

URBANIZÁCIÓ HATÁSA HALKÖZÖSSÉGEK SZERKEZETÉRE, KÜLÖNÖS TEKINTETTEL A MEDERMORFOLÓGIÁRA, BURKOLATOKRA



Szerkesztette:

Zagyva Tünde Andrea

Írták:

Dr. Czeglédi István és Dr. Erős Tibor

Balatoni Limnológiai Kutatóintézet,

Tihany

2022.

Tartalomjegyzék

1.	BEVEZETÉS	3
1.1.	A TÁJHASZNÁLAT HATÁSA VÍZFOLYÁSOK HALEGYÜTTESEINEK SZERKEZETÉRE	3
1.2.	VÍZFOLYÁSOK HALEGYÜTTESEINEK SZERKEZETE URBANIZÁLT TERÜLETEKEN	6
2.	ANYAG ÉS MÓDSZER	8
2.1.	MINTAVÉTELI HELYEK	8
2.2.	A VÍZFOLYÁSOK HALÁLLOMÁNYÁNAK ÉS ÉLŐHELYI VÁLTOZÓINAK FELMÉRÉSE	12
2.3.	AZ URBANIZÁCIÓ MÉRTÉKÉNEK JELLEMZÉSE	13
2.4.	A VÍZFOLYÁSOK ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTÁNAK MEGHATÁROZÁSA	14
2.5.	STATISZTIKAI ÉRTÉKELÉS	16
2.5.1.	A tájhasználat hatásának elemzése	16
2.5.2.	Az urbanizáció hatásának elemzése	17
3.	EREDMÉNYEK, ÉRTÉKELÉS	18
3.1.	A TÁJHASZNÁLAT HATÁSA HALEGYÜTTESEK SZERVEZŐDÉSÉRE	18
3.2.	AZ URBANIZÁCIÓ HATÁSA HALEGYÜTTESEK SZERVEZŐDÉSÉRE	22
4.	ÖSSZEFOGLALÁS	32
4.1.	A TÁJHASZNÁLAT HATÁSA HALEGYÜTTESEK SZERVEZŐDÉSÉRE	32
4.2.	AZ URBANIZÁCIÓ HATÁSA HALEGYÜTTESEK SZERVEZŐDÉSÉRE	37
5.	FELHASZNÁLT IRODALOM	41

1. BEVEZETÉS

A Föld biodiverzitásának csökkenése rohamos léptékben zajlik, melynek egyik fő okozója a természetes élőhelyek ember általi zavarása és átalakítása (*Dudgeon et al., 2006; Didham et al., 2007*). A világ népessége napjainkra meghaladta a 7,5 milliárd főt, mely becslések szerint 2100-ra túllépheti a 11 milliárdot (*ENSZ, World Population prospects: The 2017 Revision*). A népesség növekedése újabb természetes élőhelyek átalakítását fogja magával vonni a jövőben, tovább csökkentve a biológiai sokféleséget. Az ember által indukált leggyakoribb módosító tevékenységek közé tartozik a természetes élőhelyek urbán és mezőgazdasági területekké való átalakítása (*Paul & Meyer, 2001; Allan, 2004*), mely nem csupán a szárazföldi élővilág sokféleségét befolyásolja, hanem nagymértékben kihathat a különböző vízterek biológiai sokféleségére és integritására is, gyakran jelentős mértékben rontva azok ökológiai állapotát. Hiányos ismeretekkel rendelkezünk azonban arról, hogy a tájhasználatban történő nagy léptékű változások miként és milyen mértékben befolyásolják az élőlényközösségek szerkezetét vízfolyásokban (*Johnson, Olden & Vander Zanden, 2008*). Ezen ismeretek hiánya pedig jelentős mértékben korlátozza az ökológiai állapotot javító intézkedések megvalósítását (*Rose, 2000; Palmer et al., 2005; Roy et al., 2016*). Kutatásaink célja kettős: (i) feltárni, hogy milyen módon befolyásolja a mezőgazdasági tájhasználat és az urbanizáció vízfolyások halegyütteseinek összetételét, és a vízfolyások ökológiai állapotát. (ii) meghatározni, hogy mely tényezők befolyásolják leginkább urbán területeken átfolyó kisvízfolyások halegyütteseinek szerkezetét, figyelembe véve a lokális élőhelyi változók szerepét, valamint a terület urbanizáltságának mértékét és az adott vízfolyás fajkészletét.

1.1. A TÁJHASZNÁLAT HATÁSA VÍZFOLYÁSOK HALEGYÜTTESEINEK SZERKEZETÉRE

A tájhasználat hatásainak kutatása vízfolyások élőlényközösségeire meglehetősen bonyolult feladat, mivel azok komplexek, térben és időben változatosak, az élőlények felőli válaszreakciók pedig a legtöbb esetben nem lineárisak (*Allan, 2004; Urban et al., 2006; Dala-corte et al., 2016*). Habár a tájhasználattal kapcsolatos változók használata széles körben elterjedt a közösségökológiában, a tanulmányok döntő többsége lokális szinten vizsgálja azok jelentőségét az élőlényközösségek szerveződésében és a biodiverzitás alakításában, függő változóként többnyire az alfa-diverzitást használva.

A közösségszerveződésben betöltött szerepük pontosabb megértéséhez azonban egyaránt szükségünk van a lokális (alfa) és a regionális, vagy élőhelyek közötti (béta) diverzitási mutatók együttes vizsgálatára (Johnson & Angeler, 2014; Edge et al., 2017). Ennek ellenére, az alfa- és béta-diverzitás adott tájhasználati típusokon belüli és azok közötti variabilitása kevésbé ismert.

Általánosságban elmondható, hogy a természetes élőhelyek agrár, illetve urbán területté való átalakítása csökkenti a biodiverzitást (Paul & Meyer, 2001). A vízfolyások - mint a humán eredetű degradációnak leginkább kitett élőhelytípusok (Strayer & Dudgeon, 2010) - megfelelő modellként szolgálnak az élőlényekre ható, tájat érintő beavatkozások negatív hatásainak nyomon követéséhez. A vízfolyások közvetlen fizikai és kémiai paraméterei mellett, az ott élő organizmusok válaszreakcióiból (populációs- és közösségszinten) is következtethetünk a tájat ért beavatkozások típusára és mértékére. A halak kitűnő és széles körben alkalmazott indikátorok a vízfolyásokat érintő, káros emberi beavatkozások mértékének meghatározásában (pl. Berkman, Rabeni & Boyle, 1986; Wang, Lyons & Kanehl, 2001).

Az ember tájatalakító tevékenysége számos módon befolyásolhatja az élőhelyek és ezáltal a halegyüttesek szerkezetét (Walser & Bart, 1999): (i) a vízfolyás fizikai szerkezetének módosításán keresztül közvetlenül (pl. Cooper, 1987); (ii) a part menti növényzet (elsősorban fák) kivágásának következményeként a víz hőmérsékletének emelkedésével, a primer produkció növekedésével és az allochton eredetű szerves anyag csökkenésével (pl. Karr & Schlosser, 1978); (iii) főleg mezőgazdasági területeken a fokozott mértékű üledék-lerakódással (eliszaposodás), mely az ikrák és hallárvák túlélési esélyeit csökkentheti (Morgan, Rasin & Noe, 1983); (iv) befolyásolja a halak táplálkozását, növekedését és szaporodását (Gardner, 1981); (v) befolyásolja az oldott oxigén tartalmat és más kémiai paramétereket (Ringler & Hall, 1975).

Az emberi tájhasználat negatív hatásai gyakran hozhatók összefüggésbe az idegenhonos fajok terjedésével (Marchetti et al., 2004; Kennard et al., 2005; Light & Marchetti, 2007; Hermoso et al., 2011). A tájhasználat változása által kiváltott élőhelyi homogenizáció vagy heterogenizáció biodiverzitásra kifejtett hatását az idegenhonos fajok módosíthatják (Olden & Poff, 2003; Marchetti, Lockwood & Light, 2006; Hermoso, Clavero & Kennard, 2012). Ezen fajok megjelenésével például nőhet a lokális (alfa diverzitás), míg az élőhelyek közötti (béta) diverzitás az idegenhonos fajok káros hatásainak következményeként összességében csökkenő tendenciát mutathat (biológiai

homogenizáció) (Ding et al., 2017). Mindazonáltal, hiányos ismeretekkel rendelkezünk arról, hogy különböző térbeli szinteken (lokálisan és regionálisan) hogyan befolyásolják az idegenhonos fajok a biodiverzitást az eltérő tájhasználatú területeken.

Kutatásunk első részében kitérünk a tájhasználati formák (urbán, mezőgazdasági, természetvédelmi) kisvízfolyások élőhelyi struktúráját és az ott élő halegyüttesek diverzitását és szerkezetét befolyásoló hatásaira. Meghatározzuk, hogy (i) a kisvízfolyások élőhelyi szerkezete (lokális változók) különböznek-e az eltérő tájhasználati típusok között, és ha igen, mely változók felelősek leginkább az elválásért; (ii) hogyan alakul a halegyüttesek alfa és béta diverzitása a tájhasználati formák között és adott típuson belül és (iii) hogyan befolyásolják ezt az idegenhonos fajok; (iv) mely környezeti változók határozzák meg leginkább a halegyüttesek biodiverzitását és szerkezetét.

Predikciónk szerint az eltérő tájhasználati formák hatással vannak a kisvízfolyások élőhelyi szerkezetére; ennek következtében pedig különbségeket várunk a különböző tájhasználati típusú területeken folyó kisvízfolyások halegyütteseinek szerkezete és diverzitása között. Feltételezzük, hogy az őshonos halak alfa, és béta diverzitása a természetvédelmi kezelésben lévő, közel természetes területeken a legmagasabb, a leginkább degradált urbán területeken a legalacsonyabb, míg a mezőgazdasági területeken lévőké átmenetet képez ezek között (Kennard et al., 2005; Scott, 2006; Trautwein, Schinegger & Schmutz, 2012). Feltételezzük továbbá, hogy a közel természetesnek tekinthető élőhelyek ellenállóbbak a biológiai invázióval szemben, mely körülmények, ha különböző mértékben is, de biztosítottak a hazai természetvédelmi területeken. Mivel az ország területén számos mezőgazdasági üzemeltetésű halastó található, melyek elősegíthetik az idegenhonos fajok terjedését (Clavero & Hermoso, 2011; Erős et al., 2012; Takács et al., 2017), feltételezzük, hogy ezen fajok közösségszerkezetre kifejtett hatása az agrár területeken lesz a legmagasabb, a természetvédelmi területeken a legalacsonyabb, míg az urbán területeken lévőké átmenetet képez e két tájhasználati forma között. Vizsgálatunkban a halállomány szerkezeti és diverzitási mutatói mellett kitérünk azok biológiai integritására is, melyet az ökológiai állapotot indikáló halbiológiai index értékek alapján jellemzünk (Sály & Erős, 2016).

1.2. VÍZFOLYÁSOK HALEGYÜTTÉSEINEK SZERKEZETE URBANIZÁLT TERÜLETEKEN

Becslések szerint 2030-ra a Föld lakosságának körülbelül 60 %-a városokban fog élni (*US Census Bureau, 2001*). Az urbanizált területek felé történő vándorlás magával vonja a városok területének növekedését, valamint az ezzel együtt járó, környezetre ható káros folyamatok (pl. megnövekedett káros anyag kibocsátás, zöld területek csökkenése, zajszennyezés stb.) hatásainak fokozódását (*Marzluff & Ewing, 2001*). Összességében, az urbanizáció (városiasodás) a természetes élőhelyek tájképének, szerkezetének, földhasználatának megváltozásával járó komplex és gyors folyamat, aminek következtében a települések, és főleg a városok nagysága és lakosság száma folyamatosan gyarapodik (*Paul & Meyer, 2001*).

A Föld legveszélyeztetettebb ökoszisztémái közé tartoznak az édesvizek, biológiai sokféleségük nagyobb mértékben csökken, mint bármely más szárazföldi ökoszisztémáé (*Sala et al., 2000; Dudgeon et al., 2006*). Bár kevésbé ismert, de az urbanizáció, a szárazföldi ökoszisztémák mellett, súlyos veszélyeket jelenthet az édesvizek élővilágára is (*Kern & Langerhans, 2018*). Az édesvizek közül is a vízfolyások vannak leginkább kitéve az urbanizáció káros hatásainak, melyek leggyakrabban a magát a medret és annak közvetlen környezetét érintő beavatkozásokban mutatkoznak meg. Számos kutatás igazolja, hogy az urbanizációval járó, vízfolyást érintő beavatkozások következtében változhatnak a víz fizikokémiai paraméterei, valamint a vízfolyások hidrológiai és morfológiai tulajdonságai (pl. *Chadwick et al., 2006; Roy et al., 2009*). A városokban a vízfolyások medre rendszerint ki van betonozva, vagy mesterséges kövezéssel van kirakva, a víz gyorsabb lefolyásának elősegítése és az erózió megakadályozása miatt. Ez, kombinálva egyéb, rendszerint vízügyi beavatkozással (pl. part menti fák kivágása, szennyvíz elvezető csatornák vízfolyásba vezetése) az adott vízfolyásszakasz élőhelyi változatosságának homogenizációjához vezet, mely közvetlen hatással van az ott élő organizmusokra (*Walsh et al., 2005; Violin et al., 2011; Booth et al., 2016*).

Az urbanizáció élővilágra kifejtett hatásairól napjainkig számos tanulmány született. Kevésbé ismertek azonban az élőlényközösségre ható komplex folyamatok urbanizált vízfolyásokban, melyek együttesen alakítják ezen közösségek szerkezetét és melyek jelentősége a közösségszerveződésben nagymértékű variabilitást mutathat, illetve jelentősen változhat térben (pl. biogeográfiai régiók között) (*Brown, Gregory & May,*

2009; Engman & Ramírez, 2012; Lisi et al., 2018). Az urbanizáció mértékének számszerűsítése igen sokféle mérőszámmal (Meador, Coles & Zappia, 2005) és különböző térbeli szinteken (Wang et al., 2001) történt. Nagyobb térbeli skálán (pl. vízgyűjtő szinten) az urbán területek egyéb területekhez viszonyított aránya gyakran használt mérőszám (Morgan & Cushman, 2005; Engman & Ramírez, 2012). Más tanulmányok ún. „proxy”, azaz helyettesítő paramétereket (pl. utak száma, település méret, lefolyástalan területek aránya) használnak (McKinney, 2001; Brabec, Schulte & Richards, 2002). Kisebb térbeli szinteken maguknak a vízfolyásoknak és azok közvetlen környezetének (pl. partszegély) élőhelyi paramétereit használják fel az urbanizáció mértékének kvantifikálására (Engman & Ramírez, 2012; Furlan, Esteves & Quinaglia, 2012). Napjainkra számos index került fejlesztésre, melyek az urbanizáció jellemzésére szolgáló számos paramétert együttesen vesznek figyelembe (Meador et al., 2005; Seress et al., 2014). Mindazonáltal, az urbanizáció élőlényekre kifejtett hatásainak vizsgálatában, a tanulmányok többségében, a magát az urbanizációt jellemző változók jelentőségének vizsgálata történt, míg az egyéb faktorok együttes elemzésbe vonása ritkának számít. Napjainkban több kutatás is alátámasztja, hogy a térbeli kényszereknek (pl. diszperzió limitáltság) és egy adott vízfolyás vagy (rész)vízgyűjtő fajkészletének nagyobb jelentősége lehet a közösségek szerveződésében, mint a korábbi publikációkban nagy hangsúlyt kapó lokális élőhelyi változóknak (Stoll et al., 2014; Czeglédi et al., 2016). Stoll et al., (2014) például kimutatta, hogy restaurált vízfolyásszakaszokon, az egyes halfajok jelenlétét és denzitását szignifikánsan nagyobb mértékben határozták meg a regionális fajkészletben megmutatkozó előfordulási gyakoriságok és abundancia-viszonyok, mint a lokális élőhelyi változók. A fajkészlet és a lokális környezeti változók jelentőségéről született kutatások döntő többsége mindazonáltal ez idáig restaurált vízfolyások rekolonizációját vizsgálta, míg urbanizált területeken, szerepük a közösségek szerveződésében kevésbé ismert. A hatékonyabb természetvédelmi beavatkozások megtervezéséhez azonban elengedhetetlen az urbanizációt jellemző változók jelentőségének megismerése mellett, ezen változók szerepének feltárása.

Ahogy az ember tájátalakító tevékenysége kapcsán már említettük, a halak megfelelően indukálják az élőhelyekben és a tájban történt változásokat, így az urbanizáció folyamatát is (Scott, 2006; Peressin, da Silva Gonçalves & Cetra, 2018). Az urbanizáció által degradált vízfolyásszakaszok halak általi kolonizációja rendszerint

az alsóbb szakaszokról történik, feltéve, ha ott az élőhelyi körülmények megfelelőek a halak számára. Ennek oka a vízfolyáshálózatokra, és magukra a vízfolyásokra is jellemző ún. „beágyazott” elrendezés, mely struktúrában, a felsőbb szakaszok halegyütteseinek általában az alsóbb szakaszok halegyütteseinek részhalmazai („nested pattern”) (Campbell Grant, Lowe & Fagan, 2007; Grossman et al., 2010). Mindazonáltal, az urbanizált vízfolyásszakaszokon jellemző degradált élőhelyi szerkezet limitálhatja, hogy mely fajok képesek ezen szegmensek kolonizációjára. Összességében tehát, egy faj jelenléte és denzitása egy degradált vízfolyásszakaszon meghatározott a degradáció típusa és mértéke, valamint az adott vízfolyás alsóbb szakaszain jellemző halállomány (fajkészlet) szerkezete által (Detenbeck et al., 1992; Albanese, Angermeier & Peterson, 2009).

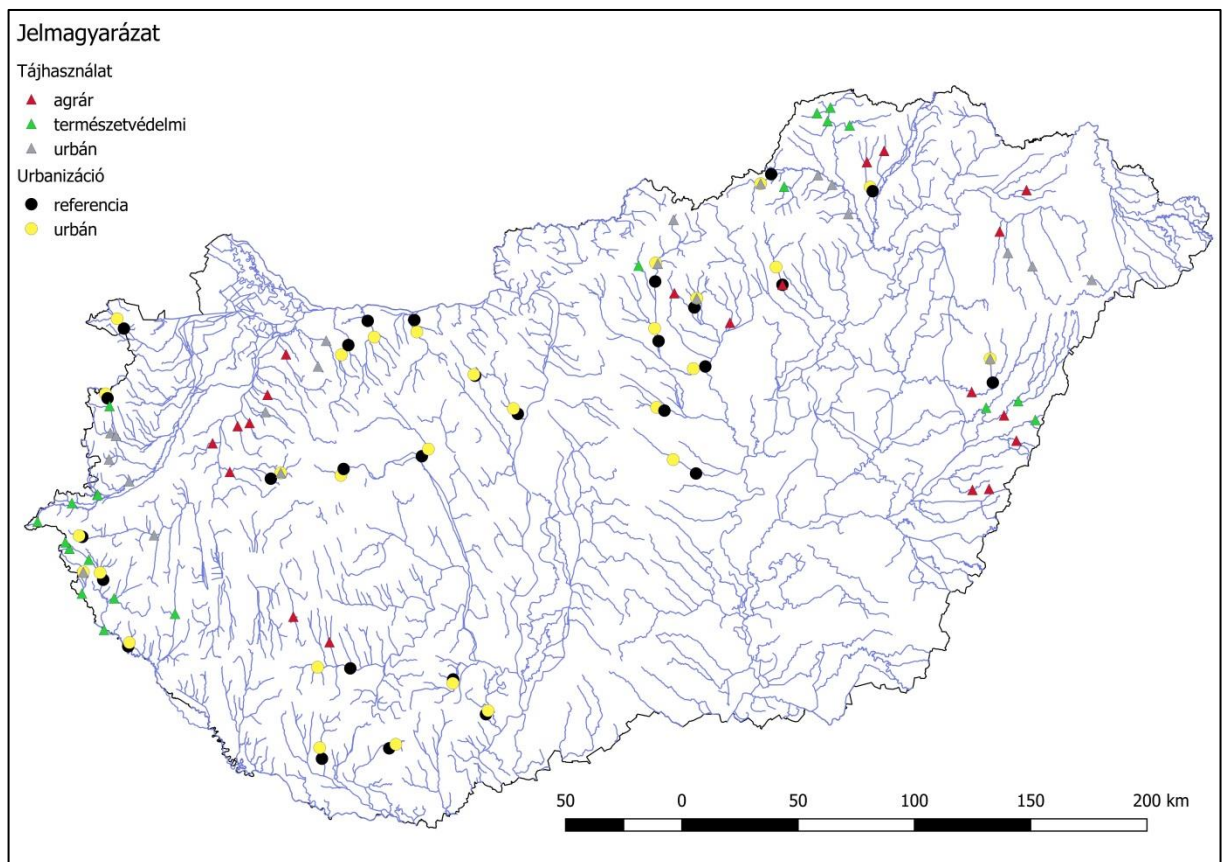
Kutatásunk második felében urbanizált vízfolyásszakaszok halállomány-szerkezetét befolyásoló tényezők jelentőségét vizsgáljuk. A kutatáson belül kvantifikáljuk az urbanizáció mértékének, a lokális élőhelyi változóknak és az adott vízfolyás fajkészletének szerepét a halegyüttesek szerveződésében. Ehhez különböző mértékben urbanizált vízfolyásszakaszokon (urbanizációs gradiens) mintáztuk a halállományt, valamint mértük fel az élőhelyi változókat. Ezen kívül minden, településen átfolyó vízfolyásszegmens alatti, természeteshez közelebbi állapotú szakaszon is felmértük a halállományt, melyet a degradált szakasz potenciális fajkészleteként vettünk számításba. Feltételezésünk szerint, az élőhelyi degradáció mértéke növekszik az urbanizációs gradiens mentén, melynek jelentős hatása van a halegyüttesek szerkezetére. Feltételezzük továbbá, hogy az adott vízfolyást jellemző fajkészlet által magyarázott varianciahányad elérheti vagy meg is haladhatja a lokális élőhelyi változók által magyarázott varianciahányadot a közösségszerveződésben.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. MINTAVÉTELI HELYEK

Mintavételeinket országos szinten végeztük (1. ábra). A tájhasználat hatásának vizsgálatához 75 (25 természetvédelmi, 25 agrár, és 25 urbán) (1-3. kép), míg az urbanizáció hatásának vizsgálatához 58 (29 vízfolyás urbán- és referenciaszakasza) (4-5. kép) helyet választottunk ki térinformatikai program (QGIS) segítségével. A mintavételi helyek kiválasztásánál a következő kritériumoknak kellett teljesülnie: (i) minden vízfolyásnak alkalmasnak kellett lennie a gázolós mintavételre (másod- és

harmadrendű kisvízfolyások); (ii) a természetvédelmi tájhasználatú vízfolyásszakaszoknak valamelyik nemzeti park területén vagy NATURA 2000 területen kellett elhelyezkedniük; (iii) az agrár vízfolyásszakaszok esetében az adott részvízgyűjtő minimum 70 %-án mezőgazdasági tájhasználatnak kellett lennie; (iv) az urban vízfolyásszakaszoknak lehetőleg a települések központjának közelében kellett lenniük; (v) mindegyik mintázandó vízfolyásszakasznak megközelíthetőnek kellett lennie. A tájhasználat hatásának vizsgálatához végül 62 helyet mintáztunk a 75-ből a fentebb említett kritériumok nem teljesülése miatt, míg az urbanizáció hatásának vizsgálatában mind az 58 helyet sikeresen mintáztuk (1. ábra).



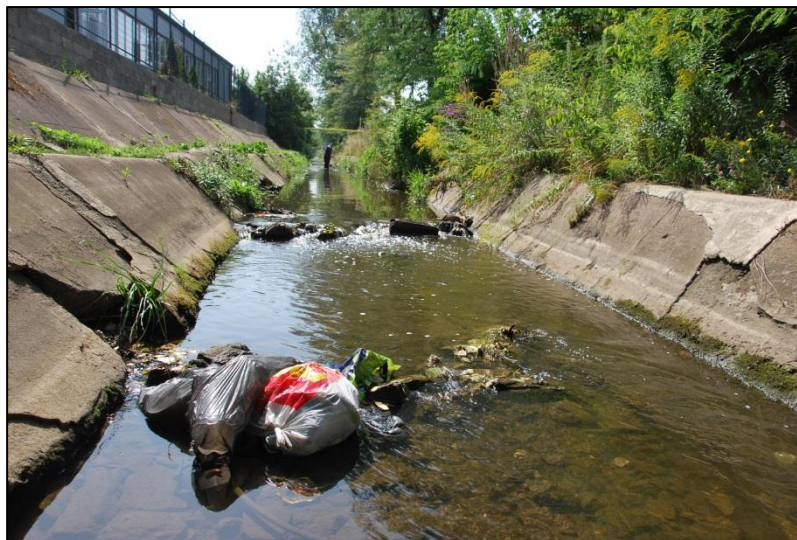
1. ábra: A munka során mintázott vízfolyásszakaszok pozíciója



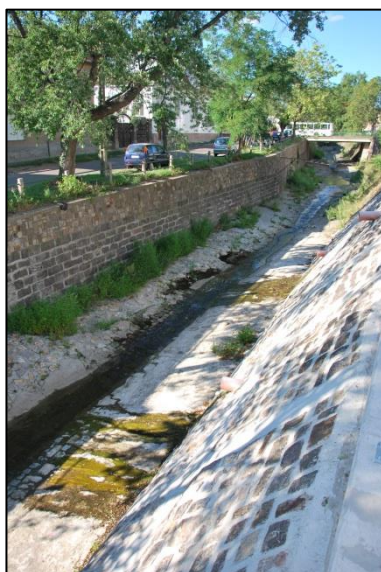
1. kép: Természetvédelmi területen folyó kisvízfolyásszakasz (Zala, Óriszentpéter)



2. kép: Mezőgazdasági területen folyó kisvízfolyásszakasz (Bene-patak, Nagyfüged)



3. kép: Urbán területen folyó kisvízfolyásszakasz (Hangony-patak, Ózd)



4. kép: Kisvízfolyás urbán szakasza (Gyöngyös-patak, Gyöngyös)



5. kép: Kisvízfolyás referencia szakasza (Gyöngyös-patak, Gyöngyöshalász)

2.2. A VÍZFOLYÁSOK HALÁLLOMÁNYÁNAK ÉS ÉLŐHELYI VÁLTOZÓINAK FELMÉRÉSE

A vízfolyások mintázása 2017 és 2018 nyarán (június-augusztus) történt. A halállomány felmérését a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) protokollja alapján végeztük. Minden előre kijelölt helyen egy 150 m-es vízfolyásszakaszt halásztunk meg gázolva, háton hordozható, akkumulátoros, elektromos halászgép segítségével (*Hans Grassl, IG200/2B*). A fogott egyedeket fajszinten meghatároztuk, majd visszaengedtük őket a vízbe.

Az élőhelyi változók felmérése során, minden 150 m-es vízfolyásszakaszon, 10 darab, a partra merőleges transzektet vettünk fel, egymástól egyenlő távolságra. Minden

transzektnél mértük a nedvesített mederszélességet (m). A vízmélység (cm) és a vízsebesség (cm/sec) mérése, a transzekten belül, egymástól egyenlő távolságú pontokon, 5 helyen történt (2 pont a part közelében, egy pont a meder közepén, míg egy pont a meder közepe és a partok között körülbelül fél távon). A mederaljzatot alkotó partikulumok (iszap, homok, kavics, kő, szikla, beton) százalékos hozzájárulásának megállapítása a mintázott szakasz teljes mederaljzatának összetételéhez, a már említett, transzekteken belüli 5 ponton történő vizuális felmérés alapján történt. Hasonló módon mértük fel továbbá a vízi makrovegetáció típusát (emerz, szubmerz, lebegő levelű, fonalas alga és növénymentes víztér) és borításának (%) mértékét. A víz hőmérsékletét (°C), vezetőképességét ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oldott oxigén tartalmát (mg/L), teljes oldott sótartalmát (TDS, mg/L) és pH-ját YSI EXO2 multiparaméteres szondával mértük a halászat előtt. A nitrogénformák (nitrit, nitrát, ammónium, mg/L) és a foszfát (mg/L) mérése terepi kitek segítségével történt (Visocolor ECO). A vízfolyás mentén, körülbelül 10 méteres sávban, a közvetlen parti borítást a fás- és lágyszárú növényzet, valamint a betonburkolat százalékos arányaival jellemeztük.

A tengerszint feletti magasság mérése szintén a terepen történt GPS készülék segítségével (*Garmin Montana 650*). A terepen felvett adatokból kiszámoltuk a vízmélység, a vízsebesség és a mederszélesség variációs koefficiensét (VC) az élőhelyi heterogenitás jellemzésére. Végül, szintén a tájhasználat hatását taglaló részkutatáshoz, kiszámoltuk a vízi növényzet és a mederaljzat Shannon diverzitását, melynek értéke lényeges információval szolgálhat mind a táji, mind pedig a lokálisan ható folyamatokat illetően (*Wang et al., 2003; Hoeinghaus, Winemiller & Birnbaum, 2007; Eros et al., 2012*).

A mintázott vízfolyásszakaszok élőhelyi változóit, halállományát és a halak alapján történő ökológiai minősítési indexértékeket tartalmazó táblázatot a jelentéshez csatoljuk (VKI 2018 jelentés urbanizacio tajhasznalat.xlsx).

2.3. AZ URBANIZÁCIÓ MÉRTÉKÉNEK JELLEMZÉSE

Az urbanizáció hatását vizsgáló részkutatásban, az urbanizáció számszerűsítésére két mérőszámot használtunk: (i) az adott település méretét és népességszámát, valamint (ii) a Seress *et al.*, (2014) által kifejlesztett urbanizációs indexet. A települések méretét és népességszámát számos tanulmány használja az urbanizáció mértékének szélesebb skálán történő kvantifikálására (*Jones & Clark, 1988; Meyer, Paul & Taulbee, 2005*),

mivel általában erősen korrelálnak az adott részvízgyűjtők mesterséges kiépítettségével és a lefolyástalan területek arányával (*Chabaeva, Civco & Hurd, 2009*). Az általunk használt urbanizációs index egy program segítségével számítható. A program félig automatizált, mely a Google Maps által a világon bárhol elérhető, és letölthető műholdas képeket használ. A mintavételi helyszíneken rögzített GPS koordináták segítségével a programon keresztül letöltöttük az 1 km x 1 km nagyságú műholdas képeket, amelyek középpontja a mintavételi szakasz középpontja volt. Mielőtt megkezdjük az urbanizációs index kiszámítását a képeken belül „training” pontokat jelöltünk ki 5 kategóriában: erdő, épület, növényzet, aszfaltos út és egyéb kategória, amelybe a víz tartozott. Miután kijelöltük a „training” pontokat elindítottuk az urbanizációs pontok kiszámítását minden egyes képre. A program az öt változóból főkomponens elemzéssel (PCA) kiszámolja az urbanizációs indexet, amely a PCA első tengelyének pontértéke (részletekért ld. *Seress et al. 2014*).

2.4. A VÍZFOLYÁSOK ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTÁNAK MEGHATÁROZÁSA

A vízfolyások ökológiai állapotának minősítését a Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) segítségével végeztük el, melynek részletes leírása *Sály & Erős (2016)* munkájában található. A minősítés alapja, hogy a mintavételi helyen talált halállomány összetételét összehasonlítjuk egy olyan ún. referencia közösséggel, mely az antropogén hatásoktól mentes halállomány összetételt tükrözi (*Sály és Erős, 2016*). A HMMFI ún. típuspecifikus index, amely vízfolyás típusonként külön-külön állapítja meg a referencia halközösség összetételét a halállomány szerkezeti és funkcionális változói alapján. A HMMFI használatakor a következő hat vízfolyástípust különböztetjük meg: középhegységi kisvízfolyások, dombvidéki kisvízfolyások, dombvidéki folyók, síkvidéki kisvízfolyások, síkvidéki folyók, Duna folyam.

A HMMFI index formulája a következő:

$$HMMFI_{minta} = \sum_{i=1}^m w_i \times s(M_i)$$

, ahol „ $HMMFI_{minta}$ ” a mintának megfelelő vízfolyás típushoz tartozó HMMFI index mintára kiszámított pontszáma, „ m ” az adott típus indexében szereplő metrikák (azaz a halközösség szerkezetét jellemző változók) száma, „ w_i ” az i -dik metrika súlya, „ $s(M_i)$ ” az i metrika mintabeli értékétől függő pontszám, „ M_i ” az i metrika mintabeli értéke.

A referencia állapotot a legmagasabb (maximális) indexérték határozta meg, amely a (közel) természetes körülmények között tapasztalt halállomány összetételt tükrözi. A maximális vagy közel maximális indexértékű vízfolyások referencia-helynek tekinthetők. Az ökológiai minőségi mutatót (*Ecological Quality Ratio - EQR*) a tényleges ökológiai állapot és a referenciaállapot (maximális index értéke) arányának normalizált formájaként számszerűsítették az alábbiak szerint:

$$EQR_{sample} = \frac{HMMFI_{minta} - HMMFI_{min}}{HMMFI_{max} - HMMFI_{min}}$$

, ahol az „ EQR_{sample} ” a minta EQR értéke, „ $HMMFI_{sample}$ ” a minta vízfolyás-típusának megfelelő HMMFI idexszel kiszámított pontszáma, „ $HMMFI_{min}$ ” a minta vízfolyás-típusának megfelelő index leggyengébb ökológiai állapot mellett számítható pontszáma, „ $HMMFI_{max}$ ” a minta vízfolyás-típusának megfelelő index legjobb ökológiai állapot mellett számítható pontszáma.

Az EQR érték a [0,1] tartományba esik, ezzel kvantitatívan jellemzi az ökológiai állapotot, 0 érték esetén az ökológiai állapot rossz, 1 érték esetében pedig kiváló.

Az ökológiai állapot 5 osztályos skálán jellemezhető a VKI elvárásainak megfelelően. Az EQR értékekhez tartozó minőségi osztályok az alábbiak:

EQR értékintervallum	Minőségi osztály
(0.80,1.0]	kiváló
(0.60,0.80]	jó
(0.40,0.60]	mérsékelt
(0.20,0.40]	gyenge
[0,0.20]	rossz

2.5. STATISZTIKAI ÉRTÉKELÉS

2.5.1. A tájhasználat hatásának elemzése

Ahhoz, hogy meghatározhassuk, hogy a tájhasználati formák hogyan befolyásolják az vízfolyások élőhelyi változóit ún. CAP (*Constrained Analysis of Principal Coordinates*) (Anderson & Willis, 2003) elemzést végeztünk, melyet permutációs ANOVA-val egészítettünk ki (Oksanen et al. 2018). A CAP elemzésben a helyek összehasonlításához az euklideszi távolságot használtuk. Az elemzés előtt a változókat standardizáltuk az adott változó maximumával való osztással, így minden változó 0 és 1 közé eső skálára került. K-közép elemzést végeztünk a helyek, tájhasználat alapján történő *a priori* és *a posteriori* elválásának ellenőrzéséhez és az osztályozási hiba (%) kvantifikálásához.

Általános lineáris modelleket (LM) futtattunk a tájhasználat (kategorikus változó), az idegenhonos halak fajszáma és relatív abundanciája (folytonos változók), valamint a lokális élőhelyi változók (folytonos változók) fajszáma kifejtett hatásainak számszerűsítésére. Az elemzés előtt kizártuk az egymással erősen korreláló élőhelyi változókat, mely döntéshez a Pearson korrelációs együtthatót (0,7 érték feletti korrelációk) és a variáció inflációs faktort (VIF, 5 feletti értékű változók) használtuk. A teljes modell egyszerűsítéséhez és a végső modell megtalálásához az Akaike információs kritériumot használtuk.

Hasonlóan az élőhelyi változókhoz, CAP elemzést és k-közép elemzést végeztünk a halegyüttesek tájhasználati forma alapján történő elkülönítéséhez és a tájhasználati típusokon belüli és azok közötti variabilitás (béta-diverzitás) vizsgálatához. Az elemzésekben, a Sorensen indexet használtuk a prezencia-abszencia, míg a Bray-Curtis indexet a Hellinger transzformált abundancia adatokra (Legendre & Gallagher, 2001). Redundancia elemzést (RDA) és variancia particionálást végeztünk az élőhelyi és térbeli változók (vízfolyás pozíciója a tájban) halegyüttesek variabilitásában betöltött jelentőségének vizsgálatához, a különböző tájhasználatú területeken. Térbeli változóként PCNM (Principal coordinates of neighbour matrix analysis) által előállított mátrixot használtunk, melynek elkészítése a mintavételi helyek közötti legrövidebb, vízfolyáshálózaton mért, euklideszi távolságon alapult (Borcard et al., 2011; Legendre & Legendre, 2012). A variancia particionálás előtt mind a lokális, mind pedig a térbeli változókat ún. „forward selection” módszernek vetettük alá, melyhez Monte Carlo randomizációs tesztet használtunk. A végső RDA modellekben csak azokat a változókat tartottuk meg, melyek szignifikánsan meghatározták a halegyüttesek variabilitását. A

közösségszerkezeti varianciát végül a lokális változók által, a térbeli hatás által, e kettő által együtt, és az egyik által sem magyarázott varianciához osztoztunk az R^2 értékek alapján. Az elemzéseket elvégeztük minden tájhasználati típusra külön-külön, valamint az egész mintát egybevetve is. Az elemzésekhez az R statisztikai környezetet használtuk (*R Development Core Team, 2015*), azon belül pedig a *vegan* (*Oksanen et al., 2018*), *car* (*Fox & Weisberg, 2011*) és *MASS* (*Venables & Ripley, 2002*) csomagokat.

2.5.2. Az urbanizáció hatásának elemzése

Spearman rang korreláció (r) elemzéssel értékeltük az urbanizációt jellemző változók (település népességszáma, területe és az urbanizációs index értéke) és a vízfolyások élőhelyi változói (fizikai és kémiai változók, növényzet borítása) közötti kapcsolatokat. Általános lineáris modellt használtunk, hogy meghatározzuk melyek az őshonos fajszámot és az ökológiai állapotot (azaz az EQR értéket) leginkább meghatározó környezeti változók. A számos környezeti változó redukálása érdekében az egy csoportba tartozó változók számát főkomponens elemzést (PCA) alkalmazva csökkentettük. Külön főkomponens elemzést készítettünk ezért 1) a szervesanyag terhelést indikáló nitrogén és foszfor formákra (nitrit, nitrát, ammónia, foszfát), 2) a meder aljzatának összetételét jellemző változókra (% iszap, % homok, % kavics, % kő, % szikla, % beton), 3) a vízi növényzet összetételét jellemző változókra (% emerz, % szubmerz, % lebegő levelű, % fonalas alga) és 4) a parti növényzetet/jelleget meghatározó változókra (% lágyszárú növényzet, % fásszárú növényzet, % beton borítás). Az arányokban kifejezett változókat négyzet arcus-sinus transzformáltuk az elemzések előtt. Az egyedi környezeti változókat (tengerszint feletti magasság, átlagos vízmélység, vízmélység variációs koefficiense, átlagos mederszélesség, átlagos vízsebesség, vízsebesség variációs koefficiense, oxigén tartalom, vezetőképesség, pH), a szervesanyag kémiai terhelést, az aljzat, a vízi növényzet és a part összetételét jellemző, PCA 1 és 2 tengelyértékeket, valamint az urbanizációs változókat használtuk fel a lineáris modellekben független (magyarázó) változóként. A legoptimálisabb modellt az Akaike információs kritérium alapján választottuk ki. A lineáris modellek feltételeinek teljesülését (változók normál eloszlása, szórás-homogenitás), valamint a modell illeszkedését QQ-ploton ellenőriztük.

Redundancia analízist (RDA) alkalmaztunk, hogy meghatározzuk mely környezeti tényezők határozzák meg a halállomány relatív abundancia adatokon alapuló

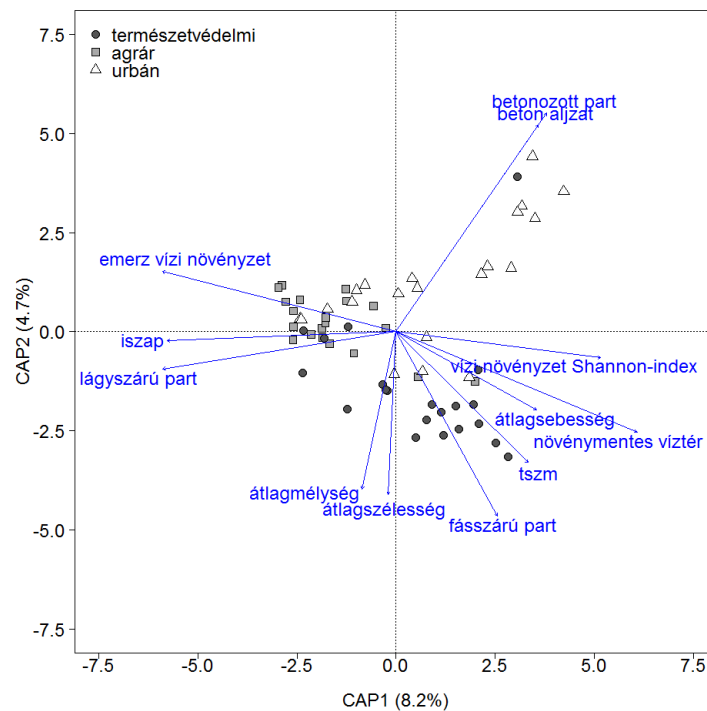
szerkezetét. Végül variancia particionálást végeztünk annak érdekében, hogy meghatározzuk, hogy az élőhelyek lokális változói, az urbanizációt leíró változók és az adott vízfolyás fajkészlete mekkora varianciahányadot magyaráz a halegyüttesek szerkezetét jellemző teljes varianciából. Az elemzést mind fajszámra, mind pedig az abundancia-viszonyokra elvégeztük. Az abundancia-szerkezetre készített variancia particionálás esetében, a változók számának csökkentése végett, a fajkészletet alkotó fajok egyedszámait által leírt változókat, illetve a lokális élőhelyi változókat a variancia particionálás előtt külön-külön PCA-ba vittük, majd ezen PCA-k első három tengelyét használtuk fel. A fajszámot, mint függő változót elemző variancia particionálásban, szintén a lokális változók alapján készített PCA első 3 tengelyét használtuk fel, illetve a referencia helyek fajszámát, mint magyarázó változókat. Mindkét elemzésben, az urbanizációs változókat eredeti formájukban hagytuk. Az elemzésekben az egyedszámokat Hellinger transzformáltuk. A statisztikai elemzés során és az ábrák elkészítéséhez az R programcsomagot és ezen belül a „Hmisc”, „MASS” és „factoextra” csomagokat használtuk.

3. EREDMÉNYEK, ÉRTÉKELÉS

3.1. A TÁJHASZNÁLAT HATÁSA HALEGYÜTTESÉK SZERVEZŐDÉSÉRE

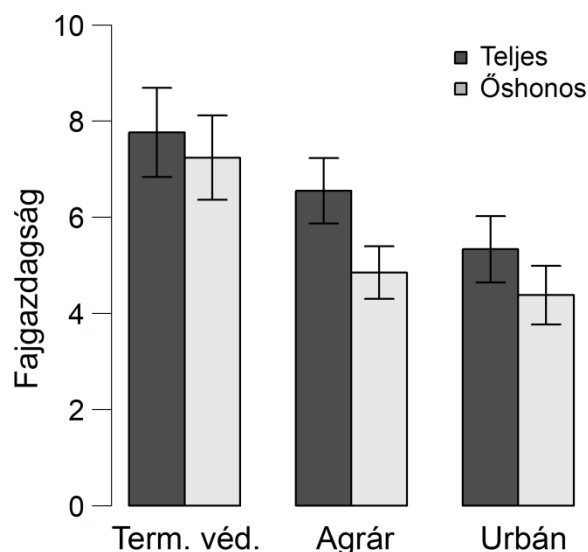
Vizsgálatunkban kimutattuk, hogy az egyes tájhasználati típusokkal jellemezhető vízfolyások jól elkülöníthetők a lokális élőhelyi változók alapján (2. ábra, ANOVA: $F=4,397$; $p<0.001$). Azok a vízfolyásszakaszok, melyek természetvédelmi területen helyezkedtek el, általánosságban nagyobb arányban voltak jellemezhetőek fás parti vegetációval, valamint kevésbé volt rájuk jellemző – éppen legfőbbképp a fák árnyékolása miatt – a vízi makrovegetáció. Ezek a vízfolyások többnyire magasabb tengerszint feletti magasságon helyezkedtek el és nagyobb vízsebességgel voltak jellemezhetőek. A mezőgazdasági területeken folyó kisvízfolyás-szakaszokra az iszapos mederalfzat, a főleg emerz makrovegetáció (leginkább nád, *Phragmites australis*) és a lágyszárú parti növényzet volt jellemző. Nem meglepően, az urbanizált szakaszokon magas volt a parti és mederbetonozás aránya. A k-közép módszer szerint azonban az *a priori* és az *a posteriori*, tájhasználat szerint történő osztályozások közötti megfeleltethetőség csak közepes volt (természetvédelmi: 52,4 %; mezőgazdasági: 70,0 %; urbán: 33,3 %). Összességében elmondható, hogy bár adott tájhasználati csoporton

belül is magas volt a variabilitás, a tájhasználati formák alapján, bizonyos szinten elkülöníthetőek voltak a vízfolyások.



2. ábra: A környezeti változók szerinti elkülönülésre végzett CAP elemzés ordinációs ábrája

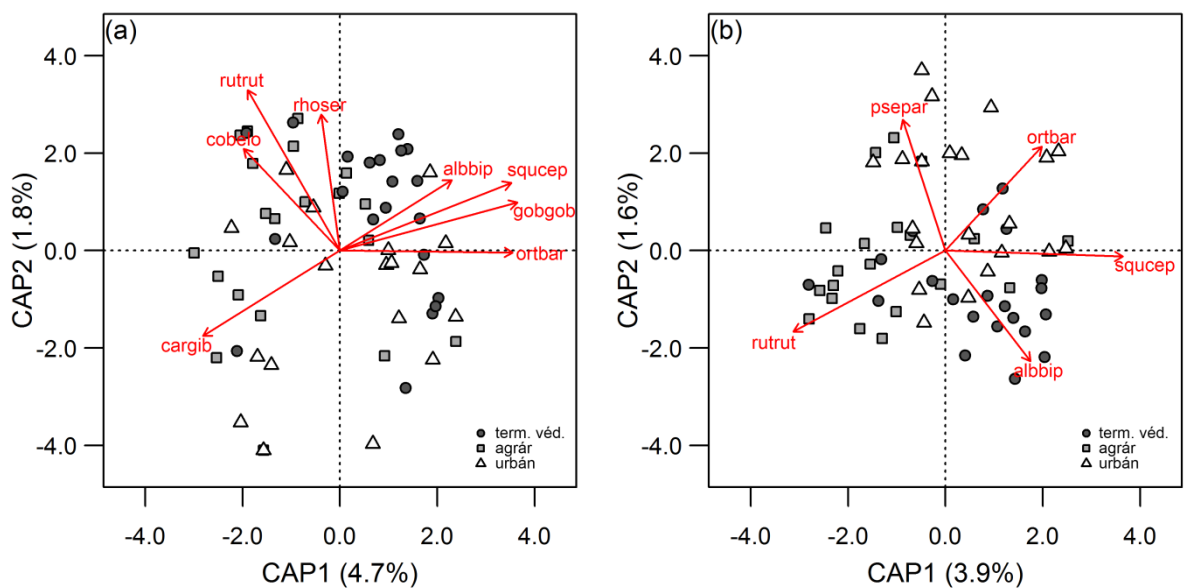
A halegyüttesek fajgazdagságát illetően elmondható, hogy az a várakozásoknak megfelelően a természetvédelmi területeken volt a legmagasabb, míg a leginkább degradált urbanizált területeken a legalacsonyabb (3. ábra).



3. ábra: A teljes és őshonos fajszám alakulása tájhasználati típusonként

Ugyanez igaz volt, akkor is, ha a kimutatásból kivettük az idegenhonos fajokat (3. ábra), mely a mezőgazdasági területeken okozta a legnagyobb fajszám csökkenést, azaz ezeken a területeken volt a legmagasabb ezen fajok aránya, alátámasztva ezzel előzetes feltételezésünket. Az általános lineáris modell szerint, az idegenhonos fajok relatív abundanciája ($p < 0,001$), a tengerszint feletti magasság ($p = 0,001$), a mezőgazdasági tájhasználat ($p = 0,004$), a pH ($p = 0,020$), a vízfolyás sebessége ($p = 0,027$) és az idegenhonos halak fajszáma ($p = 0,041$) határozta meg leginkább az őshonos fajok számát (végső modell: AIC: 113,35, $R^2 = 0,55$).

A halegyüttesek tájhasználat szerinti elválásának meghatározásához készített CAP elemzések azt mutatják, hogy mind a halegyüttesek összetétele (4/a ábra; $F = 2,439$, $p = 0,008$), mind pedig azok abundancia-viszonyai (4/b ábra; $F = 1,763$, $p = 0,013$) különböztek a tájhasználati formák között. Mindazonáltal, az ábrákból jól látszik, hogy összességében ezek a különbözőségeket nem voltak jelentősek.

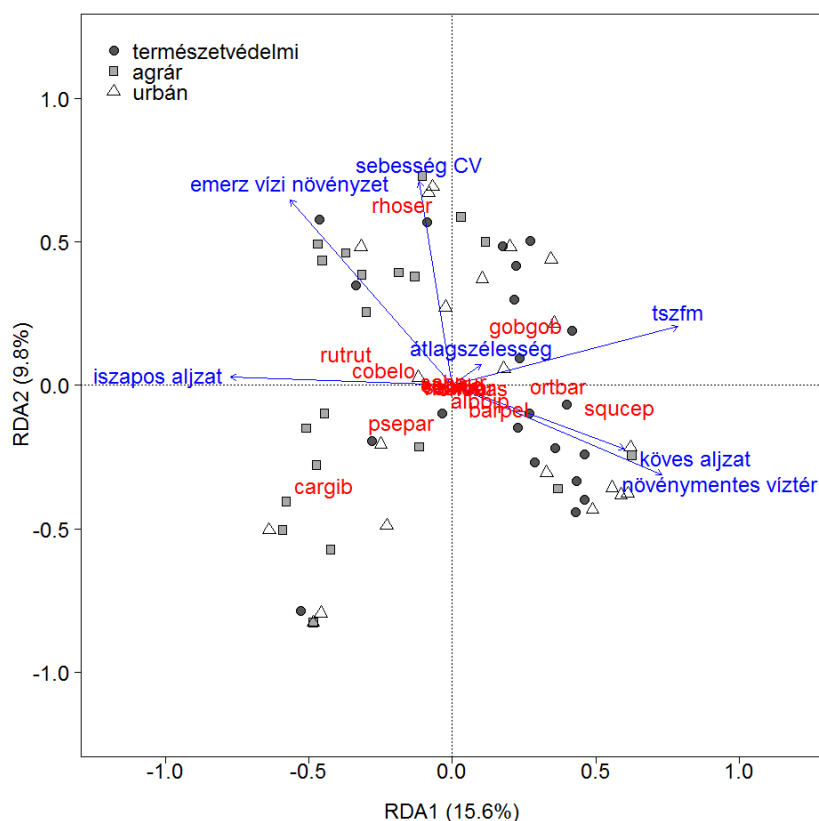


4. ábra: A fajkompozíció (a) és a relatív abundanciaszerkezeten (b) alapuló CAP elemzés ordinációs ábrája. Rövidítések: rutrut: bodorka; rhoser: szivárványos ökle; albbip: sujtásos küsz; squcep: domolykó; gobgob: fenékjáró küllő; ortbar: kövicsík; cargib: ezüstkárász; cobelo: vágócsík; psepar: razbóra

Általánosságban elmondható, hogy a természetvédelmi területeken mintázott vízfolyásszakaszokat az őshonos fajok dominálták (pl. domolykó, *Squalius cephalus*; sujtásos küsz, *Alburnoides bipunctatus*), míg az idegenhonos fajok előfordulási gyakoriságának (pl. ezüstkárász, *Carassius gibelio*) vagy abundanciájának növekedése (pl. razbóra, *Pseudorasbora parva*) az urbán és agrár területekhez volt köthető. A k-közép módszerrel elvégzett elemzés szerint, a besorolások helyessége a fajkompozíció

alapján készített CAP esetében, 52,4 % volt a természetvédelmi, 50,0 % az agrár és 38,1 % az urbán táj típusokban. Ugyanez a relatív abundancia-viszonyok alapján készített CAP elemzésben, sorrendben 52,4 %, 40,0 % és 47,6 % volt. Eredményeink, a béta diverzitást illetően arra utalnak, hogy - hasonlóan a lokális élőhelyi változók CAP elemzésénél tapasztaltakhoz - egy tájhasználati típuson belüli variabilitás megközelítheti a típusok között tapasztalható variabilitás mértékét.

Az összmintára lefuttatott variancia particionálás eredményei alapján a halegyüttesek szerkezetét relatíve kis mértékben magyarázták mind a tisztán lokális élőhelyi változók (23,8 %, $p < 0,001$), mind pedig a tisztán térbeli változók (6,1 %, $p = 0.131$). A két változócsoport által együttesen, egymástól nem függetlenül magyarázott varianciarány 3,4 % volt ($p = 0.013$), míg a maradék, meg nem magyarázott variancia százalékos aránya 66,7 % maradt. Az RDA első tengelyén a tengerszint feletti magasság, a mederaljzat összetétel (főleg a kő és iszap aránya), és a vízi növény mentes vízterek aránya határozta meg a minták elválását, míg a második tengelyen a vízsebesség variációs koefficiense és az emerz vízi növényzet volt meghatározó (5. ábra). Az egyes tájhasználati típusokra külön-külön lefuttatott variancia particionálások eredményei nagyban hasonlítottak az összmintán végzett elemzés eredményeihez (1. táblázat), bár a térbeli és lokális élőhelyi változók szerepe mutat némi eltérést. A lokális élőhelyi változók / térbeli változók szerepének aránya a természetvédelmi területeken volt a legmagasabb (7,0), közepes (2,2) volt az agrár területeken, míg a legalacsonyabb az urbán területeken (0,9).



5. ábra: A redundancia-analízis ordinációs ábrája. Rövidítések: barpel: kárpáti márna (korábban más rokon fajokkal együtt Petényi-márna); tszfm: tengerszint feletti magasság. Az ábrán szereplő egyéb rövidítések jelentését ld. 4. ábra, ábramagyarázat

1. táblázat: A variancia particionálás eredménye (%), minden tájhasználati típusra külön

	lokális	térbeli	lokális+térbeli	maradék
term.véd.	18,1	2,6	18,6	60,7
agrár	13,2	5,9	11,8	69,8
urbán	13,0	15,1	13,4	58,5

3.2. AZ URBANIZÁCIÓ HATÁSA HALEGYÜTTESÉK SZERVEZŐDÉSÉRE

A vizsgálat során kijelölt 29 település területe 972 és 46166 ha, népesszáma pedig 128 és 204156 fő között változott. A terület és a népesség között igen szoros kapcsolatot találtunk ($r = 0,83$; $P < 0,001$). Azonban az urbanizációs index értéke és a település területe ($r = 0,20$; $P = 0,304$), illetve népessége ($r = 0,26$; $P = 0,173$) között nem mutatkozott szignifikáns kapcsolat (2. táblázat).

2. táblázat: A vízfolyásokat jellemző környezeti változók és kapcsolatuk (Spearman rang korreláció: r) az urbanizáció mértékét jellemző változókkal

	Lakosság szám		Terület		PCA1 urbanizációs gradiens	
	rho	P	rho	P	rho	P
Tengerszint feletti magasság (m)	-0,13	0,487	-0,21	0,266	0,12	0,548
Parti lágyszárú növényzet (%)	0,21	0,272	0,25	0,198	-0,09	0,636
Parti fásszárú növényzet (%)	-0,09	0,656	-0,02	0,938	-0,22	0,255
Betonos part (%)	-0,16	0,396	-0,23	0,233	0,18	0,340
Mederszélesség (m)	-0,02	0,927	-0,05	0,801	-0,1	0,593
Meder mélység (cm)	-0,04	0,838	0,07	0,721	-0,17	0,385
Meder mélység CV (cm)	-0,01	0,950	-0,08	0,662	0,41	0,026
Áramlási sebesség (cm s ⁻¹)	0,1	0,623	-0,09	0,654	0,31	0,105
Áramlási sebesség CV (cm s ⁻¹)	0,35	0,060	0,04	0,832	0,29	0,132
Iszap aljzat (0-0.2 mm)(%)	-0,03	0,895	0,07	0,724	-0,2	0,295
Homok aljzat (0.2-2 mm) (%)	0,22	0,257	0,34	0,068	-0,09	0,625
Kavics aljzat (2-60 mm) (%)	-0,04	0,824	-0,13	0,515	-0,16	0,416
Kő aljzat (60-300 mm)(%)	0,05	0,800	-0,06	0,757	0,18	0,356
Szikla aljzat (>300 mm) (%)	-0,14	0,472	-0,2	0,305	-0,03	0,887
Beton (%)	-0,03	0,897	-0,08	0,684	0,36	0,054
Emerz növényzet (%)	0,05	0,794	0,07	0,721	-0,03	0,893
Szubmerz növényzet (%)	-0,11	0,558	-0,04	0,837	-0,15	0,441
Lebegő levelű növényzet (%)	-0,09	0,628	0,22	0,249	-0,16	0,398
Fonalas zöldalga (%)	0,07	0,720	0,24	0,204	0,17	0,372
Nitrit (mg l ⁻¹)	-0,16	0,419	-0,13	0,493	0,13	0,500
Nitrát (mg l ⁻¹)	-0,06	0,744	-0,09	0,633	0	0,999
Foszfát (mg l ⁻¹)	-0,21	0,282	-0,16	0,407	-0,12	0,530
Ammónia (mg l ⁻¹)	-0,13	0,508	-0,18	0,361	-0,06	0,755
Oldott oxigén (mg l ⁻¹)	-0,03	0,866	-0,03	0,867	0,15	0,440
Vezetőképesség (μS cm ⁻¹)	0,22	0,261	0,17	0,371	0,01	0,950
pH	-0,03	0,880	-0,17	0,388	-0,1	0,610
Lakosság szám (fő)	1	NA	0,83	0,000	0,26	0,173
Település területe (ha)	0,83	0,000	1	NA	0,2	0,304
PCA1_urban_grad	0,26	0,173	0,2	0,304	1	NA

A terület és népességszám közötti szoros összefüggés miatt a továbbiakban csak a település területét és az urbanizációs index értékét használtuk fel magyarázó változóként a halállomány szerkezetén végzett elemzésekben, míg a területtel statisztikai értelemben redundáns népességszámot kihagytuk. A vízfolyások lokális élőhelyi változói közül csak kevés mutatott összefüggést az urbanizáció mértékét leíró változókkal (2. táblázat). Érdekes, hogy szignifikáns összefüggést kizárólag a vízmélység variációs koefficiense és az urbanizációs index ($r = 0,41$; $P = 0,026$) között találtunk. Megjegyzendő, hogy

marginálisan szignifikáns összefüggést találtunk még az urbanizációs index és a beton mederaljzat százalékos borítása között is ($r = 0,36$; $P = 0,054$). Ezek az eredmények azt mutatják, hogy az urbanizáció mértéke nem befolyásolja jelentős mértékben a vízfolyások élőhelyi jellemvonásait hazánkban, azaz a város méretétől és az urbanizációs index értékétől viszonylag függetlenül alakult a vízfolyások élőhelyi jellege. Szemléltetésül e képeken (6-7. kép) is láthatjuk, hogy egy erősen beépített területen (*Által-ér, Tata*) a vízfolyás természeteshoz közeli élőhelyi képet mutat, míg egy kevésbé beépített területen (*Benta-patak, Tárnok*) a meder teljesen kibetonozott, egyáltalán nem természetes képet mutat.

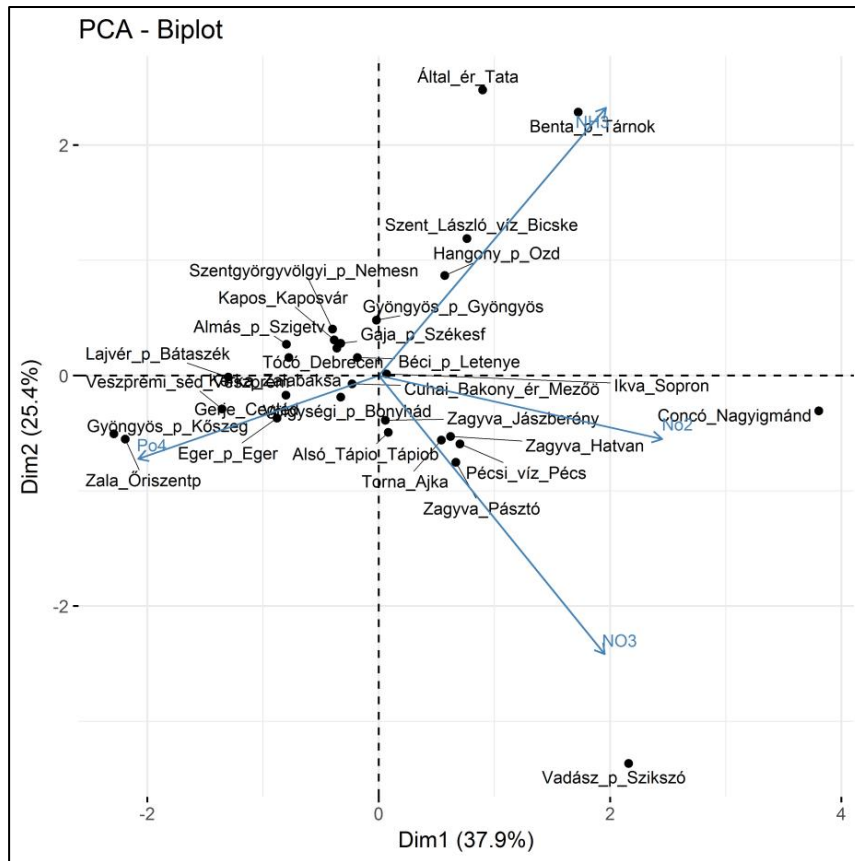


6. kép: Nagymértékben beépített városi területen futó természeteshoz közeli vízfolyásszakasz (*Által-ér, Tata*)

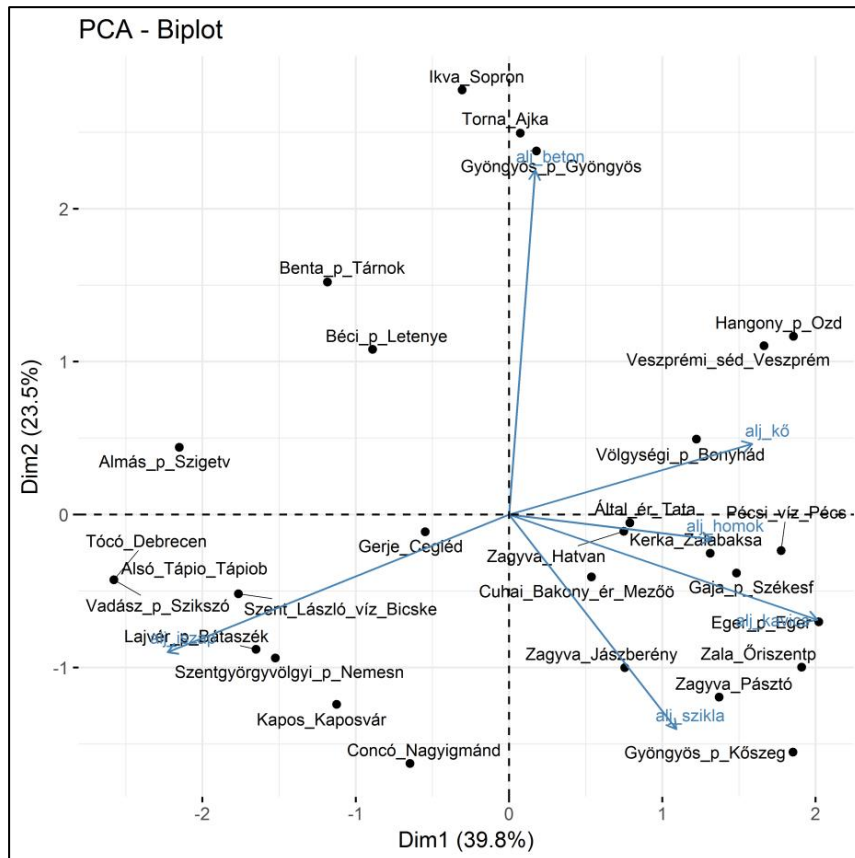


7. kép: Kevésbé beépített városi területen futó mesterségesebb vízfolyásszakasz (Benta-patak, Tárnok)

A szervesetlen terhelést indikáló, nitrogén és foszfor alapján készített PCA első két tengelye az összvariancia 63,3 %-t magyarázta (6. ábra). Az első tengelyt (37,9 %) a nitrogénformák és a foszfát koncentrációja közötti ellentétes gradiens jellemezte, míg a második tengely (25,4 %) a nitrogénformák koncentrációjában mutatkozó kisebb különbségeket írta le. A meder aljzatának összetételét jellemző változókon (% iszap, % homok, % kavics, % kő, % szikla, % beton) végzett PCA első két tengelye az összvariancia 63,5 %-t magyarázta (7. ábra).

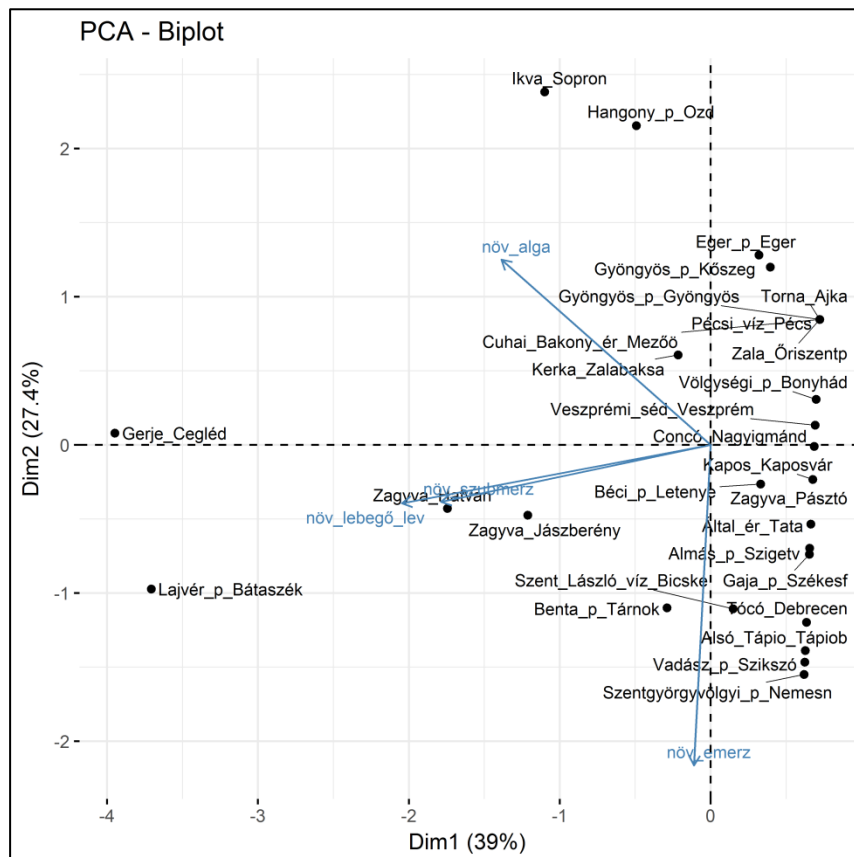


6. ábra: A szervesen terhelést (nitrogén és foszforformák) indikáló változókon végzett PCA

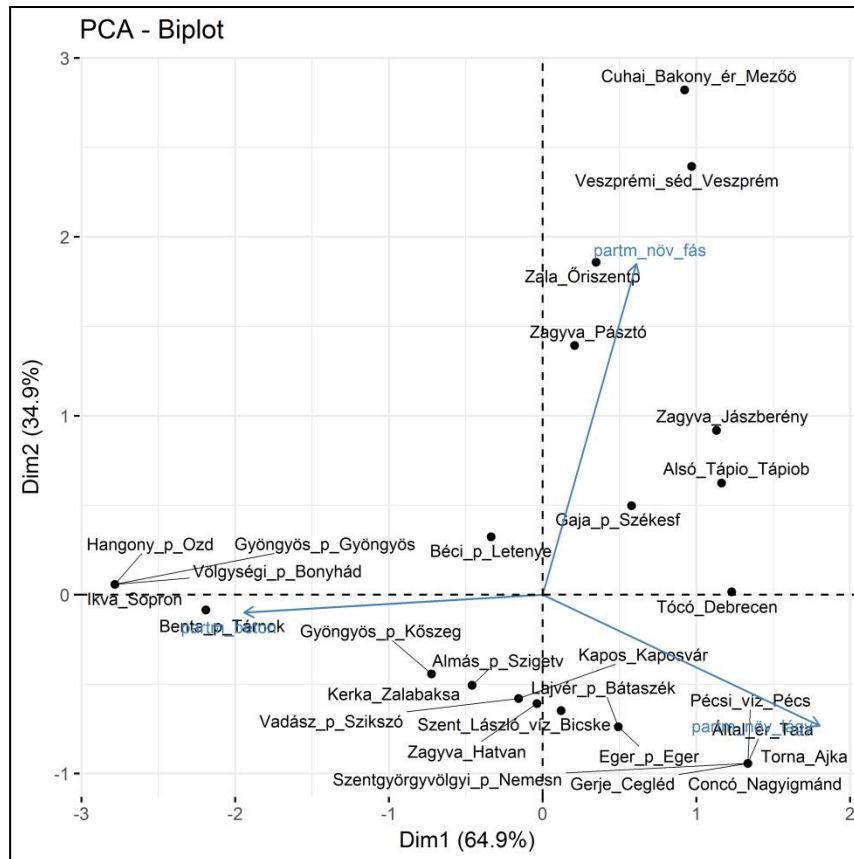


7. ábra: A meder aljzat összetételére végzett PCA elemzés ordinációs ábrája

Az első tengely (39,8 %) a finom (iszap) és a durvább mederaljzatú (homok, kavics, kő) szakaszok közötti gradienst írta le, míg a második tengely (23,5 %) elsősorban a beton és a szikla nagyobb arányával jellemezhető gradienst. A vízi növényzet összetételét jellemző változókra (% emerz, % szubmerz, % lebegő levelű, % alga) készített PCA első két tengelye az összvariancia 66,4 %-t magyarázta (8. ábra). Az első tengely (39,0 %) a jelentős szubmerz és lebegő levelű növényborítással jellemezhető szakaszok és a növénymentes szakaszok közötti gradiens, míg a második tengelyt (27,4 %) elsősorban az emerz növényzet %-os arányában mutatkozó különbségeket jellemző gradiens írta le. Az ábrán látható, hogy a második tengely mentén rendeződnek el leginkább a mintavételi szakaszok az emerz (elsősorban nád) növényzet borítása jellemezte gradiens mentén. Végül a part jellegét meghatározó változókra készített PCA első két tengelye az összvariancia 99.8 %-t magyarázta (9. ábra). Az első tengely (64,9 %) elsősorban a part beton borításának arányában mutatkozó gradienst, míg a második tengely (34,9 %) elsősorban a fa és a lágyszárú növényzet arányának változásában jelentkező gradienst írta le.



8. ábra: A vízi növényzet összetétele alapján végzett PCA elemzés ordinációs ábrája



9. ábra: A parti növényzet és beton komponensek összetételére végzett PCA elemzés ordináció

A mintavételek során az urbán vízfolyásszakaszok leggyakoribb halfajai a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*), a bodorka (*Rutilus rutilus*), az ezüstkárász, a kűsz (*Alburnus alburnus*), a domolykó, és a fenékjáró küllő (*Gobio sp.*) voltak. A lineáris modellek közül az Akaike információs kritérium alapján kiválasztott legoptimálisabb modell ($R^2_{adj} = 0,84$; $P < 0,001$) alapján az őshonos fajok számát elsősorban a mintavételi szakasz vízmélysége ($P < 0,001$), a vízfolyás átlagos szélessége ($P < 0,01$) és a víz sebessége ($P < 0,01$) határozta meg (3. táblázat). Emellett fontos változó volt még a part jellege (PCA1 és PCA2, $P < 0,05$), a vízben oldott oxigén mennyisége ($P < 0,05$) és a vízínövényzet (elsősorban szubmerz és lebegő levelű) borítása is ($P < 0,05$), míg egyéb változók kis mértékben befolyásolták az őshonos fajok számát.

3. táblázat: Az őshonos halak fajszáma alapján készített lineáris modell eredményei

	Beclés	SE	t-érték	p-érték
Intercept	1,022	2,267	0,451	0,659
Tengerszint feletti magasság (m)	-0,017	0,008	-1,993	0,065
PCA1 parti növ.	-0,569	0,246	-2,308	0,036
PCA2 vízi növ.	-0,830	0,324	-2,562	0,022
Mederszélesség átlag (m)	0,879	0,240	3,658	0,002
Meder mélység átlag (cm)	0,126	0,023	5,445	<0,001
Áramlási sebesség átlag (cm s⁻¹)	-0,064	0,020	-3,203	0,006
Oldott oxigén (mg/l)	0,346	0,143	2,426	0,028
Vezetőképesség (µS cm⁻¹)	-0,001	<0,001	-1,689	0,112
Település területe (ha)	0,000	<0,001	-1,643	0,121
PCA urbán index	-0,254	0,137	-1,859	0,083
PCA1 vízi növ.	0,696	0,244	2,853	0,012
PCA1 aljzat	0,539	0,275	1,956	0,069
PCA2 terhelés	-0,479	0,274	-1,748	0,101

A halállomány relatív abundancia adatain alapuló redundancia elemzés (RDA) szerint a halállomány szerkezetben rejlő variancia igen jelentős mértékben, 72,8 %-ban magyarázható volt a környezeti változók segítségével, azonban ez a variancia igen sok tengelyen oszlott meg. Az RDA első tengelyét (23,1 %) elsősorban a tengerszint feletti magasság és az ezzel korreláló oxigén koncentráció (pozitív korreláció az első tengellyel) illetve a lágyszárú parti növényzet (PCA1 partinöv) és a szerves kémiai terhelést indikáló PCA1 és 2 tengelyek közötti környezeti gradiens határozták meg (10. ábra). Az első tengellyel elsősorban a domolykó, a kövi csík (*Barbatula barbatula*) és a fenékjáró küllő relatív mennyisége mutatott pozitív, míg a bodorka és a szivárványos ökle mennyisége negatív korrelációt. Ez a környezeti gradiens és halállományának összetétele tulajdonképpen a dombvidéki és síkvidéki kisvízfolyások közti gradiensnek volt megfeleltethető. A második tengelyt (11,9 %) igen sok változó határozta meg kisebb mértékben. Valójában a legtöbb változó hatása az első és a második tengely együttes figyelembevételével volt értelmezhető. A halállomány összetételében kis mértékben bár, de láthatóan szerepet játszottak urbanizációs tényezők is, így a meder

4. táblázat: Az EQR értékek alapján készített lineáris modell eredményei

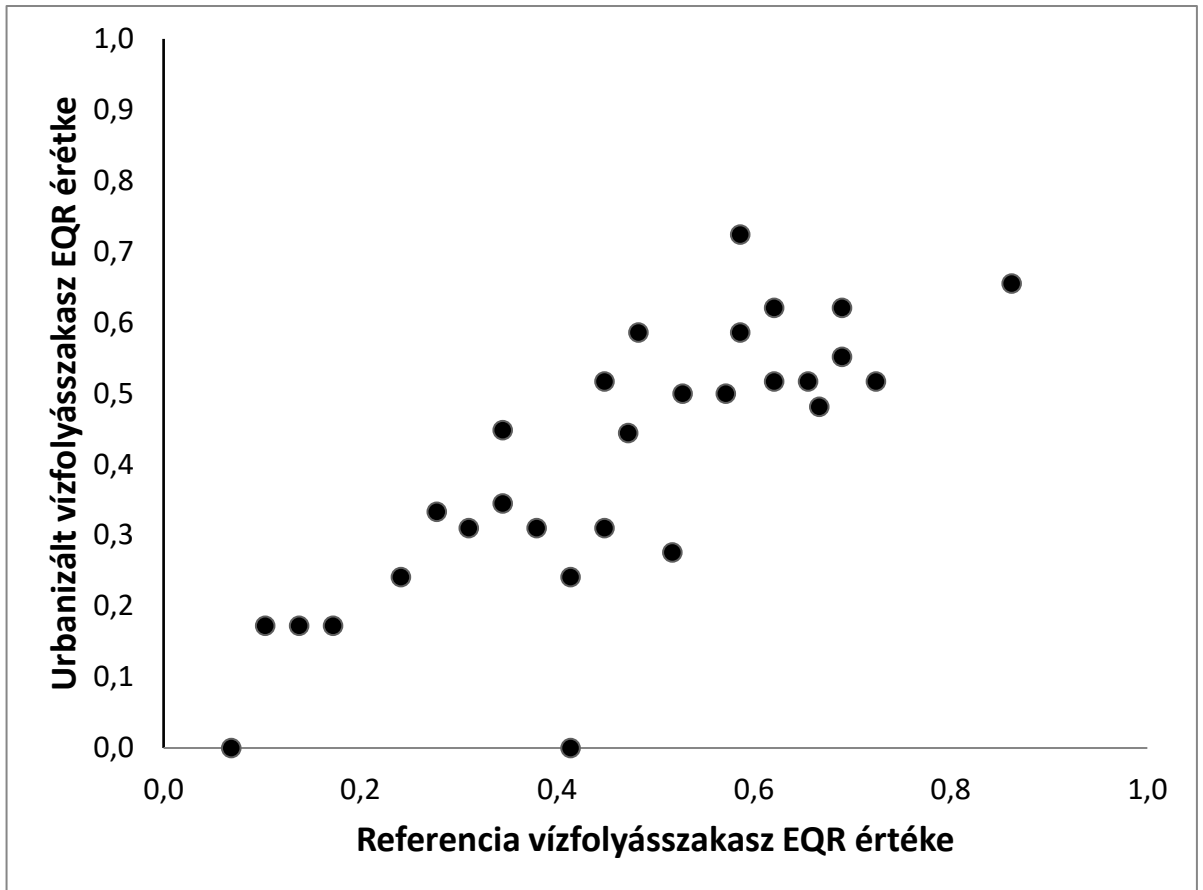
	Becslés	SE	t- érték	p- érték
Intercept	-0,179	0,144	-1,241	0,229
Tengerszint feletti magasság (m)	0,002	0,000	3,363	0,003
PCA1 parti növ.	-0,049	0,022	-2,181	0,041
PCA2 parti növ.	0,061	0,025	2,388	0,026
Meder mélység átlag (cm)	0,050	0,021	2,349	0,029
Áramlási sebesség átlag (cm s⁻¹)	-0,003	0,001	-1,784	0,089
Áramlási sebesség CV (cm s⁻¹)	0,004	0,002	1,852	0,078
Oldott oxigén (mg l⁻¹)	0,022	0,012	1,848	0,079
PCA2 aljzat	-0,053	0,027	-1,960	0,064

A vízfolyások fajkészletét is figyelembe vevő variancia particionálás eredményei szerint a három változócsoporthoz (lokális élőhelyi változók, urbanizációt leíró változók, fajkészlet) közül az adott vízfolyás fajkészlete magyarázta a legnagyobb varianciához a fajszámot illetően (5. táblázat). Az abundancia-viszonyok esetében a variancia igen nagy részét nem magyarázták ezek a változók. Legnagyobb részben (14,7 %) a lokális élőhelyi változók és a fajkészlet együttesen magyarázta a varianciát. A fajgazdagság alapján készített variancia particionáláshoz viszonyítva jelentősen magasabb maradék varianciához nem meglepő; a halak abundancia-viszonyainak becslése ugyanis jóval sztochasztikusabb, mint a fajszámé.

5. táblázat: A variancia particionálás eredménye (%), a lokális és az urbanizációs változók, valamint a fajkészlet alapján

	lokális változók	urbanizációs változók	fajkészlet	maradék
fajszám	13,7	3,1	46,9	39,0
abundancia-szerkezet	0,6	1,5	10,5	73,3
	lokális+urbán	lokális+fajkész.	fajkész+urbán	lokális+fajkész.+urbán
fajszám	0	0	0	4,2
abundancia-szerkezet	0	14,7	0	0,2

A referencia helyek fajkészletének hatását az urbanizált vízfolyásszakaszok halegyütteseire (magyarázott variancia: 46,9 %) jól mutatja a 11. ábra, melyen az „x” tengelyen a referencia helyek halállománya alapján számolt EQR érték, míg az „y” tengelyen az ezekhez a referencia helyekhez tartozó urbanizált szakaszok halállománya alapján számolt indexérték jelöli ki a pontok helyét.



6. ábra: A referenciaként használt vízfolyásszakaszok és az ezekhez tartozó urbanizált szakaszok EQR értéke közötti összefüggés

Jól látható, hogy az összefüggés lineárisnak tekinthető; minél magasabb az adott referencia hely EQR értéke, annál magasabb az e fölött lévő urbanizált szakasz EQR értéke. A vízfolyásszakasz lokális halállománya tehát nagy mértékben függ az alatta levő vízfolyásszakasz halállományának szerkezetétől, aminek fontos gyakorlati jelentősége van (lásd 4. Összefoglalás).

4. ÖSSZEFOGLALÁS

4.1. A TÁJHASZNÁLAT HATÁSA HALEGYÜTTESEK SZERVEZŐDÉSÉRE

A halegyüttesek diverzitása és közösségszerkezete egyaránt jelentős mértékű variabilitást mutatott az egyes tájhasználati formákon belül. A lokális élőhelyek közötti különbségek és a közösségszerkezetben tapasztalható különbségek egy tájhasználati típuson belül gyakran elérték a tájhasználati típusok közötti különbözőségek mértékét. Az általunk kapott eredményekből arra következtethetünk, hogy hazánkban az ilyen,

markánsan megkülönböztethető tájhasználati formák (természetvédelmi, agrár, urbán) között sincsenek feltétlenül jelentős különbségek, azaz a tájhasználati típusok önmagukban nem jó indikátorai a halegyüttesek szerkezetének. Ezek az eredmények jól mutatják a halállomány variabilitását, ami nehezíti szerkezetük pontos prediktálását (modellezését) környezeti tényezők függvényében.

Ha a különbözőségek mértéke nem is volt jelentős, eltérések és trendek azért megfigyelhetőek voltak a tájhasználati formák között. Ahogyan várható volt, a természetvédelmi területeken fordultak elő legnagyobb arányban az őshonos fajok, míg az urbán és agrár területeken nagyobb arányban fordultak elő az idegenhonos halak. A természetvédelmi területeken futó kisvízfolyás-szakaszok a fajszámon túl, a fajösszetételben és az abundancia-szerkezetben is mutattak különbözőségeket a másik két vizsgált táj típushoz képest. Ezen különbözőségek okai minden bizonnyal a lokális élőhelyei változók, tájhasználati típusok közötti eltéréseiben keresendők. *Erős et al., (2012)* például kimutatta, hogy a tengerszint feletti magasság igen kis eltérése is számottevő változásokat okozhat a halközösségek szerkezetében, melynek mértéke elérheti a tájhasználati módosítások hatásait. Ezek az eredmények fontosak az ökológiai állapot meghatározása szempontjából, mert igazolják, hogy adott vízfolyás típuson belül egy-egy kulcsfontosságú abiotikus változó jelentős mértékben meghatározhatja a halállomány szerkezetét, amit nagyon nehéz kiszűrni a típuspecifikus megközelítés alkalmazásával. Tehát típuson belül sem könnyű elkülöníteni a halállomány természetes variabilitását az antropogén hatások okozta variabilitástól, ami megnehezíti az ökológiai állapotot becslését, a halegyüttesek modellezését antropogén tényezők hatására.

A természetvédelmi területeken lévő vízfolyásszakaszok nagyobb része magasabb tengerszint feletti magasságon fordult elő az agrár és urbán területen lévőkhöz képest, ezekben a vizekben pedig gyakrabban fordultak elő olyan fajok (pl. domolykó; sujtásos kűsz, *Alburnoides bipunctatus*; (*Erős, 2007*)) melyek preferálják a hegyvidéki/dombvidéki szakaszokat az alacsonyabb tengerszint feletti magasságokkal szemben. Mindazonáltal, mind a CAP elemzés, mind pedig a k-közép módszer kimutatta, hogy számos természetvédelmi területen futó vízfolyásszegmens élőhelyi jellemzői hasonlóságokat mutattak mind az urbán, mind pedig az agrár területeken futó vízfolyások élőhelyi jellemzőivel, és ez igaz volt a halegyütteseket illetően is. A k-közép elemzés eredményei alapján a besorolási jóság mind a környezeti változók tekintetében, mind a fajok összetételére és tömegességére vonatkozóan 52.4 % volt, ami alig több

mint a teljes mintavételre vonatkozó besorolási jóság. Nem egy természetvédelmi vízfolyás az agrár típusra jellemző fátlan parti vegetációval, és emerz vízi növényzettel rendelkezett, vagy éppen végig betonozott parttal és aljzattal. Eredményeink rámutatnak, hogy önmagában a természetvédelmi státusz nem feltétlenül indikál természetességet, valamint, hogy az urbán és agrár területeknek is lehet szerepe a biodiverzitás megőrzésében. Az urbanizált vízfolyásszakaszok esetében az látható, hogy a mintázott szegmensek a lokális élőhelyei változók alapján készített CAP elemzésben széles skálán mozogtak (2. ábra), mely magával vonta a halegyüttesek ezen tájhasználati típuson belüli jelentős variabilitását is. Ezek a szakaszok a tipikusan urbán helyektől (betonozott part és meder), a már agrár vagy akár védett vízfolyásszakaszok jegyeit mutató helyek között mozogtak. Ezzel szemben a mezőgazdasági területeken futó vízfolyásszakaszok, élőhelyi jellegüket tekintve, jóval homogénebbek voltak. Az általunk vizsgált agrár területeken lévő vízfolyások, hasonlóan, más ökorégiók agrár vízfolyásaihoz, csatorna jellegűek voltak, illetve a mezőgazdasági, döntően szántott területek széle egészen a vízfolyás partjáig ért. Ez a fajta tájhasználat általában jelentős mértékű mederbevágódással és megnövekedett szedimentációval, illetve mind vízfolyáson belül, mind a part mentén az élőhelyi heterogenitás csökkenésével jár (Roth, Allan & Erickson, 1996; Lester & Boulton, 2008). Az agrár területek esetében a k-közép módszerrel tesztelt megfelelő *a priori* besorolások aránya 70 % volt, ami arra utal, hogy ez a tájhasználati kategória viszonylag jól indikálja az ide tartozó minták jellemzőit. A kismértékű élőhelyi heterogenitás ellenére, az agrár vízfolyások halegyütteseinek vízfolyások közötti variabilitása elérte a másik két tájhasználati típus halegyütteseinek variabilitását. A nagymértékű variabilitás nem csak az idegenhonos fajok magas arányának volt köszönhető (ld. pl. Erős *et al.*, 2012), hanem az őshonos halfajok helyek közötti jelentős változékonyságának is. Mindazonáltal, az idegenhonos fajok hozzájárultak az agrár vízfolyások urbán és védett vízfolyásoktól való szeparálódásához, főleg a relatív abundancia-viszonyokat figyelembe véve. Korábbi tanulmányok szoros összefüggést találtak a vízgyűjtőkön lévő halastavak mennyisége, valamint az idegenhonos fajok megjelenése és elszaporodása között (Moyle & Marchetti, 2006; Johnson *et al.*, 2008). Magyarországon a víztározók és halastavak száma magas az urbanizált és agrár területeken (Eros *et al.*, 2012; Takács *et al.*, 2017), így nem meglepő, hogy az ezen a tájhasználati típusokon futó vízfolyásokra sokkal

inkább jellemzőbbek az ideghonos fajok, mint a természetvédelmi területeken lévő kisvízfolyásokban.

A variancia particionálás eredményei alapján a lokális élőhelyi változók jelentősége felülmúlta a térbeli változók jelentőségét a halegyüttesek szerveződésében, mind a globális modellben (összes minta együtt), mind pedig tájhasználati típusonként (kivéve az urbán vízfolyások esetében) (1. táblázat). A halegyüttesek összetétele és a lokális élőhelyi változók közötti korreláció független volt a tájhasználattól, ami jól látható a különböző tájhasználati típusokon lévő vízfolyások eloszlásából (5. ábra). Például, amíg az agrár és természetvédelmi tájhasználati területeken futó vízfolyásszakaszok az első tengely mentén viszonylag jól elkülönültek, addig az urbanizált szakaszok eloszlása meglehetősen randomnak bizonyult ezen gradiens mentén. Ez is alátámasztja azt, hogy a halegyüttesek szerveződését számos faktor befolyásolja, mely faktorok függetlenek lehetnek a tájhasználattól. Számos tanulmány hangsúlyozza, hogy a természetben előforduló élőhelyi gradienseknek (pl. tengerszint feletti magasság) nagyobb szerepe lehet a közösségszerveződésben, mint a tájhasználatnak (Eros *et al.*, 2012; Tolkkinen *et al.*, 2016) és, hogy a természetes és mesterséges hatások gyakran összefüggően, együtt fejtik ki hatásukat (Herlihy *et al.*, 2005; Hein *et al.*, 2011). Vizsgálatunkban a következő természetesnek tekinthető gradiensek határozták meg nagymértékben a közösségszerveződést: tengerszint feletti magasság, part menti növényzet és a vízi makrovegetáció alakulása, mederaljzat szemcseméretének változása (iszaposodás). Eredményeink összhangban vannak más kutatások eredményeivel, melyek hangsúlyozzák a part menti növényzet és a vízfolyások élőhelyi változóinak közösségstruktúrára kifejtett együttes hatását (Cruz, Miranda & Cetra, 2013; Dala-corte *et al.*, 2016). A part menti fák kivágása elősegíti a vízben élő makrovegetáció növekedését, mely számos esetben negatívan hathat az ott élő élőlényközösségekre (Dala-corte *et al.*, 2016). Vizsgálatunkban homogén part menti és vízi vegetáció elsősorban a mezőgazdasági területeken futó kisvízfolyások esetében volt jellemző, bár kisebb részben előfordult a másik két, általunk vizsgált tájhasználati típusban is. Eredményeink azt mutatják, hogy összességében a partot övező fás vegetáció megtartása, illetve újraterelítése az egyik legfontosabb tényező a vízfolyások ökoszisztémájának minél természetesebb állapotban való megtartásában, függetlenül a tájhasználati típustól (Lester & Boulton, 2008).

Eredményeink látszólag ellentmondanak számos tanulmánynak, melyek a tájhasználati típusok hatásának jelentős szerepét hangsúlyozzák a közösségszerveződésben és a biodiverzitás alakításában (*Harding et al., 1998; Allan, 2004*). Mindazonáltal, szeretnénk hangsúlyozni, hogy tanulmányunkban a tájhasználati formák durva kategorizálása (urbán, agrár, természetvédelmi) bizonyult gyenge prediktornak a halegyüttesek diverzitásának mérésében. Vizsgálatunkban minden bizonnyal megmutatkozik a tájhasználat hatása, a vízfolyásokat azonban számos hatás éri, melyek nem kapcsolódnak szükségszerűen egy konkrét tájhasználati típushoz. Például, a természetvédelmi területeken folyó kisvízfolyások is az élőhelyi degradáció különböző szintjein lehetnek, illetve az urbanizált vízfolyásszakaszokat is érhetik mezőgazdasági eredetű hatások, melyek mértéke különböző lehet. Ez a tájhasználati típuson belüli jelentős variabilitás magyarázhatja, hogy a terepen felmért élőhelyi változók, sokszor a tájhasználatától függetlenül, miért magyarázzák jobban a közösség szerkezetben lévő változatosságot, mely eredmény szemben áll a teresztris (szárazföldi) ökoszisztémák esetében tapasztaltakkal, ahol a tájhasználat durvább kategorizálása is hatékony prediktornak minősül a biodiverzitás meghatározásában (*Batáry et al., 2007*).

A lokális élőhelyi változók mellett, az elemzésekbe vont térbeli faktornak (mintavételi helyek közötti legrövidebb, vízfolyáshálózaton mért, euklideszi távolság) is volt némi szerepe a közösségszerveződésben, sőt jelentősége az urbanizált vízfolyások esetében meghaladta az élőhelyi változók hatásának nagyságát. Az eredmény némileg meglepő, ugyanis az urbanizált vízfolyásszakaszok sem voltak közelebb egymáshoz, mint az agrár vagy a természetvédelmi területen futó vízfolyások. A probléma rámutat az ökológiai rendszerek bonyolultságára, illetve jövőbeni vizsgálatok szükségességére.

Munkánk első részkutatásának eredményeit összefoglalva elmondható, hogy számos lokális élőhelyi gradiens határozta meg a halegyüttesek szerveződését az általunk vizsgált három tájhasználati típusban, illetve, hogy a közösségszerveződésben, bár változó mértékben, de a térbeli faktornak is hatása volt. Az idegenhonos halfajok befolyásolják az őshonos halegyüttesek szerkezetét, azonban a hatás erőssége nagyobb mértékben variálhat az egyes vízfolyások között, mint a tájhasználati formák között. Eredményeink arra utalnak, hogy akár az olyan, intenzív emberi befolyás alatt álló vízfolyások, mint az urbán és agrár területeken lévők is hozzájárulhatnak bizonyos szinten a biodiverzitás fenntartásához. Fontos tehát a védett területeken futó vízfolyások minél természetesebb állapotban tartása, ezek restaurációja, de emellett az emberi

hatások alatt álló vízfolyások biodiverzitás fenntartásban betöltött szerepének, illetve az ebben rejlő potenciálnak a kihasználása.

4.2. AZ URBANIZÁCIÓ HATÁSA HALEGYÜTTESEK SZERVEZŐDÉSÉRE

Eredményeink azt mutatják, hogy az urbanizáció még nem befolyásolja jelentős mértékben a vízfolyások élőhelyi jellegét és a halállomány szerkezetét a magyarországi vízfolyásokban (nyilvánvalóan számos kivételtől eltekintve). A környezeti változók közül egyedül a meder betonozottsága mutatott jól értelmezhető, bár csak marginálisan szignifikáns összefüggést az urbanizációs index értékével. A halállomány szerkezetét pedig a vízfolyás természetes környezeti adottságai (pl. szélesség és mélység, tengerszint feletti magasság) sokkal erősebben befolyásolták, mint az urbanizációt közvetlenül jellemző változók (terület, urbanizációs index). Hangsúlyozni kell azonban, hogy az adatok és az urbanizációs gradiens értelmezhetősége szempontjából „outliernek” tekinthető Budapestet nem vontuk be az elemzésbe (kb. egy nagyságrendnyi különbség a lélekszámban az általunk vizsgált legnagyobb városhoz képest). Azonban a főváros kisvízfolyásainak halfaunájáról született publikációk is arra engednek következtetni, hogy még a leginkább beépített (kibetonozott) városokban is igen változatos élőhelyi jellegű vízfolyások találhatóak. Például a nagy ipari szennyezések viszonylagos csökkenésével egyre inkább visszatér az élet a fővárosi kisvízfolyásokba (pl. *Rákospatak*, Szendőfi, 2014), míg másokat éppen az exotikus fajok lepik el (Szendőfi et al., 2018). Ezekből az eredményekből arra következtethetünk, hogy az urbán kisvízfolyások halállományát komplex környezeti gradiensek határozzák meg, amelyek nincsenek egyértelmű összefüggésben a városiasodás mértékét elsődlegesen jellemző változókkal.

Az urbán vízfolyások legfontosabb elkülönítő jellemzője az egyéb, pl. mezőgazdasági vagy erdei területeken át folyó vízfolyásoktól, a vízfolyás betonmederbe terelése. Az urbanizáció legfontosabb módosító hatása valójában a vízfolyás és közvetlen környezetének beépítettségén (aszfaltozottságán) keresztül érvényesül (Allan, 2004; Booth et al., 2016). Az aszfaltozott felületen lefolyó csapadékvíz szennyeződésekkel moshat a vízfolyásba és megváltoztathatja vízjárását, míg a kibetonozott meder csökkentheti az élőhelyi sokféleséget. A fizikai és kémiai változóiban kedvezőtlenebb

és egyhangúbb élőhelyi feltételek pedig együtt járhatnak az urbán vízfolyások biológiai sokféleségének csökkenésével (*Scott, 2006; Urban et al., 2006*). Érdekes módon kutatásaink nem igazoltak egyértelmű (erősen szignifikáns) összefüggéseket a vízfolyások és közvetlen környezetük beépítettsége között. A partvonal és a meder kibetonozottsága és a terület beépítettsége között nem volt erős, egyértelmű kapcsolat. Ennek oka az lehet, hogy nem várt módon, a vízfolyás medre és partvonala nem volt kibetonozott a vizsgált magyarországi települések többségénél. Sok esetben is csak részleges mederburkolatot találtunk és a part és a meder betonozottsága is igen változatos volt. Akadtak vízfolyások, amelyek medre döntően betonozott volt, azonban partvonala már nagyrészt lágyszárú növényzettel borított. Ellenben akadtak olyanok is, ahol a részleges parti betonburkolat ellenére viszonylag természetes mederaljzattal találkozhattunk. A hazai urbán területeken átfolyó vízfolyások többségére nem is annyira a betonozottság, mint sokszor a vízfolyást kísérő töltés és/vagy a meder bevágódás volt jellemző, hasonlóan a mezőgazdasági területeken áthaladó vízfolyásokhoz (*Tóth et al., 2019*). Eredményeink szerint a halállomány szerkezetét nem annyira az urbanizáció foka, mint inkább egy természetes élőhelyi (dombvidéki-sívidéki) gradiens és az ehhez kapcsolódó a mezőgazdasági jellegű tájhasználatból következő élőhelyszerkezet (lágyszárú parti növényzet, nagyobb mélység, szerves terhelés) határozta meg leginkább, amely eredményeket a redundancia elemzés tükrözi leginkább (*10. ábra*).

Számos tanulmány igazolja, hogy a vízfolyás élőhelyi sokfélesége meghatározza a halállomány szerkezetét (*Gorman & Karr, 1978; Schlosser, 1991*). A meder és a partvonal betonozottsága egyhangúvá teszi, és ezzel egyértelműen csökkenti az élőhely hidrológiai és medermorfológiai sokféleségét. Azonban ez a megállapítás csak akkor igaz, ha a vízfolyás medrét és partvonalát teljes mértékben lefedik betonlapokkal. A partvonal beton burkolatának bevágódása és megbontása, a betonlapok feltöredezése a mederben változatos élőhelyi feltételeket teremthet, ami számos halfajnak biztosíthat változatos élőhelyet. A magyarországi módosított urbán vízfolyások nagy részénél a beton mellett kő és szikla, illetve e három komponens keveréke volt jellemző, ami akár még növelheti is az élőhely szerkezet sokféleségét (hidrológiai és medermorfológiai viszonyok) szemben pl. a pusztán homok és/vagy kavics borítású aljzattal. Összességében e változatos módosító hatások is meghatározhatták, hogy miért nem

találtunk erős kapcsolatot az urbanizáció mértéke, a vízfolyás medrének betonozottsága és a halállomány szerkezet degradáltsága (fajsám, EQR értékek) között.

Eredményeink szerint a vízfolyás természetes hidro- morfológiai változói jóval erősebben határozzák meg a halállomány szerkezetét, mint az urbanizációs változók. A vízfolyás átlagos szélessége és mélysége, a tengerszint feletti magasság meghatározó környezeti változói voltak a halállomány szerkezetének annak ellenére, hogy e változók értéke nem változott jelentős mértékben a vízfolyások között, hiszen igyekeztünk amennyire csak lehet közel azonos méretű kisvízfolyásokat kiválasztani a kutatásra. Az eredmények megerősítik azokat a korábbi kutatási eredményeket melyek igazolták, hogy egyes természetes környezeti változók (pl. tengerszint feletti magasság) értékének kismértékű változása is jelentős változásokat indukálhat a halállomány szerkezetében (Erős *et al.*, 2012).

A biotikus index (EQR) értéke szintén változást mutatott egyes természetes környezeti változókkal, ami jól mutatja, hogy a típus-specifikus biotikus indexek alkalmazhatósága viszonylag korlátozott, mert a halállomány választását a természetes élőhelyi variabilitásra még a tipizálás ellenére sem tudják teljes mértékben elválasztani az emberi módosító hatásoktól. Sajnos a természetes és az emberi módosító hatások között is sok esetben nehezen kiszűrhető korrelációs kapcsolatok vannak, ami miatt a biológiai vízminősítés hatásfoka is korlátozott (Rose, 2000). Ennek ellenére az EQR értékét a part betonozottságának mértéke és a fás partoldal arányának csökkenése negatívan befolyásolta, ami jól mutatja, hogy akár a partoldal állapota is lehet egy gyenge közelítő (proxy) változó, ami összefüggésben van a halállomány állapotával.

Az urbanizált vízfolyásszakaszok alatti, természetesebb szegmensensek halállományát, mint potenciális fajkészletet (kolonizációs forrást) figyelembe véve, a variancia particionálás kimutatta, hogy az urbán vízfolyások halegyütteseinek szerkezetét e faktor határozta meg leginkább. Számos kutatás igazolja, hogy a regionális fajkészlet gyakran felülmúlja a lokális élőhelyi változók szerepét a halegyüttesek szerveződésében (pl. Stoll *et al.*, 2013, 2014). Ebből arra következtethetünk, hogy *ha a degradált vízfolyásszakaszok alatt természetesebb szakaszok is előfordulnak, melyekben a halállomány megfelelő életteret talál, akkor ezeken a degradált szakaszokon is relatíve diverz közösség maradhat fenn.* Ez azonban számos tényezőtől függ, mint például *a degradáció mértékétől vagy attól, hogy a szakaszok közötti migrációt akadályozzák-e barrierek.*

Kutatásaink tehát azt igazolják, hogy *a táji környezet, a természetes lokális környezeti tényezők és a vízfolyásra jellemző fajkészlet erősebben befolyásolják a halállomány szerkezetét, mint az urbanizáció jelenlegi fokán tapasztalt élőhely-módosító hatások.*

A halállomány szerkezete ennek ellenére mutatott kismértékű változásokat az urbanizáció komplex hatásaira. A vízfolyások természetes élőhelyi viszonyainak fenntartása és benne az élőlényközösségek jó ökológiai állapotának megőrzése fontos környezet és természetvédelmi feladat. Hiába található ui. a szétszabdalt betonmedrű és viszonylag változatos élőhelyi jellemzőkkel bíró urbán vízfolyásokban akár jelentős mennyiségű halállomány, a halállomány természetessége csak ritka esetekben volt jó állapotú az urbán területeken átfolyó vízfolyásokban. A magyarországi urbán vízfolyások jelentős részének még megvan az a potenciálja, hogy az élőhely kisebb mértékű természetesebbé alakításával és a partoldal fásításával a városlakók számára is esztétikai és rekreációs élményt nyújthasson, amelyre egyre nagyobb igény is van. E vízfolyások és közvetlen környezetük a természet közelségének érzetét nyújthatják a kikapcsolódásra vágyó városlakóknak. *A természetesebb formában megőrzött és fenntartott élőhelyeken a halállomány összetétele és ökológiai állapota is javulhat*, de úgy tűnik *csak abban az esetben, ha nem csupán a városi szakaszok élőhelyi viszonyait, hanem a város alatti módosított szakaszok hidromorfológiai állapotát is megpróbálják javítani*, ezzel is figyelembe véve *a halállomány rekolonizációs lehetőségeit a városon átfolyó szakaszokra*. A vízgyűjtő gazdálkodási tervek kialakításánál, a restaurációs beavatkozások tervezésénél ezért kiemelten fontos feladat, hogy ne csupán lokálisan egy adott szakaszon vagy víztestben javítsák az élőhely minőségét, hanem víztestek sorozatán keresztül. Csak ez biztosíthatja ui. hogy a degradált élőhelyek halállománya is javulni fog a restaurációs beavatkozások eredményeként.

5. FELHASZNÁLT IRODALOM

- Albanese B., Angermeier P.L. & Peterson J.T. (2009) Does mobility explain variation in colonisation and population recovery among stream fishes? *Freshwater Biology* **54**, 1444–1460.
- Allan J.D. (2004) Landscapes and Riverscapes : The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**, 257–284.
- Anderson M.J. & Willis T.J. (2003) Canonical Analysis of Principal Coordinates: A Useful Method of Constrained Ordination for Ecology. *Ecology* **84**, 511–525.
- Batáry P., Báldi A., Szél G., Podlussány A., Rozner I. & Erdos S. (2007) Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity: Biodiversity research. *Diversity and Distributions* **13**, 196–202.
- Berkman H.E., Rabeni C.F. & Boyle T.P. (1986) Biomonitors of Stream Quality in Agricultural Areas : Fish versus Invertebrates. *Environmental Management Vol.* **10**, 413–419.
- Booth D.B., Roy A.H., Smith B. & Capps K.A. (2016) Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science* **35**, 412–420.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P. (2011) Canonical ordination. Numerical Ecology with R. Use R. Springer, New York, NY.
- Brabec E., Schulte S. & Richards P.L. (2002) Impervious surfaces and water quality: A review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of Planning Literature* **16**, 499–514.
- Brown L.R., Gregory M.B. & May J.T. (2009) Relation of urbanization to stream fish assemblages and species traits in nine metropolitan areas of the United States. *Urban Ecosystems* **12**, 391–416.
- Campbell Grant E.H., Lowe W.H. & Fagan W.F. (2007) Living in the branches: Population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters* **10**, 165–175.
- Chabaeva A., Civco D.L. & Hurd J.D. (2009) Assessment of Impervious Surface Estimation Techniques. *Journal of Hydrologic Engineering* **14**, 377–387.
- Chadwick M.A., Dobberfuhr D.R., Benke A.C., Alexander D., Chadwick M.A., Dobberfuhr D.R., *et al.* (2006) Urbanization Affects Stream Ecosystem Function by Altering Hydrology , Chemistry , and Biotic Richness. *Ecological Applications* **16**, 1796–1807.

- Clavero M. & Hermoso V. (2011) Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation* **20**, 41–57.
- Cooper C.M. (1987) Benthos in Bear Creek , Mississippi : Effects of Habitat Variation and Agricultural Sediments. *Journal of Freshwater Ecology* **4**, 101–113.
- Cruz B.B., Miranda L.E. & Cetra M. (2013) Links between riparian landcover , instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. *Ecology of Freshwater Fish* **22**, 607–616.
- Czeglédi I., Sály P., Takács P., Dolezsai A., Nagy S.A. & Erős T. (2016) The scales of variability of stream fish assemblages at tributary confluences. *Aquatic Sciences* **78**, 641–654.
- Dala-corte R.B., Giam X., Olden J.D. & Becker F.G. (2016) Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshwater Biology* **61**, 1921–1934.
- Detenbeck N.E., DeVore P.W., Niemi G.J. & Lima A. (1992) Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: A review of case studies and synthesis of theory. *Environmental Management* **16**, 33–53.
- Didham R.K., Tylianakis J.M., Gemmill N.J., Rand T.A. & Ewers R.M. (2007) Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution* **22**, 489–496.
- Ding C., Jiang X., Xie Z. & Brosse S. (2017) Seventy-five years of biodiversity decline of fish assemblages in Chinese isolated plateau lakes: widespread introductions and extirpations of narrow endemics lead to regional loss of dissimilarity. *Diversity and Distributions* **23**, 171–184.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., Lévêque C., *et al.* (2006) Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* **81**, 163–182.
- Edge C.B., Fortin M.-J., Jackson D.A., Lawrie D., Stanfield L. & Shrestha N. (2017) Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. *Landscape Ecology* **32**, 647–662.
- Engman A.C. & Ramírez A. (2012) Fish assemblage structure in urban streams of Puerto Rico: The importance of reach- and catchment-scale abiotic factors. *Hydrobiologia* **693**, 141–155.

- Eros T. (2007) Partitioning the diversity of riverine fish: The roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology* **52**, 1400–1415.
- Eros T., Sály P., Takács P., Specziár A. & Bíró P. (2012) Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization - stream fish in a human-modified landscape. *Freshwater Biology* **57**, 1914–1928.
- Furlan N., Esteves K.E. & Quinágua G.A. (2012) Environmental factors associated with fish distribution in an urban neotropical river (Upper Tietê River Basin, São Paulo, Brazil). *Environmental Biology of Fishes* **96**, 77–92.
- Fox, J., Weisberg, S. (2011) An {R} Companion to Applied Regression, second ed. Sage, Thousand Oaks, CA URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>.
- Gardner M.B. (1981) Effects of Turbidity on Feeding Rates and Selectivity of Bluegills. *Transactions of the American Fisheries Society* **110**, 446–450.
- Gorman O.T. & Karr J.R. (1978) Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology* **59**, 507–515.
- Grossman G.D., Ratajczak R.E., Farr M.D., Wagner C.M. & Petty J.T. (2010) Why There Are Fewer Fish Upstream. *American Fisheries Society Symposium* **73**, 63–81.
- Harding J.S., Benfield E.F., Bolstad P. V., Helfman G.S. & Jones E.B.D. (1998) Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **95**, 14843–14847.
- Hein C.L., Pike A.S., Blanco J.F., Covich A.P., Scatena F.N., Hawkins C.P., *et al.* (2011) Effects of coupled natural and anthropogenic factors on the community structure of diadromous fish and shrimp species in tropical island streams. *Freshwater Biology* **56**, 1002–1015.
- Herlihy A.T., Gerth W.J., Li J. & Banks J.L. (2005) Macroinvertebrate community response to natural and forest harvest gradients in western Oregon headwater streams. *Freshwater Biology* **50**, 905–919.
- Hermoso V., Clavero M., Blanco-garrido F. & Prenda J. (2011) Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications* **21**, 175–188.
- Hermoso V., Clavero M. & Kennard M.J. (2012) Determinants of fine-scale homogenization and differentiation of native freshwater fish faunas in a

- Mediterranean Basin: implications for conservation. *Diversity and Distributions* **18**, 236–247.
- Hoeinghaus D.J., Winemiller K.O. & Birnbaum J.S. (2007) Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: Inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography* **34**, 324–338.
- Johnson P.T., Olden J.D. & Vander Zanden M.J. (2008) Dam invaders : impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**, 357–363.
- Johnson R.K. & Angeler D.G. (2014) Effects of agricultural land use on stream assemblages : Taxon-specific responses of alpha and beta diversity. *Ecological Indicators* **45**, 386–393.
- Jones R.C. & Clark C.C. (1988) Impact Of Watershed Urbanization On Stream Insect Communities. *Journal of the American Water Resources Association* **23**, 1047–1055.
- Karr J.R. & Schlosser I.J. (1978) Water Resources and the Land-Water Interface. *Science* **201**, 229–234.
- Kennard M.J., Arthington A.H., Pusey B.J. & Harch B.D. (2005) Are alien fish a reliable indicator of river health ? *Freshwater Biology* **50**, 174–193.
- Kern E.M.A. & Langerhans R.B. (2018) Urbanization drives contemporary evolution in stream fish. *Global Change Biology* **24**, 3791–3803.
- Legendre P. & Gallagher E.D. (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* **129**, 271–280.
- Legendre, P., Legendre, L.F. (2012) Numerical Ecology. *Elsevier*, Amsterdam, Netherlands
- Lester R.E. & Boulton Æ.A.J. (2008) Rehabilitating Agricultural Streams in Australia with Wood : A Review. *Environmental Management* **42**, 310–326.
- Light T. & Marchetti M.P. (2007) Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California’s freshwater fishes. *Conservation Biology* **21**, 434–446.
- Lisi P.J., Childress E.S., Gagne R.B., Hain E.F., Lamphere B.A., Walter R.P., *et al.* (2018) Overcoming urban stream syndrome: Trophic flexibility confers resilience in a Hawaiian stream fish. *Freshwater Biology* **63**, 492–502.
- Marchetti M.P., Light T., Moyle P.B. & Viers J.H. (2004) FISH INVASIONS IN

- CALIFORNIA WATERSHEDS: TESTING HYPOTHESES USING LANDSCAPE PATTERNS. *Ecological Applications* **14**, 1507–1525.
- Marchetti M.P., Lockwood J.L. & Light T. (2006) Effects of urbanization on California's fish diversity: Differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. *Biological Conservation* **127**, 310–318.
- Marzluff J.M. & Ewing K. (2001) Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds : A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. *Restoration Ecology* **9**, 280–292.
- McKinney M.L. (2001) Effects of human population, area, and time on non-native plant and fish diversity in the United States. *Biological Conservation* **100**, 243–252.
- Meador M.R., Coles J.F. & Zappia H. (2005) Fish assemblage responses to urban intensity gradients in contrasting metropolitan areas: Birmingham, Alabama and Boston, Massachusetts. *American Fisheries Society Symposium* **47**, 409–423.
- Meyer J.L., Paul M.J. & Taulbee W.K. (2005) Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society* **24**, 602–612.
- Morgan R.P. & Cushman S.F. (2005) Urbanization effects on stream fish assemblages in Maryland, USA. *Journal of the North American Benthological Society* **24**, 643–655.
- Morgan R.P., Rasin J. V. & Noe L.A. (1983) Sediment Effects on Eggs and Larvae of Striped Bass and White Perch. *Transactions of the American Fisheries Society* **112**, 220–224.
- Moyle P.B. & Marchetti M.P. (2006) Predicting Invasion Success : Freshwater Fishes in California as a Model. *BioScience* **56**, 515–524.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H. (2018) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-6. URL. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olden J.D. & Poff N.L. (2003) Toward a Mechanistic Understanding and Prediction of Biotic Homogenization. *The American Naturalist* **162**, 442–460.
- Palmer M.A., Bernhardt E.S., Allan J.D., Alexander G., Shah J.F., Galat D.L., *et al.* (2005) Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* **42**, 208–217.

- Paul M.J. & Meyer J.L. (2001) Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**, 333–365.
- Peressin A., da Silva Gonçalves C. & Cetra M. (2018) Ichthyofauna diet changes in response to urbanization: the case of upper Paranapanema River basin (Brazil). *Urban Ecosystems*, 1–9.
- R Core Team (2015) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria ISBN 3-900051-07-0. <http://www.R-project.org>
- Ringler N.H. & Hall J.D. (1975) Effects of Logging on Water Temperature, and Dissolved Oxygen in Spawning Beds. *Transactions of the American Fisheries Society* **1**, 111–121.
- Rose K.A. (2000) WHY ARE QUANTITATIVE RELATIONSHIPS BETWEEN ENVIRONMENTAL QUALITY AND FISH POPULATIONS SO ELUSIVE ? *Ecological Applications* **10**, 367–385.
- Roth N.E., Allan J.D. & Erickson D.L. (1996) Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* **11**, 141–156.
- Roy A.H., Capps K.A., El-sabaawi R.W., Jones K.L. & Wenger S.J. (2016) Urbanization and stream ecology : diverse mechanisms of change. *Freshwater Science* **35**, 272–277.
- Roy A.H., Dybas A.L., Fritz K.M. & Lubbers H.R. (2009) Urbanization affects the extent and hydrologic permanence of headwater streams in a midwestern US metropolitan area. *Journal of the North American Benthological Society* **28**, 911–928.
- Sala O.E., Chapin F.S., Iii, Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., *et al.* (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**, 1770–1774.
- Sály P. & Erős T. (2016) Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal : minősítési indexek kidolgozása. *Pisces Hungarici* **10**, 15–45.
- Schlosser J. (1991) Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective. *BioScience* **41**, 704–712.
- Scott M.C. (2006) Winners and losers among stream fishes in relation to land use legacies and urban development in the southeastern US. *Biological Conservation* **127**, 301–309.
- Seress G., Lipovits Á., Bókony V. & Czúni L. (2014) Quantifying the urban gradient:

- A practical method for broad measurements. *Landscape and Urban Planning* **131**, 42–50.
- Stoll S., Kail J., Lorenz A.W., Sundermann A. & Haase P. (2014) The importance of the regional species pool, ecological species traits and local habitat conditions for the colonization of restored river reaches by fish. *PLoS ONE* **9**, 1–10.
- Stoll S., Sundermann A., Lorenz A.W., Kail J. & Haase P. (2013) Small and impoverished regional species pools constrain colonisation of restored river reaches by fishes. *Freshwater Biology* **58**, 664–674.
- Strayer D.L. & Dudgeon D. (2010) Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* **29**, 344–358.
- Szendőfi, B. (2014) Visszatértek a halak a budapesti Rákos-patakba. *Halászat* **107**: 14–15.
- Szendőfi, B., Bérces, S., Csányi, B., Gábris, V., Gál, B., Gönye, Zs., Répás, E. , Seprős, R., Tóth, B., Kouba, A., Patoka, J., Weiperth, A. (2018) Egzotikus halfajok és decapodák a Barát- és Dera patakban, valamint a torkolatuk dunai élőhelyein. *Pisces Hungarici* **12**: 47–51.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., *et al.* (2017) Non-native fish species in Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution. *Hydrobiologia* **795**, 1–22.
- Tolkkinen M.J., Mykrä H., Virtanen R., Tolkkinen M., Kauppila T. & Paasivirta L. (2016) Land use impacts on stream community composition and concordance along a natural stress gradient. *Ecological Indicators* **62**, 14–21.
- Tóth R., Czeglédi I., Kern B. & Erős T. (2019) Land use effects in riverscapes: Diversity and environmental drivers of stream fish communities in protected, agricultural and urban landscapes. *Ecological Indicators* **101**, 742–748.
- Trautwein C., Schinegger R. & Schmutz S. (2012) Cumulative effects of land use on fish metrics in different types of running waters in Austria. *Aquatic Sciences* **74**, 329–341.
- Urban M.C., Skelly D.K., Burchsted D., Price W. & Lowry S. (2006) Stream communities across a rural – urban landscape gradient. *Diversity and Distributions* **12**, 337–350.
- Venables, W.N., Ripley, B.D. (2002) *Modern Applied Statistics with S*, fourth ed. *Springer*,

New York.

Violin C.R., Cada P., Sudduth E.B., Hassett B.A., David L., Violin C.R., *et al.* (2011) Effects of urbanization and urban stream restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. *Ecological Applications* **21**, 1932–1949.

Walser C. & Bart H.J. (1999) Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. *Ecology of Freshwater Fish* **8**, 237–246.

Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M. & Ii R.P.M. (2005) The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* **24**, 706–723.

Wang L., Lyons J. & Kanehl P. (2001) Impacts of Urbanization on Stream Habitat and Fish Across Multiple Spatial Scales. *Environmental Management Vol.* **28**, 255–266.

Wang L., Lyons J., Rasmussen P., Seelbach P., Simon T., Wiley M., *et al.* (2003) Watershed , reach , and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion , U . S . A . *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**, 491–505.