

37. OTDK BIOLÓGIA SZEKCIÓ

INVÁZIÓS TÍZLÁBÚ RÁKOK (CRUSTACEA, DECAPODA) PREDÁCIÓS HATÁSÁNAK VIZSGÁLATA TÜSKÉS PIKÓ (*GASTEROSTEUS ACULEATUS*) MAGYARORSZÁGI POPULÁCIÓIN

VÍZGAZDÁLKODÁSI ÉS TERMÉSZETI ÖKOSZISZTÉMÁK TANSZÉK

ALBERT KÁZMÉR MOSONMAGYARÓVÁRI KAR, SZÉCHENYI ISTVÁN EGYETEM

Témavezető:

DR. KOLTAI GÁBOR

tudományos főmunkatárs

PhD

Külső témavezető:

DR. WEIPERTH ANDRÁS

külső tanácsadó/tudományos munkatárs

PhD

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Állatrendszertan és Ökológiai
Tanszék

HUN-REN Víz tudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, Ökológiai Kutatóközpont,
Vízi Ökológiai Intézet

Készítette:

FERA GÁBOR

Mezőgazdasági vízgazdálkodási mérnök szak MSc II. évfolyam

Mosonmagyaróvár

2023

TARTALOMJEGYZÉK

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK	3
SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS	5
INVÁZIÓS RÁKFAJOK ÖKOLÓGIA HATÁSAI	5
A HÁROMTÜSKÉS PIKÓ (<i>GASTEROSTEUS ACULEATUS</i>) ÉS ALAKTANI SAJÁTOSSÁGAI.....	6
A HÁROMTÜSKÉS PIKÓ RAGADOZÓI.....	9
A VIZSGÁLT ÉLŐHELYEKEN GYAKORI TÍZLÁBÚ RÁKFAJOK BEMUTATÁSA.	10
A VIZSGÁLATOK MÓDSZEREI.....	17
VIZSGÁLT ÉLŐHELYEK BEMUTATÁSA	17
TESTPARAMÉTEREK MÉRÉSE	20
STATISZTIKAI ELEMZÉSEK.....	21
EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	23
KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	30
ÖSSZEFOGLALÁS.....	32
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	33
IRODALOMJEGYZÉK.....	34

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

A biológiai invázió, mint jelenség egy mindent átható globális változás, mely jelentős kihívás a biológiai sokféleség és a különböző természeti erőforrások megőrzésében. Ennek felismerése alapozta meg azon kutatásokat, melyek a biológiai inváziók észlelésében, megértésében és hatásaik enyhítésében értek el jelentős és újszerű tudományos eredményeket (Elton 1958; Weis 2011). Ezek közül sok rávilágított arra, hogy a biológiai invázióval kapcsolatos folyamatok messze összetettebbek, mint azt korábban feltételeztük (Gherardi 2007; MacDonald et al. 2007; Pintor és Sih 2009). Ezen tudományos kutatások folytatás szükségzerű az invazív fajok negatív hatásainak mérséklésére használt technológia fejlesztéséhez, valamint a nemzetközi jogi szabályozás bővítéséhez, melyek fontos eszközei a biológiai sokféleség, az emberi és állati (vadon élő és haszonállatok) betegségek megelőzésének, valamint a mezőgazdasági termelés jövőbeni biztosításának (Faulkes 2015; Faulkes 2018; Francesco Ficetola et al. 2011; Jones et al. 2009; Haraszty 2022).

Az Európai Unióban és más európai országokban mintegy 12 000 idegenhonos faj található a környezetben, amelynek megközelítőleg 10–15 %-át tekintik inváziós fajnak. Az Európai Parlament és a Tanács az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről alkotott 1143/2014/EU rendeletét 2014. október 22-én fogadták el, mely 2015. január 1-jén lépett hatályba. Az Európai Bizottság 2016. július 13-án fogadta el az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok 1143/2014/EU európai parlamenti és tanácsi rendelet szerinti jegyzékének elfogadásáról szóló 2016/1141. végrehajtási rendeletét, melyet a Bizottság (EU) 2017/1263 végrehajtási rendelete 2017. július 12-én 12 fajjal bővített (1143/2014/EU). A listán megtalálható a cifrarák (*Faxonius* (*Orconectes*) *limosus*), a vörös mocsárrák (*Procambarus clarkii*) és márványrák (*Procambarus virginalis*) is melyek predációs hatását vizsgálom a TDK dolgozat témájaként.

A tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*) sem őshonos halfajunk, első magyarországi előfordulását Sterbecz István említi 1957-ben a Dunából (Berinkey 1960). Tudományos kutatásokban modellállatként való használata igen széleskörű, sós és édesvízi elterjedése, különleges viselkedéskölögiája és széles alaktani változatossága miatt egyaránt használják. Korábban a tüskés pikó két fajtát tartották számon hazánkban, a keleti (*Gasterosteus aculeatus*) és a nyugati (*Gasterosteus gymnotus*) pikót (Harka és Szepesi 2010), melyek oldalvértjeik számában (a nyugati esetében 5-10, a keletinél 22-30) különböznek (Kottelat és Freyhof 2007). A feltételezések szerint a két faj hibridizál és így 10-22 számú vértékkel rendelkező halakat is

találhatunk a természetben (Harka és Szepesi 2010). Harka (2021) később a két külön pikófaj faj hipotézisét elvetette és mára hazánkban csak egy pikó faj előfordulása elfogadott (Weiperth et al. 2022).

Más kutatók a tüskék és oldalvérték méretének és számának változatosságát a különböző ragadozók jelenlétére adott védekező válaszként értelmezi (Reimchen 1994), ugyanis a pikó egyedek természetes ragadozói a hátónúszó poloskák, de akár fókák is lehetnek. Hal ragadozók esetében a nagyobb testméret és hosszabb tüskék a jobb védekezéshez járulnak hozzá, azonban vízi makrogerinctelenek (pl.: szitakötőlárvák, tízlábú rákok) esetében a kisebb tüskével, de több oldalvérttel rendelkező példányok lehetnek sikeresebbek (Bell és Foster 1994).

A TDK dolgozatomban arra keressük a választ, hogy az 1994-ben, az inváziós rákfajok ottani megjelenése előtt a Szigetközéből gyűjtött minták, illetve az elmúlt évben Budapest környékéről gyűjtött tüskés pikók alaktana között van-e olyan mértékű eltérés, mely választ adhat arra, hogy milyen formában járult hozzá ez az alaktani diverzitás ahhoz, hogy hazánkban két külön halfajként, illetve ezek hibridjeit írták le.

SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

INVÁZIÓS RÁKFAJOK ÖKOLÓGIA HATÁSAI

A nem őshonos fajoknak csak egy kis része válik új környezetében invázióssá. Ha be nem töltött niche foglалhatnak el, azzal gyakorlatilag ökológiai problémák egész sorát indítják meg. Fizikailag megváltoztatják az adott élőhelyet, ezzel megnehezítve az őshonos fajok szaporodását, kompetítorként a forrásokért történő versenyben kiszorítják azokat, valamint ragadozóként predációs nyomást fejthetnek ki az őshonos fajokra (Paine 1966). Megjelenésük gyakran a trofikus szintek és a tápláléklánc jelentős átalakulásához vezet (Strong 1992). A magasabb trofikus szinten lévő fajok negatív hatásai a táplálékláncban alacsonyabban álló fajokra, mind az egyedszám, változatosság, szaporodási siker, mind a közösségek összetételében jól ismertek (Baum és Worm 2009).

Gherardi és munkatársai (2001) az invazív vörös mocsárrák (*Procambarus clarkii*) és az őshonos csókarák (*Austropotamobius pallipes*) predációs hatását vizsgálták több kétéltű faj lárváin. A mocsárrák gyorsabban zsákmányolta az ebihalakat, valamint gyorsabban is tudott váltani a különböző zsákmányfajok között, mint a táplálékkonkurenciában alul maradó és a mocsárrák megjelenése révén Olaszország több részéről eltűnő csókarák (Barbaresi és Gherardi 2006).

Kompetíciós vizsgálatok kimutatták, hogy az Európába betelepített *Faxonius (Orconectes) rusticus* rákfaj populációi (a faj eredeti élőhelye az Amerikai Egyesült Államokban Illinois, Tennessee, Kentucky, Indiana, Ohio és Michigan államok) jobb és bátrabb zsákmányoló viselkedést mutattak predációs nyomás alatt, mint az őshonosak. Az „idegenhonos” egyedek sokkal hatékonyabban szerezték meg a zsákmányt más őshonos fajok elől, mint az őshonos *F. rusticus* egyedek (Pintor és Sih 2009). Abban az esetben mikor a két populáció találkozik az erősebb predációs tulajdonságokkal rendelkező kerekedük felül, habár általánosságban a „helyieké” az előny a már ismert környezetben (Weis 2011).

A magasabbrendű inváziós rákok negatív ökológiai hatását számos esetben vizsgálták őshonos halfajok esetében is. Többnyire közvetett módon tettek kárt a helyi halközösségekben, versenytársakká lettek az élelem és a búvóhelyek megszerzése során (Gherardi et al. 2002; Light 2005), környezetük fizikai átalakítása a fiatal halak számára szükséges mikroélőhelyek megszűnésével járt (Shoup et al. 2003), valamint szinte az összes fejlődési szakaszban az őshonos halfajok ragadozóivá váltak (Dorn és Mittelbach 1999).

Több kutatás is foglalkozott az inváziós rákfajok halpredációjával (Brown et al. 2002; Correia 2003; Gál et al. 2018; Pérez-Bote 2004; Rogowski és Stockwell 2006; Szendőfi et al. 2018), de általánosságban elmondható, hogy az élőhelyek minősége és a tízlábú rákfajok egyedsűrűsége, valamint a zsákmány menekülési képességein múlik nagyrészt a rákok sikeressége (Ilhéu és Bernardo 1993).

Valószínűleg a költség-haszon arány nem térül meg az aktív zsákmánykeresés (a rákok helyt ülő [sit-and-wait] ragadozók) során a gyorsan mozgó (hal) prédák esetében, így azok gyakorisága sem lesz túl magas. Opportunista ragadozók révén azonban, ha a préda elég sebezhetőnek bizonyul, így a zsákmányszerzés költsége minimalizálható, pl. alacsony vízállás, mint a dolgozatban vizsgált budapesti patakok, élni fognak a halak zsákmányul ejtésének lehetőségével (Gherardi 2007).

A HÁROMTÜSKÉS PIKÓ (*GASTEROSTEUS ACULEATUS*) ÉS ALAKTANI SAJÁTOSSÁGAI

A háromtűskés pikó fajkomplex kizárólag az Egyenlítőől északra található meg. A sós vízben élő populációk a Csendes- és Atlanti-óceán partvidékein, Európában az Ibériai-félsziget körül, a Brit-szigeteken át, Izlandig és Grönlandig, az Észak-amerikai kontinens keleti partvidékén egészen a Chesapeake-öböl vonaláig (USA), a nyugatin Alsó-Kaliforniaig (Mexikó), Ázsiában pedig Japánon át a Koreai-félsziget dél-nyugati partvidékén fordulnak elő (Bell 1984; Miller és Hubbs 1969; Wotton 1978; Wotton 1990).

A Földközi-tengert feltehetőleg a Pleisztocén során hódította meg, de a fajkomplex megtalálható még a Fekete-és a Balti-tengerben is (Bell és Foster 1994). Előfordulása ismert édes, brakk és sósvizekben; példányai előkerültek már 110 és 800 kilométerre az amerikai partoktól is, azonban ezek vagy elsodródott, vagy anadrom populációk vándorló példányai (Cowen et al. 1991; Picard Jr. et al. 1990).

Édesvízi populációik megtalálhatóak a tengeri populációk által érintett partvidékek kontinentális részein is (pl. Japán, USA, Mexikó, Észak-Afrika, Törökország, Szíria), de Európában a legjellemzőbb a tűskés pikó kontinentális területekre való behatolása (Krupp és Coad 1985). A szárazföldi vizek esetében szintén változatos előfordulása, gyorsfolyású patakokban, nagyobb folyókban, kisebb forrástavakban (0.026 ha), de az Ontario-tóban (196 840 ha) is vannak ismert populáció (Baskin 1975; Bell 1984; Picard Jr. et al. 1990).

Magyarországon első példánya Budapestnél került elő 1956-ban (Sterbetz 1957; Berinkey 1960). A faj hazai eredete nem tisztázott, egyesek szerint akvaristák által telepített példányoktól eredeztethető nyugat felől, mások szerint spontán betelepülő délről és mindkét teória egyidejű helytállósága sem zárható ki. A Dunában és a Drávában, valamint számos befolyóban, mellékágban, és patakban is megtalálható (Botta et al. 1980; Botta et al. 1984; Csipkés et al. 2012; Guti 1993; Pintér és Lewit 1992; Vida 1990; Vida és Farkas 1992; Weiperth et al. 2013; Weiperth et al. 2022).

A tüskés pikó fajkomplex édesvízi populációban megfigyelhető alaktani változatossága kiemelkedő, mely hozzájárult evolúciobiológiai vizsgálatokban használt modellállatként való ismertségéhez, hiszen az megnyilvánulhat az általános testparamétereken felül a tüskék hosszában és a vértek számában (pl. (McKinnon és Rundle 2002).

A háromtüskés pikók vértettségének három fő formája ismert, melyek akár populáción belül is különbségeket mutathatnak. A teljesen vértetett (*trachurus*), a részben (*semiarmatus*), valamint a kevésbé (*leiurus*) vértetett forma (Bell és Foster 1994). Populációkon belül is lehet eltérés a vértek számában és méretében, azonban a jellemző forma egységes adott populáció tekintetében.

A tengeri és anadróm populációk általában teljesen vagy közepesen vértettek (ezeknél a vértettség változatossága nem annyira jellegzetes), míg az édesvízi populációk nagy része a kevésbé vértetett formához tartozik (Bell et al. 1985, 1994; Giles 1983). Ez az alaktani változatosság értelmezhető a faj evolúciós stratégiájának fényében is, avagy a tengeri populációk (melyek genetikailag és fenotípusosan is egységesebbek) az ősi, míg az édesvízi populációk jelenléte többszöri „invázió” eredménye az anadróm felmenőktől (Reimchen 1994; Bell 1976; Bell 2009; Schluter et al. 2010; Withler és McPhail 1985; Wootton 2009).

Az édesvízi elterjedéssel összefüggésben lévő vértettség csökkenése főleg genetikai változásoknak köszönhető (Hagen és Gilbertson 1973; Lindsey 1962; Münzing 1959), azonban a tüskés pikóknál formai változatosságában közrejátszik a fenotípusos plaszticitás is (Frommen et al. 2011; Norton és Gutiérrez 2019).

A jobban vértetett és hosszabb tüskével rendelkező példányok egyértelműen sikeresebbek a gerinces ragadozókkal szemben (Reimchen 1992; Reimchen et al. 2000). Mivel az erős vértettség bizonyos helyzetekben gátja a helyváltoztatási képességnek, a ragadozók nélküli élőhelyen a vértszám csökkenése figyelhető meg (Barrett et al. 2008; Bell 2001; Reimchen 1994; Taylor és McPhail 1986). Le Rouzic és munkatársai (2011) megfigyelései

alapján a ragadozók rendszerből való kiszűrése során a teljes vértetű populációk átalakulnak kevésbé vértetűvé.

Leinonen és munkatársai (2011) kísérletesen igazolták, hogy különbség van az erősebben és kevésbé vértetű egyedek túlélési sikereiben, mikor opcionális búvóhelyeket is adtak a kísérleti elrendezéshez. Ragadozóként csukákat (*Esox lucius*), mint fogakkal rendelkező halragadozókat használtak a vizsgálat során. Az erősebben vértetű egyedek túlélési esélyei jobbak voltak, mikor a kísérleti tartályban nem volt búvóhely, azonban rosszabbak mikor az része volt a kísérletnek. Az erősebb vértetűvel rendelkező egyedek rosszabb úszók voltak, így nehezebben jutottak el a biztonságos menedékbe. Ez feltehetőleg jól szimulálja a természetben különböző típusú élőhelyeken előforduló változatok kialakulásának egyik hajtóerejét.

Zimmerman (2007) egy az USA és Kanada területén élő pikó faj (*Culaea inconstans*) testparamétereinek változékonyságát vizsgálta, nagyméretű és kisméretű ragadozók jelenlétében. A pikókat olyan élőhelyekről gyűjtötték be, ahol kizárólag kis testméretű ragadozók; az amerikai póc (*Umbra limi*), a szitakötőlárvák és a csíkbogárlárvák vannak jelen, valamint a másik csoportot azok a víztestek képezték, ahol az előbbieket mellett nagyobb testű ragadozó halak is élnek pl. szivárványos pisztráng (*Oncorhynchus mykiss*), a menyhal (*Lota lota*), a csuka és a kőszögér (*Ambloplites rupestris*). A csak kisméretű ragadozók mellett élő pikók hosszabb testmérettel és tüskékkel rendelkeztek és nagyobb testközépi magassággal, mint a nagyobb halragadozókkal együtt élő fajtársaik. A kisebb ragadozók mellett élő pikók, jobban alkalmazkodtak a zsákmány testmérete által (annak zsákmányul ejtésében) korlátozottabb lehetőségekkel rendelkező ragadozókkal szemben, míg a nagyobb halak mellett is élő pikók, inkább azok elleni védekezésre utaló testparamétereket mutattak inkább, hiába voltak a kisebb ragadozók ezekben a víztestekben is jelen.

Összességében elmondhatjuk, hogy a tüskés pikó fajok (pl: *Culaea inconstans*, *Gasterosteus aculeatus*, *Pungitius pungitius*) testparaméterei, beleértve az oldalvérték számát és a tüskék hosszát, mutatói lehetnek a ragadozókkal, illetve élőhelyi sajátosságokkal (sós/édesvíz, vízmélység, búvóhely) szemben mutatott alkalmazkodóképességüknek és nem feltétlenül kell külön fajokról (*G. aculeatus*, *G. gymnotus*) beszélnünk a magyarországi háromtüskés pikó populációk esetében. Denys és munkatársai (2015) is hasonló következtetésre jutottak 2003 és 2013 között gyűjtött és genetikai elemzések során is összevetett, összesen 174 tüskés pikó egyed vizsgálata során.

A HÁROMTÜSKÉS PIKÓ RAGADOZÓI

Mivel a háromtüskés pikó alaktani sajátosságait (pl. vértszám, tüskehossz) befolyásolhatják a víztestben előforduló ragadozófajok mérete és életmódja (aktív keresők, „sit and wait”) azért az alábbiakban az inváziós tízlábú rákfajok mellett ismertetnénk a halfajra potenciálisan veszélyt jelentő egyéb taxonba tartozó ragadozókat is.

Ugyan a faj kiálló tüskéi miatt bizonyos halfogyasztók esetében kiesik, mint potenciális zsákmány (méretlimitáció – nem tudják lenyelni a tüskék miatt), azonban széles elterjedése miatt az őt fogyasztó ragadozók száma is magas. Soraikban megtaláljuk a mindössze 0.3 g súlyú hátonúszó poloskákat, de a 300 kg-os medvefókákat is.

Reimchen (1994) összesen 68 fajt gyűjtött össze, mint a háromtüskés pikó ragadozója. Találunk köztük vízi gernctelen szervezeteket: fülesmedúzákat, víziskorpiókat, szitakötőlárvákat és hátonúszó poloskákat, 22 halfajt, a *Thamnophis couchii* siklófajt, 4 emlősfajt – köztük az embert és 34 madárfajt melyek a felnőtt egyedeket zsákmányolhatják. Ezek mellett a piócák, csíkbogár- és szitakötőlárvák pedig az ivadékokat zsákmányolhatják (Wotton 1978).

Ugyan se Reimchen (1994), se Wotton (1978) nem említ farkatlan kétéltűeket a ragadozók között, de Alexander Ruchin és Maxim Ryzhov (2002) tavi békák táplálékelemzésével foglalkozó vizsgálata során találtak halivadékokat a tavibékák (*Pelophylax* sp.) gyomortartalmában, így feltételezzük, hogy ahol jelen vannak nagyobb testű békafajok (*Pelophylax* sp, *Rana* sp, *Bufo* sp.) azok fogyaszthatják a tüskéspikó ivadékokat, valamint a kisebb méretű felnőtt egyedeket. Hazai vizsgálatok egyes Duna menti élőhelyeken igazolták a kockás sikló (*Natrix tessellata*) és a vízisikló (*Natrix natrix*) pikó fogyasztását. Irodalmi és képi anyagok feldolgozása alapján bizonyították, hogy azokon az élőhelyeken ahol a két vízhez szorosan kötődő siklófaj, valamint pikó fajok is előfordulnak, ott a pikók minden korcsoportját a két siklófaj fogyasztja (Weiperth 2017).

A szakirodalmi adatok, a párhuzamosan végzett hidrobiológiai vizsgálatok és az általunk mintázott pest megyei Barát-, Gombás-, Ilka-, Sulák-, Szódrákos-patak faunisztikai felmérése alapján,

- a tízlábú rákok közül a folyami rákot (*Astacus astacus*) és kecskerákot (*Pontastacus leptodactylus*) (Szigetköz), az ausztrál vörösollós rákot (*Cherax quadricarinatus*), a cifrarákot (*Faxonius limosus*), a márványrákot (*Procambarus virginalis*), a vörös

mocsárrákot (*Procambarus clarkii*), illetve a kaliforniai kékrákot (*Procambarus alleni*),

- a halak közül a balint (*Leuciscus aspius*), a csukát, a csapósügeret, a fogassüllőt (*Sander lucioperca*), a domolykót (*Squalius cephalus*), a márnát (*Barbus barbus*), a jászkeszeget (*Leuciscus idus*) és a Kessler-gébet (*Ponticola kessleri*),
- a kétéltűek közül a nagy tavibákát (*Pelophylax ridibundus*) és a kecskebékát (*Pelophylax kl. esculentus*),
- a hüllők közül pedig a már említett kockás siklót és a vízisiklót, valamint a mocsári teknőst (*Emy orbicularis*) és egyes idegeonhonos halfogyasztó teknősfajokat (pl. ékszerteknős fajok - *Trachemys* sp.),
- a maradak közül számos kifejezetten halfogyasztó (jégmadár - *Alcedo atthis*) és gázlómadárról (pl. gémfélék) azonosítottuk, mint a háromtüskés pikók potenciális ragadozói.

A VIZSGÁLT ÉLŐHELYEKEN GYAKORI TÍZLÁBÚ RÁKFAJOK BEMUTATÁSA

1. Cifrarák (*Faxonius limosus*)

A cifrarák volt ez első idegenhonos rákfaj, amelyet az Amerikai Egyesült Államokból Európába betelepítettek (Holdich 2002). Az 1890-ben Németországba, majd Lengyelországba és Franciaországba hurcolták be az a gazdaságilag értékes, őshonos folyami rák (*Astacus astacus*) rákpestis (*Aphanomyces astaci*) miatti nagymértékű állománycsökkenésének ellensúlyozására (Machino és Holdich 2006; Holdich 2007). Sajnos a többi Észak-amerikai rákfajhoz hasonlóan a cifrarák is hordozója lehet a rákpestisnek nevezett gombafajnak (Vey et al. 1983). A cifrarák élettartalma relatív rövid (általában kevesebb, mint 4 év), testmérete 10 centiméter körül, ezzel arányos ollói mérete is, így sosem lett igazán jelentős gazdasági faj a rákhústermelés szempontjából (**1. ábra**).

A kontinens területén mára 24 országból van előfordulási adata (Govedič 2017; Kouba et al. 2014). Németországban elárasztotta szinte az összes folyót, ezáltal folyami rák újbóli megtelepedését lehetetlenné téve (Dehus et al. 2017).

A cifrarák megtalálható a gyors lefolyású és lentikus víztestekben is egyaránt (Henttonen és Huner 2017), azonban inkább kedveli az üledékes sekélyebb vizeket (Buřič et al.

2009), melyekben könnyebben tudja magát beásni (Kouba et al. 2014). A szerves és szervetlen vízszennyezőkkel szemben ellenálló, megtalálható csatornában, eutrofizálódott tavakban, halastavakban, felmelegedett és oxigénszegény vízállásokban is (zu Ermgassen és Aldridge 2011). Bár képes megtelepedni a hidegebb vízű, gyorsabb patakokban is, jobban kedveli a melegebb és lassabb folyóvizeket, állóvizeket (Henttonen és Huner 2017; Holdich 2007; Puky és Schád 2006). Ellenálló a környezet változékonyságával szemben, képes hetekig túnni a szárazabb időszakokat, megél és szaporodik brakkvízben is (Jaszczolt és Szaniawska 2011).

Magyarországra 1959. szeptemberében importáltak 12 000 példányt Berlinből (Német Demokratikus Köztársaság). A szállítmány kb. 20%-a elpusztult, az utat túlélte egyedek Pilisvörösváron, Szigetszentmiklósön és Szigetbecsén kerültek kihelyezésre (Thuránszky 1960). Napjainkban, a Dunában, Tiszában és mellékfolyóiban és a Balatonban is elterjedt (Bódis et al. 2012; Ferincz et al. 2014; Gál et al. 2018; Györe et al. 2013; Ludányi et al. 2016; Puky és Schád 2006; Sallai és Puky 2008; Seprős et al. 2018). Legújabb felmérések alapján hazánk leggyakoribb idegenhonos tizlábú rákfaja (Weiperth et al. 2020) (**6. ábra**).



1. ábra. A cifrarák (Fotó: Szelényi Balázs)

2. Ausztrál vöröslós rák (*Cherax quadricarinatus*)

A vöröslós rák Ausztrália Queensland és Északi terület szövetségi államainak trópusi édesvízeiben, valamint Pápua Új-Guineában őshonos (Lawrence és Jones 2002). Az akvakultúra térnyerésével a világ számos részére importálták az 1990-es években rákhústermelés céljából, valamint akvárium díszállatnak (Lawrence és Jones 2002). Amint kialakult a sikeres akvakultúrás tenyésztéstechnológiája egész Ausztrália területén elterjedt fajjára

vált az áttelepítések következtében (Lawrence és Jones 2002). Napjainkban inváziós populáció megtalálható Puerto Rico trópusi és szubtrópusi területein, Szingapúrban, Jáván, Jamaicában, Mexikóban, a Kariba-tóban (Zimbabwe és Zambia határán) és Dél-Afrikában (Ahyong és Yeo 2007; Bortolini et al. 2007; Marufu et al. 2014; Vázquez 2008). Európába először szintén az 1990-es években került alapvetően, mint akvárium díszállat, azonban később élelmiszeripari célból is importáltak többet a fajból, elsősorban Olaszországba és Szlovéniába (Souty-Grosset 2006). Európában számos helyen kapható az akvarisztikai kereskedelemben, azonban több kutatás szerint melegigénye miatt nem képes fennmaradni a természetben (Harlioğlu és Harlioğlu 2006; Lawrence és Jones 2002; Souty-Grosset 2006), pl. Egyesült Királyságban ez az egyetlen olyan idegenhonos rákfaj, ami hivatalosan is kerülhet élve kereskedelmi forgalomba díszállatként (Henttonen és Huner 2017; Lawrence és Jones 2002).

Jaklič és Vrezec (2011) leírták az ausztrál vörösollós rák első valódi, természetesvízi populációját Európában (korábban csak szabadon engedett akvárium példányok kerültek elő) a mérsékelt égövben, mely egy termálvizes forrásokhoz kapcsolt folyami holtágban található Szlovéniában.

Magyarországon az első példányt a Dunában, a Kopaszi-gátnál fogták 2016 szeptemberében (**2. ábra**). Azóta végzett vizsgálatok során számos természetes és mesterséges termálvízi élőhelyről, valamint a Dunában található ipari melegvíz bevezetések környezetéből sikerült egyedeit kimutatni; a Dunából a Kopaszi-gátnál, a Fényes-forrásnál, a Melegvíz-csatornában és a Barát-patakban (Szendőfi et al. 2018; Weiperth et al. 2019) (**6. ábra**).



2. ábra. Az ausztrál vörösollós rák első hazai természetes élőhelyen gyűjtött egyede
(Fotó: Weiperth András)

3. Floridai kékrák (*Procambarus alleni*)

A faj általánosan elterjed a floridai (USA) mocsárvidéken („everglades”), a floridai kékrák jól érzi magát az állandó állóvizekben, előfordul árkokban, tavakban, lápokban, de megtalálható a gyorsabb folyóvizekben is. A kékrák az Everglades keleti részén a legszéleskörűbben előforduló tízlábú rákfaj, mely tulajdonsága a tág környezeti paraméterekkel szembeni ellenállására vezethető vissza pl. változatos vízminőségi paraméterek, jól tűri az időszakos élőhelyek kiszáradását, valamint a többi *Procambarus* fajhoz hasonlóan üreget alakít ki búvóhely gyanánt (Acosta és Perry 2000; Hobbs 1989).

Megtalálták a természetben a fajt már Franciaországban (Souty-Grosset et al. 2006), illetve a Rajna német szakaszán (Gross 2013). Ezek az előfordulások akváriumokból szabadon engedett példányok problémájára vezethetők vissza. Önfenntartó állományról eddig nincs tudomásunk, azonban a faj akvarisztikában előforduló gyakorisága, valamint az ebből fakadó szökések és szabadon engedések még okozhatnak komolyabb problémákat a jövőben.

Ökológiai igényei hasonlóak a többi *Procambarus* fajéhoz; eredeti élőhelyén nagy egyedsűrűség jellemezheti (átlag 28 egyed/m²). Bár a faj ellenálló a rákpestissel szemben (előny az őshonos fajokkal szemben), a melegebb víz hőmérsékelt igénye miatt az inváziós tízlábú rákfajokkal szemben mindenképp hátrányt szenved a kompetíció során (Soes és Koese 2010).

Magyarországon először 2018-ban a Gombás-patak Vác alatti szakaszán kerültek elő a Floridai kékrák egyedei (3. ábra). Vizsgálatok szerint a Vác alatt található zárt csatornahálózaton át juthatott ki a patak alsó szakaszára a faj, mely első egyedei feltehetőleg szabadonengedett, vagy megszökött akváriumi példányok (Weiperth et al. 2020).



3. ábra. Floridai kékrák egyede a váci Gombás-patakából (Fotó: Weiperth András)

4. Vörös mocsárrák (*Procambarus clarkii*)

A vörös mocsárrák (4. ábra) eredeti élőhelye Északkelet-Mexikó és az USA középső és déli része, de természetes úton eljutott Tennessee és Illinois államokba is (Hobbs 1989). Az Egyesült Államokon kívül a gazdasági célú sikeres betelepítéseknek köszönhetően napjainkban előfordul a faj Mexikó nyugati részén, Costa Rica, a Dominikai Köztársaság, Belize, Brazília, Ecuador, Venezuela, Japán, Kína, Taiwan, a Fülöp-szigetek, Uganda, Kenya, Zambia, a Dél-afrikai Köztársaság területén, illetve Európa több országában (Huner 2002).

A faj rendkívül ellenálló a környezeti tényezőkkel szemben, képes alkalmazkodni a szélsőséges környezeti viszonyokhoz is, mint az időszakos vízállások kiszáradása, vagy az erős vízszennyezés (Gherardi et al. 2002; Gherardi et al. 2000). Aljzatfúró és ásó tevékenysége során megfelelő búvóhelyet alakít ki magának (Huner et al. 1984). A rákok magas egyedszáma mellett ez a folyópartok, gátoldalak és töltések olyan mértékű sérüléséhez vezethet, melyek akár töltésmegcsúszásokat, áradásokat is okozhatnak (Correia és Ferreira 1995; Gherardi 2007; Huner 2002).

Az első magyarországi előfordulása a Budapesten a Városligeti-tóból ismert (2015), de később más meleg vizű tavakból is sikerült kimutatni (Weiperth et al. 2015), illetve megtelepedett populáció vannak a Bara-árokban, a Dera- és Sulák-patakokban, a Duna főágában Sződligettől (1674 fkm) egészen Paksig (1532), valamint számos mellékágban (pl. Kopaszi-gát) megtalálható. A Tisza hazai vízgyűjtőjének középső szakaszához tartozó Laskó-pataokban is kimutatták (Gál et al. 2018, Szendőfi et al. 2018) (9. ábra). 2016-ban a Sulák-patakon végzett több éves vizsgálatok eredményeként több halfaj teljes eltűnésével párhuzamosan a vörös mocsárrák populációjának növekedését sikerült kimutatni (Gál et al. 2018).



4. ábra. A vörös mocsárrák (Fotó: Szelényi Balázs)

5. Virginai márványrák (*Procambarus virginalis*)

A virginiai márványrák (5. ábra) 2017 óta önálló faj, ezt megelőzően a *Procambarus fallax* alfajaként, illetve partenogenetikus formájaként tartották számon (Lyko 2017).

Európába az 1990-es években került, Németországba akváiumi díszállatként importálták az Észak-amerikai eredetű – eredeti elterjedési területe nincs, a *P. fallax* fajból (Florida és Georgia államokban honos) már fogságban alakult ki – az első példányokat. Élelmiszeripari jelentősége nincs, a természetbe kikerült egyedek akváriumokból szabadon engedett példányok voltak (Gutekunst et al. 2018; Lukhaup 2001). 2010-ben már 4 európai igazolt adata volt a természetes vizekből, Németországból (Alsó-Szászország és Baden-Württemberg), Olaszországból (Toszkána), illetve Hollandiából, ám ekkor még nem tartottak populációk kialakulásától (Blanke és Schulz 2002; Martin et al. 2007; Nonnis Marzano 2009). 2018-ra csak nőstény egyedekből álló partenogenetikus („klón”) populációik megjelentek Németországban, Olaszországban, Hollandiában, Horvátországban, Csehországban, Szlovákiában, Svédországban, Ukrajnában, Romániában, Madagaszkáron, Japánban és Magyarországon is (Bohman et al. 2013; Kawai et al. 2009; Kovács et al. 2015; Lökkös et al. 2016; Lipták et al. 2016; Nonnis Marzano 2009; Novitsky és Son 2016; Samardžić et al. 2014).

A faj természetes környezetbéli ökológiájáról keveset tudunk még, de több tényező is inváziójának sikerességét bizonyítja. Az Amerikai Egyesült Államok területe biodiverzitási forrópont az édesvízi rákfajok tekintetében (Richman et al. 2015), melyeket gyakran a környékbeli természetes vizekből gyűjtenek be eladásra a világ számos országába. Ennek ellenére 2015-ben a márványrák volt a az USA-ból a legkeresettebb és leggyakrabban eladott faj (Faulkes 2015). A márványrák töretlen akvarisztikai népszerűségének oka a könnyű szaporítása és fajon belüli agressziójának alacsony mértéke - melyek inváziója során is előnyös tulajdonságok -, további aggodalomra adhatnak okot.

A márványrák az egyetlen olyan ismert faj a tízlábú rákok (Decapoda) rendjében mely képes ameiotikus szűznemzéssel (a petesejten nem megy végbe meiózis) szaporodni. Hím egyedei még nem ismertek a fajnak (Jones et al. 2009; Seitz et al. 2005), a nőstények megtermékenyítetlen petéikkel saját maguk genetikai állományával teljesen megegyező, a márványrák esetében triploid utódokat képesek létrehozni (Gutekunst et al. 2018; Martin et al. 2007; Scholtz et al. 2003; Vogt 2008).

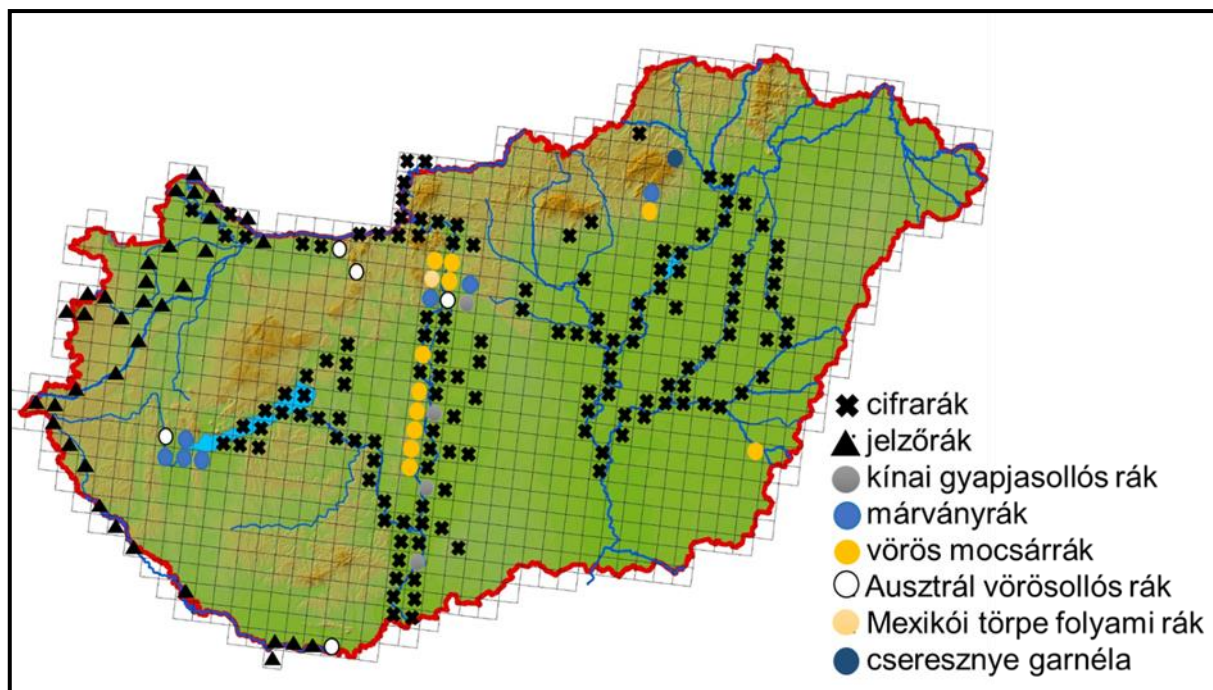
A többi rákfajhoz hasonlóan a márványrák is mindenevő. Fogyaszthat detrituszt, algákat és magasabb rendű növényeket, egyéb vízi makrogerincteleneket, de hatása lehet a

halközösségekre is, ugyanakkor madagaszkári rákok táplálékelemzése során a legnagyobb arányban a növényi eredetű táplálék volt jellemzők (Kawai et al. 2009).

Magyarországon először a Hévízhez közeli Páhoki-övcSATornában találták meg példányait 2013-ban (Kovács et al. 2015), azóta előkerült még a Kis-Balatonnál (Lökkös et al. 2016), a Balatonból (Seprős et al. 2018a,b) főváros meleg vizű tavaiból, a tavak kifolyóinál a Duna főágából, valamint a Rákos- és Barát-patakból (Weiperth et al. 2015, Szendőfi et al. 2018) (6. ábra).



5. ábra. A virginiai márványrák (Fotó: Szelényi Balázs)



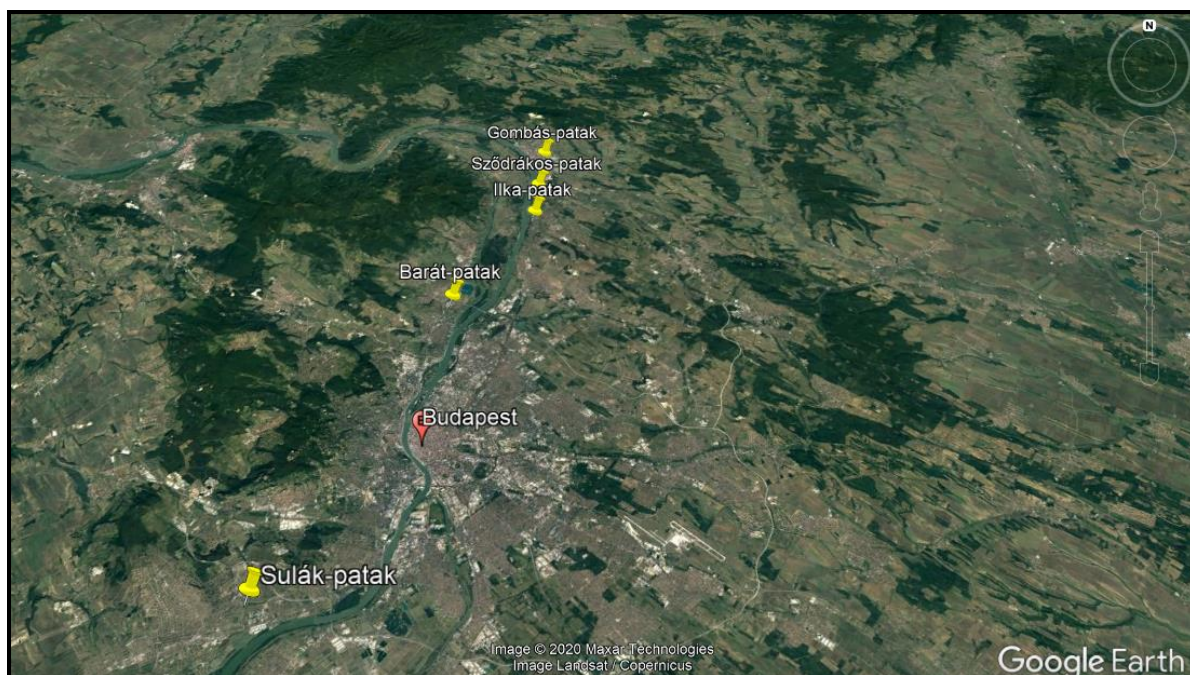
6. ábra. Inváziós rákfajok elterjedése Magyarországon
Forrás: Weiperth et al. 2020

A VIZSGÁLATOK MÓDSZEREI

A vizsgálat során lemért halakat 2018 nyarán DEKA 3000 Lord, egyenáramú háti akkumulátoros halászgéppel az NBmR és VKI protokollnak megfelelően gyűjtöttük inváziós tízlábú rákfajokkal terhelt Budapest környéki patakokból. A gyűjtés után a halakat szegfűszeg olajjal túlaltattuk, majd patosol-4%-os formalin oldatban konzerváltunk. Az inváziós tízlábú rákfajok megjelenése előtti referenciaként a Szigetközből (Lickopuszta, 1994.09.11.) gyűjtött és 4% formalin oldatban konzervált példányokat használtunk fel. A szigetközi élőhelyen feltehetőleg a háromtüskés pikókat potenciálisan fogyasztó szervezetek között szerepeltek őshonos tízlábú rákok (folyami és kecskerák), ragadozó halak (balin, csapósügér, csuka, fogassüllő), különböző békafajok, valamint kockás és vízisikló.

VIZSGÁLT ÉLŐHELYEK BEMUTATÁSA

A vizsgálatba bevont halakat 2018-ban a Barát-, Gombás-, Ilka-, Sulák- és Sződrákos-patakokból gyűjtöttük. A vízfolyások elhelyezkedését a **7. ábrán** mutatjuk be.



7. ábra. A vizsgálatba bevont fővárosi és pest megyei vízfolyások elhelyezkedése

A Barát-patak időszakos víztest Budapesttől északra (**8A. ábra**). A Nagy-Kevély és az Ezüst-hegy északi oldalán több ágból ered Dalina-pusztától északra, a Majdán nyeregben. Dombvidéki jellegű, közepes esésű, durva és közepes-finom mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű

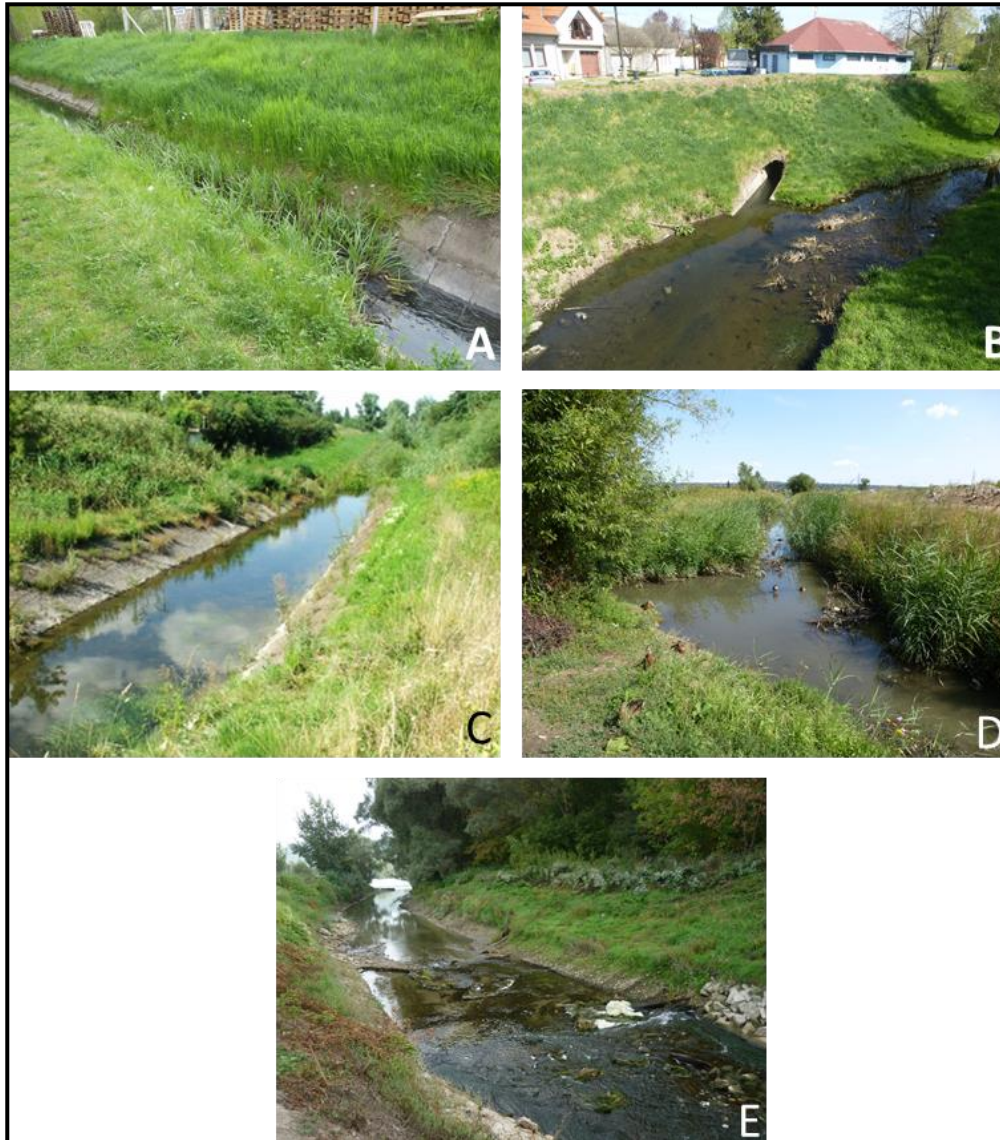
(homokos, löszös üledékkal fedett) vízfolyás. 19 km²-es vízgyűjtőjét dél felől a dunai vízgyűjtőterület mellett az Aranyhegyi-patak, nyugati és északi irányából a Dera-patak vízgyűjtője határolja. A tüskés pikókat itt potenciálisan fogyasztó vízi ragadozók az ausztrál vörösollós rák, a cifrarák, a márványrák, a vörös mocsárrák, a nagy tavibéka, illetve a kockás sikló. Ragadozó halfaj nincs jelen a vízfolyásban (Szendőfi et al. 2018).

A Gombás-patak a Gödöllői-dombságban ered, Püspökszilágytól északra (**8B. ábra**). Szintén dombvidéki jellegű, közepes esésű, durva és közepes-finom mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű vízfolyás, mely Vác déli részénél torkollik a Dunába. Északról a Cserhátból és a Naszályból érkező vizeket (Penci-, Rádi-, Kosdi- és a Cselöte-patakok), dél felől Vácduka vizeit fogadja. A tüskés pikókat itt potenciálisan fogyasztó vízi ragadozók a domolykó, a cifrarák, a kaliforniai kékrák, a kecskebéka, illetve a kockás és vízsisikló (Kollár 2018).

Az Ilka-patak Göd közelében folyik, ahol többnyire kerítéseken belül, magántelkeken halad keresztül, mely fenntartásának és rendezésének egyik fő akadálya. Több esetben engedély nélküli hidak, mederelzárások akadályozzák a víz szabad áthaladását, mely így a visszaduzzasztás miatt pl. talajvízemelkedéshez vezet (**8C. ábra**). A tüskés pikókat itt potenciálisan fogyasztó vízi ragadozók a domolykó, a csapósügér, a cifrarák, a kecskebéka és a nagy tavibéka, a kockás vízsisikló és a mocsári teknős (Gaebele és Gutti 2010; Gaebele et al. 2013; Weiperth 2017).

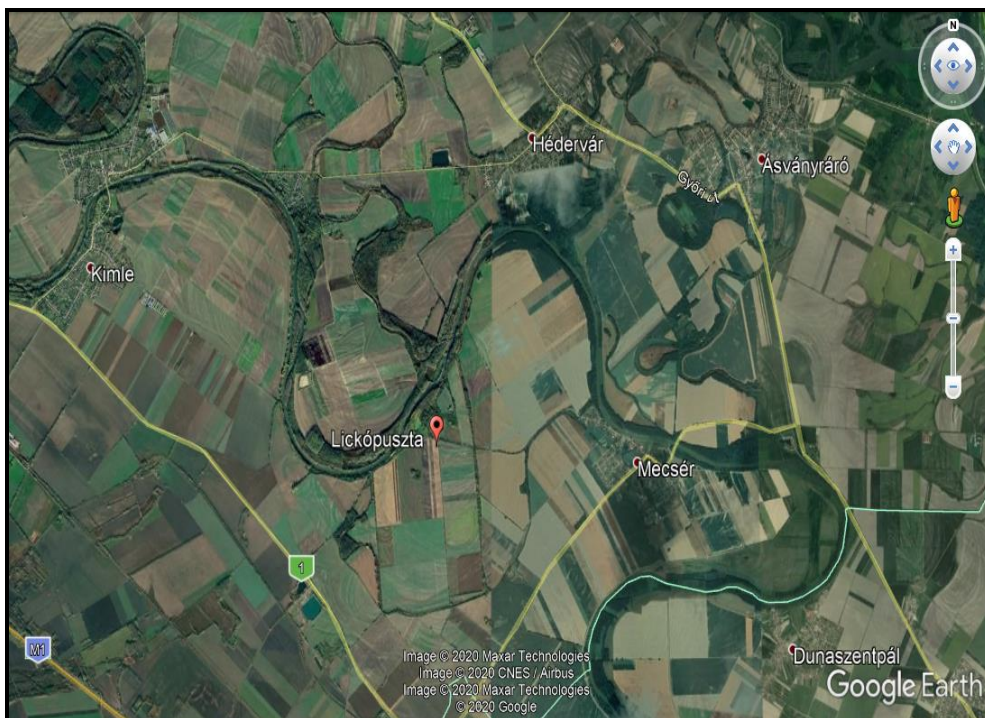
A Sulák-patak Érdliget középső részén ered, a Bara-árokkaal egyesülve később a Dunába torkollik (**8D. ábra**). A tüskés pikókat itt potenciálisan fogyasztó vízi ragadozók a vörös mocsárrák, a nagy tavibéka és a kockás sikló. Ragadozó halfaj nincs jelen a vízfolyás mintázott szakaszán (Gál et al. 2018).

A Szódrákos-patak a Gödöllői-dombság észak-nyugati lankáin ered, a Duna mellékvízfolyásainak egyik tagjaként (**8E. ábra**). A Vácrátóti Arborétumon való áthaladása után nyugat felé fordul. A Hartyán-patak befogadása után, mellyel közös vízgyűjtője 133 km². Szódliget déli határában torkollik a Dunába. Szintén dombvidéki jellegű, közepes esésű, durva és közepes-finom mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű – melyet homokos, löszös üledék fed – vízfolyás. A tüskés pikókat itt potenciálisan fogyasztó vízi ragadozók a balin, a csuka, a domolykó, a jászkeszeg, a csapósügér, a fogassüllő, a Kessler-géb, a cifrarák, a kecskebéka, valamint a kockás és vízsisikló (Potyó et al. 2013; Weiperth 2017).



8. ábra. A 2018-ban mintázott élőhelyek (Fotók: Weiperth András)
A: Barát-patak, B: Gombás-patak, C: Ilka-patak, D: Sulák-patak, E: Szódrákos-patak

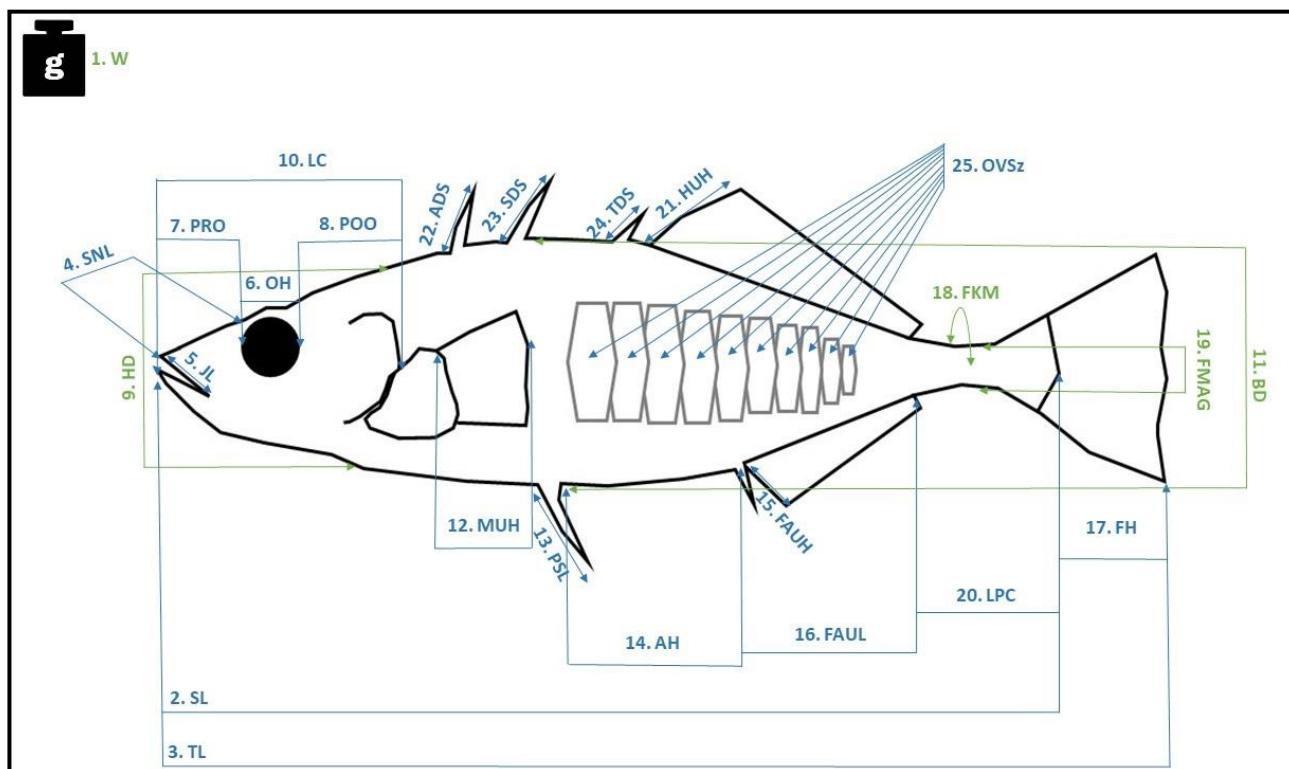
Az inváziós tízlábú rákok megjelenés előtt a tüskés pikókra jellemző morfometria paraméterek meghatározásához a Szigetközből származó konzervált egyedeket használtunk. Az egyedek gyűjtési helyszíneként Lickopusztát jelölték meg, mely a Mosoni-Duna mentén található Meccsér és Kimle közt (**9. ábra**). Az egyedek gyűjtése a bösi vízlépcső üzembe helyezése (1992.09.03.) után a Duna főágának elterelését (1992.10.25.) követően, 1994.09.11.-én történt. A gyűjtő pontos helyszín megjelölése nélkül adta meg a gyűjtés helyszínét, így nem tudjuk, hogy közvetlenül a Moson-Duna fő, esetleg mellékvíztereiből történt a gyűjtés. Így a továbbiakban a mintára a továbbiakban, mint „Szigetköz” hivatkozunk. A minta gyűjtése során, hazánk vizeiben csak a cifrarák volt jelen a Duna főváros körüli szakaszain, egyes mellékvizekben, valamint a Tisza hazai vízgyűjtőjén jelent meg (Puky és Schád 2006; Sallai és Puky 2008), így a faj morfológiájára az akkori irodalmak szerint a tízlábú rákfajok közül csak őshonos faunaelemek gyakorolhattak hatást (Guti 2020).



9. ábra. A referenciaként használt tüsképikó egyedek feltételezett gyűjtési helyszíne

TESTPARAMÉTEREK MÉRÉSE

A morfológiában bekövetkező hatások számszerűsítésére Takács (2011, 2012) kárpát-medencei küllő fajokon vizsgált testparamétereit vettük alapul, kiegészítve Taugbeis és munkatársai (2014), Webster és munkatársai (2011) háromtüskés pikók faji bélyegeivel (tüskék hossza, vérték száma). Összesen 195 tüskés pikó 24 testparamétert mértünk le azok súlya mellett (standard testhossz, teljes testhossz, orrhossz, állkapocshossz, szem szélessége, preorbitális távolság, posztorbitális távolság, fejmagasság, fejhossz, testmagasság, mellúszó hossz, hasi tüske hossza, anális nyílás és a hasúszó távolsága, farokalatti úszó magassága, farokalatti úszó hossza, farokúszó hossza, faroknyél vastagsága, faroknyél magassága, faroknyél hossza, hátúszó magassága, első háti tüske hossza, második háti tüske hossza, harmadik háti tüske hossza, oldalvérték száma) (10. ábra), illetve meghatároztuk ivarukat is. A mérésekhez digitális tolómérőt és mérleget használtunk.



10. ábra. A mért testparaméterek; SL – standard testhossz, TL – teljes testhossz, SNL – orrhossz, JL – állkapocshossz, OH – szem szélessége, PRO – preorbitális távolság, POO – posztorbitális távolság, HD – fejmagasság, LC – fejhossz, BD – testmagasság, MUH – mellúszó hossza, PSL – hasi tüske hossza, AH – anális nyílás és a hasúszó távolsága, FAUH – farokalatti úszó magassága, FAUL – farokalatti úszó hossza, FH – farokúszó hossza, FKM – faroknyél vastagsága, FMAG – faroknyél magassága, LPC – faroknyél hossza, HUH – hátúszó magassága, ADS – első háti tüske hossza, SDS – második háti tüske hossza, TDS – harmadik háti tüske hossza, OVSz – oldaltértek száma.

A vizsgáltban kizárólag konzervált egyedeket használtunk fel. Ezt azért fontos jelezni, mert a konzerváció természetesen okoz változásokat az egyed egyes testméreteiben, de feltételezhető, hogy a konzerváció minden csoportnál hasonló eltéréseket okozott. A gyűjtések során, valamint a szigetközi mintákban található egyedeket méretüktől függetlenül mind felhasználtuk a kutatás során.

STATISZTIKAI ELEMZÉSEK

Az elemzéseket az  statisztikai szoftver (<https://www.r-project.org/>) 3.5.3. verziójával készítettük. Első lépésként adatbázist készítettünk a meglévő MS excel táblázatba bevitt adatokból, majd az általános leíró statisztikákat elkészítettük az összes testparaméterre. Hogy kiküszöböljem az egyedek különböző mértékből adódó eltéréseket, a lemért értékeket az átlagos standardtesthossz-értékekkel standardizáltam.

A standardizálást a következő egyenlet felhasználásával végeztem el:

$$M_{adj} = M (L_s / L_o)^b$$

Ebben M_{adj} a „standardizált” testméret, M az eredeti testméret, L_s az adott csoportba tartozó egyedek standard testhosszainak átlaga, L_o az egyed standard testhossza. A „b” hatványkitevő értékét minden egyes testméretre a log M és log L_o regressziós egyenesének meredeksége adja meg (Elliott et al. 1995). A standardizálás hatásosságát a standardizált változók és a standard testhossz korrelációanalíziseivel teszteltem.

Az egyes lemért testméretek értékei között, mivel a juvenlis egyedeket nem zártuk ki az elemzésből, akár egy nagyságrend különbség is lehet. Az eltérésekből adódó hibákat kizárandó az adatsorokat $\log_{10}(x+1)$ -gyel transzformáltuk, majd az így kapott adatmátrixot diszkriminanciaanalízissel elemeztük. Miután az összes testparaméterrel kapcsolatos számítást megkaptuk, lefuttattunk egy varianciaanalízist (ANOVA) is, mely előfeltétele volt a Tukey-tesznek (post hoc), ami eredménykonfidencia alapján összehasonlítja a csoportokat páronként. Az ivart és a mintavételi helyszíneket faktorizálni kellett, hogy ezeket alapul véve lehessen a későbbi elemzések alapján csoportosítani. Ezt követően az általános leíró statisztikákat újra lefuttattuk a mintavételi helyszínek szerint csoportosítva.

A teszt lefuttatása után megkaptuk a mintavételi helyszínek mennyire különbözőek egymástól, vagy mennyire hasonlóak. Kíváncsiak voltunk még, hogy a mért testparaméterek között van-e összefüggés, illetve, ha van, az milyen irányú. Ehhez szükség volt még egy regressziószámítás elvégzésére is minden mért paraméter esetében. Ezt követően esetenként Pearson-féle korreláció számítást végeztünk, mellyel az értékeket egymáshoz képest vizsgáltuk; ha az érték 0 akkor nincs összefüggés a változók között, minél közelebb van az egyhez az érték annál erősebb az összefüggés.

A tüskés pikó merisztikus bélyegeként az oldalon található csontlemezek, csontvérték számát használtuk, mivel a hazai szakértők ez alapján különítik el a keleti és a nyugati pikót. A merisztikus bélyeg varianciáit Kruskal-Wallis teszttel vetettük össze.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Terepi felmérések eredménye és értékelésük

Az egyes élőhelyeken gyűjtött tuskés pikó egyedszámát és korcsoport szerinti eloszlását a **1. táblázatban** ismertetjük. A mintavétel során észlelt, valamint a Szigetköz esetén leírt ragadozó fajok listáját a **2. táblázatban** összesítettük.

1. táblázat. A tuskés pikó egyedek egyedszáma és nemek szerinti eloszlása a vizsgált vízterekben

Korcsoportok egyedszámai	Vizsgált élőhelyek					
	Szigetköz (ref.)	Barát-p.	Gombás-p.	Ilka-p.	Sulák-p.	Sződrákos-p.
juvenilis (0+)	27	-	9	-	-	-
nőstény	1	15	11	9	2	9
hím	-	35	13	14	47	2
Összesített egyedszám	28	50	35	23	49	11

2. táblázat. A tuskés pikó potenciális ragadozók előfordulása vizsgált élőhelyeken
ref.: referencia élőhely, *: idegenhonos faj

Ragadozók	Vizsgált élőhelyek					
	Szigetköz (ref.)	Barát-p.	Gombás-p.	Ilka-p.	Sulák-p.	Sződrákos-p.
tízlábú rákok						
folyami rák	+					
kecskerák	+					
ausztrál vörösollós rák*		+				
cifrarák*		+	+	+		+
kaliforniai kékrákot*			+			
márványrák*		+				
vörös mocsárrák*		+			+	+
halak						
balin	+					+
csuka	+		+			+
csapósügér	+		+	+		+
fogassüllő	+					+
domolykó	+		+	+		+
jászkeszeg	+			+		+
Kessler-gébk*						+
kőszüllő						+
márna	+					+
kétéltűek						
kecskebeka	+		+	+		+
kis tavibeka	+		+	+		+
nagy tavibeka	+	+	+	+	+	+
hüllők						
kockás sikló	+	+	+	+	+	+
víziskló	+		+	+		+
mocsári teknős	+			+	+	
vörösfülű ékszer teknős*		+			+	
Összesített fajszám						
tízlábú rákok	2	4	2	1	1	2
halak	7	0	3	3	0	9
kétéltűek	3	1	3	3	1	3
hüllők	3	2	2	3	3	2

A **1. táblázat** adatait áttekintve láthatjuk, hogy a szigetközi élőhelyen a fiatal egyedek, míg az általunk vizsgált élőhelyeken az adult méretű egyedek száma sokkal magasabb volt, sőt négy vizsgált területen nem sikerült juvenilis egyedeket gyűjteni. Ez részben a jelentős predációs nyomással (vörös mocsárrák – Sulák-patak) (**2. táblázat**), valamint a korai ivaréssel (Barát-patak - termál vízü élőhely) tudjuk magyarázni. Utóbbi esetén lehetséges, hogy nyár közepén-végén, mikor a gyűjtéseket végeztük az adott évi korai szaporulatot nem lehet elkülöndíteni a kisebb testű 1+-os egyedektől. Mindezt csontvizsgálatokkal lehet pontosan megállapítani. Tény viszont, hogy a vizsgált időszakban számos nászruhás hímét sikerült gyűjteni, melyek mérete sokszor nem haladta meg a 3 cm-t.

A **2. táblázatban** összegeztük a vizsgálataim alatt a terepen, valamint a Szigetköz esetén a térségben regisztrált potenciális ragadozó tízlábú rák, hal, kételtű és hüllő fajokat. Az adatokból láthatjuk, hogy egyes vízfolyásokban számos új, idegenhonos ragadozó található. A Szigetköz 90-es évek közepi faunájára leginkább a Sződrákos-patak fajkészlete hasonlít, de fontos kiemelni, hogy a tüskés pikót a Sződrákos-patakban csak a dunai torkolati szakaszon fordul elő. Az elmúlt években végzett intenzív felmérések során sem sikerült a 2. számú főút hídja felett kimutatni a fajt, így feltételezhető, hogy az itt található állomány egy mindössze 300-350 m-es szakaszon él. A többi vízfolyás esetén a tüskés pikó állományok a vízfolyások jelentős részét sikeresen kolonizálták.

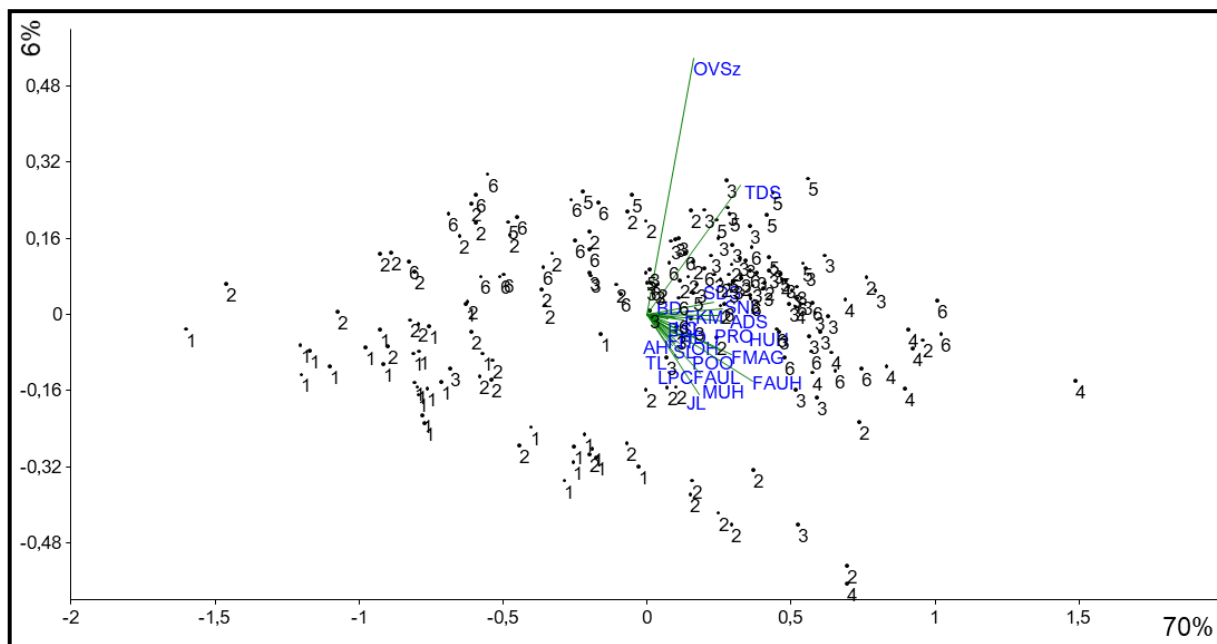
Statisztikai elemzések eredménye és értékelésük

A morfometriai adatok standardizálás hatékonyságának ellenőrzésére korrelációanalízissel vetettük össze az egyedek standard testhosszait, illetve a standardizált változókat. Az adatok összevetése egyik változó esetében sem adott szignifikáns korrelációt ($p > 0.05$), így elmondható, hogy a módszerrel kiküszöböltük az egyedi testméretek különbözőségéből adódó eltéréseket.

A számítások egyszerűsítése és az eredmények értelmezhetősége miatt a mintahelyeket és halak nemét továbbiakban kódokkal jelöljük: Szigetköz – 1, Barát-patak – 2, Sulák patak – 3, Sződrákos patak – 4, Ilka-patak – 5, Gombás-patak – 6, valamint nőstény – 1, hím – 2, juvenilis – 0.

A standardizált adatokon elvégzett diszkriminanciaanalízis eredményei rámutatnak, hogy a hat helyszínből származó 295 egyeden lemerő 24 morfometriai bélyeggel a szigetközi és a 2018 nyarán gyűjtött egyedek részben különíthetők el, mivel kismértékű átfedést mutatnak. Ellenben a 2018-ban gyűjtött öt élőhelyről származó egyedek szinte teljesen átfednek (**11. ábra**). A diszkriminanciaanalízissel nemcsak az élőhelyekről származó egyedek esetleges

elkülönülését, hanem az egyes változók elkülönítésben játszott szerepét is vizsgálhatjuk. Az eredmények alapján a vizsgált élőhelyeken gyűjtött pikó egyedek alkotta csoportok alig különülnek el. A legfontosabb elkülönítő bélyegek az oldalvérték száma (OVSz), a harmadik háti tüske hossza (TDS), a faroknyél magassága (FAUH), első háti tüske hossza (SDS) és az álkapocs hossza (JL) (**11. ábra**). Az oldalvérték számának alakulása nagyon fontos, mivel a hazánkban eddig leírt fajok azonosítása kizárólag ez alapján történik.



11. ábra. A morfometriai mérések diszkriminancia elemzésének ordinációja
1 - Szigetköz, 2 - Barát-patak, 3 - Sulák patak, 4 - Szódrákos patak, 5 - Ilka-patak, 6 - Gombás-patak

A vizsgált hat helyszínről származó mintákból 295 db hal egyed 24 testparaméterét mértük le, valamint rögzítettük súlyukat is, melyek átlagát és szórását mintahelyenként a **3. táblázat** szemlélteti. A diszkriminancia elemzés lehetőséget ad az egyes élőhelyen gyűjtött csoportok helytállóságának tesztelésére is. Ez esetben az elemzés figyelmen kívül hagyja a gyűjtési helyszínt és az egyedeket csak a morfológiai bélyegek alapján csoportosítja. Elemzéseink alapján viszont az általunk létrehozott csoportosítást 76%-ban helytállónak találta, vagyis a szigetközi állományhoz sorolt számos 2018-ban gyűjtött egyedet. Ezek szinte kivétel nélkül (92%) kistestű egyed volt.

3. táblázat. Az oldalvérték száma a vizsgált tüskés pikók esetén

Víztest	oldalvérték száma (átlag±szórás)			Faji besorolás a vértszám alapján (Kottelat és Freihof 2007)
	nőstény	hím	juvenilis	
Barát-patak	10.73±5.11	9.18±3.72	5±0	<i>G.aculeatus</i> x <i>G.gymnurus</i> , <i>G.gymnurus</i>
Gombás-patak	13.64±3.88	6.90±3.36	-	<i>G.aculeatus</i> x <i>G.gymnurus</i> , <i>G.gymnurus</i>
Ilka-patak	16.10±5.40	13.73±6.67	-	<i>G.aculeatus</i> x <i>G.gymnurus</i> , <i>G.gymnurus</i>
Sulák-patak	10±7.07	14.83±3.05	-	<i>G.aculeatus</i> x <i>G.gymnurus</i> , <i>G.gymnurus</i>
Sződrákos-patak	17.33±4.36	16±4.24	-	<i>G. aculeatus</i> x <i>G. gymnurus</i>
Szigetköz	-	5±0	5.29±1.05	<i>G. gymnurus</i>

Az egyes élőhelyeken gyűjtött csoportokat ANOVA statisztikai módszerrel teszteltük. A varianciaanalízis eredményei alapján kijelenthetjük, hogy a vizsgálati helyszínek alapján jelentős különbség van az ott élő tüskés pikók testformájában. A Tukey-féle post hoc teszt alapján az is látszik, hogy mely élőhelyek között van hasonlóság egy adott testparaméter függvényében. Az elemzés alapján az eltérések az összes testparaméter függvényében felfedezhetők, azonban az alábbiakban a ragadozók elleni védekezésre szolgáló testfüggelésekre térnénk ki elsődlegesen (**4. táblázat**).

4. táblázat. A testparaméterek átlaga (mean) és szórása (IQR) a vizsgált élőhelyek esetében
Élőhelyek rövidítései: 1 - Szigetköz, 2 - Barát-patak, 3 - Sulák patak, 4 - Sződrákos patak, 5 - Ilka-patak, 6 - Gombás-patak
Morfológiai változók rövidítését lásd 10. ábra.

Variable: ADS				Variable: FAUL				Variable: HD			
	mean	sd	IQR		mean	sd	IQR		mean	sd	IQR
1	2.929655	0.5637152	0.7100	1	4.022759	0.8236500	1.370	1	4.766897	0.8239457	1.2200
2	3.556200	0.6270009	0.9775	2	5.433000	1.5123387	1.955	2	6.275600	1.3073749	1.7275
3	3.998367	0.6443451	0.8000	3	5.729388	0.8250515	1.000	3	7.599592	0.8538661	1.3400
4	3.772727	0.6617566	0.5750	4	7.257273	1.2877895	1.650	4	9.726364	0.9144646	0.8000
5	3.642187	0.5086968	0.7100	5	5.877500	0.9616921	1.500	5	7.064063	0.6437284	1.0025
6	3.060403	0.7292277	0.8350	6	4.549597	1.2589448	1.570	6	5.644194	1.4043510	1.5925
Variable: AH				Variable: FH				Variable: HUH			
	mean	sd	IQR		mean	sd	IQR		mean	sd	IQR
1	5.146897	0.9354720	1.3400	1	3.939310	0.6087571	0.6600	1	2.609310	0.6519034	0.890
2	6.445800	1.4753375	1.8425	2	4.252600	0.7942570	1.0075	2	3.455600	0.8647476	1.305
3	7.577347	0.8689116	1.0800	3	4.891224	0.5325240	0.7500	3	4.003265	0.6500493	0.690
4	11.794545	2.6730483	3.4000	4	5.554545	0.9082771	1.1500	4	5.240909	1.4681312	1.490
5	7.160000	0.8791455	1.2375	5	4.576562	0.6905706	0.9875	5	3.832813	0.5998453	0.880
6	6.078871	1.6575514	1.4375	6	3.933145	0.8302006	0.9675	6	3.152258	0.7883469	1.010
Variable: BD				Variable: FKM				Variable: LC			
	mean	sd	IQR		mean	sd	IQR		mean	sd	IQR
1	6.562414	1.0050965	1.5300	1	1.311034	0.3556417	0.4200	1	8.445517	1.190896	2.3800
2	7.501600	1.5582033	2.3600	2	1.774600	0.6680407	0.9300	2	9.742600	2.328455	2.8625
3	8.898163	0.9755077	1.1200	3	2.431633	0.5347170	0.7100	3	12.001633	1.148282	1.1200
4	12.292727	1.7483883	1.3400	4	3.097273	0.6452455	0.7550	4	13.786364	1.502466	2.0300
5	8.502500	1.0194464	1.2225	5	2.307500	0.4770474	0.5825	5	11.011875	1.014999	1.7875
6	7.074516	1.6223522	1.7575	6	1.549032	0.6993835	0.7625	6	9.079113	2.015194	2.1800
Variable: FAUH				Variable: FMAG				Variable: LPC			
	mean	sd	IQR		mean	sd	IQR		mean	sd	IQR
1	2.914828	0.6264675	0.790	1	1.074828	0.2512060	0.3600	1	4.403793	0.7533374	1.4100
2	3.479800	0.9022455	1.250	2	1.421200	0.4418359	0.6825	2	4.246200	0.9642611	1.0400
3	3.935102	0.4993584	0.710	3	1.751837	0.3235846	0.3800	3	5.201224	0.7512507	0.9200
4	4.360909	0.7376375	0.975	4	2.360000	0.4138116	0.4850	4	5.292727	1.0689349	1.0550
5	3.791875	0.6029307	1.045	5	1.676875	0.2281403	0.2775	5	5.158750	0.7717084	1.1325
6	3.070887	0.7800000	0.800	6	1.153710	0.4753218	0.5125	6	4.128065	0.8727628	1.1950

Variable: MUH				Variable: PRO				Variable: SNL			
	mean	sd	IQR		mean	sd	IQR		mean	sd	IQR
1	4.498276	0.8283938	0.8900	1	2.237931	0.4701320	0.5700	1	2.173793	1.5947378	0.6000
2	5.076200	1.1246548	1.6375	2	2.850400	0.7219756	0.6825	2	2.561000	0.7473279	0.7200
3	5.796531	0.6676562	0.7300	3	3.837959	0.8022494	1.2400	3	3.212857	0.7252270	0.9800
4	6.453636	0.8138707	0.8250	4	4.335455	0.6923635	1.1350	4	3.853636	0.7255380	1.3450
5	5.286562	0.8539344	0.8350	5	3.421250	0.5184017	0.6825	5	2.842188	0.5024118	0.8225
6	4.676855	1.1063191	1.2275	6	2.661210	0.7566417	0.9875	6	1.855323	1.1578558	0.9725

Variable: OH				Variable: PSL				Variable: TDS			
	mean	sd	IQR		mean	sd	IQR		mean	sd	IQR
1	2.658966	0.4172644	0.6400	1	4.581724	0.7952092	1.0000	1	0.8241379	0.3639321	0.5900
2	3.143600	0.5906958	0.6900	2	5.215200	0.9123131	1.3300	2	1.4326000	0.5243492	0.8125
3	3.335102	0.3194861	0.3300	3	6.094898	0.7592544	0.9300	3	1.5138776	0.3838284	0.5500
4	4.010909	0.3340495	0.5250	4	5.566364	0.9436554	1.4700	4	1.2509091	0.5589357	0.5650
5	3.084062	0.2952622	0.4225	5	5.545937	0.4760920	0.5375	5	1.4021875	0.4271491	0.6325
6	2.652500	0.6616334	0.7000	6	4.731613	0.9894446	1.1375	6	1.1023387	0.5159301	0.7125

Variable: OVSz				Variable: SDS				Variable: TL			
	mean	sd	IQR		mean	sd	IQR		mean	sd	IQR
1	5.275862	1.031523	0.00	1	3.224483	0.6000749	0.8400	1	30.84759	4.349212	7.4000
2	9.480000	4.224515	7.75	2	3.881800	0.6552323	0.9100	2	35.75400	6.900923	9.1775
3	14.632653	3.295792	4.00	3	4.264490	0.5216123	0.6000	3	41.38061	3.629961	4.6500
4	17.090909	4.158234	1.50	4	4.080000	0.7473018	0.8050	4	50.78818	5.152442	5.4400
5	14.468750	6.314266	8.75	5	3.976250	0.4879169	0.7925	5	39.83969	3.340209	4.9200
6	7.500000	3.902261	5.25	6	3.344355	0.7968916	0.9575	6	32.08460	6.752432	7.4025

Variable: P00				Variable: SL				Variable: W			
	mean	sd	IQR		mean	sd	IQR		mean	sd	IQR
1	3.845517	0.9797579	0.9800	1	28.33241	7.475528	6.7000	1	0.3289655	0.1598961	0.2700
2	4.360800	0.9873833	1.4625	2	31.75640	6.540948	8.7550	2	0.5890000	0.3424715	0.4225
3	5.104898	0.5194273	0.6800	3	36.82469	3.338509	3.7200	3	0.8691837	0.2469720	0.3400
4	5.903636	0.5665734	0.7950	4	45.23545	4.905624	5.9300	4	2.2209091	1.0157505	0.6700
5	4.818437	0.5774477	0.7725	5	35.42378	3.136244	4.1225	5	0.8000000	0.2026279	0.2550
6	4.085323	0.9294385	1.0175	6	28.53710	6.007120	6.7525	6	0.5164516	0.4084100	0.3400

Variable: JL			
	mean	sd	IQR
1	1.836552	0.3575639	0.5000
2	2.368200	0.7398171	1.0325
3	2.385306	0.5115666	0.7100
4	3.255455	0.6597024	1.0350
5	2.332500	0.3794903	0.4650
6	1.539435	0.8530884	0.9375

ADS – első háti tüske hossza

A Szigetközéből származó példányok eltérést mutattak a Gombás-patakot leszámítva az összes többi élőhelytől ($p=0,00439$ - $<0,001$), a Barát-patakból mintái eltértek a Sulák- és Gombás-patakokétól ($p=0,01141$ és $<0,001$), a Gombás-patak mintái pedig a Sulák- ($p<0,001$), Szódrákos- ($p=0,00810$) és Ilka-patakéétól ($p<0,001$). A Tukey-féle csoportosítás szerint a Szigetköz és Gombás-patak tartoznak egy csoportba ("a"), a Barát- ("b") és Sulák-patak ("c") ettől elkülönül, azonban a mind az Ilka-, mind a Szódrákos-patak ezekre kis mértékben hasonlít ("bc").

SDS – második háti tüske hossza

A szigetközi élőhely itt is elkülönül a Gombás-patak kivételével az összes élőhelytől ($p=0,00585$ - $<0,001$), ugyanígy a Gombás-patak ($p=0,00845$ - $<0,001$). A Tukey-féle csoportosítás szerint a Szigetköz és a Gombás-patak képeznek egy csoportot ("a"), illetve a többi élőhely még egyet ("b").

TDS – harmadik háti tüske hossza

Ebben az esetben a Szigetköz, Barát-, Sulák és Ilka-patakokkal mutat különbséget ($p < 0,001$), illetve a Gombás-patak is ($p=0,0192$ - $<0,001$). A Tukey-féle csoportosítás szerint szintén a Szigetköz és a Gombás-patak képeznek egy csoportot ("a"), illetve Barát-, Sulák és Ilka-patakok még egyet ("b"), a Sződrákos mindkét csoportra hasonlít értékeiben ("ab").

PSL – hasi tüske hossza

A Szigetköz itt is eltért a többi csoporttól, kivéve a Gombás-patakot ($p=0,0241$ - $<0,001$), a Gombás-patak is eltér a többi élőhelytől ($p=0,0295$ - $<0,001$), valamint a Barát-patak mutat eltérést a Sulák pataktól ($p < 0,001$). A Tukey-féle csoportosítás szerint szintén a Szigetköz és a Gombás-patak képeznek egy csoportot ("a"), Barát- ("b") és a Sulák-patak ("c") külön csoportba tartoznak melyekhez a Sződrákos- és Ilka-patakok hasonlatosak ("bc").

OVSz – oldalvérték száma

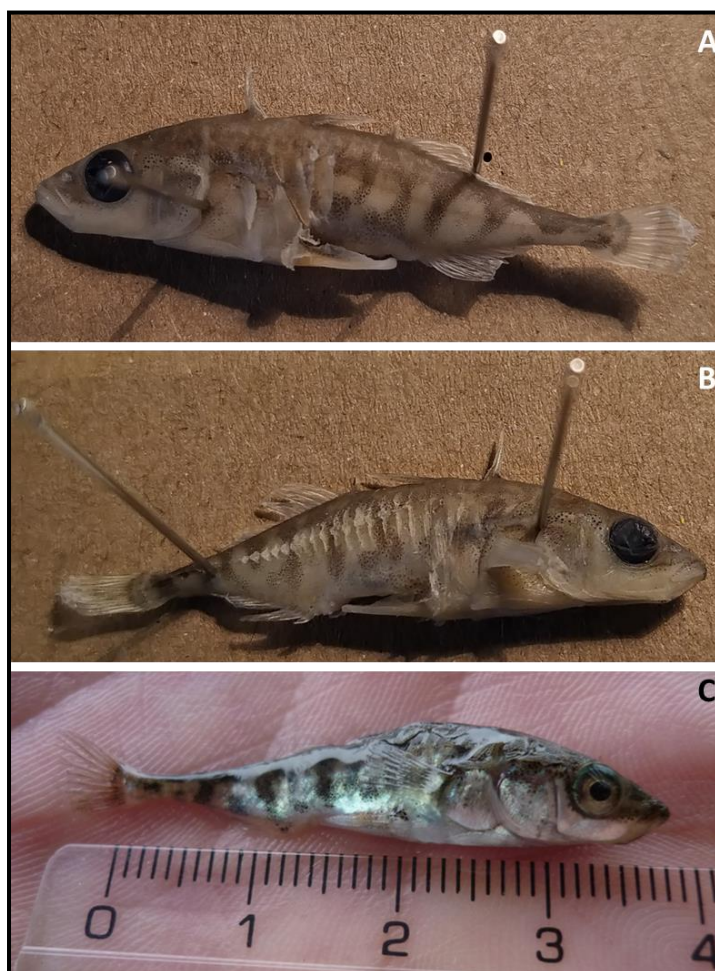
A Szigetköz itt is eltért a többi csoporttól, kivéve a Gombás-patakot ($p < 0,001$), bár ebben az esetben a hasonlóság nem annyira jelentős ($p=0,0774$). A Gombás patak is elkülönül a többi élőhelytől ($p=0,0389$ - $<0,001$), valamint a Barát-pataktól a Sulák-, Sződrákos- és Ilka-patak ($p < 0,001$). A Tukey-féle csoportosítás szerint ebben az esetben is a Szigetköz és a Gombás-patak képeznek egy csoportot ("a"), a Barát-patak ("b") még egyet, illetve a többi élőhely egy harmadikat ("c"). Mindez azért érdekes, mivel korábban az egyes pikó fajok meghatározásának alapja az oldalvérték száma alapján történt (**4. táblázat**).

Mint a fenti eredmények alapján megfigyelhető, hogy az élőhelyek között rengeteg a különbség és hasonlóság (Szigetköz és Gombás-patak) a ragadozók ellen hatásos függelékek méretében és számában, ugyanakkor szükséges volt letesztelni, hogy ezek nem csak a halak testhosszával vannak-e összefüggésben. Mivel a halak farokúszói gyakran sérültek voltak ezért a regressziószámításnál standard testhosszukat vettük alapul, melynél a testhossz függvényében vizsgáltuk a tüskék hosszát is. Számításaink szerint csak a hasi tüske hossza volt

összefüggésben ($p < 2.36 \cdot 10^{-15}$) a standard testhosszal, így a három háti tüske hosszának alakulása valószínűsíthetően tényleg az élőhelyi sajátosságokból, így a ragadozók jelenlétéből, mennyiségéből adódik.

Oldalvérték száma esetén láthatjuk, hogy a Szigetköz jelentősen etér a többi élőhelytől. A juvenilis egyedek esetén a még nem teljesen kifejlett vérték száma, valamint a lemért adult egyedek száma közti különbség okozhatja az eltérést. A **12. ábra** mutatjuk be, hogy konzervált egyedek esetén a vértékszámok mennyire jól leszámolhatóak még a juvenilis egyedek esetén is (**12. ábra A, B**), míg az élő egyedek esetén ez nehézséget okozat, így közepesen vértezett egyedeket is kevéssé vértetztenek azonosíthatjuk (**12. ábra C**).

A Pearson-féle korreláció számítások során nem kaptunk értékelhető összefüggést egyik morfometriai paraméter esetében sem, mert minden értéke 0-hoz közelí volt.



12. ábra. 2018 nyarán az Ilka-patakban gyűjtött közepesen (A) és teljesen vértezett egyed (B), valamint a Szódrákos-patakban gyűjtött kevéssé vértezett egyed (C)

KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Napjainkra a felszíni vízben zajló folyamatok változásának sebessége nagymértékben felgyorsult. Számos faj nehezen, vagy egyáltalán nem tud a megváltozott környezethez alkalmazkodni. Kifejezetten igaz ez azon élőhelyeken előforduló fajokra, fajegyüttesekre, melyek akvatikus inváziókkal különösen súlytottak. Vizsgálatunk során is ilyen vizekben végeztük el a hazánkban idegenhonos tüskés pikó állományok morfometriai vizsgálatát annak érdekében, hogy tisztázzuk hány pikó faj él a magyarországi Duna menti élőhelyeken. A jelenleg nomenklatúra alapján egy, esetleg több pikó faj, valamint ezek hibridjei fordulnak elő.

A pikó egyedeken végzett klasszikus morfometriai vizsgálatok eredményei rámutatnak arra, hogy még egy viszonylag nagy egyedszámú, illetve nagyszámú és jól megválasztott testparaméter vizsgálatával is csak részben lehetséges a magyarországi Duna menti élőhelyeken található állományok elkülönítése. A pikó populációk morfológiai alapján való elkülönítését ugyanis több tényező nehezíti. Egyik, hogy a diszkriminancia elemzés során kapott eredmények csak a referencia és a 2018-ban gyűjtött egyedek között adott részleges elkülönülést. A 2018-ban, az inváziós tízlábú rákok által sikeresen kolonizált élőhelyek jelentős átfedést mutatnak. Az egyes élőhelyeken gyűjtött állományok morfometriai hasonlóságát nagymértékben összefügghet a rájuk ható predációs nyomással. A hal, kételtű és hulló predátorok által terhelt vizekben egyes morfológiai bélyegek eltérnek az idegenhonos tízlábú rákok által az elmúlt közel egy évtizedben kolonizált vízfolyások populációitól. A tüskés pikó kistestű halfajként számos állatfaj számára jelent potenciális zsákmányt, főkeg azon élőhelyeken, ahol abundánsá válik, így az állományok idővel reagálnak a megváltozott ragadozó fajkészletre.

Emellett fontos kiemelni, hogy a tüskés pikók esetében is a növekedést, így a test morfológiáját is jelentősen befolyásolja az élőhelyi adottságok (alapkőzet, vízsebesség, hőterhelés stb.), valamint a környezetében található források száma és minősége (pl. ásványi anyagokhoz való hozzáférés). Kistestű halként is viszonylag rövid emésztőrendszerrel rendelkezik. Az életciklusa során rendkívül nagy energiát fordít a háti és hasi tüskék, valamint az oldalvérték kialakítására. Mindezt számos terepi és laboratóriumi kísérlet is igazolja. Megfelelő, ragadozó mentes környezetben több generáció felnevelése során az egyedek, a TDK dolgozatban vizsgált halaknál több mint kétszer akorára nőttek ($79,13 \pm 26,44$ mm) és vérték száma négy alá csökkent. Hazai kísérletek során akváriumban hosszabb ideig nevelt állományok méretben nem, de vértékszámban a referenciaiként a Szigetközben gyűjtött egyedekre hasonlítanak.

Véleményünk szerint a vértettség mértéke a vizsgálataink eredményei alapján nem elégséges bélyegek, annak korábbi kérdésnek az eldöntésére, hogy hazánkban hány pikó faj él, bár a számos hazai és nemzetközi szakértő a mai napig ez alapján különítette el a pikó fajokat. A morfometriai mérésekkel párhuzamosan genetikai vizsgálatok is szükségesek lennének annak feltérképezésére, hogy a tüskés pikó milyen genetikai változatosságú állományai népesítik-e hazánk Duna menti élőhelyeit.



**13. ábra. Akváriumban, ragadozómentes környezetben szelektált, vérték nélküli tükés pikk egyed
(Fotó: Weiperth András)**

A 2021-ig használt nomenklatúra alapján a vizsgálataink során „keleti pikk” egyedet nem, csak a „nyugati pikk”, valamint a két korábban fajként leírt csoport hibrid példányait sikerült a főváros és Pest megye vízfolyásaiban gyűjtenünk 2018 nyarán. Az oldalvértszám vizsgálat alapján kijelenthetjük, hogy 1994-ben a Szigetközben is már a korábban „nyugati pikkóként” ismert állományból származó egyedeket sikerült feldogozni vizsgálataink során.

Mivel taxonómusok jelenleg csak egy pikkófajt ismernek el hazánkból, ezért jó eséllyel e faj térben és időben különböző fenotípúsú példányait sikerült a dolgozat elkészítése során megvizsgálunk.

ÖSSZEFOGLALÁS

A vizsgálat során kapott eredményeink rámutatnak arra, hogy a magyarországi vizekben előforduló pikó állományok a jelenleg használt morfometriai jegyek segítségével csak részben különíthetők el. A hidrobiológusok által 2021-et megelőzően tüskés pikó névvel ellátott fajt (*G. aculeatus*) a vizsgálatom során sem az 1994-ben a Szigetközből származó, sem a fővárosi és Pest-megye vízfolyásokból sem sikerült kimutatnom. Az oldalvértek száma alapján a Szigetközben már a 90-es években is a kevésbé vértezett korábban nyugati pikóként leírt egyedek, míg a 2018-ban felmért élőhelyeken az ettől eltérő (korábban hibrid) állományok találhatók. Eredményeink alapján a vértszám és egyéb morfológiai bélyegek egyedi szinten csak részben alkalmasak az állományok elkülönítésére. A klasszikus határozáshoz használt merisztikus bélyeg, az oldalvértszám alapján sem találtunk eltérést a 2018-ban vizsgált állományok között, amit részben a vízfolyásokra jellemző, közel azonos ragadozó fajkészletből származó predációs nyomás is magyarázhat.

Véleményünk szerint a kárpát-medencei pikó állományok izolációja viszonylag alacsony, mert a Duna és ennek melléfolyói, befolyói az állományok közötti összeköttetést biztosítja. A TDK dolgozatomban tehát a hazai tüskés pikó állományok fenotípusos plaszticitását sikerült igazolnunk.

A dolgozatom készítése során elvégzett morfometriai vizsgálatok eredményeivel tehát megerősítjük az újabb határozókban és tudományos közleményekben megjelenteket, miszerint a környezetre adott morfológiai változásról van szó a különböző egyedek esetében.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek, Dr. Koltai Gábornak és Dr. Weiperth Andrásnak (ELTE TTK, Állatrendszertan és Ökológiai Tanszék, valamint HUN-REN Víz tudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, Ökológiai Kutatóközpont, Vízi Ökológiai Intézet) akik szakértelmükkel, elengedhetetlen tanácsaikkal hatalmas segítséget nyújtottak a TDK dolgozat elkészítéséhez.

Köszönöm továbbá mindazoknak, akik a minták feldolgozása során segítettek, illetve a dolgozat írása során valamilyen formán támogattak; Fera Lászlónak, Gönye Zsuzsannának, Meszesán Péternek, Sándor Andrásnak, Tóth Mihálynak, s nem utolsó sorban Megyeri Eszternek. Külön köszönöm az már megszűnt MTA Ökológiai Kutatóközpont Duna-kutató Intézetének, hogy a Szigetközben gyűjtött mintákat dolgozatom elkészítéséhez rendelkezésemre bocsátották.

A dolgozat az: NVKP_16-1-2016-0003 „A budapesti várostérség tisztított és nem tisztított kommunális szennyvizeiben található egyes EDC szermaradványok vízminőségi, ökológiai és élelmiszer-biztonsági kockázatai és kockázatsökkentő fejlesztések című projekt keretében készült.

IRODALOMJEGYZÉK

- Acosta CA és Perry SA (2000) Differential growth of crayfish *Procambarus alleni* in relation to hydrological conditions in marl prairie wetlands of Everglades National Park, USA. *Aquat. Ecol.* 34, 389–395.
- Ahyong ST és Yeo DCJ (2007) Feral populations of the Australian Red-Claw crayfish (*Cherax quadricarinatus* von Martens) in water supply catchments of Singapore. *Biol. Invasions* 9, 943–946.
- Barbaresi S és Gherardi F (2006) Experimental evidence for homing in the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 1145–1154.
- Barrett RDH, Rogers SM és Schluter D (2008) Natural Selection on a Major Armor Gene in Threespine Stickleback. *Science* 322, 255–257.
- Baskin JN (1975) Biology and Habitat of the Unarmored Threespine Stickleback (*Gasterosteus Aculeatus Williamsoni*) in the Upper Santa Clara River, California, California Polytechnic State University, Pomona.
- Baum JK és Worm B (2009) Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *J. Anim. Ecol.* 78, 699–714.
- Bell MA (1976) Evolution of Phenotypic Diversity in *Gasterosteus aculeatus* Superspecies on the Pacific Coast of North America. *Syst. Zool.* 25, 211.
- Bell MA (1984) Evolutionary Phenetics and Genetics. In B. J. Turner, ed. *Evolutionary Genetics of Fishes*. Boston, MA: Springer US, pp.431–528.
- Bell MA (2009) Implications of a fossil stickleback assemblage for Darwinian gradualism. *J. Fish Biol.* 75, 1977–1999.
- Bell MA (2001) Lateral plate evolution in the threespine stickleback: Getting nowhere fast. In A. P. Hendry és M. T. Kinnison, eds. *Microevolution Rate, Pattern, Process*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp.445–461.
- Bell MA és Foster SA (1994) Introduction to the evolutionary biology of the threespine stickleback. *Evol. Biol. Threespine Stickleback* 1, 27.
- Berinkey L (1960) The Stickleback (*Gasterosteus aculeatus*), a New Fish Species from Hungary. *Vertebr. Hung.* 2, 1–10.
- Blanke D és Schulz H (2002) Situation des Edelkrebses (*Astacus astacus* L.) sowie weiterer Flusskrebsarten in Niedersachsen. *Tagungsbericht Dtsch. Ges. Für Limnol. DGL Braunsch.* 2003, 385–389.
- Bódis E, Borza P, Potyó I és Puky M (2012) Invasive mollusc, crustacean, fish and reptile species along the Hungarian stretch of the river Danube and some connected waters. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 58, 29–45.
- Bohman P, Edsman L, Martin P és Scholtz G (2013) The first Marmorkrebs (Decapoda: Astacida: Cambaridae) in Scandinavia. *BioInvasions Rec.* 2, 227–232.
- Bortolini JL, Alvarez F és Rodríguez-Almaraz G (2007) On the presence of the Australian redclaw crayfish, *Cherax quadricarinatus*, in Mexico. *Biol. Invasions* 9, 615–620.
- Botta I, Keresztessy K és Neményi I (1980) Faunisztikai és akvarisztikai tapasztalatok az édesvízi akvárium üzembehelyezésével kapcsolatban. *Állattani Közlemények* 67, 33–42.
- Botta I, Keresztessy K és Neményi I (1984) Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* 71, 39–50.
- Brown BL, Creed RP és Dobson WE (2002) Branchiobdellid annelids and their crayfish hosts: are they engaged in a cleaning symbiosis? *Oecologia* 132, 250–255.
- Burič M, Kouba A és Kozák P (2009) Spring mating period in *Orconectes limosus*: the reason for movement. *Aquat. Sci.* 71, 473–477.

- Correia AM (2003) Food choice by the introduced crayfish *Procambarus clarkii*. In *Annales Zoologici Fennici*. JSTOR, pp.517–528.
- Correia AM és Ferreira Ó (1995) Burrowing behavior of the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal. *J. Crustac. Biol.* 15, 248–257.
- Cowen RK, Chiarella LA, Gomez CJ és Bell MA (1991) Offshore Distribution, Size, Age, and Lateral Plate Variation of Late Larval/Early Juvenile Sticklebacks (*Gasterosteus*) off the Atlantic Coast of New Jersey and New York. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 1679–1684.
- Csipkés R, Szatmári L és Soós N (2012) Nyugati pikó (*Gasterosteus gymnuris*) a Drávában. *Halászat* 105, 17–18.
- Dehus P, Phillipson S, Bohl E, Oidtmann B, Keller M és Lechleiter S (2017) German conservation strategies for native crayfish species with regard to alien species. In *Crayfish in Europe as alien species*. Routledge, pp.149–159.
- Denys GP, Geiger MF, Persat H és Keith P (2015) Invalidity of *Gasterosteus gymnuris* (Cuvier, 1829) (Actinopterygii, Gasterosteidae) according to integrative taxonomy.
- Dorn NJ és Mittelbach GG (1999) More than predator and prey: a review of interactions between fish and crayfish. *Vie Milieu* 49, 229–237.
- Elton CS (1958) *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*, Boston, MA: Springer US.
- zu Ermgassen PSE és Aldridge DC (2011) Predation by the invasive American signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* Dana, on the invasive zebra mussel, *Dreissena polymorpha* Pallas: the potential for control and facilitation. *Hydrobiologia* 658, 303–315.
- Faulkes Z (2018) Prohibiting pet crayfish does not consistently reduce their availability online. *Nauplius* 26.
- Faulkes Z (2015) The global trade in crayfish as pets. *Crustac. Res.* 44, 75–92.
- Ferincz Á, Kovács N, Benkő-Kiss Á és Paulovits G (2014) New record of the spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) in the catchment of Lake Balaton (Hungary). *BioInvasions Rec.* 3, 35–38.
- Francesco Ficetola G, Siesa ME, Manenti R, Bottoni L, De Bernardi F és Padoa-Schioppa E (2011) Early assessment of the impact of alien species: differential consequences of an invasive crayfish on adult and larval amphibians: Impact of alien crayfish on amphibians. *Divers. Distrib.* 17, 1141–1151.
- Frommen JG, Herder F, Engqvist L, Mehlig M, Bakker TCM, Schwarzer J és Thünken T (2011) Costly plastic morphological responses to predator specific odour cues in three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). *Evol. Ecol.* 25, 641–656.
- Gaebele T és Guti G (2010) Halivadék fajegyüttesek élőhelyhasználata a gödi Duna-szakaszon, Habitat use of juvenile fish assemblages in the Danube at Göd. *Pisces Hung.* 4, 9–16.
- Gaebele T, Potyó I, Weiperth A, Guti G és Puky M (2013) Abundant prey or optimal microhabitat? *Natrix tessellata* stays hidden in safe areas in a diverse floodplain along the Danube at Göd, Hungary. *North-West. J. Zool.* 9, 374–382.
- Gál B, Gábris V, Csányi B, Cser B, Danyik T és Weiperth A (2018) A vörös mocsárrák *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) jelenlegi elterjedése és hatása a Duna egyes magyarországi befolyóinak halfaunájára = Present distribution of the invasive red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) and its effects on the fish fauna assemblages in some tributaries of the Hungarian section of the River Danube. *PISCES Hung.*, 71–76.
- Gherardi F (2007) Biological invasions in inland waters: an overview. In F. Gherardi, ed. *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp.3–25.
- Gherardi F, Barbaresi S és Salvi G (2000) Spatial and temporal patterns in the movement of *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish: *Aquat. Sci.* 62, 179–193.

- Gherardi F, Renai B és Corti C (2001) Crayfish predation on tadpoles: A comparison between a native (*Austropotamobius pallipes*) and an alien species (*Procambarus clarkii*). *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 659–668.
- Gherardi F, Tricarico E és Ilhéu M (2002) Movement patterns of an invasive crayfish, *Procambarus clarkii*, in a temporary stream of southern Portugal. *Ethol. Ecol. Evol.* 14, 183–197.
- Govedič M (2017) First record of the spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in Slovenia – 300 km upstream from its known distribution in the Drava River. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*, 7.
- Guan R-Z és Wiles PR (1997) Ecological Impact of Introduced Crayfish on Benthic Fishes in a British Lowland River. *Impacto Ecologico de un Langostino de Rio Introducido en Poblaciones de Peces Bentonicos de un Rio de las Tierras Bajas Britanicas. Conserv. Biol.* 11, 641–647.
- Gutekunst J, Andriantsoa R, Falckenhayn C, Hanna K, Stein W, Rasamy J és Lyko F (2018) Clonal genome evolution and rapid invasive spread of the marbled crayfish. *Nat. Ecol. Evol.* 2, 567–573.
- Guti G (1993) A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. *Halászat* 86, 141–144.
- Guti G (2020) Assessment of Long-Term Changes in the Szigetköz Floodplain of the Danube River. In D. Bănăduc, A. Curtean-Bănăduc, F. Pedrotti, K. Cianfaglionne, és J. R. Akeroyd, eds. *Human Impact on Danube Watershed Biodiversity in the XXI Century*. Cham: Springer International Publishing, pp.215–240.
- Gutiérrez-Yurrita PJ, Sancho G, Bravo MA, Baltanas A és Montes C (1998) Diet of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in natural ecosystems of the Donana National Park temporary fresh-water marsh (Spain). *J. Crustac. Biol.* 18, 120–127.
- Györe K, Józsa V és Gál D (2013) The distribution of crayfish (Decapoda: Astacidae, Cambaridae) population in Cris and Mures rivers crossing the Romanian-Hungarian border. *Aquac. Aquar. Conserv. Legis.* 6, 18–26.
- Hagen DW és Gilbertson LG (1973) The genetics of plate morphs in freshwater threespine sticklebacks. *Heredity* 31, 75–84.
- Haraszty L. (szerk.) (2022) Özönállatfajok Magyarországon. *Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium*, Budapest. /Rosalia kézikönyvek 5./
- Harka Á és Szepesi Z (2010) Hány pikófaj (*Gasterosteus* sp.) él Magyarországon. *Pisces Hung.* 4, 101–103.
- Harka Á és Somogyi D (2021) A tudomány jelen állása szerint csak egy pikófaj él Magyarországon, a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*) According to the current scientific status, only one stickleback species, the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) presents in Hungary. *Pisces Hung.* 15, 131–132.
- Harlioğlu MM és Harlioğlu AG (2006) Threat of non-native crayfish introductions into Turkey: global lessons. *Rev. Fish Biol. Fish.* 16, 171–181.
- Henttonen P és Huner JV (2017) The introduction of alien species of crayfish in Europe: A historical introduction. In *Crayfish in Europe as alien species*. Routledge, pp.13–22.
- Hobbs RJ (1989) The nature and effects of disturbance relative to invasions. *Drake J Mooney H Castri F Groves R H Kruger F J Rejmanek M Williamson M Eds Ed. Biol. Invasions Glob. Perspect.* 3, 389–405.
- Holdich D (2007) The spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Cambaridae], digs into the UK. *Aquat. Invasions* 2, 1–16.
- Holdich DM ed. (2002) *Biology of freshwater crayfish*, Oxford [England]: Ames, Iowa: Blackwell Science ; Distributor, USA and Canada, Iowa State University Press.
- Huner JV (2002) *Procambarus. Biol. Freshw. Crayfish*, 541–584.

- Huner JV, Barr JE és Coleman EB (1984) Red swamp crawfish: biology and exploitation. *Louisiana State University Center For Wetland Resources*, pp. 160.
- Ilhéu M és Bernardo JM (1993) Experimental evaluation of food preferences of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: vegetal versus animal. *Univ. Southwest. La. LAFAYETTE USA*, 359–364.
- Jaklič M és Vrezec A (2011) The first tropical alien crayfish species in European waters: the redclaw *Cherax quadricarinatus* (Von Martens, 1868) (Decapoda, Parastacidae). *Crustaceana*, 651–665.
- Jaszczołt J és Szaniawska A (2011) The spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) as an inhabitant of the Baltic Sea — experimental evidences for its invasion of brackish waters. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 40.
- Jones JPG, Rasamy JR, Harvey A, Toon A, Oidtmann B, Randrianarison MH, Raminosoa N és Ravoahangimalala OR (2009) The perfect invader: a parthenogenic crayfish poses a new threat to Madagascar's freshwater biodiversity. *Biol. Invasions* 11, 1475–1482.
- Kawai T, Scholtz G, Morioka S, Ramanamandimby F, Lukhaup C és Hanamura Y (2009) Parthenogenetic Alien Crayfish (Decapoda: Cambaridae) Spreading in Madagascar. *J. Crustac. Biol.* 29, 562–567.
- Kollár B (2018) Urbanizált kisvízfolyások természetvédelmi értékelése halállományok alapján. In pp.52.
- Kouba A, Petrusek A és Kozák P (2014) Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*, 05.
- Kovács K, Nagy PT és Mayer R (2015) Adatok a tízlábú rákok (Decapoda: Astacidae, Cambaridae) északnyugat-magyarországi előfordulásához. Egy *Procambarus* faj első előkerülése természetes élőhelyéről Magyarországon. *Acta Biol. Debrecina Oecologica Hung.* 33, 177–186.
- Krupp F és Coad BW (1985) Notes on a population of the threespine stickleback, *Gasterosteus aculeatus*, from Syria. *Senckenberg. Biol.* 66, 35–39.
- Lawrence C és Jones C (2002) *Cherax*. *Biol. Freshw. Crayfish*, 635–669.
- Le Rouzic A, øStbye K, Klepaker TO, Hansen TF, Bernatchez L, Schluter D és Vøllestad LA (2011) Strong and consistent natural selection associated with armour reduction in sticklebacks: Natural selection in sticklebacks. *Mol. Ecol.* 20, 2483–2493.
- Leinonen T, Herczeg G, Cano JM és Merilä J (2011) Predation-imposed selection on threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) morphology: a test of the refuge use hypothesis: predation-imposed selection on sticklebacks. *Evolution* 65, 2916–2926.
- Light T (2005) Behavioral effects of invaders: alien crayfish and native sculpin in a California stream. *Biol. Invasions* 7, 353–367.
- Lindsey CC (1962) Experimental study of meristic variation in a population of threespine sticklebacks, *Gasterosteus aculeatus*. *Can. J. Zool.* 40, 271–312.
- Lipták B, Mrugała A, Pekárik L, Mutkovič A, Gruľa D, Petrusek A és Kouba A (2016) Expansion of the marbled crayfish in Slovakia: beginning of an invasion in the Danube catchment? *J. Limnol.* 75, 2, <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1313>.
- Lökkös A, Müller T, Kovács K, Várkonyi L, Specziár A és Martin P (2016) The alien, parthenogenetic marbled crayfish (Decapoda: Cambaridae) is entering Kis-Balaton (Hungary), one of Europe's most important wetland biotopes. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*, 16.
- Lorman JG és Magnuson JJ (1978) Role of crayfishes in aquatic ecosystems. *Fisheries* 3, 8-.
- Ludányi M, Peeters ETHME, Kiss B és Roessink I (2016) Distribution of crayfish species in Hungarian waters. *Glob. Ecol. Conserv.* 8, 254–262.
- Lukhaup C (2001) *Procambarus* sp. The marbled crayfish. *Aquar. Aktuell* 7, 48–51.

- Lyko F (2017) The marbled crayfish (Decapoda: Cambaridae) represents an independent new species. *Zootaxa* 4363, 544–552.
- MacDonald JA, Roudez R, Glover T és Weis JS (2007) The invasive green crab and Japanese shore crab: behavioral interactions with a native crab species, the blue crab. *Biol. Invasions* 9, 837–848.
- Machino Y és Holdich DM (2006) Distribution of crayfish in Europe and adjacent countries: updates and comments. *Freshw. Crayfish* 15, 292–323.
- Martin P, Kohlmann K és Scholtz G (2007) The parthenogenetic Marmorkrebs (marbled crayfish) produces genetically uniform offspring. *Naturwissenschaften* 94, 843–846.
- Marufu L, Phiri C és Nhwatiwa T (2014) Invasive Australian crayfish *Cherax quadricarinatus* in the Sanyati Basin of Lake Kariba: a preliminary survey. *Afr. J. Aquat. Sci.* 39, 233–236.
- McKinnon JS és Rundle HD (2002) Speciation in nature: the threespine stickleback model systems. *Trends Ecol. Evol.* 17, 480–488.
- Miller JE, Savino JF és Neely RK (1992) Competition for Food between Crayfish (*Orconectes virilis*) and the Slimy Sculpin (*Cottus cognatus*). *J. Freshw. Ecol.* 7, 127–136.
- Miller RR és Hubbs CL (1969) Systematics of *Gasterosteus aculeatus*, with Particular Reference to Intergradation and Introgression along the Pacific Coast of North America: A Commentary on a Recent Contribution. *Copeia* 1969, 52.
- Münzing J (1959) Biologie, Variabilität und Genetik von *Gasterosteus aculeatus* L. (Pisces) Untersuchungen Im Elbegebiet. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrogr.* 44, 317–382.
- Nonnis Marzano F (2009) The first record of the marbled crayfish adds further threats to fresh waters in Italy. *Aquat. Invasions* 4, 401–404.
- Norton WH és Gutiérrez HC (2019) The three-spined stickleback as a model for behavioural neuroscience. *PLoS One* 14.
- Novitsky RA és Son MO (2016) The first records of Marmorkrebs [*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) *f. virginalis*] (Crustacea, Decapoda, Cambaridae) in Ukraine. *Ecol. Montenegrina* 5, 44–46.
- Paine RT (1966) Food Web Complexity and Species Diversity. *Am. Nat.* 100, 65–75.
- Pérez-Bote (2004) Feeding Ecology of the Exotic Red Swamp Crayfish, *Procambarus Clarkii* (Girard, 1852) in the Guadiana River (Sw Iberian Peninsula). *Crustaceana* 77, 1375–1387.
- Picard Jr. P, Dodson JJ és FitzGerald GJ (1990) Habitat segregation among the age groups of *Gasterosteus aculeatus* (Pisces: Gasterosteidae) in the middle St. Lawrence estuary, Canada. *Can. J. Zool.* 68, 1202–1208.
- Pintér K és Lewit P (1992) *Magyarország halai: biológiájuk és hasznosításuk*, Akadémiai.
- Pintor LM és Sih A (2009) Differences in growth and foraging behavior of native and introduced populations of an invasive crayfish. *Biol. Invasions* 11, 1895–1902.
- Potyó I, Weiperth A és Guti G (2013) Elektromos halászattal gyűjtött minták napszakos változásai a Duna Budapest feletti szakaszán és egyes mellékvízfolyásaiban= Diurnal changes in samples of electrofishing in Danube section upstream of Budapest and its tributaries. *Pisces Hung.* 7, 57–64.
- Puky M és Schád P (2006) *Orconectes limosus* colonises new areas fast along the Danube in Hungary. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 919–926.
- Reimchen TE (1992) Injuries on Stickleback from Attacks by a Toothed Predator (*Oncorhynchus*) and Implications for the Evolution of Lateral Plates. *Evolution* 46, 1224.
- Reimchen TE (1994) Predators and morphological evolution in threespine stickleback. *Evol. Biol. Threespine Stickleback*, 240–276.
- Reimchen TE, Bergstrom C és Douglas S (2000) Predator handling failures of lateral plate morphs in *Gasterosteus aculeatus*: implications for stasis and distribution of the ancestral plate condition. In *Behaviour*. CiteSeer.

- Richman NI, Böhm M, Adams SB, Alvarez F, Bergey EA, Bunn JJS, Burnham Q, Cordeiro J, Coughran J, Crandall KA, Dawkins KL, DiStefano RJ, Doran NE, Edsman L, Eversole AG, Füreder L, Furse JM, Gherardi F, Hamr P, Holdich DM, Horwitz P, Johnston K, Jones CM, Jones JPG, Jones RL, Jones TG, Kawai T, Lawler S, López-Mejía M, Miller RM, Pedraza-Lara C, Reynolds JD, Richardson AMM, Schultz MB, Schuster GA, Sibley PJ, Souty-Grosset C, Taylor CA, Thoma RF, Walls J, Walsh TS és Collen B (2015) Multiple drivers of decline in the global status of freshwater crayfish (Decapoda: Astacidea). *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 370, 20140060.
- Rogowski DL és Stockwell CA (2006) Assessment of Potential Impacts of Exotic Species on Populations of a Threatened Species, White Sands Pupfish, *Cyprinodon tularosa*. *Biol. Invasions* 8, 79–87.
- Ruchin AB és Ryzhov MK (2002) On the diet of the marsh frog (*Rana ridibunda*) in the Sura and Moksha watershed, Mordovia. *Adv. Amphib. Res. Former Sov. Union* 7, 197–205.
- Sallai Z és Puky M (2008) A cifrárák (*Orconectes limosus*) megjelenése a Közép-Tisza-Vidéken. *Acta Biol. Debrecina Suppl. Oecologica Hung.* 18, 203–208.
- Samardžić M, Lucić A, Maguire I és Hudina S (2014) The first record of the marbled crayfish (*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginalis*) in Croatia. *Crayfish News* 36, 4–4.
- Scheidegger KJ és Bain MB (1995) Larval Fish Distribution and Microhabitat Use in Free-Flowing and Regulated Rivers. *Copeia* 1995, 125.
- Schluter D, Marchinko KB, Barrett RDH és Rogers SM (2010) Natural selection and the genetics of adaptation in threespine stickleback. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 365, 2479–2486.
- Scholtz G, Braband A, Tolley L, Reimann A, Mittmann B, Lukhaup C, Steuerwald F és Vogt G (2003) Parthenogenesis in an outsider crayfish. *Nature* 421, 806–806.
- Seitz R, Vilpoux K, Hopp U, Harzsch S és Maier G (2005) Ontogeny of the Marmorkrebs (marbled crayfish): a parthenogenetic crayfish with unknown origin and phylogenetic position. *J. Exp. Zoolog. A Comp. Exp. Biol.* 303A, 393–405.
- Seprős R, Farkas A, Sebestyén A, Lökkös A, Kelbert B, Gál B, Puky M és Weiperth A (2018) Current status and distribution of non-native spiny cheek crayfish (*Faxonius limosus* Rafinesque, 1817) in Lake Balaton. *Hung. Agric. Res.* 27, 20–26.
- Shoup DE, Carlson RE és Heath RT (2003) Effects of Predation Risk and Foraging Return on the Diel Use of Vegetated Habitat by Two Size-Classes of Bluegills. *Trans. Am. Fish. Soc.* 132, 590–597.
- Souty-Grosset C ed. (2006) *Atlas of crayfish in Europe*, Paris: Publ. Scientifiques du Muséum National d'Histoire Naturelle.
- Sterbetz I (1957) Tüskés pikó a Dunában. *Stickleback Danube Hal.* 4, 75.
- Strong DR (1992) Are Trophic Cascades All Wet? Differentiation and Donor-Control in Speciose Ecosystems. *Ecology* 73, 747–754.
- Szendőfi B, Bérces S, Csányi B, Gábris V, Gál B, Gönye Z, Répás E, Seprős R, Tóth B és Weiperth A (2018) Egzotikus halfajok és decapodák a Barát-és Dera-patakban, valamint a torkolatuk dunai élőhelyein= Occurrence of exotic fish and crayfish species in Barát and Dera creeks and their adjacent section of the River Danube. *PISCES Hung.*, 47–51.
- Takács P (2011) Kárpát-medencei küllőfajok morfometriai vizsgálata. *Pisces Hung.* 5, 7–14.
- Takács P (2012) Morphometric differentiation of gudgeon species inhabiting the Carpathian Basin. *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.* 48, 53–61.
- Taylor EB és McPhail JD (1986) Prolonged and burst swimming in anadromous and freshwater threespine stickleback, *Gasterosteus aculeatus*. *Can. J. Zool.* 64, 416–420.
- Thuránszky Z (1960) A ráktelepítésről se feledkezzünk meg. *Halászat* 7, 37.

- Vázquez SG (2008) *Distribution of exotic Australian crayfish Cherax quadricarinatus (von Martens, 1868) in Puerto Rico*. University of Puerto Rico, Mayagüez Campus.
- Vey A, Söderhäll K és Ajaxon R (1983) Susceptibility of *Orconectes limosus* Raff. to crayfish plague. *Freshw. Crayfish* 5, 192–291.
- Vida A (1990) *A Szigetköz és halai a változások tükrében II*, Halászat.
- Vida A és Farkas B (1992) A tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus* L.) hazai elterjedésének újabb adatai. *Termv Közl* 2, 87–89.
- Vogt G (2008) The marbled crayfish: a new model organism for research on development, epigenetics and evolutionary biology. *J. Zool.* 276, 1–13.
- Weiperth A, Lente V, Staszny Á, Ferincz Á (2022): Tüskés pikó *Gasterosteus aculeatus* (Linnaeus, 1758). In: Haraszthy L. (szerk.): *Özönállatfajok Magyarországon. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium*, Budapest: 278–279.
- Weiperth A (2017) A kockás sikló (*Natrix tessellata*) és a vízisikló (*Natrix natrix*) élőhely és táplálék preferenciájának vizsgálata globális, regionális és élőhely szinten. *ELTE TTK Doktori Érték.*, 115.
- Weiperth A, Csányi B, Gál B, György Á, Szalóky Z, Szekeres J, Tóth B és Puky M (2015) Egzotikus rák-, hal- és kételtűfajok a Budapest környéki víztestekben [Exotic crayfish, fish and amphibian species in various water bodies in the region of Budapest]. *Pisces Hung.* 9, 65–70.
- Weiperth A, Gál B, Kuříková P, Langrová I és Kouba A (2019) Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in Hungary with evidence of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) in the wild. *North-West. J. Zool.* 15, 42–47.
- Weiperth A, Staszny Á és Ferincz Á (2013) Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán-Történeti áttekintés = Occurrence and spread of nonnative fish species in the Hungarian section of River Danube–A historical review. *Pisces Hung.* 7, 103–112.
- Weis JS (2011) Invasion and predation in aquatic ecosystems. *Curr. Zool.* 57, 613–624.
- Withler RE és McPhail JD (1985) Genetic variability in freshwater and anadromous sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) of southern British Columbia. *Can. J. Zool.* 63, 528–533.
- Wootton RJ (2009) The Darwinian stickleback *Gasterosteus aculeatus*: a history of evolutionary studies. *J. Fish Biol.* 75, 1919–1942.
- Wotton RJ (1990) *A Functional Biology of Sticklebacks*.–265 pp. London and Sidney: Croom Helm 1984. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrogr.* 75, 106–107.
- Wotton RJ (1978) *The Biology of the Sticklebacks*. – Mit 77 Abb., X/387 S. – London, New York, San Francisco: Academic Press, 1976. L 13.50. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrogr.* 63, 434–434.
- Zimmerman MS (2007) A field study of brook stickleback morphology: multiple predators and multiple traits. *Can. J. Zool.* 85, 250–260.