változók	71
23. ábra: A regressziós egyenlet illeszkedése	72
24. ábra: Az élőhelyek valószínűségi térképe	73
25. ábra: Regressziós <i>hot-spot</i> térképek (Piros szín jelöli az adott élőhely előfordulásának valószínűségét, kék szín annak hiányát, szürke szín pedig ahol várhatóan nem történik változás)	74
26. ábra: A CLUE-S modellben alkalmazott konverziós szabályok	75
27. ábra: Élőhelyek területváltozása az a) 1 és b) 2 forgatókönyvek alapján	75
28. ábra: a) Kis-Sárrét ökotópjai 2005-ben b) 1 forgatókönyv élőhely változása 2020-ban és c) 2 scenárió élőhely változása 2020-ban	76
29. ábra: a) 1 szimuláció változásai (narancs szín: egyéb fátlan élőhelyből szikes terület, világoszöld: gyepterületből szikes terület); b) 2 szimuláció változásai (narancs szín: egyéb fátlan élőhelyből szikes terület, világoszöld: mocsári növényzetből szikes terület)	77
13. táblázat: a tájhasználat és élőhelyek korrelációs együtthatói	78
14. táblázat: A regressziós egyenletben szereplő változók	79
30. ábra: A regressziós analízis illeszkedés vizsgálatának eredményei	80
15. táblázat: a regressziós egyenlet prediktorai	80
31. ábra: A felszínborítás „regressziós <i>hot-spot</i> térképei”	81
32. ábra: természetvédelmi politikán alapuló 2 scenárió	82
33. ábra: Tájhasználati konverziós szabályok a CLUE-S modellben	82
34. ábra: 1B szimuláció eredménye	83
35. ábra: Az élőhelyek ökotóp képző értékei a GÖT (a,c,e,g,i,k) és a MÉTA (b,d,f,h,j,l) módszerek alapján	86
36. ábra: Az élőhelyek ökotóp képző (közép)értékei a GÖT (a) és a MÉTA (b) módszerek alapján	87
37. ábra: Ökotóp képző értékek a MÉTA és a GÖT módszer alapján	88
16. táblázat: Ökotóp képző kategóriák élőhelyek szerint	88
38. ábra: Az ökotópok természetvédelmi értékei	89
17. táblázat: Az ökotópok természetvédelmi értékei	90
39. ábra: A mintaterület természetvédelmi (közép)értékei GÖT-módszer alapján	90
40. ábra: A mintaterület természetvédelmi (közép)értékei MÉTA-módszer alapján	91
41. ábra: Kis-Sárrét természetvédelmi érték-kategóriái	91
18. táblázat: A regressziós egyenletben szereplő változók	93
42. ábra: A regressziós egyenletben szereplő változók illeszkedésértékei	94
19. táblázat: A természetvédelmi érték-kategóriák magyarázó változói	94
43. ábra A TVÉ-kategóriák valószínűségi térképe	95
44. ábra A TVÉ-kategóriák változása (piros területek a változás helyei)	96

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS

A dolgozat tárgyát képező kutatás a különböző társadalmi és gazdasági tevékenységek, valamint a természeti tényezők tájra gyakorolt hatásainak vizsgálatára irányul. Elsődleges céлом meghatározni a változásokat generáló legfontosabb faktorokat, elemezni a folyamatokban játszott kulcsfontosságú kölcsönhatásokat végül megérteni a tájváltozás dinamikáját és ily módon hozzájárulni a fenntartható tájgazdálkodási módszerek és a kidolgozásához. Olyan alapvető kérdésekre keresem a választ, mint: hogyan jelenik meg a tájhasználat-változás folyamata a társadalmi, környezeti és gazdasági komplex rendszerben elsősorban regionális szinten? Milyen fejlesztéspolitika generálja a táji változásokat napjainkban? Milyen optimális tájhasznosítási módszerek alakíthatók ki lokális szinten? Településszinten milyen adatgyűjtési módszer szükséges a tájhasználat-változás és annak társadalmi, környezeti és gazdasági vonatkozásainak jobb megismeréséhez? Milyen a természete, mértéke és kiterjedése a tájhasználat-változásnak Kis-Sárréten? Milyen társadalmi-gazdasági kölcsönhatások jellemzik Kis-Sárrét tájhasználat-változásait?

A kutatás a tájhasználat-változás komplex folyamatát helyezi előtérbe és egyidejűleg megkísérli a társadalmi és gazdasági szinteken lejátszódó változásokat is bevonni az elemzésbe. A módszer tájökológiai, társadalmi, környezeti és gazdasági folyamatok közötti interakciók vizsgálatán alapszik. A multidiszciplináris ismeretek szintézisének keresztül, a tájhasználat-változás folyamatainak elemzése és a változásokat eredményező legfontosabb társadalmi, környezeti és gazdasági tényezők feltárása megfelelő adatokat szolgáltat a tájhasználat-változás hatásainak meghatározásához. A Dél-Alföld régió területén tesztelt modell eredményeinek felhasználása lokális szintű elemzésekben a kis-sárréti mintaterületen elvégzett geoökológiai térképezési procedúra más szempontú újraértékelésekor valósítható meg.

1.1. A tájhasználat-változás tájökológiai fogalmi keretei és irodalmi előzmények

A felszínborítás és a tájhasználat fogalmak szoros kapcsolatából jelentős zavar keletkezhet. Egy adott felszínborítási típusból (pl: természetes vegetáció), a kiegészítő információk függvényében, számos tájhasználati forma következhet (pl: tájvédelem, rekreáció, vadászat stb.). Ezek az elemek – a légi fotók és műholdképek interpretációi révén – gyakran állnak a

távérzékelés fókuszában (Turner és Meyer 1994). Hasonlóan, egy bizonyos tájhasznosítási mód (pl: gabonatermesztés), jelenthet egy konkrét felszínborítási típust is (pl: kukorica vagy búza). A dolgozatban alkalmazott adatbázisok révén (mezőgazdasági felmérés adatai és a CORINE adatbázisai) a tájhasználat és felszínborítás fogalmak eltérő használatából következő értelmezési nehézségeket, illetve különbségeket kívánom csökkenteni. Ezek az adatok „tájhasználati szempontú felszínborításról” adnak információt, ezért a dolgozatomban is inkább a **tájhasználat** terminust használom. Az alábbiakban azokat a fogalmakat és a kapcsolódó szakirodalmat tekintem át röviden, amelyek a dolgozatban bemutatott tájhasználat-változás értékelés során a koncepcionális keretet jelentették.

A dolgozat alapjául szolgáló, a táj kutatásban mindinkább elfogadott álláspont szerint, a táj a természeti folyamatok és az emberi tevékenység „produktuma”, ezáltal a különböző hatóerők vektorainak eredőivel leírható. A táj karaktere a természeti folyamatok, és az emberi tevékenységek interakciójának mértékéről tájékoztat, a föld alapvető fiziognómiai profilja, amelyet a klíma, a geomorfológia, topográfia, a talaj, illetve a vegetáció és a tájhasználat határoz meg. Wascher (2005) szerint a **tájkarakter** három fő összetevője: a bio-fizikai fő szerkezeti elemek (geológia, talaj, domborzat, vízrajz); a vegetáció és tájhasználati foltok (erdők, parti vegetáció, mezőgazdasági földek, vonalas és pontelemek) és a kulturális elemek (települések és történelmi, kulturális emlékek, infrastruktúra, egyéb ember-építette objektumok). Ebben az értelemben a tájkarakter a bio-fizikai alapstruktúra és a tájhasználati foltok együttese. Az irodalmi források a **tájat** elvont és konkrét értelemben is használják, például egy hely esztétikai minőségének meghatározására a népi-tradicionális kultúra részeként, vagy mint a mozaikos szerkezetű táj ökológiai funkciójának a meghatározására is (ökológiai foltok, folyosók stb.) (Meinig 1979; Cosgrove és Daniels 1988; Forman 1995). E meghatározásokban közös, hogy a táj egyszerre jelenti a tájhasználati tevékenységet és a felszínborítást is. A tájban, mint viszonylag jól körülhatárolható, véges térbeli formációban, a különböző emberi tevékenységek egyszerre is jelen lehetnek. Ilyenkor az eltérő tájhasználatok gyakran versenyeznek egymással annak érdekében, hogy a lehető legértékesebb területen nyilvánuljanak meg. Ebben az esetben a táj minősége, értéke mindig arra a tájtípusra vonatkozik, amin az egyén vagy egy csoport tevékenykedik, illetve ahol a társadalmi, környezeti és gazdasági folyamatok lejátszódnak (Mather 1991).

A **tájhasználati** tevékenység továbbá úgy is meghatározható, mint az ember és környezete kölcsönhatásainak térbeli és időbeli eredője. Ennek mértéke és minősége nagyban függ a társadalom szervezettségétől és technológiai lehetőségeitől. Turner és Meyer (1994) szerint a tájhasználatot úgy is leírhatjuk, hogy a rajta élő ember milyen szándékkal és eszközzel kezeli földjét. Ez esetben a föld általában azt a fizikai környezetet jelöli, amelyet a kiterjedtség, a talajtípus, a klimatikus viszonyok, a vízrajzi jellemzők és a vegetáció típusa jellemez. Összességében tehát a tájhasználat antropogén beavatkozásra utal, valamilyen emberi akarat vagy szükséglet kielégítése céljából. Ilyen tájhasználati típusok lehetnek a szántóföldi növénytermesztés vagy a legeltetés, tehát a szó szerinti földhasználat is, de a termelőipari vagy városfejlesztési tevékenységek úgyszintén (Vink 1983). Egy tájhasználati tevékenység minél inkább beintegrálódik a regionális, nemzeti és nemzetközi folyamatokba, annál komplexebbé kezd válni. Bármely történelmi időszakban és társadalmi berendezkedéstől függetlenül a tájhasználatot az egyik legbonyolultabb kapcsolatrendszer szabályozza (Richards 1990).

Az ember, elsősorban az öfenntartás és a jólét céljából, folyamatosan alakította maga körül környezetét. Ilyen típusú beavatkozások például a települések létrejötte, a gyepek feltörése, az őshonos fajok újjáalakításának történő behelyettesítése vagy a területnyerés célzatú folyószabályozások is. Ezek a változások népességnövekedéssel és olykor a helyi társadalmi rendszerek megváltozásával is járnak. A **tájhasználat-változás** a társadalmi és fizikai-földrajzi rendszerek közötti folyamatos alkalmazkodás eredménye. E rendszerek dinamikája pedig a társadalmi, környezeti és gazdasági folyamatokon keresztül valósul meg. A tájhasználat-változás felgyorsulása összefüggésben van a társadalmi és fizikai környezet elemeinek növekvő sérülékenységével (Turner et al. 1990; Turner 1991; Krummer és Turner 1994; Turner és Meyer 1994), a jelenség természetével, dinamikájával, mértékével több kutató is foglalkozik (Thomas 1956; Simmons 1988; Mather és Sdaryuk 1991; Munton et al. 1992; Krummer és Turner 1994; Turner és Meyer 1994), egységes álláspontjuk, hogy a tájhasználat-változás nemcsak önmagában lényeges, hanem a társadalom – környezet - gazdaság rendszerben játszott szerepe miatt is.

Ma a fenntartható tájgazdálkodást célzó tervezési és döntéshozatali mechanizmusok számos kihívással állnak szembe. A tájhasználat-változás kutatása épen ahhoz járul hozzá, hogy a döntéshozók hatékonyabban és fenntartható módon tervezhessék, igazgathassák a minket

körülvevő társadalmi, környezeti és gazdasági rendszert. Egy adott térség tájhasználatának megváltozása ugyanis egyszerre jelent lehetőségeket és korlátokat is a fenntartható tájgazdálkodás számára. A változások szoros kapcsolatot mutatnak a társadalmi és fizikai rendszerek fejlődési folyamataival, amelyeknek bizonyos jellemzői módosulhatnak, illetve ki is cserélődhetnek egymással. E rendszerek dinamikája tehát összességében a társadalmi, környezeti és gazdasági folyamatokban nyilvánul meg. A táj módosulása alatt Skole et al (1994) a funkciójában vagy struktúrájában bekövetkező változásokat, az átalakulása alatt pedig egy adott felszínborítás másikkra történő kicserélődését érti, ahol az előbbi fogalom inkább kapcsolódik a tájhasználat változásához, az utóbbi pedig a felszínborítás változásához.

A szakirodalom a tájhasználat és a felszínborítás változásait generáló társadalmi-gazdasági, intézményi és környezeti faktorokat, általánosságban, a tájváltozás **hajtóerőinek** nevezi (a nemzetközi szakirodalomban '*drivers*' vagy '*driving forces*'). Ezek az erők úgynevezett közvetlen, illetve megerősítő okokra bonthatók (Antrop 1997; Adger és Brown 1994; Blaikie et al. 1994; Turner and Meyer 1994). A közvetlen hajtóerők, mint például az erdőirtás, az urbanizáció folyamata vagy a mezőgazdasági tevékenységek, direkt beavatkozást jelentenek a fizikai környezetbe. A megerősítő típusú hajtóerők vagy más néven eredő okok az egyén vagy társadalmi csoportok tájmódosító, illetve kölcsönhatásban álló cselekedeteit jelentik (Blaikie et al 1994), tehát azok a folyamatok, illetve társadalmi, gazdasági, technológiai, intézményi és kulturális faktorok, amelyek megerősítik a közvetlen okokat (Geist és Lambin, 2002). Ezek a tényezők persze sokkal finomabbak és komplexebbek annál, mintsem könnyen alkalmazhatók legyenek a tájhasználatot befolyásoló társadalmi rendszerek teljes leírásában (Adger és Brown 1994; Krummer és Turner 1994).

A változások épp úgy a helyi társadalmi és térségi adottságok függvényei, mint a regionális, illetve nemzeti szintű hatásfolyamatoké is. A tájhasználatban bekövetkező változásokat generáló **hajtóerők** a globálistól a lokális szintig fejtik ki hatásukat. Az előbbieket úgy is definiálhatjuk, mint „olyan magasabb szinteken lejátszódó folyamatok, amelyek viselkedésüket tekintve figyelmen kívül hagyják a helyi sajátosságokat” (Turner 1991). Ezzel szemben a regionális és lokális hajtóerők sokkal dinamikusabbak, komplexebbek és erősen függenek a szűkebb térség sajátosságaitól. Mindemellett Krummer és Turner (1994) megjegyzi, hogy bizonyos globális szinten érvényesülő hajtóerők nem tükröződnek vissza a regionális vagy a lokális szinteken. A regionális és lokális hajtóerők sokkal dinamikusabbak,

komplexebbek és erősen függenek a szűkebb térség sajátosságaitól. A változásokat kiváltó okok egymásra folyamatosan hatnak, azok csak a társadalmi-gazdasági és környezeti kontextusban vizsgálhatók teljes körűen (Turner és Meyer 1994).

Összességében a tájhasználatban bekövetkezett változások magukban hordozzák a lehetséges következményeket is, amelyek lehetnek pozitívak és negatívak is, sőt, az egyik félnek, csoportnak, közösségnek vagy társadalmi rendszernek egy bizonyos hatás pozitív, a másiknak negatív is lehet (Tress 2005; Bennett 1976).

A hazai tájökölógiai kutatásokat egyes szerzők – a legrégebbi múltra visszatekintő tájökölógiai iskolaként – a tájhierarchia és tájfoltok, illetve a táji funkciók vizsgálataként értelmezik (Mezősi 2004). A táj-, illetve földértékelés nemzetközi és hazai eredményeit Lóczy (2002) monográfiája foglalja össze. A táji adottságokat fokozottan figyelembe vevő országos földértékelés Géczy nevéhez fűződik (Géczy 1968), amely a talajadottságokon túl, egyéb földrajzi és klimatikus paraméterek ismeretében határozta meg egy adott növény termesztésének táji alkalmasságát. Az indikációs módszer kidolgozásán túl, további újítása volt Géczynek, hogy a természeti mellett humánföldrajzi tényezőket is számba vette (a piactól való távolság, a szállítási lehetőségek vagy a munkaerő-potenciál). Adott mezőgazdasági terület különböző földrajzi karakterekkel parametrizált termőhelyi értékszámának (Fórizs J.-né et al 1971) használata már egy modernebb értékelési rendszert tett lehetővé, hangsúlyozva a talajtérképezés földértékelésben betöltött fontosságát. Matematikai modellezés eredményeit is felhasználó földértékelési eljárás volt Magyarország agroökölógiai potenciáljának felmérése (Láng I. et al. 1983), mely a klímaév típusok szerinti körzetesítés és a talajok termékenység szerinti osztályozása tekintetében volt újító jellegű. A tájértékelés a *komplex táj kutatás* részeként erős hazai szakirodalomra támaszkodik. A legfontosabb mérföldkövek a tájpotenciál fogalmának bevezetése és a táj kutatás alkalmazott irányainak hangsúlyozása mellett (Marosi és Szilárd 1963) a komplex szemléletmód elterjedése (Ádám 1968) voltak. A hatvanas évek agrogeölógiai felmérései fokozatosan fejlődtek agroökölógiaivá (Lóczy 2002), amely folyamat egyik fontos hozománya az ökoгеográfia hazai elméleti megalapozása volt (Góczán 1972). Szintén Góczán nevéhez fűződik az első környezetminősítő eljárás módszertanának kidolgozása (Góczán 1984), amely a talajértékszám-rendszer analógiájára alakít ki rangsorszámrendszert. Bár a módszer paraméteres eljárása újszerű volt, a növénytermesztési célja túl általános és a

részeredmények nem integráltak. E hibák kiküszöbölése végett dolgozta ki Lóczy Dénes az általános termőképességet országos léptékben feltáró módszerét (Lóczy 1989). Az 1980-as években előtérbe került holisztikus szemlélet a táj számszerű adatokkal alátámasztott monografikus jellegű leírását eredményezte (Marosi és Somogyi 1990). Az ökológiai szemléletű *tájrendezés* feladatait és a tájökológia elméleti kérdéseit Csemez, Csima és Mőcsényi főként a tájépítészet felől közelítették meg (Csemez 1996; Csima 1993; Mőcsényi 1968). Alapvető tudományos munkák születtek a táj érzékenységének kutatásával kapcsolatban (Kerényi és Csima 1999).

A tájháztartás földrajzi információs rendszerben történő komplex vizsgálatát végezték el Mezősi vezetésével a Szegedi Tudományegyetem (akkor József Attila Tudományegyetem Természetföldrajzi Tanszékének) munkatársai (Mezősi és Rakonczi 1997) a paraméteres tájmodellezés és a geoökológiai térképezés német módszertanának hazai adaptációja és továbbfejlesztése az utóbbi évtized egyik legjelentősebb eredményének tekinthető a tájszerkezeti kutatások terén. Ebben a munkában jelentős hangsúlyt kap a táj természetvédelmi potenciáljának új típusú értékelési rendszere, amely a biogén és abiogén összetevők parametrizációs eljárással összegzett analízisét jelentette (Keveiné Bárány 1997). Dolgozatomban szintén e megközelítést használom, megkísérelve annak modell-szemponitú továbbfejlesztését.

A FIR táj kutatásban való elméleti és gyakorlati alkalmazása szintén jelentős hazai múlttal rendelkezik (Kertész 1997; Zentai 2000; Detrekői és Szabó 1995). Az utóbbi években szaporodtak meg a táj eltartó képessége antropogén hatásra bekövetkező változásának tájökológiai szemléletű kutatásai (Csorba 1995, 1996, 1997). Ezek a kis léptékű területeket érintő folyamatorientált táj elemzések főként a táj működése és az emberi beavatkozás hatásának mérésére irányulnak.

A hazai ökológiai, illetve természetvédelmi értékelésekben a fajonkénti, valamint az élőhely-értékelés honosodott meg. A fajonkénti ökológiai mutatókat főleg a termőhelyek minősítésénél használták fel (Simon és Seregélyes 1999; Soó 1963). Az élőhely-értékelés egyik legkiemelkedőbb hazai projektje a Nemzeti Biodiverzitás-monitoringozó Rendszer (Fekete G. et al. 1997).

Az utóbbi évtizedek jelentős tájökölógiai kutatási iránya a táji erőforrások és tájpotenciálok optimális kihasználása érdekében zajló regionális szemléletű funkcionális táj kutatás volt (Keveiné Bárány 2000; Marosi 1980).

A tájhasználati rendszerek bizonyos elemeit vizsgáló elméletek leginkább az ökológia és gazdaságtudományi diszciplínákból eredeztethetőek, ezeken belül is valamely agrártudományi teórián nyugszanak (Boserup, 1965; Pender, 1998). Jelenleg még sincs egy mindent átfogó, integráló elmélet a tájhasználat-változás folyamatának kutatásához (Lambin et al. 1999), a meglévő diszciplínák egyike sem tudja önállóan leírni a tájhasználat során bekövetkező változékonyságokat és a folyamat dinamikáját. A meglévő tudományos elméletek és empirikus ismeretek integrálásával egy új igazi transzdiszciplína létrehozása szükséges, amellyel a jövő tájhasználat-változásai optimálisan prognosztizálhatóvá válhatnak.

1.2. A kutatás célja

A disszertációban bemutatott kutatás célja egyrészt az elmúlt másfél évtized tájhasználat változásainak a bemutatásán keresztül, a változásokkal kapcsolatos társadalmi, környezeti és gazdasági folyamatok fő összefüggéseinek meghatározása és a tájhasználat-változás, valamint a fenntartható természetvédelmi-agrárgazdálkodási tevékenységek közti kapcsolatok jobb megértése. A módszer regionális léptékű alkalmazhatóságát követően a kis-sárréti mintaterület regenerációs potenciáljának elemzésén keresztül szeretnék javaslatot tenni a terület optimális, fenntartható tájgazdálkodására.

Az alkalmazott interdiszciplináris módszertan lehetőséget ad a jelenlegi természetvédelmi állapotok meghatározására, mezőgazdasági és természetvédelmi területeken egyaránt, valamint a mintaterület természetvédelmi- és agrárpolitikájának tájra gyakorolt hatásának vizsgálatára. Ahhoz, hogy jobban megértsük a tájhasználat-változás és a fenntartható természetvédelmi, illetve agrárgazdálkodási tevékenységek közötti kapcsolatokat, olyan módszerekre van szükségünk, amelyek révén pontos ismeretet kaphatunk a tájdinamika természetéről. Az ilyen típusú mintaterületek hazai vizsgálatok alapvető feladat a táj változásainak vizsgálatára épülő modellek magyarországi alkalmazhatóságának meghatározása, a táji folyamatok időben és térben megfigyelhető, más országoktól alapvetően eltérő magyarországi sajátosságainak a kiemelése. A tájökölógiai kutatások és e

munka egyik kihívása a társadalmi hasznosítás lehetőségeinek meghatározása céljából az alapstruktúrák feltárása. Céлом, a tájhasználat-változás folyamatait elemző elméletek integrált értékelésén keresztül meghatározni a változásokat. Közöttük a legfontosabb társadalmi, környezeti és gazdasági tényezők meghatározása, továbbá a tájhasználat-változás hatásainak becslése és különböző scenáriók alapján a területhasználatot alakító politika természetvédelmi funkcióra kifejtett hatásainak elemzését is célul tűztem ki.

A kutatás középpontjában a társadalmi-gazdasági folyamatok ökotópokra gyakorolt hatásainak jobb megértése áll, és további cél az így szerzett információk táji léptékben való kutatási hasznosítása. A folyamatorientált változókkal egy olyan empirikus modell alkotható meg, amelyben a változók hatásgeneráló erejükénél fogva képesek előrejelteni a jövőbeni területhasználat térbeli mintázatát. A módszer a jelenleg elterjedt földrajzi modelleknél pontosabb statisztikai összefüggéseket ad, valamint betekintést nyújt a változást generáló folyamatok (hajtóerők) természetébe is, fontos eszközt szolgáltatva ez által a területtervezésben dolgozó döntéshozó számára.

A doktori értekezés a kutatás céljából legjobban alkalmazható, az eddig kidolgozott elméleti vagy gyakorlati szempontú tájhasználat-változás modell és módszer ismertetése és használata, illetve a – a hazai sajátosságok kiemelésével – a magyarországi viszonyokra való alkalmazhatóságának vizsgálata. Ez utóbbi nem csak a modell szemszögéből értendő, hanem kiemelten a táji folyamatok időben és térben megfigyelhető, a külfölditől alapvetően eltérő alakulását tekintve is.

A dolgozatban bemutatott kutatási eredményekkel két mintaterületen lezajló tájhasználat-változás okainak és következményeinek a feltárásához kívánok hozzájárulni. A disszertációban a makroszinten működő mintázat-orientált módszert kívánom egyesíteni mikroszintű módszerekkel. Ez esetben a makroszintet a Dél-Alföld régió jelenti, ahol a fő céloom a tájhasználati típusok megváltozásáért „felelős” faktorok meghatározására felhasználni és hazai viszonyok között is alkalmazhatóvá tenni egy olyan új típusú módszert, amely ezeket a komplex tájrendszert leíró és modellező faktorokat integrálja, összehasonlítja egymással és a változás mechanizmusába is betekintést nyújt.

Az elemzés mikroszintű célterülete a Körös-Maros Nemzeti Park (KMNP) védett Kis-Sárrét részegysége, ahol már a 18. századtól folyamatos átalakuláson ment keresztül a táj. A

tradicionális ártéri gazdálkodástól a folyószabályozás eredményeként teret nyert szántóföldi növénytermesztésen keresztül a halgazdálkodásig számos módosító hatás érte már a területet. E változások követése a térség területfejlesztési politikáját is minősíti. Olyan kérdésekre kaphatunk választ, mint adott tájhasználati mód mennyire felel meg a tájházartási adottságoknak, illetve gazdaságilag életképes tevékenységnek számít-e a természetvédelmi területeken ez a hasznosítás? Másodsorban a kutatás eredményei adalékkal szolgálnak a tájhasználat-változás és a társadalmi, környezeti, gazdasági folyamatok közötti interakciók jobb megismeréséhez. A kapott eredmények javíthatják a tájat érintő tervezési, igazgatási és döntéshozási mechanizmus során alkalmazott technikákat. Az adatforrások tájtervezésben (de tágabb értelemben társadalmi, környezeti és gazdasági tervezésben) történő felhasználásának előnyei, hátrányai és az alkalmazás lehetőségei is meghatározhatók. A kutatás tárgyát képező kis-sárréti mintaterületen bemutatott módszer egyben analógia is, amely jól alkalmazható más hasonló vagy éppen eltérő adottságú térségekre egyaránt.

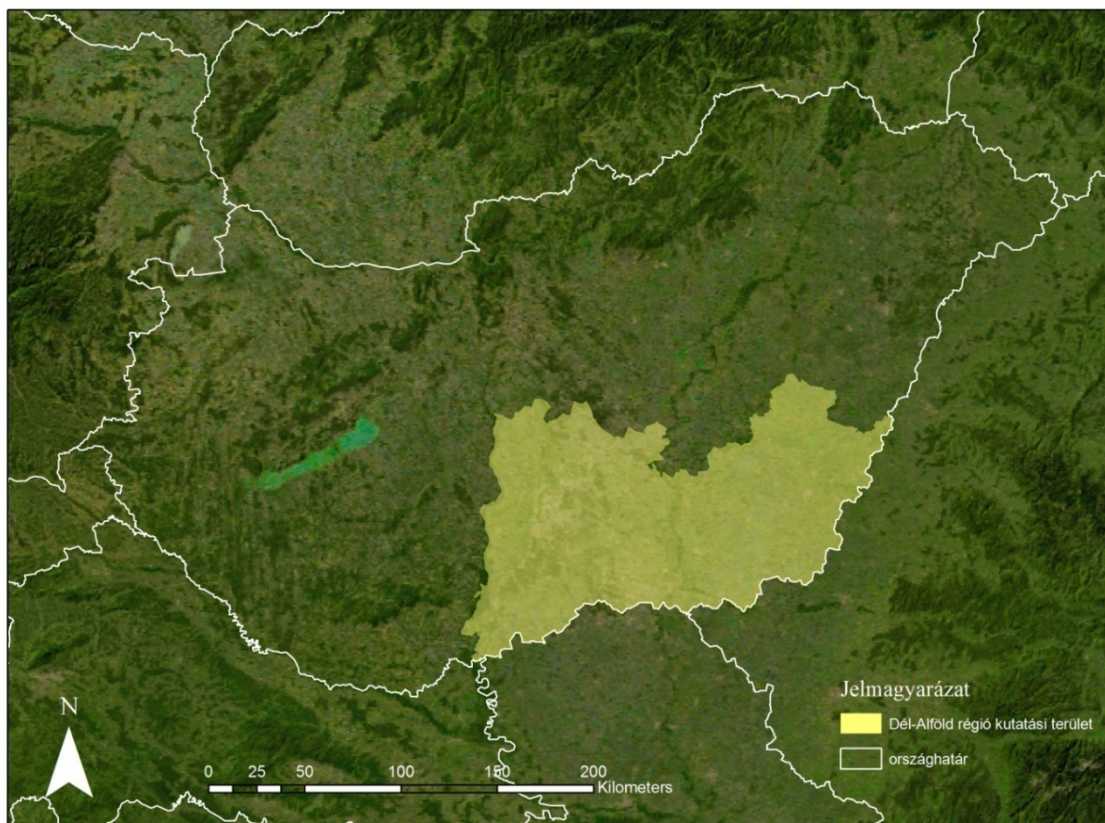
A kutatás eredményei a Kis-sárréten lejátszódó tájhasználat- és élőhely-változás hatásainak és humán-ökológiai következményeinek megállapításával, a regenerációs potenciál meghatározásával, továbbá a folyamatok szintézise során kapott eredmények felhasználásával egy, a jövőbeni optimális tájgazdálkodás javaslatának a kidolgozására nyújt lehetőséget.

2. KUTATÁSI TERÜLET BEMUTATÁSA

A kutatás két területi egységen folyt. A módszer hazai viszonyok közötti adaptálása és alkalmazhatóságának vizsgálata a Dél-Alföld régió statisztikai térségében történt. Ezt követően a tájdinamikai és regenerációs potenciálemlézések, a nagyobb léptékben kalibrált és ökológiai szemléletben kiegészített modellel, Kis-Sárrét mintaterületen valósultak meg. Az alábbi fejezetben e két kutatási terület a kutatás szempontjából legfontosabb természetföldrajzi és földhasználati jellemzőit tekintem át többnyire a Központi Statisztikai Hivatal adatbázisai (KSH T-STAR 2004, KSH AMÖ 2004), Magyarország kistájainak katasztere (Marosi és Somogyi 1990) felhasználásával, valamint Duray és Hegedűs (2004, 2005) korábbi tanulmányai alapján.

2.1. Dél-alföldi régió

Hazánk hét régiója közül legnagyobb a Dél-alföldi régió, amely síkvidéki jellege ellenére változatos, természeti kincsekben gazdag terület (1. ábra). A térség ökoszisztémái az Alföld nagytáján belül hat földrajzi közép-tájegységbe tartoznak.



1. ábra: Dél-Alföld régió kutatási terület

A Dél-Alföld területén a kontinentális éghajlat jellemző, a napfénytartam itt a legkedvezőbb hazánkban, ugyanakkor a régió az ország szárazabb térségei közé tartozik. Sok helyen aszályos mikroklíma alakult ki, amely az esőzések csökkenésében jól kimutathatóan érvényesül a globális felmelegedéshez köthető szárazodás is, melynek okai egyrészt a klímaváltozásban, másrészt a helytelen környezet- és agrárgazdálkodásban keresendők.

A régió mintegy harmadát kitevő Békés-csanádi löszháton az ország legjobb minőségű talajai találhatóak, amely egyben meg is határozza a térség fontos mezőgazdasági jellegét.

A Dél-Alföld a felszín alatti **víz készletet** illetően aránylag kedvező adottságokkal rendelkezik. A rétegek vízszolgáltató képessége ugyan területenként és mélységtartományonként is változó, de a több száz méter vastagságú folyóvízi üledéksor a régió nagyobb részén lehetővé teszi a kellő mennyiségű és jó minőségű felszín alatti vizek kitermelését.

A porózus üledékek a szénhidrogének kivételével igen nagy mennyiségű **hévíz készletet** tárolnak. Ezek hasznosítása már hosszabb idő óta folyik a régióban (lakások, üvegházak fűtése). Becslések szerint a Dél-Alföldön található a hazai hévíz készlet majd 40%-a.

A régió adottságaiban a **felszíni vizek** szempontjából meghatározó a Duna és a Tisza jelentősége. Hazánk első két folyója aszimmetrikusan osztja ketté a régiót. Szerepük a mai felszín kialakításában is meghatározó volt, napjainkban pedig az évente átlagosan szállított 100 milliárd m³-nyi vízmennyiség jelentős erőforrásnak számít. Komoly problémát – árvízveszélyt – jelent ugyanakkor a folyók meglehetősen szélsőséges vízszállítása.

A Dél-Alföld területének közel felét veszélyeztetik a **belvizek**, vagyis az időszakos vízborítások. Ezek rendszerint a folyók menti mélyebb fekvésű, ritkábban a hátsági jellegű területeken jelentkeznek. A belvizek előfordulása igen szeszélyes, a belvizes periódusokat hosszú, több éves száraz időszakok követhetik.

A Dél-Alföld természeti erőforrásai tekintetében kiemelkedő értéket képvisel az itt található **szénhidrogén**-vagyon. A régió mai felszíne az ország legmélyebb területe. A medencealjzat relatív kiemelkedéseivel kapcsolódó földtani csapdákban halmozódtak fel hazánk legjelentősebb szénhidrogénkészletei, melyek feltehetően a kitermelés növekvő nehézségeinek és költségeinek dacára még évekig lehetővé teszik a termelést.

A régió ásványi nyersanyagai között említésre érdemes még a jelentős mennyiségű folyami **homok**, valamint az ipari célokra például a téglagyártásban, fazekas iparban jól hasznosítható **agyagféleségek**

A térség természeti környezetének meghatározói a Duna, a Tisza és a hozzá kapcsolódó folyók, holtágak, és a védett területek. Ezek egyrészt lehetőséget adnak a zöldfolyósó-rendszerek kialakítására, másrészt rekreációs potenciált is képviselnek.

Az egykori **természetes növénytakaró** csak kisebb foltokban tanulmányozható a régióban, mert azt az intenzív tájhasználat a nyugati részen szőlőkkel és gyümölcsösökkel betelepített parcellákká, a keleti részen szántóknak helyet adó kultúrsztyeppé formálta az eredeti tájat. A homokvidéken a potenciális erdőtársulás pusztai- sziki tölgyesei, a homokpusztarétek és a homoki legelők, többsége védettséget élvez. Az elmúlt időszakban problémát okozott, hogy az erdőfoltok, fasorok, erdősávok felszámolásával egyrészt ökológiai folyósók szakadtak meg, és ezzel az elkülönült életközösségek sebezhetősége megnőtt, másrészt a szárazodás és a helytelen talajhasználat miatt a vidék kopárabbá vált. A táj csak a régió nyugati homokvidékén őrizte meg kiegyensúlyozottságát a változatos szőlő-, gyümölcs-, kert- és erdőhasznosítással.

A természetes vegetáció több megmaradt foltjának biztosítanak védelmet a különböző szintű védett területek. A Dél-alföldi régió területének több, mint 6%-a áll természetvédelem alatt. A Kiskunsági Nemzeti Park a Körös-Maros Nemzeti Park és a Duna Dráva Nemzeti Park egyes területei tartoznak a régióba. Az országos jelentőségű védett területek együttes nagysága az országos érték közel 25%-a. Szerkezetében a nemzeti parkok 80%-kal, a tájvédelmi körzetek 18%-kal, a természetvédelmi területek pedig 2%-kal vesznek részt. A helyi védettségű területek több mint 5000 ha-t tesznek ki, ami a régió területének megközelítőleg 5%-a.

A Dél-Alföld sajátos hangulatú tájain a természetföldrajzi adottságok szükségessé tették a területek egységes természetvédelmi kezelését. Ezt a feladatot az 1997 januárjában - hazánk hetedik nemzeti parkjaként - megalakult Körös-Maros Nemzeti Park (51125 hektár) látja el. Működési területe magába foglalja Békés megye területét, Csongrád megye Tiszától keletre eső területeit, valamint a Dévaványai-Ecsegi puszták és a Körös-ártér Jász-Nagykun-Szolnok megyébe eső részeit. Az Igazgatóság védett terület kezelését, fenntartását és fejlesztését

végzi. A terület két, egymástól jellegében jól elkülöníthető részre osztható: a Körösvidékre és a Békés-Csanádi löszhátra. Kiemelt feladat a kiterjedt szikes puszták, a még meglévő mocsármaradványok, a fellelhető természetes és természetközeli erdők védelme. A régi folyómedrek környékén az ott kialakult pusztai területeknek, az egykori löszpuszták maradványainak, valamint a Maros-ártér értékeinek megóvása tekinthető elsődlegesnek.

A Körös-Maros Nemzeti Park mindössze 5 éves múltra tekinthet vissza, ennek ellenére pozitív változás érzékelhető a környező településeken. A természetvédelem tevékenységének ismertsége és elismertsége is nőtt, a települések – különösen a kistelepülések – általában értékelik és igénylik a nemzeti park által végzett fejlesztéseket. Ugyancsak jelentős az igény a települési iskolák részéről is. A nemzeti parkok térségét tekintve az igazgatóságok meghatározó jelentőségű tényezők különösen az idegenforgalom és a környezetvédelmi nevelést szolgáló tevékenységek vonatkozásában.

A Dél-Alföld és megyéi helyzetét az ország mezőgazdaságában és erdőgazdálkodásában az egyes művelési ágak országoshoz való legfontosabb viszonyszámai illusztrálják.

A legfeltűnőbb, hogy 2003-ban az ország szőlőültetvényeinek csaknem harmada (2003-ban 31,9%-a) a régióban koncentrálódott, ebből kimagaslóan Bács-Kiskun részesedik (28,7%; Békés részaránya viszont elenyésző: 0,1%). A szőlőterületek csökkenése (az országos trendnek megfelelően) 1990 és 2003 között Bács-Kiskunban is felgyorsult, és a kultúra területe mintegy harmadával esett vissza.

A gyümölcsstermesztés területén is Bács-Kiskun emelkedik ki az országos termőterület 11,0%-ával, de jelentős Csongrád részesedése is (4,4%). Az 1990 és 2003 közötti időszakban nem túl nagymértékben, de az országos bővülést némileg meghaladva a gyümölcsös területe mindkét megyében növekedett.)

Relatív magas a halastavak aránya a térségben: az országos összes tóterület 26,3%-a található itt (ezen belül Csongrádban 12,0%-a). A halastavak összes kiterjedése Csongrádban és Békésben is az országos növekedésnek megfelelően csaknem negyedével nőtt a 2003 előtti bő évtizedben. Bács-Kiskunban 2003-ban a nádas aránya kiemelkedő (az országos terület 15,5%-a), de bővülése 1990 óta kisebb ütemű (136%), mint országosan (149%; Békésben pedig visszaesés tapasztalható).

A legmarkánsabb művelési ág (volumene miatt) a szántóhasznosítás. A Dél-alföldön, az állam területének 19,9%-án az ország szántóinak 22,8%-a számszerűsíthető (2003-ban 1028 ezer hektár). A régióban relatíve Békés megye emelkedik ki: az állam területének 5,8%-án az összes szántó 8,7%-a található itt. (Megjegyzendő, hogy a statisztikai nyilvántartás időközbeni változásai miatt a szántó-, a kertág, valamint a művelés alól kivett terület mutatói csak tájékoztató jellegűek lehetnek, sőt, mindez némileg akadályozza a gyümölcssterületek pontosabb értékelését).

A skála másik végén az erdősültség szerepel. Regionális szinten az erdő aránya 2003-ban az országos mindössze 12,8%-a. Kirívóan alacsony Békés részesedése (0,7%), de Csongrád is (2,5%) a sereghajtók között van, Bács-Kiskun részesedése 2003-ban 9,6% (alig többi, mint a megye területi aránya). Az 1990 utáni erdősítés üteme azonban mindhárom megyében az országos mintegy háromszorosa (évi átlagban csaknem 1%).

A fentiekkel korrelál az egyes művelési ágak régiók közötti és régió belüli relatív alakulása.

A **mezőgazdasági terület aránya** a Dél-alföldön (2003-ban az összes területből 71,5%) némileg magasabb az alföldi átlagnál (70,6%), s legmagasabb a magyarországi régiók között. A megyéket tekintve Békés aránya (81,7%) a csúcst jelent az ország megyéi között is.

A mezőgazdasági hasznosításon belül a *szántó aránya* némileg eltérő területi képet mutat. A régió (55,6%) ez esetben is a legmagasabb arányt képviseli országosan. A térségen belül a szántó aránya az összes földterületből Békésben a legmagasabb (72,4%) – ami országosan ismét első helyet jelent –, Csongrádban pedig kiemelkedő (58,2%). Bács-Kiskun szántóterületének alacsonyabb arányát az magyarázza, hogy itt jelentősek a *gyepsterületek*, és országos összevetésben itt a legmagasabb a *szőlőterületek* aránya (3,1%, szemben az alföldi és az országos egyaránt 0,9-1,0-os részesedéssel). Bács-Kiskunban ugyanakkor az *erdősültség* foka is viszonylag magas (19,7%), míg Békésben országosan a legalacsonyabb (2,3%).

Békésben találjuk a legmagasabb, 90% fölötti *szántóarányokat*: a Békési-háton Gerendáson és Pusztaföldváron, a Békési-síkon Kétsopronyban, Kamuton, Hunyán és Kardoson, továbbá a Békési-háton Nagybánhegyesen. Összességében a Békési-síkon és a Békési-háton a legjobb a szántó átlagos minősége (több településen ez meghaladja a hektáronkénti 40 Ak értéket is). Békésben 50%-nál kisebb szántóarányal csak Geszt, Biharugra és Szabadkígyós rendelkezik.

Csongrádban a 90%-ot Árpádhalom mutatója haladja meg a Békési-háton. A Csongrádi-síkon Kövegy, a Marosszögben Óföldségek szántórészesedése emelkedik ki. A megyében Apátfalva és Földségek átlagos szántóminősége a legmagasabb (Csongrádi-sík). Móraalmi, Szegedi és Kistelek környékén található a legkiterjedtebb olyan területek, ahol a szántó átlagos részesedése 45% alatti.

Bács-Kiskunban a szántó aránya és főleg minősége összességében jóval alacsonyabb a csongrádi mutatóknál is, s mindössze Bácsbokod, Bácsborsód és Tataháza szántóaránya (és - minősége) emelkedik ki a Bácskai löszös síkságon. Kiskunhalas és Kiskőrös környékén a települések zömében a szántóhasznosítás nem haladja meg a 25%-ot.

A *kert+gyümölcsös+szőlő együttes területi aránya* Bács-Kiskun homokháti területein dominál. Ezen összevont mutatón belül a megyében a szőlő abszolút túlsúlyban van. A Kiskunsági-homokháton Csengőd és Tabdi, a Bugaci -homokháton Soltvadkert, Kecel és Kiskőrös indexei haladják meg a 20%-ot. Orgovány (Kiskunsági-homokhát) szintén jelentős szőlőtermelő község. Csongrádban Pusztamérges mérhető „bács-kiskuni” mércével: a kert+gyümölcsös+szőlő együttes aránya itt 23,7%. Számottevő e kultúrák művelése még Móraalmi, Szeged és Kistelek térségének néhány településén a Dorozsma–Majsai-löszősháton. Békésben a kert és az ültetvények aránya elenyésző.

A *gyepterületek* (rét+legelő) aránya – az erdő arányának viszonylag alacsony értékei miatt is – általában a szántóterületek „inverzét” mutatja. Természetesen Bács-Kiskun emelkedik ki e téren. A Solti-sík, a Kiskunsági- és a Bugaci-homokhát, valamint a Dorozsma-Majsai- és a Kiskunsági-löszőshát településeiben a legmagasabb a gyepterületek aránya. Csongrádban Nagylak, (Marosszög), Nagytőke (Körösszög), és Pusztaszer (Dorozsma–Majsai-löszőshát) gyepterületi arányai emelkednek ki. Békésben Szabadkígyós (nagy részét Békési-sík) és Körösnagyharsány (Kis-Sárrét) mutat magas arányt, de viszonylag jelentős füves területek találhatóak még a Dévaványai-sík és a Körös-Sárrét további településeiben.

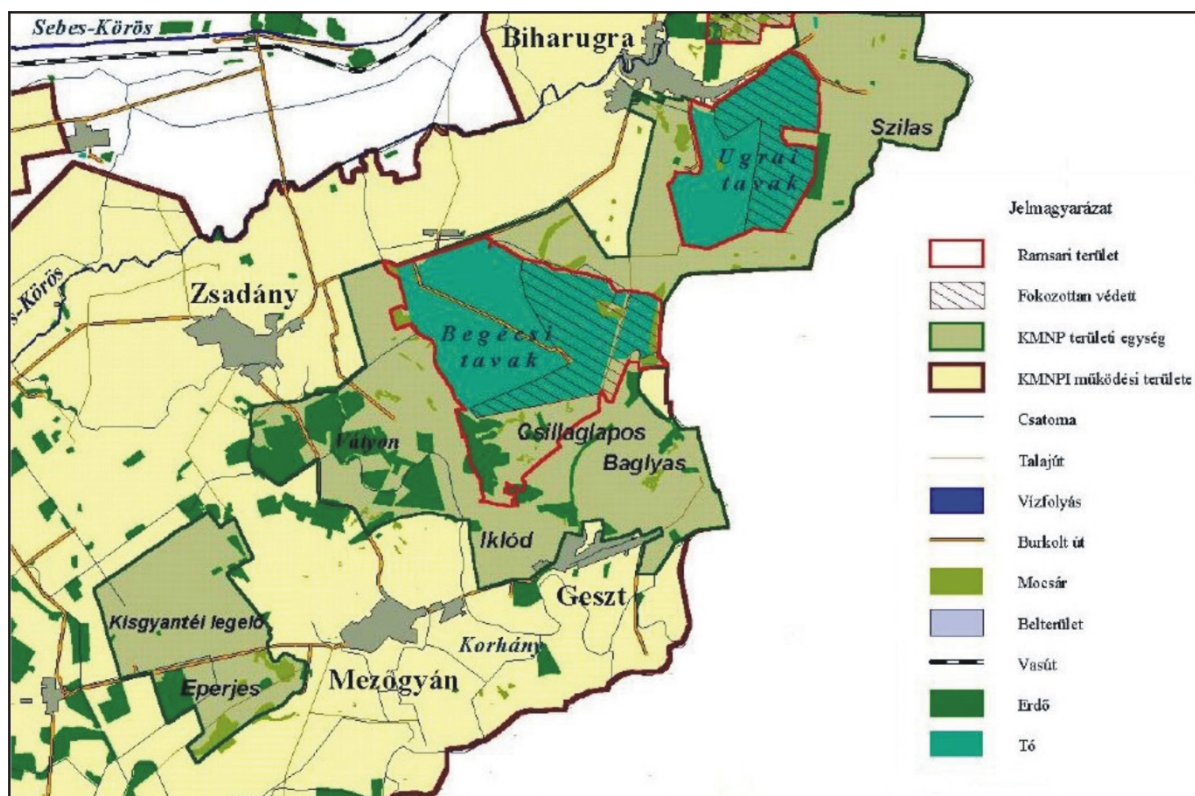
Az *erdőterületek* alakulása azonban Bács-Kiskunban némileg sajátos képet mutat. A megye középső és északi részén az erdőterületek arányai nagyjából követik a gyepterületek arányait, míg a megye déli, bácskai részein az erdők lényegében a szántók alternatívái. Elsősorban a Bácskai löszös síkság, a Dorozsma–Majsai-löszőshát és a Bugaci-homokhát településeinek jelentős részében jellemző az erdőterületek magas, egyharmad fölötti aránya.

Messze kiemelkedik Érsekhalma erdősültsége (71,2%). Csongrádban a Dorozsma–Majsai-lőszősháton elhelyezkedő erdőterületek említhetők. Békésben csak Bélmegyer és Doboz (Körösmenti-sík) erdősültsége jelentős arányú. A Békési- és a Csanádi-háton viszont szinte nincs település, ahol az erdő aránya elérné a 2%-ot.

A művelésből kivont terület aránya általában a közigazgatási terület valamiféle átlagos „urbanizáltsági” arányáról ad információt. (A 2003 évi mezőgazdasági statisztika ebbe a kategóriába sorolja a belterületeket is, valamint a belterületeken található olyan mezőgazdasági területeket, amelyeken gyakorlatilag saját fogyasztásra való termelést folytatnak.) Igaz, ez egészen mást jelent a jelentős külterületi infrastruktúrával (nem mezőgazdasági külterülettel) rendelkező nagyobb városok, és mást a kishatárú „aprófalvak” esetében. Így kerülhetnek egy kategóriába Bács-Kiskunban Baja (22,6%) és Dunaegyháza (31,3%), Csongrádban Szeged (28,6%) és Ferencszállás (23,7%), Békésben pedig Orosháza (17,2%) és Kétegyháza (16,3%). A művelés alól kivont terület arányából tehát messzemenő következtetéseket nem lehet levonni, az azonban megállapítható, hogy a legalacsonyabb értékeket mutató területek (Bács-Kiskun középső és déli településeinek többsége, továbbá Békés középső és déli-délnyugati vidékei), azonosak az intenzív mezőgazdasággal, valamint a legjobb minőségű szántókkal jellemezhető területekkel.

2.2. Kis-Sárrét

A Kis-Sárrét a Sebes-Körös hordalékkúpjának déli lábánál elhelyezkedő alacsonyártéri síksági kistáj, 85-95 m tengerszint feletti magasságú felszínekkal. A kistáj a Körösi süllyedéknek elnevezett hegylábi süllyedék egyik részmedencéjét alkotja (2. ábra).



2. ábra: Kis-Sárrét kutatási terület

A **felszín kialakulása** az Alföld medencealjazatának feldarabolódásával létrejött szerkezeti egységek különböző időben és mértékben történő megsüllyedésével kezdődött (Szabó F.1973). A Körös-medence süllyedése a pliocénben indult meg, mértéke meghaladta a környező területekét. A süllyedést követő transzgresszió eredménye a néhol 3000 métert is meghaladó pliocén üledék.

A középtáj felszínét csaknem teljes egészében holocén folyóvízi üledékek építik fel. A Körösököt övező homok, iszap, iszapos agyag öntésföldek a legfiatalabb képződmények. A folyóhátakon és a hordalékkúpokon jelentkező iszapot és homokot tartalmazó löszszerű üledék holocén korú. Egemásba szakadó vizenyős rétek, kisebb-nagyobb mocsarak,

helyenként nyílt víztükrök uralták a táj képét (Somogyi 1969), amely a holocéntól a folyószabályozásokig nem sokat változhatott.

A vizenyős, mocsaras területek kialakulásában jelentős szerepe volt a folyóhátaknak, az egykori folyóhálózat morfológiai maradványainak. A folyószabályozások előtt ármentes térszínek voltak, vonalaikat a rajtuk ülő települések és kunhalmok rajzolják ki.

A múlt század folyószabályozásai, a lecsapoló csatornák megépítése és az 1905-ben megkezdett tókialakítási munkák gyökeresen megváltoztatták a táj arculatát, a korábbi természetes táj csak kis foltokban maradt meg. A 80-as évek meliorációs munkálatai és a korábbi antropogén beavatkozások a vizes élőhelyek fokozatos kiszáradásának folyamatát indították meg. A tervezett újabb beavatkozások már a természetes állapot visszaállítására irányulnak.

Az ökotópok működésében egyik legfontosabb környezeti faktor, a **talaj**. A földtani, domborzati, éghajlati viszonyok által meghatározott talajtípus alapvetően módosíthatja a táj mikroklímáját, vízgazdálkodását és mindenek előtt az arra jellemző növénytakaságok és biotópok kialakulását. Természetesen ez fordítva is igaz, a talaj kialakulásában az azzal érintkező élővilág szintén fontos szerepet játszik.

A főként folyóvízi üledék eredetű alapkőzetre ártéri és mocsári rétegek települtek. Valamennyi talajtípusa vízhatás alatt képződött. A védett terület 44%-án szikesek 34%-án réti talajok, 12%-án lecsapolt síkláp, öntés réti talajok találhatóak. A szikes talajok közül a réti szolonyecsek, sztyeppesedő réti szolonyecsek és a szolonyeces réti talajok alkotják a fő talajtípusokat. A réti talajok löszös üledéken alakultak ki, homokos vályog és vályogos homok mechanikai összetételűek, 0,5-3 % szerves anyagot tartalmaznak.

A terület **vízrajza** rendkívül változatos. A Körös-Maros Nemzeti Park Kis-Sárrét részegysége a Sebes-Körös 2500 km²-es részvízgyűjtő területén található. A folyó a DK-ÉNy-i csapásirányban az Alföldre kifutó Király-erdő és a Réz-hegység vonulatainak vizét gyűjti össze és viszi a hegylábi süllyedékbe. A domborzati és lejtésviszonyokat, valamint azt a körülményt figyelembe véve, hogy a határon túli vízgyűjtőrésszel csapadék a forrásvidéken az 1200 mm-t is meghaladja, nyilvánvaló, hogy a Körösök vízjárását teljes egészében az ottani terület vízháztartási viszonyai irányítják.

A Kis-Sárrét egykor a meder nélküli Sebes-Körös és mellékvizei által táplált összefüggő mocsár volt, amit Mezőgyán, Biharugra, Szeghalom, Vésztő, Békés, Gyula és Sarkad fog közre. A XVIII. sz. végétől a lakosságot veszélyeztető, egyre gyakoribb árvizek, és a termőhely-csökkenés az 1860-as években a Sebes-Körös új mederbe terelését eredményezte. Ettől kezdve az egykori ártéri tájképet holtágak, kiszáradt vízfolyások, fokok, nedves hajlások, valamint magasabb, szárazabb hátaik, rétek, és legelők mozaikos rendszere jellemezte.

A fajlagos lefolyás minimális, 0,5-1 l/s km² között változik. A lefolyási tényező is nagyon alacsony (0,2-0,5%-os), K-ről Ny felé csökken.

A Begécsi- és a Biharugrai-halastavak vízrajzi szempontból Kis-Sárrét központi területét alkotják. A halastavak építése a volt Urbari-köz-legelő és Nagy-Szik területén, 1905-ben kezdődött. Jelenlegi területük 2020 ha, ebből 1657 ha nyílt vízfelület, 262 ha nádas. Éves vízforgalmuk optimális esetben közel 60 millió m³ lenne, amely elegendő a tavak feltöltéséhez és a folyamatos vízcseréhez. A valóságos vízforgalmat azonban a Sebes-Körös vízállása és a csapadékmennyiség határozza meg, így a tényleges vízfelhasználás 40-50 millió m³.

A terület kisebb vízfolyásokban, csatornában rendkívül gazdag. A halastavakat a Sebes-Körös 55.280 fm szelvényénél induló Biharugrai-tápláló-csatorna látja el vízzel, mintegy 3 m/s mellett. Ez végighalad az Biharugrai- és a Begécsi-halastavak gerincén. A halastavak lecsapolása három irányba történik. Az Biharugrai-halastavak vizét az Ugra-Szilasi-csatorna a Holt-Sebes-Körösbe szállítja. A Begécsi-halastavakat az É-ről megkerülő Simatói-csatorna, illetve a D-ről megkerülő Nagytóti-Toprongyos-csatorna csapolja le. A két csatorna a Zsadány-Biharugra műúttól K-re egyesül és északi irányba haladva a Holt-Sebes-Körösbe torkollanak.

Kutatási területen, Biharugrától ÉK-re találhatóak a fokozottan védett Ugri- és Sző-rét mocsárfoltok. Ezek a Kis-Sárrét maradványai, lefolyástalan területek, amelyek vízutánpótlásukat jelenleg kizárólag csak a csapadékból nyerik, de esetlegesen a Biharugrai-Tápláló-csatornából mesterséges vízpótlásuk is megoldható.

Mezőgyántól és Gesztől D-re folyó Korhány-csatorna alkotja a vízrendszer gerincét, amelyhez az érhálózat szervesen kapcsolódik. Az országhatárt átlépő csatornák a Pánt-ér,

Nagytóti-Toprongyos-csatorna, a Csíkos-ér, Inándi-csatorna, Holt-Korhány. Ezek valószínűleg a Sebes-Körös által korábban rendszeresen elárasztott Kis-Sárrét Romániába is átnyúló vízfolyás-rendszerének maradványai. Jelentős részüket vízrendezési munkálatok még nem érték, ezért fontos táj- és kultúrtörténeti értékek.

A felszín alatti vizek elhelyezkedését, a víztartó rétegek előfordulása határozza meg. A Kis-Sárrét teljes területe finomszemű folyóvízi üledékekből épült fel és a jó felszíni vízellátás következtében talajvízben gazdag (alföldi viszonylatban). A Sebes-Körös környéki talajvizekre a pleisztocén rétegekben magasabb, a holocén rétegekben mélyebb talajvízállás jellemző.

Nagykerek-i-Újiráz-Biharugra háromszögében a Sebes-Körös hordalékkúpjának peremén 3 m-nél sekélyebb a talajvíztükör. Az évszakos ingadozások méternyi nagyságrendűek, sőt a csapadékos és száraz évek szintkülönbsége még ennél is nagyobb (3-4 m). A talajvíz időszaki áradása a terület csaknem teljes egészét veszélyezteti.

Egymás szomszédságában különböző kémiai összetételű talajvizek is előfordulnak. A terület elgátolt süllyedék jellegével jár együtt a talajvíz pangása, gyenge lefolyása, aminek következtében itt sok a nagy sókoncentrációjú talajvíz. A sótartalom az elzártabb területeken az 5000 mg/l - t is elérheti. Elsősorban a nátrium-szulfát és a klór magas részaránya jellemzi, ami fokozza a szikesedési hajlamot a talajokban. Szintén a felszíni morfológiai helyzettel és az áramlási irányokkal hozható összefüggésbe a talajvizek összes keménysége, amely a 100 n.k.f.-ot is eléri.

A Kis-Sárrét rétegvizeinek háromnegyede 0,5 mg/l-nél nagyobb vastartalmú és csak 4%-ban kevesebb a megengedett vastartalomnál (0,2 mg/l alatt).

A talajvíz kedvezőtlen vegyi összetétele és helyenkénti fertőzöttsége miatt igen sűrű ártézi kúthálózat épült ki. A számottevő kútsűrűség ellenére az ártézi víz feltártsága alig 24 l/p/km².

A tájfejlődés és a tájökölógiai rendszer igen fontos tényezője a **klíma**, mivel a többi tényezőre jelentős hatással van. Az évi középhőmérséklet 10,2 °C az évi csapadékösszeg 560-590 mm, a vegetációs időszak csapadékmennyisége 320-340 mm, a napsütéses órák száma 2000 óra, ebből a nyári napsütéses órák száma 800, a téli 180 óra. Az uralkodó szélirány az É-i és a D-i. Az átlagos szélesség 2,5 m/s. A terület az Alföld szárazodási tendenciájának

megfelelően aszályos, szélsőséges csapadékeloszlású, arid jellegű mezoklíma jellemzi, ezen belül kiemelkedően fontos a szikes területek sajátos, a környezetéhez képest is szélsőségesebb éghajlati értékekkel jellemezhető mikroklimája.

Kis-Sárrét **élővilága** a táji adottságoknak megfelelően alakul. A Pannóniai Flóratartomány (Pannonicum) Alföldi Flóravidéke (Eupannonicum), Tiszántúli Flórajárásához (Crisicum) tartozó vidék 300 magasabb rendű, köztük 40 védett, valamint 3 fokozottan védett növényfaja található itt. A faunát tekintve a terület a Közép-dunai faunakerület, Alsó-Tiszavidékéhez tartozik. A vízrendezésekkel járó mocsárlecsapolás, belvízelvezetés illetve a rétek feltörése, az erdők kitermelése, valamint a nagyarányú műtrágyázás és növényvédelem hatására a korábban nedves laposok, kiszáradtak, a nedves biotópok fokozottan veszélybe kerültek. Biharugrán és környékén – úgymint az ország más, hasonló területein - kis területre szorultak vissza a nedves térszíni növénytársulások, közöttük a nádasok, mocsarak, lápok és rétek. Ezért a terület élővilága degradálódott, sok faj eltűnt, s ma már csak az átalakított természeti viszonyok által meghatározott feltételek állnak rendelkezésre. Biharugra térségében a korábbi nedves térszínen kialakított halastavak az átvonuló madarak több tízezres csapatának biztosítanak átmenetileg pihenésre kedvező biotópot.

Kiemelkedő értéket képvisel a terület madár és emlősfaunája. Országos, illetve nemzetközi védelmet élvező madárállomány fészkelő, átvonuló és pihenő helye; a vadlúd-, vadréce- és partimadár-vonulás Dél-alföldi központja. A védett területek igen értékes vörös listás madárfajok fordulnak elő. A Radványi-erdőben (Radvani) található gémtelep madarainak jelentős része Magyarországon táplálkozik. A kolónia 350-400 pár bakcsóból, 80-90 pár szürke gémből és néhány pár kiskócsagból áll. A terület 1996-tól Ramsari terület, míg a környék egésze az Európai Jelentőségű Madárélőhelyek közé tartozik. Békés megye legnépesebb vidra-populációja (*Lutra lutra*, eszmei értéke: 250.000 Ft) is itt található, illetve a geszti templom és kastély a fokozottan védett és országos értéknek számító csonkafülű denevér (*Myotis emarginatus*) populációjának ad otthont, közösen a nagy patkósdenevér (*Rhinolophus ferrumequinum*) kolóniával.

3. ADATBÁZISOK

Egy adott felszínborítás és a földhasználat kialakulása a geofaktorok (talajjellemzők, klíma és topográfia) által determináltak (Turner et al., 1990), a módosulás térbeli elhelyezkedésére és kiterjedésére pedig különböző társadalmi tényezők hatnak. A tájhasználati mintázatokat magyarázó változókról szóló szakirodalomra támaszkodva (Turner et al. 1993; Turner et al. 1994, Kaimowitz és Angelsen 1998) a mintaterületre vonatkozó lehetséges prediktorok kiválasztására és térbeli információik összegyűjtésére került sor. A változók teljes listáját az 1. számú melléklet tartalmazza. A kiválasztott változók Földrajzi Információs Rendszerben (FIR) alkottak egy egységes adatbázist. Az adatok megjelenítése és feldolgozása térinformatikai rendszerben (ArcGIS) történt. Az analízis megkönnyítése végett az adatok konvertálása egy egységes raster-hálóba történt, amelynek pixelmérete a két mintaterületen 100, illetve 36 ha. Mivel az alkalmazott modell kis térskálán működik, ezért a függő változóként megjelenő tájhasználati típusok, a konvertálás során, egy pixelnek megfelelő vizsgálati egységbe kerültek besorolásra. (3. ábra)

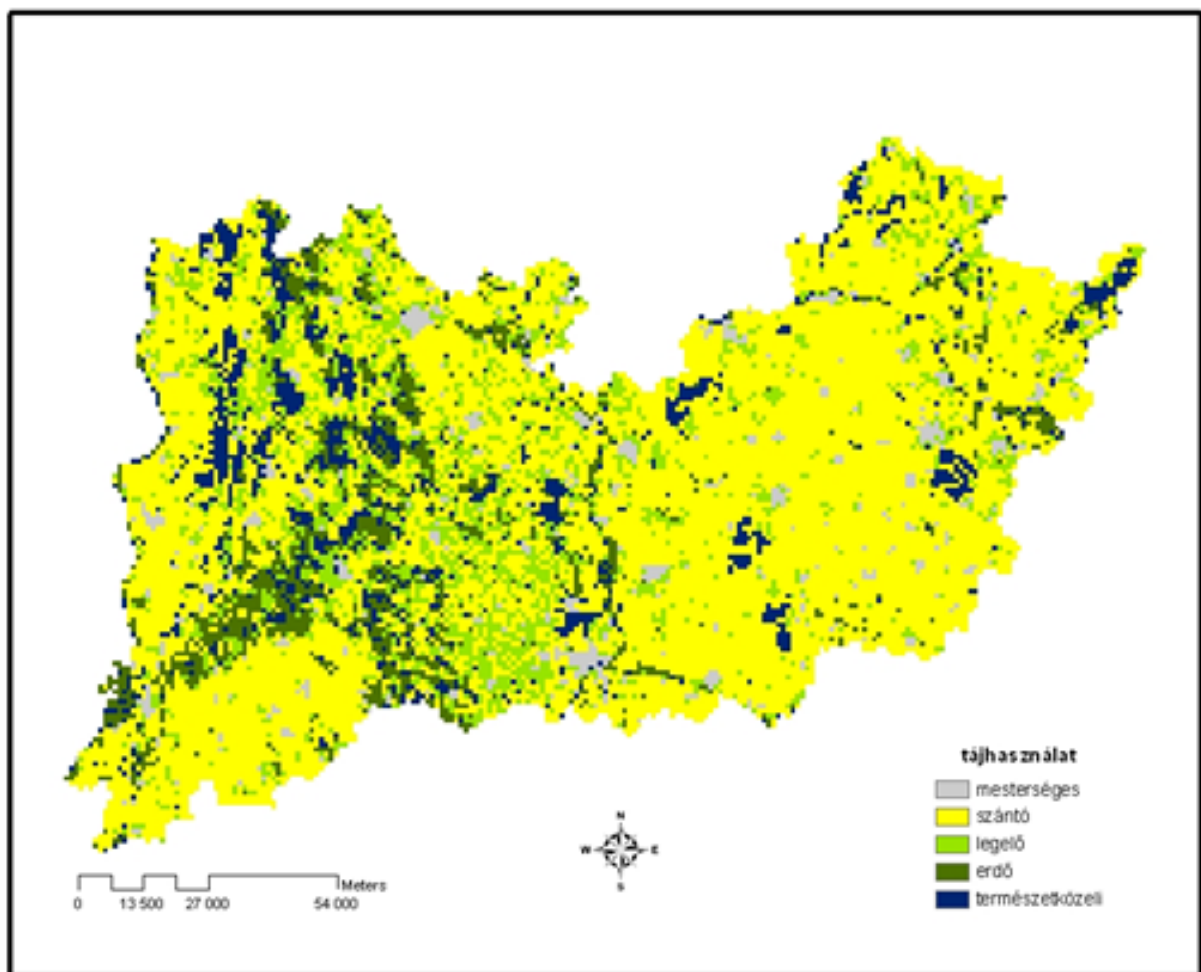


3. ábra: az adatmegjelenítés elve

3.1. Felszínborítás

A modellben függő változóként szereplő tájhasználat a **CORINE Land Cover** (felszínborítás) adatbázison alapszik. Az adatbázisban „felszínborításként” szereplő paraméter a földfelszín megfigyelhető biofizikai jellemzője. A digitális adatbázis öt csoportba rendezett kategóriákat tartalmaz: mesterséges felszínek, mezőgazdasági területek, erdők, természetközeli területek, vizenyős területek, illetve vizek. Ezen belül 44 további felszínborítási kategória található. Az elemzéskor az öt fő kategória a 2. sz. melléklet szerint került felosztásra.

A CLUE modell alapadatának számító tájhasználati kategóriák eltérnek a CORINE-kategóriáktól. Ennek oka a biofizikai felszínborítás társadalmi aspektusú vizsgálata, ezért az új besorolást úgy is nevezhetjük, mint „tájhasználati szempontú felszínborítás”. A mesterséges felszínek besorolása megegyezik a forrás adatbáziséval, a mezőgazdasági területeknek viszont két alcsoportja került elkülönítésre: a szántóföldek és az állandó növényi kultúrák, valamint a legelők és vegyes mezőgazdasági területek. Az erdő felszínborítás és a természetközeli területek szintén külön kategóriaként jelentek meg a vizsgálatokban. A felszínborítások új kategóriába történő besorolása a tájleírásoknak a tájhasználati dinamikára fókuszáló jellemzőiből következett. Az alföldi tájszerkezet meghatározó elemei a gyepek, a szántó, a felszíni vízfolyások, a halastók, a nádasok, az erdők és a beépített területek. Az egyszerűsítés, illetve az összevonás a mintaterület sajátos alföldi tájszerkezetének jobb reprezentációját jelentette, ugyanakkor a modell használhatóságát is jobban támogatja. A mintaterület tájhasználati kategóriáit a 4. sz. ábra mutatja be.



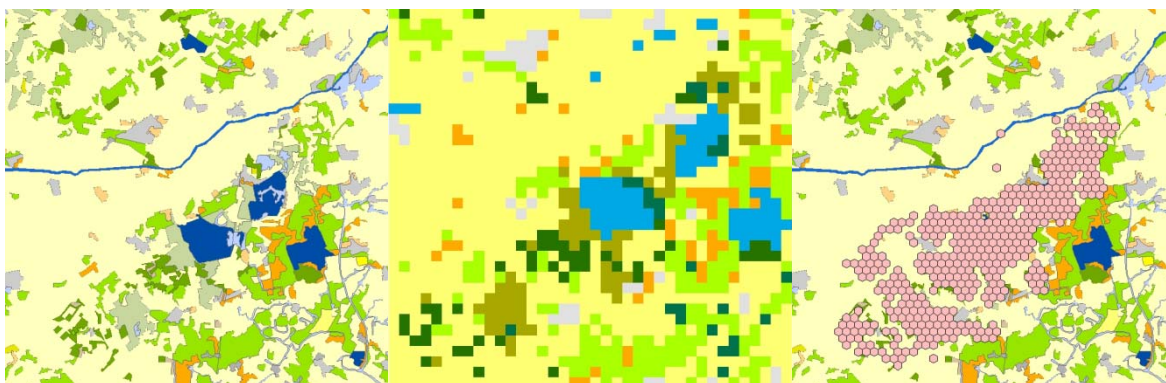
4. ábra: A kutatási terület tájhasználati

Kis-Sárrét regenerációs potenciáljának elemzésekor a tájhasználati térképek alapfedvényét szintén a CORINE felszínborítási térképek adatai szolgáltatták (5a ábra). A tájkarakter helyi sajátosságait SPOT és LANDSAT műholdfelvételek segítségével egészítettem ki. A CORINE Land Cover felszínborítás-kategória besorolása alapján 25 db 3. szintű, 13 db 2. szintű és 5 db 1. szintű felszínborítási típus található meg. A CLUE-S modell térbeli felbontása és az adatbázis komplexitása miatt (4.2. Statisztikai elemzés fejezet) ezt a 25 kategóriát 7 tájhasználati főtypusba soroltam (1. táblázat) és a további parametrizáció és elemzés miatt 36 hektáros rácshálózatban jelenítettem meg (5b ábra).

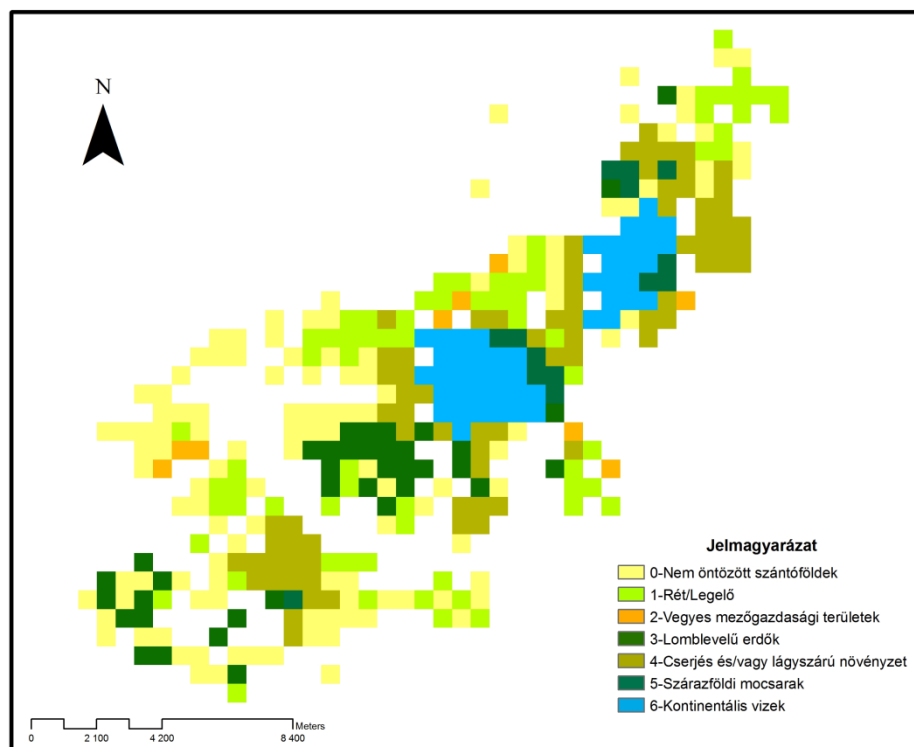
kód	felszínborítás
0	Nem öntözött szántóföldek
1	Rét / legelő
2	Vegyes mezőgazdasági területek
3	Lomblevelű erdők
4	Cserjés és/vagy lágyszárú növényzet
5	Szárazföldi mocsarak
6	Kontinentális vizek

1. táblázat: Összevont felszínborítás

A MÉTA-élőhelyekre vonatkozó hexagonális területi adatbázis szintén eltért a tájhasználati és felszínborítási fedvényektől (5c ábra), ezért a modellezés folyamata a 6. ábrán szemléltetett mintaterületen történt.



5. ábra: a) a mintaterület felszínborítása, b) összevont tájhasználati kategóriák és c) a MÉTA adatbázis területi elhelyezkedése



6. ábra: A mintaterület felszínborítása

3.2. Talajinformációk

A tájfejlődés egyik legfontosabb tényezője a talaj, mivel jelzi azokat a változásokat, amelyek a hasznosítás során következnek be, ugyanakkor meghatározó feltétele is egy-egy adott tájhasználat kialakulásának. A CLUE-S és a geoökológiai térképezés módszerei jelentős mértékben támaszkodnak az eltérő talajtípusok legfontosabb paramétereire (fizikai-kémiai összetevők, struktúra, filterképesség stb). A táj ökológiai sérülékenysége alapvetően függ az adott terület talajának minőségétől. A digitális talajinformációk az Európai Talaj Adatbázisra (Hollis et al. 2006) épülnek. Az adatbázis 1:1.000.000 méretarányban tartalmazza Európa és a mediterrán térség legfontosabb talajparamétereit. A legfontosabb talajjellemzők kiválasztása a vonatkozó szakirodalom (Jones et al. 2004; Titak et al. 2004) és a megfigyeléseken alapultak (2. sz. melléklet).

A kis-sárréti mintaterület talajaira vonatkozó adatok a MÉTA-projekthez kapcsolódó agrotopográfiai térképsorozat tematikus adataiból kialakított számítógépes adatbázis volt (AGROTOPO MTA Talajtani és Agrokémiai Intézet). A fő attribútumokat az 3. számú melléklet mutatja be.

3.3. Területi statisztikai adatok

A földrajzi modellek többségét követve (Verburg és Chen, 2000; Schneider és Pontius, 2001) a meglévő adatok felhasználásával, egységes adatkészlet létrehozására került sor, amely a népszámlálási (KSH 2001) és statisztikai adatok (KSH AMÖ, T-STAR 2004) település-szintű térbeli adatkészlet előállítását jelentette.

A legfontosabb területi statisztikai paraméterek, amelyek később független változókként léptek be a modellbe a következők voltak: a nemzetgazdaságban foglalkoztatottak száma, a különböző földhasználók aránya a mezőgazdasági földterületek használók százalékában, a külterületi népesség aránya, illetve a népsűrűség, valamint a domináns állatállomány nagysága. Később ezek az információk alkották a különböző tájhasználati típusok térbeli elhelyezkedéséért felelős demográfiai paraméterek döntő hányadát.

Az utaktól, vizektől, illetve településektől való távolság számítása az euklideszi távolság módszerével történt, amely a differenciát a koordináták közötti különbség alapján határozza meg.

3.4. MÉTA adatbázis

Gyakorlatorientáltabb, ökológiailag és botanikailag is korrektebb tájháztartás-vizsgálat céljából a természetvédelmi érték részpotenciáljainak pontosabb analizését a MÉTA program (2002-2005) adatbázisának megfelelő rekordjai tették lehetővé. A geoökológiai térképezés és modellezés tájpotenciáljainak értékelésénél a – FIR-ben analizálható – adatrekordok az alábbiak voltak: élőhelyi adatok, természetesség, szomszédosság, kiterjedés, veszélyeztetettség, gyakoriság és a regenerációs potenciál (részletesebben a 4.3. Geoökológiai térképezés c. fejezetben).

A MÉTA-adatbázis élőhelyekre vonatkozó attribútumai alapján, a mintaterületen 32 természetes vagy természeteshez közeli élőhelyet különítettem el és a társulások szerint, hat ökotóp-típusba soroltam (2. táblázat).

Megnevezés		
kód	Ökotóp (GÖT)	Élőhely (MÉTA)
0	Hínárnövényzet	A1 – Állóvízi sulymos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár
		A23 – Tündérrózsás, vízitökös, rencés, kolokános (láptavi) hínár
		A3a – Áramlóvízi, (nagylevelű) békaszőlős, tündérfátylas hínár
1	Nádasok és mocsarak	B1a – Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások
		B1b – Nádas úszólápok, lápos, tűzeges nádasok és télisásosok
		B2 – Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet
		B3 – Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak
		B5 – Nem zsombékoló magassárrétek
		B6 – Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak
		BA – Csatornák, szabályozott patakok, mesterséges tavak parti zónájában és közvetlen partközeli víztestében kialakult fragmentális mocsarak és kisebb hínarasok
2	Nedves gyepék és magaskórósok	D34 – Mocsárrétek
		Szikesek
		F1a – Ürmöspuszták
		F1b – Cickórós puszták
		F2 – Szikes rétek
		F3 – Kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek
		F4 – Üde mézpázsitos szikfokok
	F5 – Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete	
3	Zárt száraz, félszáraz gyepék	H5a – Köttött talajú sztyeprétek (lősz, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)
	Üde és száraz cserjések, szegélyek	J1a – Fűzlápok, lápcserjések
		J3 – Folyómenti bokorfüzesek
		P2a – Üde cserjések
		P2b – Galagonyás-kökényes-borókás cserjések
4	Egyéb erdők és fás élőhelyek	RD – Tájidegen fafajokkal elegyes jellegtelen erdők és ültetvények
		RB – Puhafás pionír és jellegtelen erdők
		RC – Keményfás jellegtelen vagy telepített egyéb erdők
	Láp- és ligeterdők	J2 – Éger- és kőrislápok, égeres mocsárerdők
		J6 – Keményfás ártéri erdők
	Fényben gazdag tölgyesek és erdő-gyep mozaikok	L5 – Alföldi zárt kocsányos tölgyesek
M3 – Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek		
5	Egyéb fátlan élőhelyek	OA – Jellegtelen fátlan vizes élőhelyek
		OB – Jellegtelen üde gyepék és magaskórósok
		OC – Jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepék és magaskórósok

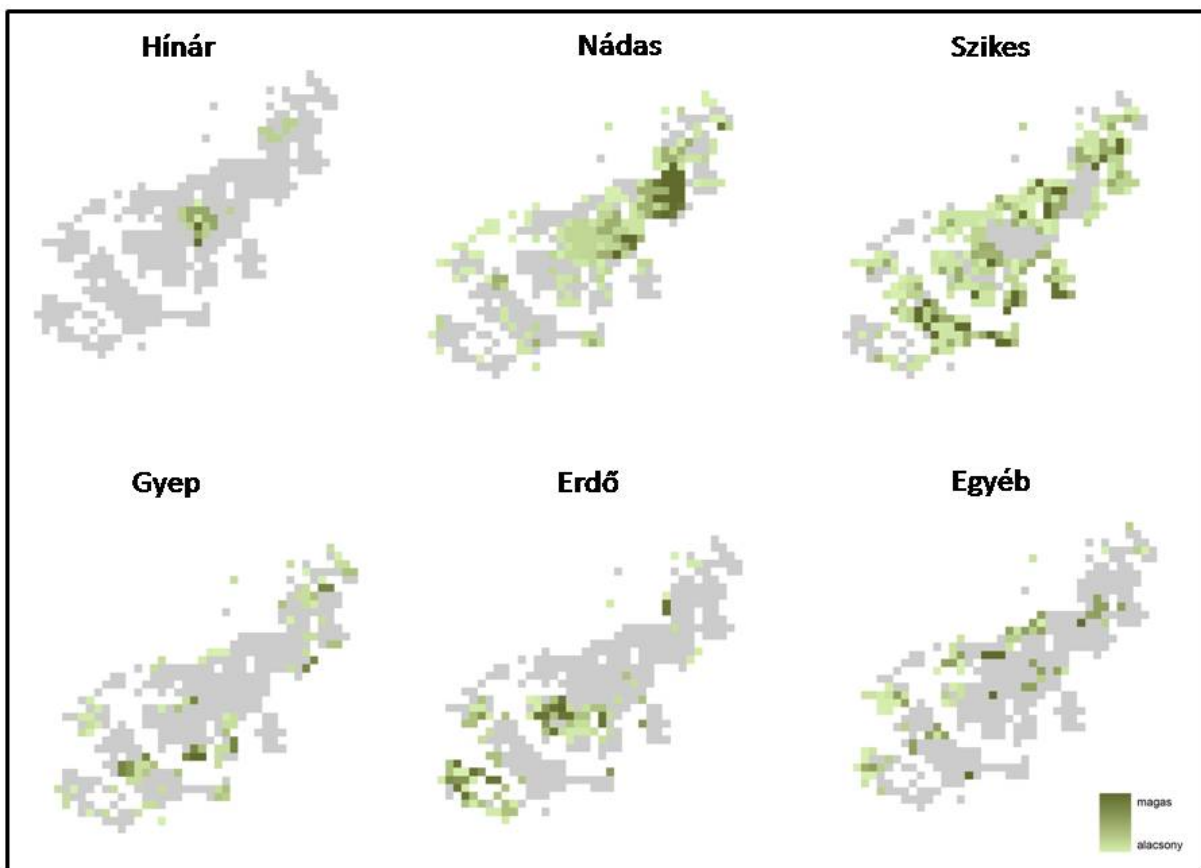
2. táblázat: A mintaterület jellemző növényársulásai

Mivel az élőhelyeket reprezentáló MÉTA-hatszögön (azaz egy pixelen) belül több vegetáció-típus is előfordul, ezért nem készíthető olyan ökotóp-térkép, amely az összes élőhely területi előfordulását egyszerre képes megjeleníteni (a CLUE modellben szereplő prediktorok kiválasztásánál használt regressziós analízisben viszont adott élőhely-típus térbeli elhelyezkedésének abszolút értékét veszem figyelembe). A 3. táblázat területi értékei tehát az adott ökotópot tartalmazó pixelek arányát jelölik az összes területhez viszonyítva. Ebben az értelemben szikeseket tartalmazó pixelek jelennek meg a legnagyobb arányban (71%), majd sorrendben a nádas és mocsár (50%), gyepek (25%), erdő (24%), egyéb (22%), végül a hínár (6%) ökotópok.

	Ökotóp	Terület (%)
0	Hínár	6.5
1	Nádasok és mocsarak	49.6
2	Szikesek	71.2
3	Gyepek	24.9
4	Erdő	24.4
5	Egyéb fátlan élőhelyek	22.1

3. táblázat: A növénytársulások területi előfordulása (%)

A mintaterület jellemző ökotópjait területi súlyuk alapján ábrázoltam, tehát a pixelek értékei az élőhely hatszögben képviselt területi arányát jelentik (7. ábra). Az erdő területeknél jól azonosítható a Vátyoni-erdők, illetve Naggyanté-környéke, ahol nagyobb súllyal jelenik meg ez a fajta felszínborítás. A nádas területek egyértelműen a két halastó, illetve a csatornák környékén koncentrálnak, a szikesek és a gyepek pedig mozaikosan, szinte a mintaterület egészén. Az egyéb fátlan és a hínár élőhelyek területi kiterjedés tekintetében nem reprezentatívak.



7. ábra: Az ökotípusok területi előfordulása (%)

A távolságadatokhoz szükséges út- és vízhálózat területi adatokat az Országos Területi Adatbázis (OTAB) megfelelő fedvényei szolgáltatták.

4. ALKALMAZOTT KUTATÁSI MÓDSZEREK

A területi megközelítésben születő döntések területi szemléletű kutatási módszerekkel alapozhatók meg. Jelen kutatásban alkalmazott módszer a társadalmi-gazdasági elméletek statisztikai modelljeit, valamint a földrajzi és ezen belül a tájmodellek eredményeit ötvözi. Ezzel a széles körben használt statisztikai modellekre épülő földrajzi szemléletet (Veldkamp és Fresco, 1996; Kok és Veldkamp, 2000; Serneels és Lambin, 2001; Nelson et al. 2001; Schneider és Pontius, 2001) kívánom egyesíteni a település-szintű adatbázissal dolgozó társadalmi-gazdasági elméletekkel (Walker et al., 2000; Staal et al., 2002; Vance és Geoghegan, 2002). A két szemléletmód gyakran eltérő térskálán és szervezettségi szinten nyugszik, ebben a fejezetben a két felfogás közötti információcserét biztosító eszközt és módszert kívánom bemutatni.

A tájhasználat-változást leíró modellek jól alkalmazhatók a táji rendszerek komplex folyamatainak és dinamikájának tanulmányozására, továbbá a jövőre vonatkoztatott scenáriók tervezéséhez is felhasználhatók. A scenáriók – amelyek inkább a jövő eseményeinek a vetületei, mintsem előrejelzés vagy jóslás (Rotmans et al., 2000) – vizuálisan megjeleníthetők és a politikusok, valamint a helyi lakosság közötti kommunikációt segítik a döntés előkészítésben. E tájhasználat változásait elemző módszerek egyik hiányossága, hogy a folyamatok közvetlen értékelése és a humán tényezők számbavétele nem jelennek meg kellőképpen. A táji változásokat kiváltó hajtóerők jól vizsgálhatók raszter alapú modellekben, ugyanakkor nehezen értelmezhetők a tájhasználat valós térbeli szintjére, amely egyben a döntéshozás közvetlen beavatkozási területe is. A területhasználat változásaival foglalkozó társadalmi és közgazdasági kutatásokban ugyanakkor döntően hiányoznak a területi megközelítések, ezért a kutatás tárgyát képző táj biofizikai környezetének viszonya és annak térbeli vonatkozásai ezekben a kutatásokban alulreprezentáltak, tehát az adott probléma területi összefüggései nem jelennek meg kellőképpen (Geoghegan et al., 1998). Ezért, hogy jobban megismerjük a tájhasználati rendszereket, ki kell használnunk mind a társadalom, mind a földrajztudomány erősségeit (Liverman et al., 1998; Walsh és Crews-Meyer, 2002; Fox et al., 2003). A tájhasználat dinamikájának jobb megismerése végett nélkülözhetetlen

egy új típusú, integrált, multidiszciplináris (vagy interdiszciplináris) módszertan kidolgozása. A disszertációm alapját képező kutatás módszertana éppen ezt a törekvést kívánja szolgáltni.

Dolgozatomban a táji folyamatok természetének és ezek térbeli megjelenésének tanulmányozása központi szerepet kap. A tanulmány kutatási szemlélete két egymástól elkülönülő fő módszertani megközelítésre támaszkodik, amelyek úgy is meghatározhatók, mint: „mintázattól a folyamatig”, illetve „folyamattól a mintázatig” jellegű módszerek. A mintázat-orientált típusú módszer egy térbeli meghatározottságú, FIR (Földrajzi Információs Rendszer) jellegű megközelítés. Ennek célja a megfigyelt mintázat és az azt kialakító folyamatok faktorai közötti kapcsolat vizsgálatán alapuló tájhasználat térbeli megjelenése és analízise. A folyamatorientált megközelítés a társadalomkutatásokban gyökerezik, a folyamatokra és az abban szereplők döntéshozásaira fókuszál. Ezek a döntések által szabályozott tájhasználatok és változások válnak aztán térképezhetővé. Általánosságban, e két szemléletmód az induktív és deduktív kutatási módszerekkel írható le. A mintázat-orientált felfogásban a tájhasználati jellemzőkből következtetünk a folyamatokra, a folyamatorientált módszer pedig hipotézisekből kiindulva ír le különböző tájváltozási lehetőségeket, amelyeket később ellenőrzünk. Az előbbi, induktív megközelítésre példa a celluláris autómata (White et al., 1997) és a tájhasználati mintázatokon alapuló neutrális hálózatok (Pijanowski et al., 2002) alkalmazása, a legtöbb *agent-based* modell pedig (Parker et al., 2003) a folyamatorientált, deduktív módszertani kategóriába esik.

A folyamat- és mintázatorientált kutatási módszerek ötvözésére javasolja Geoghegan et al. (1998) a „pixelek társadalmasítását” és a „társadalom pixelesítését”. Az előbbi eljárás a társadalomtudományok távérzékeléses képekben való sokkal nagyobb szerepére utal, továbbá megpróbál a térbeli mintázatok kialakulásában szerepet játszó biofizikai faktorokon túlmutató folyamatokra koncentrálni. A második esetben ugyanakkor célszerűen egy alulról felfelé építkező, térszemléletű, integrált eredményeken nyugvó, távérzékeléses adatokra építkező és a társadalomtudományi elméleteket is térbeli megközelítésben vizsgáló módszertanról lehet szó. Mindez durván az induktív és deduktív módszerek látszólagos dichotómiájának feloldását és integratív szerepét jelentheti.

Kovács (2004) szerint a modellezés három legfontosabb feladata (1) a valóságot jól követő modellek felállítása, (2) a feltételezett helyzetekben bekövetkező események szimulációja, a hatások által érintett térségek meghatározása, valamint (3) a valós helyzetekben lezajló tér-

és időbeli változások előrejelzése. Mindezek alapján a változások elemzését célzó munkahipotézist a tájhasználati modell felállításával és a preconcepció kalibrált paraméterekkel való alátámasztását követő szimulációkkal igazoltam.

4.1. A tájhasználat modellezése - a CLUE-S modell

A CLUE modell (Veldkamp és Fresco 1996; Verburg et al 1999) a táj(föld)használat átalakulásának és hatásainak modellezésére kifejlesztett módszer, amely már eddig is számos alkalmazott tájkutatás alapját képezte (Veldkamp et al. 2001, Verburg és Veldkamp 2004). Célja, a különböző tájhasználatok és azok hajtóerőinek összefüggéseit tapasztalati úton leíró tényezők segítségével, a tájváltozás szimulációja. A változás térbeli és időbeli dinamikáját közvetlenül elemezve, a modell jól használható a tájváltozás térbeli eloszlásának és mintázatának értékelésére. A CLUE-modellt a Wageningen Egyetem munkatársai kezdetben főként Európán kívüli, nagyobb területek térfolyamatainak vizsgálatára használták (Vietnám, Malájzia, Kenya, Kína, Közép-Amerika). Ennek elsődleges oka – a kutatáspolitikai megfontolásoktól eltekintve – e területek intenzív vidéki, agrár-jellege volt. A dinamikus tájváltozások többnyire ilyen térségekben teszik lehetővé a látványos „hot-spotok” kialakulásának lehetőségét. A modell tesztelésének és finomításainak eredményeképpen az utóbbi években komoly EU-s projektek részeként már európai léptékben alkalmazták a modellezési módszert (EURUALIS, SENSOR, NITRO-EUROPE, SCENAR 2020). A CLUE-S (Conversion of Land Use and its Effects) a különféle forgatókönyvek által prognosztizált tájhasználat-változások finomabb térszkálájú elemzésére használt eszköz (Verburg *et al.* 2002, Verburg and Veldkamp 2004, Verburg *et al.* 2004). A modell számos, tájhasználati rendszerekkel térszemléleti megközelítésben foglalkozó, eljárást egyesít és képes a tájhasználati típusok közötti kapcsolatrendszer dinamikus szimulációjára is. A modell outputja útfüggő („*path-dependent*”: a változások a korábbi utat követik) és nem lineáris viselkedésű, ezáltal is jól igazodik a valós tájrendszerek működési folyamataihoz. A területi folyamatok közvetlen előtérbe helyezése teszi a modellt rendkívül alkalmassá a tájhasználati foltok jövőbeli mintázatainak térképen való megjelenítésére.

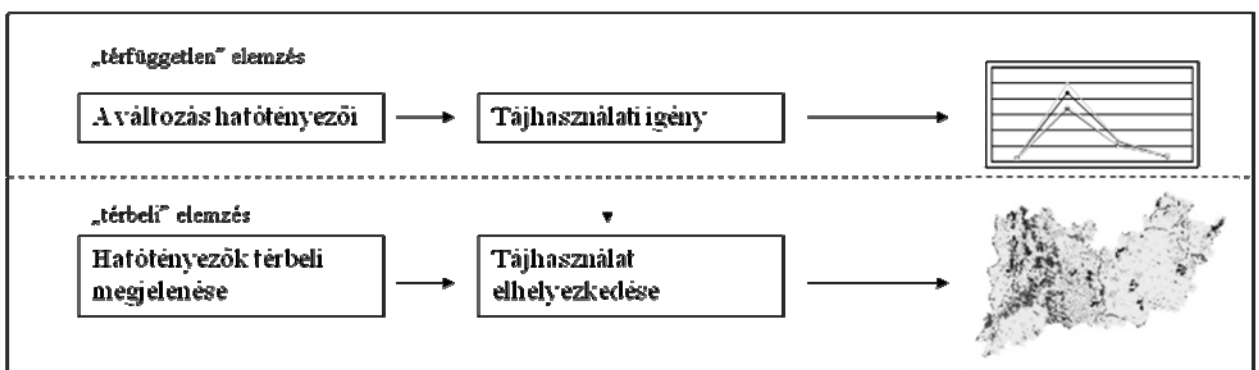
A tájváltozás mértékét egyformán befolyásolják a makroszintű (gazdasági vagy népesedési) és a mikroszintű (helyi) folyamatok. Amikor e tényezők a tájhasználatban változást generálnak, egyben visszahatnak a makroszintű faktorokra is. Másrészt pedig egy adott terület változása hatással lehet magára a változás elhelyezkedésének jellegére is. Ezek a

folyamatok befolyásolják a jövőbeli tájhasználati tevékenységek térbeli elhelyezkedéseit. A tanulmányban főként e helyi, mikrotényezők visszacsatolási folyamataira fókuszálok, miközben a makroszintű folyamatokat csak a modellhez szükséges forgatókönyvek ('*story lines*') feltételeiként használom föl, és figyelmen kívül hagyom a tájhasználat-változás makroszintű visszacsatolási folyamatait (Duray 2008).

A modell fő szerkezetét egy tér-független, úgynevezett **szükséglet-modul (tájhasználati „igény”)** és a térbeli helymeghatározásra szolgáló műveleti sor az **„allokációs”-modul** alkotja (8. ábra). Először a tájhasználat összes típusára vonatkozó változások aggregált szintű elemzésére kerül sor, majd a második lépésben az eltérő szükségletekhez, illetve igényekhez igazodó tájhasználat-változási folyamatoknak a térbeli vizsgálata következik egy speciális, raszter-alapú térinformatikai rendszerben.

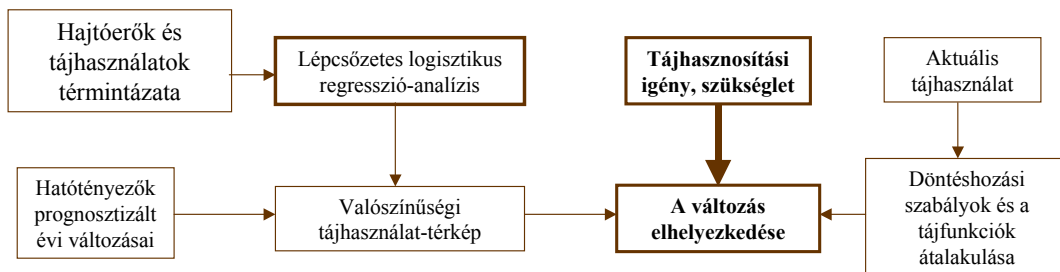
A **szükséglet-modul** adatai számos egyéb alternatív modell eredménye, az egyszerűbb trendelemzésektől, a komplex gazdasági modellekig. Ezek különböző statisztikák, kutatások, megfigyelések, társadalmi-gazdasági scenáriók eredményeinek egységes, FIR-ben történő kezelése. A **tájhasználati „igény”**, amely a mintaterület egyes tájhasználati típusainak számát határozza meg az adott időszakban, nem kerül modellezésre az „allokációs” modulban, ugyanakkor inputként a modell része. Ez a jövőbeli „tájhasználati igény” lehet például egy forgatókönyvön alapuló fiktív tájhasználati scenárió is, de lehet egy másik, belső modellezés, például egy makro-gazdasági modell eredménye is.

A modellben alkalmazható módszer kiválasztása függ a mintaterület eltérő forgatókönyvek szerinti, sajátos tájalakulási jellemzőitől. A helymeghatározási procedúra közvetlen bemeneti adatai a szükséglet-modul éves szintű eredményein, továbbá a különböző tájhasználati típusokkal jellemzett területek kijelölésén alapulnak.



8. ábra: A modell szerkezete

A **helymeghatározási-modul** tapasztalati, térelemzési és dinamikus modellek kombinációja (9. ábra). Az empirikus elemzések segítik a tájhasználatok helye és a használati módokat kialakító (vagy éppen azokat akadályozó) tényezők kapcsolatainak az értelmezését. Ez lehetővé teszi egy adott terület tájhasználati-típusainak a jövőben lehetséges dominanciájának előrejelzését is. Mindezeket a „törvényszerűségeket” és a szükségleteket a használatra vonatkozó döntéshozási szabályok is tovább finomíthatják, amennyiben azok korlátozzák vagy segítik egy-egy tájhasználati típus előfordulását az adott térségben. A döntéshozási szabályok által szabályozva a tájhasználatok versenye alakul ki. A szimuláció során ez a fajta verseny kap nagy hangsúlyt.



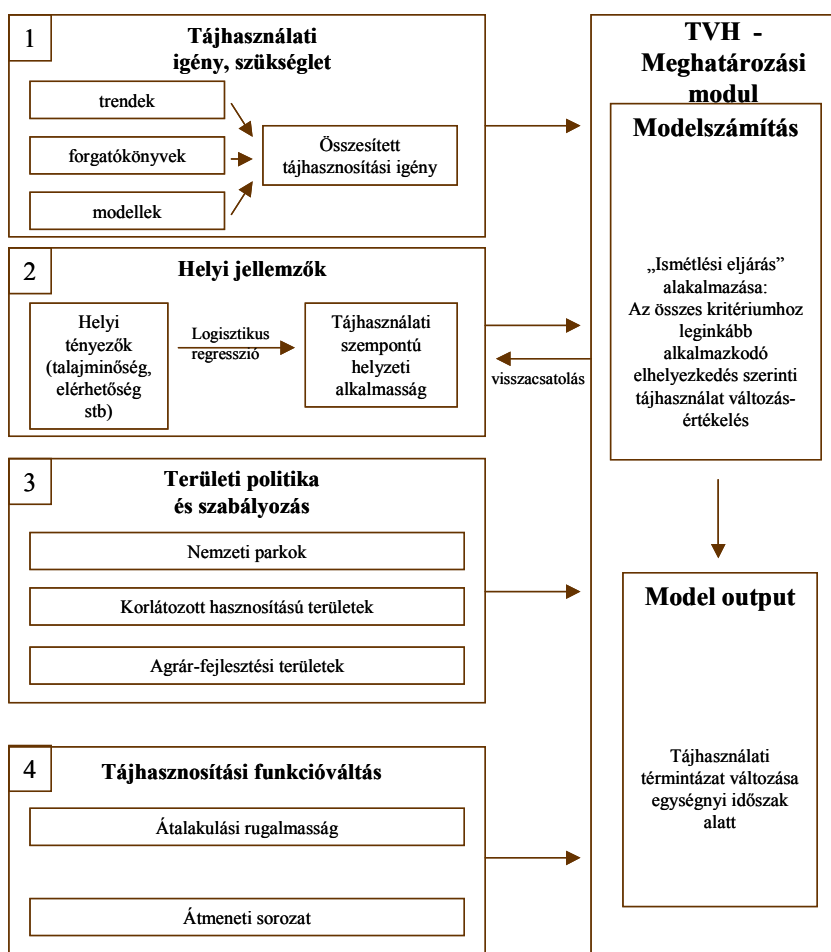
9. ábra: Helymeghatározási eljárás. A tájhasználat-változás raszteres térképen történő megjelenítése

Az „allokációs”-modul egy számítógépes program, amely meghatározott időintervallumokra (pl. egy év) számolja ki az egyes tájhasználati típusok elhelyezkedéseit meghatározó paramétereket. A tájhasználat térbeli elhelyezkedését vizsgáló módszer egy az „*elhelyezkedésből adódó tulajdonságokkal*” (területi meghatározottság/determináció) és egy az „*átalakulás során kialakult tulajdonságokkal*” leírható rendszer függvényén alapszik.

Az „*elhelyezkedésből adódó tulajdonságok*” három csoportba sorolhatók: Egyik csoportja valójában az adott tájnak a különböző biológiai-fizikai tulajdonságai és a társadalmi-gazdasági faktorok által meghatározott „alkalmassága” egy-egy tájhasználati típushoz. Az alapfelvetés szerint egy bizonyos tájhasználati típus térbeli előfordulása ott a legvalószínűbb, ahol az „alkalmassági-faktor” viszonylag magas. Az elhelyezkedésből adódó tulajdonságok másik csoportja a területi politikából származnak, amelyek alapvetően befolyásolhatják az adott táj „alkalmasságát” (úgynevezett alkalmassági térkép). Ez az alkalmasság alapvetően nulla értéket is felvehet abban az esetben, ha egy bizonyos tájhasználat nem engedélyezett egy adott területen (például egy természetvédelmi területen). Másrészt ez a típusú

alkalmasság növelhető is, ha az adott területi politika támogat egy bizonyos tájhasznált kialakítását. A harmadik elhelyezkedésből származó tulajdonságcsoport az úgynevezett szomszédsági-hatás (Verburg et al. 2004), amely szerint a térfolyamatok során a szomszédos cellaelemek domináns tájhasználatai megismétlődnek.

Az átalakulási folyamatot úgy is ismerjük, mint az átalakulás rugalmassági modellje és a tájhasználati típustól függő átmeneti sorozat. Az átalakulási folyamatot a tájhasználati történetet befolyásoló tényezők vizsgálatakor használjuk. Ezek a befolyásoló faktorok a modell időbeli dinamikáját, ezért annak valóságos stabilitását is jelentik (Verburg et al. 2002). Az átalakulási rugalmasságot a modell kalibrálásakor empirikus úton vagy más módon, a felhasználó határozza meg. A nagy pixelfelbontásnak köszönhetően a modell jól használható kontinentális és országos léptékben. A CLUE-S modell (Verburg et al 2002), a módszer részletesebb felbontású változata (*'small-scale'*), amelyben a finomabb léptéknek köszönhetően már a regionális folyamatok is vizsgálhatók (10. ábra).



10. ábra: A CLUE-S modell szerkezete (Veldkamp et al 2002)

Az első modul a már fentebb említett tájhasználati igényekkel számol, azaz a közelmúlt tájhasznosításban bekövetkezett változásainak a közeljövőre történő extrapolálása a feladat. A táj-specifikus biológiai és fizikai földrajzi, valamint társadalmi-gazdasági tényezők által meghatározott tájalkalmasság vizsgálatok az adott használati típusra legalkalmasabb helyek kijelölésére adnak javaslatot. A területfejlesztési politika és a különböző tulajdonviszonyok térmentázatra gyakorolt befolyása szintén fontos bemeneti faktor, különösen a területhasználat-korlátozási szabályozások tekintetében. A tájhasználat-típusok előfordulási gyakorisága alapvetően a modell időbeli dinamikáját határozza meg. Az egyedi tájtípusok két paraméterrel az átalakulási rugalmassággal és az átmeneti sorozattal írhatók le. Az előbbi tényező a tájhasználat reverzibilitása, a második paraméter az átmenet időbeliségét jelzi, azaz hogy az egyik funkcióból a másikba való átmenet mennyi időbe telik.

4.1.1. Modellkalibrálás

Habár az elemzés során rendelkezünk kell a kutatási területről bizonyos szakértői ismeretekkel, főként hogy helyesen válasszuk meg a tájhasználat-változás hajtóerőit, mégsem szükséges a pontos számszerűsítés és kalibrálás, mivel a földhasználat ilyen megoszlását a statisztikai elemzés tartalmazza.

Ellentétben más komplex rendszereket leíró modellekkel, a CLUE-modellnek csak két paraméterét kell kalibrálni. Az egyik az autonóm fejlesztések mértéke. Ezt jelenti például a nemzeti trendekkel ellentétes helyi tájhasználat-változás, amely mindig sokkal kisebb igényeket elégít ki. E lokális fejlesztések nagysága olyan évek történeti elemzésével adható meg, amikor az adott tájhasználatra irányuló igény viszonylag konstans.

A másik kalibrációs paraméter a többskálájú megközelítésre fejt ki hatását. A durva felbontás bizonyos grid-cellái a nemzeti növekedési trendet meghaladó tájhasználat-igénnyel jellemezhetők, akkor a modell automatikusan megnöveli a finom térskála adott celláinak ilyen igényét is. Mivel nem ismertek a hajtóerők ilyen skálák közti hatásai, ezért történeti adatokra van szükség azok megállapítására. Amennyiben a kalibrálás nem lehetséges az eltérő térskálák egyenlő súllyal szerepelnek a modellben.

A modell kalibrálása egyben a tájhasználatot befolyásoló döntéshozási szabályok megalkotása. A módszer két időpont ismert tájhasználati térképének az összevetése alapján lehetséges. Optimális esetben a két időpont között eltelt időszaknak legalább tíz évnek kell

lennie. Az 1990. évi állapotot bázisévként használva került sor a modell érvényességének és paramétereinek a beállítására. A szimuláció során az output térkép eredményeit korreláltam a 2000. évi tájhasználati térkép információival. A kalibrálás legfontosabb paraméterei az átmeneti rugalmasság és az átmeneti sorozat faktorokkal jellemzett tájhasználati funkcióváltás volt.

Tájhasználati funkcióváltás

A táj, idővel számos funkcióváltáson eshet át. Ezt az átalakulási folyamatot leírhatjuk magával az átalakulás módjával, illetve annak rugalmasságával is. Az előbbi esetben egy adott tájhasználati típus egy másikba történő átalakulásáról beszélünk, az utóbbiban pedig a folyamat flexibilitásáról.

Az átmeneti sorozatnak, vagy más néven a konverziós mátrixnak a kialakítása a kutatási terület tájhasználati rendszerének alapos ismerete alapján történhet meg. Az átalakulás egyben az adott tájhasználati típus helyzetváltoztatásával szembeni ellenállásának mértékét is jelenti. Az átmeneti sorozat a lehetséges tájhasználati átalakulásokat meghatározó szabályok készlete. Nem minden tájhasználat-változás lehetséges, valamint számos átalakulás bizonyos sorrend alapján következik be. Az átalakulási folyamatok időkorlátba is ütközhetnek. A legtöbb szabály a mezőgazdasági műveléssel hozható összefüggésbe. Bármely terület meghatározott időintervallumban művelhető például vetésváltó gazdálkodás, vagy a parlagon hagyás. Más szabályok alapvető biológiai törvényszerűségekre épülnek, egy természet közeli felszínborítás csak egy adott szukcessziósoron át érhet el például egy érett állapotot: ahhoz, hogy gyepterületből erdő váljék, legalább 10 évnek el kell telnie. A modell kalibrálásánál használt tájhasználati átmeneteket a 17. ábra mutatja be. A szukcesszió bizonyos időszak eltelte után következhetnek be (legelőből erdő, szántóból, illetve mesterséges területből természet közeli terület minimum öt év után alakulhat ki és mesterséges, valamint szántó területek csak tíz (legelő három) év után erdősülhet be).

Az átmeneti sorozat egyfajta döntéshozási szabály, amely egy adott tájhasználati típusnak a változásokkal szembeni ellenálló képességét fejezi ki. Ez a tulajdonság egyben a táj stabilitását is kifejezi és három alapvető szituációval magyarázható.

1. Egyirányú funkcióváltás (ELAS=1): A folyamat első típusa, amikor egy bizonyos tájhasználat konverziója nem túl szerencsés. Ha például egy mezőgazdasági terület urbanizálódik, nem

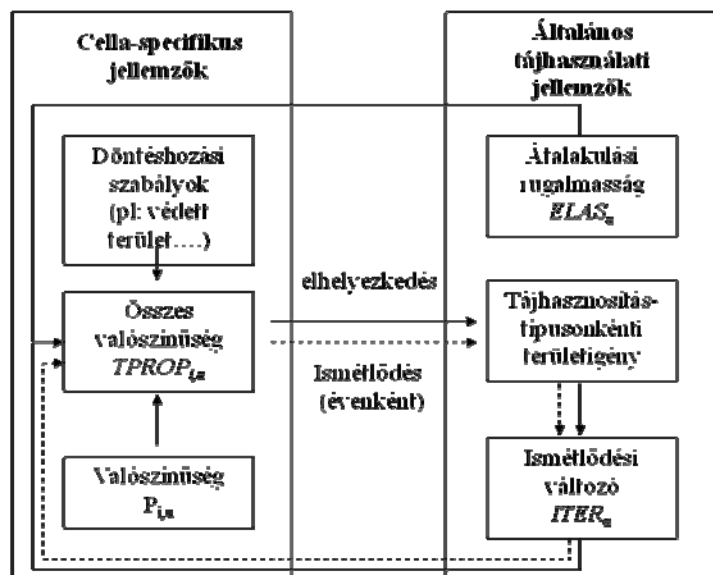
várható annak újbóli agrártájjá való visszaalakulása. Ha ez a helyzet áll elő, hiába csökken a használati igény, nem alakulhat már át. Úgy is magyarázható ez a folyamat, hogy ha az erdő típusú tájhasználatra ezt alkalmazzuk, akkor az erdőirtás területeit kell kijelölni (lehetetlen ezzel a folyamattal párhuzamos erdőszítés).

2. Szabad funkcióváltás ($ELAS=0$): A második rugalmassági tényező már engedélyezi az átalakulás bizonyos mértékű flexibilitását. A váltógazdálkodás például pont azon alapszik, hogy egy bizonyos idő után másik helyen folytatódik ugyan az a művelésmód. Ezt az esetet választva tulajdonképpen nincs megkötés a modell helymeghatározási moduljában.

3. Rugalmas funkcióváltás ($ELASu$): Számos olyan tájhasználat van, ami e két szélsőség között ingadozik. Olyan monokultúrák esetén, amelyeknek a létrehozása idő és költségigényes is egyben, nem szerencsés a gyors helyváltoztatás. Habár létezik olyan helyzet, amikor mégis megéri a művelés térbeli áthelyezése. Ebben az esetben a változás mértékét egy rugalmassági viszonyszám jelöli ($ELASu$). Értéke 0 (hasonló, mint az 1 szituáció) és 1 (hasonló, mint a 2 szituáció) között váltakozhat. minél magasabb a meghatározott rugalmassági érték, annál nehezebb az adott tájhasználat átalakulása.

A fentiek miatt a tájhasználat-változás rugalmassági tényezőjének megválasztása alapvető fontosságú a releváns tájdinamika kialakításához. A kalibráció során az egyik legfontosabb paraméter ez volt.

A kalibrációs szimuláció során a természeteshez közeli és erdő területek 0,8-0,8 rugalmassági értékeket kaptak, mivel ezek konverziós lehetőségei, biofizikai szempontból is, erősen korlátozottak. Az antropogén tájak és a szántóterületek valamivel rugalmasabb, 0,7-es értékkel kerültek be a modellbe. Ennek egyik oka az, hogy sem a mesterséges, sem a szántóterületeknek nincs már túl sok esélye más területeken kialakulni, azaz potenciális helyigényük a lehetőségek felső határát súrolják. A legelő viszonylag rugalmasabb (0,4) értéke a tájhasználati típus jobb alkalmazkodóképességét jelenti.



11. ábra: Az iterációs eljárás elvi modellje (Verburg et al 1999)

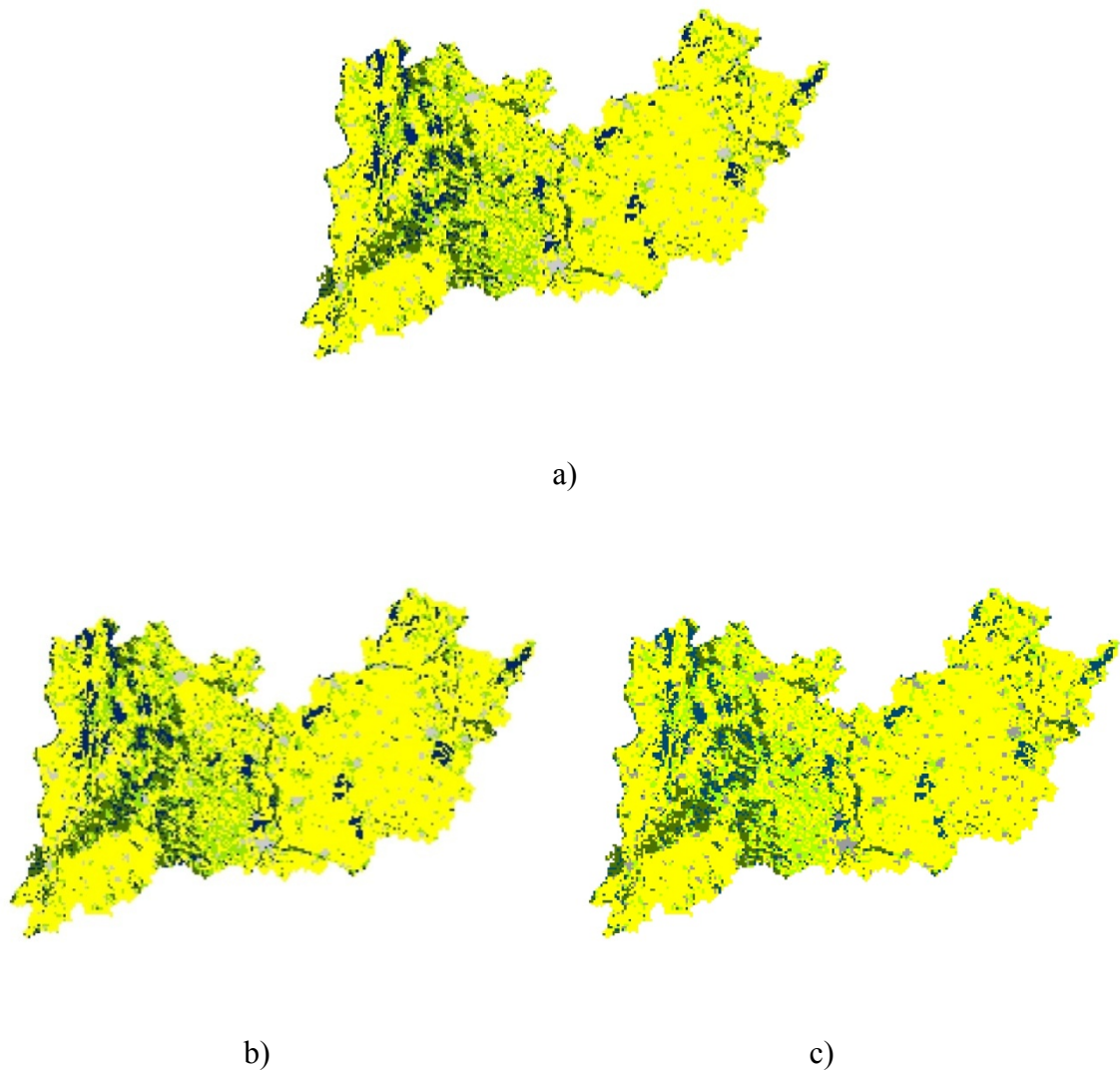
Tájhasználatok versenye és a változások helyének meghatározása

A tájhasználatok térbeli elhelyezkedésének kijelölése egy iterációs eljárással történt, amelyben a valószínűségi térkép és az aktuális tájhasználat térképével, valamint a különböző tájhasználati igénnyel kombinált döntéshozási szabályok vesznek részt (11. ábra). A számítás az alábbi lépésekben történt:

1. Az első lépésben történt a szabadon változható pixelek meghatározása. Azok a cellák, amelyek valamilyen területhasználat-korlátozás alá estek (1 situáció ld. fentebb) kikerültek a későbbi számításokból.
2. A következő lépésben minden u tájhasználati típus i -ik cellában történő előfordulásának valószínűsége ($TPROP_{i,u}$) került meghatározásra a $TPROP_{i,u} = P_{i,u} + ELAS_u + ITER_u$ összefüggés alapján, amelyben $ITER_u$ a tájhasználat-specifikus iterációs változó (3 situáció ld fentebb) és csak abban az esetben kap értéket, ha i grid-cella már u tájhasználati típusba tartozik. $ELAS_u$ nulla, ha szabad a változás (szituáció 2).
3. Ezek után minden grid-cella legvalószínűbb tájhasználati típusára – egyenlő iterációs értékkel – egy előzetes helykijelölés történt. Ezzel számos cella tájhasználat megváltozott.
4. Az egyes tájhasználati típusra meghatározott összes terület összehasonlításra került az előzetesen megadott tájhasználati igényekkel és ha a kapott érték nagyobb lett, akkor az iterációs érték csökkent, ha kisebb, akkor nőtt.

5. Végül a 2-4 lépés addig ismétlődött, amíg az igény és a helykijelölés helyes nem lett. Amikor a kért érték megegyezett, akkor az így kapott információ mentésre került és a számítás a következő időpontra ugrott.

A 12. ábra mutatja be a kalibrációs szimuláció eredményét, azaz az 1990-es bázisú tíz éves szimuláció 2000. évi eredménytérképét. A szimulációt az alföld öt legjellegzetesebb tájhasználati típusára egyidejűleg futtattam le.



12. ábra: A Dél-alföldi régió tájhasználati a) 1990-ben, b) 2000-ben és c) a szimulált eloszlás 2000-ben (a terület összesen 18306 km², a grid-cella 1 km²) (jelmagyarázat a 4. ábránál)

A kalibráció során a szimulációt különböző döntéshozási szabályokkal, többször futtattam le, amelyek outputtérképeit a bázistérképpel korreláltam. Végül a legnagyobb Paerson-korrelációt (0.857) eredményező szimulációs eredmény paramétereit használtam.

A modell kalibrálását „trial-and-error”, illetve vizuális módszerekkel is elvégeztem. A paraméterek fokozatos változtatásával közelítettem a valós értékekhez és a legjobban illeszkedő kalibrált 2000-es tájhasználati mintázatot eredményező paraméter-készletet használtam.

4.1.2. A modell érzékenysége

A több hajtóerő használata, a visszacsatolási folyamatok modellbe építése és a többskálájú alkalmazás teszi lehetővé a lineáristól eltérő viselkedésű tájhasználat-változás témintázatának egy adott időpontban történő feltárását (Verburg et al. 1999). E többskálájú megközelítés biztosítja a felülről lefelé (top-down), illetve a lentől felfelé (bottom-up) ható folyamatok együttes értékelését. Ez utóbbi folyamat akkor következik be, ha egy területet alkalmatlanná nyilvánítanak egy bizonyos tájhasználat szempontjából (például védetté nyilvánítás). Ugyanakkor a nemzeti területi politika következtében egy adott tájhasználat területének drasztikus csökkenése kihat az ország más részeire. Ha a modellbe nem kerülnek be a védett területek tájhasználat szempontjából konstans övezetei, bár összterületük jelentéktelen, mégis hatással vannak a táj változásának dinamikájára. Ez történik, amikor a védett területeken korlátozott szántóföldi növénytermesztés a régió más területein alakulnak ki. A tájhasználatok viszonylagos versenye jól szemlélteti a tájhasználat nem lineáris változásait.

A modell érzékenysége nagyban függ a modellezett szituációtól is. A folyamatokat leíró (magyarázó) faktorok és a tájhasználati típusok regressziós egyenlettel leírt kapcsolatai alapvetően meghatározzák a modell érzékenységét. A nemzeti szintű tájhasználati igényekben bekövetkező változások a teljes változás mértékét határozzák meg. A kialakuló tájhasználati mintázat szintén erősen függ a változás mértékétől. A tájhasználati történet és a változás mikéntje erősen befolyásolja a szimuláció kimenetét. A modellviselkedés a tájökológiában oly sokszor citált rendszerdinamika törvényszerűségeire reflektál (Forman és Gordon 1986).

A tájhasználat és a különböző biofizikai vagy társadalmi-gazdasági tényezők közötti kapcsolatokkal leírt struktúrát a többváltozós regressziós analízis modellezi. A táj működését a fentebb említett többskálájú analízis írja le. Maga a változás a struktúra és funkció folyamatos módosulásainak az eredménye. A modell holisztikus és integratív természete

meghatározó olyan komplex rendszerek, mint az ökoszisztéma vagy a táj nem lineáris viselkedéseinek vizsgálata szempontjából (Jørgensen 1994).

4.1.3. A modell korlátai

Mivel a statisztikai elemzés kiinduló feltételezése, hogy a többszörös regressziós analízis leírja egy térség tájhasználati rendszerét, ezért az értékeléskor nekünk kell eldönteni, hogy a modell valóban alkalmazható e ilyen feladatra. Az egyenlet illeszkedésének minőségéről először a regressziós analízis R²-módszere tájékoztat. Ha a regressziós modellnek nincs használható faktora, amely a tájhasználat különbségeire adna magyarázatot, akkor a további modellezés sem hoz megfelelő eredményt, mivel a további tájhasználat-változás alakulásáért felelős összetevők e megoszlási tényezők hiányában kerülnek a modellbe. További korlátozó tényezők az időhorizontok és a forgatókönyvek szerinti változások helyes meghatározásakor jelentkeznek, mivel a földhasználatok területi előfordulásának nem determinisztikus módon való kijelölése mindig az aktuális tájhasználati mintázatból indul ki. Mivel a földhasználatok, illetve a meghatározó társadalmi, gazdasági és biofizikai tényezők között nincs konkrét okozati összefüggés, az erre visszavezetett regressziós modellek csak egy relatív rövid, stabilnak tekinthető időszakra érvényesek (pl. 20 év). A tájváltozások diszkontinuitásából adódó jelenségek, például gyors földhasználat-váltás vagy nagy területeken, hirtelen bekövetkező természeti katasztrófa, a kevés empirikus információk miatt, nem szimulálhatóak. Ezekben az esetekben nem ismertek eléggé az adott tájhasználatot kialakító társadalmi, gazdasági, valamint biofizikai tényezők.

Nagy területi felbontású és a jövőbeni tájhasználati mintázatokat elemző modellek kalibrálása és validálása nehéz és gyakran lehetetlen is, többnyire csak történelmi elemzések segítségével lehetséges. A regressziós modellek stabilitása egy vagy két évtizeddel elválasztott két év történelmi tájhasználatának elemzésével értékelhető.

Bizonyos esetekben nem elégíthető ki minden tájhasználati igény (pl. már nincs arra alkalmas terület).

4.2. Statisztikai elemzés

A széles körben alkalmazott különböző regressziós technikák segíthetnek a magyarázó okoknak és a tájhasználat változások közötti összefüggések megtalálásában (Nelson et al. 2001, Chomitz és Thomas 2003, Perz és Skole 2003, Verburg et al. 2004). A használt

modellben a függő változó (tájhasználat) bináris, ami azt jelenti, hogy a megfigyelt eseménynek csak két állapota van, azaz adott tájhasználat egy adott területen előfordul e (1 érték), avagy sem (0 érték). A magyarázó változók becslésére multinomiális logisztikus regresszió (logit) módszert használtam (Neter et al. 1996). A logit modell alap gondolata a valószínűség logit értékének használata függő változóként. A logit transzformáció a 0 és 1 közötti intervallumot képezi le $-\infty$ és $+\infty$ közé, többszörös regresszió esetén az alábbi egyenlettel írható le (1):

$$x = \log\left(\frac{p}{1-p}\right) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n \quad (1)$$

Ahol p az előfordulás valószínűsége, β_0 az egyenlet konstansa, β_n a becsült regressziós együttható, X_n a magyarázó változó, amely segítségével becsülni akarjuk az esemény valószínűségét. A $p/(1-p)$ hányados az odds (esély), $\log(p/(1-p))$ pedig a log odds, vagy logit. Az odds ratio = $\exp(\beta_i)$ kifejezéssel határozható meg, ami a bekövetkezett esemény egységnyi változásának az esélye. Mindez azt jelenti, hogy a $(p/1-p)$ odds minden egységnyi növekedéskor sokszorozódik $\exp(\beta_i)$ -vel (Neter et al., 1996 2). A különböző változók relatív előfordulásának becslésére standardizált logisztikus regressziós együtthatót használtam (2) (Menard, 2001).

$$b^*_{YX} = (b_{YX})(s_x) / \sqrt{s^2_{\logit(\hat{Y})} / R^2} = (b_{YX})(s_x) R / s_{\logit(\hat{Y})} \quad (2)$$

Ahol b^*_{YX} a standardizált regressziós együttható, b_{XY} a nem standardizált regressziós együttható, s_x X független változó normális szórása, $s^2_{\logit(\hat{Y})}$ logit(\hat{Y}) varianciája, $s_{\logit(\hat{Y})}$ pedig logit(\hat{Y}) normális szórása. R^2 a determinációs együttható.

A tájhasználat és a kiválasztott változók közti kapcsolatok meghatározása két lépésben történt, többváltozós regressziós módszer segítségével. Az első lépésben, annak megállapítására, hogy mely független változók gyakorolnak tényleges hatást a függő változóra, 0.05 szignifikancia szinten, stepwise eljárással szűrtem meg a magyarázó változókat. A módszer lényege abban áll, hogy az algoritmus egy F-próba értéket számol: a maradék négyzetösszeg (elhagyva a kérdéses változót) és a teljes maradék négyzetösszeg (a kérdéses változó is benne van) különbsége osztva a teljes szórásnégyzettel. Ha az F értéke kisebb, mint egy előre beállított eltávolítási érték (0.02), akkor az éppen vizsgált változó

elhagyható, s kimarad a végső modellből. A Forward stepwise eljárás a megadott változók közül próbál mindig egy újabbat bevonni a modellbe (esetleg egy már bevontat el is hagyhat) szintén az F-próba segítségével. Ha az F értéke nagyobb, mint a beállított érték (0.01), akkor megtörténik a változó bevonása, s kezdődik előről az eljárás. A stepwise eljárást minden egyes tájhasználati típusra elvégeztem.

Az egyenlet illeszkedés-vizsgálata legkisebb négyzetek módszerével a logisztikus regresszió esetén nem alkalmazható, ezért a tesztet a ROC-módszerrel (Relative Operating Characteristic) (Swets, 1988) végeztem el, amely alkalmas a predictor minőségi becslésére és összehasonlítható különböző modellekben. A ROC teszt egy sor "cut-off" érték segítségével a valószínűségek osztályozásán keresztül képes összegezni a logisztikus regresszió teljesítményét. A ROC-statisztika 0,5 (véletlen) és 1 (tökéletes illeszkedés) értékek között változhat.

Adott változók relatív fontosságának megállapítására az egyenlet standardizált regressziós együtthatóit használtam (standardizált béták vagy β_{st}). Az így kapott eredmények a cella-specifikus tájhasználatok elhelyezkedésének előrejelzését tették lehetővé. Ez a „regressziós felszínborítás” a CLUE-S allokációs modul kulcsfontosságú bemeneti tényezője volt.

Az aktuális területi politika tájra és a védett élőhelyekre gyakorolt hatásának **statisztikai összefüggéseken** alapuló vizsgálata két okból is problematikus. Egyrészt a különböző tájhasználati típusok változásai összefüggenek egymással (Verburg et al. 2002), azaz egy tájrészlet területi mutatója közvetlen hatással van egy másik tájra, másrészt nincs lineáris kapcsolat a különböző **tájmetriák**, például egy élőhely növekedése és az ökotóp éleinek száma, között (Hargis et al. 1998, Mezősi és Fejes 2004). Ezért sem vizsgálható például az élőhely-növekedés biodiverzitásra kifejtett hatása annak térbeli vonatkozásai nélkül. A **térselelésű tájmodellek** egyik előnye a területtervezési politika tájra gyakorolt hatásainak térképen való ábrázolása és elemzése.

A dolgozatban használt többszintű modell alkalmazásával egy prediktív célú statisztikai módszertant kívánok bemutatni, amely különböző idő- és térléptékű folyamatok integrálásával, statisztikai megközelítéssel írja le a tájhasználatban bekövetkező változásokat. Ez a módszer a táj kutatásokban egyre népszerűbb területi megközelítésű és időben dinamikus tájmodellre épül (Briassoulis 2000, Veldkamp és Lambin 2001), amelyben

különböző scenáriók alkalmazásával a tájhasználat-változás lehetséges kimeneteleinek elemzése valósul meg. Ha a biodiverzitás és a táj, mint önszabályozó rendszer összefüggései ismertek, továbbá a területtervezési politikát vizsgáló tájhasználati modelleken keresztül a jövőbeni tájváltozások térképezhetőkké válnak, akkor a táji értékek jövőbeni alakulásának kvantifikálása is pontosabb lehet. Az így kapott eredmények a tájvédelmi és a megőrzési politika döntésmechanismusait hatékonyan támogatják. Az alkalmazott többléptékű modell egyike azoknak a statisztikai eszközöknek, amely potenciálisan alkalmas lehet a mesterségesen kialakított térszintek és a különböző szervezeti szintek integrálására, mi több, képes e szintek közötti interakciók tanulmányozására is. A többszintű statisztikai modellezés a hierarchikusan felépülő komplex térstruktúrák adatainak elemzését teszi lehetővé (Snijders és Bosker 1999). A több térskálán alapuló elemzési technika (pl: Goldstein 1995, Snijders és Bosker 1999) egy hierarchikusan struktúrált adatok statisztikai feldolgozására épülő módszer. A többszintű regressziós modellek közvetlenül számolnak a különböző szintek változóival, ezért közvetlenül alkalmas a tájhasználati elemzésekhez, ezáltal a hipotézisünk különböző szintek adatainak összevonása nélkül tesztelhető. A többszintű modellezési technika főleg a társadalomtudományok (a szociológia, oktatás, pszichológia, gazdaságtan és kriminológia) alkalmazott módszere (Snijders és Bosker 1999), és csak manapság válik egyre népszerűbbé a földrajztudományok körében (pl: a közlekedés és földértékelési kutatásokban (Schwanen et al. 2004; Polsky és Easterling 2001)). A tájökológiai kutatásokban potenciális előnye a módszernek, hogy az ökotópok erősen hierarchikus struktúrába rendeződnek.

4.3. Geoökológiai térképezés

A távérzékelési, térképi és szakirodalmi adatbázisból származó adatok elemzése térinformatikai adatrendezési és kezelési eljárásokkal (digitalizálás, geoprocessálás, georeferálás és területi elemzés) egységes Földrajzi Információs Rendszerben (FIR) történt. Az adatkezelést és megjelenítést, valamint a modell-specifikációt az adatok egy egységes raszter-háló alapú térinformatikai rendszerében dolgoztam fel. Mivel a MÉTA-program keretében elkészített élőhelytérképek térbeli alapegységei, a szabványosítás miatt, egy 35 ha-os területet lefedő szabályos hatszögháló volt, és a természetes, illetve természetközeli élőhelyek attribútumai is ebben a térbeli felbontásban kerültek begyűjtésre, ezért egy 600*600 méteres, azaz 36 ha-os területet lefedő raszter-hálót alkalmaztam.

Kis-Sárrét tájhasználati mintázatát kialakító tényezők, az egymással összefonódó kapcsolatok, illetve a visszacsatolási folyamatok közvetlen mérése csak lokális szinten volt lehetséges. A folyamatok helyi szinten történő elemzése vezetett végül a mintaterület tájhasználat-változásait generáló hajtóerőknek a jobb megértéséhez. A lokális szintű optimális tájhasználat lehetőségeinek vizsgálatára alkalmas módszer a geoökológiai térképezési technika (GÖT, Mezősi és Rakonczi 1997). A javasolt módszer lényegében a táj biogén és abiogén alkotóelemeinek vizsgálatán keresztül kívánja meghatározni egy lehatárolt ökoszisztéma potenciális geoökológiai állapotát. A módszer részletesebb leírásával egy korábbi tanulmány foglalkozik (Duray és Hegedűs 2005). A geoökológiai térképezési folyamat alapvetően bio-fizikai paraméterek kvantifikálásával és súlyozásával értékeli a tájat, például természetvédelmi vagy ökológiai szempontból (Keveiné Bárány 1997). Távérzékelési és terepi adatok földrajzi információs rendszerben való szintézise során különböző problémaorientált térképek készíthetők, mint például a szükséges ökológiai beavatkozások térképe vagy az optimális területhasznosítási térkép.

A GÖT alapegysége az ökotóp, a táji ökoszisztéma legkisebb térbeli - topológiai dimenzióhoz tartozó – egysége, amely magába foglalja a biotikus és az abiotikus tényezőket is (Mezősi és Rakonczi 1997). A bioökotóp tulajdonságait a környezeti (abiogén) tényezők határozzák meg és ettől függ a biogén faktor összetétele, fejlődése, megújulási képessége is. Ebben az értelemben az ökotópok alkotják a homogén **tájfoltokat**, amelyek a táj szerkezeti elemei. A raster-alapú analízis során egy adott pixel az általa képviselt terület egység legjellemzőbb tájfoltjának attribútum-értékeit hordozza. Mivel a növényzet nagy pontossággal jelzi ezeket a tájfoltokat, a tájháztartás vizsgálat során értékelt biogén tényező az adott tájfolt domináns vegetációtársulásai voltak.

A kis-sárréti mintaterület ökológiai regenerációs potenciálját az ökotópképző, illetve a természetvédelmi funkciók értékelésével elemeztem. Az értékelést a térben működő táji dinamika lokális jellemzőinek természetvédelmi szempontú vizsgálatán keresztül mutatom be.

Az **ökotópképző érték** a tájháztartás teljesítő képességét fejezi ki, amit a tájpotenciálok együttese határoz meg. Ezek az attribútumok viszont csak akkor válnak térformáló tényezőkké, ha az ökotópon belül, azaz az abiotikus és biotikus tájösszetevők közötti működési rendszerben vizsgáljuk. A biotópok a külső zavaró tényezők ellenére is állandó

egyensúlyi állapot megtartására törekednek. A stabilitás mértékét a regenerálódási képesség és a természetes önszabályozó képesség határozza meg.

A **természetvédelmi funkció** a ritkaságot, veszélyeztetettséget mutatja, mértékét az ökotópképző értékkel együtt adhatjuk meg.

A biogén tényezőt jelentő növénytársulások a MÉTA-program során használt Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Program élőhelyeinek továbbfejlesztett változatai (mmÁ-NÉR 2003) voltak. A geoökológiai térképezés módszere során (Mezősi és Rakonczai 1997) a növénytársulás ökotópképző funkciója az asszociáció érettségével, természetességével, diverzitásával és az antropogén hatások mértékével került meghatározásra, amelyek pontos terepi ismeretek birtokában parametrizálhatók (1) (Keveiné Bárány 1997).

$$\text{Ökotópképző funkció/érték (ÖÉ)} = \text{érettség (É)} + \text{természetesség (T)} + \text{diverzitás(D)} + \text{antropogénhatás (A)} \quad (1)$$

Az *érettség*, vagy *maturitás* a növénytársulásoknak a jelenlegi hasznosítás melletti, különböző stádiumokra osztható szukcessziós sorban elért állapotát jelenti. A növénytársulásoknak ezt a fejlődési sorát külső tényezők befolyásolják, mint pl. a talaj tápanyagtartalma, a mikroklíma stb.

Az ökotóp *természetesség*-potenciálja a termőhely ökológiai stabilitásából vezethető le és a zavaró tényezőkkel szembeni ellenálló, illetve regenerálódó képességét fejezi ki.

A növénytársulások szerkezeti sokféleségének és fajgazdagságának mutatója a *diverzitás*, amelyek szintén nagy stabilitásúak, regenerálódási potenciáljuk viszont gyengébb.

A növénytársulások teljesítőképessége függ az *emberi tevékenység* hatásaitól. Ezek a károsítások (útépítés, csatornaépítés, tájhasználat, sövény-telepítés stb.) alapvetően befolyásolják az adott ökotóp ökotópképző funkcióját. Az elemzés során az antropogén hatás mértékét a MÉTA adatbázis szomszédosság attribútumaiból vezettem le. Ez a potenciál nem csak az emberi kockázati tényezővel számol, hanem az adott élőhelyet közvetlenül érintő egyéb környezeti elemeket is számba veszi (2).

$$\text{Antropogén hatás (A)} = f(\text{szomszédosság}) \quad (2)$$

A szomszédosság a közvetlen környezet (lehetséges) hatását jelenti az adott élőhely folt(ok)ra, továbbá azt fejezi ki, hogy mennyire veszélyezteti a környezet (annak egyes elemei, folyamatai) az adott élőhelyet. A MÉTA-ból levezetett értékkategóriákat a 4. táblázat szemlélteti.

SZOMSZ		Érték
Neg		0
-		1
+		2
fenn		3

Neg: a környezet „ellenséges”, degradáló, megszüntetően, de legalább negatívan, károsan hat az élőhelyfolt(ok)ra.

-: a környezet többé-kevésbé közömbös, de inkább negatív

+: környezet többé-kevésbé közömbös, de inkább pozitív

fenn: a környezet „barátságos”, a fennmaradást segítő.

1. táblázat: A szomszédosság értékkategóriái

Mindezek alapján az ÖKÉ az alábbi módon került megadásra (3):

$$\text{Ökotópkepző funkció/érték (ÖÉ)} = \text{érettség (É)} + \text{természetesség (T)} + \text{diverzitás(D)} + \text{Szomszédosság (SZ)} \quad (3)$$

A természetvédelmi funkció értékeléséhez tartozik a maturitás, természetesség, diverzitás és az antropogén behatás kritériumán kívül még a ritkaság, a veszélyeztetettség, a fejlődési tendencia, a fejlődési tartam és a jelenlegi érték.

A faj természetes *ritkasága*, az antropogén hatásra bekövetkezett visszaszorulását jelenti. A GÖT-ben a ritkaság a veszélyeztetettséggel és védelmi igénnyel adható meg. Ezt a potenciált a MÉTA adatbázis gyakoriság attribútuma fejezi ki (4).

$$\text{Ritkaság (R}_{\text{GÖT}}) = f(\text{Gyakoriság}_{\text{MÉTA}}) \quad (4)$$

A *gyakoriság* egy élőhely unikális voltát, ez által annak természetvédelmi értékét befolyásolja. Minél ritkább az előfordulás egy adott térségben, annál nagyobb a

természetvédelmi értéke. A kutatás szempontjából három kategória került elkülönítésre az adott élőhely alföldi gyakoriságát illetően (5. táblázat).

GYAK (VL)	Érték
ritka	3
közepes	2
gyakori	1

2. táblázat: A gyakoriság értékkategóriái

A GÖT-ben az ökotóp vagy növénytársulás veszélyeztetettségének meghatározására a növény és állatfajok vörös listái és eszmei értékei alkalmasak a meghatározására. Ezt az értéket a MÉTA adatbázis *veszélyeztető tényezőre* vonatkozó paraméteréből vezettem le, amely az élőhelyet degradáló, illetve az adott élőhely-folt jelen természetességi állapotának jövőbeni fennmaradási esélyét, illetve jövőbeni regenerációját csökkentő tényezőként szerepel (4).

$$\text{Veszélyeztetettség (V}_{\text{GÖT}}) = f(\text{Veszélyeztető tényező}_{\text{MÉTA}}) \quad (5)$$

A mintaterületre vonatkozó veszélyeztetettség kategóriák az alábbiak voltak (6. táblázat).

VESZTÉNY (V)	Érték
gyengén	1
közepesen	2
erősen	3

3. táblázat: A veszélyeztetettség értékkategóriái

A *jelenlegi érték* azt fejezi ki, hogy az eredeti növényzet milyen arányban van jelen a potenciális vegetációhoz képest. Ebből vezethető le az ökotópokat alkotó fajok védelmének szükségessége. A raszter alapú értékeléskor ezt a paramétert a természetes vegetációnak egy adott pixelen belüli százalékos aránya adta (6) (7. táblázat).

$$\text{Jelenlegi érték (J}_{G\ddot{O}T}) = f(\text{Terület/pixel} * 100) \quad (6)$$

jelenlegi érték	
1	10
2-5	5
6-10	4
11-20	3
21-40	2
41-100	1

4. táblázat: A jelenlegi érték kategóriái

A megújuló képességet az állományok kifejlődésének időtartamával adom meg, és a *regenerációs potenciállal jellemzem (7)*, a tulajdonképpeni dinamikus természetesség egy adott élőhely megújulási képességét jelöli három kategóriában (8. táblázat).

$$\text{Fejlődési tartam (F}_{G\ddot{O}T}) = f(\text{Regenerációs potenciál (Regpot}_{M\acute{E}T\acute{A}})) \quad (7)$$

REGPOT (K)	Érték
gyengén	1
közepesen	2
elég jól	3

5. táblázat: a regenerációs potenciál értékkategóriái

Összességében tehát egy adott terület természetvédelmi funkciója az alábbi részpotenciálok összessége (8):

$$\text{Természetvédelmi érték (TVÉ)} = \text{ökotópképzőfunkció/érték (ÖÉ)} + \text{Gyakoriság (GYAK)} + \text{veszélyeztetettség (V)} + \text{Regenerációs potenciál (REGPOT)} + \text{Jelenlegi érték (TER)} \quad (8)$$

A MÉTA-projektben alkalmazott módszer alapján lehetőség adódott az ökotóp képző és a természetvédelmi értékek meghatározásának egy másik módjára is. A GÖT módszertől való eltérés az ökotópok érettségének és természetességének értékszámainak meghatározásában található. E módszer szerint a *természetesség* a Németh-Seregélyes-féle természetességből származtatott, de azzal nem pontosan egyező kategóriák. A MÉTA-nomenklatúra szerinti nyolc osztály a parametrizáció és generalizáció során, a 9. táblázatban bemutatott érték kategóriákkal szerepeltek az elemzésben.

TERM	5	5r	5r3	5r4	4	4r	4r3	3	3r2	2	1
Érték	5	4	4	4	4	4	3	3	2	2	1

6. táblázat: A természetesség foka és érték kategóriái

A MÉTA-féle érettség és természetesség attribútumok alapján számított ökotóp képző érték (9) és természetvédelmi érték (10) tehát egy másik típusú számítás eredményei.

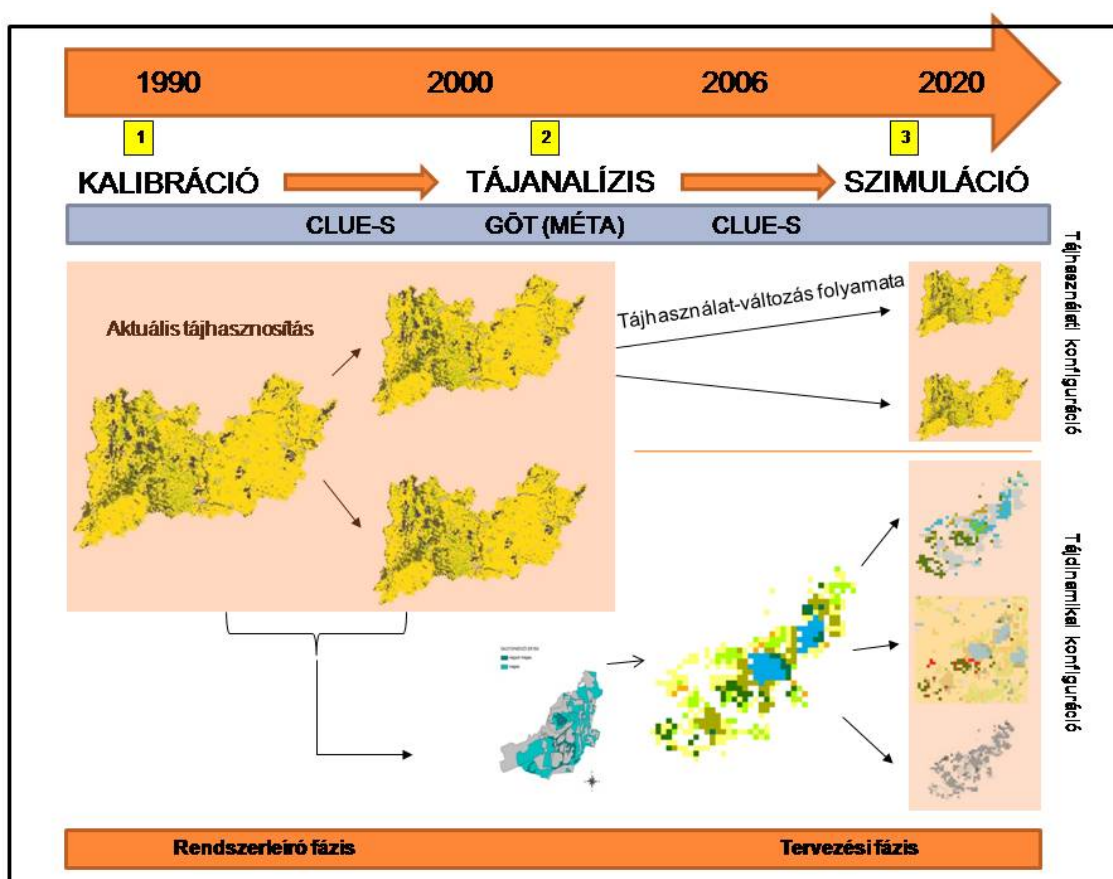
$$\text{Ökotópképző funkció/érték (ÖÉ}_{\text{MÉTA}}) = \text{érettség (É}_{\text{MÉTA}}) + \text{természetesség (T}_{\text{MÉTA}}) + \text{Szomszédosság (SZ)} \quad (9)$$

$$\text{Természetvédelmi érték (TVÉ)} = \text{ökotópképzőfunkció/érték (ÖÉ}_{\text{MÉTA}}) + \text{Gyakoriság (GYAK)} + \text{veszélyeztetettség (V)} + \text{Regenerációs potenciál (REGPOT)} + \text{Jelenlegi érték (TER)} \quad (10)$$

4.4. A kutatás lépései

A tájhasználat-változás kutatási módszere négy, egymástól jól elkülönülő fázisból áll. Az első fázisban kerül sor a probléma-meghatározásra, ezt követi a rendszerleíró, majd a tervezési fázis, végül a folyamat a megvalósítás szakaszával zárul. A probléma meghatározásnál számba vett tájhasználati trendek és igények a rendszerszimuláció lényeges bemeneti adatai. A rendszerleíró és a tervezési fázisokat a 13. ábra szemlélteti. A kalibráció a tájhasználati rendszer működésébe is betekintést enged, ezért a rendszer leírásában is fontos szerepet játszik. A változás folyamatának megértésében a későbbi tervezés során válnak ismét hasznos rendszerbemeneti információkká. A kalibrációs fázis az 1990-s bázisév és a 2000. év

megfigyelt tájhasználatának statisztikai és térbeli illeszkedésvizsgálatával indul. A kimenet több „valószínűségi térkép” sorozata, amelyből a legjobban illeszkedőnek a paraméterei lesznek a későbbi modell input adatai. A rendszerleíró fázis a geoökológiai térképezés továbbfejlesztett módszerével elvégzett tájanalízissel zárul. A tervezési fázis vizsgálatai általában az optimális tájhasználat jövőben realizálódó statikus megvalósítását eredményezik. Az optimális tájhasználat és a jelenlegi fejlesztési javaslatok összevetése segít a tervezett tájhasználati alternatíva kialakításakor szükséges helykiválasztásban és feltételeinek kialakításában. A regionális szimuláció során a különböző tájhasználati politikák forgatókönyveinek megfelelően lefuttatott modellek tájhasználati konfigurációit értékeltem, a kisléptékű szimulációval pedig Kis-Sárrét tájdinamikai jellemzőit elemeztem.



13. ábra: A tájhasználat-változás elemzésének kutatási sorrendje

Az értékelés során azokat a feltételrendszereket határoztam meg, amelyek a kívánt tájhasználati alternatíva megvalósítását lehetővé teszik. A közeljövő fejlesztési terveivel való esetleges konfliktus a lineáris programozási és prototípus-modellek céljainak egy sokkal realisabb meghatározásához vezethetnek. A tervezési fázisban a tájhasználat-változás

úgynevezett „hot-spotjainak” a kijelölése segít abban, hogy a kutatást a legmegfelelőbb területre és tájhasználati rendszerre irányítsa. A tájhasználat-változás ilyen „hot-spotjai” azok a területek, amelyek intenzív átalakulása nagy valószínűséggel bekövetkezik.

5. EREDMÉNYEK

5.1. Tájhasználat-változás modellezése a Dél-Alföld régióban

Az alábbi fejezetrészben – a tájhasználat-változás, valamint a fenntartható természetvédelmi-agrárgazdálkodási tevékenységek közti kapcsolatok jobb megértése céljából – a tájváltozásokat generáló legfontosabb faktorokat, a változásokkal kapcsolatos társadalmi, környezeti és gazdasági folyamatok fő összefüggéseit szándékozom meghatározni. Mindezek mellett a tájhasználat-változás hatásainak becslésére és a különböző scenáriók alapján a területhasználatot alakító területi politika tájalakító hatásainak elemzésére teszek kísérletet.

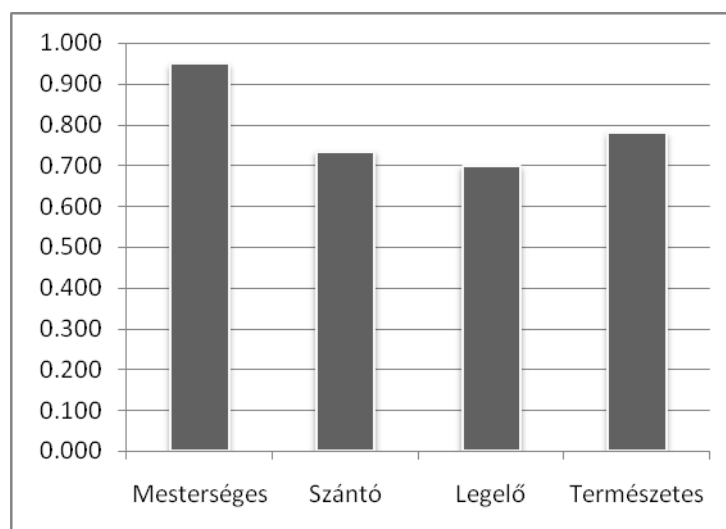
5.1.1. Statisztikai analízis

A tájhasználat-változást generáló erők, az úgynevezett prediktorok kiválasztásához stepwise-regresszió analízist használtam, amelynek eredményeit a 10. táblázat tartalmazza. A többváltozós regresszió-analízis illeszkedése jó (14. ábra), a leggyengébb illeszkedés a legelő esetében tapasztalható.

	Mesterséges	Szántó	legelő	erdő	természetes
tav_tel	-0.002				
tav_ut	-0.001				
fog_ip	0.032		0.05		
all_szm		0.003			-0.004
all_sert		0.007	-0.009		
fog_mg		0.037	0.058	-0.154	-0.045
fog_szol		-0.004			
nep_kul		-0.012	0.018		
parmat				-0.001	
wr		0.284			
bstop		1.73	-0.144	-1.32	

bssub	-3.315		
dgh	0.306		-0.587
erodib	-0.318	0.392	0.507
nep_sur		-0.005	
octop		0.104	
text		0.189	0.729
awctop			1.652
awcsub			-0.875
ceesub			-1.421
textsr			-0.296
wrbfull			-0.139
crust			-0.193

10. táblázat: A regresszió analízis eredményei

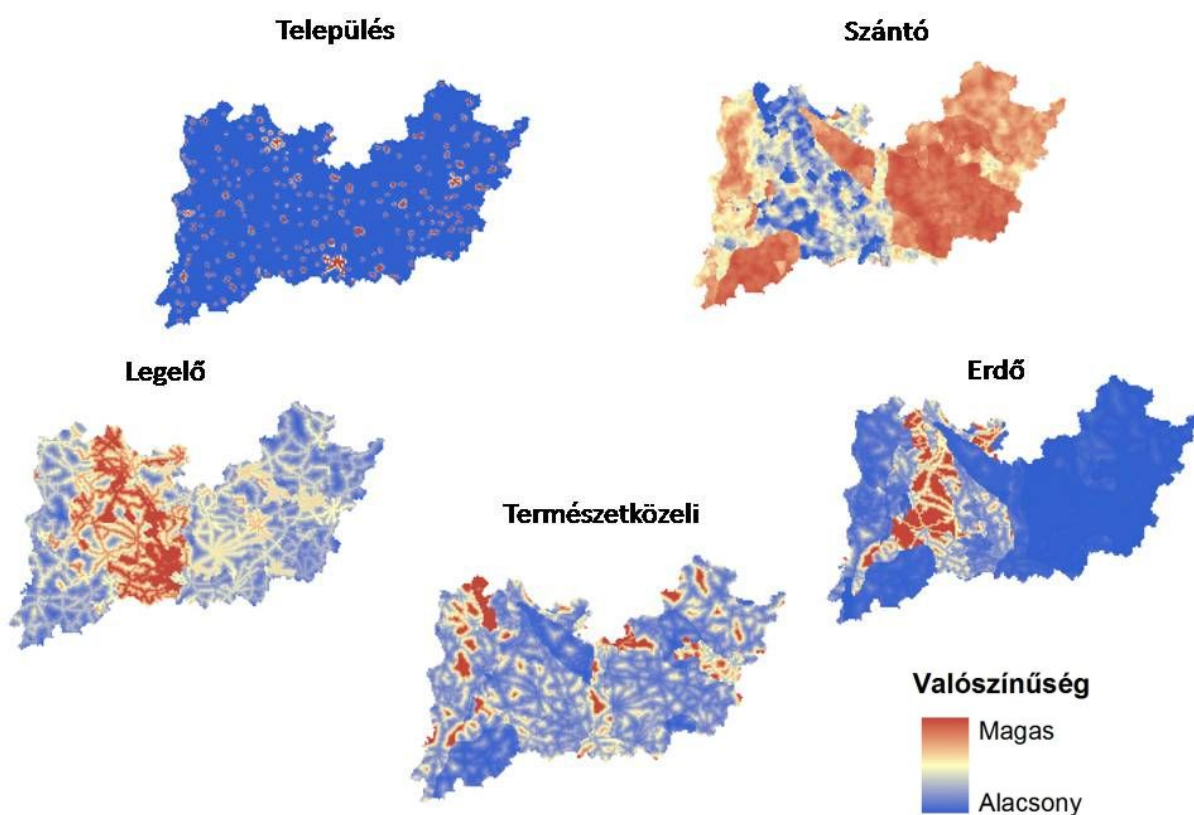


14. ábra: A regressziós egyenlet illeszkedése

Az eljárás során felszínborításonként összesen 47 változó került kiválasztásra, amelyek a később a modell szignifikáns prediktorai lettek (mesterséges: 3; szántó: 13; legelő: 12; erdő: 10; természetes: 9). Összességében a demográfiai változók gyengébb magyarázóknak bizonyultak, mint a talajjellemzők és a távolság-faktorok. A legtöbb tájhasználati típust magyarázó *talaj-változók* közül a talaj bázistelítettsége és az eróziós tulajdonságok voltak. Az előbbi a szántó esetében erős pozitív korrelációt jelez, míg a legelőnél és az erdőnél a viszony negatív előjelű, azaz a telítettség növekedésével valószínűbb a szántó terület jelenléte az adott területen. A talajok glej-szintje szintén prediktor a szántók és a

természetes területek esetében, az előbbieknél pozitív, az utóbbiaknál negatív előjellel. A talajváltozók alapján a mintaterület domináns tájhasználata nagy valószínűséggel lesz szántó, ha az adott terület talaja jó vízgazdálkodású, telített, mélyen glejesedő és erózióval szemben rezisztens. Hasonlóan, ha a talaj durva textúrájú, kérgesedési hajlama gyenge, a glej szint magas és erózióérzékeny, jó eséllyel alakulhat ki rajta természetes tájfolt. Az erdőterületek esetén a talajokat a jó vízkapacitás, gyenge kationcserélő képesség és a finom szerkezet jellemzi.

A 15. ábra a térbeli modell (CLUE-S allokációs modul) vizuális megjelenítése és az aktuális tájhasználat mintázatát hasonlítja össze a regressziós modell eredményei alapján előre jelzett valószínűségi térmentázattal. A valószínűségi térkép alapján a mesterséges felszínek előfordulása – a korlátozott számú és jellegű prediktorok miatt – jól illeszkedik a valósághoz. A mezőgazdasági területek, azon belül a szántók elhelyezkedésének prediktált valószínűsége szintén jól illeszkedik, főként Csongrád megye keleti és Békés megye jó adottságú szántóterületeinek felel meg.



15. ábra: A Dél-Alföld régió „valószínűségi térképei”

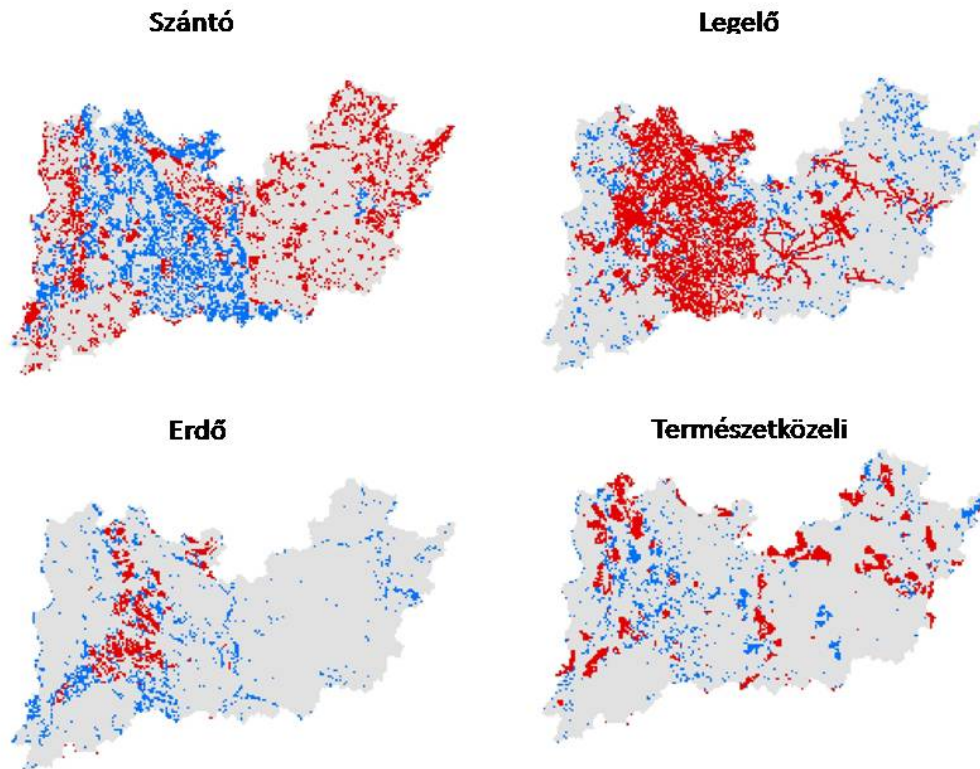
A modellben jól érvényesülnek a *távolsági faktorok* is, amit a legelőterületek elhelyezkedésénél lehet a leginkább megfigyelni. Mivel a mezőgazdasági területek többnyire a jó közlekedési viszonyokhoz igazodnak, az utaktól való távolsággal való korreláció a szántók és legelők esetén negatív előjelű, tehát az előfordulási valószínűség inkább az utak és a vizek közelében nagyobb. A szántók esetében jellemző a településtől való távolabbi, de az utakhoz közelebbi elhelyezkedés. Az erdős és természetközeli területek mozaikossága is megjelenik a modellben. A legelők esetén a víz közelsége is meghatározó magyarázó.

A mezőgazdaságban foglalkoztatottak aránya a mesterségest leszámítva mindegyik tájhasználati típusnál megjelenik, a szántónál és legelőnél természetesen pozitív előjellel, az erdős és természetes tájaknál negatív viszonyal.

A szántókon történő takarmánytermesztéssel magyarázható az állatállománnyal való pozitív korreláció.

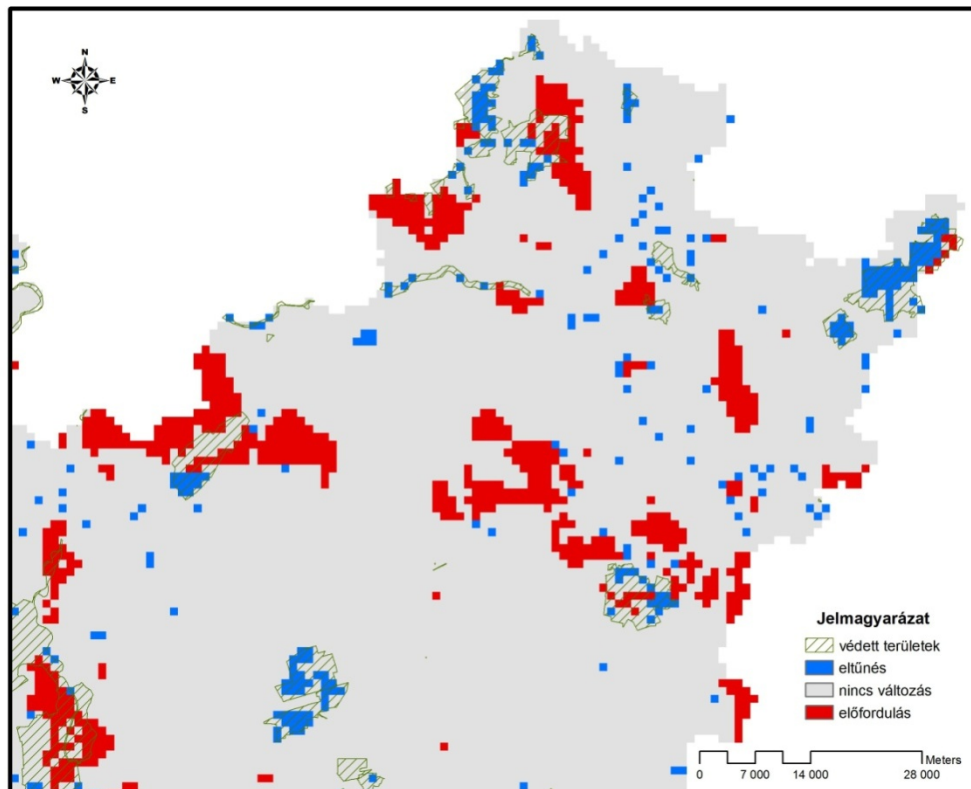
5.1.2. Regressziós „hot-spotok”

A tájhasználat változásait befolyásoló tényezők (driverekek) statisztikai elemzéséből, úgynevezett „regressziós *hot-spot*” térképek állíthatók elő a megfigyelt 2000. évi és a valószínűségi regressziós felszínborítási térképek különbségének vizsgálatával (16. ábra). A regressziós módszer nem tartalmazza a **tájhasználatok egymás közötti versenyt**, a tájdinamika egyik legfontosabb tulajdonságát. A „regressziós *hot-spot*” térképek elemzése viszont segíti a szimuláció lehetséges kimeneteleinek megértését. Ahol az aktuális és az előre jelzett felszínborítás eltér egymástól, nagy valószínűséggel – negatív vagy pozitív előjellel – valamilyen változás fog bekövetkezni. A térkép alapján, a Tiszától nyugatra a szántó területek lecsökkennek, a növekedés határai sokkal szűkebbek a már egyébként is művelés alatt álló békés-csanádi területeken. Szinte ellenkező előjellel koncentrálnak a Duna-Tisza közére a legelőterületek előfordulási valószínűsége. Potenciálisan sokkal nagyobb lehetőség van ennek a fajta tájhasználatnak a kialakulására. Az erdők területbővülési lehetőségeinek tekintetében egy erős földrajzi koncentráció figyelhető meg, ugyan akkor a jelenlegi folyómenti galériaerdők területvesztése várható. A természeteshez közeli területek térnyerési lehetőségei szintén koncentráltan, de viszonylag szórtan jelentkeznek.



16. ábra: Regressziós „hot-spot” térképek a szántó, legelő, erdő és természetes területekre. Piros szín jelöli az adott tájhasználat várható területnövekedését, a kék a területvesztést. A szürke területeken nincs változás.

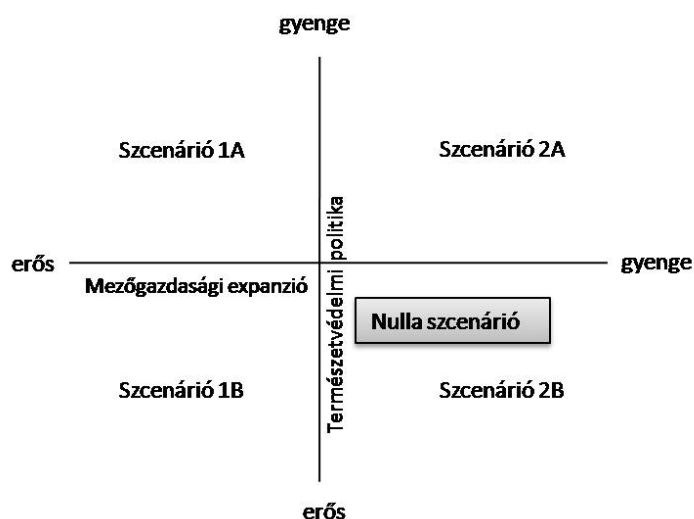
Érdeemes kiemelni a térkép természetvédelmi célzatú értékelésének lehetőségét. Számos már védett területen (pl: Biharugrai halastavak, Kardoskúti Fehér-tó, Csanádi puszták stb.) valószínűsíthető területcsökkenés, amely a meglévő értékeket veszélyeztetheti (17. ábra). Ezek a területek, bár a vizsgált talajtani esetleg humánföldrajzi tényezők által alulpreferáltak, mégis egyéb értékeik miatt (madárátvonulás, értékes gyeprvegetáció stb.) további védelemre szorulnak, sőt a védelmi övezet kibővítése indokolt. A modell-szimulációban ezek a területek korlátozott tájhasználat-változással szerepelnek.



17. ábra: A természetvédelmi területek és a várható tájdinamikai folyamatok alakulása. piros: természetes területek elhelyezkedése; kék: természetes területek eltűnése

5.1.3. Jövőbeni hasznosítás – Területi politikák, tájhasználati igény

A tájváltozás modelljét négy scenárió felhasználásával futtattam le. Mindegyik esetben húsz év a szimuláció ideje. A jövőképek kialakításánál a különböző nemzeti, területi stratégiákat és empirikus információkat vettem alapul. Mindezek kvantifikálásával és szintetizálásával alakítottam ki olyan földhasználati igényeket, amelyek inputként szerepeltek a CLUE-S modellben. A fentiek alapján öt scenárió kidolgozására került sor: a Nulla scenárió tulajdonképpen a kalibrált paraméterek folytonosságán alapszik és az utóbbi tíz év trendjének a kivetítése. Az 1 scenárió egy erős mezőgazdasági expanziót, a 2 scenárió pedig az ágazat jelentőségének csökkenését feltételezi. Mindkét jövőkép további két változattal is modellezésre került (A és B verzió), amelyek egy erős és egy gyengébb természetvédelmi politika érvényesülését veszi számba (18. ábra).

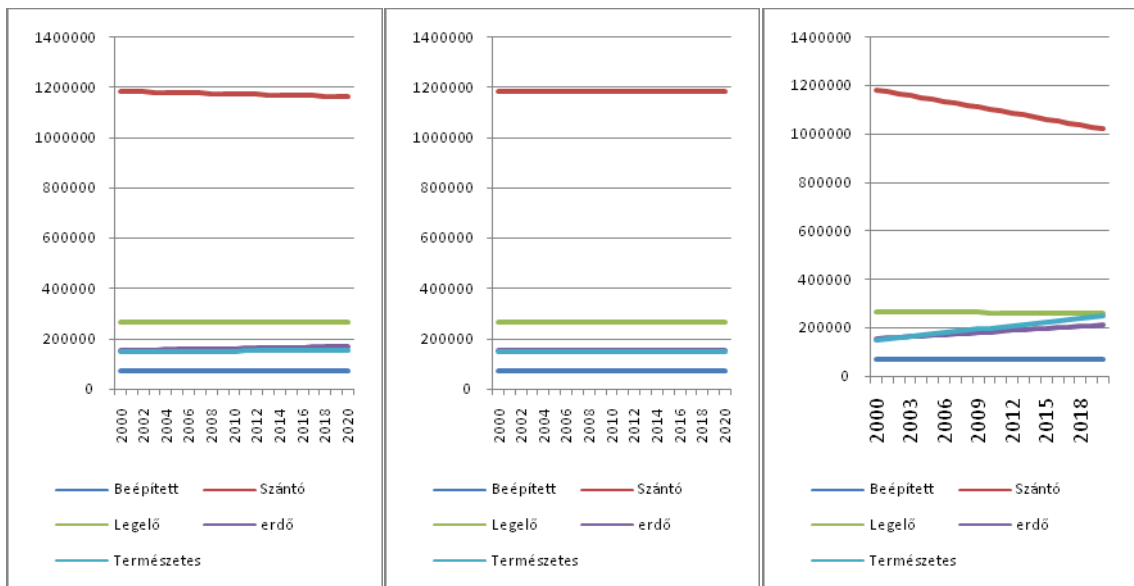


18. ábra: a mezőgazdasági expanzió és a természetvédelmi politikán alapuló 5 szcenárió

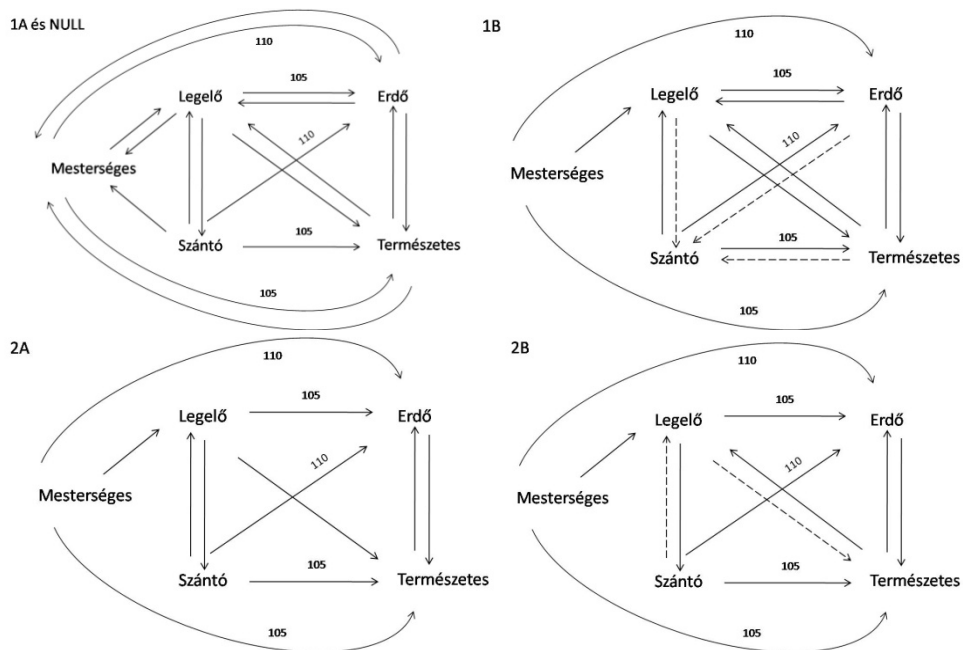
Mindegyik szcenárió számol a már létező nemzeti parkok természetvédelmi területeinek stabilitásával.

Nulla szcenárió

A kiinduló jövőkép a jelenlegi trend folytonosságán alapszik, vagyis a szántóterületek mérsékelt (évi 1020 ha-os) csökkenését, ezzel párhuzamosan a legelő (40ha), illetve természetes tájak moderált növekedését (1010ha) feltételezi. A népességszám az 1990-es évek óta tartó csökkenés trendjét követi. A helyben élők nagyban függenek a mezőgazdaságtól, a szántók és legelők aránya – a gyepgazdálkodás felértékelődése miatt – az utóbbi javára változik, ami az erdő és a természetes területek hasonló transzformációs helyzetét feltételezve egy viszonylag erősebb természetvédelmi aspektust jelent. A tájhasználati igényeket a 19. ábra szemlélteti. Ebben a jövőképben nem jelenik meg új területhasználati politika, a létezők viszont nem hatnak a folyamatra. Úgy is mondhatjuk, hogy a tájfejlődés kényszer nélküli, az összes – biofizikailag is lehetséges – tájhasználati átmenet lehetséges (20. ábra). Mivel a bemeneti adatként szolgáló tájhasználati igény nem hat a tájhasználati módok folyamatos növekedési, illetve csökkenési helyzetére, ezért ezek könnyen kiolthatják egymást. Az öt vizsgált jövőkép közül ez az egyetlen, amelyben a tájhasználati módok átalakulása a kalibrált paraméter rugalmasságát követi, azaz a mesterséges, a legelő, az erdő és a természetes tájhasználati típusok viszonylag kötöttebb átalakulási folyamatot követnek, míg a szántó terület helyváltoztatása viszonylag lazább e tekintetben.



19. ábra: tájhasználati igények alakulása a Null scenárió (a), az 1 (b) és a 2 (c) esetén



20. ábra Tájhasználati konverziós szabályok a CLUE-S modellben

Szcenárió 1A: Erős mezőgazdasági expanzió gyenge természetvédelmi politika

Ez a jövőkép alapvetően a folyamatok iránya terén tér el a nulla scenáriótól. Azt az esetet vizsgálja, amikor további szántó- és gyepterületek bevonásával (100 ha, illetve 50 ha évenként) az erdő és természetes területek csökkennek (50ha és 90 ha évenként). A szántó területek csak legelőterületekből alakulhatnak át közvetlenül, miközben a mesterséges és

művelés alatt álló területek csak meghatározott idő után alakulhatnak át természetes területekké. Bár a jelenlegi trend és a globális és nemzeti makrogazdaság-politika sem ebbe az irányba mutat, a scenárió felállítása a táj teherbíró képességének, azaz további művelhető terület kialakulási lehetőségének az előrejelzését célozza. Ennek érdekében az átalakulási rugalmasság a szántó és gyepterületek vonatkozásában magasabb értéket kap, miközben a természeti területek kötöttebb helyváltoztatással jellemezhetők. Ez a beállítás – a tájdinamika jobb megismerése végett – a további scenáriókban is megmaradt. A népességszám ebben az esetben is csökkenő tendenciájú, miközben a foglalkoztatás nemzetgazdasági szintű megoszlása állandó marad.

Scenárió 1B: Erős mezőgazdasági expanzió erős természetvédelmi politika

Ebben a jövőképben hasonló tájhasználati igények és folyamatok feltételezettek, mint az 1A scenárióban, azzal a különbséggel, hogy a legelő és szántó területek kialakulásának feltételei csak a mezőgazdaságilag jó adottságú helyekre korlátozóttak. Erdő- és természetes területekből mezőgazdasági területek, illetve legelőből újabb szántó területek csak a jó potenciállal rendelkező térségben lehetségesek. További módosítás az előzőekhez képest, hogy a beépített területek csökkenése csak a természetesebb tájhasználatok irányában engedélyezettek.

Scenárió 2A: Gyenge mezőgazdasági expanzió, gyenge természetvédelmi politika

A 2A scenárió tájhasználati igényei a jelenlegi irányt követik. A legelőterületekét kivéve, ahol a természetes területek intenzívebb dinamikáját segítve, szintén csökkenő tendenciájú. A szántók esetében drasztikus csökkenés feltételezett. Bár a szántó-legelő konverzió lehetséges, együttes területvesztésük meghaladja az évi 8000 hektárt, amely a jelenlegi agrárkörnyezetvédelmi politikához igazodik. Ezt kiegyensúlyozva a természetközeli területek erőteljes növekedése várható, ami már önmagában is kedvez a természetvédelmi törekvéseknek, mégis a szántóterületek és a legelők kialakulásának feltételei, bizonyos határok mellett, kötetlenek. Ez a jövőkép a mezőgazdasági átalakulásnak azt a folyamatát kívánja leírni, amelyben a termőterület mintegy kétharmadán várhatóan az eddiginél intenzívebb, s egyértelműen árutermelő mezőgazdasági művelés, egyötödén pedig extenzív, de ugyancsak piacra termelő gazdálkodás várható (Fehér Könyv). A maradék mezőgazdaságterületen folytatott tevékenységet táj- és környezetápoló-fenntartó

mezőgazdálkodásnak minősíthetjük. Általánosságban a lakosság sokkal függetlenebb az agráriumtól.

Szenárió 2B: Gyenge mezőgazdasági expanzió, erős természetvédelmi politika.

Ez a szenárió a 2A jövőkép tendenciáját követve a legelő-szántó és természeti területek-
legelő konverziókat a jó potenciálú területekre szorítja.

Fontos megemlíteni, hogy a szimulált jövőképek mindegyikében figyelembe vettük a természetvédelmi területek mai elhelyezkedését, tehát az allokáció csak e térségeken kívül következhetnek be.

5.1.4. Forgatókönyv eredmények

A Nulla szenárió a szántók mérsékelt csökkenése és az alacsony rugalmassági tényezők miatt, főként a legelő területek kialakulását teszi lehetővé, azok is inkább az ilyen szempontból kedvezőbb homokhátsági területeken.

Az 1 típusú szenáriók (erős mezőgazdasági expanzió) minimális változást eredményeznek a kiinduló 2000-es állapothoz képest. Ennek egyik oka a területigényből adódó eleve kisebb mértékű változás, amikor a magasabb szántó- és legelőterület-igény meghaladja a potenciális lehetőségeket, tehát a szántóterületek kialakulását lehetővé tevő feltételek maximális kihasználtsága, azaz további szántók kialakulása nem várható. Mindezt az alapállapothoz leginkább illeszkedő 1B szenárió magyarázza a legjobban, amelyben a szántó és a legelő területek jó mezőgazdasági potenciálú térségekre korlátozottak. Tehát elmondható, hogy már 2000-ben is azokon a területeken folyt intenzív szántóföldi tevékenység, amely e tájhasználati típus mérsékelt növekedését feltételezve várható volt. Az 1B szituáció gyenge mezőgazdasági potenciállal rendelkező területein főként a szántó és legelő területek versenye dominál.

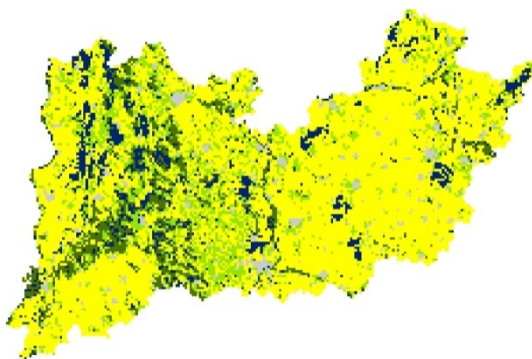
A szimulációk közül a változások legdinamikusabb verziója a 2 szenárió, amikor is a mezőgazdasági területek 8,7%-os csökkenése mellett nagyobb teret kapnak a természetes (5,6%) és az erdős területek (3,3%). A két változat között viszonylag kismértékű a különbség, többnyire a jó természeti potenciállal rendelkező Duna-Tisza közti területeken következik be kedvező irányú változás.

A scenáriók különbségei jól leírhatók korreláció-analízis segítségével (11. táblázat). Ez alapján a legnagyobb eltérés (0,69) a Nulla és a 2A verzió között található, ezért a további elemzések alapjául ez a forgatókönyv szolgált (21. ábra).

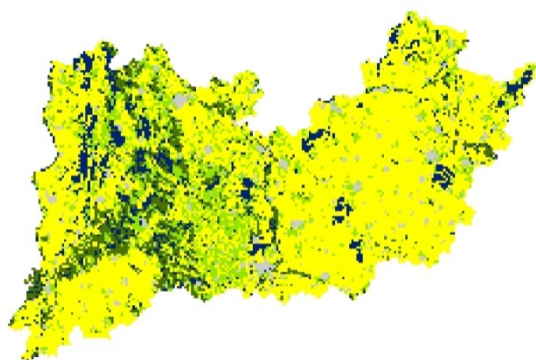
Pearson Korreláció						
	2000	NULL	1A	1B	2A	2B
2000	1.000	0.844	0.997	0.999	0.774	0.783
NULL	0.844	1.000	0.842	0.844	0.697	0.707
1A	0.997	0.842	1.000	0.997	0.770	0.778
1B	0.999	0.844	0.997	1.000	0.773	0.782
2A	0.774	0.697	0.770	0.773	1.000	0.929
2B	0.783	0.707	0.778	0.782	0.929	1.000
**	Korreláció szignifikáns a 0.01-es szinten					

11. táblázat: a forgatókönyvek statisztikai kapcsolata Pearson-korreláció alapján

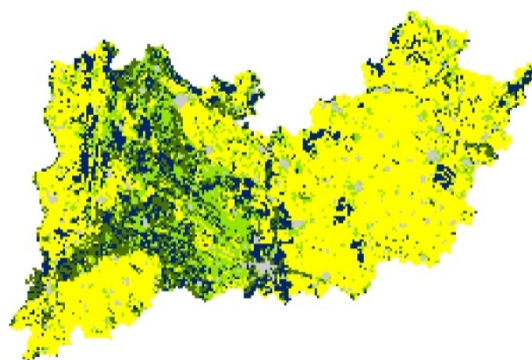
A Nulla-szenárióban a legelő, a gyepek és az erdő területek kedvező tendenciájú változásának következtében Szegedtől ÉNy-ra eső legelők, de általában a homokhátság területei változnak dinamikusabban. A 2A scenárióban szintén a Duna-Tisza közén nagyobb a természeteshez közeli tájak kiterjedése.



a)



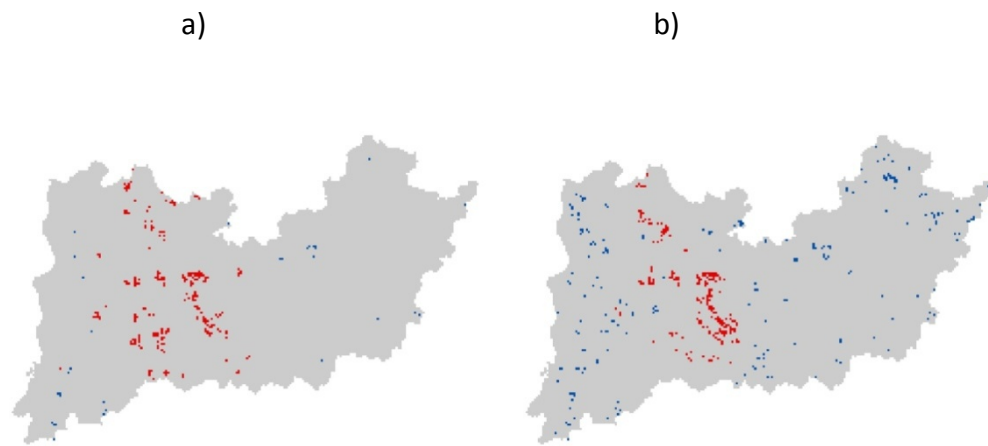
b)



c)

20. ábra: A vizsgált terület tájhasználatát a) 2000-ben, illetve a b) Nulla- és a c) 2A szimuláció eredmények 2020-ban (jelmagyarázat a 4. ábránál)

A tájhasználat-változás úgynevezett „*hot-spot*jainak” kijelölése segít abban, hogy a kutatást a legmegfelelőbb területre és tájhasználati rendszerre koncentrálja. E területek intenzív átalakulásának valószínűsége szignifikáns. Ezek a „*hot-spot*ok” abban különböznek a „regressziós *hot-spot*” térképektől, hogy a jósolt változások az adott tájhasználati típus átalakulásának dinamikáját jelölik (22. ábra).



21. ábra: a legelő tájhasználati típus jószolt előfordulása (piros), illetve átalakulása más típusú tájhasználatba (kék) a) a Nulla és b) a 2A forgatókönyvek szerint

A 2A kisebb mezőgazdasági expanzió esetén a legelők tekintetében a jelenlegi előfordulás átalakulásának intenzitása nagyobb, mint a kötöttebb rugalmasságú és kisebb intenzitású nulla-szenárióban. A változatlan területi igényeket összesítő Nulla forgatókönyv esetén a legelőterületek nagyobb előfordulása várható.

5.2. Kis-Sárrét Tájdinamikai vizsgálata

Ebben a fejezetben három modell futtatásával elemzem a kis-sárréti mintaterület tájdinamikai jellemzőit, valamint a védett terület és környezetének élőhely-, tájhasználat- és az ökológiai szempontú regenerációs potenciál változásainak eredményeit mutatom be.

E három modell három hipotézis igazolására is szolgál, továbbá a harmadik modell alkalmazásával a geoökológia térképezés módszertanát kívánom egy új típusú, optimális tájhasználat aspektusú prognózist is lehetővé tevő alkalmazással kiegészíteni. A módszerrel alátámasztani kívánt három hipotézis az alábbiak voltak:

(1.) Adott élőhely vagy biotóp kialakulásának helyét a táj talajának biofizikai paraméterei, illetve a vizektől és mesterséges objektumoktól (utak, település) való távolság jelentősen befolyásolja: például a sziki társulások nagyobb valószínűséggel fejlődnek ki olyan talajokon, amelyeknek vízgazdálkodása igen nagy víznyelésű és vízvezető-képességű, gyenge vízraktározó- képességű.

(2.) A természetvédelem szempontjából értékes Kis-Sárréten a tájhasználat és a felszínborítás a területen előforduló legértékesebb élőhelyek términtázatához igazodik: a

szikeseken legeltetés és kaszálás folyik, a vízgazdálkodás helyszínein hínárvegetáció található, illetve az értékes erdőterületen zajló tevékenységek is a fás társulásokhoz kötődnek. Az ökotópok elhelyezkedése mellett, az utaktól és a természetes vagy mesterséges vízfolyásoktól való távolság is befolyásolja egy adott tájhasználat meglétét vagy hiányát: az utak közelében inkább találunk legelőt és kaszálót, mint mocsár vagy hínár vegetációt.

(3.) Az ökotópok típusa, mérete és a tájhasználati módok együttesen a természeti szempontból értékes és érzékeny élőhelyek természetvédelmi értékeinek meghatározó tényezői.

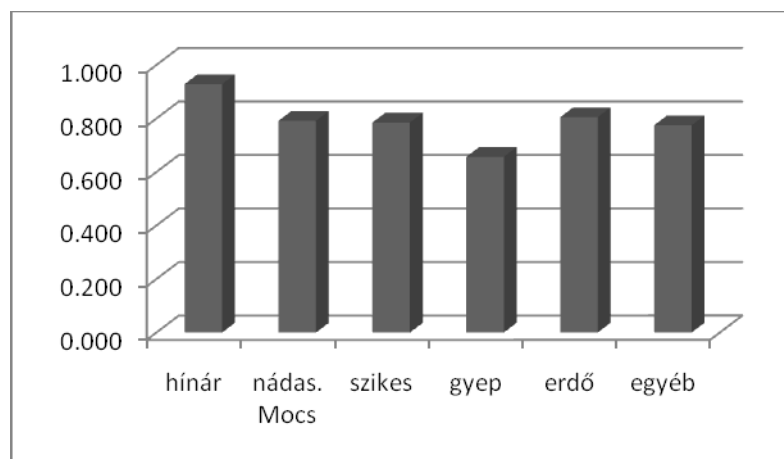
5.2.1. Kis-Sárrét élőhely-változásának modellje

5.2.1.1. Statisztikai analízis

Az (1) hipotézisből kiindulva, a mintaterület jellemző növénytársulásainak kialakulási helyére leginkább ható tényezők a talaj- és távolság paraméterek voltak (12. táblázat). A többváltozós regresszió analízissel kiválasztott magyarázó változókat a 19. táblázat mutatja be. A számítás illeszkedését ROC-analízissel ellenőriztem, amely alapján az egyenlet mind a hat élőhelyre jónak mondható (23. ábra).

	hínár	nádas és mocsár	szikés	gyep	erdő	egyéb
<i>tal_fizik</i>						0.753
<i>tal_gen</i>			-0.352			
<i>tal_heter</i>		-0.234			0.474	
<i>tal_kozet</i>	-4.390					
<i>tal_tertek</i>					-0.330	
<i>tav_foly</i>			-0.002	0.001		
<i>tav_np</i>		0.001	-0.001			0.000
<i>tav_tel</i>	0.001	0.000	-0.001		0.000	
<i>tav_to</i>	-0.02	0.000	0.000	0.000		
<i>tav_ut</i>						-0.001

12. táblázat: Az élőhelyek kialakulását magyarázó változók

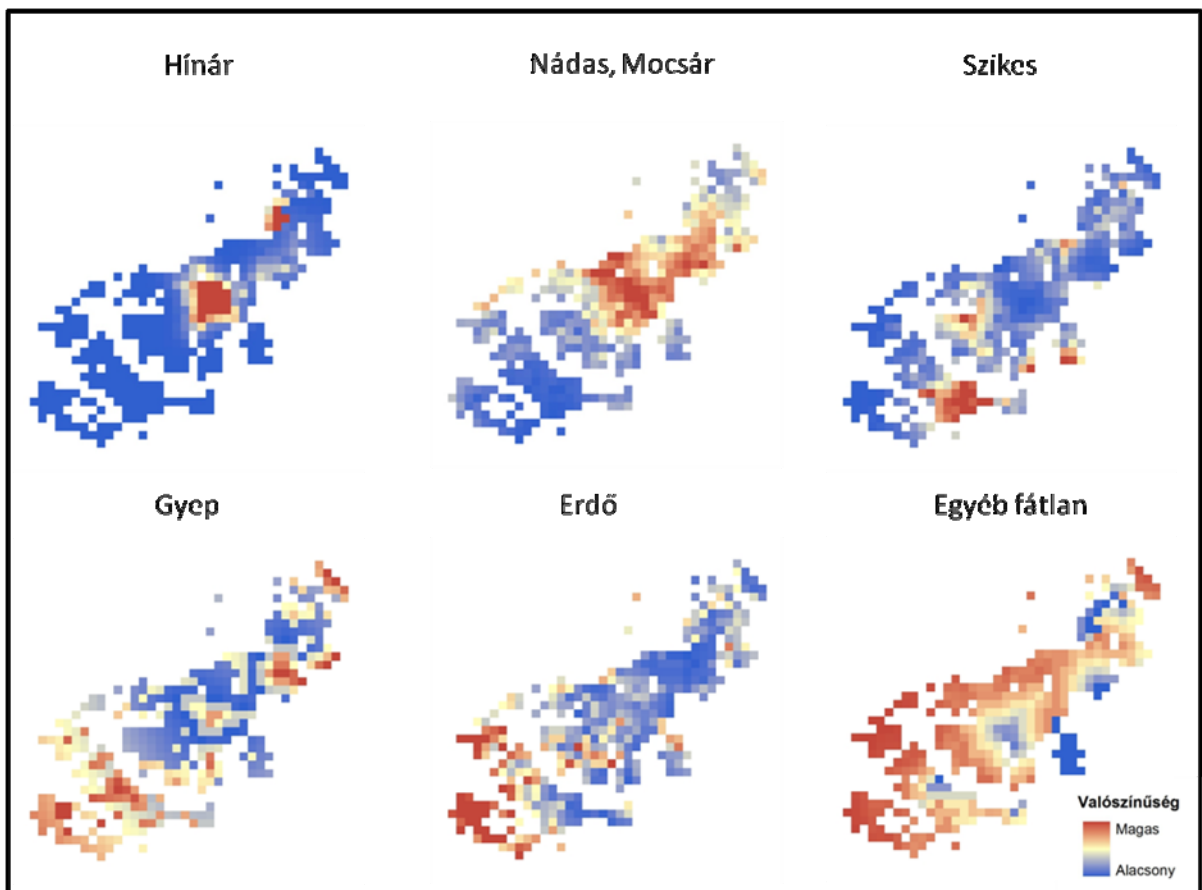


23. ábra: A regressziós egyenlet illeszkedése

A távolságadatok mindegyike szerepel, míg a talajjellemzők közül öt prediktor maradt, amelyek szignifikánsan megmagyarázzák az adott élőhelyt, mint függő változót. Ezek alapján a hínárnövényzet egy bizonyos helyen való előfordulása inkább a periglaciális üledéken képződött talajokon, a településektől távol és a tavak mellett valószínű, a nádas és mocsár ökotópoké pedig a kevésbé heterogén talajokon, a nemzeti park és település határától távolabb. A szikeseket és nedves gyeptájakat a réti szolonyec talajtípusok előfordulása és a folyóhoz, a nemzeti park határához és a településekhez való közelség magyarázza meg, a száraz vagy félszáraz gyepek eseteiben pedig a folyóktól és tavaktól való távolság a legjobb prediktorok. Az erdős területeket szintén a talaj heterogenitása magyarázza pozitív esélyhányadossal, a talajérték szám pedig negatívval, ami a társulástípus talajtermékenységéhez való erős kötődést jelez. Az egyéb típusba sorolt fátlan élőhelyek előfordulása nagyobb valószínűséggel a kötöttebb, agyagosabb talajokon jellemző, továbbá pozitív magyarázó erővel bír még a védett terület határa, illetve az utaktól való távolság is.

5.2.1.2. Regressziós „hot-spotok”

A regressziós egyenlet eredményeinek térbeli ábrázolásával az egyes élőhelyek elhelyezkedésének valószínűségi térképe hozható létre (24. ábra).

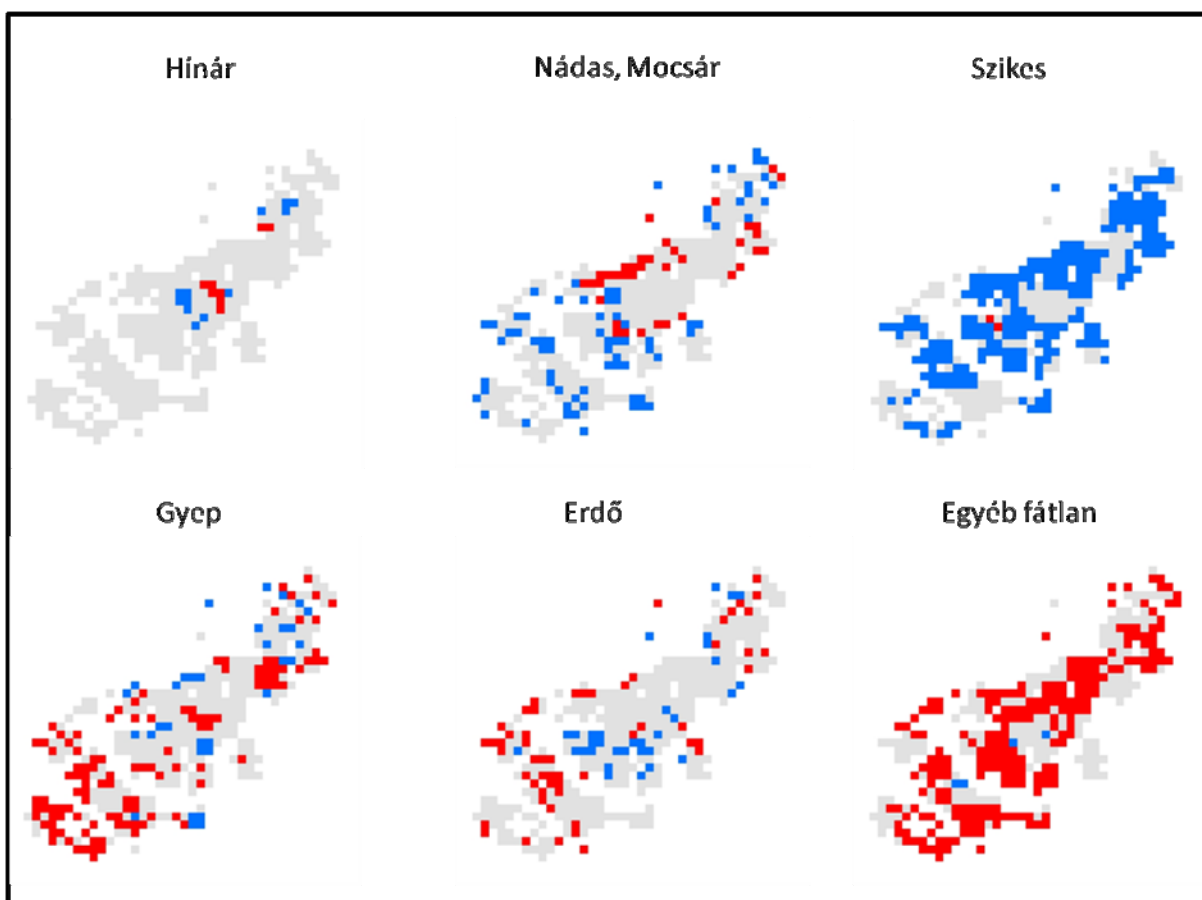


24. ábra: Az élőhelyek valószínűségi térképe

A hínárnövényzet valószínűségi elhelyezkedése – a vízhez kötöttségéből adódóan – koncentráltan jelenik meg a tavak és a mocsarak környékén, a nádas és mocsári vegetáció szintén a vizes élőhelyek környékén koncentrálódik (Ugrai-rét, Sző-rét, Ugrai-tó és Begécsitő). A szikes foltok csak néhány helyen Mezőgyán, Zsadány és Biharugra települések környékén, valamint az országhatár mentén található. A száraz és félszáraz gyepek mozaikosan szóródnak szét a mintaterületen, többnyire azokon a szárazabb területeken. Az erdős területek a Kisgyantái legelőtől keletre koncentrálódnak, az egyéb fátlan ökotópok megjelenése pedig gyakorlatilag az egész mintaterületen valószínű.

A szikes területek léte nagymértékben függ a talajparaméterektől, azok közül is a talajok genetikai típusától. Ha csak ezt a tényezőt vesszük, akkor az élőhely előfordulásának alacsony a valószínűsége. Ha azonban a különböző távolságfaktorokat is számításba vesszük, akkor jelentős mértékben növeli a szikesek kialakulásának valószínűségét a vizekhez való közelség és a védett területek határa.

A valószínűségi térképek és az aktuális élőhely-térképek összevetéséből szerkeszthetők meg a „regressziós *hot-spot*” térképek, amelyek a jövőre vonatkoztatva szolgáltatnak fontos információval a későbbi szimulációk lehetséges kimeneteleiről (25. ábra).



25. ábra: Regressziós *hot-spot* térképek (Piros szín jelöli az adott élőhely előfordulásának valószínűségét, kék szín annak hiányát, szürke szín pedig ahol várhatóan nem történik változás)

Az aktuális és a regressziós élőhelyek különbségei – megfelelő előjellel – az adott ökotópok előfordulásának valószínűségéről adnak tájékoztatást. Természetesen a forgatókönyveken alapuló élőhely-változás modellben az ökotópok versenye is megjelenik, azaz a valószínűségi térképekből számolt „*hot-spot*oknak” csupán indikátor szerepe van a változás irányát és helyét tekintve. A területváltozások szempontjából két élőhely típust érdemes kiemelni: a szikes vegetáció kialakulásának valószínűsége jelentősen korlátozott, azaz további területnövekedéssel új helyen már kicsi az esélye, hogy nedves ökotóp jöjjön létre, az egyéb fátlan vegetációtársulások kialakulásának feltételei viszont szinte bárhol adottak. A többi ökotópnál ezek a változások kiegyensúlyozottak.

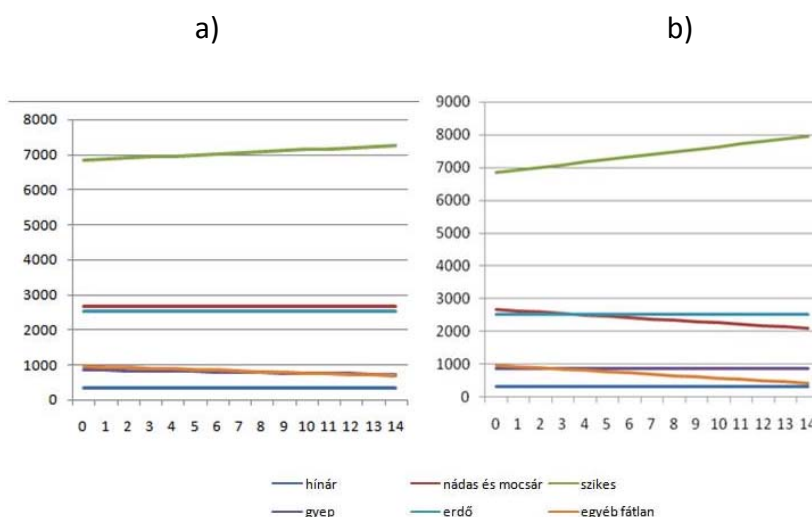
5.2.1.3. Az élőhely-változás forgatókönyvei

A mintaterület ökotópjainak 15 év során bekövetkező területi változásait szimuláló modellek az agrár-környezetvédelmi és természetvédelmi szempontokból is prioritást élvező gyepgazdálkodás és a vizes élőhelyek védelmének előtérbe kerülését veszik alapul, a 26. ábrán bemutatott konverziós szabályok szerint.



26. ábra: A CLUE-S modellben alkalmazott konverziós szabályok

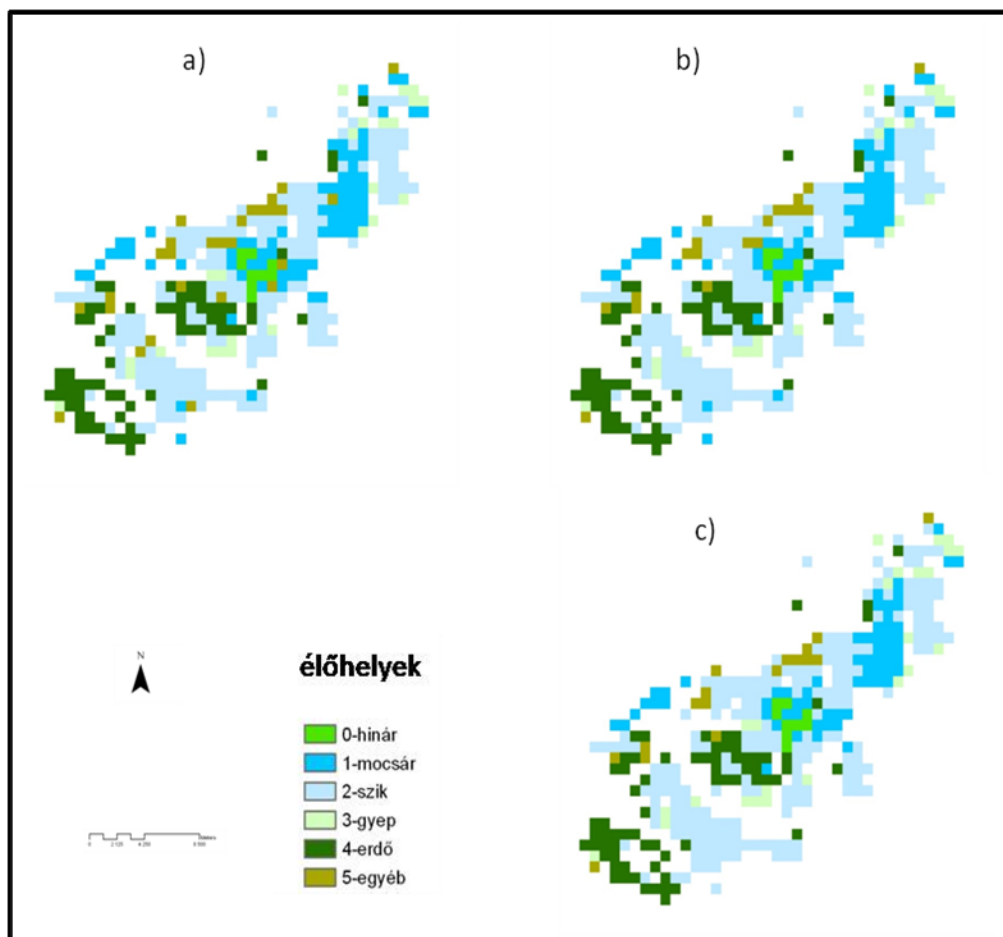
A modell során két forgatókönyv szerint változott az élőhelyek területi igénye. Mindkét scenárióban a szikesek élőhelyeit alkotó mocsárrét, ürmös puszta, szikes rét, rétsztyepek, illetve padkás szikesek és szikes tavak sziki növényzeteinek területe növekszik (30 és 80 hektárral), az 1. forgatókönyvben a gyep-, illetve egyéb fátlan élőhelyek rovására (10 és 20 hektár), a 2 forgatókönyv alapján pedig a mocsári és szintén az egyéb jellegtelen fátlan ökotópok kárára (40-40 hektár) (27. ábra).



27. ábra: Élőhelyek területváltozása az a) 1 és b) 2 forgatókönyvek alapján

Az 1. szcenárióban a szikesek területe mintegy 3%-kal nő, a gyepterületeké pedig 1%-kal, az egyéb fátlan ökotópoké 2%-kal csökken. A 2. forgatókönyv során a mocsári és egyéb fátlan területek 4-4%-kal csökkennek, miközben a szikesek területe 48%-ról 56%-ra nő.

A szimulációk eredményét a 28. ábra szemlélteti. Fontos hangsúlyozni, hogy a rasteres megjelenítéskor egy-egy pixel a domináns élőhely-típust ábrázolja.

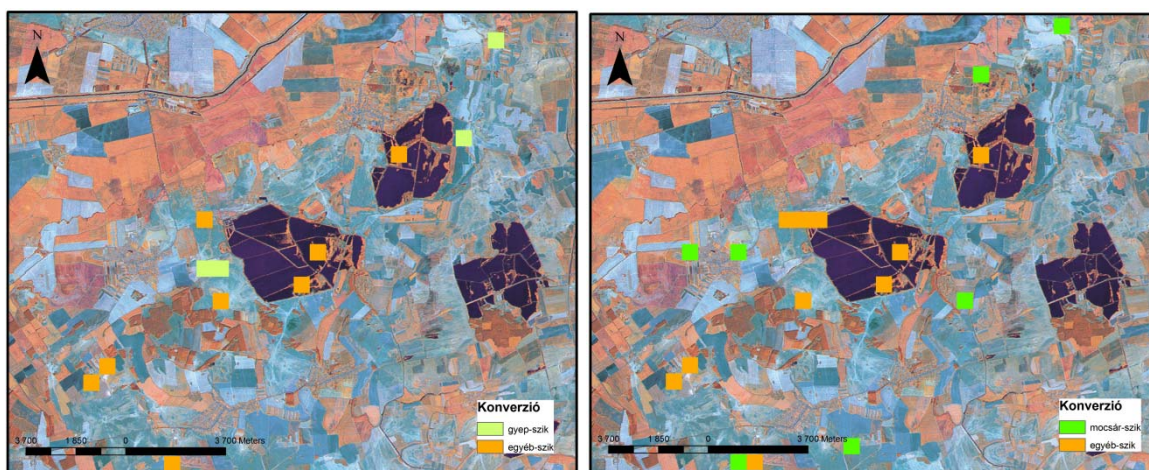


28. ábra: a) Kis-Sárrét ökotópjai 2005-ben b) 1 forgatókönyv élőhely változása 2020-ban és c) 2 szcenárió élőhely változása 2020-ban

Az 1. szimuláció során a nedves térszínek növekedése, az egyéb fátlan társulások rovására, elsősorban a szikes tavak területén és viszonylag koncentráltan, Vátyonpusztától délkeleti irányban következett be. Továbbá a Begécsi-tótól keletre a száraz gyepterületek helyén alakul ki nedves, szikes terület (29a ábra). A 2. szimulációban, az intenzívebb szikesek növekedését feltételezve, a legnagyobb változás szintén a Begécsi-tó melletti fátlan területek helyén következik be, míg a mocsári társulások térben elsősorban alakulnak át szikesekké (29b ábra).

a)

b)



29. ábra: a) 1 szimuláció változásai (narancs szín: egyéb fátlan élőhelyből szikes terület, világoszöld: gyepevegetációból szikes terület); b) 2 szimuláció változásai (narancs szín: egyéb fátlan élőhelyből szikes terület, világoszöld: mocsári növényzetből szikes terület)

5.2.2. Kis-Sárrét tájhasználat-változásának modellje

5.2.2.1. Statisztikai analízis

A mintaterület jellemző tájhasználati módjainak térbeli mintázatát az ott előforduló természetes vegetációtársulások típusa és elhelyezkedése jelentősen befolyásolja. E hipotézis érvényességét statisztikai módszerek segítségével, majd térdinamikai modellezéssel vizsgáltam.

A tájhasználat és a domináns természetes vegetáció közötti összefüggés meglétét első lépésben statisztikai korrelációs módszerrel elemeztem (13. táblázat).

	Mesterséges felszínek	Nem öntözött szántóföldek	Rét / legelő	Komplex művelési szerkezet	Lomlevelű erdők	Természetes gyepek, természetközeli rétek	Szárazföldi mocsarak	Folyóvizek, vízi utak
Hínárnövényzet	-0,03	-0,18	-0,11	-0,04	-0,08	-0,05	0,23	0,41
Nádasok és mocsarak	-0,04	-0,13	-0,10	-0,05	-0,15	-0,01	0,17	0,38
Nedves gyepek és magaskórósok, Szikések	0,03	0,02	0,19	0,02	-0,18	0,28	0,00	-0,44
Zárt száraz, félszáraz gyepek; Üde és száraz cserjések, szegélyek	-0,02	0,09	-0,06	0,03	-0,13	0,18	0,02	-0,18

Láp- és ligeterdők; Fényben gazdag tölgyesek és erdő- gyep; Egyéb erdők és fás élőhelyek	-0,07	0,04	-0,17	0,07	0,51	-0,12	-0,01	-0,14
Egyéb fátlan élőhelyek	-0,02	0,07	0,00	0,17	0,02	-0,18	-0,04	0,05

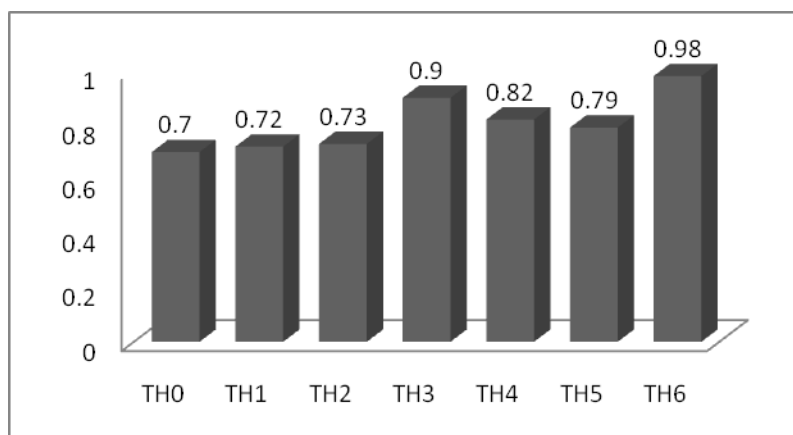
13. táblázat: a tájhasználat és élőhelyek korrelációs együtthatói

Az analízis alapján a hínár növényzet – értelemszerűen – a vizes területekkel (folyóvizek, mocsarak) mutat szoros kapcsolatot, a nádas, mocsaras vegetáció szintén a mocsár felszínekkel. A nedves térszínek és gyepek esetében viszonylag alacsony a korreláció, a fás társulások ellenben erős relációban vannak a lomblevelű erdőterületekkel, az egyéb fátlan élőhelyek pedig a komplex mezőgazdasági területekkel. A szikesek és gypfoltok alacsony korrelációs értéke a terület mozaikosságára utalnak.

A tájhasználat térbeli mintázatát befolyásoló prediktorok kiválasztását regressziós analízissel végeztem el. Az egyenlet bináris függő változója a tájhasználati típus volt, a független változók pedig az ökotópok, illetve a különböző távolság-tényezők voltak (14. táblázat). Regressziós egyenletet, minden egyes tájhasználati típusra külön-külön kalkuláltam (15. táblázat). Az egyenlet illeszkedésvizsgálatának eredményeit a 30. ábra szemlélteti. A ROC eljárás legjobban illeszkedő egyenlete a folyóvizek felszínborítási típusnál jelentkezik (0,97), majd sorban az erdő-, gyp- és mocsárterületek következnek. A komplex művelési ágú területek, a legelők és a szántók görbéi kevésbé illeszkednek, de így is 0,7 felett értéket kaptak.

Változók			
Kód	Megnevezés	leírás	
<i>függő</i>			
TH0	Nem öntözött szántóföldek	1: ha van	0: ha nincs
TH1	Rét / legelő	1: ha van	0: ha nincs
TH2	Komplex művelési szerkezet	1: ha van	0: ha nincs
TH3	Lomblevelű erdők	1: ha van	0: ha nincs
TH4	Természetes gyepek, természetközeli rétek	1: ha van	0: ha nincs
TH5	Szárazföldi mocsarak	1: ha van	0: ha nincs
TH6	Folyóvizek, vízi utak	1: ha van	0: ha nincs
<i>független</i>			
EH0	Hínárnövényzet	1: ha van	0: ha nincs
EH1	Nádasok és mocsarak	1: ha van	0: ha nincs
EH2	Nedves gyepek és magaskórósok, Szikések	1: ha van	0: ha nincs
EH3	Zárt száraz, félszáraz gyepek; Üde és száraz cserjések, szegélyek	1: ha van	0: ha nincs
EH4	Láp- és ligeterdők; Fényben gazdag tölgyesek és erdőgyep; Egyéb erdők és fás élőhelyek	1: ha van	0: ha nincs
EH5	Egyéb fátlan élőhelyek	1: ha van	0: ha nincs
TAV_TEL	Településtől való távolság	m	
TAV_UT	Utaktól való távolság	m	
TAV_VIZ	vizektől való távolság	m	
TAV_hat	Országhatártól való távolság	m	
TAV_NP	Nemzeti Park határtól való távolság	m	
TAV_to	Tavaktól való távolság	m	

14. táblázat: A regressziós egyenletben szereplő változók



30. ábra: A regressziós analízis illeszkedés vizsgálatának eredményei

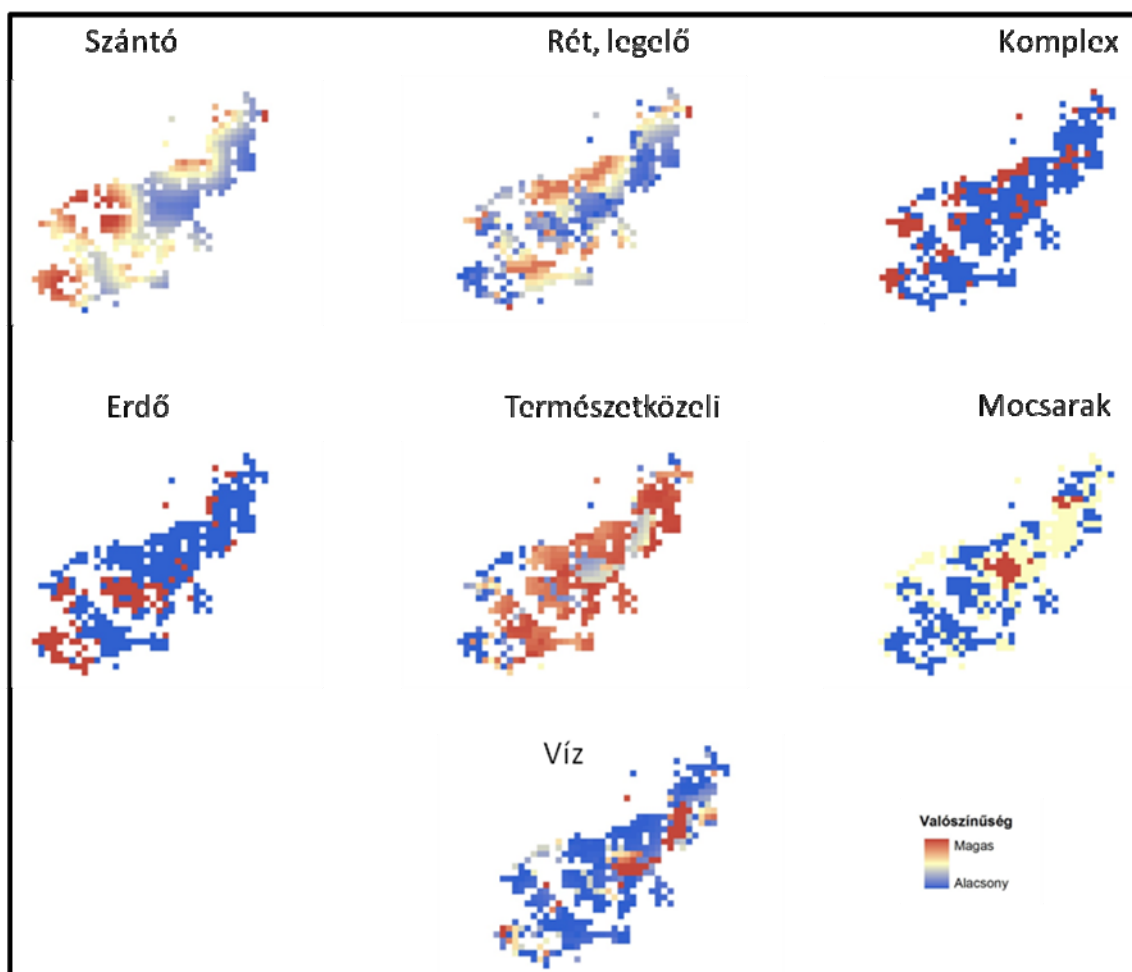
	TH0	TH1	TH2	TH3	TH4	TH5	TH6
TAV_TEL	-0,0005						
TAV_hat	0,000185						
EH2		1,274057			3,27455		-3,2373
EH4		-1,48092		4,94049			
TAV_ut		-0,00048			0,000355		0,000914
EH5			2,007279				
EH3					1,119308		-2,94406
TAV_NP					-0,00062		
EH0						1,59051	
EH1						2,275469	
TAV_to							-0,00118

15. táblázat: a regressziós egyenlet prediktorai

A szántóföldek elhelyezkedését legjobban magyarázó faktorok két távolság-érték volt: a határtól és a településektől való távolság. Ez a tájhasználati típus a természetvédelmi terület leginkább degradált formája, ezért sem jellemző e felszínborítás valamilyen domináns élőhely előfordulásával való magyarázata. A rét és legelő tájhasználatok prediktorai a nedves gyepek és szikes élőhelyek, valamint az erdős területek, az előbbi pozitív, az utóbbi negatív B-vel, azaz a nedves térszínek megléte növeli, míg a fás élőhelyek és az utaktól való távolság csökkentik az adott tájhasználat kialakulásának esélyét. A komplex művelési szerkezetű területeket az egyéb fátlan vegetációtársulások, az erdőterületeket pedig a láp- és ligeterdők, a fényben gazdag tölgyesek és erdő-gyep mozaikok, illetve egyéb erdők és fás élőhelyek területi előfordulása magyarázzák a legjobban. A természetvédelmi szempontból értékes természetközeli gyepek és rétek élőhely-prediktorai: a nedves gyepek és magaskórósok, a szikesek, illetve zárt száraz, félszáraz gyepek és az üde és száraz cserjések, szegélyek. Az utaktól való távolság növeli, míg a nemzeti parktól való távolság csökkenti a gyepek előfordulásának valószínűségét. A szárazföldi mocsarak értelemszerűen a hínártársulások, nádas és mocsárvegetáció ökotópokkal magyarázhatók. A vízterületek negatív prediktorai: a nedves gyepek, szikesek és rétek, valamint a tavaktól való távolság, az utaktól való távolság viszont pozitív magyarázó faktor.

5.2.2.2. Rregressziós „hot-spotok”

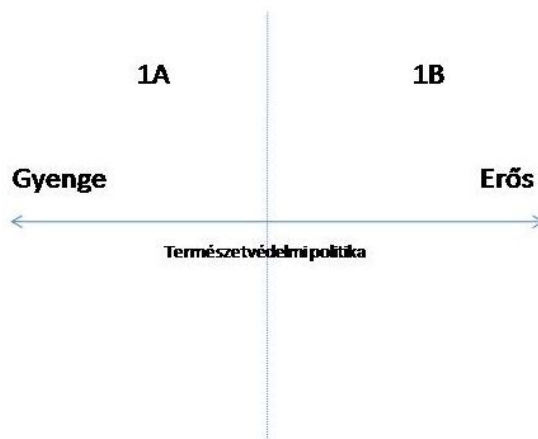
A tájhasználat változásait befolyásoló tényezők (driverekek vagy prediktorok) statisztikai elemzéséből, úgynevezett „regressziós hot-spot térképek” állíthatók elő a megfigyelt 2000. évi (21. ábra) és a valószínűségi regressziós felszínborítási térképek különbségének vizsgálatával (31. ábra). A térképről egyrészt kiolvasható a jelenlegi és a modellezett szituáció hasonlósága, másrészt két távolságfaktor jelentősége.



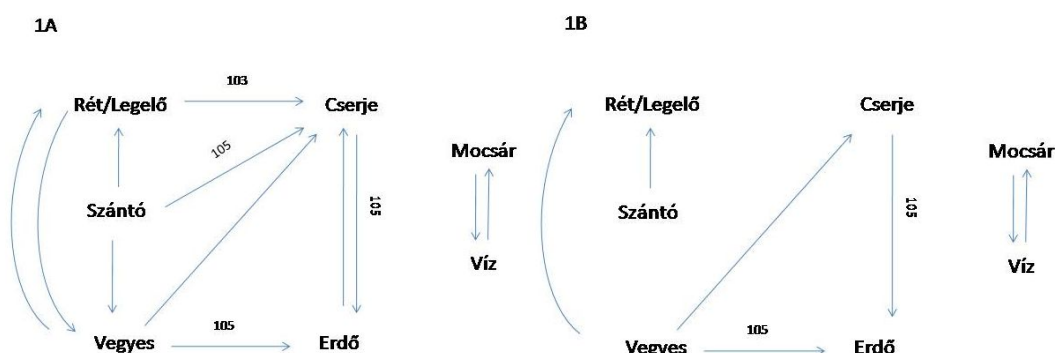
31. ábra: A felszínborítás „regressziós hot-spot térképei”

5.2.2.3. A tájhasználat-változás forgatókönyvei

A tájváltozás modellezésekor egy természetvédelmi szempontból erős és egy gyenge tájhasználati forgatókönyvet alkalmaztam (32. ábra). A tájhasználati igényeket tekintve mindkét jövőkép a szántóterületek csökkenésével és a gye-, illetve erdőterületek növekedésével számol az elkövetkezendő 14 év folyamán. A scenáriókban alkalmazott tájhasználati konverziós szabályokat az 33. ábra szemlélteti.



32. ábra: természetvédelmi politikán alapuló 2 scenárió



33. ábra: Tájhasználati konverziós szabályok a CLUE-S modellben

1A scenárió: Gyenge természetvédelmi politika

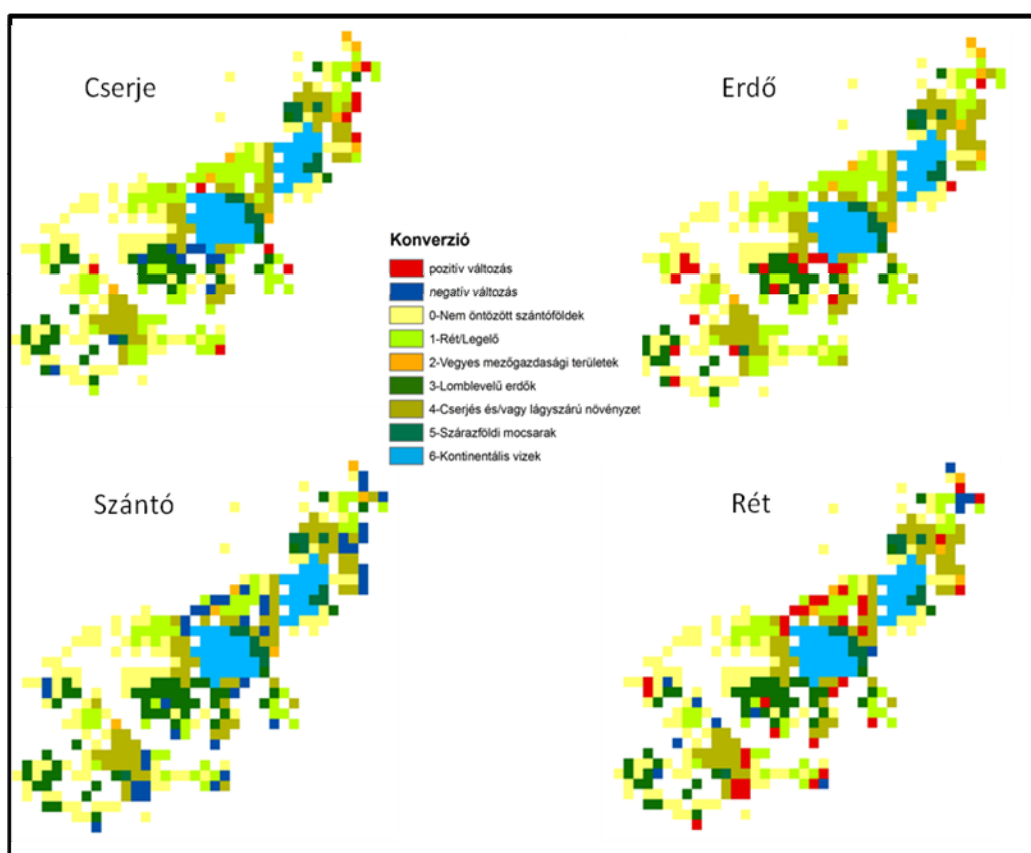
Ebben a forgatókönyvben a szántóterületek évi 120 hektáros csökkenése mellett a legelők 60 hektárral, az erdők és lágyszárú, cserjés felszínek 30-30 hektárral csökkennek, miközben a tájhasználatok tekintetében a szántóból csak rét, vegyes művelésű és cserje felszínborítás engedélyezett (ez utóbbi is csak 5 év eltelte után). A rét, legelő és a vegyes művelés használatok között engedélyezett a konverzió, az utóbbi típusból lehetséges a cserje és öt év után az erdő átmenet. A mocsári társulások és a vizes területek területi versenyét illetően csak egymás rovására következhet be változás.

1B scenárió: Erős természetvédelmi politika

Szigorúbb természetvédelmi intézkedések mellett az 1A forgatókönyvhöz képest kisebb mértékű a szántóterületek (100 ha/év) és a legelők (50 ha/év) csökkenése, viszont intenzívebb erdőszítés feltételezett (50ha/év). E mellett a cserjés és lágyszárú növényzet

területe állandó marad. Ami az átalakulási konverziót illeti, a legelő típusú tájhasználat csak egykori szántó, illetve vegyes művelési ágú területeken alakulhat ki, továbbá az erdősítés is csak ez utóbbi típuson, valamint a cserje felszínborítású területeken következhet be, ez esetben is csak akkor, ha a regenerációs periódus (5 év) letelt.

A 14 éves szimuláció eredményét az 34. ábra mutatja be, amely szerint a cserjés és lágyszárú növénytakaróval jellemzett felszínborítású területek várhatóan a Begécsi-halastavak délkeleti területéről tűnnek el átadva helyüket az erdős területeknek. Mivel ennek a tájhasználati típusnak a területe nem változik az időszak során, az allokációt leszámítva, jelentősebb változás sem prognosztizálható. Az intenzívnek mondható erdősítés a meglévő erdők területbővülését jelenti (Vátyoni-erdők, illetve Naggyanté-környéke). Bizonyos területek megjelenése más helyen – a biofizikai lehetőségeket leszámítva – csak nagy tőkebefektetés árán lehetséges, ezért a szimuláció során ennek a tájhasználati típusnak az átalakulási rugalmassága (a vizes és mocsaras területekével megegyezően) a legnagyobb (0,9). A szántóterületek csökkenésével és a legelők növekedésével közvetlen konverziós folyamat írható le e két tájhasználati típus között.



34. ábra: 1B szimuláció eredménye

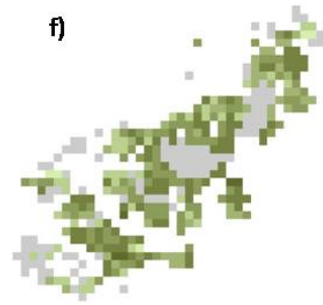
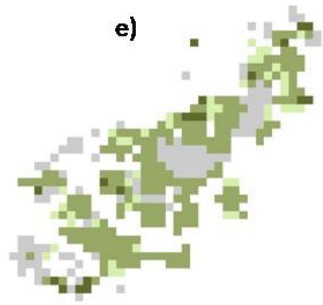
5.2.3. Kis-Sárrét ökológiai regenerációs potenciáljának vizsgálata

A mintaterület élőhelyeinek regenerációs potenciálját az ökotóp képző tényező és a természetvédelmi érték alapján határoztam meg. Első lépésként a GÖT módszerrel statikus geoökológiai térképeket szerkesztettem (ökotóp képző és természetvédelmi értékek), majd a természetvédelmi érték változásait generáló erők kiválasztásán keresztül a folyamatot dinamikus geoökológiai térképek segítségével vizsgáltam. A terület védettségi fokának mértékét jelentő természetvédelmi értéknek az élőhelyi, a talaj és a felszínborítási paraméterek által determinált változásait modelleztem.

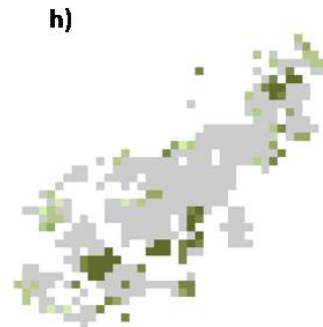
5.2.3.1. Az ökotóp képző funkció

Kis-Sárrét növénytársulásainak ökotóp képző értékeit, a MÉTA, illetve a GÖT módszer alapján, a 35. ábra mutatja be. Mivel a GÖT az élőhelyek értékelését egy általánosabb, más hasonló élőhelyekre is használható módszert alkalmaz, ezért a kapott különbségek összességében a társulások generalizálásában jelentkeznek.

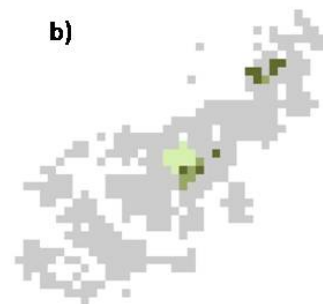
Szikes



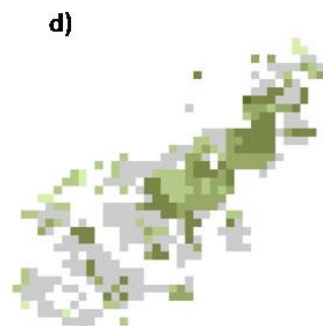
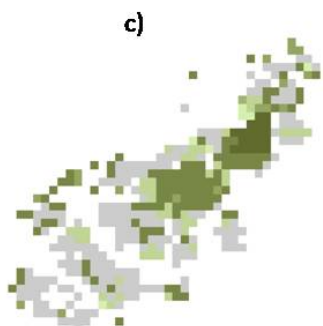
Gyep



Hínár



Nádas

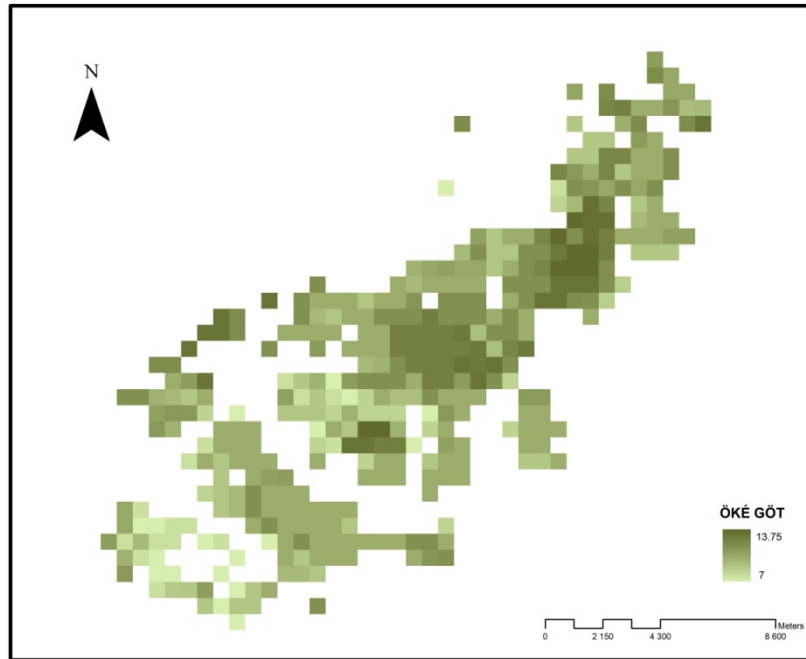




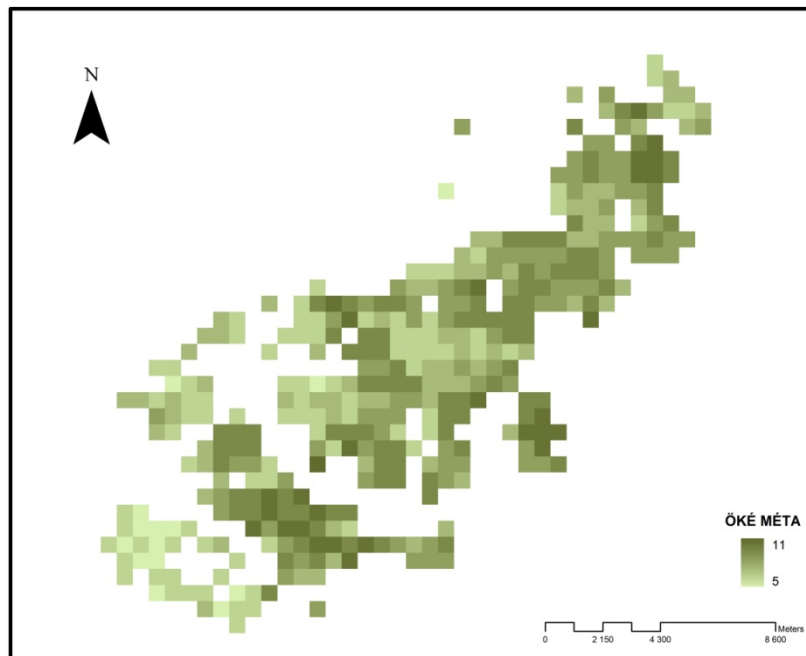
35. ábra: Az élőhelyek ökotóp képző értékei a GÖT (a,c,e,g,i,k) és a MÉTA (b,d,f,h,j,l) módszerek alapján

A két féle értékkategória alapján a hínárnövényzet tekintetében nincs jelentős különbség, a nádasok és mocsarak társulásai viszont mozaikosabb képet mutatnak. Mindkét módszer alapján ökológiai értelemben értékesebb társulások találhatóak az Ugrai-tavakon. A nedves gyepek és szikesek GÖT-szerinti homogén területei a MÉTA értékelés szerint sokkal mozaikosabb elrendezésű. A száraz, félszáraz gyepek, illetve az üde és száraz cserjések, szegélyek, valamint az erdők és egyéb fátlan területek abszolút értékei esetében szintén nincs számottevő különbség. Az ökotóp képző értékek középértékeiből készült térképen (36a ábra) jól látható a GÖT módszer homogénabb, a növénytársulások általános értékelésére fókuszáló sajátossága. Ezzel szemben a MÉTA-értékelés (36b ábra) túlzott mozaikosságot eredményezett, amelynek egyik magyarázata lehet, hogy az élőhelyek érettség és természetesség attribútumai (az értékelés szempontjából) inkább a helyi tulajdonságokra koncentrálnak.

a)

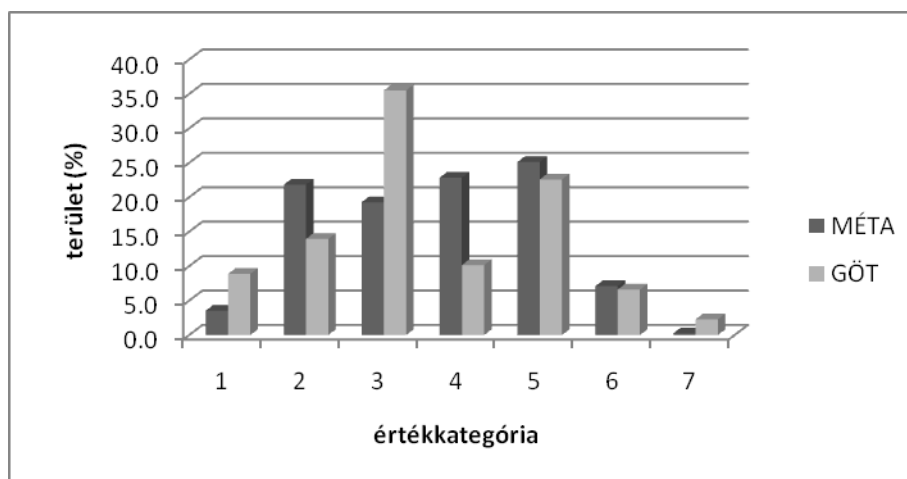


b)



36. ábra: Az élőhelyek ökotóp képző (közép)értékei a GÖT (a) és a MÉTA (b) módszerek alapján

Ha a kategóriák abszolút értékeit tekintjük, akkor hét kategória különíthető el mindkét módszerben. Megvizsgálva az egyes kategóriákba sorolt területek arányát (37. ábra), azt kapjuk, hogy a GÖT módszer szerint a 3-as kategóriába tartozó ökotópok találhatóak meg a legnagyobb arányban (35,5%), miközben a MÉTA-értékelés alapján a legnagyobb arány az 5-ös kategóriájú területek (25.1%).



37. ábra: Ökotóp képző értékek a MÉTA és a GÖT módszer alapján

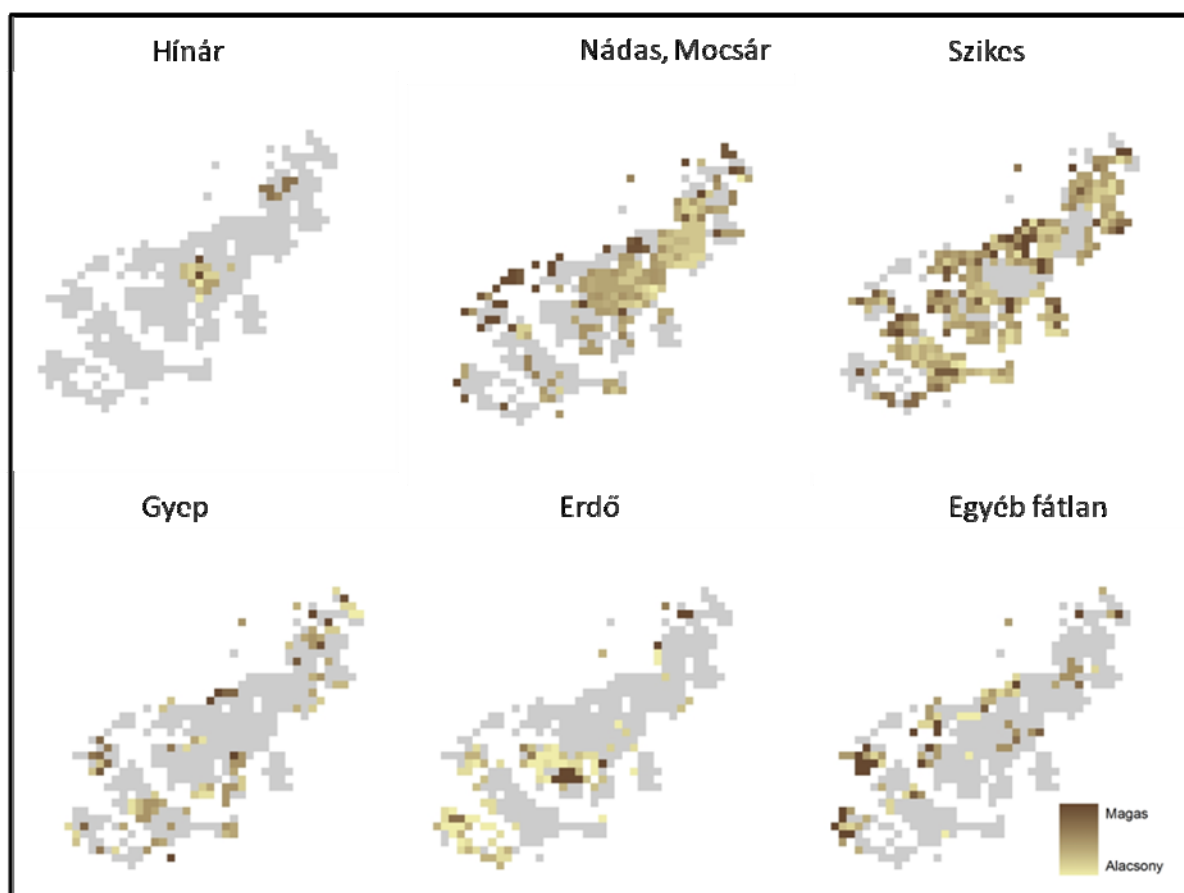
Bár a területi arányok hasonlóak mindkét módszerben: a mintaterület körülbelül egy harmada esik a legmagasabb utolsó három kategóriába, az ökotópok szerinti megoszlásuk mégis eltér egymástól (16. táblázat). Az ökotópok növénytársulásait alapul vevő GÖT metodika alapján a magasabb (2-es) kategóriába tartozik például a hínárnövényzet majdnem teljes egésze (92%) és a mocsár vegetáció kétharmada (60,1%). A MÉTA-értékelés eredménye nem mutat ilyen fajta meghatározottságot a hínár növényzet és az egyéb fátlan ökotópok teljes egészében az egyes kategóriába tartoznak.

	GÖT		MÉTA	
	kateg.1	kateg.2	kateg.1	kateg.2
hínár	8.0	92.0	100.0	0.0
mocsár	39.9	60.1	67.7	32.3
szikes	78.8	21.2	57.6	42.4
gyep	79.3	20.7	68.5	31.5
erdő	88.8	11.2	93.9	6.1
egyéb	71.1	28.9	100.0	0.0
fátlan				

16. táblázat: Ökotóp képző kategóriák élőhelyek szerint

5.2.3.2. A természetvédelmi funkció

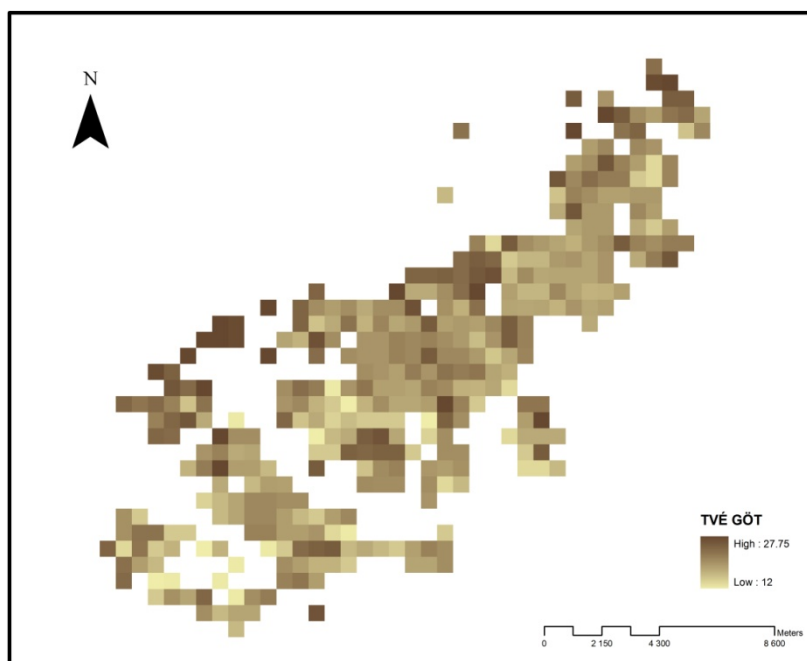
Az egyes ökotópok természetvédelmi funkcióját – a GÖT módszert alkalmazva – a domináns növénytársulások tájpotenciáljainak kumulált értékei alapján határoztam meg. A 38. ábra ökotóp típusonként, az 39. ábra pedig a mintaterület egészére vonatkoztatva mutatja be az értékeket. A 17. táblázat alapján a legnagyobb természetvédelmi értékkel a hínár vegetáció rendelkezik, majd a gyepek, a mocsár és nádas ökotópok, ezeket követik sorban az egyéb fátlan élőhelyek, a szikesek és az erdős területek. Ez utóbbi ökotópra viszonylag nagy szórás jellemző, ami az erdőállományok sokszínűségére utal.



38. ábra: Az ökotópok természetvédelmi értékei

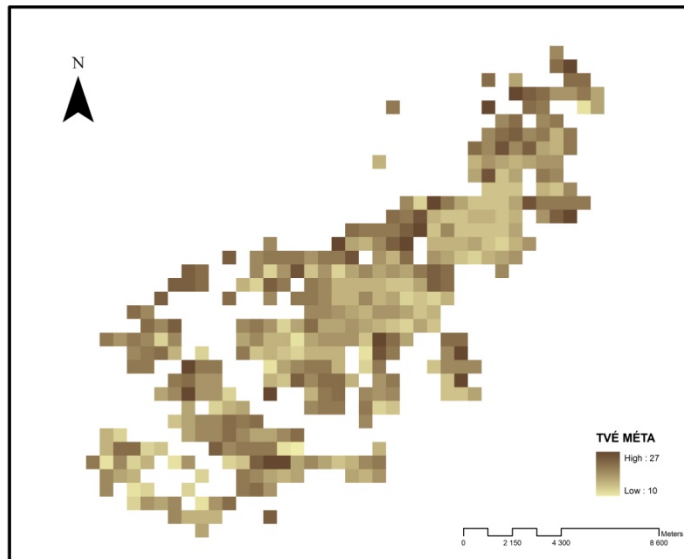
Ökotóp	min	max	közép	szórás
0 Hínár	19	26.5	22.2	2.5
1 Nádasok és mocsarak	15.5	25.9	20.4	2.7
2 Szikések	14	25	18.5	2.2
3 Gyeppek	17	30.5	21.5	2.6
4 Erdő	12	28.5	15.1	4.2
5 Egyéb fátlan élőhelyek	15	24	19.2	2.9

17. táblázat: Az ökotópok természetvédelmi értékei



39. ábra: A mintaterület természetvédelmi (közép)értékei GÖT-módszer alapján

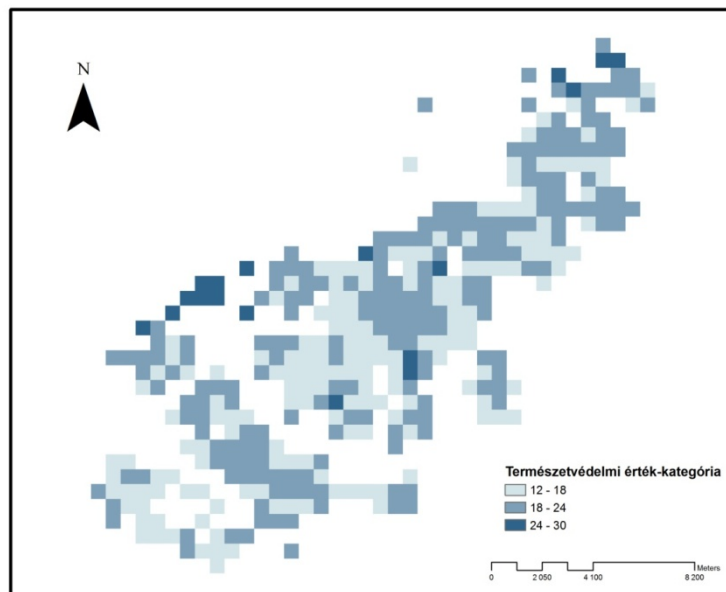
A természetvédelmi funkció MÉTA-értékelése alapján készült térkép alapvetően nem sokban tér el a GÖT módszer szerintitől (40. ábra), ezért a mintaterület természetvédelmi funkciójának változását modellező eljárásban ez utóbbi eredményeit használtam fel.



40. ábra: A mintaterület természetvédelmi (közép)értékei MÉTA-módszer alapján

5.2.3.3. A természetvédelmi érték változásának modellje

A mintaterület regenerációs potenciál változásának alakulását a különböző természetvédelmi értékű területek térbeli változásának modellezésén keresztül vizsgáltam. A jobb megjeleníthetőség és a dinamika érthetősége érdekében – első lépésben – a természetvédelmi értékeket három kategóriába vontam össze (41. ábra).



41. ábra: Kis-Sárrét természetvédelmi érték-kategóriái

A legmagasabb értékű ökotópok (TVÉ=24-30) a Zsadánytól északra fekvő Holt-Sebes-Körös, a Sebes-Körös körösnagyharsányi szakasza és a geszti csatorna partjait kísérő mocsarak és hínáros élőhelyek, továbbá a Nagy-sziki tó nádas és mocsár vegetációi. Közepes értéket kaptak (TVÉ=18-24) a Biharugrai-halastavak és a Begécsi-víztároló nádasai, mocsarai, a köztük elhelyezkedő értékesebb szikesek és magassásrétek, továbbá a Kisgyantéi és körösnagyharsányi szikesek, ürmőpuszták, rétek, legelők. A legkevesebb értékszámot kapott területek (TVÉ=12-18) főleg a természetileg értéktelenebb szikesek és egyéb erdős, fás élőhelyek.

Statisztikai analízis

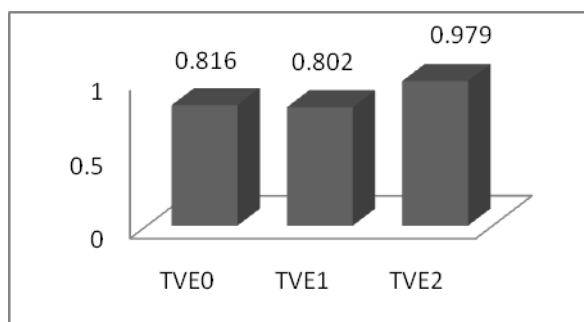
A természetvédelmi értékek térbeli mintázatát befolyásoló tényezők kiválasztását regressziós analízissel végeztem el. Az egyenlet bináris függő változója a természetvédelmi érték volt, a független változók pedig a tájhasználati típusok és területük, az ökotópok és területük, illetve a különböző távolság- és talajtényezők voltak (18. táblázat). Regressziós egyenletet, minden egyes tájhasználati típusra külön-külön kalkuláltam.

Változók			
Kód	Megnevezés	leírás	
<i>függő</i>			
TVE1	Természetvédelmi érték 1 kategória	1: ha van	0: ha nincs
TVE2	Természetvédelmi érték 2 kategória	1: ha van	0: ha nincs
TVE3	Természetvédelmi érték 3 kategória	1: ha van	0: ha nincs
<i>független</i>			
TH0	Nem öntözött szántóföldek	1: ha van	0: ha nincs
TH1	Rét / legelő	1: ha van	0: ha nincs
TH2	Komplex művelési szerkezet	1: ha van	0: ha nincs
TH3	Lomblevelű erdők	1: ha van	0: ha nincs
TH4	Természetes gyepes, természetközeli rétek	1: ha van	0: ha nincs
TH5	Szárazföldi mocsarak	1: ha van	0: ha nincs
TH6	Folyóvizek, vízi utak	1: ha van	0: ha nincs
TH0t	Nem öntözött szántóföldek	ha	
TH1t	Rét / legelő	ha	
TH2t	Komplex művelési szerkezet	ha	

TH3t	Lomblevelű erdők	ha	
TH4t	Természetes gyepek, természetközeli rétek	ha	
TH5t	Szárazföldi mocsarak	ha	
TH6t	Folyóvizek, vízi utak	ha	
TAV_UT	Utaktól való távolság	m	
TAV_VIZ	vizektől való távolság	m	
TAV_hat	Országhatártól való távolság	m	
TAV_NP	Nemzeti Park határtól való távolság	m	
TAV_to	Tavaktól való távolság	m	
EH0	Hínárnövényzet	1: ha van	0: ha nincs
EH1	Nádasok és mocsarak	1: ha van	0: ha nincs
EH2	Nedves gyepek és magaskórósok, Szikések	1: ha van	0: ha nincs
EH3	Zárt száraz, félszáraz gyepek; Üde és száraz cserjések, szegélyek	1: ha van	0: ha nincs
EH4	Láp- és ligeterdők; Fényben gazdag tölgyesek és erdőgyep; Egyéb erdők és fás élőhelyek	1: ha van	0: ha nincs
EH5	Egyéb fáttan élőhelyek	1: ha van	0: ha nincs
EH0t	Hínárnövényzet	ha	
EH1t	Nádasok és mocsarak	ha	
EH2t	Nedves gyepek és magaskórósok, Szikések	ha	
EH3t	Zárt száraz, félszáraz gyepek; Üde és száraz cserjések, szegélyek	ha	
EH4t	Láp- és ligeterdők; Fényben gazdag tölgyesek és erdőgyep; Egyéb erdők és fás élőhelyek	ha	
EH5t	Egyéb fáttan élőhelyek	ha	
TAV_TEL	Településtől való távolság	m	
TAV_UT	Utaktól való távolság	m	
TAV_VIZ	vizektől való távolság	m	
TAV_hat	Országhatártól való távolság	m	
TAV_NP	Nemzeti Park határtól való távolság	m	
TAV_to	Tavaktól való távolság	m	

18. táblázat: A regressziós egyenletben szereplő változók

Az egyenlet illeszkedésvizsgálatának eredményeit a 42. ábra szemlélteti, amely jónak mondható.



42. ábra: A regressziós egyenletben szereplő változók illeszkedésértékei

A többváltozós regresszió analízissel kiválasztott magyarázó változók, azaz a természetvédelmi szempontból értékes területek elhelyezkedésére legjobban ható paraméterek az élőhelyek típusa, mérete, a felszínborítás típusa és a különböző távolságfaktorok voltak (19. táblázat).

	TVE1	TVE2	TVE3
eh0	-2.14	2.26	
eh3	-2.66	1.61	
eh5		2.02	-3.89
eht3	0.08		
eht4	0.15	-0.13	-0.16
eht5		-0.06	
TH1			8.21
TH5			7.91
THt0			0.15
THt4			0.12
tav_np	0.00		0.00
tav_to			0.00

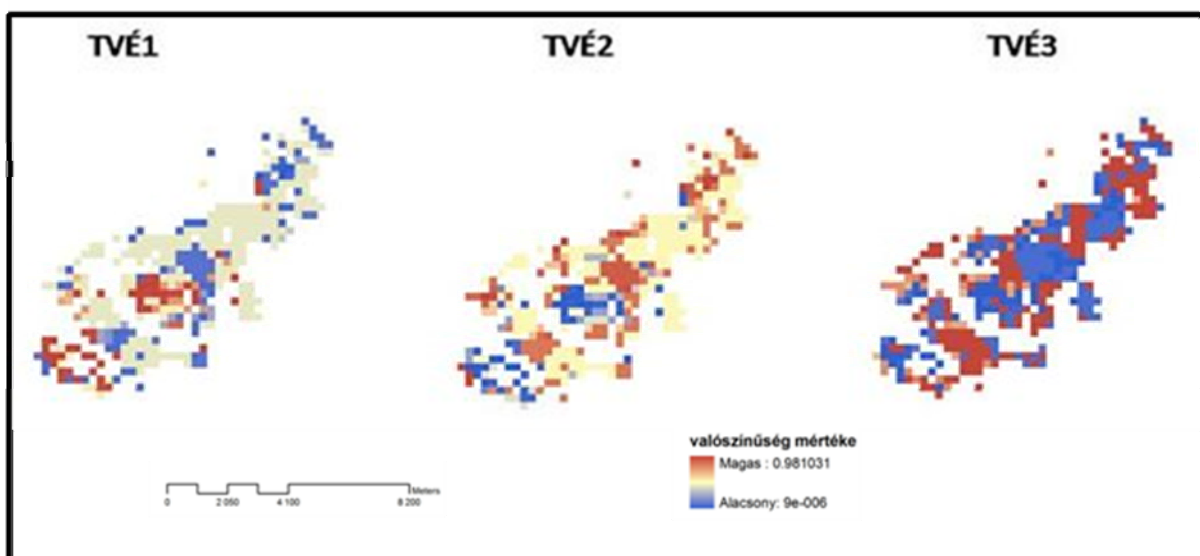
19. táblázat: A természetvédelmi értékkategóriák magyarázó változói

A hínárnövényzet, a zárt száraz, félszáraz gyepek és az üde és száraz cserjések, valamint az egyéb fátlan élőhelyek előfordulása jelzi a természetvédelmi értékek várható alakulását. Eszerint – értelemszerűen – a magasabb természetvédelmi értéket kapott élőhely-típusok a magasabb értékkategóriák előfordulási valószínűségét növelik. A tájhasználati típusok közül a rét, legelő és a mocsár, amelyek a leginkább növelik a magas értékű területek előfordulásának a valószínűségét (függetlenül a nagyságuktól), ellenben a szántókkal és

gyepekkel, amelyeknek a kiterjedése, szintén növeli az esélyhányadost. Jelentős még a jelenleg védett területek határától való távolság (pozitív előjellel) és a tavak közelsége (negatív előjellel).

Valószínűség- (regressziós *hot-spot*-) térképek

A természetvédelmi érték-kategóriák előzőekben tárgyalt faktorok által szabályozott alakulásáról a regressziós valószínűségi térkép ad tájékoztatást, amely a három TVÉ-kategória szimulált előfordulását mutatja be pusztán a prediktorok alapján (43. ábra).



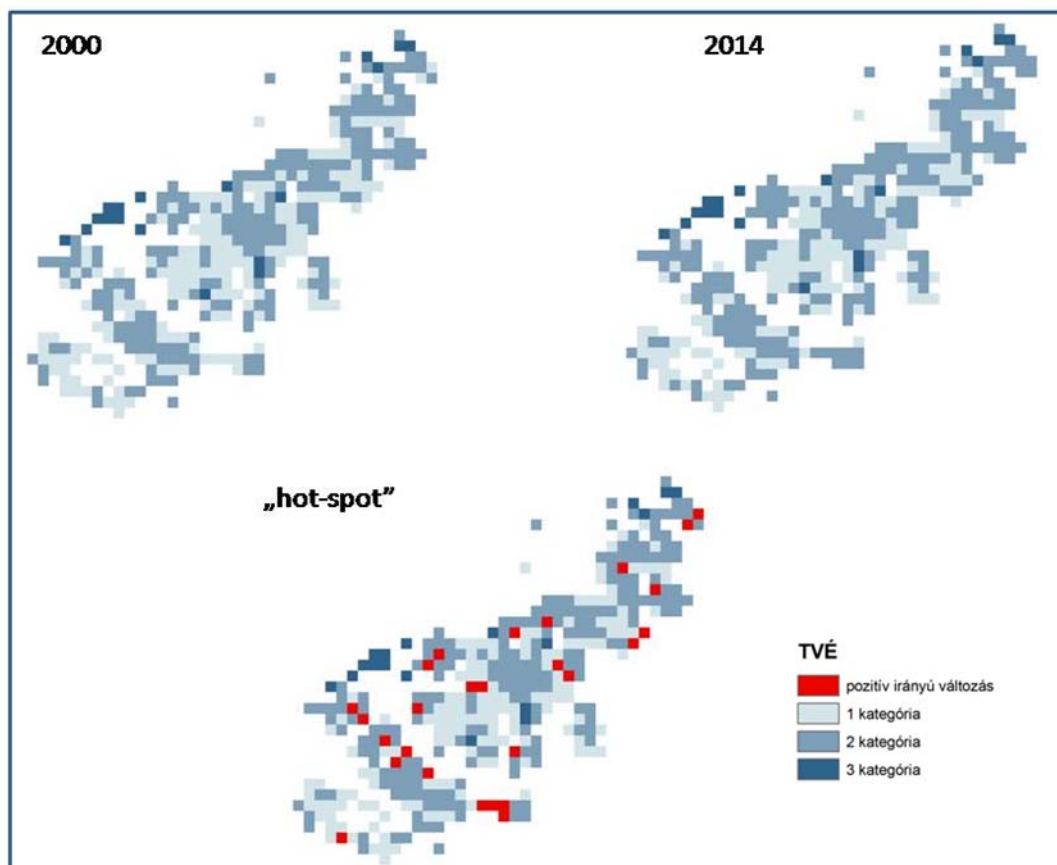
43. ábra A TVÉ-kategóriák valószínűségi térképe

Az alacsonyabb TVÉ-kategóriájú területek előfordulási valószínűsége a Mezőgyán és Zsadány közötti és a kisgyantéi erdős és szikes élőhelyeken várható, a magasabb értékű ökotópok előfordulása főként a Begécsi-víztároló és a folyópartok mentén, de kisebb mértékben a mintaterület szikesein valószínű, míg a legmagasabb természetvédelmi értéket kapó élőhelyek legnagyobb valószínűséggel a szikes növénytakaságok lesznek.

A természetvédelmi érték változásának modellje

A természetvédelmi szempontú tájtervezéskor elsődleges cél az ökotópok természetességének a megőrzése, illetve a természetes területek növelése. A modell e két szempont figyelembevételével került kidolgozásra. A 14 évet felölelő folyamat konverziós szabálya így egyértelműen a magasabb érték-kategóriát prioritálja, úgy hogy közben a legmagasabb érték-kategóriába történő átalakulás nem lehetséges és annak területigénye

sem nő (viszont elhelyezkedése változhat). E megfontolást a mintaterület magas természetvédelmi értékkel rendelkező élőhelyeinek kiterjedése indokolta. A szimuláció során az egyes kategória évi hetven hektárral csökken, miközben a kettes kategória területe ugyanennyivel nő. A szimuláció eredményét és a bázisévhez viszonyított eltéréseket szemléltető „hot-spot” térképet a 44. ábra mutatja be.



44. ábra A TVÉ-kategóriák változása (piros területek a változás helyei)

A változások helyei mozaikosan jelennek meg a mintaterületen. A szimuláció forgatókönyve alapján, amelyben az egyesből kettes kategóriába történő elmozdulás prognosztizálható, az alábbi élőhelyek kerülnek magasabb besorolásba: körösnagyharsányi Galagonyás-kökényesborókás cserjések, illetve nádasok és mocsarak; biharugrai mocsarak és szikes rétek a határmentén; Begécsi-víztározó nádas élőhelyei; zsadányi szikesek és csatornaparti mocsárvegetáció; kismátyoni szikesek és rétek; mezőgyáni szikes puszták, rétek és vizes területek; kigyantéi ürmős puszták és szikes rétek.

6. KÖVETKEZTETÉS, KITEKINTÉS

A kutatás alapvetően négy hipotézis bizonyítására épül, amelyek közül egyet regionális, további hármat pedig lokális szintű vizsgálatokon keresztül elemeztem. Az első – alább kifejtett – feltételezés szerint bizonyos társadalmi, gazdasági és táji tényezők együttes hatása lényegesen befolyásolja egy adott tájhasználati típus térbeli és időbeli előfordulását. E megállapítás valódiságát regionális léptékben vizsgáltam.

A következő három lokális szintű vizsgálatokat kívánó hipotézis közül az első természetvédelmi szempontból értékes ökotópok, illetve élőhelyek térbeli mintázatát befolyásoló talaj- és távolságjellemzők fontosságát hangsúlyozza, a második feltételezés szerint ezek az élőhelyek térben igazodnak a terület jellemző tájhasználati módjaihoz, illetve a távolságfaktorokhoz. A harmadik hipotézis, amely a védettséget élvező mintaterület természetvédelmi regenerációs potenciáljának dinamikáját célozza, az ökotópok és a tájhasználati módokat jelöli meg az élőhelyek természetvédelmi értékeinek meghatározó tényezőiként.

6.1. A tájváltozás dinamikája

A tájhasználat-változás, valamint a fenntartható természetvédelmi-agrárgazdálkodási tevékenységek közti kapcsolatok jobb megérése végett arra kerestem a választ, hogy hogyan jelenik meg a tájhasználat-változás folyamata a társadalom, környezet, gazdaság komplex rendszerben, elsősorban regionális szinten

6.1.1. Tájhasználat

A Dél-Alföld egésze jellemzően mezőgazdasági hasznosítású terület. A régióban tehát a **tájhasználat** és a területrendezés szabályozásának összességében az agrárfunkció területigényéből kiindulva kell megvalósulnia, a környezet- és a természetvédelem, valamint az infrastrukturális igények figyelembevételével. A földhasznosítás területi szempontból részletezettebb szerkezete a Dél-Alföldön is igazodik a természeti adottságokhoz, elsősorban a *talajviszonyokhoz*, s követi a viszonylag homogén adottságú természetföldrajzi kistájak határait. A régió terület-, illetve földhasználatában lényeges választóvonal a Tisza, amely nagyjából két, markánsan elkülönülő, a talajadottságokkal, a földminőséggel nagyjából

korreláló „földhasznosítási nagykörzetre” osztja a Dél-Alföldet. A mozaikos elhelyezkedésű talajféleségek és az éghajlati adottságok kedvező feltételeket nyújtanak nemcsak a gabonafélék, a takarmány- és az ipari növények termesztéséhez, hanem a hő- és napfényigényes kultúrák, a szőlő- és gyümölcsültetvények és általában a kézimunka-igényes termelési ágak fejlesztéséhez. Környezetjavító hatásuk révén a későbbiekben kiemelkedő szerepet kaphatnak a szélsőséges talajokon kialakult erdős-ligetes foltok.

6.1.2. A tájhasználatot befolyásoló tényezők

Egy bizonyos tájhasználati típus térbeli elhelyezkedése azokon a helyeken következik be a legvalószínűbben, ahol ennek a tájhasználati típusnak az „alkalmassági-faktora” viszonylag magas (H1). *A területi, demográfiai és gazdasági statisztikai adatokból levezetett alkalmassági faktorok statisztikai analízise során kiválasztott prediktorok térbeli allokációja révén és a döntéshozási szabályok mentén létrehozott modell-szimulációval a jövőbeli tájhasználati módokra vonatkozó előzetes információkhoz juthatunk.*

Regionális szinten a tájhasználatban bekövetkező változásokért felelős tényezők közül a demográfiai változók gyengébb magyarázók, mint a talajjellemzők és a távolság-faktorok, azaz sem a térségre jellemző földhasználati mód, sem az ott élők foglalkozása és száma nem döntő a vizsgált felszínborítás kialakulására. A talajjellemzők közül is a bázistelítettség és az eróziós tulajdonságok hatnak leginkább adott tájhasználat kialakulására. A jobb puffer képességgel rendelkező talajokon tehát nagyobb a valószínűsége a szántók kialakulásának és kisebb az erdőknek, illetve a legelőknek. Az erózióval veszélyeztetett talajokon szintén kisebb a szántók előfordulásának esélye. *A távolsági faktorok* jelentősége a legelőterületek elhelyezkedésénél a legszemléletesebb, ahol a víz közelsége meghatározó. A mezőgazdasági területek többnyire az utak és a vizek közelében fordulnak elő. A szántók a településtől távolabb, de az utakhoz közelebb találhatóak meg. Az erdős és természetközeli területek elszigetelten fordulnak elő. A térség agrárjellegét erősíti, hogy a mezőgazdaságban foglalkoztatottak aránya a mesterségest leszámítva mindegyik tájhasználati típusnál megjelenik. A szántó és legelő területeken ez az arány nagyobb, az erdős és természetes tájaknál kisebb.

A Tiszától nyugatra a szántóterületek növekedésének határai sokkal szűkebbek, a Duna-Tisza közére a legelőterületek előfordulási valószínűsége viszont sokkal nagyobb. Az erdős

területek növekedése a közép- és észak-kiskunsági területeken koncentráltan jelenik meg a modellben, ugyan akkor – ha csak a magyarázó változókat tekintjük – a jelenlegi folyó-menti galériaerdők területvesztése prognosztizálható. A természeteshez közeli területek szórtan jelentkeznek és nem minden esetben jelzik az adott terület jelenlegi természetvédelmi indokoltságát, utalva annak sokrétűségére. A Csanádi puszták esetében például hiába a kiváló adottságú talajok megléte a löszpusztagyeppek értékes növényállománya védelmi szempontokból prioritást élvez.

A területigények jelenlegi tendenciáit véve alapul a legelő, a gyepek és az erdő területek kedvező tendenciájú változása következik be. Dinamikusan változó terület a Szegedtől ÉNy-ra eső dél-kiskunsági és bácskai-homokháti legelők, de általában a homokhátság területei.

A mezőgazdaság felértékelődése esetén – a szántóterületek kialakulását lehetővé tevő feltételek maximális kihasználtsága miatt – új szántóterületek kialakulása nem várható.

A mezőgazdasági területek csökkentése során főként a Duna-Tisza-közi homokhátságon jelennek meg először a természetes és az erdős területek.

6.1.3. Kis-Sárrét tájdinamikai vizsgálata

A dolgozat egyik célja Kis-Sárrét optimális, fenntartható tájgazdálkodására irányuló javaslatokkal a fenntartható tájgazdálkodási módszerek kidolgozásához való hozzájárulás volt. Két alapvető megválaszolendő kérdés, hogy milyen optimális tájhasznosítási módszerek alakíthatók ki lokális szinten, azaz a kis-sárréti mintaterület esetében, adott tájhasznosítás mennyire felel meg a tájháztartási adottságoknak, illetve gazdaságilag életképes tevékenységnek számít-e a természetvédelmi területeken ez a hasznosítás?

Az élőhely- és tájhasználat-változás okainak és következményeinek feltárásával vált megismerhetővé, hogy milyen a természete, mértéke és kiterjedése a tájhasználat-változásnak Kis-Sárréten és hogy milyen társadalmi-gazdasági kölcsönhatások jellemzik Kis-Sárrét tájhasználat-változásait.

Élőhely-változás

Adott élőhely vagy biotóp kialakulásának helyét a táj talajának biofizikai paraméterei, illetve a vizektől és mesterséges objektumoktól (utak, település) való távolság jelentősen befolyásolja (H2.1.).

A távolsági paraméterek és talajjellemzők alapján a *hínárnövényzet* előfordulása – értelemszerűen – a településektől távol és a tavakhoz közel valószínű. A *nádas és mocsár* ökotópok a településektől távolabb, de a védett terület határain belül, homogénebb talajfoltokon található meg. A *szikeseket és nedves gyepfoltokat* azokon a réti szolonyec típusú talajokon találjuk, amelyek a folyóhoz és a településekhez is közel található meg. A *száraz vagy félszáraz gyepek* ellenkezőleg, a folyóktól és tavaktól távolabb vannak. Az *erdős területek* előfordulása a talajtermékenységéhez való erős kötődést jelzi.

A szikések előfordulásának valószínűsége jelentősen korlátozott, azaz további területnövekedéssel új helyen már kicsi az esélye, hogy nedves ökotóp jöjjön létre, az egyéb fátlan vegetációtársulások kialakulásának feltételei viszont szinte bárhol adottak. A többi ökotópnál ezek a változások kiegyensúlyozottabbak.

Tájhasználat-változás

A természetvédelem szempontjából értékes Kis-Sárréten a tájhasználat és a felszínborítás a területen előforduló legértékesebb élőhelyek términtázatához igazodik, vagyis a mintaterület jellemző tájhasználati módjainak térbeli mintázatát az ott előforduló természetes vegetációtársulások típusa és elhelyezkedése jelentősen befolyásolja (H2.2.).

A hínár növényzet természetesen a vizes területeken (folyóvizek, mocsarak) legvalószínűbb növénytársulásai, míg a nádas, mocsaras vegetáció pedig a mocsár felszínéé. A fás társulások a lomblevelű erdőterületeken található, ugyanakkor az egyéb fátlan élőhelyek a komplex mezőgazdasági területek jellemző ökotópjai. A terület mozaikosságából következően a szikések és gyepfoltok ritkán esnek egy helyre.

A *szántóföldek* elhelyezkedését a határtól és a településektől való távolság jelentősen befolyásolja. A nedves térszínnek megléte növeli, míg a fás élőhelyek és az utaktól való távolság csökkentik a *rét és legelő* tájhasználat kialakulásának esélyét. A *komplex művelési szerkezetű* területek az egyéb fátlan vegetációtársulások, az *erdőterületek* pedig a láp- és ligeterdők, a fényben gazdag tölgyesek és erdő-gyep mozaikok, illetve egyéb erdők és fás élőhelyeken található. A *természetközeli gyepek és rétek* területei a nedves gyepek és magaskórósok, a szikések, illetve zárt száraz, félszáraz gyepek és az üde és száraz cserjések, szegélyek. Az utaktól való távolság növeli, míg a nemzeti parktól való távolság csökkenti a gyepek előfordulásának valószínűségét. A *szárazföldi mocsarak* a hínártársulások, nádas és

mocsárvegetáció ökotópok területein található. A *vízterületek* a nedves gyepek, szikesek és rétek, valamint a tavak környékén azonosíthatók be a legvalószínűbben.

Összességében a szikeseken legeltetés és kaszálás folyik, a vízgazdálkodás helyszínein hínárvegetáció található, illetve az értékes erdőterületen zajló tevékenységek is a fás társulásokhoz kötődnek. Az utak közelében inkább találunk legelőt és kaszálót, mint mocsár vagy hínár vegetációt.

Természetvédelmi szempontú tájhasználat-változást feltételezve a szimulált 14 évsorán a cserjés és lágyszárú növénytársulások helyén alakulhatnak ki erdős területek. E folyamattal párhuzamosan az erdősítés során a meglévő erdők területének bővülése várható. Bizonyos területek megjelenése más helyen, a növekvő területigényű legelők, várhatóan a csökkenő szántók helyein jönnek létre. **Kis-Sárréten lejátszódó tájhasználat-változás egyértelműen a védelmi szempontoknak kedvez, a táj természetessége rövidtávon is jelentősen javulhat, ugyanakkor Kis-Sárrét természeti értékeinek és biodiverzitásának megőrzése elsődlegesen a különböző típusú mezőgazdasági tevékenységeken keresztül érvényesül. Ezt a fajta természetvédelmi kezelést a védett értékek típusa alapvetően befolyásolja.**

6.2. Kis-Sárrét ökológiai regenerációs potenciálja és optimális tájhasznosítása

Az ökotópok típusa, mérete és a tájhasználati módok együttesen a természeti szempontból értékes és érzékeny élőhelyek természetvédelmi értékeinek meghatározó tényezői (H2.3.). A területhasználatot alakító politika ökológiai regenerációs potenciálra kifejtett hatásainak elemzésekor e tényezők számbavétele kapjon hangsúlyt

Ökológiailag értékesebb társulások található az Ugrai-tavakon, a mocsárterületeken és a nedves szikes térszíneken, a legnagyobb természetvédelmi értékkel a hínár vegetáció rendelkezik, majd a gyepek, a mocsár és nádas ökotópok, ezeket követik sorban az egyéb fátlan élőhelyek, a szikesek és az erdős területek. A legmagasabb természetvédelmi értékű ökotópok a vízfolyások és csatornák partjait kísérő mocsarak és hínáros élőhelyek és a tavak nádas és mocsár vegetációi. Valamivel alacsonyabb értékkel jellemezhetők az értékesebb szikesek és magassásrétek, ürmöspuszták, rétek, legelők. Védelmi aspektusból kevésbé kitüntetett területek a jó regenerálódó képességű szikesek és egyéb erdős, illetve fás élőhelyek.

Szigorú természetvédelmi célzatú területrendezés során a legmagasabb természetvédelmi értéket kapó élőhelyek legnagyobb valószínűséggel a szikes növénytársulások lesznek. E mellett a cserjések, nádasok és mocsarak, a határ menti szikes rétek, a csatornaparti mocsárvegetáció, a vizes területek és az ürmös puszták lesznek várhatóan a legérzékenyebb területek.

A fentiek alapján az alábbi optimális tájhasználatra vonatkozó javaslatok fogalmazhatók meg:

1. Mivel a szikes területek kialakulása csak az egyéb fátlan, nádas, mocsár és gyepp növénytársulások rovására következhet be, és ezek közül az egyéb fátlan ökotópok térfoglalási valószínűsége a legnagyobb, ezért a szikesek területnövelését célzó tájhasznosítást ez utóbbi vegetációtípusok területein célszerű elkezdeni.
2. Az erdőterületek növelésének legvalószínűbb területei a már meglévő erdőfoltok környezete, távolabbi helyeken az adottságok alkalmatlanok.
3. Újabb rét és legelők kialakítása többnyire csak a jelenlegi szántóterületek helyén lehetséges.
4. A védett zóna kiterjesztése (elsősorban keleti irányban) jelentősen növelné a táji és faj diverzitást, továbbá újabb értékes ökotópok alakíthatók ki.
5. A közlekedési útvonalak racionalizálásával, és területfoglalásuk csökkentésével értékes növénytársulások regenerációs potenciálja növekedhet meg.
6. A vizes élőhelyek megőrzése és szikes területekkel való összekapcsolása további értékes ökotópok kialakulását tennék lehetővé.
7. A tájhasználat során elsősorban a terület természetvédelmi funkciójára kell figyelmet fordítani, ami tudatos tájhasználatot jelent. Kiemelten kell kezelni a degradációs folyamatokat, amelyek hosszú távon jelentősen csökkenthetik az ökoszisztéma jelenlegi tájértékét.
8. A jelenlegi természetvédelmi gyakorlatot a geoökoszféra egészére javasolt kiterjeszteni, a táj természetes működésének fenntartása a geoökoszisztéma összes elemének komplex szemléletű figyelembevételével történhet meg optimálisan.

6.3. A CLUE-S és a GÖT

A **CLUE-S** modellen alapuló módszer szakaszolása különböző térskálájú analízist kíván. A komplex rendszerek eltérő skálán történő elemzése napjainkban is vita tárgyát képezik (Müller 1992, Caldwell és Fernandez 1998, Gibson et al 1998, Lambin et al 1999). A lokális hajtóerők, az alulról-fölfelé történő hatásfolyamatok és interakciók nem túlságosan jól reprezentálódhatnak a modellben. Másrészt viszont a legtöbb helyi szintű vizsgálatokban a magasabb szinteken lezajló folyamatok és visszacsatolások nem kapnak elég hangsúlyt. A bemutatott, a magasabb szintű rendszert vizsgáló modell eredményeit valahogyan meg kell jeleníteni a lokális skálán történő elemzésekben. A CLUE-S modellel kijelölt „*hot-spotok*”, azaz a dinamikusan alakuló táji mintázatok a **geoökológiai térképezés** módszerének segítségével tovább finomíthatók, részletesebb, a helyi sajátosságokat jobban szem előtt tartó, a változás dinamikáját pontosabban leíró alkalmazást hozhatunk létre. A két modell ötvözésével egyrészt a nemzeti, regionális statisztikai és empirikus adatoknak a terepen szerzett, lokális szinten gyűjtött adatokkal való összevetésére, másrészt a két skála között lezajló tájhasználati folyamatok jobb megértésére nyílik lehetőség. A kutatás egyik legfontosabb célja éppen egy ilyen több skálán dolgozó, interdiszciplináris módszertan kidolgozása és a mintaterületre való alkalmazása. Ezzel lehet garantálni a lényeges rendszerváltozások számbavételét, és hogy a rendszer nem exportálja a problémáit a szomszédos rendszerekbe (Musters et al. 1998). A tájkutatások jövőbeni kihívásainál ezért nem azok módszereinek további finomításáról, hanem a különböző skálán és fogalmakkal, elméleti háttérrel operáló diszciplínák integrálásáról lenne szó. Az ilyen jellegű kutatások a politikusok, a döntéshozók, a tulajdonosok és tervezők szakmai kommunikációját, és a kutatási eredmények bevezetését lenne hivatott elősegíteni. Ha egy tájhasználati rendszer bizonyos problémája adott szinten megoldhatatlannak látszik, nem jelenti azt, hogy egy másik szinten is az. A döntéshozási mechanizmusban ezért szükségesek a többskálájú tájhasználati ismeretek.

Az élőhely-vizsgálatoknál alkalmazott GÖT módszere egy homogénebb, a növénytakaságok általános értékelését teszi lehetővé. Ezzel szemben a MÉTA-értékelés érettség és természetesség attribútumai a mozaikosságot eredményező élőhelyek helyi tulajdonságaira koncentrálnak.

A geoökológiai térképezés technikája raszter alapú értékelési rendszerbe ültetve egy új típusú tájfolt-analízist tesz lehetővé. Ezzel a módszerrel a táj-, illetve élőhely-változást alakító biotikus és abiotikus tényezők időben is modellezhető tájdinamikai folyamata valósulhat meg. Fontos, hogy nem csak a tájat, hanem az élőhelyet módosító faktorok is számba vehetők, eredményes statisztikai korreláció esetén tehát modellezhetők.

A tájhasználat különböző skálán és szinten szimultán bekövetkező folyamatok eredménye.. A kutatási terület kiterjedésének és méretarányának megválasztása alapvetően meghatározza a lejátszódó folyamatok összefüggéseit. Mivel különböző térskálán különböző folyamatok játszódhatnak le, a magasabb hierarchiaszintre aggregált mikrofolyamatok együttese még nem írja le az adott szint folyamatainak összes tulajdonságait (Robinson, 1950; Jones és Duncan, 1995; Easterling, 1997). Ugyan ez igaz egy magasabb térskálán megfigyelt jelenség esetében is, ahol a megfigyelt jelenség nem vezethető le direkt módon az alacsonyabb szintekre. Mindezekből az következik, hogy minden elemzés erősen kötött a méretarány tekintetében, amely egyúttal meghatározza az adatbázis és a módszer helyes megválasztását is.

A tájhasználat elemzése során használt módszer statisztikai technikákon alapszik. Főként regressziós analízist használtam, hogy megállapítsam a tájhasználat változékonyságát, és kapcsolatot találjak a különböző tájhasználati rendszerek és az azokat leíró hajtóerők között. A statisztikai módszereket gyakran kritizálják, amiért azok alkalmatlanok a tájhasználat-változás hajtóerőinek maradéktalan meghatározására (Leamer, 1983). A multikollinearitás és a magyarázó változók használata, valamint az adatokhoz való korlátozott hozzáférhetőség miatt a függő és a független változók között gyakran alakul ki indirekt kapcsolat. Bár az ilyen jellegű hatások csökkentésére statisztikai technikákat alkalmaztam, mégsem küszöbölhető ki teljes mértékben. Az empirikus kapcsolatok determinisztikus, véletlen összefüggésekkel való helyettesítése, ilyen módon nem lehetséges. A tájhasználati mintázatokat kialakító, az egymással szorosan összefonódó kapcsolatok, illetve a visszacsatoló hatású folyamatok közvetlen mérése és mennyiségi meghatározása rendkívül bonyolult feladat. **Ezeknek a folyamatoknak a jobb megértése legtöbb esetben csak lokális szinten lehetséges.** A folyamatok közötti kapcsolatok és azok skála-függő tulajdonságai miatt, a magasabb szinteken lejátszódó folyamatok nem szükségszerűen egyeznek meg az alacsonyabb szinteken létrejövővel. A folyamatok helyi szinten történő elemzése vezethet a tájhasználat-

változások hajtóerőinek jobb megértéséhez. A tájhasználati rendszerek és azok térbeli dinamikájának jobb megismeréséhez az egyéni és a csoportos viselkedéseket vizsgáló modellek adhatnak jó támpontot (Hillebrand és Stender, 1994). Az empirikus kapcsolatok és viszonyok statisztikai számításokban történő felhasználása ugyanakkor nagyban hozzájárulhat a társadalmi és ökológiai rendszerek egyesítésével próbálkozó különféle tudományos elméletek értelmezéséhez, például az általános rendszerelmélet (Allen és Starr, 1982), (makro)gazdasági elmélet és kollektív viselkedés elmélet (Ostrom 1990).

Köszönetnyilvánítás

Első sorban Dr. Kevei Ferencné Dr. Bárány Ilonának köszönöm a témavezetéssel járó szakmai segítséget, türelmet, a jó tanácsokat és iránymutatást.

Köszönettel tartozom továbbá Dr. Nánai Lászlónak a kezdeti motivációért, az MTA RKK vezetésének a támogatásért, valamint közvetlen intézeti munkatársaimnak a szakmai segítségért és kollegiális ösztönzésért, különösen Dr. Nagy Imrének, Dr. Nagy Gábornak, Dr. Tímár Juditnak és Dr. Kugler Józsefnek.

Nem utolsó sorban őszinte köszönettel tartozom családomnak az éveken át tartó támogatásukért és szeretetükért.

Irodalom

- ÁDÁM L. 1968. Mezőgazdasági jellegű dombsági kistájak természeti földrajzi értékelésének feladatai és módszertani problémái. Földrajzi Közlemények 16. (92.) 3-4. pp. 279-284
- ADGER, N., BROWN, K. 1994. Land Use und the Causes of Global Waming. John Wiley and Sons. New York
- ALLEN, T., STARR, T.1982. Hierarchy Perspectives for Ecological Cornplexity. The Uaiversity of Chicago Press, Chicago.
- ANTROP, M. 1997. The concept of traditional landscapes as a base for landscape evaluation and planning. The example of Flanders Region, Landscape Urban Plann. 38 (1/2) (1997), pp. 105–117
- BENNETT, J. 1976. The Ecologycal Transition. Pergamon Press Inc. New York
- BENNETT, J. 1993. Human Ecology as Human Behaviour. Transaction Publishers, New Bcuzlswick, New Jersey.
- BLAIKIE, P., CANNON, T., DAVIS, L. 1994. At risk natural hazards, people's vulnerability and disasters. Routledge, London
- BOSERUP, E. 1965. The Conditions of Agricultural Growth: The Economics of Agrarian Change under Population Pressure. London, G. Allen and Unwin; Chicago: Aldine. pp 124
- BRIASSOULIS, H. 2000. Analysis of land use change: Theoretical and modeling approaches. In: Loveridge, S. (Ed.), The Web Book of Regional Science. West Virginia University, Morgantown.
- CALDWELL, R. M., FERNANDEZ, A. A. J. 1998. A generic model of Hierarchy for Systems Analysis and Simulation. Agricultural Systems 57. pp. 197-225
- CHOMITZ, K.M., THOMAS, T.S. 2003. Determinants of land use in Amazonia: A fine-scale spatial analysis. American Journal of Agricultural Economics 85 (4), pp. 1016-1028
- COSGROVE, D., DANIEIS, S. 1988. The Iconography of Landscape: Essays on the Symbolic Representation, Design and Use of Past Environrnents. Cambridge University Press.
- CSEMEZ A. 1996. Tájtervezés – tájrendezés. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 299

- CSIMA P. 1993. Az általános tájvédelem és természetvédelem. ÖKO 4. 2-3. 12 p. 18
- CSIMA P., KERÉNYI A. 1999. Carrying capacity and sensitivity of the Hungarian landscapes. In: Hlavinkova P., Munzar J.(Ed): Regional prosperity and sustainability . Regigraph for Geokonfin, Brno. pp. 105-110
- CSORBA P. 1995. Tokaj-Hegyalja tájökölógiai szerkezetének és geomorfológiai adottságainak összehasonlítása. Földrajzi Értesítő 44. 1 – 2. 39 – p. 51
- CSORBA P. 1996 Landscape Ecological Change of the Land Use Pattern on the East Foothill Area of the Tokaj Mountains (Hungary). Ecológia, Vol.15, No 1. Bratislava, pp. 115-127
- CSORBA P. 1997. Tájökológia. Kossuth Egyetem Kiadó, Debrecen. p. 113
- DETREKŐI Á., Szabó Gy. 1995. Bevezetés a térinformatikába. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. p. 250
- DURAY B. 2008. A tájhasználat változásának vizsgálati módszerei: Kis-sárréti példa alapján. In: Táj kutatás – Tájökológia. II. Magyar Tájökölógiai Konferencia, 2006. április 7–8. (Ed.) Csorba P., Fazekas I. Debrecen: Meridián Alapítvány, 2008. pp. 125–130
- DURAY B., HEGEDŰS Z. 2004. Egy természetközeli agrogén táj szerkezeti és funkcionális vizsgálata – Biharugrai mintaterület. In: Táj, tér, tervezés. Geográfus Doktoranduszok VIII. Országos Konferenciája. Szeged, 2004. szeptember 4–5. (Ed.) Barton G., Dormány G., Kovács F. Szeged: SZTE TTK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék [18] p. CD-ROM http://www.geography.hu/cdrom/mfk2004/phd_keret.html
- DURAY B., HEGEDŰS Z. 2005. Komplex (funkcionális és szerkezeti) tájökölógiai kutatások a Dél-alföldi régió határmenti területein. Tájökölógiai Lapok, 3(1) pp. 133-153
- EASTERLING, W.E. 1997. Why regional studies are needed in the development of full-scale integrated assessment modelling of global change processes. Global Environmental Change Part A 7 (4), pp. 337-356
- FEKETE G., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F. (Ed.) 1997. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. –Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. (Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II.) p. 374

- FONNAN, R. 1995. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press.
- FÓRIZS J.-NÉ, MÁTÉ F., STEFANOVITS P. 1971. Talajbonítási – földértékelés. Az MTA Agrártudományi Osztályának Közleményei 30. 3. pp. 359-378
- FORMAN, R.T.T., GORDON, M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley and Sons, Inc, USA.
- FOX, J., RINDFUSS, R.R., WALSH, S.J. MISHRA, V. (Ed.) 2003. People and the Environment: Approaches for Linking Household and Community Surveys to Remote Sensing and GIS. Kluwer Academic Publishers, Boston/Dordrecht/London. p. 344
- GAILOPIN, G.C. 1991. Human Dimensions of Global Change: Linking the Global and the Local Processes Intentional Science Journal 130 pp. 707-718
- GÉCZY G. 1968. Magyarország Mezőgazdasági Területe. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 307
- GEIST, H.J., LAMBIN, E.F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. BioScience, 52(2), pp. 143-150
- GEOGHEGAN, J., PRITCHARD Jr, L., OGNEVA-Himmelberger, Y., CHOWDHURY, R.R., SANDERSON, S., TURNER II, B.L. 1998. "Socializing the pixel" and "pixelizing the social" in land-use and land-cover change. In: Liverman, D., Moran, E., Rindfuss, R.R., Stern, P. (Ed.), People and Pixels: Linking Remote Sensing and Social Science. Committee on the Human Dimensions of Global Change, National Academy Press, Washington, D.C. p. 244
- GIBSON, C., OSTROM, E., AHN, T. K. 1998. Scaling issues in the Social Sciences. IHDP Working Paper no. 1. IHDP, Bonn.
- GLAESER, B. 1995. Environment, Development, Agriculture: Integrated Policy through Human Ecology. Armonk M.E. Sharpe.
- GÓCZÁN L. 1972. Mezőgazdasági földtudomány és agroökológia. Földrajzi Értesítő 21. 3 – 4. pp. 503 – 508
- GÓCZÁN L. 1984. A természeti környezet tényezőinek relatív értékelése. MTA FKI, Budapest. (Elmélet – Módszer – Gyakorlat) p. 95
- GOLDSTEIN, H. 1995. Multi-Level Statistical Models. Kendall's library of statistics, Vol 3. Edward Arnold, London.

- HARGIS, C.D., BISSONETTE, J.A., David, J.L. 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13, pp. 167-186
- Hegedűs Z., Duray B. 2006.: Talajtani vizsgálatok szerepe a táj kutatásokban, talajelosztási rendszerünk korszerűsítési lehetőségeinek vizsgálata. In: Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére. (Ed.) Kiss A., Mezősi G., Sümeghy Z. Szeged: SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, 2006. pp. 259–269
- HEWITT, K. 1997. *Regions of Risk: A Geographic Introduction to Disasters* Longman Singapore Publishers Ltd, Singapore.
- HILLEBRAND, E., STENDER, J. 1994. *Many-Agent Simulation and Artificial Life*. IOS Press, p. 252
- HOLLIS, J.M., JONES, R.J.A., MARSHALL, C.J., HOLDEN, A., VAN DE VEEN, J.R., MONTANARELLA, L. 2006. SPADE-2: The soil profile analytical database for Europe version 1.0, European Commission, EUR 22127.
- JONES, K., DUNCAN, C. 1995. Individuals and their ecologies: analysing the geography of chronic illness within a multilevel modelling framework. *Health and Place* 1 (1), pp. 27-40
- JONES, R.J.A., HIEDERER, R., RUSCO, E., LOVELAND, P.J., MONTANARELLA, L. 2004. The map of organic carbon in topsoils in Europe: Version 1.2- September 2003, Explanation of: Special Publication Ispra 2004 No. 72 S.P.I.04.72 European Commission, EUR21209.
- JØRGENSEN, S.E., 1994. *Fundamentals of Ecological Modelling (2nd Edition)*. Developments in Environmental Modelling 19. Elsevier, Amsterdam.
- KAIMOWITZ, D., ANGELSEN, A. 1998. *Economic Models of Tropical Deforestation. A Review*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).
- KERTÉSZ Á. 1997. *A térinformatika és alkalmazásai*. Holnap Kiadó, Budapest. p. 240
- KEVEINÉ BÁRÁNY I. 1997. Az ökotópképző és természetvédelmi funkció meghatározása a Kataréti-patak vízgyűjtőjén. In: *Geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata*. (Ed.) Mezősi G.-Rakonczai J. p. 130

- KEVEINÉ BÁRÁNY I. 2000. Karsztos tájváltások. In: Schweitzer F., Tiner T. (Ed.) Tájékatási irányzatok Magyarországon. MTA Földrajztudományi kutatóintézet, Budapest. pp. 13-24
- KOK, K., VELDKAMP, A., 2000. Using the CLUE framework to model changes in land use on multiple scales. In: Bouman, B.A.M., Jansen, H.G.P., Schipper, R.A., Hengsdijk, H., Nieuwenhuysse, A. (Eds.), Tools for Land Use Analysis on Different Scales. With Case Studies for Costa Rica. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 35–63
- KOVÁCS B.: Hidrodinamikai és transzportmodellezés Processing MODFLOW környezetben I., 2004, Miskolci Egyetem – Szegedi Tudományegyetem. GÁMAGEO, p. 160
- KREYBIG L. 1937. Áltános magyarázó a tiszaroffi, kunmadarasi talajismereti térképlapokhoz. Útmutatás a térképek hasznosításához. A M. Kir. Földtani Intézet Kiadása, Budapest. p. 41
- KRUMMER, D., TURNER, B. L. 1994: The Human Causes of Deforestation in Southeast Asia. Bioscience Vol. 44, No. 5 pp. 323-330
- KSH AMÖ 1990-2004
- KSH Népszámlálás 2001
- KSH T-STAR 2004
- LAMBIN, E. F., BAULIES, X., BOCKSTAEL, N., FISCHER, G., KRUG, T., LEEMANS, R., MORAN, E. F., RINDFUSS, R. R., SATO, Y., SKOLE, D., TURNER, B. L., VOGEL, C. 1999. Land-use and land-cover change (LUCC): Implementation Strategy. A core project of the International Geosphere-Biosphere Programme and the International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change. IGBP Report 48. IHDP Report 10. IGBP, Stockholm, p. 125
- LÁNG I., CSETE L., HARNOS Zs. 1983. A mezőgazdaság agroökológiai potenciálja az ezredfordulón. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p. 265
- LEAMER, E.E. 1983. Let's take the con out of econometrics, American Economic Review 73, pp. 31-43

- LIVERMAN, D., MORAN, E., RINDFUSS, R.R., STERN, P. (Ed.) 1998. People and pixels: Linking Remote Sensing and Social Science, Commi ee on the Human Dimensions of Global Change National Academy Press, Washington D.C. p. 244
- LÓCZY D. 1989. Agro k logiai körzetesítés Komárom-Esztergom megyében a növénytermesztésre való alkalmasság minősítése alapján. Kandidátusi  rtekez s. Kézirat. MTA Földrajztudományi Intézet, Budapest p. 169
- Lóczy, D. 2002. Tájértékelés, földértékelés. Dialóg Campus Kiadó, Budapest, Pécs. p. 306
- MAROSI S., 1980. T j kutatási irányzatok, tájértékelés, táj tipológiai eredmények. MTA FKI, Budapest (Elmélet-Módszer-Gyakorlat 35.) p. 119
- MAROSI S., SOMOGYI, S. (Ed.) 1990. Magyarország kistájának katasztere I – II. MTA FKI, Budapest, p. 1023
- MAROSI S., SZILÁRD J. 1963. A természeti földrajz tájértékelés elvi-módszertani kérdéseiről. Földrajzi  rtes t  12. 3 – 4. p. 434
- MATHER, J. SDARYUK, G. 1991. Global Change: Geographical Approaches University of Arizona Press Tucson Arizona, USA.
- MEINIG, D. 1979. The Inteipreration of Ordinary Landscapes: Geogrqlical Essays Oxfotd University Press, New York.
- MENARD, S. W. 2001. Applied logistic regression analysis. Sage University. Quantitative applications in the social science, Thousand Oaks, CA. pp. 07-106
- M TA program 2002-2005. Magyarország  l hely-T rk pez s nek Adatb zisa
- MEZ SI G. 2004. Recent landscape research in Hungary. In: Landscape research in Europe. (Ed.) Antrop, M. BELGEO 2004. pp. 2-3
- MEZ SI G., FEJES Cs. 2004. T jmetria. In: T j  s Környezet. (Ed.) D v nyi Z., Schweitzer F. MTA, FKI pp. 229-242
- MEZ SI G., RAKONCZAI J. 1997. A geo k logiai térképezés elm lete  s gyakorlata. JATE Term szetf ldrajzi Tanszék, Szeged p. 130
- M CS NYI M. 1968. A t j  s a z ldter let fogalmi probl m i a tájrendezés n z pontj b l. Telep l sttudom nyi K zlem nyek, 21. sz. pp. 66-76

- MÜLLER, F. 1992. Hierarchical approaches to ecosystem theory. *Ecological Modelling* 63 pp. 215-242
- MUNTON, R.J. C., LOWE, P. MARSDEN, T. 1992. The Social, Economic, and Political Context. *Land Use Change: The Causes and Consequences*. HMSO: London. pp. 15-27
- MUSTERS, C. J. M., DE GRAAF, H. J., TER KEURS, W. J., 1998. Defining socio-environmental systems for sustainable development. *Ecological Economics* 26 pp. 243-258
- NELSON, G.C., HARRIS, V., STONE, S.W. 2001. Deforestation, land use and property rights: empirical evidence from Darien, Panama. *Land Economics* 77 (2), pp. 187-205.
- NETER, J., KUTNER, M. H., NACHTSHEIM, .C. J., WASSERMAN, W. 1996. *Applied linear regression models*. Third Edition. Times Mirror Higher Education Group, Chicago, Illinois, USA.
- NORGARRD, R 1994. *Development Betrayed: The End of Progress and a Coevolutionary Revisioning of the Future*. Routledge, London.
- OSTROM, E. 1990. *Governing the Commons: the Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, Cambridge.
- PARKER D.C., MANSON S.M., JANSSEN M.A., HOFFMANN M.J., DEADMAN P. 2003. Multi-agent systems for the simulation of land-use and land-cover change: A review. *Annals of the Association of American Geographers* 93 (2), pp. 314-337
- PENDER, J. 1998. Population growth, agricultural intensification, induced innovation and natural resource sustainability: an application of neoclassical growth theory. *Agricultural Economics* 19: pp. 99-112
- PERZ, S.G., SKOLE, D.L. 2003. Social determinants of secondary forests in the Brazilian Amazon. *Social Science Research* 32 (1), pp. 25-60
- PIJANOWSKI, B.C., BROWN, D. G., MANIK, G., SHELLITO, B. 2002. Using artificial neural networks and GIS to forecast land use changes: A land transformation model. *Computers, Environment and Urban Systems* 26 (6), pp. 553-575
- POLSKY, C., EASTERLING III, W.E. 2001. Adaptation to climate variability and change in the U.S. Great Plains: A multi-scale analysis of Ricardian climate sensitivities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85 (1-3), pp. 133-144

- RAMBO, T. 1983. Conceptual Approaches to Human Ecology. East-West Environment and Policy Institute Research Report NO. 14, East-West Centre, Honolulu, Hawaii.
- RICHARDS, J. 1990. Land Transformations In: The Earth as transformed by human action: Global and regional changes in the biosphere over the past 300 years. (Ed.) Tumer II, B.L, W. Clark, R Kates, J. Richards, J. Mathews, W. Meyer. Cambridge University Press pp. 163-178
- ROBINSON, W. 1950. Ecological correlations and the behaviour of individuals. American Sociological Review (15), pp. 351 – 357
- ROTMANS, J., van ASSELT, M.B.A., ANASTASI, C., GREEUW, S.C.H., MELLORS, J., PETERS, S., ROTHMAN, D., RIJKENS, N. 2000. Visions for a sustainable Europe. Futures 32 (9-10), pp. 809 - 831
- SCHNEIDER, L., PONTIUS Jr., R. G. 2001. Modeling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. Agriculture, Ecosystems & Environment 85(1-3) p. 83-94.
- SCHWANEN T., DIELEMAN F.M., DIJST M. 2004. The impact of metropolitan structure on commute behavior in the Netherlands: A multilevel approach. Growth and Change 35 (3), pp. 304-333
- SCHWEITZER F., TINER T.(Ed.) 1996. Nagyberuházások és veszélyes hulladékok telephely kiválasztásának földrajzi feltétel rendszere. – MTA FKI, Budapest. (Elmélet-Módszer-Gyakorlat 56.) p. 188
- SERNEELS S., LAMBIN E.F. 2001. Proximate causes of land-use changes in Narok District, Kenya. Agriculture, Ecosystems and Environment, vol. 85, no.1-3, pp. 65-82
- SIMMONS, I.G. 1988. Changing the Face of the Emrli. Culture, Environment, Histoty. Basil Blackwell Ltd., Oxford, UK.
- SIMON T., SEREGÉLYES T. 1999. Növényismeret. A hazai növényvilág kis határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. p. 276
- SKOLE, D., CHOMENTOWSKI, W., SALAS, W., NOBRE, A. 1994. Physical and Hunan Dimensions of Deforestation in Amazonia. BioScience Vol- No, 5 pp. 14-322
- SNIJDERS, T.A.B., Bosker, R.J. 1999. Multilevel Analysis: An Introduction to Basic and Advanced Multilevel Modelling. Sage, New York. p. 266

- SOMOGYI S. 1969. A Tisza. In: Magyarország tájföldrajza. (Ed.) Pécsi Márton. 2. kötet. A Tiszai Alföld
- Soó R. (1963): A Magyar flóra és vegetáció rendszertani, növényföldrajzi kézikönyve. I. Akad. Kiadó. Budapest.
- STAAL, S.J., BaltENweck, I., WAITHAKA, M.M., DEWOLFF T., NJOROGÉ, L. 2002. Location and uptake: integrated household and GIS analysis of technology adoption and land use, with application to smallholder dairy farms in Kenya. *Agricultural Economics* 27 (3), pp. 295-315
- THOMAS Jr., W.L., 1956. Introductory. In: *Man's Role in Changing the Face of the Earth*. (Ed.) Thomas Jr., W.L. Univ. Chicago Press, Chicago, pp. 21-38
- TITAK, A., DE NIE, D.S., PINEROS GARCET, J.D., JONES, A., VANCLOOSTER, M., 2004. Assessment of the pesticide leaching risk at the Pan-European level. The EuroPEARL approach. *Journal of Hydrology*, 289, pp. 222-238
- TRESS, B., TRESS, G., FRY, G., 2005. Integrative studies on rural landscapes: Policy expectations and research practice. *Landscape and Urban Planning* 70, pp. 177-191
- TURNER, B. L., MEYER, W. B. 1991. Land Use and Land Cover in Global Environmental Change: Considerations for Study. *International Social Science Journal* 130 pp. 669-480.
- TURNER, B.L., CLARK, W., KATES, R W., Richards, J.F., MATHEWS, LT., MEYER, W.B 1990. *The Earth as Transformed by Human Action*. Cambridge University Press with Clark University, Cambridge.
- TURNER, B.L., MEYER W. B. 1994. Global Land Use and Land-Cover Change: An Overview. In: *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. (Ed.) Meyer, W., Turner, B.L. University Press Cambridge. pp. 3-10
- VANCE, C., GEOGHEGAN, J. 2002. Temporal and spatial modelling of tropical deforestation: a survival analysis satellite and household survey data. *Agricultural Economics* 27, pp. 317-332
- VELDKAMP, A., FRESCO, L. O. 1996. CLUE-CR: an integrated multi-scale model to simulate land use change scenarios in Costa Rica. *Ecological Modelling*, v. 91, pp. 231-248

- VELDKAMP, A., LAMBIN, E.F. 2001. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85 (1-3), pp. 1-6
- VELDKAMP, A., VERBURG, P. H. KOK, K. DE KONING, G. H. J. PRIESS, J., BERGSMA, A. R. 2001. The need for scale sensitive approaches in spatially explicit land use change modelling. *Environmental Modeling and Assessment*, 6, pp. 111–121
- VERBURG, P. H., SOEPBOER, W., LIMPIADA, R., ESPALDON, M. V. O., SHARIFA, M., VELDKAMP, A. 2002. Land use change modelling at the regional scale: the CLUE-S model. *Environmental Management*, 30, pp. 391-405
- VERBURG, P. H., VELDKAMP, A. 2004. Projecting land use transitions at forest fringes in the Philippines at two spatial scales. *Landscape Ecology*, 19, pp. 77–98
- VERBURG, P. H., VELDKAMP, A., DE KONING, G. H. J., KOK, K., BOUMA, J. 1999: A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. *Ecological Modelling*, v. 116, pp. 45-61
- VERBURG, P.H., CHEN, Y.Q. 2000. Multiscale characterization of land-use patterns in China, *Ecosystem* 3, pp. 369–385
- VERBURG, P.H., RITSEMA VAN ECK, J., DE NIJS, T.C.M., VISSER, H., DE JONG, K. 2004. A method to analyse neighbourhood characteristics of land use patterns. *Computers, Environment and Urban Systems* 28(6), pp. 667-690
- VINK, A.P.A. 1983. *Landscape Ecology and Land Use*. Longman, New York. p. 171
- WALKER, R., MORAN, E., ANSELIN, L. 2000. Deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: External capital and household processes. *World Development* 28 (4), pp. 683-699
- WALSH, S.J., CREWS-MEYER, K.A. (Ed.) 2002. *Linking People, Place, and Policy. A GIS Science Approach*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. p. 348
- WASCHER, D. M. 2005. *European Landscape Character Types Typologies, Cartography and Indicators for the Assessment of Sustainable Landscapes*. European Landscape Character Assessment Initiative (ELCAI). (ALTERRA report 1254). ALTERRA, Wageningen (NL).

- WHITE, R., ENGELEN, G., ULIEE, I. 1997. The use of constrained cellular automata for highresolution modelling of urban land-use dynamics. *Environment and Planning B* 24, pp. 323–343
- ZENTAI L. 2000. Számítógépes térképészet. (A számítástechnika alkalmazása a térképészetben) Budapest. p. 248

MELLÉKLETEK

1. sz. melléklet

Az adatbázis változói			
változó neve	leírás	egység	forrás
<i>felszínborítás(4)</i>			
1	mesterséges felszínek		CORINE CLC2000
2	szántó és legelő területek		CORINE CLC2000
3	erdők		CORINE CLC2000
4	félig természetes és vizek		CORINE CLC2000
<i>távolság (3)</i>			
tav_telep	településtől való átlagtávolság	km	
táv_ut	úttól való átlagtávolság	km	
tav_viz	folyótól való átlagtávolság	km	
<i>állállomány (6)</i>			
all_szm	Szarvasmarha állomány az összes állat %-ában	%	AMOA21
all_sert	Sertés állomány az összes állat %-ában	%	AMOA22
all_lo	Ló állomány az összes állat %-ában	%	AMOA23
all_juh	Juh állomány az összes állat %-ában	%	AMOA24
all_tyuk	Tyúkféle állomány az összes állat %-ában	%	AMOA25
all_bar	Egyéb baromfi állomány az összes állat %-ában	%	AMOA26
<i>földhasználat (9)</i>			
h_szan	Szántót használók aránya a mezőgazdasági területet használók %-ban	%	AMOF23
h_kony	Konyhakertet használók aránya a mezőgazdasági területet használók %-ban	%	AMOF24
h_uve	Üvegházat és fóliát használók aránya a mezőgazdasági területet használók %-ban	%	AMOF25
h_szol	Szőlőterületet használók aránya a mezőgazdasági területet használók %-ban	%	AMOF26
h_gyum	Gyümölcsös területet használók aránya a mezőgazdasági területet használók %-ban	%	AMOF28
h_ret	Rétet használók aránya a mezőgazdasági területet használók %-ban	%	AMOF30
h_leg	Legelőt használók aránya a mezőgazdasági területet használók %-ban	%	AMOF31
h_erd	Erdőt használók aránya a mezőgazdasági területet használók %-ban	%	AMOF33
h_mg	Mezőgazdasági területet használók aránya a lakónépesség %-ban	%	AMOF32
<i>foglalkozás(3)</i>			
fog_mg	Mezőgazdaság és erdőgazdálkodás foglalkozású	fő/km 2	N01F0411
fog_ip	Ipar, építőipar foglalkozású	fő/km 2	N01F0412

fog_szol	Szolgáltatási jellegű ágazatok foglalkozású	fő/km 2	N01F0413
<i>népesség (2)</i>			
nep_kult	A külterületi népesség aránya	%	N01T0208
nep_sur	1 km ² -re jutó lakónépesség	fő/km 2	AMOF44
<i>talajtulajdonságok (18)</i>			
PARMADO	Talajképző kőzet	típus	ESD
TEXTSRFDOM	Talajszövet		ESD
WR			ESD
WRBFULL	WRB talajkód		ESD
AWC_TOP	Feltalaj vízkapacitása.	ml/g	ESD
AWC_SUB	Altalaj vízkapacitása	ml/g	ESD
BS_TOP	Feltalaj bázistelítettsége	V%	ESD
BS_SUB	Altalaj bázistelítettsége	V%	ESD
CEC_TOP	Feltalaj kationcserélő képssége	cmol+/ kg	ESD
CEC_SUB	Altalaj kationcserélő képssége	cmol+/ kg	ESD
EAWCTOP	Feltalaj hasznosítható vízkészlete	ml/g	ESD
EAWCSUB	Altalaj hasznosítható vízkészlete	ml/g	ESD
CRUST	Kérgesedési osztály		ESD
DGH	Glejszint mélysége	cm	ESD
ERODIBI	Eróziós osztály		ESD
HG	Hidrogeológiai osztály		ESD
OC_TOP	Feltalaj széntartalma	(%)	ESD
TEXT	Dominant surface textural class (completed from dominant STU).		ESD

2. sz. melléklet

Tájhasználati kategóriák

CLC KÓD	3. szint	2. szint	1. szint	felszínborítás	
111	Összefüggő településszerkezet	Lakott területek	MESTERSÉGES FELSZÍNEK	0	MESTERSÉGES
112	Nem összefüggő településszerkezet				
121	Ipari vagy kereskedelmi területek	Ipari, kereskedelmi területek, közlekedési hálózat			
122	Út- és vasúthálózat és csatlakozó területek				
131	Nyersanyag-kitermelés	Bányák, lerakóhelyek és építési munkahelyek			
132	Lerakóhelyek (meddőhányók)				
133	Építési munkahelyek				
141	Városi zöldterületek	Mesterséges, nem mezőgazdasági zöldterületek			
142	Sport- és szabadidő-létesítmények				
211	Nem öntözött szántóföldek	Szántóföldek			
213	Rizsföldek				
221	Szőlők	Állandó növényi kultúrák			
222	Gyümölcsösök, bogyósok	Legelők	2	LEGELŐ	
231	Rét / legelő				
242	Komplex művelési szerkezet	Vegyes mezőgazdasági területek			
243	Mezőgazdasági területek, jelentős természetes növényzettel				
311	Lomblevelű erdők	Erdők	ERDŐK ÉS FÉLIG-TERMÉSZETES (SEMI-NATURAL) TERÜLETEK	3	ERDŐ
312	Tülevelű erdők				
313	Vegyes erdők				
321	Természetes gyepek, természetközeli rétek	Cserjés és/vagy lágyszárú növényzet			
324	Átmeneti erdős-cserjés területek				
333	Ritkás növényzet	Növényzet nélküli vagy kevés növényzettel fedett nyílt területek		4	TERMÉSZETES
411	Szárazföldi mocsarak	Belső (szárazföldi) vizenyős területek		VIZENYŐS TERÜLETEK	
412	Tőzeglápok				
511	Folyóvizek, vízi utak	Kontinentális vizek	VÍZFELÜLETEK		
512	Állóvizek				

3. sz. melléklet

A Dél-Alföld régió jellemző tájhasználatait meghatározó talajtényezők¹.

A kőzet fizikai és kémiai tulajdonságai alapvetően meghatározzák a rajta kialakuló talaj tulajdonságait.

Talajszövet vagy textúra (TEXT): A talaj fizikai vagy mechanikai tulajdonsága (1. táblázat)

TEXT	fizikai talajosztály
0	nincs adat
9	nincs textúra (histosols, ...)
1	Durva (agyag < 18 % és homok > 65 %)
2	Közepes (18% < agyag < 35% és homok > 15%, vagy agyag < 18% és 15% < homok < 65%)
3	Közepesen finom (agyag < 35 % és homok < 15 %)
4	Finom (35 % < agyag < 60 %)
5	Nagyon finom (agyag > 60 %)

Forrás: CEC, 1985

1. táblázat: a talaj fizikai tulajdonságai

A talaj évi vízgazdálkodása (WR): A talajvíz-mélység adatokból és talajmorfológiai tulajdonságokból számított átlagérték. A vízgazdálkodásról akkor beszélünk, amikor a talaj állandóan nedves. A talaj akkor nedves, amikor telítetté válik és legalább 10 cm-es kapillárisokban elhelyezkedő víz nyomása lecsökken vagy a nyomás -1 kPa alá csökken. A talaj vízgazdálkodási osztályait és értékeit a 2. táblázat mutatja be.

¹ A talajtulajdonságok rövidítései megegyeznek a hivatkozott szakirodalomban használtakal

WR kódok és jelentésük	
0	nincs adat
1	Nem nedves 80 cm-en belül több, mint 3 hónapig és 40 cm-ig 1 hónapnál hosszabb ideig
2	Nedves 80 cm-ig 3 és 6 hónap között, de nem nedves 40 cm-ig 1 hónapnál tovább
3	Nedves 80 cm-ig, több mint 6 hónapnál, de nem nedves 40 cm-ig 11 hónapig
4	Nedves 40 cm mélységig, több mint 11 hónapig

2. táblázat: vízgazdálkodási kategóriák

Talajkód (WRBFULL): új talajosztályozási rendszer alapján (melléklet). A World Reference Base for Soil Resources (WRB) a FAO-t előkészítő, az Egyesült Nemzetek Környezeti Program (UNEP) és a Nemzetközi Talajtudomány Társasága által támogatott Nemzetközi Hivatkozási Alap (International Reference Base for Soil Classification (IRB)) utódja.

WRB kódok és jelentésük							
ap	Abruptic	fr	Ferric	mz	Mazic	rs	Rustic
ae	Aceric	fi	Fibric	me	Melanic	sz	Salic
ac	Acric	fv	Fluvic	ms	Mesotrophic	sa	Sapric
ao	Acroxic	fo	Folic	mo	Mollic	si	Silic
ab	Albic	fg	Fragic	na	Natric	sl	Siltic
ax	Alcalic	fu	Fulvic	ni	Nitic	sk	Skeletal
al	Alic	ga	Garbic	oh	Ochric	so	Sodic
au	Alumic	ge	Gelic	om	Ombric	sd	Spodic
an	Andic	gt	Gelistagnic	or	Orthic	sp	Spolic
aq	Anthraquic	gr	Geric	oa	Oxyaquic	st	Stagnic
am	Anthric	gi	Gibbsic	ph	Pachic	su	Sulphatic
ah	Anthropic	gc	Glacic	pe	Pellic	ty	Takyric
ar	Arenic	gl	Gleyic	pt	Petric	tf	Tephric
ai	Aric	gs	Glossic	pc	Petrocalcic	tr	Terric
ad	Aridic	gz	Greyic	pd	Petroduric	ti	Thionic

az	Arzic	gm	Grumic	pg	Petrogypsic	tx	Toxic
ca	Calcaric	gy	Gypsic	pp	Petroplinthic	tu	Turbic
cc	Calcic	gp	Gypsiric	ps	Petrosalic	um	Umbric
cb	Carbic	ha	Haplic	pi	Placic	ub	Urbic
cn	Carbonatic	hi	Histic	pa	Plaggic	vm	Vermic
ch	Chernic	ht	Hortic	pn	Planic	vr	Vertic
cl	Chloridic	hu	Humic	pl	Plinthic	vt	Vetic
cr	Chromic	hg	Hydragric	po	Posic	vi	Vitric
cy	Cryic	hy	Hydric	pf	Profondic	xa	Xanthic
ct	Cutanic	hk	Hyperskeletal	pr	Protic	ye	Yermic
dn	Densic	ir	Irragric	rd	Reductic	1	Town
du	Duric	ll	Lamellic	rg	Regic	2	Soil disturbed by man
dy	Dystric	le	Leptic	rz	Rendzic	3	Water body
et	Entic	li	Lithic	rh	Rheic	4	Marsh
eu	Eutric	lx	Lixic	ro	Rhodic	5	Glacier
es	Eutrisilic	lv	Luvic	ru	Rubic	6	Rock outcrops
fl	Ferralic	mg	Magnesian	rp	Ruptic		

Kérgesedés (CRUST): Szántóterületeken - különösen öntözött körülmények között - a növénytermesztés egyik fontos korlátozó tényezője a talajok kérgesedése. A talajfelszín eliszapolódása, majd a száradást követő kérgesedése az egyik legnagyobb hatású talajfizikai tényező, hiszen e tulajdonság alapvetően befolyásolja a talaj víz- és levegő gazdálkodását és ezen keresztül a növények csírázását, kelését és fejlődését. A kategóriatípust és értékszámait a 3. táblázat szemlélteti.

Kérgesedési kategória	Érték
Nagyon gyenge	1
Gyenge	2
Közepes	3
Erős	4
Nagyon erős	5

3. táblázat: A talajok kérgesedési értékszámjai

Eróziós osztály (ERODIBI): A talaj lepusztulásának folyamata főleg a talaj fizikai és kémiai tulajdonságainak a függvénye, ugyanakkor a növényborítottság, mint biológiai faktor is jelentős passzív faktora az erózió mértékének. Mindezek mellett egyéb aktív tényezők is jelentősen befolyásolják egy adott talajtípus degradációját (víz, szél és antropogén hatások). Az erózió mértékének értékszámairól az 4. táblázat ad tájékoztatást.

Eróziós kategória	Érték
Nagyon gyenge	1
Gyenge	2
Közepes	3
Erős	4
Nagyon erős	5

4. táblázat: A talajok eróziós kategóriáinak értékszámjai

Az alábbiakban részletezésre kerülő talajtulajdonság (pedotranszfer) adatok osztályozási és értékelési rendszerét a 5. táblázat tartalmazza.

Kationcsere-kapacitás - feltalaj és altalaj (CEC_TOP, CEC_SUB): A kationcserélő képesség cmol+/kg-ban van kifejezve

Bázistelítettség (V %) - feltalaj és altalaj (BS_TOP, BS_SUB): A Kationcsere-kapacitás százalékos kifejezése, megmutatja, hogy az adszorpcióra képes helyek hány százalékát kötik le kicserélhető bázikus kationok.

Vízkapacitás: a feltalaj és altalaj hasznosítható vízkészlete (EAWCTOP, EAWCSUB) és természetes vízkapacitása (AWC_TOP, AWC_SUB): A talaj termékenységében kiemelkedő szerepe van a talaj vízgazdálkodásának. A víz részt vesz a talaj (fizikai, kémiai és biológiai) mállási, talajképződési és talajpusztulási folyamataiban, ugyanakkor a növényi élet elengedhetetlen feltétele.

A glej-szint mélysége (DGH): A glejesedés a levegőtlenség következményeként fellépő redukció hatására lép fel.

Hidrogeológiai osztály (HG): A talaj különböző klimatikus, vízgazdálkodási és geomorfológiai jellemzőiből levezetett osztályozási kategória.

Feltalaj széntartalma (OC_TOP): (g/100g)

Talaj jellemzők	Osztályok	Értékszám
Feltalaj széntartalma (OC_TOP) (0 - 25 cm)	Magas: > 6.0% Közepes: 2.1-6.0% Alacsony: 1.1-2.0% nagyon alacsony: < 1.0%	4 3 2 1
Kationcsere-kapacitás (feltalaj) (CEC_TOP)	Alacsony: < 15 cmol(+)kg ⁻¹ talaj	1
Kationcsere-kapacitás (altalaj) (CEC_SUB)	Közepes: 15-40 Magas: > 40	2 3
Bázistelítettség (feltalaj) (BS_TOP)	Alacsony: < 50% Közepes: 50-75% Magas: > 75%	1 2 3
Bázistelítettség (altalaj) (BS_SUB)	Alacsony: < 50% Magas: > 50%	1 2
A glej-szint mélysége (DGH)	Sekély: 0-40 cm Közepes: 40-80 cm Mély: 80-120 cm Nagyon mély: > 120 cm	1 2 3 4
Hidrogeológiai osztály (HG)	HG1: permeábilis szubsztrátum, talajvíztől elszigetelten: ritkán nedves HG2: Alacsonyan fekvő, talajvízzel érintkező talaj, szezonálisan vagy állandóan nedves vagy mesterségesen öntözött HG3: vízzáró réteg 80 cm-en belül, szezonálisan vagy állandóan nedves HG4: magasan fekvő területek vagy hegységek talajai	1 2 3 4
természetes vízkapacitás (feltalaj) (AWC_TOP)	Nagyon magas: > 190 mm	1
hasznosítható vízkészlet (feltalaj) (EAWC_TOP)	Magas : 140-189 mm	2
természetes vízkapacitás (altalaj) (AWC_SUB)	Közepes : 100-139 mm Alacsony: < 99 mm	1 2
hasznosítható vízkészlet (altalaj) (EAWC_SUB)		

5. táblázat: a talajok biofizikai tulajdonságainak értékelési és kategóriarendszere

Összefoglalás

Dolgozatomban különböző társadalmi és gazdasági tevékenységek, valamint a természeti tényezők tájra gyakorolt hatásait vizsgálom. Elsődleges célom volt meghatározni a változásokat generáló legfontosabb tényezőket, elemezni a folyamatokban lejátszódó kulcsfontosságú kölcsönhatásokat, végül megérteni a tájváltozás dinamikáját és ily módon hozzájárulni a fenntartható tájgazdálkodási módszerek kidolgozásához. A kutatásban a tájhasználat-változás komplex folyamatát elemzem, és egyidejűleg megkísérem a társadalmi és gazdasági szférákban lejátszódó változásokat is bevonni az elemzésbe. Az alkalmazott módszer tájökölógiai, társadalmi, környezeti és gazdasági folyamatok közötti interakciók vizsgálatán alapszik. A multidiszciplináris ismeretek integrálásakor a tájhasználat-változás folyamatainak elemzése és a változásokat eredményező társadalmi, környezeti és gazdasági tényezők feltárása szolgáltatnak adatokat a tájhasználat-változás hatásainak értékeléséhez. A Dél-alföldi régió területén tesztelt modell eredményeit a Kis-sárréti mintaterületen elvégzett lokális geoökológiai térképezés más szempontú újraértékelésekor használtam fel. A disszertációban bemutatott kutatás célja egyrészt a tájváltozásokkal kapcsolatos társadalmi, környezeti és gazdasági folyamatok fő összefüggéseinek meghatározása és a tájhasználat-változás, valamint a fenntartható természetvédelmi-agrárgazdálkodási tevékenységek közti kapcsolatok jobb megértése volt. A módszer regionális léptékű alkalmazhatóságának tesztelését követően, a Kis-sárréti mintaterület regenerációs potenciáljának elemzésén keresztül javaslatot teszek a terület optimális, fenntartható tájgazdálkodására. Az alkalmazott interdiszciplináris módszertan lehetőséget ad a jelenlegi természetvédelmi állapotok meghatározására (mezőgazdasági és természetvédelmi területeken egyaránt), valamint a mintaterület természetvédelmi- és agrárpolitikájának tájra gyakorolt hatásának vizsgálatára. Az ilyen típusú mintaterületek kutatása során alapvető feladat a táj változásainak vizsgálatára épülő modellek magyarországi alkalmazhatóságának meghatározása, a táji folyamatok időben és térben megfigyelhető, más országoktól alapvetően eltérő magyarországi sajátosságainak a kiemelése. Célom, a legfontosabb társadalmi, környezeti és gazdasági tényezők meghatározása, továbbá a tájhasználat-változás hatásainak becslése és különböző scenáriók

alapján a területhasználatot alakító politika természetvédelmi funkcióra kifejtett hatásainak elemzése volt.

A doktori értekezés célja ugyanakkor a kutatásra legjobban alkalmazható, az eddig kidolgozott elméleti vagy gyakorlati szempontú tájhasználat-változás modellek és módszerek használatának, illetve – a hazai sajátosságok kiemelésével – a magyarországi viszonyokra való alkalmazhatóságuknak a vizsgálata is, a magyar sajátosságok kiemelésével. Ez utóbbi nemcsak a modellekre értendő, hanem kiemelten a táji folyamatok időben és térben megfigyelhető, a külfölditől alapvetően eltérő alakulására is.

A kutatási eredmények segítik két mintaterületen lezajló tájhasználat-változás okainak és következményeinek a feltárását. A vizsgálat a makroszinten működő mintázat-orientált módszert egyesíti a mikroszintű módszerekkel. A makroszintet a Dél-alföldi régió jelenti, ahol a tájhasználati típusok megváltozásáért „felelős” faktorok meghatározása és a tájhasználat-változás forgatókönyvek alapján történő szimulálása történik meg. Az elemzés mikroszintű célterülete a Körös – Maros Nemzeti Park (KMNP) védett Kis-Sárrét részegysége, ahol már a 18. századtól folyamatos átalakuláson ment keresztül a táj. A kutatás eredményei a Kis-Sárréten lejátszódó tájhasználat- és élőhely-változás hatásainak és humán-ökológiai következményeinek megállapításával, a regenerációs potenciál meghatározásával, továbbá a szintézis során kapott eredmények felhasználásával egy, a jövőbeni optimális tájgazdálkodás javaslatának a kidolgozására nyújtanak lehetőséget.

Az alkalmazott módszer a társadalmi-gazdasági elméletek statisztikai modelljeit, valamint a földrajzi és ezen belül a tájmodellek eredményeit ötvözi. A munka a széles körben használt statisztikai modellekre épülő földrajzi szemléletet (Veldkamp és Fresco, 1997; Kok és Veldkamp, 2000; Serneels és Lambin, 2001; Nelson et al. 2001; Schneider és Pontius, 2001) kívánja egyesíteni a település-szintű adatbázissal dolgozó társadalmi-gazdasági elméletekkel (Walker et al., 2000; Staal et al., 2002; Vance és Geoghegan, 2002). A módszer a jelenleg elterjedt földrajzi modelleknél pontosabb statisztikai összefüggéseket ad, valamint betekintést nyújt a változást generáló folyamatok (hajtóerők) természetébe is, fontos eszközt szolgáltatva a területtervezésben dolgozó döntéshozó számára.

A CLUE-S modell (Conversion of Land Use and its Effects) (Veldkamp és Fresco 1996; Verburg et al 1999) a táj(föld)használat átalakulásának és hatásainak modellezésére kifejlesztett

módszer, amely már eddig is számos alkalmazott táj kutatás alapját képezte (Veldkamp et al. 2001, Verburg és Veldkamp 2004, Verburg et al. 2002, Verburg et al. 2004). Célja, a különböző tájhasználatok és azok hajtóerőinek összefüggéseit tapasztalati úton leíró tényezők segítségével, a tájváltozás szimulációja. A változás térbeli és időbeli dinamikáját közvetlenül elemezve, a modell jól használható a tájváltozás térbeli eloszlásának és mintázatának értékelésére. A CLUE-S a különféle forgatókönyvek által prognosztizált tájhasználat-változások finomabb térskálájú elemzésére használt eszköz. A modell számos, tájhasználati rendszerekkel térszemléleti megközelítésben foglalkozó eljárást egyesít, és képes a tájhasználati típusok közötti kapcsolatrendszer dinamikus szimulációjára is. A területi folyamatok előtérbe helyezése teszi a modellt rendkívül alkalmassá a tájhasználati foltok jövőbeli mintázatainak térképen való megjelenítésére.

A disszertáció többszintű modell alkalmazásával egy prediktív célú statisztikai módszertant mutat be, amely különböző idő- és térléptékű folyamatok integrálásával, statisztikai megközelítéssel írja le a tájhasználatban bekövetkező változásokat. Ez a módszer a táj kutatásokban egyre népszerűbb területi megközelítésű és időben dinamikus tájmodellre épül (Briassoulis, 2000; Veldkamp és Lambin, 2001), amelyben különböző scenáriók alkalmazásával a tájhasználat-változás lehetséges kimeneteleinek elemzése valósul meg. Ha a biodiverzitás és a táj mint önszabályozó rendszer összefüggései ismertek, továbbá a területtervezési politikát vizsgáló tájhasználati modelleken keresztül a jövőbeni tájváltozások térképezhetőkké válnak, akkor a táji értékek jövőbeni alakulásának kvantifikálása is pontosabb lehet. A magyarázó változók becslése multinomiális logisztikus regresszió (logit) módszerrel (Neter et al., 1996), a tájhasználat és a kiválasztott változók közti kapcsolatok meghatározása két lépésben történt, többváltozós regressziós módszer segítségével.

A folyamatok helyi szinten történő elemzése tette lehetővé a mintaterület tájhasználat-változásait generáló hajtóerőinek a jobb megértését. A lokális szintű optimális tájhasználat lehetőségeinek vizsgálatára alkalmas módszer a geoökológiai térképezési technika (GÖT, Mezősi és Rakonczai 1997). A javasolt módszer lényegében a táj biogén és abiogén alkotóelemeinek vizsgálatán keresztül kívánja meghatározni egy lehatárolt ökoszisztéma geoökológiai állapotát, a folyamat alapvetően bio-fizikai paraméterek kvantifikálásával és súlyozásával értékeli a tájat, például természetvédelmi vagy ökológiai szempontból (Keveiné Bányai 1997).

A kutatásban alapvetően négy hipotézist (H1; H2.1; H2.2; H2.3) kívántam bizonyítani, amelyek közül egyet regionális, további hármat pedig lokális szintű vizsgálatokon keresztül elemeztem.

A Dél-Alföld egésze jellemzően mezőgazdasági hasznosítású terület. A régióban tehát a tájhasználat és a területrendezés szabályozásának összességében az agrárfunkció területigényéből kiindulva kell megvalósulnia, a környezet- és a természetvédelem, valamint az infrastrukturális igények figyelembevételével. A földhasznosítás területi szempontból részletezettebb szerkezete a Dél-Alföldön is igazodik a természeti adottságokhoz, elsősorban a talajviszonyokhoz, s követi a viszonylag homogén adottságú természetföldrajzi kistájak határait. A régió terület-, illetve földhasználatában lényeges választóvonal a Tisza, amely nagyjából két, markánsan elkülönülő, a talajadottságokkal, a földminőséggel nagyjából korreláló „földhasznosítási nagykörzetre” osztja a Dél-Alföldet. A mozaikos elhelyezkedésű talajféleségek és az éghajlati adottságok kedvező feltételeket nyújtanak nemcsak a gabonafélék, a takarmány- és az ipari növények termesztéséhez, hanem a hő- és napfényigényes kultúrák, a szőlő-, gyümölcs- és zöldségültetvények, általában a kézimunka-igényes termelési ágak fejlesztéséhez. Környezetjavító hatásuk révén a későbbiekben kiemelkedő szerepet kaphatnak a szélsőséges talajokon kialakult erdős-ligetes foltok.

a) Egy bizonyos tájhasználat térbeli elhelyezkedése azokon a helyeken valósul meg a legvalószínűbben, ahol ennek a tájhasználati típusnak az „alkalmassági-faktora” viszonylag magas (H1.). A területi, demográfiai és gazdasági statisztikai adatokból levezetett alkalmassági faktorok statisztikai analízise során kiválasztott prediktorok térbeli allokációja révén és a döntéshozási szabályok mentén létrehozott modell-szimulációval a jövőbeli tájhasználati módokra vonatkozó előzetes információkhoz juthatunk.

Az élőhely- és tájhasználat-változás okainak és következményeinek feltárásával a tájhasználat-változás és a társadalmi-gazdasági kölcsönhatások természetének, mértékének és kiterjedésének prognosztizálása vált lehetővé.

A táj biogén és abiogén tulajdonságaiból meghatározott, statisztikailag is magyarázó erővel bíró faktorok térbeli elhelyezkedése és a jövőbeli tájhasználati igények, valamint élőhely-változási forgatókönyvek elemzésével prognosztizálható a természetközeli táj regenerációs potenciáljának alakulása.

Adott élőhely vagy biotóp kialakulásának helyét a táj talajának biofizikai paraméterei, illetve a vizektől és mesterséges objektumoktól (utak, település) való távolság jelentősen befolyásolja (H2.1.).

A természetvédelem szempontjából értékes Kis-Sárréten a tájhasználat és a felszínborítás a területen előforduló legértékesebb élőhelyek términtázatához igazodik, vagyis a mintaterület jellemző tájhasználati módjainak térbeli mintázatát az ott előforduló természetes vegetációtársulások típusa és elhelyezkedése jelentősen befolyásolja (H2.2.).

Az ökotópok típusa, mérete és a tájhasználati módok együttesen a természeti szempontból értékes és érzékeny élőhelyek regenerációs potenciáljának meghatározó tényezői (H2.3.).

Mivel a szikes területek kialakulása csak az egyéb fátlan, nádas, mocsár és gyepek növénytársulások rovására következhet be, és ezek közül az egyéb fátlan ökotópok térfoglalási valószínűsége a legnagyobb, ezért a szikesek területnövelését célzó tájhasznosítást ez utóbbi vegetációtípusok területein célszerű elkezdeni. Az erdőterületek növelésének legvalószínűbb területei a már meglévő erdőfoltok környezete, távolabbi helyeken az adottságok alkalmatlanok. Újabb rét és legelők kialakítása többnyire csak a jelenlegi szántóterületek helyén lehetséges. A védett zóna kiterjesztése (elsősorban keleti irányban) jelentősen növelné a táji és faj diverzitást, továbbá újabb értékes ökotópok alakíthatók ki. A közlekedési útvonalak racionalizálásával, és területfoglalásuk csökkentésével értékes növénytársulások regenerációs potenciálja növekedhet meg. A vizes élőhelyek megőrzése és szikes területekkel való összekapcsolása további értékes ökotópok kialakulását tennék lehetővé. A tájhasználat során elsősorban a terület természetvédelmi funkciójára kell figyelmet fordítani, ami tudatos tájhasználatot jelent. Kiemelten kell kezelni a degradációs folyamatokat, amelyek hosszú távon jelentősen csökkenthetik az ökoszisztéma jelenlegi tájértékét. A jelenlegi természetvédelmi gyakorlatot a geoökoszféra egészére javasolt kiterjeszteni, a táj természetes működésének fenntartása a geoökoszisztéma összes elemének komplex szemléletű figyelembevételével történhet meg optimálisan.

A CLUE-S modellel kijelölt dinamikus alakuló táji mintázatok („hot-spotok”) a raster-alapú geoökológiai térképezés módszerrel tovább finomíthatók, a helyi sajátosságokat jobban szem előtt tartó, a változás dinamikáját pontosabban leíró alkalmazást hozhatunk létre.

Az élőhely-vizsgálatoknál alkalmazott GÖT módszer egy homogénebb, a növénytársulások általános értékelését teszi lehetővé. Ezzel szemben a MÉTA-értékelés érettség és természetesség attribútumai révén az élőhelyek helyi tulajdonságaira koncentrál.

Summarise

In these studies I was evaluated the effects of different economic and social activities, as well as examine the ecological drivers of land use changes. My primary purpose was to determine the most important factors that generate the land use changes, to analyze the interactions of key processes, and finally to understand the dynamics of land use changes and thus contributes to the sustainable methods of land-management. The research analyzes the complex process of land-use change and tries to integrate the social and economic spheres in the analysis. The method based on the interaction between landscape ecological, social, environmental and economic processes. At the integration of multidisciplinary knowledge the results of assess of land-use change and social, environmental and economic drivers provide the data to evaluate the effects of land-use change. The results of the model tested in the South-Plain region carried out in Kis-Sárrét study area where the geoecological mapping procedure has been used in other aspects of the reassessment.

The aim of this research, introduced in the dissertation, is to define the main relations between the social, environmental and economical processes in connection with the land use change, on the other hand to make more understandable the correlation between sustainable agricultural farming conservation activities. First I tested the applicability of the method in regional scale then I used the calibrated data at the Kis-Sárrét study area following it I made a proposal to an optimal land use techniques.

The used interdisciplinary method gives a possibility to determinate the present environment protection situations (in agricultural and environment protected areas as well) and also the nature conservation and cultivation activities have an effect on this type of landscape examination.

My goal is to define the most important social, environmental and economical factors, furthermore to estimate the effects of land use change and finally to analyze the effects of

spatial planning policy on the nature protection function important habitats areas based on different scenarios.

My methodological objective was to test the applied and theoretical land use models in Hungarian landscape capabilities and to underline the Hungarian specialities of landscape dynamic.

The results of the research contribute to the excavation of the consequences and reasons of the land use changes on two study areas. The examination is integrating the pattern orientated method in macro level with micro level methods. South Great Plain region means the macro level where the spatial allocations of the land use change drivers are simulated by different land use scenarios. The Körös-Maros National Park Kis-Sárrét study area means the micro-scale level of the evaluation, where the landscape continuously changes since river-regulation activities of the 18 century. The effects of land use and habitat changes in Kis-Sárrét and examines human-ecological consequences moreover define the regeneration potential of valuable semi nature areas.

The method alloys the statistical models of the social-economical theory, and the results of the geographical landscape models. The work combines geographical approach based on widely used statistical models (Veldkamp and Fresco, 1997; Kok and Veldkamp, 2000; Serneels and Lambin, 2001; Nelson et al. 2001; Schneider and Pontius, 2001) working with socio-economic theories and municipality (Walker et al., 2000; Staal et al., 2002; Vance and Geoghegan, 2002). The method gives a more accurate statistical model from the currently popular ones, and provides access into the nature of generating processes, as well as an important tool for professionals working in landscape planning.

The CLUE-S model (Conversion of Land Use and its Effects) (Veldkamp and Fresco 1996; Verburg et al 1999) is a method for modeling the effects and transformation of land use which has already formed the basis for a number of landscape research. (Veldkamp et al. 2001, Verburg and Veldkamp 2004 Verburg *et al.* 2002, Verburg *et al.* 2004). The aim of this model is the simulation of the land use change with the help of the several empirically described factors of the land use and its drivers. The model can be used well to rate the spatial distribution and pattern of the land use change by analyzing the spatial and temporal dynamics of the change. Furthermore the CLUE-S is also used to analyze the fine-grained

spatial scaled land use change. The model combines number of procedures dealing with land use system in spatial approach, and it is capable of a dynamic simulation between different the land uses. By bringing forward the spatial processes the model is suitable for displaying the future land use patterns on maps.

The dissertation is presenting a predictive statistical methodology with a multi-level model, which describes the changes approach in the landscape by integrating the time –and spatial processes. This kind of method is based on the more popular territorial approached and in time landscape models (Briassoulis, 2000; Veldkamp and Lambin, 2001), by uses different scenarios - using different scenarios – the analysis of the possible outcomes concerning the land use change reacts. If we are aware of the relationship between biodiversity and the landscape moreover the future land use change are mapable with the help of land use models. I determine the connection between the chosen variables and the land uses by the multinomial logistic regression analyze method.

The processes at local level have allowed generating drivers to be more understandable with the help of the land use change of the study area. The method for examining optimal land use possibilities at local level is the geo-ecological mapping (GÖT, Mezősi G. és Rakonczai J 1997). The proposed method can determine the geo-ecological statement of an ecosystem, through the examination of biogen and abiogen components of the landscape. Also the process can asses the landscape with quantifying and weighting bio-physical parameters, for example, natural or ecological ones (Keveiné Bárány 1997).

In my research I wanted to prove four hypothesis (H1; H2.1; H2.2; H2.3) of which one is analyzed at regional level, and the other three are at local level.

The basic question is the land-use change, furthermore to understand the connection between the sustainable agricultural management activities, that how the land-use change process appear in the complex system of society, environment, economy, mainly at regional level.

The whole part of the Southern Great Plain is typically utilized agricultural area. We have to consider the land use demand according to the laws of land use and spatial planning and must take the environmental and nature conservation and the infrastructure needs into account as well. The land utilization in the Southern Great Plain is adopting to the natural

conditions, primarily to the soil conditions, relatively homogeneous landscape boundaries. A most important dividing line is the River Tisza which shares its area for two markedly distinct major parts, considering the conditions of the landscape. The mosaic structured soil types and the climatic conditions give favorable terms for not only growing crops but growing several kinds of fruits and keeping animals. By their improving environmental impacts it may play a vital role to developing wooded patches area future.

A spatial location of a certain land use in those places most likely to be, where the "fit-factor of landscape is relatively high (H1.). Allocating the explanatory factors are chosen from spatial, demographic and economical statistical variables and the model simulation driven by the policy demands we can have the information in connection with the land use types.

With exploring the consequences and results of the habitat and land-use change, degree and extent of land-use change and socio-economic interactions were made possible.

The place of occurrence of a given habitat or biotope significantly affected by the biophysical parameters of soil and the distance from waters, and man-made objects (roads, settlements) (H2.1.).

From the nature conservation point of view, the Kis-Sárrét is a valuable area where the land use and land cover are adjusting to the spatial pattern of the area's most valuable habitats. Furthermore, the spatial pattern of the characteristic land use mode of the study area is influenced by the type and location of the plant associations (H2.2.).

The types, size of the ecotops and land use methods together are the explanatory factors of the regeneration potential of naturally valuable and sensitive habitats (H2.3.).

The formation of halophytic habitats occur at the expense of other noon-wood habitats and marshes, all of them the noon-wood ecotops' space occupation is probably more likely to be. Therefore the land use which is for increasing the alkalines should be initiated on the latter vegetation types. For increasing the forested areas, the most probable areas are the already existing forest patches. The further locations have unsuitable conditions concerning the forest. Only on the arable are mostly possible to occur new meadows and pastures. The extension of the protected zones (mainly toward eastern) could significantly increase the landscape and species diversity, as well as valuable new habitat types could be developed. By the rationalization of the transport routes, and reducing their spatial occupation the

regeneration potential of the valuable plant associations could be increased. Preserving the wetlands and joining them to alkaline areas, could result more valuable ecotopes. During the land use we must primary focus on the natural function of the area, which means a conscious land use. The degradation processes must be treated in particular, which in the long term significantly could reduce the land value of the current ecosystem. The current practice of nature conservation is suggested to expand to the whole of the geocosphere. The reservation of the land's natural functioning could be optimally possible with all the complex approach elements of the geocosphere.

The dynamically evolving landscape patterns („hot-spots”) selected by the Clue-S model, are possible to refine with the raster-based geological mapping. We can create a kind of application which is more accurately describing the changes of the dynamics and keeps the local circumstances in mind better.

The GEM method used at the examination of the habitats, allows an overall more homogeneous assessment of the plant associations. In contrast to this, the maturity and natural attributes of the Meta-evaluation focus on the habitat local characteristics, resulting more mosaic structures of the patches.