

Vízelevezető csatornák biodiverzitás-megőrző szerepe a kiszáradó tájban

Kezelési irányelvekkel természetvédelmi és vízügyi szakemberek számára



Vízelevezető csatornák biodiverzitás-megőrző szerepe a kiszáradó tájban

Kezelési irányelvekkel természetvédelmi és vízügyi szakemberek számára

Írta:
Tölgyesi Csaba

Közreműködtek:
Vinkó Tamás, Bátori Zoltán, Torma Attila, Milos Popovic, Jelena Seat, Gallé Róbert,
Gallé-Szpisjak Nikolett, Csorba Tünde, Nagy Anna Viola, Németh Csaba

Szeged, 2019.



Amióta emberek csoportjai földműveléssel kezdték el előállítani az ételmezéshez szükséges javakat, a vízhez egyszerre az ellenség és a nélkülözhetetlen forrás kettős szerepe társult. A termények megfelelő növekedése számára elengedhetetlen bizonyos mennyiségű nedvesség jelenléte, azonban a magas talajvízszint vagy a belvizek a növények túlélését veszélyeztetik, és a mezőgazdasági munkálatokat gátolják. Vízvezető és öntöző csatornák kiépítésével már az ókortól kezdve próbáltuk úgy kormányozni a vizet, hogy az mindig kedvező mennyiségben álljon rendelkezésre.

A mezőgazdasági célú vízkormányzásnak azonban megvannak a hátulütői. Számtalan vizes élőhely esett áldozatul a mértéktelen lecsapolásnak az egész bolygón, és ezzel nemcsak az ott élő állat- és növényfajok populációi pusztultak el, vagy kényszerültek elvándorlásra, de alapvető ökoszisztéma szolgáltatások is károsodtak. Ilyen a vízbázis természetes megtisztulása, illetve a lokális és globális klímavédelem. Amíg egy pangó vizes élőhely érintetlen, nettó szénmegkötőként működik, azaz talajában vagy aljzatában lebomlatlan növényi anyagok formájában szén köt meg. A vízvezetés mértékének függvényében e funkció könnyen sérül, és az egykori vizes élőhelyek kiszáradó talaja lassú vagy gyors égéssel szén-dioxidot juttat vissza a légtérbe, azaz nettó kibocsátóvá válik. E folyamatra jó példa a századforduló éveiben megbukott „Mega Rice Project”, melynek során sok százezer hektár lecsapolt trópusi lapterület gyulladt be Indonéziában. A keletkezett mérges gázok és füstfelhők számos ember halálához vezettek, és mérhetően megnövelték a bolygó légkörének szén-dioxid tartalmát. De nem kell ilyen távolra menni hasonló esetekért, hiszen ugyan ez egy jó évszázaddal korábban lejátszódott több hazai láp esetén is, mint pl. a korábban Balaton méretű Ecsedi-láp területén, melynek már hűlt helyét sem találni (1. ábra).

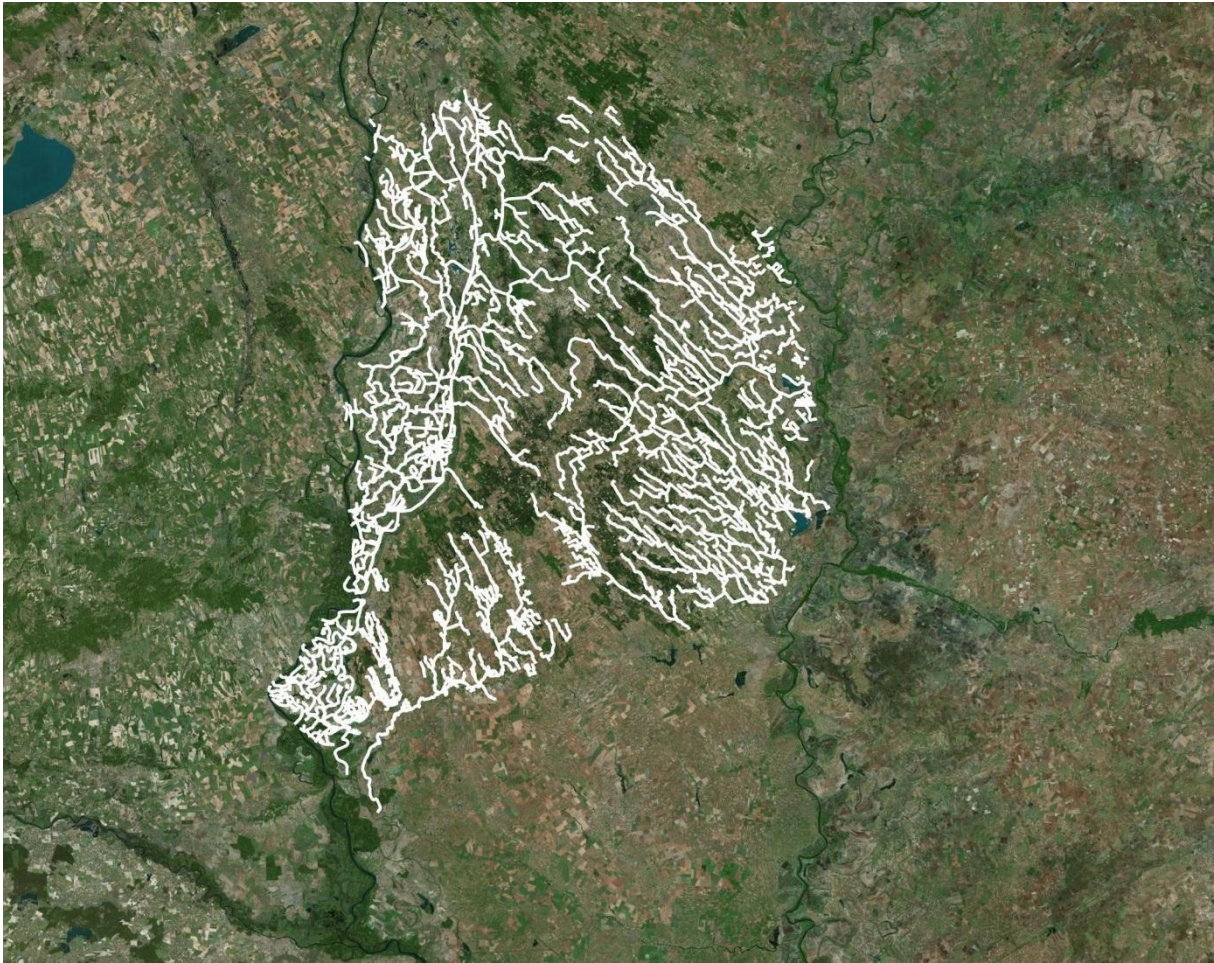


1. ábra: Az Ecsedi-láp egykori kiterjedése és a mára lecsapolt, szántóföldekből álló északi medre.

Kiterjedt lecsapolások a Kiskunságot is érintették. A beavatkozások origóját a Duna-völgyi főcsatorna megépítése jelentette a 20. század első felében, melyet számos további kisebb csatorna követett. A Kiskunság középső sávjában húzódó homokhátság gerince vízválasztóként funkcionált, a nyugati felének vizeit a Dunába, míg keleti felének vizeit a Tiszába vezették. A beavatkozások nyomán nyílt vizű tavak és összefüggő növényzettel borított vizes élőhelyek veszítették el vízkészletüket, és alakultak át szárazabb élőhelyekké, vagy vonták be őket mezőgazdasági használatba. A Kiskunság biológiai sokfélesége komoly csorbát szenvedett, és a helyi közösségek számára a halászat, vadászat és pákászat már nem nyújtotta azokat a javakat, mint korábban, veszélybe sodorva megélhetésüket. Jó példa erre a vidrafű (*Menyanthes trifoliata*) esete, melyet a Turjánvidék területén ipari mértékben gyűjtöttek gyógyszeralapanyag gyanánt, de a populációit ez nem fenyegette. A víz elvezetését követő élőhelyvesztést azonban annyira megsínylette, hogy jelenleg egy-két apró állománya maradt csak fenn az intenzív természetvédelmi tevékenységek ellenére is. Nem meglepő tehát, hogy a hazai természetvédelem szemében a vízvezető csatornák vörös posztóként jelennek meg, és a helyi lakosság a Duna-völgy főcsatornát csak Átokcsatorna néven emlegeti.

Egy másik érdekcsoportot és nézőpontot a vízügy képvisel. Már a nagy tiszai és dunai árvizek gátak közé szorításával könnyen értelmezhető, jótékonyként beállított tevékenységeket tudtak felmutatni, mely tradicionálisan kedvezőbb társadalmi elismertséget kölcsönzött a vízügynek, mint a

természetvédelemnek, noha a természetvédelem is az emberi jólétet hivatott szolgálni, de többnyire indirekt módon és a távoli jövőt is figyelembe véve. A vízügy célja a 20. század végéig első sorban a meglévő csatornahálózat tisztán tartása, és újak kiépítése volt, hogy belvizes időszakban azonnal a gazdálkodók számára kedvező szintre lehessen csökkenteni a vízállapotot. Erre jelenleg 4723 km hivatalosan számon tartott csatorna áll a rendelkezésükre a Kiskunság magyarországi oldalán (2. ábra), de további sok száz kilométer csatornával találkozhatunk a területtel biogeográfiai egységet alkotó Észak-Vajdaságban is. E csatornák célja a korábbiakban leírtaknak megfelelően az volt, hogy lehetővé tegyék a stabil mezőgazdasági tevékenységet ott is, ahol az a csatornák nélkül bizonytalan lenne.



2. ábra: A Kiskunság magyarországi oldalán nyilvántartott vízvezető csatornák teljes, 4723 km-es hálózata.

A természeti környezetben azonban a mérnöki megközelítésű beavatkozások hosszabb távon gyakrabban hibásak, mint nem. Ez mondható el a csatornahálózatról is. A csatornák vízvezető hatása következtében lokálisan ugyan javulhattak a viszonyok a mezőgazdaság számára, de a talaj alatti vízmozgásoknak köszönhetően távolabb, a magasabban fekvő térszíneken vízhiány keletkezett. Az igazi problémát végül az jelentette, hogy több olyan környezeti változás állt be a 20. század második fele során, melyek szinergista módon, azaz a csatornák hatását erősítve, regionális vízhiányt eredményeztek. E változások között említhetjük meg a klímaváltozást, mely magában foglalja az egyre hosszabb forró és aszályos periódusokat, illetve a csapadék éves eloszlásának kedvezőtlen alakulását. Több kutató fontosnak tartja emellett a mértéktelen homokfásítást. A természetes erdős sztyepp növényzetnél jóval nagyobb párolgató képességű zárt erdőket alakítottak ki a homokhátság kiterjedt területein, jelentősen csökkentve ezzel a talajvíz utántöltődését. A kommunális és mezőgazdaság vízhasználat, illetve a vízzáró rétegek különféle okokból bekövetkező

sérülései csak tovább tetézték a problémát, melynek végeredménye, hogy a Duna-Tisza között átlagosan 2-4 métert csökkent a talajvíz a korábbiakhoz képest, de egyes magasan fekvő homokterületeken ez akár a 7 métert is elérte. Talajvíztől függő tavak sokasága tűnt el a Duna-Tisza közéről, így pl. a Fülöpháza közelében fekvő Kondor-tó, Szívós-szék és Szappan-szék, a Jakabszállás melletti Ludas-tó, vagy az Ágasegyházával szomszédos egykori Rét-tó. Az ENSZ Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Szervezete (FAO) a Kiskunság homokhátsági részét a súlyos kiszáradás következtében félsivatagos zónának minősítette.

A Duna-Tisza köze súlyos vízhiánya a mezőgazdasági termelékenységben is éreztette hatását, így óhatatlanul közeledett a vízügy és a természetvédelem szemlélete a vízkérdésben, és a 21. század elejétől kezdve a természetvédelem szava sem maradt pusztába kiáltott szó. Azon túl, hogy zsilipekkel, tiltásokkal itt-ott sikerült némi vizet visszatartani, megkezdődött néhány csatorna visszatemetése is (3-4. ábra). Ezek egyelőre védett természeti területeken áthaladó csatornák esetén történtek, ahol a természetvédelem érdekérvényesítő képessége nagyobb.



3. ábra: Betemetett csatorna az apaji szikeseken. A mederprofil elegyengetésének fő motivációja a korábbi sík pusztai látkép visszaalakítása volt.



4. ábra: A Fülöpszállás határában lévő Kelemen-szék lecsapolására épített csatorna betemetett helye. A csatorna édesvízzel hígította a szikes tavat, mely kedvezőtlenül befolyásolta annak kémiai tulajdonságait és unikális élővilágát.

Védett területeken kívül azonban még napjainkban, 2019-ben is számos helyen látunk végtelékig kimélyített, kikutort, vagy éppen újonnan létesített vízvezető csatornákat (5-6. ábra). A csatornakérdés tehát regionális szinten nincs megoldva; a két, érintett szervezeti fél között nincs egyetértés a vízvezetés jövőjét illetően. Igény azonban lenne rá, hiszen a globális, regionális és lokális környezeti változások hatását egyre erősebben érezzük, és szerencsére a társadalom egyre szélesebb rétegei mutatnak érdeklődést a problémák iránt.



5. ábra: Indokolatlanul kimélyített főcsatorna Bodoglár térségében. A vízügyi hatóság hozzáállása a mezőgazdaság és erdészet számára is elengedhetetlen vízbázis károsítását eredményezi.



6. ábra: Újonnan kialakított csatorna Kunpeszér térségében, mely a térség talajvízkészleteit súlyosan veszélyezteti.

Lévén több mint 5000 km csatorna szeli keresztül-kasul a régiót, a hálózat olyan mértékű felszámolása, mely regionálisan módosítaná a vízmozgást, irreálisnak tűnik, és mivel jelenleg a tényleges vízelvezetés a szárazodásnak csak az egyik oka, még teljes betemetés esetén sem kaphatjuk vissza a korábbi vízviszonyokat. Gondoljunk csak a homokhátság számtalan, évtizedek óta száraz csatornájára! Mindezt figyelembe véve, a csatornákkal még biztosan sokáig együtt kell élnünk, de így viszont felmerül a kérdés, hogy lehet-e valami hasznot húzni a jelenlétükből?

Általános megfigyelés, hogy számos, nagy vízigényű állat- és növényfaj másodlagos élőhelyként menedéket találhat a csatornákból. De vajon milyen minőségű másodlagos élőhelyet képesek nyújtani az őshonos fajok számára? Mely csatornatípusok képesek a leginkább másodlagos menedékhelyként funkcionálni, azaz tudunk-e rangsorolni a csatornák között természetvédelmi szempontból? Továbbá vajon aktív beavatkozásokkal tudjuk-e növelni másodlagos élőhelyi minőségüket? És egyáltalán érdemes-e mindezzel foglalkozni?

E kérdések és bizonytalanságok megválaszolását objektív, bizonyítékokon alapuló módszerekkel kívántuk megválaszolni szerb-magyar együttműködésen alapuló, határon átnyúló projektünk során.

Módszerek

Mintaterületek

Összesen 81 db, 200 méter hosszú csatornaszakaszt jelöltünk ki biotikai adatgyűjtés céljából a Kiskunság magyarországi oldalán és Észak-Vajdaságban. A szakaszokat három tulajdonságuk alapján osztályoztuk: (1) élőhelytípus, (2) táji környezet és (3) méret.

Élőhely szempontjából három típus között oszlottak meg a csatornák: száraz homoki, lápi/mocsári (turján) és sziki élőhelyek, mellyel le is fedtük a Duna-Tisza köze legfőbb fátlan élőhelytípusait. Ártéri élőhelyekkel külön nem foglalkoztunk. Táji környezet szerint vizsgáltunk agrártájban (7. ábra) és természetközeli élőhelyen, elsősorban gyepterületen áthaladó csatornákat (8. ábra). Agrárkörnyezet esetén a megelőző, mára átalakított élőhelyet a talaj tulajdonságai alapján határoztuk meg. A csatornákat méretük szerint két kategóriára osztottuk: kis csatornáknak

tekintettük az 1 méternél sekélyebb medermélységű csatornákat (9. ábra), míg nagy csatornának az ennél mélyebb, és így nagyobb nedvesség gradienst átfogó csatornákat vettük (10. ábra). Kerültük azonban a legnagyobb, regionális csatornákat, melyek partjának és medrének kezelése rendszeresebben történik, és vízügyi jelentőségük miatt valószínűtlen, hogy finomléptékű természetvédelmi célok a közeljövőben érvényesülhessenek rajtuk. Végeredményben a három tulajdonság három, kettő és kettő kategóriájából 12 kategóriakombináció kialakítása volt lehetséges, melyek mindegyikére 5-7 ismétlésünk volt.

A csatornák kiválogatásánál fontos szempont volt, hogy az adott kategóriakombináció a teljes szakaszon maradéktalanul teljesüljön, azaz minden tulajdonság szempontjából végig homogén legyen a csatornaszakasz. A szakaszokat úgy válogattuk ki, hogy ne legyen magas a fás szárú fajok borítása a parton és a közvetlen közelükben, mivel akkor a fás szárúak hatása felülírhatja a csatornai viszonyok hatásának jelentőségét. Kis mennyiségű cserje azonban jellemző a csatornák mentén, így teljes fátlanságra vagy cserjementességre nem törekedtünk. Továbbá csak olyan csatornákat vizsgáltunk, melyekben medertisztítás nem történt az elmúlt 10 évben.

A gyepi csatornaszakaszokkal párhuzamosan, attól 50-100 méterre 5 m × 200 m-es referencia transzektet is kijelöltünk, és ezeken is elvégeztük a biotikai adatgyűjtéseket a csatornákéval azonos protokollt követve.



7. ábra: Agrártájban húzódó csatorna Tázlár külterületén. A mezőgazdasági célra hasznosított tájban élénkzöld sávot jelent e többnyire nyílt víztől mentes, de üde növényzetű csatorna. E szakaszban előfordul a védett kishéscsúsz (Cirsium brachycephalum) és mocsári kosbor (Anacamptis laxiflora).



8. ábra: Természetközeli, gyepes élőhelyet átszelő csatorna Miklapusztán. A környező szárazabb gyepben élénkzöld állományt alkot csatornában tenyésző zsióka (*Bolboschoenus maritimus*) és fehér tippán (*Agrostis stolonifera*).



9. ábra: Nyílt és félig zárt homoki gyepekkel övezett, 80 cm-es maximális medermélységű kis csatorna Ágasegyháza közelében. A csekély domborzati különbség elegendő, hogy élőhelyül szolgáljon egy serevényfüzes buckaközi lápot idéző másodlagos növényközösségnek.



10. ábra: Nagy méretű csatorna az észak-vajdasági Velebit község határában.

Biotikai adatgyűjtés és értékelés

A csatornák által biztosított másodlagos élőhelyek általános értékeléséhez az életközösségek több trófikus szintjét is figyelembe vettük, így az elsődleges termelőket (növények), elsődleges fogyasztókat (növényevő ízeltlábúak: poloskák), beleértve a pollinátorokat is (nappali lepkék), másodlagos fogyasztókat (pókok), továbbá a madarakat, mint nagyobb testméretű, gerinces állatcsoportot. Kételtűeket és halakat nem vizsgáltunk, mivel a beválogatott csatornák többsége nem tartalmaz állandóan vizet, így az esetlegesen gyűjtött adatok inkább csak az adott év, illetve az adatgyűjtési időpont vízviszonyainak hatását tükrözik, és nem a csatornák elemzésre szánt tulajdonságait.

Növények: Minden kijelölt 200 m-es csatornaszakasz mentén feljegyeztük az előforduló összes edényes növényfajt az alámerült hínárok kivételével. A kis léptékű együttélések vizsgálata céljából szakaszonként 8 db 1 m × 1 m-es cönológiai felvételt készítettünk, melyből négy a partfalon készült, 4 pedig a meder közepén, vagy jelentős vízborítás esetén a partvonalnál. A teljes szakaszon felmértük az inváziós és veszélyeztetett (jogilag védett vagy nem védett, de vörös listás fajok) fajokat. Ezek mértékegységeként a csatornaszakasz partoldalainak adott fajokkal érintett hosszát vettük méterben. A két partoldalt külön mértük fel, azaz a maximális érintettség 400 m lehetett. A referencia transzektet azonos protokoll szerint mértük fel.

Az értékeléshez elsőként a mintavételi egységekben előforduló fajok számát használtuk. Mivel a ruderalis fajok is növelik a fajszámot, de természetvédelmi szempontból lényegtelen vagy akár kedvezőtlen a jelenlétük, ezeket a fajokat kihagytuk, és csak a természetes viszonyokat jelző fajokat hagytuk meg. Mivel a különböző élőhelytípusokon természetes körülmények között eltérő fajszám várható (pl. a szikesek stresszelt élőhelyekként mindig fajszegényebbek, mint a mocsár- és láprétek), élőhelyi referenciaátlagokhoz viszonyítottuk a kapott fajszámokat. Ez számszerűleg annyit jelentett, hogy az egyes élőhelyek referencia transzektjei esetén kapott fajszámok átlagát kivontuk az adott élőhelyhez tartozó csatorna fajszámadataiból, és a kapott a fajszám-többlet értéket (negatív érték esetén fajszámhiányt) a referenciafajszám százalékában adtuk meg, azaz elosztottuk a referencia fajszámmal, és 100-zal szoroztuk. Így pl. egy 40-es érték esetén a mintavételi egység fajszáma 40%-kal magasabb, mint az adott élőhelyre jellemző referenciaátlag. E származtatott érték jelentősége, hogy így már tehetünk összehasonlításokat élőhelytípusok között is. A fajszám-többletet kiszámítottuk a csatornaszakaszok teljes nem ruderalis fajlistájára, mint nagy léptékű diverzitási

mutatóra, illetve az 1 m × 1 m-es kvadrátok kis léptékű fajszámára is. Előbbire gamma-, utóbbira pedig alfa-diverzitásként fogunk hivatkozni.

Referencia átlaghoz való arányításra nem volt szükség az inváziós érintettség értékelése kapcsán, mert a referencia transektek minden élőhelytípus esetén elhanyagolhatóan kevés inváziós fajt tartalmaztak. Nem végeztünk standardizálást a veszélyeztetett fajok kapcsán sem. Az adatok statisztikai értékeléséhez kevert és általánosított lineáris modelleket használtunk, melyek a szokványos varianciaanalízis modern alternatívái. E módszerekkel pontosan megállapítható, hogy a figyelembe vett magyarázó változóknak (táji környezet, élőhelytípus és csatornaméret) milyen hatása van a fajtöbbletre.

Ízeltlábúak: Poloskák és pókok esetén fűhálózással vettünk mintát, csatornaszakaszonként 5 ponton, pontonként 25 csapást alkalmazva. A mintákat laboratóriumi körülmények között dolgoztuk fel és határoztuk meg. A nappali lepkéket egyeléssel felvételeztük az egyes szakaszok jobb és bal partján végigsétálva. A referencia transekteken hasonló protokollal gyűjtöttünk adatokat. Az ízeltlábú gyűjtést tavasztól őszig több alkalommal ismételtük, hogy az évszaki jellegzetességeket is követni tudjuk.

A növényekhez hasonlóan az ízeltlábúak esetén is referenciaátlagokhoz viszonyított százalékos fajtöbbleteket számítottunk, és ezeket elemeztük tovább kevert lineáris modellekké, hogy a három magyarázó változó hatását teszteljük.

Madarak: Minden csatornaszakasz mentén két alkalommal, májusban és júniusban írtuk össze az ott előforduló madarakat reggel 5 és délelőtt 10 óra között. Csak azokat a madarakat jegyeztük fel, melyek a csatorna medrében, partján, nádszegélyében vagy a csatorna partján elhelyezkedő fás szárú növényeken tartózkodtak, azaz valamely élettevékenységük során a csatornaszakaszokat használták. A csatorna felett átrepülő egyedeket nem vettük figyelembe.

Referencia transekteket nem mértünk fel a madarak élőhelyhasználatának tértírázása miatt, és így nem számoltunk élőhelyspecifikus referenciaátlagokat sem. A madarak esetén a három alapvető csatornaparaméter (táji környezet, élőhelytípus és méret) mellett figyelembe vettük a csatornák fás szárúakkal és nádszegéllyel érintett szakaszának kumulatív hosszát is.

A statisztikai számítások paramétereit a jelen kiadványból mellőztük, azonban az érdeklődő olvasók a Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszékének weboldalán R környezetben írt eredmények formájában megtekinthetik azokat: <http://expbio.bio.u-szeged.hu/ecology/test%20results.txt>

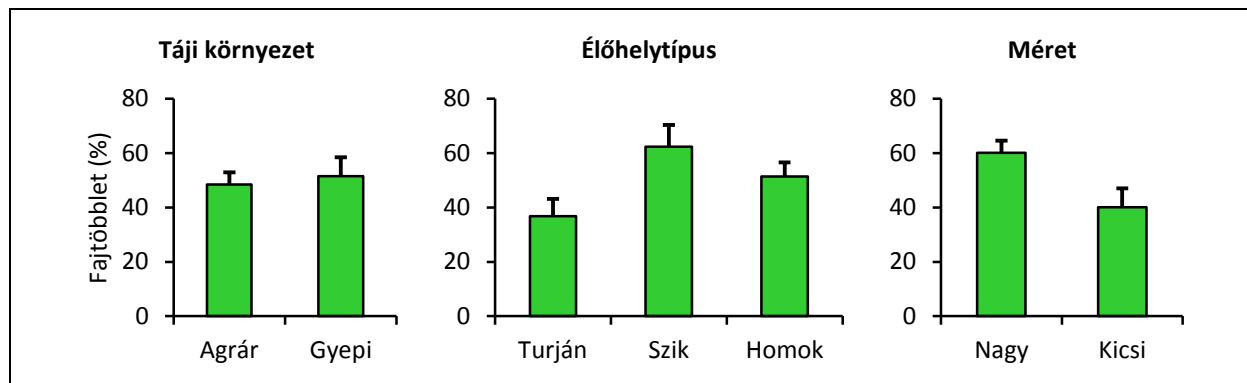
Eredmények

Növények

A felmért csatornaszakaszokon és referencia transekteken összesen 514 edényes növényfajjal találkoztunk, mely a teljes magyar flóra több mint 20%-a, azaz feltehetően adataink a teljes csatornahálózatra reprezentatívak. E fajok közül 294 fordult elő csatornában és a referenciákon egyaránt, 185-tel csak a csatornában találkoztunk, és 35 olyan faj volt csak, melyeket csak a referenciákon találtunk meg.

Minden csatornatípus esetén azt tapasztaltuk, hogy a 200 m-es szakasz több természetes élőhelyre jellemző növényfajt tartalmaz, mint a referencia transektek (11. ábra). Ez természetesen nem azt jelenti, hogy e fajok egyáltalán nem fordulnak elő a környező gyepeken, de a sűrűségük jóval alacsonyabb, állományaik jobban szét vannak szóródva. A táji környezet érdekes módon nincs hatással a fajtöbbség értékére, azaz fajkoncentráció képességre: Az agrártájakon áthaladó csatornák nem hordoznak tendenciózusan kevesebb fajt, mint a gyepekben futó csatornák. Élőhelytípus szempontjából azonban már van különbség, ugyanis a fajtöbbség a turjánok esetén elmarad a

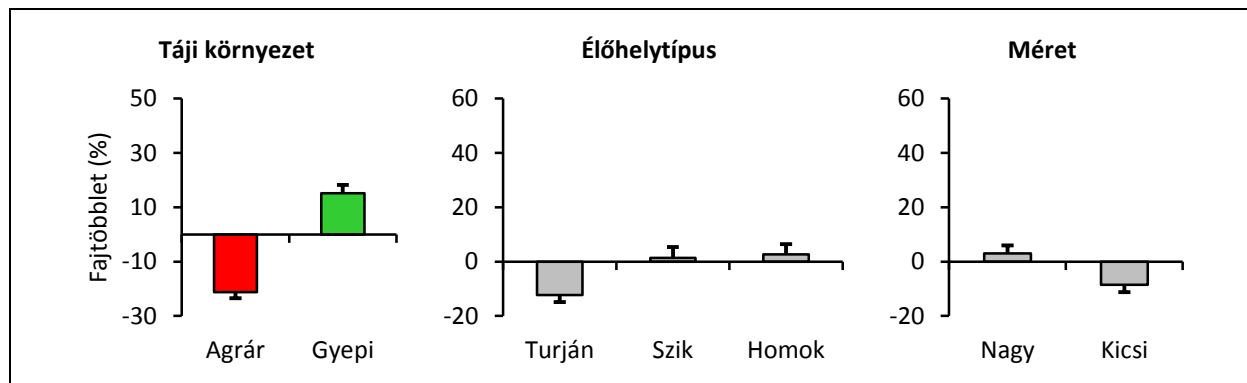
szikiekhez képest. A homoki csatornák fajtöbblete köztes értékű. A csatornák mérete is számít a gamma-diverzitásban: A nagyobb csatornák fajtöbblete magasabb, mint a kisebb csatornáké.



11. ábra: A vizsgált csatornák gamma-diverzitásának referenciagyeppekhez viszonyított többletértéke.

A túlnyomórészt 40 és 60% közötti értékek azt jelentik, hogy a csatornák 200 m-es szakaszai 40-60%-kal több növényfajt tartalmaztak, mint a hasonló alapterületű gyepi referencia transzsektek. A referenciához viszonyított többletet a zöld szín jelzi (lásd a további diagramok esetén is). A hibasávok a standard hiba mértékét jelölik.

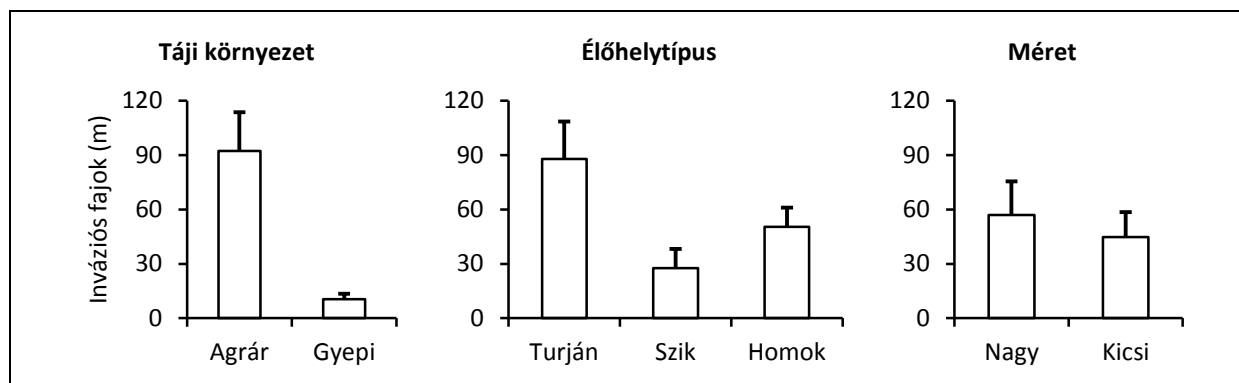
Az alfa-diverzitás, azaz a fajok kis léptékű együttélésének sokfélesége szempontjából a helyzet már nem ilyen kielégítő (12. ábra). A gyepi csatornák esetén enyhe fajtöbbletet tapasztaltunk, de az agrártájak csatornáit már fajhiányt mutattak, ugyanis a kvadrátonkénti fajszám elmaradt az élőhely-specifikus referenciaátlagtól. A másik két tényező, az élőhelytípus és a csatornaméret nem volt hatással a fajszámra. Egyik élőhely és egyik méretkategória esetén sem tért el az alfa-diverzitás a referenciától, és a kategóriák egymástól sem különböztek.



12. ábra: A vizsgált csatornák alfa-diverzitásának referenciagyeppekhez viszonyított többletértéke. A negatív értékek valójában fajhiányt, azaz a referencia transzsektek növényzetéhez képest alacsonyabb kis léptékű fajdiverzitást jelentenek. A referenciaszinttől való tényleges, statisztikailag igazolható eltérést a sötét szürke oszlopok esetén nem kaptunk, a piros oszlop igazolt fajhiányt, míg a zöld oszlop igazolt fajtöbbletet jelent. A hibasávok a standard hiba mértékét jelölik.

Inváziós fajokat sajnálatos módon jelentős mennyiségben találtunk (13. ábra). A legfontosabb fajok, melyeknek látványos terjedési folyosói a csatornák a régióban a selyemkóró (*Asclepias syriaca*), a magas és kanadai aranyvessző (*Solidago gigantea*, *S. canadensis*), a lándzsás őszirózsa (*Aster lanceolatus*) és a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) volt, de kisebb mennyiségben egyéb fajok is előkerültek, mint pl. a fenyércirok (*Sorghum halepense*). Volt olyan vizsgált csatornaszakasz, melynek mindkét partfalának minden méterében találtunk inváziós fajt. A csatornaparaméterek közül nagy szerepe volt a táji környezetnek, az agrárcsatornáknál lényegesen gyakoribbak voltak. A három élőhelytípus közül a sziki csatornák voltak a legérintetlenebbek, míg a turjáni és homoki csatornáknál

általánosan nagyobb volt az inváziós fajok mennyisége. A csatornák mérete ismét számított, a nagyobb csatornában nagyobb volt az inváziós fajok mennyisége, mint a kicsiben.



13. ábra: Inváziós fajok tömegessége a vizsgált csatornatípusokban. Itt nem viszonyítottunk referenciaátlaghoz, így színezést sem alkalmaztunk az attól való eltérés szemléltetésére. A hibásávok a standard hiba mértékét jelölik.

Védett és egyéb veszélyeztetett fajokban bővelkedtek a vizsgált csatornaszakaszaink (14-16. ábra), azonban azok nagyon változatos elrendeződése miatt, nem volt lehetséges statisztikai eljárással igazolni, hogy a vizsgált csatorna paraméterek közül hat e valamelyik a mennyiségükre. Az 1. táblázatban soroltuk fel, hogy mely védett fajokkal talákoztunk, és ezek hány agrár, illetve gyepi csatornából kerültek elő. Feltüntettünk továbbá néhány nem védett, de a Duna-Tisza közén veszélyeztetettnek számító fajt is.

1. táblázat: A vizsgált csatornaszakaszok veszélyeztetett fajai, és azon agrár és gyepi csatornák száma, melyekben előkerültek. A jogi védelmet jelenleg nem élvező, de regionálisan megritkult fajokat csillaggal jelöltük.

Magyar név	Latin név	Agrár	Gyepi
Konkoly	<i>Agrostemma githago</i>	2	
Érdes csüdfű	<i>Astragalus asper</i>	3	1
Gyíkphár	<i>Blackstonia acuminata</i>	1	
Dárdás nádtippán*	<i>Calamagrostis canescens</i>		1
Villás sás	<i>Carex pseudocyperus</i>		1
Homoki imola	<i>Centaurea arenaria</i>		1
Budai imola	<i>Centaurea sadleriana</i>	9	12
Kisfészkes aszat	<i>Cirsium brachycephalum</i>	3	7
Télisás*	<i>Cladium mariscus</i>		2
Hússzínű ujjaskosbor	<i>Dactylorrhiza incarnata</i>	1	
Buglyos szegfű	<i>Dianthus superbus</i>		1
Mocsári nőszőfű	<i>Epipactis palustris</i>	2	
Szibériai nőszirm	<i>Iris sibirica</i>		1
Fátyolos nőszirm	<i>Iris spuria</i>		1
Mocsári lednek	<i>Lathyrus palustris</i>		1
Poloskaszagú kosbor	<i>Orchis coriophora</i>		1
Agárkosbor	<i>Orchis morio</i>		1
Mocsári kosbor	<i>Orchis palustris</i>	2	5
Nyúlánk sárma	<i>Ornithogalum brevistylum</i>	1	1
Nádi boglárka	<i>Ranunculus lingua</i>		2
Kormos csáté	<i>Schoenus nigricans</i>	1	5
Mocsári aggófű	<i>Senecio palludosus</i>		1
Homoki árvalányhaj	<i>Stipa borysthena</i>	2	6



14. ábra: A kiskunsági csatornák legelterjedtebb védett növényfaja a budai imola (*Centaurea scabiosa* subsp. *sadleriana*). Főleg a csatornapartok felső, szárazabb zónáit részesíti előnyben, de folyamatosan vízmentes homoki csatornák medrében is előszeretettel tenyészik.



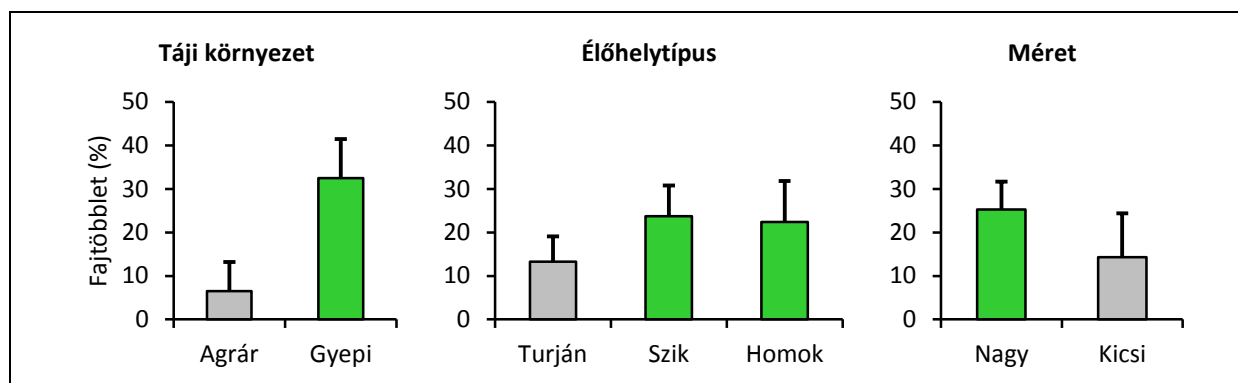
15. ábra: A védett mocsári nőszőfű az üdebb csatornákban, akár agrárkörnyezetben is előfordulhat. Különösen kedveli a csatornákban meghagyott fűzfabokrok szegélyét. A képen látható példány Kunbaracs mellett egy rozsföldekkal és akácültetvényekkel körülvett csatorna lápi viszonyokat idéző medrében virított.



16. ábra: Szibériai nőszirom (Iris sibirica) egy Ágasegyháza határában húzódó, lápi jellegű csatorna partján.

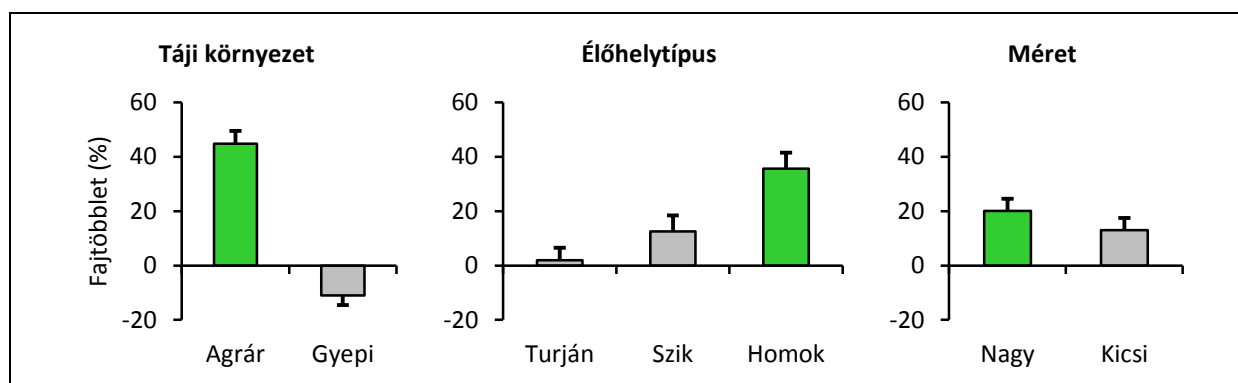
Ízeltlábúak

A csatornák növényzetének fajgazdagsága, és környezeti inhomogenitása magával vonta a tápláléklánc magasabb szintjeit elfoglaló élőlénycsoportok kiemelkedő fajgazdagságát is. A virágos növényekhez kötődő, pollinátor funkciót betöltő nappali lepkék 53 fajjal képviselték magukat a vizsgált csatornaszakaszokban. Az agrárcsatornák a referenciagyeppekhez hasonló fajgazdagsággal bírtak, azonban a gyepi csatornák fölülmúlták az őket körülvevő gyepek fajszámát. Különösen igaz volt ez a nyári periódusban. Feltehetően ekkor a nedvesebb mikroklíma, és kedvezőbb virágdenzitás vonzotta be őket. Lápi élőhelyeken a csatornák a gyepekhez hasonló fajszámmal bírtak, mely tökéletes összhangban van a növényteni eredményekkel. A sziki és homoki csatornák esetén a csatornák fajtöbbletét sikerült igazolni. A nagy csatornák fajgazdagsága felülmúlta a referenciáét, de a kis csatornák fajszámától való eltérést a statisztika nem igazolta (17. ábra).



17. ábra: A vizsgált csatornatípusok nappali lepke fajszámának referenciagyeppekhez viszonyított többletértéke. A referenciaszinthez viszonyított tényleges, statisztikailag igazolható fajtöbbletet a zöld színezés jelzi, míg a szürke oszlopok esetén a statisztika nem igazolta a szisztematikus többletet. A hibásávok a standard hiba mértékét jelölik.

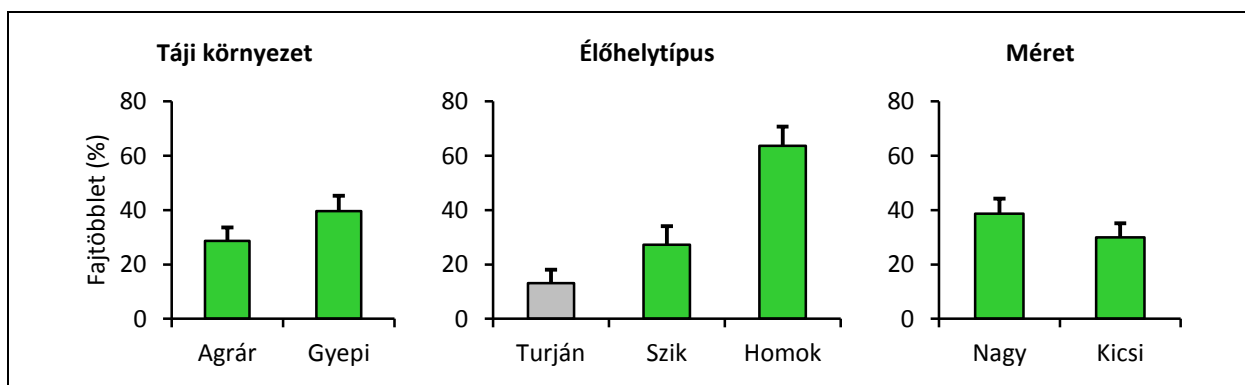
A poloskák, melyek az egyik legdiverzebb növényevő ízeltlábú csoportot képviselik, a nappali lepkéktől némileg eltérő fajgazdagsági viszonyokat mutattak (18. ábra). A fajszám a poloskák esetén a gyepi csatornában nem tért el szignifikánsan a referenciaszinttől, azonban az agrárcsatornák komoly fajtöbbletet mutattak, amit leginkább a gyomfajokhoz kötődő fajok csoportja okozott. A lápi csatornák esetén a többlet e fajcsoportnál sem adódott, azonban homokon igen. A csatornaméret nem adódott meghatározó tényezőnek a poloskafauna fajgazdagságára. A tavasztól őszi tartó periódusban a poloskák esetén is a nyárközépi, legszárazabb időszakban volt a legerősebb a fajkoncentráló hatás; ekkor jóval több faj használta a csatornákat, mint a hűvösebb és nedvesebb tavaszi és őszi időszakokban.



18. ábra: A vizsgált csatornatípusok poloskafajszámának referenciagyeppekhez viszonyított többletértéke. A referenciaszinthez viszonyított tényleges, statisztikailag igazolható fajtöbbletet a

zöld színezés jelzi, míg a szürke oszlopok esetén a statisztika nem igazolta a szisztematikus többletet. A hibasávok a standard hiba mértékét jelölik.

A táplálékláncban a növényi táplálékot fogyasztó két eddigi rovarcsoport, a lepkék és poloskák felett helyezkednek el a pókok. Ragadozó szervezetek révén kiválóan indikálják az élőhelyek minőségét, ennek megfelelően számos szignifikáns hatást tapasztaltunk az elemzéseink során (19. ábra). Összesen 126 fajjal találkoztunk a legkülönbözőbb életmódú fajokból. A csatornában minden élőhelyen nagyobb fajgazdagság uralkodott, mint a referenciagyepeken, és a legdiverzebb pókközösséget a homoki élőhelyek csatornáiban találtuk. Az agrárélőhelyek és gyepek csatornáiban is magasabb volt a fajdiverzitás, mint a referenciákon, és a növények gamma-diverzitásához hasonlóan az agrár- és gyepi csatornák egymástól nem különböztek. A csatornák méretének nincs jelentősége, a kis és nagy csatornák hasonló fajgazdagságúak; a referenciáknál mindkét kategória fajgazdagabb. Hasonlóan az elsődleges fogyasztókhoz, a nyárközépi időszak mutatta a legnagyobb fajtöbbletet a csatornában.



19. ábra: A vizsgált csatornatípusok pókfajszámának referenciagyeppekhez viszonyított többletértéke. A referenciaszinthez viszonyított tényleges, statisztikailag igazolható fajtöbbletet a zöld színezés jelzi, míg a szürke oszlopok esetén a statisztika nem igazolta a szisztematikus többletet. A hibasávok a standard hiba mértékét jelölik.

Az ízeltlábúak csatornáiban tapasztalt kiemelkedő fajgazdagságát több tényező is magyarázza. Agrártájokban a csatornák telelőterületként funkcionálnak, mivel a szántás következtében magán a művelés alatt álló területen nem biztosított a háborítatlan áttelelés (20. ábra). A szántók az aktív periódus alatt is csak korlátozott ideig nyújtanak megfelelő mennyiségű táplálékot a számukra, míg a csatornák heterogén növényzete folyamatos táplálékkínálatot biztosít a pollinátoroknak és herbivor ízeltlábúaknak, s ez által a ragadozó fajcsoportok, pl. a pókok igényeit is kielégítik e másodlagos élőhelysávok. Gyepi csatornák esetén szintén fontos lehet a telelésre való alkalmasság, mivel számos faj keres menedéket elszáradt növények szárában, melyből az élőhelykezelés alacsonyabb intenzitása miatt (kaszálás nem jellemző és a legeltetés is ritkább) nagyobb bőség van a csatornában (21. ábra). Ezen felül a száraz periódusokban kínált kedvezőbb mikroklimatikus viszonyok is minden bizonnyal szerepet játszanak, ahogyan arra a júliusi fajtöbbletek rámutattak.



20. ábra: Koratavasszal szántott, enyhén szikes agrártájban húzódó csatorna Kerekegyháza mellett. A művelt terület alkalmatlan az ízeltlábúak többségének áttelelésére, azonban a csatornák érintetlen, növényzettel borított felszíne kiválóan alkalmas erre a célra.



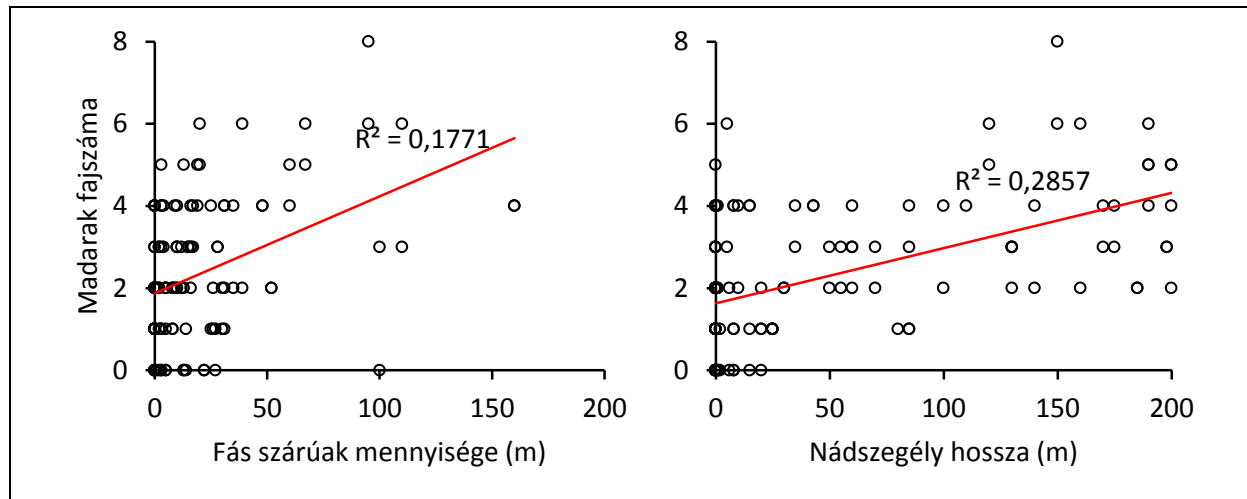
21. ábra: Láprétet átszelő csatorna partja Ágasegyháza közelében. A gyepeket minden évben, a nyár második felében kaszálják, és noha hagyássávokat hagynak fenn, a gyepen alapvetően kevés lábon elszáradt lágyszárú növény marad téltre, így a bennük telelő ízeltlábúaknak kedvező a csatornák jelenléte. A képen látható csatornaparton még az előző éves elszáradt hajtások is jól látszanak, melyekben a tél folyamán számos ízeltlábú telelhetett át.

Madarak

Összesen 38 madárfaj közel ezer egyedét figyeltünk meg a felmérések során a 200 m-es csatornaszakaszokban. A csatornák legelterjedtebb fajai a cigánycsuk (*Saxicola torquata*) és az énekes nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobenus*) voltak. A csatornák közel felében megtalálhatóak voltak, és mindkét faj közel kétszáz példányát figyeltük meg. Igen elterjedt volt még a tövisszúró

gébics (*Lanius collurio*), a sárga billegető (*Motacilla flava*) és a sordély (*Emberiza calandra*) is. E gyakori fajok előszeretettel használják költésre is a csatornák menti talajt vagy növényzetet.

Az elemzések eltérően a többi taxontól nem igazolták egyetlen főbb csatornaparaméter befolyásoló hatását sem a fajgazdagságra, azaz nem tapasztaltunk különbséget az agrár- és gyepi csatornák között, nem volt különbség a három vizsgált élőhely között, és a kis csatornákat is ugyan olyan előszeretettel használták a madarak, mint a nagyobbakat. A csatornák menti fás szárú növények sűrűsége és a nádszegély hossza viszont pozitív hatást fejtett ki a fajszámra (22. ábra). Mindkét növényzeti elem jó kiülő és költőhelyet biztosít számos fajnak, így e hatás jól magyarázható.



22. ábra: A 200 méteres csatornaszakaszokban észlelt madarak számát statisztikailag igazoltan befolyásoló két változó, a fás szárú növények és a nádszegély összesített mennyisége és a fajszám közötti összefüggések. A piros vonal a lineáris trendvonal, az R^2 -érték azt mutatja, hogy az adatok variabilitásának hányad részét magyarázzák a változók. A fennmaradó változatosság random tényezők és egyéb, nem vizsgált táji és lokális faktorok okozzák.

Összefoglalás és kezelési javaslatok

A kiskunsági csatornák élővilágának tudományos igényű értékelése rámutatott, hogy komoly fajkoncentráló hatásuk van a fragmentált, kiszáradó tájban, így komoly természetvédelmi értéket képviselnek, és érdemes rájuk odafigyelni.

Fontos belátni, hogy komoly értéket képviselnek a védett területeken kívüli, agrártájakon át húzódó csatornák is. Igen magas számban találtak bennük másodlagos otthonra az őshonos flóra és fauna tagjai, azonban jelentős inváziós terheltségük problémát jelenthet. Élőhelyi szempontból a lárvidékek (turjánok) csatornái adják hozzá a legkevesebbet a környező területek fajkészletéhez, míg a szikeseken át húzódó csatornák a legtöbbet. Felmerülhet a kérdés, hogy szükség van-e szikes tájakon belül olyan, alapvetően nem halofil élőlényekre, melyek a megmaradt szikes élőhelyeken kevésbé jellemzőek. Pár évszázadot visszatekintve, láthatjuk, hogy szikeseken e fajok a magasabb térszínek kevésbé sós és kötött talajú foltjaiban mind megtalálhatók voltak, azonban ezek nagy része még a védett területeken belül is a szántóföldi gazdálkodás áldozatául estek. Táji léptékben tehát a csatornák szerepe e fajok megőrzésében is fontos. A homoki csatornák többnyire köztes mértékű fajtöbbletet biztosítanak, azonban pár pozitív tulajdonságuk miatt a sziki csatornához hasonló értékük van. Növényzetüket tekintve például a legváltozatosabb fajcsoportoknak adhatnak otthont (23. ábra), és ráadásul a többség szinte egész évben száraz, így vízlevezető hatásuk kisebb, mint a másik két élőhely csatornáié. A homoki csatornában a buckaközi serevényfűzes láprétek egész kiskunságban pusztuló növényzete sok helyen másodlagosan megjelent, és kedvező fajkészletű, vitális állományokat alakított ki. Érdekes módon a harmadik vizsgált csatornaparaméter, a méret alig használható a csatornatípusok közötti rangsor felállításában. A kis csatornák ugyan egy-egy taxon

esetén alacsonyabb fajtöbbséget mutattak, de inváziós fertőzöttségük is alacsonyabb, mint a nagyobb csatornáknak.



23. ábra: Homoki gyepi élőhelyen át húzott csatorna, melyben számos különféle nedvességi igényű növényközösségek megtalálható. A csatorna medrét zombéksásos állomány tölti ki, egy zónával feljebb a védett kormos csáté (*Schoenus nigricans*) alkot állományt, míg a szárazabb partfalban virággazdag homoki sztyeppréti növényzet található.

A pozitív eredmények ellenére azonban a vízelvezető csatornák jelen formájukban még koránt sem szövetségeseink a természet megőrzésében. A potenciál azonban egyértelműen megvan bennük. Annak érdekében, hogy ezt realizáljuk, két féle beavatkozásra van szükség: 1) a vízelvezető hatás mérséklése/megszüntetésére és 2) az ökológiai folyosó funkció erősítésére, ahol ez szükséges.

Vízelvezető hatás mérséklése: A problémára megoldás lehet a csatornák betemetése, azonban ezzel a bennük menedékre lelt élőlényeket is elpusztítjuk, és így esetleg táji léptékű kihalásukat okozzuk, noha a beavatkozás természetvédelmi célú lett volna. Ilyen jellegű beavatkozások történtek a régióban, így pl. a Kelő-ér bugacpusztai szakaszán vagy az apaji szikeseken. Extrém esetekben szükség lehet e beavatkozásokra, azonban be kell látni, e drasztikus beavatkozások pusztán a tájképi jelleg visszaállítása céljából nem indokoltak, jelen viszonyok mellett a táj természeti értékének csökkenését vonják maguk után. A csatornák betemetése csak legvégső megoldásként merülhet fel.

A vízelvezetés mérséklését a mederprofil részleges megtartásával érdemes végezni. Ez megoldható zsilipek és tiltások nagyobb sűrűségű kihelyezésével, de legmegfelelőbb megoldásként javasoljuk a rekonstrukciós célból reflektorfénybe került csatornák leszakaszolását, azaz néhány kilométerenként vagy akár még sűrűbben egy minimum 5 méteres szakasz eltömését (24. ábra). E földtorlaszok töredékére csökkentik a csatorna vízelvezető képességét, de a medrükben élő fajok nem vesznek el életterületet, nem tűnnek el a tájból. E megoldást kompromisszumos jellege miatt jóval szélesebb körben lehetne alkalmazni, mint a teljes betemetést. Extrém vizes években, amikor a víz anyagi károkat okozhat, e szakaszokat a hatóságok erőgépekkel megnyithatják, azonban illegális megnyitásokra, mely a zsilipek esetén többször előfordult a régióban, kisebb az esély. A megnyitással járó többletköltség problémát jelenthet, azonban a csatornák betemetését megcélzó projektek csillagászati költségvetését a mérleg másik oldalára rakva már nem irreális ez az alternatíva.



24. ábra: Földgáttal leszakasztott csatorna. A vízvezető képesség jelentősen mérsékelhető a beavatkozással, de a mederprofil nagyrészt intakt marad, így csatornaparton és mederben élő növény- és állatközösségek, és a csatornák táji léptékű biodiverzitás-koncentráló képessége alig sérül. E rekonstrukciós jellegű beavatkozást tartjuk a leginkább követendőnek a Kiskunságban.

Ökológiai folyosó szerep fokozása: A csatornák vízvezető képességének mérséklése mellett azok ökológiai folyosóként betöltött szerepének növelése is fontos feladat lenne, különösen agrártájakon át húzódó csatornák esetén. Itt az őshonos flóra és fauna túlélését és terjedését az inváziós fajok jelenléte és a gyakoribb zavarás gátolja. A zavarás mérséklésére szélesebb mezsgyét lenne érdemes hagyni (25. ábra), bár a jelenlegi gazdálkodási morál ennek nem kedvez, noha füves mezsgyeként akár agrár-környezetgazdálkodási vállalásnak is megfelelhethetne.



25. ábra: Széles mezsgyével rendelkező agrárcsatorna téli látképe Móriczját közelében. A csatorna medrében menedéket lelő fajok védettebbek a szántóföldet érő zavarásoktól, így a csatorna hatékonyabb ökológiai folyosóként funkcionálhat, mintha a part széléig be lenne szántva a növényzet.

A csatornák ökológiai folyosó funkcióját jelen terjedelmükben is lehetne fokozni az inváziós fajok visszaszorításával, melyek az őshonos fajok kárára terjednek. Különösen elterjedt a régió csatornáiban a selyemkóró (*Asclepias syriaca*), a magas és kanadai aranyvessző (*Solidago gigantea* és *S. canadensis*), de sok helyen találkozni különféle amerikai őszirózsákkal (*Aster lanceolatus* agg.) és a gyalogakáccsal (*Amorpha fruticosa*) is. Sajnálatosan e fajok számára a csatornák kiváló terjedési folyosók, így máskülönben izolált gyepterületeket és vizes élőhelyeket is képesek elérni rajtuk keresztül.

Az inváziós növények eliminálása önmagában nem feltétlenül elegendő, hiszen a helyükre be kell települnie még az őshonos fajoknak. Ez idővel megtörténhet spontán módon is, de esetenként nagyon hosszú időt vehet igénybe táji szintű hiányuk esetén. A megtelepedést ezért érdemes felgyorsítani aktív betelepítéssel, még ha az ilyen jellegű beavatkozások a hazai természetvédelmi gyakorlatban kevéssé terjedtek még el, leginkább a „flórahamisítás rémétől” való alaptalan félelem miatt.

Alapvetően két csoportra oszthatjuk a betelepítendő növényfajokat. Az egyik a növényközösségek szerkezetét adó fajokat jelenti, melyeket *vázfajoknak* nevezhetünk. E fajok biztosítják, hogy a növényzet struktúrája megfelelő legyen más élőlények, pl. ízeltlábúak túléléséhez és terjedéséhez. Vázfajok között sok jó terjedő képességű generalista faj is van, melyek, ha megvannak egy csatornában, akkor további segítséget nem igényelnek. Ilyen lehet pl. a kékperje (*Molinia coerulea*) a lápos vagy üde homoki jellegű csatornáknban, vagy a fehér tippán (*Agrostis stolonifera*) az enyhén szikesedő csatornáknban stb. Néhány vázfajt azonban érdemes kiemelni: A zombéksásos láprétek vázát adó zombéksás (*Carex elata*) a számára előnytelen kezelési gyakorlatok (kaszálásos gyepterület) miatt még a hidrológiailag megfelelő helyekről is visszaszorulóban van, azonban a csatornáknban az éves szintű kezelés hiánya miatt fennmaradhat. Számos jó vízellátottságú homoki és lápi csatornáknban állományalkotó (26. ábra), azonban néhány potenciálisan megfelelő csatornából hiányzik. Ha kotrások és medermélyítések előreláthatóan nem károsítják a csatornák medrét, akkor a faj betelepítése mindenképpen javasolt. Hasonlóan érdemes megfontolni a szintén zombékoló, de jóval ritkább rostostövű sás (*C. appropinquata*) betelepítését is. E faj ritkasága miatt nem tudott még komolyabb tért nyerni csatornáknban, holott kiváló másodlagos élőhelyek lennének

számára, miközben jelenlegi élőhelyein mindenütt pusztulóban van. A serevényfűzes bucközi láprétek másodlagos fennmaradásának elősegítését jelentené a vázfajnak tekinthető serevényfűz (*Salix rosmarinifolia*) bejuttatása az arra alkalmas csatornaszakaszokba. Az invázióval súlyosan érintett csatornaszakaszokon érdemes lehet megpróbálkozni jó kompetíciós képességű hazai vázfajok megtelepítésével. A selyemkóró elleni harcban érdemes lehet megpróbálni pl. az élesmosófű (*Chrysopogon gryllus*) megtelepítését. E faj a selyemkóróhoz hasonlóan a mélyebb talajrétegekből is vesz fel talajoldatokat, így forráselvonás révén csökkentheti a selyemkóró vitalitását, azonban fő fotoszintetizáló biomasszája aljfűként jelentkezik, ezért árnyékolás révén az őshonos növényfajokat kevésbé szorítaná ki. E lehetőség működőképességét azonban még kísérletesen bizonyítani kell, és ki kell dolgozni az élesmosófű megfelelő szaporítási módját, ugyanis igen rossz a csírázóképesége. Az említetteken kívül élőhelyenként és csatornatípusonként számos további vázfaj faj jöhet még szóba. Vázfajokként említhetjük meg strukturális szerepük miatt az őshonos cserjéket (pl. egybibés galagonya, kökény, kutyabenge stb.) és fákat (pl. fehér fűz, fehér nyár stb.), illetve a nádat, melyek kedvező hatását a madarak kapcsán igazoltuk. E fajok spontán módon könnyen betelepülnek, a kezelés szempontjából a túlzott irtásuk kerülésére hívnánk fel a figyelmet.



26. ábra: Tekintélyes méretű zsombéksás (*Carex elata*) tövek egy Soltszentimre közelében található kis lápi csatornában. A környező gyepek még jó vízellátottság mellett sem alkalmasak a faj számára a kaszálásos gyepművelés miatt, így a csatornák két okból kifolyólag is menedékhelyül szolgálnak a számukra. Jellegetes növekedési formájuk következtében viszont meghatározzák a csatornameder növényzetének szerkezetét, ún. fiziognómiáját.

A betelepítendő fajok másik csoportja olyan kísérőfaj, melyek funkciója, hogy táplálékot nyújtsanak primer fogyasztóknak, így azok számára növelik a csatornák élőhelyi minőségét és biztosítják a terjedést. A pollinátorok, így pl. a nappali lepkék, méhek, poszméhek, zengőlegyek terjedését és agrártájakban való tartós fennmaradását nagyban elősegíthetné a jó pollen- és nektártermelő növényfajok betelepítése, amennyiben hiányoznak egy csatornaszakaszból. Szárazabb, homoki csatornák pereme kiváló másodlagos élőhely lehet pl. a mezei zsálya (*Salvia pratensis*), a lila ökörfarkkóró (*Verbascum phoeniceum*) vagy a macskafarkú veronika (*Pseudolysimachion spicatum*) számára. Kissé üdebb csatornák falában, vagy a száraz homokiak medrében szóba jöhet pl. a bakfű (*Betonica officinalis*), a pongyola harangvirág (*Campanula sibirica*), az ördögharaptafű (*Succisa pratensis*) vagy a kövér aggófű (*Senecio doria*), mely utóbbi a kaszálásos gyeptárolás miatt erősen visszaszorulóban van számos korábbi kiskunsági élőhelyéről. Enyhén szikes csatornák pollinátorélőhelyi szerepét növelheti pl. a gyűrűs borgyökér (*Oenanthe silaifolia*, 27. ábra) és egyéb virágbeporzású fajok. Jó vízellátottságú, lápi csatornák esetén többek között javasolható a nádi

boglárka (*Ranunculus lingua*), a hosszúlevelű veronika (*Pseudolysimachion longifolium*) és a mocsári aggófű (*Senecio palludosus*, 28. ábra). A csatornák kiváló másodlagos élőhelyek lehetnek néhány kiveszőfélben lévő rovarporozta növényünk, így pl. a békaliliom (*Hottonia palustris*) és a vidrafű (*Menyanthes trifoliata*) számára is. E fajok csatornába történő betelepítése a fajok hosszú távú regionális fennmaradását oldhatná meg.



27. ábra: A legtöbb ernyősvirágú fajhoz hasonlóan az üde sziki csatornákban gyakran előforduló gyűrűs borgyökér (*Oenanthe silaifolia*) is kiváló tápnövény számos pollinátor számára, és így a pollinátorokat fogyasztó, ragadozó ízeltlábúaknak is kedveznek. Főleg a fehér tippán (*Agrostis stolonifera*) által dominált, rovarmegporzású növényekben szegény üde sziki csatornamedrekben javasolt a betelepítése.



28. ábra: A mocsári aggófű elterjedt a Kiskunság zavartalan, jó vízellátottságú lápi csatornáiban. Dús, későnyári virágzata kiváló táplálékforrás a pollinátorok számára, de védett faj lévén önmagában is

jelentős természetvédelmi értéket képvisel. Betelepítését az élőhelyi szempontból megfelelő gyepi és agrárterületeken át húzódó csatornákbá csak javasolni tudjuk az ökológiai folyosó funkció növelése érdekében.

Munkánk összefoglalásaként tehát elmondhatjuk, hogy az átalakított és visszafordíthatatlanul kiszáritott kiskunsági tájakban a csatornák, noha ők a felelősek az átalakítások egy részéért, paradox módon menedékhelyei lettek a legkülönbözőbb őshonos élőlénycsoportoknak, így természetvédelmi jelentőségüket fel kell ismernünk. Ahhoz azonban, hogy igazi szövetségesei legyenek természetvédelmi törekvéseinknek, meg kell akadályozni további vízvezető képességüket. Ezt a korábbi mederprofil részleges megtartásával érdemes tenni, leszakaszolásokkal, zsilipekkel, tiltókkal. Lineáris tájelemek révén potenciálisan hatékony ökológiai folyosók lehetnek, azonban ezt helyenként erős inváziós fertőzöttségük és a funkció kialakításáért felelős vázfajok és a herbivor ízeltlábúak tápnövényeinek hiánya gátolja. E problémákat aktív beavatkozással lenne érdemes megoldani, melynek természetvédelmi biológiai elmélete rendelkezésre áll, gyakorlati megvalósításához azonban az érdekszférák kompromisszumkészségére és a csatornához fűződő ellentétes viszonyok racionalizálására van szükség.

JOGI NYILATKOZAT

Ez a dokumentum az Európai Unió pénzügyi támogatásával valósult meg. A dokumentum tartalmáért teljes mértékben a Szegedi Tudományegyetem vállalja a felelősséget, és az semmilyen körülmények között nem tekinthető az Európai Unió és/vagy az Irányító Hatóság állásfoglalását tükröző tartalomnak.

Biodiversity concentrating effects of drainage canals in a desiccated landscape

with management guidelines for conservationists and water resource managers

Written by:
Tölgyesi Csaba

Also contributed:
Tamás Vinkó, Zoltán Bátori, Attila Torma, Milos Popovic,
Jelena Seat, Róbert Gallé, Nikolett Gallé-Szpisjak, Tünde Csorba,
Viola Anna Nagy, Csaba Németh

Szeged, 2019.



The project is co-financed by the
European Union

Good neighbours
creating
common future

Since the early times of sedentary agricultural civilizations, water has been both an ally and an enemy. Certain quantities of water are necessary for growing crop but high groundwater levels and water-logging may threaten the survival of cultivated plants and can hinder activities in the field. As a result, human civilizations have been building drainage and irrigation canals since ancient times to control surface and ground water levels in agricultural landscapes.

Managing water resources to meet the demands of agriculture, however, has its drawbacks. Thousands of wetlands have fallen victim of drainage all over the globe, leading to the disappearance of plants and animals formerly inhabiting these areas and also to the loss of essential ecosystem services to humans. Severely affected ecosystem services include the natural cleaning of water resources or local to global climate protection. For example, intact water-logged areas can accumulate carbon in the form of incompletely decomposed plant material. Draining, however, leads to the desiccation of these carbon-rich soils, which is followed by the oxidization and emission of the carbon into the atmosphere, i.e. the wetlands that once were carbon sinks can turn into carbon sources. The process is well illustrated by the Mega Rice Project of Indonesia. This project included the draining of millions of hectares of swampy tropical forests at the end of the 20th century. The desiccated soil then caught fire and the emitted gases and fumes killed several people and made a measurable rise in the carbon dioxide concentration of the Earth's atmosphere. In fact, there is no need to go to so remote areas to find examples of the dangers of draining. Similar events happened to several wetlands in the Carpathian Basin around a century earlier, such as in the case of the Ecsedi swamp, which used to be the size of Lake Balaton but presently not a single bit of wetland remains among the croplands created in the drained and then burnt area (Fig. 1).



Figure 1: The former territory of the Ecsedi swamp and its drained and cultivated northern basin.

The Kiskunság area located between the Danube and Tisza rivers has also been heavily drained. It started with the construction of the Danube Valley Canal (DVC) in the first half of the 20th century. DVC was then followed by a multitude of smaller canals in the second half of the century. All waters in the western half of the Kiskunság were drained into the Danube, while the eastern half into the Tisza. Most lakes with open water surfaces and swampy, waterlogged areas lost their water and turned into drier habitats or were tilled and transformed into cropland. The biodiversity of the Kiskunság suffered great losses and some local human communities lost their livelihood as their lands did not supply them with fish, game and other natural products any more. A good example is the Bogbean (*Menyanthes trifoliata*). This plant had been collected for medicinal uses in astronomical quantities but this did not affect its populations, but the loss of its habitats pushed it to the brink of extinction in the region. It is thus not a surprise that conservationists and nature lovers consider canals as their enemies and the DVC is mostly known as the "Cursed Canal".

Another stakeholder, the Water Management sees the situation somewhat differently and represents different views. With the controlling of major rivers in Hungary during the 19th century, they gave easily interpretable and immediate evidence of their beneficial activities to the general public. Their reputation and thus lobby power is traditionally stronger than that of nature

conservation, even though conservationists also aim to improve human welfare, but in a more indirect way and by taking into account the distant future. Activities of the Water Management still includes mainly the maintenance of the canal network by regularly cleaning them and creating new canals to be able to rapidly reduce water levels in wet years to meet immediate needs of agriculture. Presently, in 2019, they have 4723 km of registered canals in the Hungarian side of the Kiskunság to achieve the goal (Fig. 2.), but several hundreds kilometres of canals can be found in the Serbian side as well, forming a biogeographically coherent water course network.

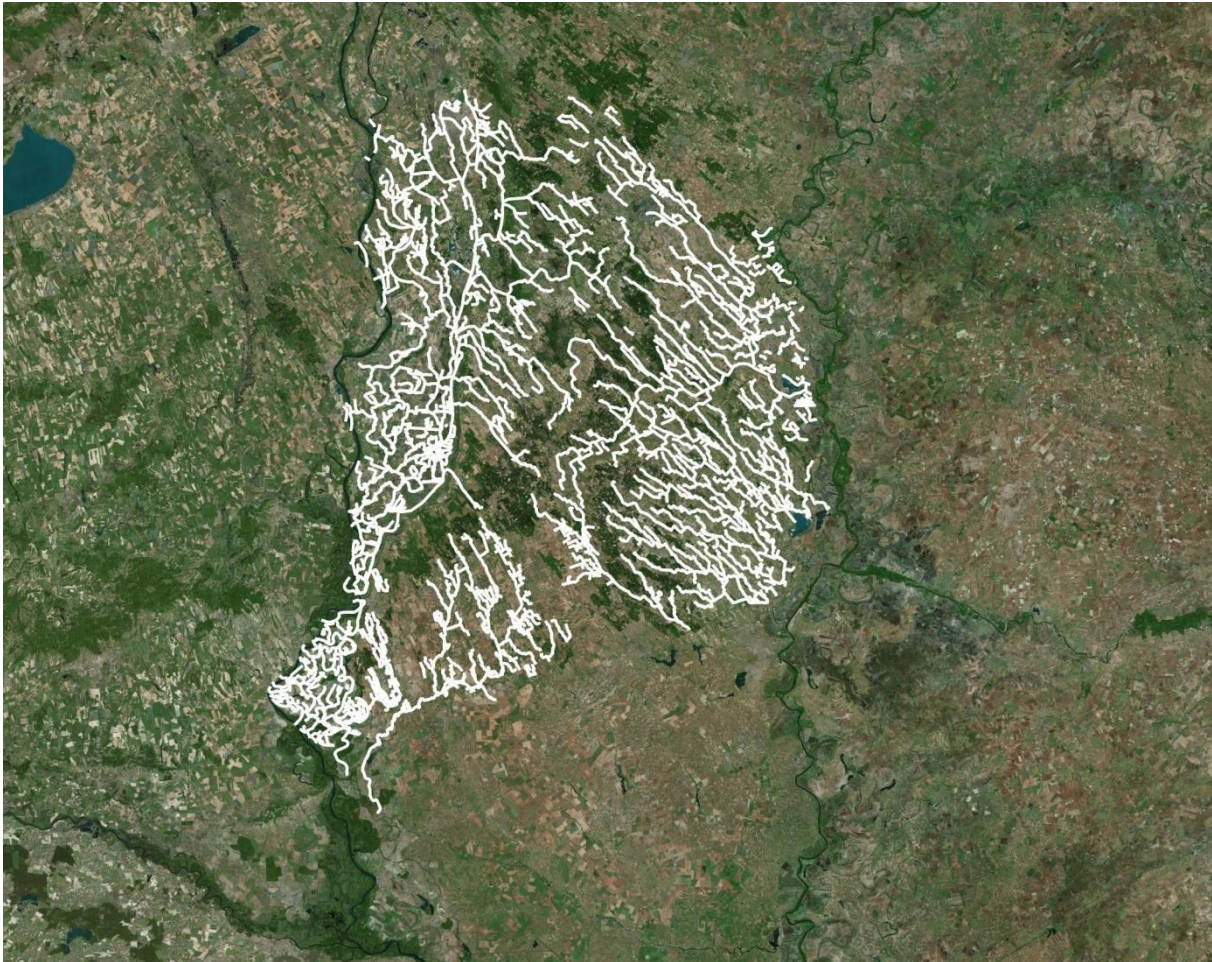


Figure 2: The total network of registered drainage canals in the Hungarian side of the Kiskunság; its total length is 4723 km.

Engineering interventions in natural ecosystems has, however, turned out to be inappropriate in the long run more often than not. This can also be told about the canal network. Draining of water-logged sites could improve local conditions for agriculture but it caused a drop of water table and thus water shortage in surrounding, higher areas. Aridification in the entire region became a serious issue when the effects of draining were exacerbated by some other synergistic environmental changes in the region. For several decades, climate change has been evident in the region in the form of prolonged dry and hot periods in summer and changes in the annual distribution of precipitation, resulting in climatic water deficit. Environmental experts also emphasize the role of afforestation by exotic tree species. The thick canopy of the plantations clearly has a higher evapotranspiration capacity than the natural, mostly forest-steppe vegetation, negatively impacting regional water balance and limiting the recharge of the ground water. Groundwater use for irrigation and communal purposes as well as damages to water-tight soil layers due to various construction works are also among the causes of aridification. The end-result of all these effects has been an average 2-4 m drop of the ground water level but at some sandy areas the water table is

now more than 7 m below its original level. Almost all ground water dependent lakes had dried out by the 90s, such as Lake Kondor, Szívós and Szappan near Fülöpháza, Lake Ludas near Jakabszállás and Lake Rét near Ágasegyháza. Due to the irreversible loss of water resources, the Food and Agricultural Organization of the United Nations classified the sandy parts of the Kiskunság area into the category of semi deserts.

The severe water shortage of the Kiskunság has also had a negative impact on agricultural productivity, therefore the point of view of the Water Management could not be maintained and in the early years of the new century the words of Nature Conservation has started to find ears that listen. Floodgates are now kept closed for longer periods than earlier to retain water and some canals have been removed by completely filling them up (Figs. 3-4). All these interventions have been achieved in canals traversing nature reserves, where the lobby power of conservation is strong.



Figure 3: Removed canal in the saline grasslands of Apaj. The main motivation behind the intervention was to restore the originally flat steppic landscape.



Figure 4: Vegetation recovering on the muddy surface of a removed canal near Fülöpszállás. The canal was originally built to drain Lake Kelemen, a large saline wetland. The canal also diluted the salt-rich water of the lake with fresh water, threatening its chemical properties and unique biota.

Outside nature reserves, we can still encounter several extremely deepened and newly established canals (Figs. 5-6). Thus, the issue of canals has not been resolved in the region; the Water Management and nature conservation organizations have no common vision regarding the management and future of the canals. There is, however, a great need for a coherent framework for the management of canals and draining in general since people are starting to feel the effects of global, regional and local environmental changes and luckily larger and larger proportions of the society are getting sensitive to such issues.



Figure 5: Unnecessarily deepened canal near Bodoglár. The attitude of the Water Management now threatens the water resources needed for forestry and agriculture.



Figure 6: This newly established canal near Kunpezér poses an imminent threat to the water resources of the area.

Having a total of nearly 5000 km of canals in the region, the removal of a proportion of them that could significantly restore the water balance of the region seems unrealistic. In addition, draining is only one of the reasons responsible for aridification; even the complete removal of the network would probably be insufficient to restore original surface and ground water levels. Taking all these into consideration, we will have to live with the canals in the region for a long time. Thus the question arises, whether we can somehow profit from their existence, i.e. use them for conservation purposes?

It is a general observation that several native plant and animal species with high water demand use canals as secondary habitats. But what quality secondary habitats can canals offer for them? What types of canals are the best refuge sites in this aridified region, that is, can we prioritise among canals regarding their actual or potential conservation value? Can we improve the quality of canals as secondary habitats by management interventions?

In our trans-boundary Interreg–IPA CBC Hungary–Serbia project, we aimed to answer these questions using objective, evidence-based methods.

Methods

Study sites

We chose 81 canals in the Hungarian and Serbian parts of the Kiskunság region and selected a 200-m long section along each of them for biotic surveys. We considered three properties of the canals: (1) habitat type, (2) landscape matrix and (3) size.

All canals were put in one of three habitat types: dry sandy, fen (freshwater wet grasslands and wetlands) and saline habitats, which covered the main open habitat types of the region. We did not study floodplain habitats of major rivers as a separate category. Regarding landscape matrix, canals were either embedded in agricultural areas (Fig. 7) or in semi-natural habitats, primarily extensively managed grasslands (Fig. 8). In agricultural canals, the original habitat was deduced from soil properties. We had two size classes. Small canals were shallower than 1 m (Fig. 9), while large

ones were deeper and thus mostly had a larger moisture gradient across their profile (Fig. 10). We avoided very large canals of regional importance because their bank is managed more frequently and more intensively and it is unlikely that fine-scale conservation goals can prevail over their regional water management importance in the near future. Finally, we ended up with 12 combinations of the three categorical variables and we had five to seven repetitions for each one.

All sections were selected so that the category combination it belonged to was true for all 200 meters, i.e. the canal had to be homogeneous regarding the parameters. We avoided heavily wooded canals because the effects of woody species on biodiversity may confound the effects of the canal parameters we aimed to study. Some scattered shrubs and trees are, however, common along the canals, therefore we did not search for completely treeless or shrubless sections. Furthermore, we avoided canals that were excavated or cleaned within 10 years.

We also appointed a 5 m × 200 m grassland transect 50-100 m next to each grassland canal for reference biotic surveys.



*Figure 7: Agricultural canal near Tázlár. Albeit mostly dry, this canal represents a lush green corridor in the transformed landscape. This canal section hosts small populations of an endemic Natura 2000 plant species, *Cirsium brachycephalum*, and the legally protected orchid *Orchis palustris*.*



*Figure 8: Grassland canal crossing natural saline grassland in Miklapuszta. Embedded in the dry grassy vegetation, the canal hosts vital populations of plant species with high moisture demand, such as *Bolboschoenus maritimus* and *Agrostis stolonifera*.*



Figure 9: Small grassland canal near Ágasegyháza embedded in a matrix of dry sandy vegetation. The canal has a maximum depth of only 80 cm but it hosts a variety of moist sandy grassland species used to be typical of the willow shrub vegetation of dune slacks.



Figure 10: Large canal near Velebit, Northern Vojvodina.

Biotic surveys and data processing

To reach a comprehensive understanding of the quality of canals as secondary habitats, we considered multiple levels of the trophic chain, namely primary producers (plants), primary consumers (herbivorous insects: true bugs) including pollinators (butterflies), secondary consumers (spiders) and birds as a representative of large-bodied vertebrates. We did not study fishes and amphibians because most of our canals are frequently dry, so these animal groups would have yielded information about current water levels and not about the effects of the canal parameters we intended to study.

Plants: We recorded all vascular plant species (except submersed aquatic plants) along the 200-m long canal sections. To study fine-scale coexistences, we prepared eight coenological relevés using 1-m² plots. We also surveyed the total abundance of invasive and endangered species in the sections. The measure of abundance was the cumulative length of the canal banks affected by these species groups. Since both banks were surveyed this way, the maximum value was 400 m. Endangered species included legally protected species and regionally threatened but yet non-protected ones too. Reference transects were surveyed with the same rigorous protocol.

For evaluation, we first used the total number of species (i.e. species richness) in the sampling units. Ruderal, weedy species also contribute to species richness but do not increase conservation value; therefore, we discarded all such species and retained species typical of semi-natural and natural habitats. Different habitat types are characterized by different maximum species numbers, thus absolute species richnesses of the different habitat types cannot be compared. For example, the high salt stress of saline grasslands are tolerated only by a handful of native species, making natural species richness always lower than what can be found under the benign conditions of non-halophytic wet grasslands. In line with this, we compared the absolute richness scores to their habitat specific reference averages. Numerically this meant that we calculated a reference average for each habitat using data from the reference transects and subtracted this from the species richness of the canals and expressed the species excess (or deficit, when the difference was negative) as per cents of the reference average. So a value of 40 meant that the sampling unit contained 40% more species than what can be expected for that habitat type on the basis of the data from the reference transects. The advantage of this relative value is that it can be used to make comparisons across habitat types. We calculated the species excess both for the total species richness of the canal

sections and the 1-m² plots. We will refer to the former and latter ones as gamma and alpha diversity, respectively.

There was no need for calculating excesses relative to the references in the case of invasive species because the abundance of invasive species was uniformly low in all reference transects. We did not standardize the abundance scores of endangered species either. For the statistical evaluation of the data, we used linear mixed-effects models and generalized linear models, which are the modern alternatives of the traditional analysis of variance. With this modelling approach, it is possible to assess and test the effects of our explanatory variables (habitat type, landscape matrix and size) on the vegetation of the canals.

Arthropods: We sampled true bugs and spiders with sweepnetting. We collected five samples in each canal section and applied 25 sweeps for each sample. The collected material was processed and the specimens were identified to species level in our laboratories. Butterfly records were collected with visual observation in the field while walking slowly along each bank of the canals. Reference transects were sampled in an identical way. Arthropod sampling was repeated multiple times over the study to capture season specific differences.

Data processing was similar to that of the plants. We calculated habitat specific reference averages and related species richnesses in the canals to these values. Invasive and dangerous pest species were very scarce in the samples; therefore, we used all species for the analysis. We used linear mixed-effects models for statistical data evaluations.

Birds: We recorded all bird individuals along the canals between 5 and 10 a.m. twice, in May and June. Only those birds were considered that perched or moved in the vegetation of the canals or landed on the canal banks. Birds flying by were ignored. Reference transects were not surveyed for birds due to the spatial pattern of the habitat use of birds, and, as a result, we used absolute species richnesses for the evaluation. Besides the three parameters of the canals, we recorded the cumulative length of woody cover and reed along the canals and these continuous variables were also incorporated into the linear mixed-effects models we prepared for the birds.

We do not show the statistical parameters of the models in the present publication but interested readers can view them in R output format on the website of the Department of Ecology of the University of Szeged at <http://expbio.bio.u-szeged.hu/ecology/test%20results.txt>.

Results

Plants

We encountered 514 vascular plant species in the surveyed canal sections and reference transects, which amounts for more than 20% of the total Hungarian flora; thus we assume that our dataset appropriately represents the vegetation of the entire drainage canal system of the Hungarian and Serbian parts of the Kiskunság. Of these species, 294 were found both in canals and references, 185 in canals only and there were only 35 species that we recorded in references.

We found that all types of the 200-m long canal sections provided habitat for more species than the grassland transects of the same spatial extent as species excess on the gamma level was always positive and the validity of this difference was confirmed by the statistics (Fig. 11). This does not mean that the extra species do not occur in the grasslands neighbouring the canals but their density is lower and their populations are more scattered. Interestingly, landscape matrix did not have an effect on the species concentrating capacity; agricultural and grassland species had the same species excesses. Habitat type, however, significantly affected species excess: Fen canals had lower values than saline ones, while sandy canals had intermediate scores. The size of the canals also mattered, as large canals had higher species excesses on gamma level than small ones.

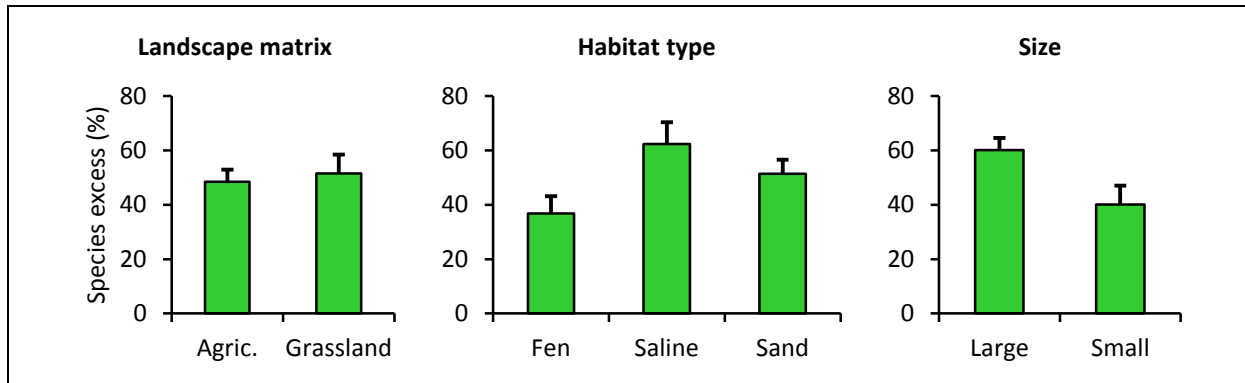


Figure 11: Species excesses of the studied canal types on gamma level. Values are mostly between 40 and 60, meaning that there are 40-60% more natural species in the canal sections than in the reference transects. Statistically confirmed species excesses are marked with green shading (see next figures, too). Whiskers indicate the standard error of the means.

On the level of alpha diversity, which reflects small scale coexistences of species, the situation is less promising than on gamma level (Fig. 12). We found a slight species excess in grassland canals but agricultural canals showed a clear species deficit, as species number in the 1-m² quadrats was lower in the canals than the habitat-specific reference average. The other two canal parameters, habitat type and size, had no effect on alpha diversity; the statistical analysis showed that the slight deviations from the reference level are more likely to be caused by randomness than by systematic difference, and the small differences between categories were not validated by the statistics either.

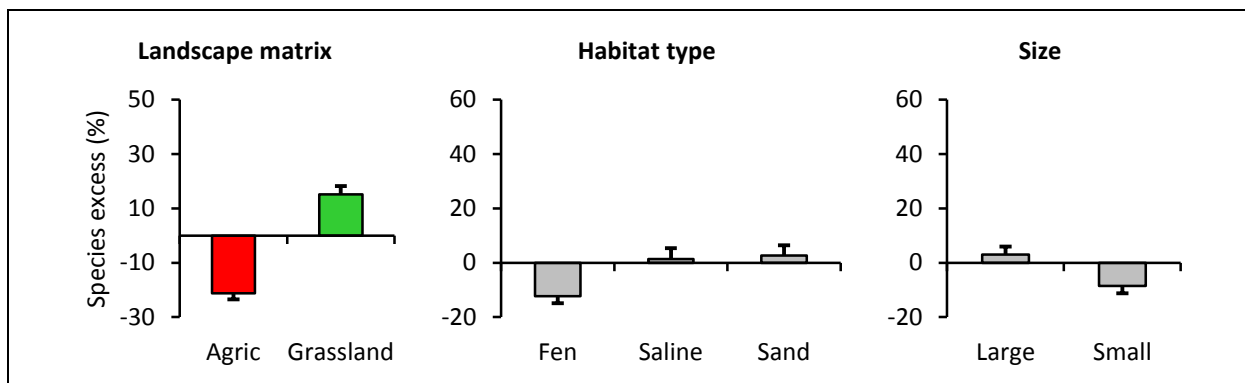


Figure 12: Species excess of the studied canal types on alpha level. Negative values indicate species deficit, meaning that small scale species richness was lower in the canals than in the reference grasslands. Shading is grey if the difference was not confirmed by the statistics; while green and red colours indicate statistically significant positive and negative differences, respectively. Whiskers indicate the standard error of the means.

We found large amounts of invasive species in the canals (Fig. 13). The most important invasive species that use the canals as dispersal corridors include *Asclepias syriaca*, *Solidago gigantea*, *S. canadensis*, *Aster lanceolatus* agg. and *Amorpha fruticosa*, but in lower numbers other species were also encountered (e.g. *Sorghum halepense*). There was a canal section with both banks containing invasive species in every metre, equalling an invasive abundance of 400 m. Of the studied canal parameters, landscape matrix had the strongest effect on invasive abundance. The length of the invaded bank was approximately eight times longer in agricultural canals than in grassland ones. Considering habitat type, saline canals were less affected than fen canals; canals on sandy habitat

were intermediate between them. Large canals contained significantly more invasive plants than small ones.

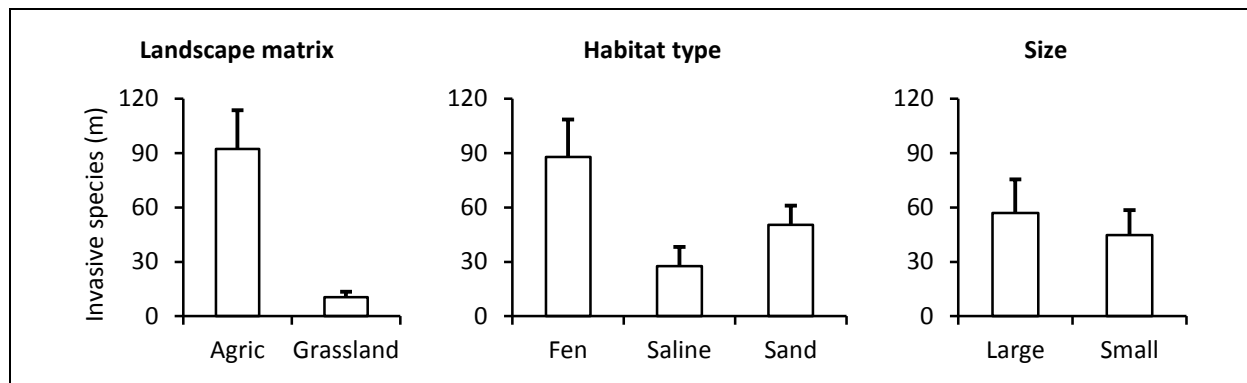


Figure 13: Abundance of invasive species in the studied canal types. Shown values are raw abundances; we did not compare them to habitat specific references; as a result, we did not apply sign specific shading. Whiskers indicate the standard error of the means.

We found a high number of endangered species in the canals (Figs. 14-16), but due to the very high variability of their abundance, it was not possible to prepare reliable statistical models using the data and thus we could not test the effects of the canal parameters. All endangered species and the number of agricultural and grassland canals in which we found them are listed in Table 1.

Table 1: Endangered species of the studied canal sections and the number of agricultural and grassland canals they were found in. Species without legal protection but severely declining populations in the Kiskunság are marked with asterisk.

Scientific name	Agricultural	Grassland
<i>Agrostemma githago</i>	2	
<i>Astragalus asper</i>	3	1
<i>Blackstonia acuminata</i>	1	
<i>Calamagrostis canescens</i>		1
<i>Carex pseudocyperus</i>		1
<i>Centaurea arenaria</i>		1
<i>Centaurea sadleriana</i>	9	12
<i>Cirsium brachycephalum</i>	3	7
<i>Cladium mariscus</i>		2
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	1	
<i>Dianthus superbus</i>		1
<i>Epipactis palustris</i>	2	
<i>Iris sibirica</i>		1
<i>Iris spuria</i>		1
<i>Lathyrus palustris</i>		1
<i>Orchis coriophora</i>		1
<i>Orchis morio</i>		1
<i>Orchis palustris</i>	2	5
<i>Ornithogalum brevistylum</i>	1	1
<i>Ranunculus lingua</i>		2
<i>Schoenus nigricans</i>	1	5
<i>Senecio palludosus</i>		1
<i>Stipa borysthenica</i>	2	6



Figure 14: Centaurea sadleriana, the most widespread protected plant species of the drainage canal banks of the Kiskunság. It mostly inhabits higher, dry parts of the banks but it also occurs in the bottom of permanently dry sandy canals.



Figure 15: The protected orchid species, Epipactis palustris, occurs in the moist environments provided by the canals, even in agricultural matrix. It particularly favours the edges of willow bushes. The specimen in the photo bloomed in an agricultural canal surrounded by Robinia plantations and rye fields near Kunbaracs.



Figure 16: Iris sibirica in a fen canal embedded in grassland matrix near Ágasegyháza.

Arthropods

The high plant diversity and the environmental heterogeneity of canals resulted in an outstanding species richness of the higher trophic levels. Butterflies, which are closely dependent on flower richness, had 53 species in the canal sections. Species richness in the agricultural canals did not differ from the habitat specific reference averages but grassland canals had a significant species excess. This was especially true during the summer, indicating that canals are flower-rich oases for butterflies in hot and dry periods. Similarly to vascular plants, canals in fens had the lowest species concentrating capacity; no excess could be confirmed compared to the reference level. Saline and sandy canals had significant species excesses. Large canals had more species than references but this could not be confirmed for small canals (Figure 17).

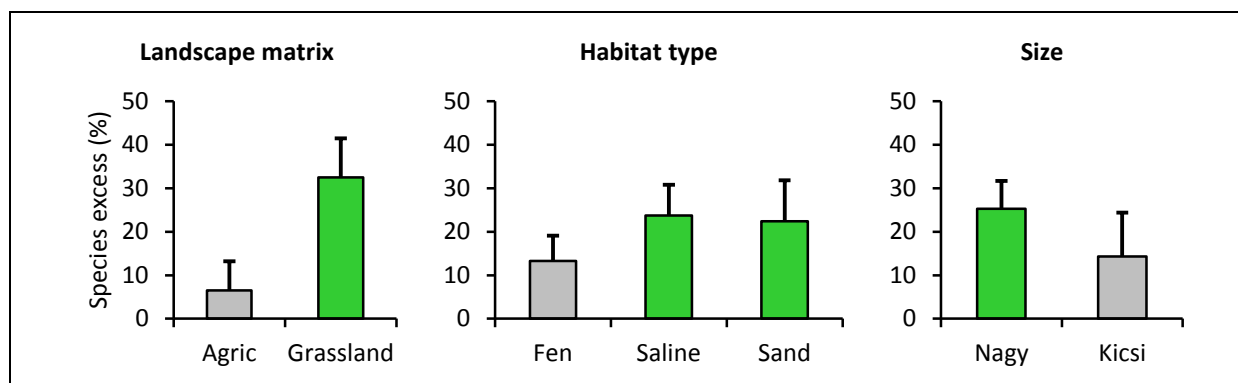


Figure 17: Species excesses of the butterfly fauna of the studied canal sections compared to reference transects. Statistically confirmed excesses are marked with green shading. Whiskers indicate the standard error of the means.

True bugs (Heteroptera) represent one of the most species rich groups of herbivorous arthropods. Their species richness patterns were somewhat different from what we found for butterflies but the some tendencies were similar (Fig. 18). Grassland canals had no detectable species excess but agricultural ones showed a large species excess, probably due to species dependent on the ruderal plant species of these canals. Similarly to butterflies, fen canals had no species excess but in this taxon we found no excess for saline canals either but only for sandy habitats. Large canals had more species than the reference canals, while this difference could not be statistically confirmed for small canals. Canals had the highest species concentrating effect during summer, while the effect was not so pronounced during the colder and moister spring and fall periods.

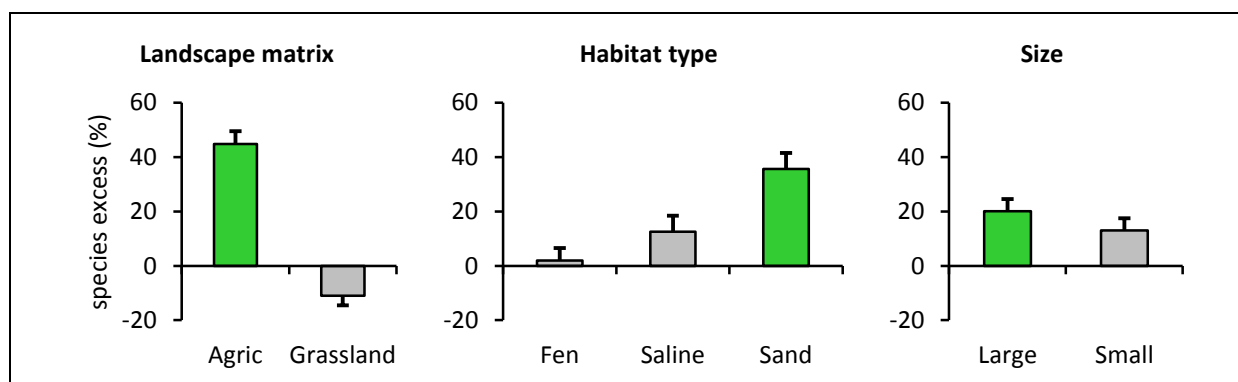


Figure 18: Species excesses of the true bug fauna of the studied canal sections compared to reference transects. Statistically confirmed excesses are marked with green shading. Whiskers indicate the standard error of the means.

The next level in the trophic chain after herbivores (butterflies and true bugs) is represented by spiders in this study. Being predatory organisms, they perfectly indicate the quality of their habitat. In line with this, we found several statistically significant effects of the studied canal parameters (Figure 19). We collected a total of 126 species from various life history trait groups. Both agricultural and grassland canals showed significant species excess compared to the references and, like in plants, these two categories did not differ from each other, meaning that agricultural and grassland canals had similarly diverse spider fauna. Fen canals did not have a statistically confirmed species excess but saline and sandy canals did. Canal size had no effect on species excess, both categories were identically more species rich than the references. Similar to primary consumers, canals were the most attractive refuge sites in summer time.

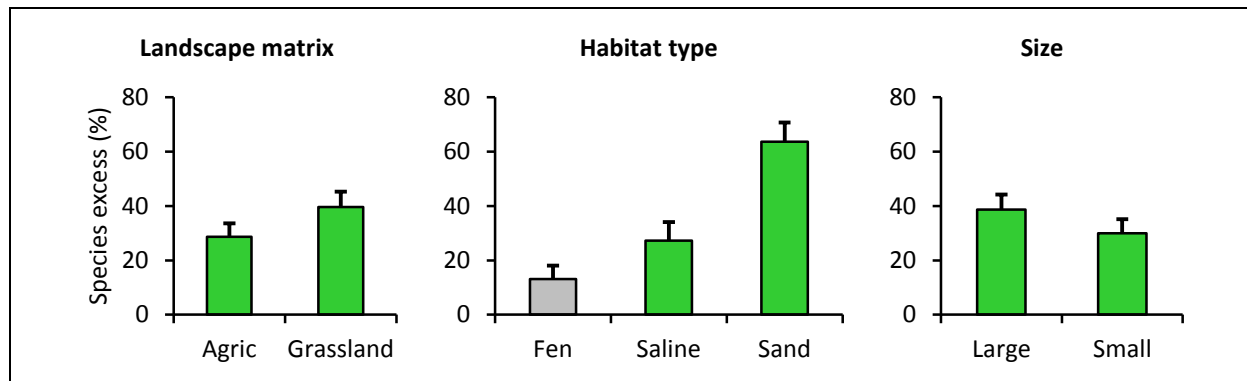


Figure 19: Species excesses of the spider fauna of the studied canal sections compared to reference transects. Statistically confirmed excesses are marked with green shading. Whiskers indicate the standard error of the means.

The high species concentrating capacity of canals can be explained by a number of ecological mechanisms. Canals banks can function as major wintering sites in agricultural landscapes, as plowing makes wintering impossible in the surrounding fields (Figure 20). Furthermore, croplands provide habitat for arthropods during a limited period of the growing season due to the synchronized life cycles of plants in monocultures. At the same time, the diverse vegetation of canals provide fresh plant material and pollen for herbivorous arthropods during the entire growing season, and thus predatory species can also find canals more reliable in terms of food sources. Suitability for wintering can be an important function of canals in grassland matrix as well. Several arthropod species overwinter in the hollow stems of dead herbaceous plants, however, these can be scarce in mowed grasslands, while canals, whose vegetation is usually not managed on an annual basis, offers a large amount of suitable dry stems for overwintering (Figure 21). Besides these structural properties of canals, the relatively moist and cool microclimate of canals can definitely make them important refuge sites for arthropods in hot and dry periods of the summer.



Figure 20: Saline agricultural canal embedded in freshly plowed croplands in early spring. Plowing makes croplands unsuitable overwintering sites for arthropods, while the intact surface and vegetation of the canals are perfect for them.



Figure 21: Grassland canal near Ágasegyháza. Adjacent grasslands are mowed in late summer every year. Although some unmown stripes are left intact, grasslands have only a little amount of dry herbaceous stems; therefore the presence of canals is favourable for insects that use hollow stems for overwintering. The bank of this canal has several dry stems from the previous year, some of which had definitely been used by arthropods for overwintering.

Birds

We recorded nearly one thousand birds belonging to 38 species in the 200-m long canal sections. The most widespread species were stonechat (*Saxicola torquata*) and sedge warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*). These species could be found almost in every second canal section and we found approximately 200 individuals of each. Other common species included red-backed shrike (*Lanius*

collurio), yellow wagtail (*Motacilla flava*) and the corn bunting (*Emberiza calandra*). These species frequently used the shrubs and the ground surface of the canal banks for nesting.

Neither main canal parameter had any effect on the bird species richness of the canals according to the statistics. However, both additional variables, the abundance of reed and woody species, positively affected species richness (Figure 22). Woody species and reed offer good perching and hiding sites and are suitable for nesting for a variety of species, so their positive effect clearly makes sense.

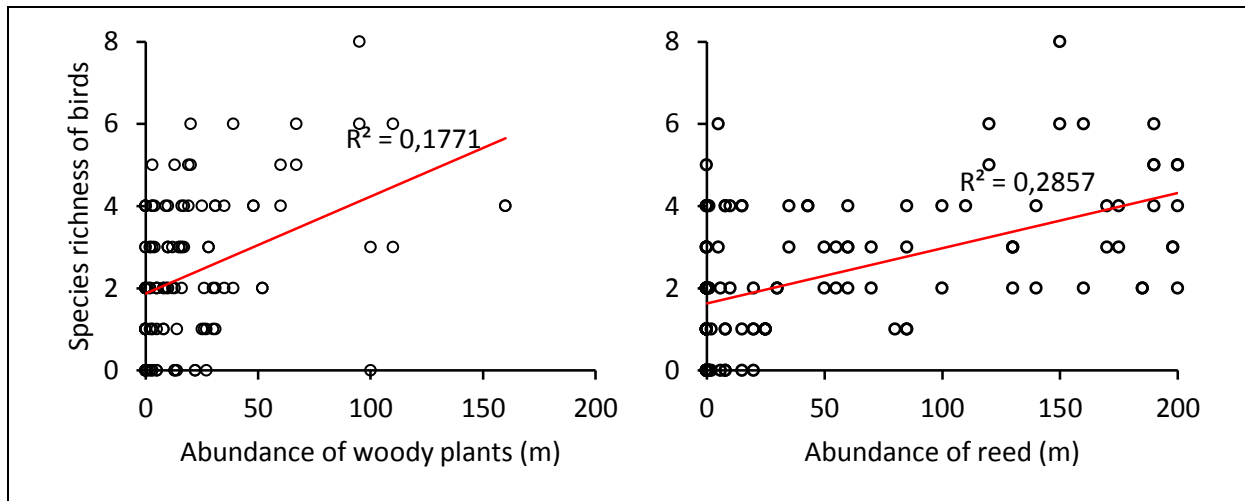


Figure 22: The effect of the abundance of woody species and reed on bird species richness along the 200-m long canal sections. The variables are not correlated, so they exert their effects independently.

The red lines indicate linear trends and the R^2 values show the proportion of the variability of the species richness explained by the variables. The rest of the variability is explained by randomness and unknown predictors.

Conclusions and recommendations for management

The rigorous, scientific evaluations of the biodiversity of drainage canals in the Kiskunság revealed an outstanding species concentrating capacity in this fragmented and desiccated region. We can conclude that the flora and fauna of the canals represent a previously underestimated conservation value and thus deserve our full attention.

It is important to recognize that canals embedded in agricultural fields also possess high biodiversity. A large proportion of the native flora and fauna use agricultural canals as secondary habitats, however, the heavy invasion rate of these canals is an alarming finding. With respect to habitat type, fen canals increase local diversity only moderately, but saline canals were real hotspots for most studied taxa. Considering saline canals, several of the species of canals are actually not halophytic, so one may ask whether we really need these species. Looking back a few centuries, we could see that these species were widespread in the high plateaus of saline areas, where the soil was less salty and its texture was not so extremely fine. Most of these areas are now used as croplands even in nature reserves; therefore the role of canals as secondary habitats for these formerly common species of the saline landscapes is not questionable.

Canals in sandy areas had intermediate species concentrating effect but they had some special features that make them as valuable as saline canals. The vegetation of sandy canals includes the most various species groups as zonation is most pronounced in these canals (Fig. 23). Most sandy canals are either permanently dry or contain water only for very short periods of the year, thus their draining effect is the lowest. The former vegetation formation of moist dune slacks, which was characterised by *Salix rosmarinifolia* bushes interspersed by *Molinia* swards, has dried out and degraded all over the Kiskunság but vital secondary stands could assemble in appropriately moist sandy canals.

Interestingly, the third canal parameter, size, cannot be used for prioritization among canals. Although small canals seem to concentrate less species of some taxa, the prevalence of invasive plant species is also lower in them.



*Figure 23: Drainage canal embedded in a dry sandy grassland matrix near Soltszentimre. Several plants with contrasting water demand could find secondary habitat in it. The bottom is lined with a carpet of *Carex elata*, which is fringed by a thick stripe of the legally protected *Schoenus nigricans*. Higher and hence drier zones of the canal bank are occupied by a flower rich meadow-steppe plant community.*

Despite the favourable findings, drainage canals of the Kiskunság are not yet allies in conserving biodiversity. Efforts to realize this potential should be channelled into two directions. (1) We should decrease the draining effect of the canals and (2) should increase their ecological corridor function, if needed.

(1) Decreasing the draining effect: Completely removing the canals by filling them up can be a solution for this problem, but this leads to the destruction of the population of plants and animals finding shelter in the canals, potentially resulting in their landscape scale extinction. Complete removal of canals has been performed in some parts of the Kiskunság, such as in the sandy drylands of Bugac and in the saline grasslands of Apaj. There are certain extreme situations where canal removal is the only solution but it is high time realizing that restoring landscape architecture only does not justify these drastic interventions. Under present environmental conditions filling up canals diminishes the conservation value of landscapes; therefore it can only be the very last choice of actions.

Reduction of the draining effect should be achieved without filling up the canals. Introducing more floodgates would be useful but we think the best method is to plug the canals in every kilometre or less (Fig. 24). These barriers could reduce the conductivity of the canals but would not affect the moist microenvironment, and the populations of plants and animals inhabiting the canals would survive. This solution is a good compromise as it is perfectly in line with conservation aims but, being less definite than the complete removal of canals, could be more acceptable for the Water Management and thus could be applied more widely across the Kiskunság. In extremely wet years, when high water levels would severely damage property, the barriers could be reopened with machines, while illegal opening by local people seems unlikely (unlike in the case of floodgates). The costs of reopening are definitely higher than opening floodgates but are still a fraction of the astronomical costs of canal removal. Plugging the canals with earth barriers is thus a viable option.



Figure 24: Earth plug in a canal. Draining capacity significantly decreases after the introduction of such barriers but the plants and animals inhabiting the canals do not lose their habitat. We recommend this restoration method all over the Kiskunság.

(2) Increasing the ecological corridor function: Besides reducing the draining effect of canals, increasing their capacity to act as ecological corridors is also highly recommended, especially in canals traversing agricultural landscapes. In agricultural canals, the survival and spreading of native plants and animals is hindered by invasive plants and the high rate of disturbance. Wide grassy verges along the canals would efficiently reduce direct disturbance (Fig. 25) but the current morale of land users is not in favour of this option, even though agri-environmental subsidies could be received for leaving flower-rich verges next to crop fields.



Figure 25: Agricultural canal with wide grassy verges near Móriczgát. Organisms inhabiting the moist microenvironment of the canal are sheltered from the disturbance coming from the croplands. This canal can more efficiently function as an ecological corridor than canals without verges.

The ecological corridor function of canals could also be increased by controlling invasive plant species because they can suppress native species. The most abundant and therefore most dangerous invasive plants of the region are *Asclepias syriaca* and *Solidago gigantea* and *canadensis*, *Aster lanceolatus* and *Amorpha fruticosa*. Unfortunately, canals are prime dispersal corridors for these species therefore they can use canals to reach remote grassland and wetland fragments.

Suppressing invasive species is, however, not enough because native species should also successfully take over their place. Native species can colonize spontaneously but occasionally this may take a very long time if source populations are too distant. Colonization of target plant species should be speeded up by active reintroduction. Interventions like these are presently not favoured in Hungarian nature conservation because of a false fear of “flora falsification” but we should realize that this old view should be reconsidered, especially for boosting the conservation value of secondary habitats.

Plant species to be introduced can be split into two categories. The first category contains species that create the structure of the vegetation; we can call these *structural species*. Structural species are responsible for the general appearance, the so called physiognomy, of the vegetation and create the microhabitats that other organisms, e.g. arthropods use for various purposes. There are several generalist plant species with good dispersal capacity among structural species. If they already occur in a canal, no further restoration measures are needed. Such common structural species include *Molinia caerulea* in fen or moist sandy canals or *Agrostis stolonifera* in slightly saline canals.

Some structural species are less common but are no less important. Sedge fens dominated by the tussock-forming *Carex elata* used to be common in the Kiskunság but aridification and unfavourable management regimes, decimated the stands of this community. In canals, however, *Carex elata* can find the moist conditions it needs and it is also spared from annual mowing. It has vital populations in some sandy and fen canals with good water availability (Fig. 26), but is absent from several, potentially suitable canals. If no canal bank cleaning and excavation is expected in a canal in the near future, we highly recommend introducing this species. Another tussock-forming species, *C. appropinquata* should also be considered as a candidate for introduction. This species is much rarer and thus could not have a chance to colonize canals, although these moist secondary habitats would be ideal for it. Introducing *C. appropinquata* into canals would also ensure its survival

in the Kiskunság, since it is declining fast in most its former habitats. Introducing *Salix rosmarinifolia*, the dominant structural species of moist sandy dune slack vegetation, would contribute to the survival of this highly threatened plant community. Some structural species with good competitive abilities may also be introduced into canals that are under pressure by invasive plant species. For instance, *Chrysopogon gryllus* has a thick and deep root system that uses water from the same soil layer as *Asclepias syriaca*, a common invasive species, but *Chrysopogon*'s short canopy does not have the shading effect *Asclepias* has on other native plant species, making *Chrysopogon* a good candidate for holding back invasive species as a bio-controlling agent. However, this hypothesis needs to be tested in an experimental design and the propagation of *Chrysopogon* should also be solved, as it usually has a very low germination rate both in the wild and in greenhouse environment. Besides several other herbaceous species, we should also mention that woody species, including shrubs (e.g. *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa* and *Frangula alnus*) and trees (e.g. *Salix alba* and *Populus alba*) and reed (*Phragmites communis*) may also be listed among structural species. Their positive effect has been shown for birds. These species can colonize canal banks easily; therefore there is not much need to introduce them. Instead, we call the attention of managers that excessive shrub, tree and reed clearing should be avoided and some woody species and stretches of reed should always be spared.



Figure 26: Large *Carex elata* tussocks in a fen canal near Soltszentimre. Some surrounding semi-natural areas are moist enough for the species but they are managed by mowing, which is not tolerated by *Carex elata*. Canals are thus ideal refuge sites for the species and its characteristic morphology lends the typical tussocky structure to the vegetation of these canals.

The other group of plants that should be considered for introduction are flowering species providing food source for pollinators, such as bees, bumblebees, butterflies and hoverflies. These plant species support the long-term survival and spreading of pollinators in agricultural landscapes but also increase habitat quality in semi-natural habitats. Dry sandy canals are often very flower-rich, but if this is not the case in a particular canal, the introduction of e.g. *Salvia pratensis*, *Verbascum phoeniceum* or *Pseudolysimachion spicatum* can be recommended. In slightly moister canals, the introduction of e.g. *Betonica officinalis*, *Campanula sibirica*, *Succisa pratensis* and *Senecio doria* can improve habitat quality for pollinators. The latter is recommended also because it is getting scarce in the grasslands of the Kiskunság due to its low tolerance to mowing. Saline canals are usually poorer in large-flowered species than canals in other habitats. The introduction of e.g. *Oenanthe silaifolia* can increase food source density for pollinators (Fig 27). Fen canals with good water supply are good target sites for the introduction of *Ranunculus lingua*, *Pseudolysimachion longifolium* and *Senecio*

palludosus (Fig. 28). These large-flowered species are endangered in their original habitats as well, therefore increasing their prevalence in canals could also contribute to their long-term survival in the region. This is especially true for some other highly threatened insect-pollinated plants, such as *Hottonia palustris* and *Menyanthes trifoliata*. These species are nearly extinct from the region due to habitat loss but could easily establish viable secondary populations in canals with some assistance.



Figure 27: Oenanthe silaifolia, a widespread species of slightly saline canals, is a magnet for pollinators and, therefore, is also favoured by predators. We recommend introducing this species into flower-poor saline canals dominated by Agrostis stolonifera.



Figure 28: Senecio palludosus is a characteristic plant of undisturbed fen canals with good water supply. Its large, late summer inflorescence provides abundant food source for pollinators but being a legally protected plant, its presence per se is also a notable conservation value. We recommend

introducing this species into fen-type agricultural and grassland canals with good water supply to increase their ecological corridor function for pollinators.

As a summary of our study we can state that, even though greatly responsible for the irreversible aridification of the Kiskunság, drainage canals provide now shelter for a variety of native plants and animals. Therefore, it is high time acknowledging the conservation value of the canal network. To make canals real allies in conservation, we need to stop any further water loss through them by reducing their draining effect. This should not be done by filling them up but by segmenting them with earth plugs that do not compromise significantly the moist microenvironments of the canal profile. Being linear landscape elements, canals can be prime ecological corridors but this function is often hindered by the high prevalence of invasive plants and the lack of native structural species and species that provide food source for pollinators. These deficiencies should be fixed with active intervention. Theory on how to do this is available but the gap between the theory and practice of conservation still needs to be bridged in this respect. To reconcile opposing views concerning drainage canals in the very near future, all stakeholders will need to be open for conversation and mutually advantageous compromise.

Disclaimer:

This document has been produced with the financial assistance of the European Union. The content of the document is the sole responsibility of the University of Szeged and can under no circumstances be regarded as reflecting the position of the European Union and/or the Managing Authority.

Uloga odvodnih kanala u zaštiti biodiverziteta u predelima koji su u procesu isušivanja

Sa smernicama upravljanja ekspertima za zaštitu prirode i voda

Autor:
Čaba Teldeši

Prevod:
Javno preduzeće „Palić – Ludaš“

Saradnici:
Tamaš Vinko, Zoltan Batori, Atila Torma, Miloš Popović, Jelena Seat, Robert Galle,
Nikolet Gale-Spisjak, Tinde Čorba, Ana Viola Nađ, Čaba Nemet

Szeged, 2019.



Od vremena kada čovek poljoprivrednim delatnostima proizvodi hranu, voda je dobila dvojnju ulogu, ona je odjednom postala neprijatelj i neophodan izvor. Uzgajanje biljaka zahteva određenu količinu vlažnosti, ali visok nivo podzemnih i unutrašnjih voda su opasnost za opstanak biljaka, a takođe su i prepreka za obavljanje poljoprivrednih radova. Izgradnjom odvodnih kanala, i kanala za navodnjavanje već od antika smo pokušali upravljati vodama, da nam uvek stoji na raspolaganju u potrebnim količinama

Upravljanje vodama u poljoprivredne svrhe ima i svoje nedostatke. Na čitavoj planeti mnoga vodena staništa su postala žrtve prekomernog odvodnjavanja, i samim tim nisu uništena, ili primorana na migraciju samo populacije biljaka i životinja koja su tamo živela, već su oštećene i osnovne usluge ekosistema, kao što je prirodno prečišćavanje vodene baze, ili lokalna i globalna zaštita klime. Dok je vodeno stanište stajaćom vodom netaknuto, funkcioniše kao neto veznik ugljenika, to jest u tlu ili na dnu veže ugljenik u obliku nerazgradivih biljnih materija. U zavisnosti od mere odvodnjavanja ova funkcija se lako oštećuje, i isušeno tlo u prošlosti vodenih staništa sporim ili brzim sagorevanjem vrši emisiju ugljen-dioksida u vazdušni prostor, postaje neto emitovalac. Dobar primer za ovaj proces je neuspeh „Mega Rice Project”-a, tokom kojeg se u Indoneziji mnogo stotina hiljada hektara isušenog rita zapalilo. Emisija otrovnih gasova i oblaci dima su bili uzročnici umiranja mnogo ljudi, i merljivo su povećali nivo ugljeno–dioksida u vazduhu na planeti. Ali ne trebamo daleko ići po slične situacije, jer se to desilo pre jednog veka i u ritovima u našoj okolini kao. npr. Ečedski rit, koji je bio veličine Balatona, a danas mu ni trag nije ostao (Prilog 1).

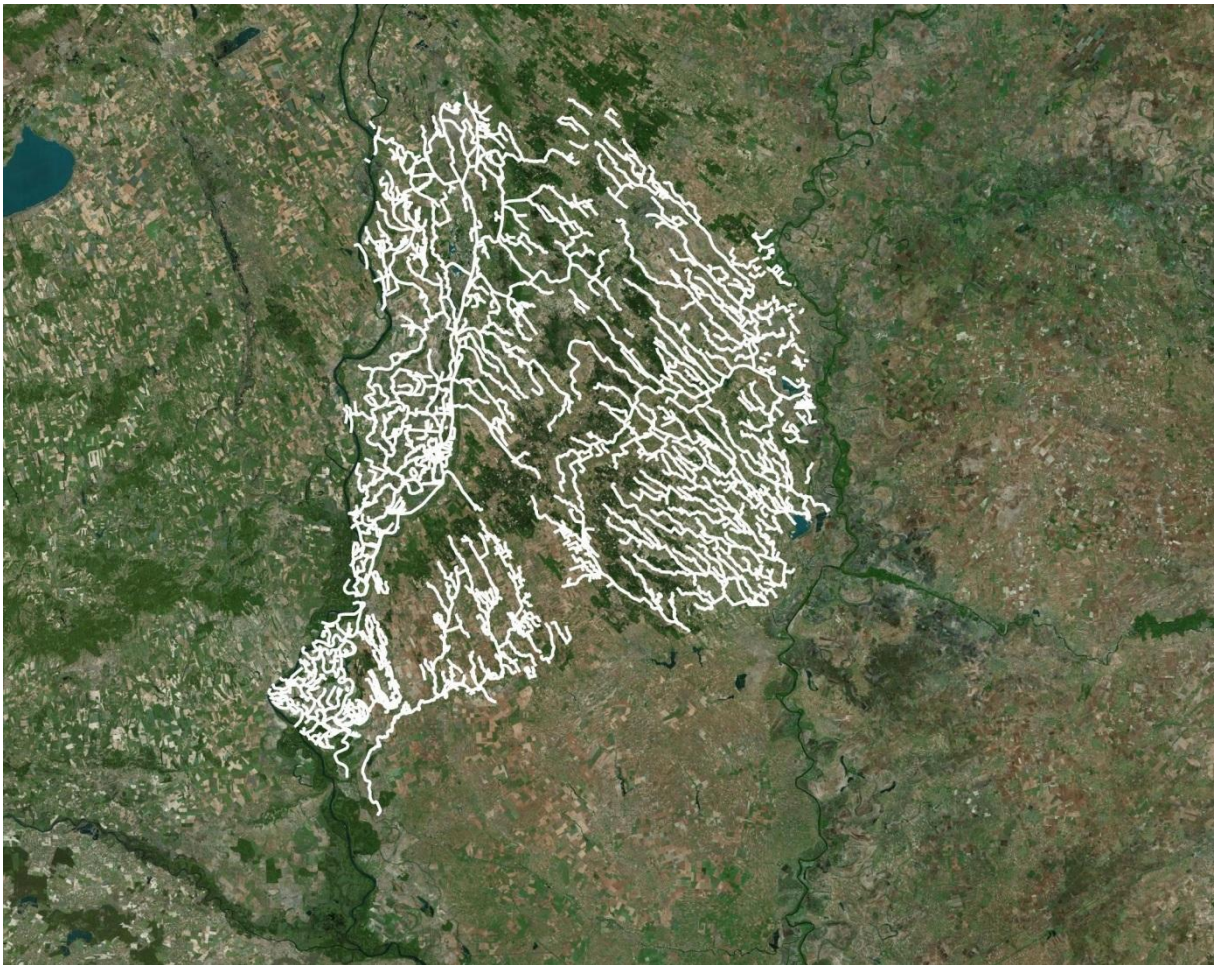


Prilog 1.: Nekadašnja teritorija Ečedskog rita, a sada oranice u isušenom severnom koritu.

Obimna odvodnjavanja su obuhvatila i teritoriju Kiškunšag-a. Centar intervencija je izgradnja Glavnog kanala doline Dunava, u prvoj polovini 20. veka, nakon čega su izgrađeni mnogi manji kanali. Peščara u srednjem delu Kiškunšag-a je razdvajala vode, tako da vode sa zapadne strane je kanalisala u reku Dunav, dok vode koja su se nalazila u istočnom delu u reku Tisu. Kao rezultat intervencija, jezera otvorenih vodenih površina prekrivena jedinstvenom vegetacijom, izgubila su svoje vodene resurse i petvorila se u suva staništa, ili su angažovana u poljoprivredne svrhe. Biodiverzitet Kiškunšag-a je ozbiljno oštećen, za lokalne zajednice ribolov, lov nije pružao dobra kao pre, samim tim im je ugrozio preživljavanje. Dobar primer je slučaj gorke deteline (*Menyanthes trifoliata*), koju su na teritoriji Turjan u industrijskim količinama sakupljali za farmaceutsku industriju, ali populaciju to nije ugrozio. Međutim, uprkos intenzivnim aktivnostima zaštite prirode, gubitak staništa, zbog odvodnjavanja je veoma teško podnela, trenutno su ostale, svega jedna-dve populacije. Nije iznenađujuće, da danas u Mađarskoj odvodni kanali se u oku stručnjaka zaštite prirode se upozoravajuće pojavljuju, meštani Glavni kanal doline Dunava (Duna-völgy föcsatorna), nazivaju Prokleti kanal (Átokcsatorna).

Drugu interesnu grupu i gledište predstavlja vodoprivreda. Branama su zaustavili reke, Tisu i Dunav prilikom poplava, stručnjaci iz oblasti vodoprivrede mogli su prikazati dobrotvornu delatnost, koja je tradicionalno povoljnije društveno priznanje dodelio vodoprivredi, nego zaštiti životne sredine, mada i zaštita životne sredine služi za dobrobit čoveka, ali uglavnom indirektno uzimajući u obzir daleku budućnost. Do kraja 20. veka cilj vodoprivrede je bio održavanje čistoće postojeće mreže kanala, i izgradnja novih, kako bi u vreme izliva unutrašnjih voda, odmah mogli smanjiti vodostanje na odgovarajući nivo. Za pomenute svrhe 4723 km zvanično evidentiranih kanala imamo na

raspolaganju na teritoriji Kiškunšag, u Mađarskoj (Prilog 2), ali takođe sa nekoliko stotina kanala možemo se susresti na teritoriji Severne Vojvodine, sa kojom čine biogeografsko jedinstvo. Svrha ovih kanala, kao što smo i prethodno naveli, da omoguće stabilnu poljoprivrednu delatnost, i na onim prostorima, gde bi to bez kanala bilo nesigurno.



Prilog 2.: 4723 km evidentirana mreža odvodnih kanala na delu teritorije Kiškunšag u Mađarskoj

U prirodnom okruženju inženjerski pristup intervencijama na dužim stazama je često pogrešno. Isto se može reći i o mrežama kanala. Lokalno je moglo doći do poboljšanja odnosa u poljoprivredi, zbog efekata kanala za odvodnjavanje, ali zbog pokretljivosti podzemnih voda udaljenije, na višim predelima uzrokovale su nestašicu vode. Stvarni problem, je bio, to što je u drugoj polovini 20. veka došlo do promena u životnoj sredini, koja su na sinergijski način, tojest jačanjem uticaja kanala uzrokovale nestašicu vode na regionalnom nivou. Među ovim promenama trebamo napomenuti klimatske promene, koje podrazumevaju sve duže vruće periode, kao i periode suše, ili nepovoljnu distribuciju padavina. Pored toga, mnogi naučnici smatraju značajnim neumereno pošumljavanje peska. Na peščanim predelima su formirali zatvorene šume, sa mnogo većom sposobnošću isparivanja, nego kod biljaka prirodno šumo stepe, i time se značajno smanjilo dopunjavanje podzemnih voda. Korišćenje vode u komunalne i poljoprivredne svrhe, kao i oštećenje hidroizolacionih slojeva zemlje su samo produbljivali problem, što je rezultiralo da na teritoriji između reke Dunava i Tise u proseku od 2 do 4 metara se smanjio nivo podzemnih voda od ranijeg perioda, ali u pojedinim višim predelima peščare, to je dostiglo čak 7 metara. Brojna jezera, koja su bila zavisna od podzemnih voda su nestala sa teritorije između reke Dunava i Tise, npr. Kondor jezero, u blizini Filephaza, Sivoš-sek i Sapansek, zatim Ludaš jezero pored Jakabsalaša, ili bivše jezero Ret pored Agašedhaza. Organizacija Ujedinjenih Nacija za hranu i poljoprivredu (FAO) peščani deo Kiškunšaga je zbog posledica isušavanja proglasio polupustinjskoj zoni.

Velika nestašica vode na teritoriji između reke Dunava i Tise, imala je uticaj na poljoprivrednu produktivnost, što je dovelo do neizbežne konvergencije pristupa u oblasti voda i zaštite prirode, tako da od početka 21. veka je i zaštita prirode dobila na značaju. Pored toga, što su pomoću ustava uspeli ponegde zadržati malo vode, počelo je zatrpavanje nekoliko kanala (Prilog 3-4). Do sada su to primenili u slučaju kanala, koji prolaze kroz zaštićena područja, gde je zaštita interesa zaštite prirode na višem nivou.



Prilog 3.: Zatrpani kanal na apajskim slatinama. Glavni motiv poravnanja profila korita je bila vraćanje ranijeg pogleda na pustinjsku ravnicu



Prilog 4.: Zatrpano mesto kanala koja je građena za odvodnjavanje Kelemen–sek , na periferiji Filepsalaša. Kanal je slatkom vodom razblaživao slano jezero, a to je nepovoljno uticalo na hemijska svojstva jezera kao i na njenu jedinstvenu floru i faunu.

Izvan zaštićenih područja i danas, u 2019. godini još uvek na mnogim mestima možemo videti ekstremno izdubljene, iskopane, ili nove odvodne kanale (Prilog 5-6). Pitanje odvodnih kanala, nije rešeno na regionalnom nivou; ne postoji sporazum među dve zainteresovane organizacione strane, u

pogledu budućnosti odvodnjavanja. Potrebe ima, jer sve je jači uticaj globalnih, regionalnih i lokalnih promena u prirodi, i na sreću sve širi slojevi društva pokazuju interesovanje za te probleme.



Prilog 5.: Neopravdano izdubljen glavni kanal na teritoriji Bodoglar. Stav nadležnih u oblasti vodoprivrede, rezultira oštećenje vodene baze od suštinskog značaja za poljoprivredu i šumarstvo.



Prilog 6.: Novoformirani kanal na teritoriji Kunpeser, što ozbiljno ugrožava resurse podzemnih voda pomenute teritorije.

S obzirom, da više od 5000 km kanala preseca region, uklanjanje mreže do te mere, da bi regionalno promenio protok vode, izgleda nerealno, i budući da je trenutni način odvodnjavanja, samo jedan od uzroka isušavanja, ni u slučaju potpunog zatrpavanja ne možemo vratiti predašnje stanje. Pomislimo samo na bezbroj, decenijama suve kanale ove teritorije! Sve to uzimajući u obzir, još dugo moramo živeti zajedno sa kanalima, ali se postavlja pitanje, možemo li imati nekakvu korist od njihovog prisustva?

Opšte je zapažanje da mnoge vrste životinja i biljaka sa velikom potrebom vode, kao sekundarno stanište, mogu naći utočište u kanalima. Ali kakvo sekundarno stanište su u mogućnosti pružiti autohtonim vrstama? Koji tipovi kanala mogu funkcionisati, kao sekundarna utočišta, tojest možemo li rangirati kanale sa stanovišta zaštite životne sredine? Pored toga, možemo li aktivnim intervencijama povećati kvalitet sekundarnog staništa? I da li uopšte ima smisla baviti se time?

U našem prekograničnom srpsko-mađarskom projektu baziranom na srpsko-mađarskoj saradnji, želeli smo da odgovorimo na ova pitanja i nesigurnosti objektivnim metodama zasnovanim na dokazima.

Metode i rezultate naših istraživanja možete videti u mađarskoj ili engleskoj verziji ove publikacije.

Rezime i predlozi

Naučna potreba procene flore i faune kanala Kiskunsag, pokazala je da imaju ozbiljan uticaj na koncentraciju vrsta u fragmentiranom, isušenom prostoru, pa stoga predstavljaju značajnu vrednost u oblasti zaštite životne sredine, i zbot toga treba obratiti pažnju na njih. Važno je prepoznati da su kanali izvan zaštićenih područja koji prolaze kroz poljoprivredna zemljišta takođe od velike vrednosti. Predstavnici autohtone flore i faune, su u velikom broju našli u njima sekundarni dom, ali opterećenje invazivnim vrstama može izazvati problem. Sa stanovišta staništa, kanali teritorije ritova (turjani) daju najmanji doprinos kolekciji vrste okolnih teritorija, dok kanali na slatinama najviše. Može se postaviti pitanje, ima li potrebe, unutar predela slatina, za takvim, u osnovama ne halofilnih bića, koja su u preostalim predelima slatina manje karakteristična. Osvrnuvši se nekoliko vekova unazad, možemo videti da u predelima slatina, su se ove vrste našle u manje slanim i tvrdim mrljama tla, ali većina njih je postala žrtva poljoprivredne delatnosti, čak i na zaštićenim područjima.

Na pejzažnoj skali je uloga kanala bitna za očuvanje ovih vrsta. Peščani kanali uglavnom pružaju prelazno obilje vrsta, ali zbog nekih pozitivnih karakteristika imaju slične vrednosti kao i kanali na slatinama. U pogledu vegetacije, pružaju dom najraznovrsnijim vrstama (Prilog 7), a pored toga većina skoro cele godine je suva, manja im je sposobnost odvoda vode nego kanalima na druga dva staništa. Interesantan je treći parametar ispitivanja kanala, a to je veličina, koja se jedva može koristiti u rangiranju tipova kanala. Mali kanali u slučaju pojedinih taksona su pokazala niži nivo obilja vrsta, ali im je niža i invazivna infektivnost, nego u slučaju većih kanala.



*Prilog 7.: Kanal, koji se provlači kroz peščano travnato stanište, gde se može naći zajednica biljaka sa raznolikom potrebom vlage. Korito kanala ispunjava populacija džombastih šaševa, a jednom zonom iznad zaštićena (*Schoenusnigricans*) stvara populaciju, dok u strmim obalama je peščano stepa ritska vegetacija bogato cvećem.*

Međutim, uprkos pozitivnim rezultatima, odvodni kanali u trenutnom obliku nam još nisu saveznici u očuvanju prirode, mada imaju potencijala. U interesu realizacije toga, potrebne su dve intervencije: 1) blažavanje/otklanjanje efekta odvodnjavanja i 2) unapređenje funkcije ekološkog koridora, gde je to potrebno.

Ublažavanje efekta odvodnjavanja: Rešenje problema može biti zatrpavanje kanala, mada u tom slučaju istovremeno i istrebljujemo i živa bića koja su tamo našla utočišta, i na taj način možemo prouzrokovati njihovo teritorijalno izumiranje, iako bi intervencija bila sprovedena u cilju zaštite životne sredine. Ovakve intervencije su sprovedene u regionu, tako npr. Kele – potok (Kelő-ér) na delu bugacpuste ili na apajskim slatinama. U ekstremnim slučajevima ove intervencije mogu biti neophodne, ali mora se priznati da ove drastične intervencije nisu opravdane samo u svrhu restauracije

pejzaža i, u trenutnim okolnostima, dovode do smanjenja prirodne vrednosti prostora. Zakopavanje kanala može biti samo kao krajnje rešenje.

Ublažavanje efekta odvodnjavanja treba uraditi sa delimičnim očuvanjem profila korita. Ovo vredi rešiti pomoću ustava i gušćim postavljanjem zapornica, ali kao najbolje rešenje predlažemo pregrađivanje kanala, koji su zbog rekonstrukcije dospeli pod reflektorska svetla, tojest zatrpavanjem na nekoliko kilometara, ili još gušće, minimalni deo od 5 metara (Prilog 8.). Ovi zemljani blokovi, na minimalni nivo smanjuju sposobnost kanala za odvod vode, ali vrste, koje žive u njihovim koritima, ne gube svoj životni prostor, ne nestaju sa prostora. Ovo rešenje, zbog kompromisnog svojstva bi se moglo u mnogo širem krugu primenjivati, umesto potpunog zatrpavanja. U ekstremno vlažnim godinama, kada voda može da uzrokuje materijalnu štetu, ove pregrade mogu se mašinama otvoriti, ali za njihovo ilegalno otvaranje, kao što je slučaj sa ustavama u regionu, šanse manje. Dodatni troškovi otvaranja mogu predstavljati problem, ali ukoliko posmatramo potreban budžet za zatrpavanje kanala po astronomskim cenama stavimo na drugu stranu vage, tada već nije nerealna ova alternativa.



Prilog 8.: Zemljanom branom pregrađeni kanal. Vodoodvodna sposobnost se može značajno ublažiti intervencijom, ali profil korita većinom ostaje intaktno, i na taj način zajednica biljaka i životinja, koja žive na obali i koritu kanala, kao i koncentrovana sposobnost biodiverziteta kanala se jedva oštećuje. Ovu rekonstruktivnu intervenciju smatramo najviše sledivom u Kiškunšagu.

Ublažavanje uloge ekološkog koridora: Pored smanjenja kapaciteta kanala za odvodnjavanje, važan zadatak je i povećanje njihove uloge, kao ekološkog koridora, posebno za kanale na poljoprivrednim zemljištima. Na ovim prostorima preživljavanje, kao i širenje autohtone flore i faune je ometano prisustvom invazivnih vrsta i češćem uznemiravanjem. Za ublažavanje uznemiravanja, trebalo bi ostaviti širu među (Prilog 8.), ali trenutni moral privređivanja, ne ide tome u prilog, travnate međe bi se mogle iskoristiti kao poljoprivredna ekološka mogućnost.



Prilog 8.: Poljoprivredni kanal sa širokom međom u blizini Brane „Móricz” (Móricz-gát). Vrste koja nalaze utočište u koritu kanala, su zaštićenije od uznemiravanja, koja dotiču poljoprivredno zemljište, i na taj način može funkcionisati kao efektivniji ekološki koridor, nego slučaju da su biljke do ivice obale zaorane.

Funkciju kanala, kao ekološkog koridora u sadašnjem obimu bi se moglo povećati, suzbijanjem invazivnih vrsta, na štetu autohtonih vrsta. U kanalima regiona, je veoma prostranjen divlji duvan (*Asclepias syriaca*), golema zlatica i kanadska štapika (*Solidago gigantea*, *S. canadensis*), ali na mnogim mestima se možemo susresti sa gronjastom zvezdicom (*Aster lanceolatus* agg.), kao i sa bagremcem (*Amorpha fruticosa*). Nažalost, za ove vrste su kanali izvanredni koridori širenja, i na ovaj način preko njih, mogu dostići i na izolovane travnate površine i vodena staništa.

Eliminisanje invazivnih biljaka samo po sebi nije dovoljno, jer na njihova mesta treba da nastane autohtone vrste. Vremenom, to može da se desi i spontano, ali u pojedinim slučajevima može biti dugotrajno ukoliko nisu prisutne na toj teritoriji. Zbog pomenutih razloga, treba ubrzati unošenje, aktivnom sadnjom, iako su ovakve intervencije u domaćoj praksi zaštite prirode manje prostranjena, najčešće zbog neosnovanog straha od „falsifikovanja flore”.

Biljke za naseljavanje možemo podeliti u dve grupe. Jedna grupa je vrsta zajednice biljaka, koja daje njihovu strukturu to su takozvane *bazne vrste*. One obezbeđuju, da struktura biljaka odgovara drugim živim vrstama npr. za preživljavanje i razmnožavanje zglavkara. Među baznim vrstama, je mnogo vrste generalista, koja ako se nalaze u kanalu nije im potrebno više pomoći. Ovakva vrsta je tupanarnik (*Molinia coerulea*), u ritskim kanalima ili u vlažnim pešćanim kanalima, ili puzava rosulja (*Agrostis stolonifera*) u blago slatinastim kanalima itd. Treba izdvojiti nekoliko baznih vrsta: kruta oštrika (*Carex elata*), zbog nepovoljnog tretman (tretman travnjaka košenjem) je potisnuta i sa hidrološki povoljnih teritorija, ali u kanalima, zbog izostanka godišnjeg tretmana može opstati. U mnogim dobro vodosnabdevenim pešćanim i ritskim kanalima je bazna vrsta (Prilog 9.), ali nedostaje iz nekoliko potencijalno odgovarajućeg kanala. Ukoliko iskopi i produbljuvanje korita ne bi oštetili korito kanala, tada je svakako preporučljivo nastanjenje vrste. Takođe treba razmotriti i unos biljke (*C. appropinquata*). Zbog retkosti ove vrste, ona nije mogla osvojiti ozbiljniji prostor u našim kanalima, iako bi ona bila odlična sekundarna staništa za ovu biljku, istovremeno na trenutnim staništima svuda izumire. Sekundarni opstanak staništa ritova bi bila mogućnost uvođenja ruzmarinolisne vrbe (*Salix rosmarinifolia*) u pogodne delove kanala. Na invazivno pogođenim delovima kanala, treba pokušati nastanjenje konkurentnih baznih vrsta. U borbi sa divljim duvanom, vredi pokušati nastaniti čelac (*Chrysopogon gryllus*). Ova vrsta kao i divlji duvan iz dubljih slojeva zemlje apsorbuje rastvore, i na taj način može smanjiti vitalnost divljeg duvana, ali njena fotosintetizirajuća biomasa se kao niska trava javlja, i iz toga razloga zasenjenjem bi u manjoj meri potisnula autohtone vrste. Funkcionisanje

ove mogućnosti eksperimentima još treba dokazati, i treba izraditi odgovarajuću metodu za razmnožavanje *Chrysopogon gryllus*-a, jer ona ima veoma loš kapacitet klijanja. Pored navedenog može biti reči i o mnogim drugim baznim vrstama na osnovu staništa i tipova kanala. Zbog njihovih strukturalnih uloga, kao bazne vrste trebamo napomenuti autohtone žbunjeve (npr. jednosemeni glog, trnjina, krušina itd.) i drveća (npr. bela vrba, bela topola itd.), kao i trsku, čiji povoljni uticaj smo već opravdali povodom ptica. Ove vrste se brzo nastanjuju, a sa aspekta tretmana treba obratiti pažnju na njihovo prekomerno suzbijanje.



Prilog 9.: Veliki džombasti šaš (*Carex elata*) u malom ritskom kanalu u blizini Šoltsentimre (Šoltszentimre). Okolne travnate površine čak i uz dobro snabdevanjem vodom, nisu pogodne za ove vrste, zbog košenja travnjaka, pa kanali iz dva razloga služe kao zaklon. S druge strane, oni zbog svog karakterističnog oblika rasta određuju strukturu vegetacije kanala tzv. fiziognomiju.

Druga grupa nastanjenih vrsta je takva prateća vrsta, čija je funkcija da služe kao hrana primarnim potrošačima, na taj način povećavaju kvalitet staništa i osiguravaju njihovo širenje. Širenje i opstanak na poljoprivrednim prostorima oprašivača, kao npr. dnevni leptiri, pčele, bumbari, osolike muve, bi uveliko olakšalo unošenje vrsta sa dobrom sposobnošću proizvodnje polena i nektara, ukoliko nedostaju iz određenog segmenta kanala. Rub suvijih peščanih kanala može biti izvanredno sekundarno stanište za divlju žalfiju (*Salvia pratensis*), za modrocvetnu divizmu (*Verbascum phoeniceum*) ili za klasastu čestoslavicu (*Pseudolysimachion spicatum*). U malo vlažnijim zidovima kanala, ili u koritu suvih peščanih kanala može se uzeti u obzir betunika (*Betonica officinalis*), sibirski zvončić (*Campanula sibirica*), piskavac (*Succisa pratensis*) ili glatka žablja trava (*Senecio doria*), koja je zbog košenja travnatih površina veoma potisnuta sa mnogih prethodnih staništa u Kiškunšagu. Blago slatinasti kanali mogu povećati ulogu staništa oprašivača npr. (*Oenanthe silaifolia*, Prilog 10.) i ostale entomofilne biljke. U slučaju dobrovodnosnabdevenih ritskih kanala, između ostalog može se preporučiti močvarni ljutić (*Ranunculus lingua*), dugolisna čestoslavica (*Pseudolysimachion longifolium*) i barski kostriš (*Senecio palludosus*, Prilog 11.). Kanali mogu biti izvanredna sekundarna staništa za nekoliko vrsta biljaka koja se zaprašuju pomoću insekata npr. žablji ljiljan (*Hottonia palustris*) i za gorku detelinu. Unošenje ovih vrsta u kanale, bi rešilo dugoročni regionalni opstanak vrste.



Prilog 10.: U vlažnim slatinastim kanalima kao i većina štitara, kao Oenanthe silaifolia je izvanredna biljka kao hrana oprašivačima, i na taj način je potrebna i za zglavkare, koji se hrane oprašivačima. Pogotovo bela rosulja (Agrostis stolonifera), njen unos se preporučuje u vlažnim slatinastim koritima kanala, koja su siromašna biljkama, koje zaprašuju insekti.



Prilog 11.: Barski kostriš, je rasprostranjen u mirnim dobro vodosnabdevenim ritским kanalima Kiškunšag-a. Bogat, kasnoletnje cvetajuća biljka je izvrsni izvor hrane oprašivačima, ali s obzirom da je zaštićena vrsta i sama po sebi predstavlja vrednost očuvanja prirode. Sa aspekta staništa njeno unošenje predlažemo u odgovarajuće kanale na travnatim površinama i na poljoprivrednim zemljištima u cilju jačanja funkcije ekološkog koridora.

Rezimirajući naš rad, možemo reći da u transformisanim i nepovratno presušanim prostorima Kiškunšag-a, kanali, iako su oni odgovorni za deo transformacija, paradoksalno postala utočišta velikom broju autohtonih organizama, i tako moramo prepoznati njihov značaj u očuvanju prirode. U cilju da bi bili istinski saveznici naših napora u cilju zaštite prirode, moramo sprečiti njihovu sposobnost odvodnjavanja vode. Ovo možemo postići delimičnim zadržavanjem profila korita, pregradama, ustavama, zapornicama. Kao linearni elementi predela, potencijalno mogu služiti, kao delotvorni ekološki koridori, ali na pojedinim mestima, zbog jake zaraženošću invazivim vrstama, ali i zbog nedostatka razvoja funkcije odgovorne bazne vrste, kao i zbog nedostatka biljaka koje služe ishrani herbivornih vrsta zglavkara ih sprečava u tome. Pomenute probleme bi trebalo rešiti aktivnim intervencijama, ovu biološka teorija i teorija zaštite prirode imamo na raspolaganju, a za njenu praktičnu primenu je potrebna spremnost za kompromis zainteresovanih sfera, kao i racionalizacija sukobljenih odnosa vezanih za kanale.

NAPOMENA

Ovaj dokument je izrađen uz finansijsku podršku Evropske unije. Sadržaj ovog dokumenta je isključivo odgovornost Universiteta u Segedinu i ne odražava zvanično mišljenje Evropske unije i/ili Upravljačkog tela.