

VÍZJÁRTA TERÜLETEK TÁJHASZNÁLATÁNAK ANOMÁLIÁI A DUNA-TISZA KÖZI SÍKVIDÉK KÖZÉPSŐ RÉSZÉN

DÓKA RICHÁRD

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság
6000 Kecskemét, Liszt F. utca 19., e-mail: dokarichi@gmail.com

Kulcsszavak: időszakosan vízjárta területek, vizes élőhelyek, tájhasználati anomáliák, művelésre való alkalmasság, környezeti kockázat, felszínborítás-változás, tájtörténet

Összefoglalás: Az időszakosan vízjárta területek kiemelt ökológiai jelentőségű vizes élőhelyeként is megjelenhetnek, de a gazdálkodási és a települési-infrastrukturális területhasználatok szempontjából káros víztöbbletek előfordulási helyei is egyben. A vizes élőhelyek védelmi igénye mellett különféle (szántógazdálkodási, szőlőművelési, beépítési stb.) céllal a tájátalakítás szándéka is gyakran felmerül a több-kevesebb rendszerességgel vízzel borított térszíneken, ami különösen figyelemre méltó a korlátos hasznosíthatóság miatt. Az ökológiai szempontból nem megfelelő hasznosítást tájhasználati anomáliának tekintjük, melyet térinformatikai módszerrel tártunk fel a Duna-Tisza közti síkvidék középső részén. Napjaink vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliáinak bemutatása mellett arra is választ kerestük, hogy a múltban jelentkeztek-e, és ha igen, milyen mértékben ezek az anomáliák. Az időszakosan vízjárta területeken jelentkező felszínborítási változásokat történeti és mai térképek, ortofotók, valamint ingatlan-nyilvántartási adatbázisok felhasználásával elemeztük a 19. század végétől napjainkig. 25×25 km-es kutatási területünk jelentős része a befoglaló tájnak, ezért az erre a területre jellemző megállapítások nagyobb területre is vonatkoztathatók. Tanulmányunk célja a fentiekén túl, hogy megerősítse azt a szemléletet, amely a vízjárta területeken a vizes élőhelyek megőrzését tekinti elsődleges társadalmi feladatnak, és felhívja a figyelmet arra, hogy a gazdálkodási célra átalakított, elpusztult növényzetű területeken is számolni kell a talaj túlnedvesedett állapotával, a felszíni víz gyakori megjelenésével, ezáltal a tájhasználat korlátosságával. Eredményeink alapján már a történelmi múltban is nem ritkán fennálltak a vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliák és azok a táj fokozódó antropogén átalakításával párhuzamosan gyakoribbá váltak. Az átalakítási módok közül kiemelkedik a szántóművelés, mely amellett, hogy a vizes élőhelyek, gyepek feltörése révén jelentős ökológiai kárt okoz, a belvízveszély miatt hosszú távon ésszerűtlen is. Napjainkban a vízjárta területeken a feltöltések vagy a földkitermelések után gyakran lakóépületek, építmények és vízellátási építmények jelennek meg, míg az erdősítés és a gyümölcsültetvények létesítése alárendeltebb jelentőségű a vizes élőhelyek átalakítása szempontjából és csak elvétve fordul elő.

Bevezetés

A felszíni vizek a közzvélekedésben gyakran vízszegénynek tekintett Duna-Tisza közti hátságon is meghatározó szerepet játszanak a társadalom életében, a tájkép, a tájszerkezet, valamint az élővilág életkörülményeinek alakításában. A tavak, mocsarak, lápok, kisebb erek, egyéb vizenyős területek évszázadokon keresztül a halászat, pákászat, csikászat, nádgazdálkodás, természetkímélő gyepgazdálkodás és építőanyag-beszerezés, valamint egyéb népi haszonvételek térségei, vészterhes időkben a lakosság búvóhelyei, vagy – békésebb időkben – fürdőhelyei voltak.

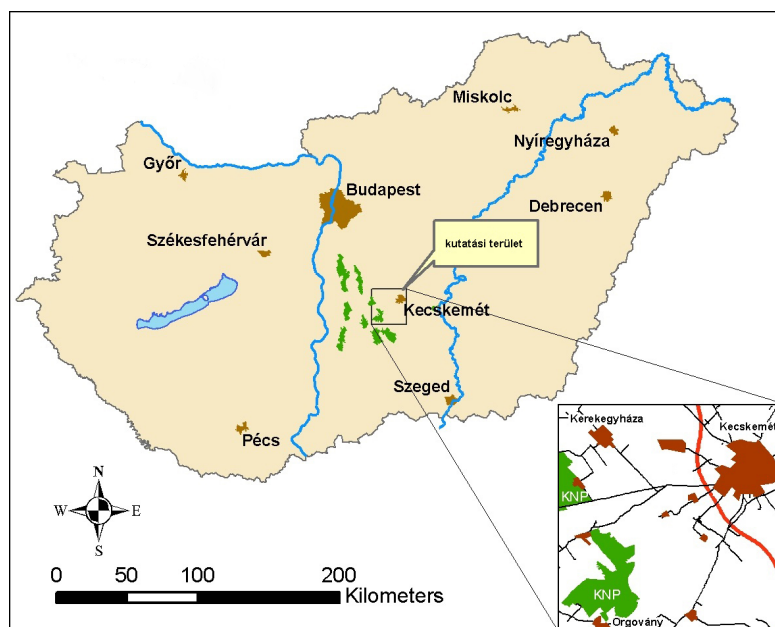
A változó társadalmi-gazdasági körülményeknek megfelelően a vízállásos, vízjárta területek társadalmi megítélése is megváltozott. A területhasználat több formáját (pl. szántógazdálkodás, beépítés) a felszínen megjelenő víz akadályozza, illetve korlátozza, ezért a folyóvölgyek (Duna, Tisza árterei) lecsapolása mellett a hátsági vizek lecsapolása is napirendre került a 20. század közepén. Ma a legtöbb vízjárta, vizenyős terület csatornázott, a nagyobb kiterjedésűek belvíztározóként szerepelnek a vízügyi nyilvántartásban. Az éghajlatmódosulás, a lecsapolások és egyéb antropogén hatások közös eredőjeként az 1970-es évek végétől a talajvízszint mélyebbre süllyedt a térségben (MAJOR és NEPPEL 1988, PÁLFAI 1994), a vízjárta területeken a vízborítások kiterjedése és ideje lecsökkent, vízállások tűntek el, illetve ökológiai károsodtak (IVÁNYOSI és SZABÓ 1994).

Ugyanakkor, a természetben okozott károk ellenére a vízjárta területek döntő része még ma is olyan vizes élőhelyet jelent, ahol az élővilág értékes elemeivel, nagy fajgazdagságban, természetes vagy természetközeli állapotban van jelen, ezért természetvédelmi oltalom alatt áll, nemzeti parkhoz (Kiskunsági Nemzeti Park), ex lege védett láphoz, szikes tóhoz tartozik. Jelentőségüket bizonyítja, hogy a Duna-Tisza közén máig fennmaradt természetközeli élőhelyek több mint háromnegyed részét a vizes vagy víz által befolyásolt élőhelyek adják (BIRÓ 2006).

A vízjárta térszínek talajainak gyakori víztelítettsége, vizenyősödése és a felszín huzamosabb idejű (legalább néhány hétig tartó) időszakos vízborítottsága rendszeresen megjelenő, természetes állapotnak tekinthető. A vízborítások többszöri jelentkezését a történeti térképek is alátámasztják. A felszíni vizek egy része – adott éven belül – állandó vízborítású volt a múltban és kis vízszíningadozás mellett több éven keresztül, tartósan fennmaradhatott (jellemzően a mocsarak, lápok), míg más részük csak időszakosan jelentkezett (a szikes tavak többsége).

A korlátozott mezőgazdasági termelési feltételeknek megfelelően ezek a helyek főként a vízborítás (nádas, mocsár, tó stb.) és a gyep (rét, legelő) felszínborítási kategóriákba sorolhatók, azonban mind gyakrabban találkozhatunk olyan tájhasznosítási formákkal, felszínborítási kategóriákkal (pl. szántó, beépített terület) is, melyek a vízborítottsággal nem, vagy csak erőltetett módon egyeztethetők össze, és a vizes élőhelyek átalakításával járnak együtt. Ezt a tájhasznosítás-átalakulási, felszínborítás-változási folyamatot a vizes élőhelyek szárazodása, az átlagos talajvízszint mélyebbre süllyedése is segíthette (BIRÓ 2011, BIRÓ et al. 2013). A tapasztalatok szerint a „belvízi elöntésekből” származó „környezeti kockázatok” azonban nem szűntek meg, a csapadékosabb időszakokban ismét tartósan jelennek meg a felszíni vízborítások. A korlátos hasznosíthatósági lehetőségek és a kockázatok miatt ma Magyarországon jogszabály (83/2014. [III. 14.] Korm. rendelet) mondja ki, hogy a vízjárta területeket a településszerkezeti tervekben és a helyi építési szabályzatban fel kell tüntetni, illetve a jogszabály értelmében rajtuk csak a tulajdonos vagy a használó saját felelősségére történhet mezőgazdasági hasznosítás.

A Kecskemét térségében található, 25×25 km-es kutatási területünk vizsgálata során a vízjárta területek felszínborítás-változásainak térinformatikai elemzését tűztük ki célul a 19. század végétől a napjainkig terjedő időszakot felölelően (1. ábra).



1. ábra A kutatási terület elhelyezkedése
Figure 1. The location of the study area

A mintaterület kiválasztásának szempontja volt, hogy dinamikusan és lassabban változó, illetve városi, városperemi és vidéki tájtípussal egyaránt jellemezhető területeket is magába foglaljon. A kutatás során választ vártunk arra a kérdésre, hogy időben hogyan és milyen mértékben változott a vízjárta területek felszínborítása? Milyen új, az adottságoknak és ökológiai szempontoknak nem megfelelő felszínborítási kategóriák váltották fel a korábbiakat? Veszélyeztetik-e napjainkban ökológiai szempontból nem megfelelő tájhasználatok a védett és védendő vizes élőhelyeket?

Anyag és módszer

Kutatási terület rövid jellemzése

A kutatási terület a Duna-Tisza közén, a természeti tájak rendszertani felosztása szerint (MAROSI és SOMOGYI 1990) a Duna-Tisza közti síkvidék középtáján belül foglal helyet. A mintaterület kiválasztásának szempontjainak megfelelően Kecskemét folyamatosan terjeszkedő, zárt beépítésű településtest, átalakuló peremzónája és az agrárdominanciájú falusias térségek mellett a sűrűn és ritkábban tanyásodott térségeket, valamint a Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó természetes-természetközeli területeket egyaránt megtaláljuk a vizsgált tájrészletben. A középtájat felépítő kistajak közül része a Kiskunsági-homokhát, a Bugaci-homokhát és a Kiskunsági löszös hát is. Középtáji szinten – a főbb jellemvonások tekintetében – viszonylag egységes a kutatási terület: hátsági helyzetű, eolikus (futóhomok, lösz, homokos lösz, löszös homok) és tavi üledékes kőzetekkel (karbonátiszap, tavi aleurit) fedett síkságról van szó (FDT100, Gyalog és Sikhegyi 2005). Kistáji szinten a felszíni üledékek dominanciaviszonyai változnak a földrajzi nevekben szereplő üledéktípusok szerint. A vízjárta területeket jelentő, vizes élőhelyeket magukban foglaló medencék és rossz lefolyású térszinek különböző származásúak, főként deflációs medencéket, laposokat, ritkábban szuffóziós eredetű sztyepptalakat találunk itt. A tengerszint feletti magasság 102–103 méter és 134–135 méter (Btf.) között változik a kutatási területen. A hátsági helyzetből és a felépítő impermeábilis üledékekből következően a térség a talajvíz betáplálási területe, ahol a magasabb térszinek felől a lokális mélyedések felé szivárog a talajvíz. 1970–71-ben mért talajvízértékek alapján a vízjárta laposok átlagos nyugalmi talajvízszintje a felszíntől mérve 2 méteren belül húzódik, a lösz- és a homokhátas síkok talajvize általában közepes mélységű (2–4 m között), míg a homokbuckásokban akár 6 méternél is mélyebben található (KUTI 1981, 1989). A vízhatás alatt a mélyedésekben hidromorf talajtípusok alakultak ki, melyek közül a kutatási területre a lápos réti, a típusos réti, a szolonyeces réti típusok, továbbá a szoloncsákok és a szoloncsák-szolonyecsek a jellemzőek (AGROTOPO Adatbázis, MTA TAKI 1994). A hátsabb vagy buckás tájrészeken előforduló főbb talajtípusok: a futóhomok, a humuszos homok, a csernozjom jellegű homok, az alföldi mészlepedékes csernozjom és a mélyben szolonyeces réti csernozjom. A többé-kevésbé zárt medencékben megjelenő felszíni víz édesvízű mocsarakat, lápokot, szikes tavakat, vizenyős réteket éltet. A legkiterjedtebb vizes élőhelyek az Ágasegyházi-rét, az Orgoványi Nagy-rét, a Kondor-tó, a Hosszú-rét, a Csíraszék, a Matkói-tó, a Bogárzó, a Szívós-szék és a Hattyú-szék.

A vízjárta területek sajátosságai

Az időszakosan vízjárta és a tartósan vízzel borított területek a többé-kevésbé zárt, lefolyástalan vagy rossz lefolyású lokális mélyedésekben (kutatási területünkön általában állóvizek medrei) fordulnak elő, ahol a felszín közelében húzódó talajvíz rendszerint tavasszal a felszínre jut és a talaj víztelítettségét okozza. Ebben az esetben az állandó vízborítású területek mellett időszakos vízállások is jelentkeznek. A térség állandóbb vizű, éveken

átnyúlóan is meglévő vizeit mára már jórészt időszakossá váltak vagy vízviszonyaik, így vízforgalmuk is jelentősen megváltozott, köszönhetően a vízrendezéseknek, a szárazodást előidéző egyéb antropogén hatásoknak és a megváltozott klímakörülményeknek.

A vízborítások kialakulása a mélyedésekben a múltban az éghajlati körülmények által szabályozott, ismétlődő folyamat volt, amellyel, hogy a medrek tartósan száraz időszakokban néha akár több évre is kiszáradhattak. A rendszeresen és tartósan fellépő vízhatás eredményeként, mely a talaj víztelítettségében és felszíni vízborításban nyilvánul meg, a vízjárta térszíneken hidromorf talajok és vizes élőhelyek jöttek létre.

A vízjárta területek általában természetes-természetközeli vegetációval fedettek, de – miként tanulmányunkban is rámutatunk – lehetnek pl. beszántással átalakítottak és mesterséges felszínborításúak is. A vízjárta térszíneken jellemző vizes élőhelyek kutatási területünkön is olyan természeti egységeket jelentenek, ahol a felületarányos átlagos vízmélység – középvízállás esetén – a két métert nem haladja meg, illetve ahol olyan hidromorf talajok találhatóak, amelyeknek felső rétege tartósan, vagy legalábbis hosszabb időtartamig vízzel átitatott (DÉVAI et al. 1992).

Elemzésünk során nem teszünk különbséget a vízborítás tartóssága (időszakos, állandó), a vízforgalmi sajátosságok (ingadozó, átmeneti, stabil), a növényzeti borítottság mértéke (tó, fertő, mocsár, láp), az élőhely típusa (szikések, édesvízi mocsarak, nedves gyepek stb.) vagy egyéb más szempont pl. a hagyományos vízügyi osztályozás (tó, illetve vizenyős terület, mocsár) szerint. Tekintettel arra, hogy az ilyen szempontú vizsgálatok más megközelítést és sajátos módszertan alkalmazását igényelik, valamint további források bevonását, újabb adatbázisok építését is szükségessé teszik, különálló kutatások keretében javasolt ezek elvégzése.

A továbbiakban rokon értelműként használjuk a földtudományi megközelítésű vízjárta terület, az ökológiai szemléletet tükröző vizes élőhely, a vízállás, a vizenyős terület és a felszíni vízborítás kifejezéseket. Az elemzés alapjául szolgáló adatbázisban ezek egységesen, természetes vízborítás néven, más felszínborítási típustól elkülönített felszínborítási kategóriaként jelennek meg. Az adatbázis azokat az egybefüggő vízborítású területfoltokat tartalmazza, mely a forrástérképeken feltüntetett határvonal mentén földrajzilag pontosan elhatárolhatóak. (Nem képezték az elemzés tárgyát a kisebb foltokban jelentkező és pontosan nem elkülöníthető vizenyős gyeprészek és a tágabb értelmű belvizek azon területfoltjai, melyek a rendszeresen vízjárta térszíneken kívül fordulnak elő.)

Többnyire az elöntéssel, vízzel telített talajjal jellemezhető belvizes területek közé sorolják be a természetes-természetközeli növényzetű vizes élőhelyeket is, annak ellenére, hogy ezeken a területeken a felszíni víz jelenléte nem káros, hanem – épp ellenkezőleg – ökológiai szempontból elengedhetetlen. Ugyanakkor a belvíz gyakran hangoztatott káros volta mellett, vízgazdálkodási szempontból hasznos természetes vízkészletet is jelent (RAKONCZAI et al. 2011). A vízjárta területek és a vizes élőhelyek a belvízzel érintett területekkel összehasonlítva szűkebb elterjedésűek, ugyanis kialakulásuk szigorúbb természeti feltételekhez kötött. Rajtuk a vízborítás és a talaj víztelítettsége sohasem egyedi, vagy ritka jelenség, hanem rendszeresen visszatérő, általános sajátosság. A belvizek viszont nemcsak hidromorf talajon, vagy jól körülhatárolható mélyedésben jelenhetnek meg, hanem különleges időjárási feltételek esetén szokatlan helyeken (pl. intenzív eső után homokon vagy fagyott talajon) is (RAKONCZAI et al. 2011). A vízjárta területek és a vizes élőhelyek visszatérő, rendszeresen elöntését hidromorf talajuk és – a Duna-Tisza közti hátságán már egyre ritkábban – higrofil növényzetük bizonyítja.

Térképi és egyéb adatforrások, az adatfeldolgozás menete

A kutatási terület öt különböző idősíkra vonatkozó felszínborítási térképét történeti és mai térképek, ingatlan-nyilvántartási adatbázisok felhasználásával, térinformatikai szoftver (ArcGIS 9.3) segítségével rajzoltuk meg. A III. katonai felmérés térképei (a 19. század vége), a II. világháború időszakából származó (1940–1944) ún. Egységes korszerű csapattérképek (GÁBOR 1979), az ún. Újfelmérés térképei (1953–1959), valamint az EOTR topográfiai térképek (1992, 1996) négy idősíki felszínborítást tükröznek (HIM 1881–1883., 1941, 1957–1959, FÖMI 1992–1996). Az ötödik idősíkot a 2008-ból származó külterületi és belterületi vektoros ingatlan-nyilvántartási adatbázisok (KÜVET, BEVET) képezik (FÖMI 2008). Az első négy idősíki esetben a térképi határvonalak vizuális interpretációjával felszínborítási típusokat különítettünk el, melyek a különböző idősíkokat átfogóan egységes kategóriarendszert alkotnak, és ezekhez vektoros adatbázisokat készítettünk. A terület hét felszínborítási típusa: 1. szántó, 2. rét, legelő, cserjés gyepek 3. természetes erdő, kultúrerdő, faültetvény, zárt cserjés stb. 4. szőlő, gyümölcsös, kert 5. település, egyéb beépített terület 6. természetes vízborítás 7. mesterséges állóvíz. A KÜVET, BEVET ingatlan-nyilvántartási adatbázisok attribútum- és geometriai adatait ennek az egységes felszínborítási kategóriarendszernek megfelelően alakítottuk át átosztályozással, összevonással. Ezután az öt vizsgált idősíki vektoros térinformatikai adatbázisát raszteres adatbázisává konvertáltuk 10, 25, 50, 100 és 200 méteres cellafelbontással.

A felszínborítások térképi adatbázisait a természetes vízborítások adatbázisával vetettük össze. A természetes vízborítások térképeként (2. ábra) elnevezett térinformatikai állományt a fenti időszakokból származó felszínborítás-térképek 6. típusába (természetes vízborítás) eső területek celláinak térinformatikai egyesítésével képeztük. Szabályként alkalmaztuk minden esetben, hogy csak a határvonallal körberajzolt és teljes egészében vízborításosként értelmezhető területeket digitalizáljuk és tekintjük felszíni vízborításokként definiálnak. Ennél fogva térképünk nem az abszolút kiterjedésben ábrázolja a felszíni vízborításokat, hanem a forrástérképekről biztosan interpretálható vízborítás-foltok elterjedését mutatja közelítően az abszolút kiterjedéshez.

A természetes vízborítások térképe mellett megszerkesztettük a hidromorf talajú területek térképét (3. ábra) is. Ezt a térinformatikai állományt a Kreybig-féle Átnézetes Talajismereti térképezés szkennelt térképlapjainak (M=1:25.000) általunk végzett georeferálásával, vizuális interpretációjával alkottuk meg (MAGYAR KIRÁLYI FÖLDTANI INTÉZET 1942). A térképlapokon „időszakosan vízállásos, vízjárta területként” megjelenő területfoltokat digitalizáltuk és konvertáltuk vektoros állománnyá. A Kreybig-féle térképlapok térinformatikai célú felhasználásának úttörő bevezetése, rendszerbe foglalása és a rendszer továbbfejlesztése az MTA ATK TAKI kutatógárdájának munkája (Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer, SZABÓ et al. 2000, 2005, PÁSZTOR et al. 2006, 2007). Sajátos céljainknak megfelelően térinformatikai állományunkat ettől függetlenül alakítottuk ki. A természetes vízborítások és a hidromorf talajú területek vektoros adatbázisát – a felszínborítási térképek adatbázisainak megfelelően – 10, 25, 50, 100 és 200 méteres cellafelbontású raszteres állománnyá konvertáltuk.

A forrástérképek különböző méretaránya miatt – még a raszteres adatbázissá konvertálás előtt – a Töpfer-féle gyökszabály alkalmazásával a legkisebb méretarányú térkép, a 2. világháború időszakából származó 1:50.000-es topográfiai térkép méretaránya alapján az eltérő méretarányú térképek poligonjainak számát csökkentettük úgy, hogy a levezett méretarányhoz tartozó poligonszámnak megfelelő legnagyobb poligonokat tartottuk meg a kisebbek beolvasztása által. Az így kapott vektoros adatbázisokat konvertáltuk raszteressé.

Az azonos cellafelbontású raszteres állományok egyesítésével öt adatbázist kaptunk. Ezekből idősíkként, leválogatással határoztuk meg azokat a cellákat, ahol valamely

idősíokban természetes vízborítás vagy hidromorf talajú terület mutatkozott és a vizsgált idősíokban ugyanott más típusú, a felszíni vízhatással össze nem egyeztethető felszínborítás, pl. szántó, szőlő, faültetvény, beépítés (1., 3., 4., 5. felszínborítási típus) vagy művi vízelékesítmény, pl. víztározó, horgásztó (7. felszínborítási típus) jelent meg. A 3. típus újabban megjelenő területfoltjait – eltekintve a térség vízjárta térszínein amúgy sem jellemző spontán erdősüléstől – faültetvénynek tekintettük és a terepen vizsgáltuk, hogy vízkedvelő fajok alkotják-e vagy inkább termőhelyidegen telepítésről van szó.

A 2. felszínborítási típus (gyepek) természetes vízborítást követő megjelenése elsősorban a szárazabb időszakokkal, illetve az eredeti térképészeti értékelés szubjektivitásával, pl. a rendszeresen vízjárta vagy csak esőtől nedves terület elkülönítésének nehézségével magyarázható. A vízállás-gyep irányú változás feltevésünk szerint – az esetleges természetességbeli változás ellenére – még mindig természetközeli állapotú gyepphez vezet, szemben a többi esettel, amikor az új típusú területfelhasználás a felszín és a talaj bolygatásával, a természetes vagy természetközeli vegetáció elpusztításával is jár. A felszíni vízborítások eltűnésében, a szárazodás folyamatában az antropogén hatások is szerepet játszanak, de ezt a fajta tájátalakulást nem tekintettük a kutatásunk tárgyának, tekintettel arra, hogy célunk a tájhasználati anomáliák feltárása volt. (A szárazodás témájának szakirodalmá meg lehetőségen kiterjedt, vele számtalan tanulmány foglalkozik közvetlenül is).

A tájhasználati anomália fogalmának értelmezése

Tájhasználati anomáliát a természeti adottságoknak nem megfelelő területhasználat jelent (KERÉNYI és CSORBA 2012). Ebben az értelemben fordul elő esetenként a kifejezés a nemzetközi szakirodalomban is (pl. PEREIRA 1996, WELCH 1996), ahol azonban szintén nem bevett a használata, hanem helyette sokkal inkább a tájhasználati konfliktus terminust alkalmazzák. A két kifejezés nem teljesen szinonim, ugyanis általában tájhasználati konfliktusként definiálnak összefoglalóan minden, a tájhasználatból adódó, tájban megjelenő konfliktust, így a tájlesztetési problémákat és a környezetszennyezési kérdéseket is, sokszor függetlenül az adott hely természeti adottságaitól (CSEMEZ 1996, SZILASSI és POPOV 2014).

A természeti adottságoknak nem megfelelő tájhasználatnak (területhasználatnak) az olyan tájhasználatot tekinthetjük, amely a természeti adottságokból kiindulva észszerűtlen, mivel azok a tájhasználatot nagyban veszélyeztetik, illetve akadályozzák vagy ellehetetlenítik. Ez jelentős anyagi ráfordítást vagy bevételkiesést (veszteséget) is jelent – legalább időlegesen, de gyakran rendszeresen – különösen a környező kedvezőbb természeti adottságú területek hozamaihoz, nyereségeihez illetve beruházási költségeihez viszonyítva. Amennyiben azt vizsgáljuk, hogy egy adott hely természeti adottságainak melyik tájhasználati forma felel meg jobban, nevezhetjük ezt „relatív megfelelésnek”, szemben a csak az adottságok és egy konkrét tájhasználat viszonyát elemző „abszolút megfeleléssel”. Más megközelítés szerint a történelmileg kialakult, természeti adottságokhoz igazodó tájhasználati struktúrától „rendellenesen elütő” tájhasználat jelent tájhasználati anomáliát.

A konkrét természeti adottságoknak több tájhasználati forma is megfelelhet, azonban ha több tájhasznosítási igény fogalmazódik meg ugyanarra a területre, akkor rangsorolnunk kell valamely minősítési szempont (pl. ökológiai, műszaki, gazdasági, tájtörténeti) szerint. Ez ugyanakkor azt is jelenti, hogy a megfelelés mértékében is különbség van. Ha az egymással konkuráló tájhasználatok mindegyikének „helyet kell találnunk”, a természeti adottságok és tájpotenciálok különbözősége, a megfelelés eltérő mértéke jelentheti azt a rendező elvet, mely az egyes tájhasználati formák helyét jelöli ki. A természeti tájpotenciálok differenciáló hatása, a relatív megfelelés elve érvényesül a tájhasználati formák térbeli vetületének, a tájmozaiknak – a potenciál-különbségekhez kisebb-nagyobb mértékben igazodó – történeti változása során is. A tájhasználati anomáliákra pedig éppen ennek az alkalmazkodásnak hiánya a jellemző.

Vizsgálatunk során mi az 1., 3., 4., 5., 7. felszínborítási típusok vízjárta térszínen (természetes vízborítás helyén) való megjelenését tekintettük tájhasználati anomáliaként ökológiai szempontból. A gazdasági észszerűség szempontjából kivételt jelenthet a vízkedvelő fajokból álló faültetvény, ezért vizsgáltuk azt is, hogy milyen főbb fafajokból álló erdő jelent meg az adott helyen. Ugyanakkor a faültetvények létesítése természetes-természetközeli élőhelyen természeti kárral jár és a hagyományos tájhasználati struktúrától való eltérést is jelent. Komplexen értelmezve a természeti adottságokat – beleértve a természeti értékesség is – a természetes-természetközeli növényzettel fedett vizes élőhelyeken csak a természetkímélő gyephasználat (legeltetés, kaszálás) és nádgazdálkodás, valamint más hagyományos művelési módok az elfogadhatók és a fenti logika szerint a megfelelők, mivel csak ezek nem járnak szükségszerűen a természetes-természetközeli növényzet megsemmisülésével. Valamennyi új tájhasznosítási mód, amelyik a 6. felszínborítási típust, vagy a 2. és a 6. felszínborítási típus kombinálódásával jellemezhető területeket váltja fel, intenzívebb beavatkozást jelent és az ott meglévő vizes élőhely elpusztításával jár. Ez gyakran vezet napjainkban a természetvédelem (tájvédelem) és az antropogén célú hasznosítás között tájhasználati konfliktushoz és ugyanakkor tájhasználati anomália fennállást is jelzi.

Társadalmi szempontból a belvíz Magyarország, és különösen az Alföld egyik jellemző természeti veszélye, kockázati tényezője (SZABÓ et al. 2007, MEZŐSI 2008). A természeti adottságok közül a vízjárta térszínek víztöbblete a gazdálkodás, területfelhasználás környezeti feltételeként ökonómiai szempontból is korlátozó tényező, nagyfokú környezeti kockázatot jelent, mert a vagyoni értékek károsodásával, gazdasági veszteséggel fenyeget. Emiatt a vízjárta térszíneknek a beépítése, mezőgazdasági művelése ésszerűtlen hasznosításnak tekinthető. A fentiekből is levezethető módon a környezeti kockázatok, veszélyek típusai közül a belvíz jellemzően vagyoni értékekhez kötődő veszélyt jelent (MEZŐSI 2008). Szántóművelésre, kertkultúrás művelésre való alkalmasság szempontjából a vízjárta térszíneken folytatott gazdálkodás ugyanakkor szélsőséges esetnek számít. Erdőgazdálkodási célú hasznosításuk abban az esetben gazdaságos, ha a termőhelyi adottságoknak megfelelő fafajjal történik betelepítésük, de ekkor is rendszerint az eredeti vegetáció pusztítását okozza a beavatkozás. A többi tájhasznosítási móddal szemben, a talajvízkészletre alapozott mesterséges vízilétesítmények kialakítása ökonómiai szempontból racionálisnak számít. A működtetéshez szükséges víz ugyan elviekben rendelkezésre áll, azonban nem mindig elégséges, ezért plusz víz igénybevételére lehet szükség. Létrehozásuk szinte minden esetben a vizes élőhely negatív átalakításával jár, és működésük során a nyílt vízfelszínnek többletpárologtatása is ökológiai kockázatokat rejt.

Az eredmények ellenőrzése, hibalehetőségek

A különböző idősíkokból származó, különböző szemléletmóddal, eltérő méretarányban és térképészeti eljárással készült térképekről származtatott adatállományok térinformatikai összevetése számos, nem kiküszöbölhető térképi pontatlansággal lehet terhelt. Ezáltal a valóságnak nem megfelelő eredményekhez is vezethet ez az eljárás, ezért a leválogatással kapott cellákat egyedileg ellenőriztük. A látszólagos eredménycellákat az eredeti térképpel, a 2000-ből származó ortofotóval (FÖMI 2000) és az 1:10.000 méretarányú topográfiai térképpel (FÖMI 1992, 1996) vetettük össze és értékeltük aszerint, hogy a fentiek szerint definiált tájhasználati anomáliát jelez-e? A különböző okokból hibaként értékelhető eredményektől az alábbi módszerrel különíthettük el a valós eredményeket.

A kutatási területet ábrázoló ortofotók ellenőrzéséhez való felhasználását az tette lehetővé, hogy a 2000. év vegetációs időszakának első felében (április-május), abban az időszakban készültek, amikor korunk egyik legcsapadékosabb időjárású periódusa után nagy kiterjedésben jelentek meg felszíni vízként a „belvizek” és éledtek újjá a korábbi vízállások.

Rajtuk a vízborításos, vízzel telített talajú felszínek könnyen beazonosíthatóak. A tartós vízborításnak, ezáltal a növényzet és a talajfelszín megváltozásának köszönhetően az átmenetileg vizes, hamarabb leszáradó területeken is könnyen felismerhetők a megelőző hónapok vízborításainak helyei. Az 1:10.000-es méretarányú topográfiai térképek pontosságuknak és részletességüknek köszönhetően alkalmasak az ellenőrzésre. Szintvonalaik segítik a vízborítás elméleti helyeinek, a mélyedéseknek és az elöntés alá nem kerülő térszíneknek az elkülönítését. Hibaként a talajvíz által nem befolyásolt, lokális mélyedéseken kívüli, és az ortofotón egyértelműen száraznak mutató felszínt tekintettük.

Az ellenőrzés során az alábbi hibalehetőséget vettük figyelembe. Pontos georeferálás ellenére téves adat származhat a digitalizálás során előállított határvonalak pontatlan illeszkedéséből, elcsúszásából. Számos esetben feltételezhető az is, hogy nem a határvonal georeferálás eredményeként adódó virtuális elhelyezkedése, hanem eleve a forrástérkép a torz, illetve pontatlan a határvonal, ami a pontos, 1:10.000-es méretarányú topográfiai térképpel való összevetés során állapítható meg. Ez tehát a módszerünktől független, nem kiküszöbölhető hibalehetőség és a forráskritika szükségességére hívja fel a figyelmet, főként a korábbi időszakok, így a III. katonai felmérés térképei és a 2. világháború idején kiadott térképek esetében. A hibalehetőségek harmadik csoportja az elemzésünk során alkalmazott generalizálásra vezethető vissza, melyre azonban az idősíkok közötti összehasonlíthatóság érdekében volt szükség. A vektoros állományok generalizálása során eliminálhatunk olyan adatokat, melyek a valós helyzetet fejezik ki, és csak a helyükre kerülő új adat mutat téves eredményt.

Az adatbázisokból lekérdezéssel kaptuk meg az eredményt jelző cellákat. Ezeket egyenként vizsgáltuk annak alapján, hogy a reális eredményt mutatják-e, vagy a hibalehetőségek által meghatározott három csoport valamelyikébe tartoznak? Az ellenőrzést a 100 és 200 méteres felbontású eredménytérkép összesen 1124 celláján végeztük el. Következtetéseinket értelemszerűen csak a reálisnak minősített eredmények alapján vontuk le. A valótlán eredmények és a térinformatikai leválogatással kapott eredmények aránya a becsült hibahányadot mutatja meg számunkra. A hibahányadot külön számítottuk az átalakítás módja (beszántás, ültetvény, illetve kert létesítése, beerdősítés, beépítés, mesterséges víztest kialakítása) szerint. Az időbeli tendenciák kvantitatív eredményeken nyugvó értékeléséhez a különböző cellafelbontású adatbázisok alapján számított, hibahányaddal is korrigált eredményeket átlagoltuk.

A hidromorf talajú területek térképe tapasztalataink szerint a forrástérkép határvonalainak generalizáltsága és felmérésből adódó pontatlanságai miatt precíz, számszerű értékelést nem tesz lehetővé és a hibahányad által jelzett megbízhatósága sem számszerűsíthető pontosan, csak durva összevetéshez, nagy térségre vonatkozó becsléshez használható fel, ezért végül a kvantitatív elemzésekhez nem alkalmaztuk.

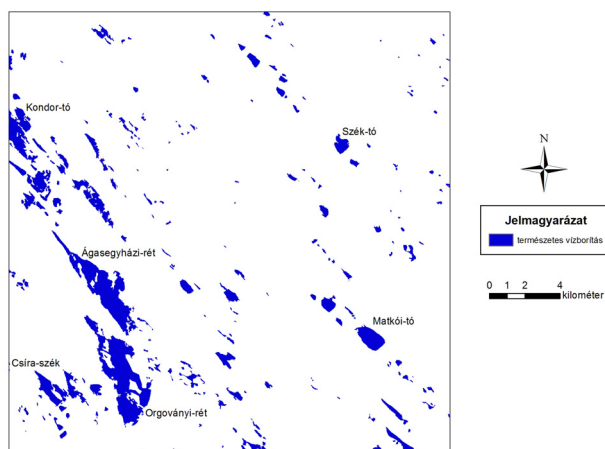
A raszteres eredménytérképek által megjelenített cellák ellenőrzése során azt tapasztaltuk, hogy 70–71% értékelhető valóban tájhasználati anomáliát mutató eredménynek, míg a 29–30% valamelyik fentebb említett hibalehetőségre vezethető vissza. A reálisnak tekintett eredményeket – az ellenőrzés kismértékű szubjektív tényezője miatt – már 90–100%-os megbízhatóságúnak becsüljük, így a következtetések levonására is alkalmasak.

Eredmények és megvitatásuk

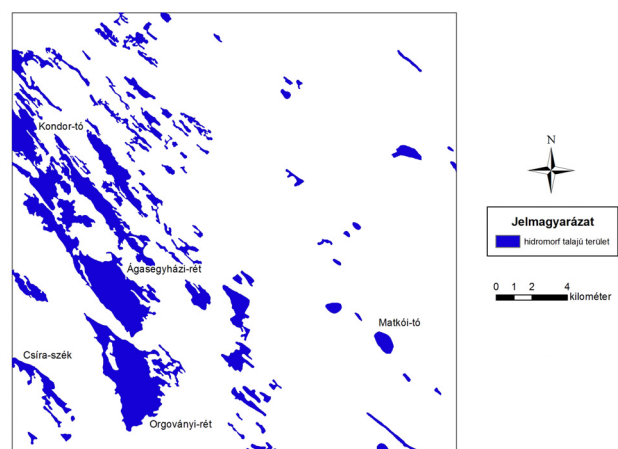
A természetes vízborítások területi változása

A természetes vízborítások eredménytérképe a térképezett idősíkokban dokumentált, földrajzilag pontosan lehatárolt vízborítások kiterjedését, előfordulását mutatja (2. ábra). Az eredeti térképészeti interpretációk szubjektív volta, a bemutatott felszínborítások

térképfelvételének éven belül változó ideje, és legfőképp a változó klimatikus körülmények miatt az egyes idősíkokban különböző kiterjedéssel és térbeli előfordulással jelennek meg a vízborítások. Legnagyobb kiterjedést a III. katonai felmérés mutat, ekkor a kutatási terület 3,8–3,9%-át borította egzakt módon körülhatárolható vízborítás. A generalizálás után, a vektoros állomány alapján, a kutatási területen összesen 163 egybefüggő víztest található. Legkisebb összkiterjedéssel az 1941-ben kiadott térképen jelentek meg a vízállások: területi részesedésük 1,7%, számuk 95 volt. A fennmaradó három másik idősíkban a természetes vízborítások kiterjedése 2–3% közé esett, számuk 105, 107 és 71 db volt a vektoros adatbázisok szerint. A KÜVET, BEVET állományok (2008. év) alapján meghatározható természetes vízállások alacsonyabb száma (71 db) az ingatlan-nyilvántartás „konzervatív jellegével” magyarázható. Feltételezésünk szerint ugyanis a szárazodás kezdete óta a vízállások, tavak, mocsarak gyéppé való átminősítése fokozódott az időnként visszatérő (pl. 2010. év) vízborítások ellenére, és a nyilvántartás egyébként sem mindig felel meg a művelési ág fogalmi meghatározásának.



2. ábra A természetes vízborítások térképe
Figure 2. Map of the natural covers of water



3. ábra A hidromorf talajú területek térképe
Figure 3. Map of the area with hydromorphic soils

A vízjárta területek tájhasználati anomáliái a 19. század végén

A tájhasználati anomáliák fennállását, történetiségét és jellemzőit térinformatikai eszközökkel, térképekre alapozva tártuk fel. A térképes forrásokon kívül egyéb, például írásos források is utalhatnak ezek történelmi időkben való megjelenésére. Írásos forrásokra (pl. Kitaibel Pál botanikus útinaplója) is támaszkodva állapítja meg MOLNÁR (2007) a Duna-Tisza köze és a Tiszántúl vegetációtörténetének elemzése során, hogy már a 18–19. század fordulóján beszántották „néhány helyen” a mocsarakat, és a sziket.

Eredményeink alapján, térinformatikai eszközökkel is bizonyítható, hogy a 19. század végén is volt olyan terület a térségben, amely nem gyep, vagy természetes vízállás volt, hanem az elöntés veszélyének (meglévő vízenyősség?) ellenére szántóként hasznosítottak. Valószínűsítjük, hogy nem térképi hibáról van szó, hiszen az adott helyek közelében, azonos térszínen kisebb kiterjedésű vizes területfoltokat ábrázol a forrástérkép, és a későbbi térképek is a vízhatás meglétét valószínűsítik. A 19. század végi felszínborítás és a hidromorf talajú területek térképének összehasonlítása szintén a vízjárta területek szántóként való hasznosítását támasztja alá. Feltehetően olyan sekély és időszakos vizű helyekről van szó, melyeket csak időnként, magas talajvízállású időszakban borított víz, ugyanis a felszíni vizek nem minden térképen jelennek meg az adott helyen, illetve a 2000. évi ortofotó is inkább vízzel telített talajfelszínt jelez a csak kis foltokban megjelenő felszíni vizek mellett.

Feltűnő, hogy a beszántások jellemzően a Kerekegyházától délkeletre, illetve a Kecskeméttől délre található löszös térszínen fordultak elő. Ez azt a feltevésünket támasztja alá, miszerint a kiemelkedően jó termőképességű talajok térségében, az általános kedvező talajadottságok nagyobb ösztönző erőt jelentettek szántóterület bővítésére, mint a kedvezőtlenebb talajadottságú területeken – akárcsak napjainkban – annak ellenére is, hogy a terjeszkedés a lokálisan megjelenő, alacsony termőképességű vízjárta térszínnek rovására történt. A 19. század végén a természetes vízborítások kb. 2%-a volt szántóként megművelve.

Eredményeink alapján feltételezhető, hogy a 19. század végén sem lehetett jellemző a vízjárta térszínnek fásítása. Egy esetben az erdőtelepítést olyan kis, buckák által közrezárt mélyedésben találjuk, ahol a későbbi „Katonai Újfelmérés” térképi jelkulcsa szerint sással vagy náddal benőtt, ritka erdőborítás jellemző, és ahol a terület ma is erdőként hasznosított.

A III. katonai felmérés kutatási területre vonatkozó eredeti térképein is több helyen felismerhetők azok a vizes élőhelyeket keresztező, magasított úttöltések (pl. az Ágasegyházi-rét északi végén Kecskemét és Izsák között), melyek eredete feltehetően jóval korábbra nyúlik vissza. A vizsgált tájrészlet északnyugat-délkelet irányba hosszan elnyúló, vízállásos vagy vizenyős, ezért nehezen vagy egyáltalán nem járható laposai, mélyedései a települések közötti közlekedési, kereskedelmi kapcsolatoknak állták volna az útját, ha az utakat nem magasítják ezeken a helyeken feltöltéssel a megfelelő szintre. A kellően magas, stabil állékonyságú úttöltés építését nem tekinthetjük tájhasználati anomáliának abban az értelemben, hogy az ésszerűtlen hasznosítás lenne, hiszen – épp ellenkezőleg – a rövidebb útvonal biztosításával az antropogén célok racionális megvalósítását szolgálja. Viszont a természetes-természetközeli vegetáció megsemmisítése, a vizes élőhelyek területvesztése, valamint a nád- és gyepgazdálkodás lehetőségeinek szűkítése miatt, tisztán ökológiai szempontból mégis negatívan értékelhetjük az úttöltéseket. Negatív vonatkozásukat nem szeretnénk azonban túlhangsúlyozni tekintettel arra, hogy a térképek szerint ebben az időszakban még csak néhány helyen és nagyon kicsi felületen találjuk őket és a létrehozásuk is feltehetően korábbi időszakhoz kötődik. Indokoltságukat támasztja alá, hogy a keresztezett nagyobb vizes élőhelyeket földrajzi elhelyezkedésük és kiterjedésük miatt csak jóval hosszabb útvonalon lehettek volna elkerülni.

A vízjárta területek tájhasználati anomáliái a 20. század első felében

Meglepő eredményt hozott a 20. század első felét jellemző adatbázis elemzése. A térképi forrás szerint jelentősen megugrott a beszántott vízjárta területek összkiterjedése, ami a térképezett vízborítások kiterjedésének 7–7,5%-át képezte ekkor a kutatási területen. Többek között a jelentős méretű kecskeméti Szék-tó nagyobbik részén – melyről a későbbi Felsőszéktó városrész is a nevét kapta – és a Szappanos-tó területén sem találjuk a vízborítás, vagy a gyepvegetáció jelölését. A Szappanos-tó déli felén is csak a „sás és nád”, valamint a vizenyősség térképi jele tűnik fel együtt. Feltehetően a belvizes szántókat ábrázolja a forrástérkép ott, ahol a vizenyősség jele mellől a gyepvegetáció jele, és a művelési ág határát jelző szaggatott pontsor hiányzik. A belvizes szántók előfordulását támasztja alá az is, hogy a vizenyősség a felszíni vízborítástól eltérő jellel szerepel a forrástérképen. Ez utóbbi zárt vonallal körbehatárolt, folytonos, vízszintes vonalakkal jelzett, míg a vizenyősség határvonal nélkül, szaggatott vonalakkal került ábrázolásra.

A forráskritika szükségességére hívja fel a figyelmet, hogy a 2. világháború idején kiadott, 1:50.000-es méretarányú katonai topográfiai térképek részben korábbi (1940 előtti), 1:25.000-es, illetve 1:75.000-es méretarányú térképek felhasználásával készültek, és csak kisebb hányaduk származik új felméréssel előállított (1:25.000-es méretarányú) térkép levezetéséből (NAGY 1985, JANKÓ 2007). A kutatási terület felszínborítási adatai kb. fele-fele arányban származnak felújított vagy csak reambulált, illetve revideált vagy részben

helyesbített szelvényről (JANKÓ 2007). Emiatt számolni kell azzal, hogy a térkép esetleg nem mindenhol mutatja a kiadás, illetve a felújítás/reambulálás éve szerinti felszínborítást. A közvetett információk alapján is arra következtethetünk, hogy az a kiadás événél (1941) korábbi idejű felszínborítást ábrázol. A térkép kiadási éve ugyan a múlt század egyik legcsapadékosabb és legbelvizesebb időszakába (1940–1942) esik (PÁLFAI 2004), a vízállások kisebb kiterjedése és a vizenyösség ritkább jelzése alapján a forrástérkép mégis száraz időszakot tükröz. Az ismert építési idejű épületek, építmények és a hidrometeorológiai adatok alapján 1928 és 1939 közé tehető a topográfiai adatok származása.

A hibalehetőségek figyelembe vétele mellett, a vizenyösség külön jelzése, és az eredménycellák által jelzett beszántások gyakori és szórt előfordulása miatt azt gondoljuk, hogy a vízjárta térszínek szántóként való hasznosítása elterjedt volt, melyet az akkori szárazabb időszak is segíthetett. A vízjárta térszínek nem ritkán előforduló beszántása mellett erdősítésük ekkor is csak elvétve fordult elő. A helvéciai Fehér-tó medrének részbeni fásítása a Trianon után fokozódó erdősítésekkel hozható összefüggésbe. A természetes-természetközeli vegetáció itt is részben elpusztult, de a ma megtalálható telepített vagy spontán felnőtt faállományok (szürke nyár, keskenylevelű ezüstfa) az időszakos vízhatást is jelentő termőhelyi adottságoknak többé-kevésbé megfelelnek.

A szántóként, erdősítésként való hasznosítás mellett feltűnő tájhasználati anomália a 20. század első felében a vízjárta térszínek beépítése. Az általunk vizsgált, 19. század végétől napjainkig terjedő időszakon belül ekkor tapasztaljuk először a vízállások települési célú beépítését, a rajtuk keresztül vezető műutak kialakítását, vagy egyéb kommunális célú hasznosítását. A korábban is meglévő, természetes anyagú úttöltések Kecskemét térségében, a városon kívül jellemzően csak a 20. század legelejétől kaptak mesterséges anyagú burkolatot (kőburkolatot, később beton és aszfaltburkolatot), az agyag-, illetve földborítás helyett (JUHÁSZ 1998). Az útszélesítésekkel együtt ez olyan minőségi változást jelent, ami már káros ökológiai voltukat hangsúlyozza a vizes élőhelyeken.

Helytörténeti forrásokból ismert, és az I. katonai felmérés térképén (HIM 1783) is szerepel az egykori Dellő-tó, melyet Kecskemét történelmi városmagjának lakóházai vettek körbe mindaddig, amíg a város vezetőinek 1834-ben történt döntése nyomán fel nem töltötték (JUHÁSZ 1998). A tó helyén 1935-ben kialakított teret később is többször elöntette a víz, ami a korabeli feljegyzések szerint az ültetett fák pusztulását is okozta (SZILÁGYI 1999). Magas talajvízállású, belvizes években, napjainkban is újra megfigyelhető a talajvíz felszíni megjelenése, amikor a tér nagy részét újra víz borítja.

A vízjárta térszínek beépítésére, felszínének befedésére („soil sealing”), kommunális célú igénybevitelére szolgál példaként a Temes-tér környéki lakóházak felépítése, és a Szentháromság-temető bővítése Kecskeméten. Ezek ugyanis egy korábban a város szélén fekvő tó területét fedik. 1925-ben a város, az egykor halászatra is alkalmas tó, a Szék-tó területén alakította ki a városi fürdőt (KISS 2013), ami a felszín átalakításával, részbeni beépítésével is járt.

Az 1950-es évek második felének tájhasználati anomáliái a vízjárta területeken

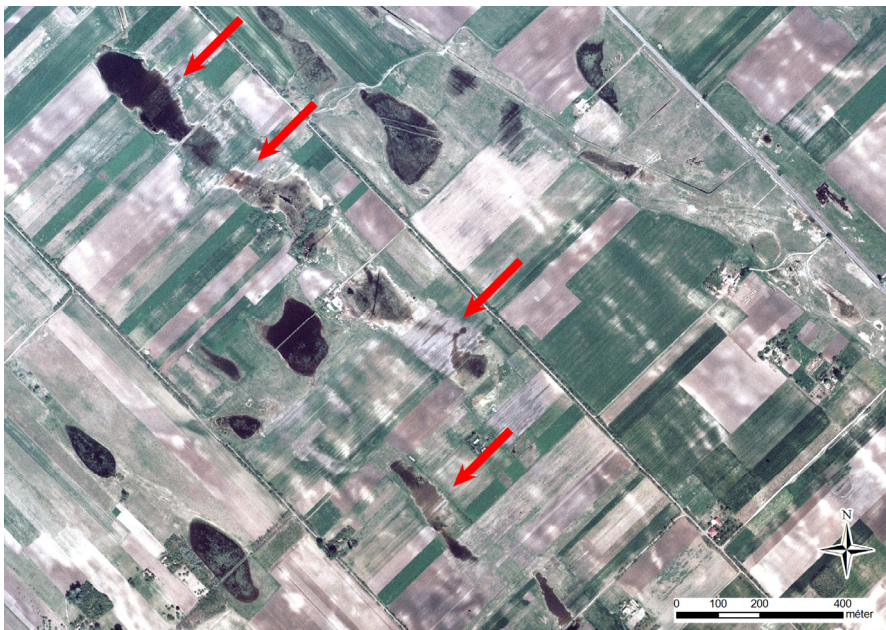
Az 1940-es és 1950-es évek is jelentős változást hoztak a vízjárta térszínek hasznosításában. Az 1950-es évek végére a beszántott vízállásos helyek aránya 2–3% volt, ami azt mutatja, hogy a korábban művelésbe vont vízjárta területek egy részét újra felszíni víz vagy gyepterület borította. Ebből a szántóművelések helyenkénti felhagyása is következik. A vízjárta területeket érintő beszántások ekkor a vizsgált terület különböző adottságú részein, szórtan fordultak elő. Nagyobb egybefüggő, szántott vízjárta térszíneket Kecskeméttől délre, löszös térségben találunk. A vonatkozó térképek felmérési munkái 1956–1958. között zajlottak, amikor mérsékelt száraz-száraz időjárás volt jellemző (PÁLFAI 2004), ezért

inkább a korábbi extrém csapadékos évek (pl. az 1940–1942-es időszak) előntései tehetők felelőssé azért, hogy a rossz adottságú termőhelyek művelésével felhagytak.

Az 1950-es évek második felének időszakában a vízállásos helyek erdősítettségében, beépítettségében nem tapasztalunk változást a korábbi időszakhoz képest, viszont a kertészeti kultúrák megjelenése a vízjárta térszíneken új keletű jelenség. A térképi forrás alapján úgy tűnik, hogy a vízjárta térszínek szőlő-gyümölcsösként való hasznosítása ugyan a 20. század közepén is előfordult már, de nem volt általánosan elterjedt a kertkultúrák területek egészét tekintve. A természetes vízborítások összkiterjedésének fél százalékát sem tették ki ezek a területek.

A rendszerváltást követő évek vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliái

Számításunk szerint az 1990-es évek első felére a beszántott vízjárta térszínek aránya jelentősen nem változott (2–3% körül maradt), inkább stagnált, annak ellenére, hogy forrásadataink egy különösen száraz időszaktól származnak. A Duna-Tisza közére és erre az időszakra is kiterjedő kutatás viszont azt állapította meg, hogy ott ahol a talajvízszint-csökkenése nagyobb volt, a mélyedésekben helyet foglaló nedves gyepek alkalmasabbak voltak a beszántásra, erdősítésre (BIRÓ et al. 2013). A beszántott vízjárta térszínek kutatási területünkön tapasztalt stagnáló arányával szemben, azok földrajzi elterjedése már jelentősen különbözött az előző időszakhoz (1950-es évek második fele) képest. Korábban Kecskeméttől délre, a csernozjom talajú, löszös felszín dominálta térségben voltak nagyobb beszántott területfoltok. Az 1992-ből és 1996-ból származó térképek alapján ezeket Kecskeméttől északnyugatra, és Fülöpháza környékén, döntően homokos alapkőzeten és a réti talajokon találjuk meg ebben az időben (4. ábra). Ez ugyanakkor azt is jelenti, hogy a belvizes szántók több helyen történt felhagyása mellett, új vízállásos helyeket is feltörték szántóművelés céljára (pl. Papp-szék Fülöpháza és Ágasegyháza között). A szárazabb időszak alatt történő túlszántások következtében a szántók gyakran a gyepporítású vízjárta térszínekre is benyomultnak (5–6. ábra), jelentős ökológiai kárt okozva ezzel, ahol aztán a felszíni víz megjelenése után felhagyásra kerültek.



4. ábra Ortofotó beszántott vízjárta térszínekről Kerekegyháza külterületén (FÖMI 2000)
 Figure 4. Orthophoto of ploughed water affected areas in the periphery of Kerekegyháza (FÖMI 2000)



5. ábra Túlszántás által károsodott vizes élőhely
Figure 5. Wetland damaged by over-ploughing



6. ábra Részben beszántott vizes élőhely
Figure 6. Partially ploughed wetland

A 20. század második felében is csak kevés helyen erdősítették a vízállásokat. Az 1980-as, 1990-es évek első felében az erdősítések vízenyős térszínen való megjelenésének kiváltó oka lehetett a talajvízszint tartós süllyedése is (BIRÓ et al. 2013). Hazai nyárrakkal erdősített mocsarat találunk Ágasegyházától délre, keskenylevelű ezüstháttal beültetett szikes tómedret Hetényegyházától északra. A természetes-természetközeli élőhelyek átalakítása miatt ezeken a helyeken is ökológiai értékcsökkenéssel, degradációval kell számolnunk. Kecskeméten a Szék-tó víztározási, jólétítő-létesítési célú átalakítása során a kikotort földdel töltötték fel a szomszédos laposokat, melyeket aztán különféle fafajokkal erdősítettek.

A század végére újabb vízállásos helyen létesítettek szőlő- és/vagy gyümölcsültetvényt (pl. Ágasegyházától nyugatra), de ez sem vált általánossá, ahogyan az új erdősítések is inkább elkerülték a vízjárta térszíneket és az arra alkalmasabb homokos termőhelyeken valósultak meg.

Kecskemét 20. század közepétől fokozódó urbanizációjával összefüggésben a kompakt várostest növekedése újabb vízjárta térszínek beépítésével járt a peremterületeken. A Bűdös-tó (Alsó-Szék-tó) területén, ahol korábban csak a vasút vágott át, és az M5 autópálya izsáki úti csomópontja közelében fekvő vízenyős területen ipari-kereskedelmi-szolgáltató egységek jelentek meg a múlt század második felében. A Szék-tó felszínét a városi vízművek épületei, a vízbázis-védelmi terület úthálózata, a városi strand, a kemping és a megyei kórház bővítési területei foglalták el a feltöltést követően. A feltöltések földanyaga az 1976 és 1986 között kialakított víztározó-tavak kotrásából is származik (JUHÁSZ 1998).

Kecskeméten kívül más települések esetében is megállapítható, hogy a belterületek terjeszkedése vízjárta mélyedések részbeni, vagy teljes beépítését eredményezte. Ágasegyháza legkeletibb utcájának 1970-es évek végén, 1980-as években épült házai már a szárazodás időszakában épültek, ezért csak később, magas talajvízállású időszakban (pl. 2000-ben, 2010-ben) bizonyosodott be, hogy az Ágasegyházi-rét víztöbblete a kertekben, a pincékben és a házak lábánál is megjelenhet. A vízjárta térszínek által közrefogott Fülöpházán is találunk olyan rendszerváltás előtt épült épületet, melyet belvizes időszakban a felszíni víz veszélyeztet. A vízjárta területek beépítését ösztönözhetette, hogy 1949-től 1986-ig külterületi építési tilalom volt érvényben, míg az új tanyaközségek számára kijelölt központok körüli építkezést kedvező hitelekkel is támogatták. A tanyaközségek belterületén az új telkek sokszor vízjárta területre estek. Különösen Fülöpháza esetében nyilvánvaló, hogy a központ helyének kiválasztása a vízjárta területek nagyarányú előfordulása miatt nem volt éppen szerencsés.

Korszakunkban, a 20. század végén vált jellemzővé a természetes-természetközeli vizes élőhelyek különféle célú vízilétesítményekké, mesterséges tóvá való átalakítása. A topográfiai térkép alapján (FÖMI 1992, 1996) a kutatási területen legalább tíz helyen tapasztalható, hogy

a vízborításos térszínen horgásztavat, halastavat (pl. a Börönde-réten, Kecskemét Belsőnyír nevű külterületi részén), belvíztározót, öntözési és egyéb célú víztározót, rekreációs tavat vagy vaditatót hoztak létre. A Csalánosi-tavat is egy korábbi természetes tó helyén alakították ki 1978-ban (JUHÁSZ 1998). A kecskeméti Széktó Szabadidőközpont, és a Vízmű Védterület (felszín alatti vízbázis védelmi terület) területén 1976 után végzett komplex munkálatok a Szék-tó addig nem bolygatott részét is érintve az egykori természetes szikes tó megszűnéséhez vezettek. A munkálatok részeként rekreációs és csapadékvíz-tározási célt szolgáló tavak kialakítására, területfeltöltésre („Vízmű-rét”) került sor. A vízállásos térszínnek mellett a sekély talajvizű helyeken is számos új művi vízállásos terület valósult meg a felszínközeli talajvízbázisra alapozva.

A közelmúlt tájhasználati anomáliái a vízjárta területeken

A közelmúlt során (1990-es évek legvégén, 2000-es években) tovább folytatódtak a vízjárta területeket elszórtan jellemző irracionális tájhasználatok tendenciái. A beszántott vízjárta területek aránya csak kis mértékben nőtt, 2,5–3,5%-os érték körül alakult 2008-ban. A rendszerváltást követően tapasztalható beszántási hullám (BIRÓ et al. 2013) a szárazabb időszakban az egyébként vízjárta gyepeket is fokozottan érinthette, ami feltevésünk szerint az előző időszakban még nem, csak ekkor, a 2008-as állomány adatai révén tükröződik vissza.

A vízjárta területek erdősítése – a korábbi időszakhoz hasonlóan – ebben az időszakban sem egyedi jelenség, hanem több helyen is megfigyelhető a kutatási területen. Az új erdőtelepítésekre azok a fásítások említhetők példaként, melyek az Oláh-réten és a tőle délkeletre található egykori szikes tó helyén kialakított horgásztavak körül valósultak meg. Az itt ültetett fafajoknak többsége (nyárfajok, keskenylevelű ezüstfa) az időszakos vízhatást elviseli ugyan, de a szikes talajadottság miatt ugyanakkor (az ezüstfa kivételével) termőhelyidegennek is számítanak. Az erdősítések a mesterséges tavak környezetén kívül egyéb kisebb vízjárta laposokat is érintettek ekkortájt.

Az erdőtelepítések mellett olyan szőlő vagy gyümölcsös hasznosítású területet is találunk, melyet újonnan létesítettek vízállásos helyen, és az is előfordult, hogy – feltehetően épp a terület vizenyőssége miatt – felhagytak a szőlő vagy gyümölcsös művelésével.

Továbbra is jellemző folyamat maradt a közelmúltban a vízállásos helyek beépítése, a feltöltéssel megvalósuló mesterséges felszínnek létrehozása. Hetényegyházán a lakóterület bővülése, Kecskeméten egy mára már felszámolt hulladéklerakó okozta a vizes élőhelyek átalakulását. A város peremzónájában több helyen építettek külterületi lakóingatlant vízjárta területen, egykori mocsarak, tavak medrében (7–8. ábra). A Búdös-tó felszínét újabb ipari-kereskedelmi - szolgáltató egységek foglalták el. Az M5-ös autópálya megépítése vízállásos gyepeket és korábban beszántott vizes élőhelyeket is érintett a vízjárta területeket keresztező szakaszokon.



7–8. ábra Beépített vízjárta területek Kecskemét térségében
Figure 7–8. Built-in water affected areas in the surrounding of Kecskemét

Adatbázisunk alapján a vízjárta területek, vizes élőhelyek mesterséges tavakká, vízi létesítményekké alakítása is folytatódott (pl. Kerekegyházától északra és Matkópusztán). Tapasztalataink szerint ez a folyamat napjainkban is tart, és a környezet állapota szempontjából kedvezőtlennek minősíthető, mivel további természetes-természetközeli élőhelyek elvesztését és a talajvízkészletek fokozódó megcsapolását jelenti. A városi lakosság pihenőhely igényeit kiszolgáló rekreációs tavak város-vidék peremzónában való megjelenése a városi tér kiterjedésével („urban sprawl”) hozható összefüggésbe, melyre Kecskemét jellemző példát szolgáltat (CSATÁRI és FARKAS 2012).

A közelmúltbeli tájátalakítások alapján feltételezhetjük, hogy napjainkban is elsősorban a beszántások veszélyeztetik a természetes-természetközeli növényzetű vizes élőhelyeket, de a beépítésekkel és a vízilétesítmények kialakításával is hangsúlyosan számolni kell, különösen Kecskemét peremövezetében. Az erdősítések általi veszélyeztetést sem zárhatjuk ki, de ez már alárendeltebb jelentőségű az átalakítási módok között, míg a szőlő- és gyümölcsültetvények létrehozása legfeljebb ritka eset lehet a vízjárta területeken.

Az eredmények összegzése

Összegzésként elmondható, hogy a természetes vízborítások és vízjárta gyepterületekkel szembeni új tájhasznosítási formák közül – az átalakított terület nagyság alapján – mind az öt időszakban a szántóföldi művelésbevonás volt a legjellemzőbb, az összes átalakítás 77–78 százalékával (1. táblázat).

1. táblázat Az átalakított vízjárta területek kiterjedése, aránya és az átalakítási módok százalékos részesedése az egyes időszakokban

Table 1. Coverage and rate of the altered water-affected areas and percentage of the alteration methods in the different periods of time

	átalakított vízjárta terület (ha)	átalakított vízjárta terület aránya	beszántás	beerdősítés	gyümölcsültetvény telepítése	beépítés	vízilétesítmény kialakítása
19. század vége	67	1,9%	98,9%	1,1%	–	–*	–**
20. század első fele	261	7,4%	98,0%	0,1%	–	1,9%	–
1950-es évek második fele	96	2,7%	91,6%	–	0,4%	8,0%	–
A rendszerváltást követő évek	178	5,0%	55,3%	5,2%	0,7%	14,0%	24,8%
A közelmúlt (2008)	194	5,5%	55,4%	7,2%	1,2%	15,9%	20,3%
A teljes vizsgált időszak átlaga	159	4,5%	77,4%	3,0%	0,6%	8,5%	10,5%

* Az alkalmazott méretarány miatt a vonalasan megjelenésű, keskeny utakat a digitális állományok nem tartalmazzák, de a forrástérképek alapján ezeket is elemeztük. Az elemzés alapján a velük kapcsolatos tájhasználati anomáliák 19. század végi fennállása állapítható meg.

** A kis kiterjedésű, nem a térképezett méretarányba eső kubikgyödrök, földmedrű víznyerő létesítmények stb. előfordulását valószínűsítjük a 19. század végi időszaktól folyamatosan. A nagyobb vízilétesítmények kialakítását az 1950-es évek végétől számíthatjuk.

Jóval kisebb kiterjedésben találkozhatunk a mesterséges víztestként történő, víztározási, öntözési, halászati, horgászati stb. célú felhasználással (10–11%) és a beépítéssel (8–9%). A fásítás, erdősítés (3%), illetve a szőlőültetvényként, gyümölcsösként való hasznosítás (0,5–1%) nem jellemző ugyan a kutatási terület vízjárta térszínein, de elvétve előfordul. A szántóművelés kiugró részarányát részben azzal magyarázhatjuk, hogy a szántóművelés nagy területigényű és összkiterjedése is eleve nagyobb a kutatási területen, mint a többi hasznosítási módé, így nagyobb a valószínűsége annak is, hogy vízjárta területet érint. Másrészt viszont a vagyoni értékhez kötődő kockázata kisebb, illetve kevesebb munkaráfordítást kíván meg egységnyi területre számítva, mint pl. a plusz földmunkával, feltöltéssel, földkitermeléssel is járó beépítés vagy a horgászto-létesítés.

Amennyiben az időbeli trendet vizsgáljuk, az állapítható meg, hogy a vízállásos, vízjárta területeket érő negatív tájhasználati átalakítások a 20. század első felében tapasztalható kisebb kiugrástól (a természetes vízborítások kiterjedésének kb. 7–8%-a) eltekintve, a 19. század végétől – a táj antropogeneziséjével párhuzamosan – egyenletesen növekvő mértékben jellemezték a kutatási területet. Az átalakított (beépített, beszántott, erdősített stb.) természetes vízborítások, vízjárta területek kiterjedése kb. 2%-ról 5–6%-ra nőtt a vizsgált időszakban. Ez azt jelenti, hogy a múltban sem számítottak rendkívüli jelenségeknek a vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliák, megjelenésük az idő előrehaladtával gyakoribbá vált, illetve napjainkban is egyre több helyen találkozhatunk velük.

Felmerül a kérdés, hogy a fennálló vízgazdálkodási létesítmények, a vízelvezető művek és a klímaváltozás miként befolyásolják a vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliák jelentkezését. A térségben az 1960-as évek második felétől létesült vízelvezető csatornahálózat tapasztalataink szerint jelentős vízmennyiséget von el a tájból, a belvízi helyzetek kialakulását azonban nem képes maradéktalanul megakadályozni. A vízelvezető rendszerek kiépítése és folyamatos fejlesztése, valamint a klímaváltozás és szárazodás ellenére, az Alföld sajátos földtani, morfológiai és hidrológiai adottságai miatt a jövőben is számolnunk kell nagyméretű elöntések kialakulásával (LÁNG et al. 2007), így a vízjárta térszíneken különféle tájhasználati anomáliák fennállásával és azok újabb helyeken való jelentkezésével is. A szélsőségek fokozódása gyakoribb kiszáradásokat, a vízborítások idejének és kiterjedésének lecsökkenését eredményezheti egyes években – miként az már napjainkban is megfigyelhető – de a csapadékos évjáratokban a potenciális elöntésekből fakadó környezeti kockázatok várhatóan továbbra is fennmaradnak. A jövőben a Duna-Tisza köze vízjárta területein is az alkalmazkodás és a rehabilitáció (pl. a szántók esetében művelés felhagyása után a gyepgazdálkodás visszaállítása) lehet a legfőbb szempont a tájhasználat során.

Irodalom

- BIRÓ M. 2006: A történeti térképekre alapuló vegetációrekonstrukció és alkalmazásai a Duna-Tisza közén. PhD értekezés. Pécsi Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola, Pécs. p. 139.
- BIRÓ M. 2011: Változástérképek használata tíz év alatt bekövetkezett élőhelypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. *Tájökológiai Lapok* 9(2): 357–374.
- BIRÓ M., CZÚCZ B., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., CSATÁRI B., MOLNÁR ZS. 2013: Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). *Landscape Ecology* 28(5): 789–803.
- B. KISS J. 2013: Kecskemét történeti kronológiája. *Publio*, Hédervár. p. 44.
- CSATÁRI B., FARKAS J. 2012: A város-vidék peremzóna sajátos geográfiai jellemzői és konfliktusai Kecskemét példáján. In: FARSANG A., MUCSI L., KEVEINÉ BÁRÁNY I. (szerk.) *Táj – érték, lépték, változás*. Geolitera SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged, pp. 197–209.
- CSEMEZ A. 1996: *Tájtervezés – Tájrendezés*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 296.
- DÉVAI GY., DÉVAI I., FELFÖLDY L., WITNER I. 1992: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. *Acta biol. Debr., Suppl. oecol. hung.* 4: 49–185.

- FÖMI 1992–1996: Felújított EOTR térképek (1976–1999). M=1:10.000. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest
- FÖMI 2000: Magyarország 2000. évi légifotózásának ortofotói. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest
- FÖMI 2008: 2008. évi Külterületi és belterületi vektoros ingatlan-nyilvántartási adatbázis (KÜVET, BEVET). M=1:4.000 és 1:1.000. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest
- GÁBOR I. 1979: A magyar térképeszet az első világháború után. In: GÁBOR I., HORVÁTH Á. (szerk.) A haditérképek története: Zrínyi Katonai Kiadó, Budapest, pp. 227–241.
- GYALOG L., SÍKHEGYI F.(SOROZATSZERK.) 2005: Magyarország földtani térképe, M=1:100.000 (FDT100). Magyar Állami Földtani Intézet kiadványa, Budapest
- HIM 1783: I. Katonai Felmérés (1763–1787). M=1:28.800. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- HIM 1881–1883: III. Katonai Felmérés (1869–1887). M=1:25.000. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- HIM 1941: Egységes korszerű csapattérképek (1940–1944). M=1:50.000. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- HIM 1957–1959: Katonai Újfelmérés (1953–1959). M=1:25.000. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- IVÁNYOSI SZABÓ A. 1994: A Duna-Tisza közti hátságon bekövetkezett talajvízszint-süllyedés hatása természetvédelmi területeinkre. In: Pálfi I. (szerk.): A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái. Nagyalföld Alapítvány kötetei 3. pp. 77–85.
- JANKÓ A. 2007: Magyarország katonai felmérései: 1763–1950. Argumentum, Budapest. p. 196.
- JUHÁSZ I. 1998: Kecskemét város építéstörténete. Kecskemét Monográfia Szerkesztőség, Kecskemét. p. 362.
- KERÉNYI A., CSORBA P. 2012: A tájökölógiai kutatások szerepe a tájvédelemben és a kutatási eredmények gyakorlati hasznosításának feltételei. In: FARSANG A., MUCSI L., KEVEINÉ BÁRÁNY I. (szerk.) Táj – érték, lépték, változás. Geoliter SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged, pp. 197–209.
- KUTI L. 1981: Az Alföld földtani atlasza. Kecskemét. Magyar Állami Földtani Intézet kiadványa, Budapest
- KUTI L. 1989: Az Alföld földtani atlasza. Dunaújváros-Izsák. Magyar Állami Földtani Intézet kiadványa, Budapest
- LÁNG I., CSETE L., JOLÁNKAI M. (szerk.) 2007: A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. A VAHAVA jelentés. Szaktudás Kiadó Ház Rt., Budapest. p. 220.
- MAGYAR KIRÁLYI FÖLDTANI INTÉZET 1942: Magyarország Kreybig-féle átnézetes talajismereti térképsorozata (1934–55). M=1:25.000, illetve 1:50.000. Budapest (A térképek készítői és a hozzájuk tartozó szelvényszámok – Sík Károly 5263/1, 5263/3, Teőreök László és Sarkadi János 5263K/2, 5263K/4. Készítésük: 1942. év).
- MTA TAKI 1994: Magyarország agrotopográfiai adatbázisa (AGROTOPO Adatbázis). Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest. <http://maps.rissac.hu/agrotopo/>
- MAJOR P., NEPPEL F. 1988: A Duna-Tisza közti talajvízszint-süllyedések. Vízügyi Közlemények, 70(4): 605–626.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere I–II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. 1023 p.
- MEZŐSI G. 2008: Magyarország környezetföldrajza. Földrajzi Tanulmányok 3. JATE Press, Szeged. p. 147.
- MOLNÁR ZS. 2007: Történeti tájökölógiai kutatások az Alföldön. PhD értekezés. Pécsi Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola, Pécs. p. 291.
- NAGY Z. 1985: Magyar topográfiai alaptérképművek. Doktori disszertáció, ELTE, Budapest
- PÁLFI I. 1994: Összefoglaló tanulmány a Duna-Tisza közti talajvízszint-süllyedés okairól és a vízhiányos helyzet javításának lehetőségeiről. In: Pálfi I. (szerk.): A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái. Nagyalföld Alapítvány kötetei 3. pp. 111–126.
- PÁLFI I. 2004: Belvizek és aszályok Magyarországon. Hidrológiai tanulmányok. Közlekedési Dokumentációs Kft., Budapest. p.492.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI ZS., LÁSZLÓ P., DOMBOS M. 2006: Large-scale soil maps improved by digital soil mapping and GIS-based soil status assessment. Agrokémia és Talajtan. 55(1): 79–88.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI ZS., DOMBOS M., LÁSZLÓ P. 2007: A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer pontosságának és megbízhatóságának növelése. Acta Agraria Kaposváriensis 11(2): 85–98.
- PEREIRA CH. 1996: The role of Agricultural Research in the development of Kenya before Independence. Review of Kenyan Agricultural Research. Vol 1. KARI/CAZS, Nairobi/Bangor. p. 41.
- RAKONCZAI J., FARSANG A., MEZŐSI G., GÁL N. 2011: A belvízképződés elméleti háttere. Földrajzi Közlemények 135(4): 339–349.
- SZABÓ J., PÁSZTOR L., BAKACSI ZS., ZÁGONI B., CSÖKLI G. 2000: Kreybig Digitális Talajinformatikai Rendszer (Előzmények, térinformatikai megalapozás). Agrokémia és Talajtan 49(1–2): 265–276.
- SZABÓ J., PÁSZTOR L., BAKACSI ZS. 2005: Egy országos, átnézetes, térbeli talajinformációs rendszer kiépítésének igénye, lehetőségei, lépései. Agrokémia és Talajtan 54(1–2): 41–58.

- SZABÓ J., LÓKI J., TÓTH CS., SZABÓ G. 2007: Természeti veszélyek Magyarországon. Földrajzi Értesítő 56(1-2): 15-37.
- SZILÁGYI T. 1999: Időjárási események Kecskeméten a XVII–XIX. században. Kecskemét Monográfia Szerkesztőség, Kecskemét. p. 473.
- SZILASSI P., POPOV S. 2014: Tájhasználati konfliktusok/Konfliktusok korišćenja zemljišta/Land use conflicts. In: BLANKA V., LADÁNYI ZS. (szerk.): Aszály és vízgazdálkodás a Dél-Alföldön és a Vajdaságban – Suša i upravljanje vodama u južnoj mađarskoj ravnici i Vojvodini – Drought and Water Management in South Hungary and Vojvodina. Szegedi tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged. pp. 52–57.
- WELCH B. M. 1996: Survival by Association: Supply management landscapes of the Eastern Caribbean. McGill-Queen's University Press, Ithaca, New York. p. 364.

**LAND-USE ANOMALIES OF WATER AFFECTED AREAS
IN THE MIDDLE PART OF DUNA-TISZA INTERFLUVE (HUNGARY)**

R. DÓKA

Kiskunság National Park Directorate
6000 Kecskemét, Liszt F. utca 19., e-mail: dokarichi@gmail.com

Keywords: periodically water affected areas, wetlands, land-use anomalies, land-use suitability, environmental risks, land-cover change, land-use history

Periodically water affected areas are sites of wetlands with high ecological significance, but at the same time they are from agricultural and constructional-infrastructural aspects, the location of water surplus, too. Besides the nature conservation demands of wetlands, purposes of different land-use (arable farming, grape-growing, building in, etc.) often come up in the more or less regularly water covered reliefs, which is very remarkable because of the limited conditions of utilization. We consider ecological improper utilization as a land-use anomaly, as it is revealed by GIS methods in the middle part of Duna-Tisza Interfluve. We were looking for answers to the questions besides the demonstration of the land-use anomalies whether they occurred in the past, if yes, then what time and to what extent? The land-cover changes characteristic to periodically water-affected areas were analyzed by application of historical, recent and cadastral maps, ortophotos and databases from the end of 19th century to our days. Our study area with its 25×25 km extent is a significant part of the surrounding landscape hence the conclusions characteristic to this area are referable to a greater region. Another research objective of our study besides the aforementioned was underpinning that the primer social function in periodically water affected areas is the conservation of wetlands. With this study we try to attract attention to the risks of the frequently occurring surface water and sodden soils in those areas which were altered for economic purposes earlier and where the natural vegetation was previously destroyed. According to our results land-use anomalies concerning water affected areas were not uncommon already in the historical past and they became more frequent in line with the intensifying anthropogenic alteration of landscape. Arable farming is outstanding among various alteration ways, which besides that it causes ecological damages through the ploughing of wetlands and grasslands it is also in the long run irrational because of the risk of inland excess waters. After ground exploitation and filling buildings and water facilities often occur on the periodically water affected areas, while a forestation and the establishment of fruit-plantations have subordinate significance from the view of the alteration of wetlands and they appear only rarely.