



MAGYAR AGRÁR- ÉS
ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

Akvakultúra és
Környezetbiztonsági Intézet

A vörös mocsárrák (*Procambus clarkii* Girard, 1852) szaporodásbiológiai sajátosságai három hazai élőhelyén

Készítette:

Berényi Dániel András, N94D89

Mezőgazdasági mérnök

Nappali tagozat, BSc

Szent István Campus

Témavezetők

Dr. Müller Tamás

egyetemi tanár

MATE Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet, Természetesvízi Halökológiai
Tanszék

Dr. Weiperth András

tudományos főmunkatárs

MATE Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet, Természetesvízi Halökológiai
Tanszék

Bányai Zsombor Márk

Ph.D hallgató

MATE Környezettudományi Doktori Iskola

MATE Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet, Természetesvízi Halökológiai
Tanszék

Szent István Campus

Gödöllő, Agárd

2023

Tartalomjegyzék

| | |
|---|----|
| 1. Bevezetés..... | 4 |
| 2. Célkitűzések..... | 6 |
| 3. Irodalmi áttekintés..... | 7 |
| 3.1 Biológiai inváziók hazánk vizeiben..... | 7 |
| 3.2 Az idegenhonos tízlábú rákok hatása a kolonizált élőhelyekre..... | 8 |
| 3.3 A tízlábú rákok aktuális helyzete hazánkban..... | 10 |
| 3.4 A vörös mocsárrák bemutatása..... | 13 |
| 3.5 A vörös mocsárrák, mint inváziós faj..... | 13 |
| 3.6 A vörös mocsárrák magyarországi helyzete..... | 16 |
| 3.7 A vörös mocsárrák szaporodásbiológiája..... | 17 |
| 3.8 Megelőzés, szabályozás, hasznosítás..... | 18 |
| 4. Anyag és módszertan..... | 21 |
| 4.1. Rákok gyűjtése..... | 21 |
| 4.2 Adatgyűjtés módszerei..... | 21 |
| 4.3. Befogott rákok vizsgálata..... | 22 |
| 5. Eredmények..... | 25 |
| 5.1. A vizsgált víztestek tízlábú rák-, hal- és teknősfajai..... | 25 |
| 5.2 A vörös mocsárrák ivararánya a vizsgált élőhelyeken..... | 26 |
| 5.3 Testhossz-testtömeg vizsgálat eredményei..... | 29 |
| 5.4 Petefészek vizsgálatok eredményei..... | 30 |
| 6. Következtetések és javaslatok..... | 34 |
| 7. Összegzés..... | 36 |
| Köszönetnyilvánítás..... | 37 |
| Irodalomjegyzék..... | 38 |

1. Bevezetés

A modern társadalmunkban egyre nagyobb jelenősége van határokon átnyúló, olykor globális gazdasági és ökológiai folyamatoknak. Napjainkra a mezőgazdasági célú állattartás mellett a díszállat kereskedelemnek is egyre inkább nyilvánvalóvá válnak negatív hatásai. Ezt igazolják a hobbi állattartók által kedvelt fajok számának ugrásszerű növekedése a természetes élőhelyeken a világ szinte összes országában (Olden et al. 2020), így hazánkban is (Haraszty 2022, Takács et al. 2015, 2017, Weiperth et al 2015, 2020a, b)

A vörös mocsárrák *Procambarus clarkii*, Girard, 1852, igen különleges tízlábú rákfaj. Ez a faj, mellyel szakdolgozatom témája keretében foglalkoztam, néhány évtized alatt képes volt elterjedni szinte az egész világon, és több területről kiszorítani olyan őshonos taxonokat, melyek fontos részét képezték az adott ökoszisztémáknak és jelentős gazdasági, természetvédelmi értéket jelentettek (Loureiro et al. 2015). A faj gyors és sikeres elterjedését számos azonos, illetve eltérő okokkal magyarázzák a kutatók. A terjedésének mozgatórugója kezdetben az élelmiszeripar volt, hiszen napjainkra az egyik legismertebb és legnagyobb mennyiségben fogyasztott rákételek alapanyagát biztosítja világszinten (Kozák et al. 2015). A mezőgazdasági és élelmiszeripari hasznosítás mellett, kedvelt akváriumi díszállatként számos országban a 2000-es évek második feléig legálisan hozzá lehetett jutni példányaihoz (Olden et al. 2020, Patoka et al. 2018).

Szabad környezetben kikerülve rendkívül jól alkalmazkodik az új élőhelyekhez. A kiváló alkalmazkodó képessége sokszor előnyt jelent az őshonos fajokkal szemben, főleg a zavarásoknak folyamatosan kitett élőhelyek esetén. A szakirodalom szerint a nagytestű tízlábú rákokat ökoszisztéma mérnök fajoknak tekintik (Kozák et al. 2015). A vörös mocsárrák jelentős állomány nagyságot elérve predációs nyomásával képes a teljes táplálék hálózatokat átalakítani, a partfalba készített járatrendszerivel pedig mind a természetes, mind az épített környezetben képes komoly károkat okozni. A vörös mocsárrák által meghódított számos élőhelyen leírták a mezőgazdasági öntöző, lakossági vízelvezető csatornahálózatokban, a vízpartok mentén futó utak és az árvízvédelmi töltésekben történő kártételét. Nemzetközi tekintetben tehát igen jelentős anyagi károk köthetők a vörös mocsárrákhoz (Loureiro et al. 2015, Souty-Grosset et al. 2016).

A vörös mocsárrák első egyedét Magyarországon 2015-ben a Városligeti-tóból gyűjtötték (Weiperth et al. 2015). Megjelenése és rendkívül gyors terjedése feltehetően a felelőtlen és

tájékozatlan akvaristáknak és hobbi állattartóknak köszönhető. További előfordulásait folyamatosan dokumentálják, vizeink ökoszisztémáira gyakorolt hatásait folyamatosan vizsgálják (Gál et al. 2018, Weiperth et al. 2020a, Blaha et al. 2022).

2. Célkitűzések

A szakdolgozatom keretében végzett kutatásom célja a vörös mocsárrák szaporodásbiológiai vizsgálatának bemutatása egyes hazai élőhelyeken annak érdekében, hogy:

1. Ismertessük, hogy a vörös mocsárrák két hazai termálvízű és egy természetesnek tekinthető víztestben milyen szaporodási ciklust mutat.
2. Megvizsgáljuk a vörös mocsárrák ivaréését a kolonizált élőhelyeken.
3. Megvizsgáljuk a vörös mocsárrák hím/nőstény arányának alakulását három hazai élőhelyén (Sulák-patak, Barát-patak, Városligeti-tó,).

3. Irodalmi áttekintés

3.1 Biológiai inváziók hazánk vizeiben

Hazánk vizeiben található akvatikus, illetve szemiakvatikus közösségek igen összetettek, ami részben annak köszönhető, hogy az élőhelyek összetettsége és a benne található fajok sokszínűsége Európa szintjén is kiemelkedő. Részben ennek köszönhetően hazánk területének több mint 90%-a, a Kárpát-medencében található Pannon biogeográfiai régióhoz tartozik (Haraszty 2014). Hazánk vízi élőhelyeinek összetettsége miatt számos taxoncsoport esetén sok faj fordul elő más ökorégiókhöz képest, mivel a Kárpát-medencében a hegyvidéki patakoktól a nagy folyamokig, kisebb, nagyobb tavaktól egészen a nagyobb víztestek mentén található összetett vizes élőhelyekig számos élőhely megtalálható. Emiatt Európa tekintetében a Pannon biogeográfiai régió vizes élőhelyeit magas élőhely-komplexitás jellemzi. A vízfolyások ökológiai rendszereinek egyensúlyát pedig könnyen felboríthatják újonnan bekerülő idegenhonos, sok esetben inváziós fajok, amelyek a különböző módosított és mesterséges élőhelyekről sikeresen kolonizálhatják a természetes élőhelyeket is (Haraszty 2022, Takács et al. 2017, Mozsár et al. 2021). Amennyiben a jövevény faj(ok) szükségleteinek megfelelő az adott környezet, azt a problémát vonhatja maga után, hogy sikeresen megtelepedve, majd kezelhetetlenül elszaporodik és idővel átalakíthatja az ökológiai rendszereket és ennek következtében kiszoríthatja az őshonos fajokat (Moyle & Ligth 1996).

Mára kijelenthetjük, hogy szinte valamennyi vizes élőhely migrációs útvonalként szolgálhatnak az idegenhonos fajoknak (Noël & Guinot 2007). Emellett az áramló vizek esetén a nagy erejű, egyirányú sodrás hozzásegítheti a fajokat a terjedésükhöz. A hajózás is nagyban hozzájárul az új fajok terjeszkedésében, így például a Duna különösen érzékeny lehet az idegenhonos fajok megjelenésére (Bódis et al. 2012, Takács et al. 2017). A folyóvizekben való terjedés sikerességét a hozzájuk csatlakozó állóvizek (általában víztározók) is támogatják, ahol a kevésbé áramló víz könnyebben felmelegszik, így kedvezőbb feltételeket biztosít az idegenhonos fajok akklimatizálódásához. Az idegenhonos fajok behurcolásának folyamata számos úton történhet, amelyek közül a legjelentősebb a kereskedelem és a közlekedés. Ezek olyan új, és hatékony módszerek, amivel a fajok a természetes élőhelyüktől messzire könnyedén el tudnak jutni. Mivel az idegenhonos fajok terjedése gyors, és a terjedés nagy területet fed le, ezért nagyon fontos a

különböző vízi ökoszisztémák rendszeres monitorozása. A megfelelően működő monitoring programok keretében időben észlelhetőek az új jövevény fajok, meghatározható a megtelepedésük pontos időpontja, helyszíne(k), feltérképezhető a megtelepedett fajok előfordulási területe, és figyelemmel lehet kísérni a fajok terjedésének útvonalát (Guti et al. 2017, Ludányi et al. 2022, Takács et al. 2017).

A biológiai invázió első lépése a megérkezés, vagyis az idegenhonos faj bekerül az új, még meg nem hódított területre. A megérkezés akkor lesz sikeres, ha a faj legyőzi az új terület ökológiai rezisztenciáját, ami alatt a környezet biotikus és abiotikus tényezőinek együttesét értjük. Ha az egyedek megállják a helyüket az ökológiai rezisztenciával szemben és megkezdődik a szaporodóképes közösség kialakítása, akkor beszélünk megtelepedésről. A hosszú-távú megtelepedést a perzisztencia fázisa követi, ekkor már a jövevény faj stabil, szaporodóképes populációval rendelkezik, aminek a segítségével a faj további területeket képes meghódítani (Sály et al. 2012).

Ez egy igen fontos környezeti és természetvédelmi probléma, mivel az inváziós fajok nagy veszélyt jelentenek a vízi ökoszisztémákra és a biodiverzításra, illetve hátrányosan befolyásolhatják az őshonos fajok populációinak fennmaradását. A biológiai invázió mára bizonyítottan az egyik fő oka a genetikai sokféleség csökkenésének, illetve fajkihalásnak is (Török et al. 2003, Haraszty 2022).

A biológiai invázió komolyan megzavarhatja az őshonos faunaközösségek struktúráját és működését közvetlen és közvetett módon is. A közvetlen hatások közé sorolhatjuk a predációt, a hibridizációt és a kompetíciót. Közvetett hatás lehet az élőhelyen elérhető erőforrások csökkenése az idegenhonos faj megnövekedett fogyasztása által, valamint paraziták terjesztése (Kozubikova et al. 2010, Mathers et al. 2016).

3.2 Az idegenhonos tízlábú rákok hatása a kolonizált élőhelyekre

Eddigi ismereteink alapján kijelenthetjük, hogy a különböző rákfajok, köztük a nagyméretű tízlábú rákok fontos résztvevői az édesvízi ökoszisztémáknak. Uralkodó fogyasztói a bentikus gerincteleneknek, bomlástermékeknek, szerves törmelékeknek, makrofítáknak és algáknak, illetve táplálékként szolgálnak halaknak és egyéb vízi vagy vizes élőhelyekhez szorosan kötődő ragadozóknak (Lodge & Hill 1994, Momot 1995). Éppen ezért az őshonos faj(ok) elvesztése, vagy egy idegenhonos faj megjelenése és tömeges inváziója az adott

ökoszisztémában nagy változásokat idézhet elő, végső esetben további őshonos fajok eltűnéséhez, ezáltal biodiverzitás csökkenéséhez vezethet (Covich et al. 1999).

Azok a nagytermetű (kifejlett egyed testhossza meghaladja a 10 cm-t) tízlábú rákfajok, amik sikeresen megtelepedtek, illetve inváziós fajjá váltak Európában, kiváló alkalmazkodóképességüknek köszönhetően versenyre kelhetnek az őshonos fajokkal. Figyelembe véve a rugalmas életmódjukat és esetenként eltérő reprodukciós ciklusukat, előnyösebb feltételeik lehetnek az életben maradásra, valamint a szaporodásra az európai élőhelyeken, ezzel kiszorítva az őshonos fajokat (Kozák et al. 2015).

Az idegenhonos tízlábú rákok terjedése és terjedésüknek sikeressége többféle tulajdonságuknak köszönhető. A hosszabb ideig tartó aktivitásuk, agresszív viselkedésük és a paraziták terjesztése növeli a sikerességük mértékét az egyedek és fajok közötti versengés során. Különösen igaz ez a táplálékért és búvóhelyekért folytatott versengés esetében. Emellett előnyt szerezhetnek az egyedek közötti közvetlen interakcióknál is nagyobb méretüknek köszönhetően. Ha az egyik faj magasabb aktivitással rendelkezik, az könnyen ahhoz vezethet, hogy az alacsonyabb aktivitású faj táplálékforrásai hiányossá válnak, vagyis a táplálékszerzés lehetőségei csökkennek (Holdich et al. 2009). Ehhez hasonlóan az agresszívebb faj nagyobb eséllyel foglal el jobb búvóhelyeket, mint a békésebb, őshonos fajok, ami mindenképp előnyt jelent az idegenhonos faj számára (Bubb et al. 2004, Loureiro et al. 2015). Azt viszont nem szabad elfelejteni, hogy az előbbieken felsorolt tulajdonságok mellett a test és az olló méretbeli különbsége is döntő tényező lehet interspecifikus interakcióknál (Bovbjerg 1956).

Az idegenhonos és őshonos fajok tulajdonságainak különbségei az egyik olyan fő befolyásoló tényező, ami hozzájárul az őshonos fajok élőhelyükről való eltűnéséhez (Bubb et al. 2004). Emellett egy másik problémás tényező a reprodukciós stratégiákban való különbség. Az idegenhonos fajok főként szubtrópusi területekről származnak, ahol a kedvező környezeti feltételeknek köszönhetően folyamatosan növekedni, fejlődni tudnak és évente többször képesek szaporodni (Kozák et al. 2015). Éppen ezért az idegenhonos fajok úgynevezett R-stratégistának tekinthetőek, ami magában foglalja a gyors ivarérést, a magas termékenységi rátát és a rövid élettartamot (maximum 3-4 év). Az őshonos rákfajok ezzel ellentétben K-stratégistának tekinthetőek, mivel a növekedési ritmusuk lassabb, évente egyszer szaporodnak, mivel szaporodási ciklusuk a víz hőmérséklet változásához

köthetően évszakos jelleget mutat. Valamennyi európai őshonos tízlábú rákfaj mind ebbe az utóbbi kategóriába sorolható (Reynolds 2002).

A migrációs képesség közötti különbség is nagyban hozzájárul az idegenhonos fajok sikerességéhez. Az idegenhonos tízlábú rákfajok abundanciájának gyors növekedése egy új élettérben a környezeti források korai kimerüléséhez vezethet. Abban az esetben, ha az élethez szükséges alapvető forrásokban hiány keletkezik, a populáció gyorsan tovább terjed olyan területre, ami jobb minőségű életkörülményeket biztosít (Bubb et al. 2004). A migrációs képesség sikeressége fontos tényező a különböző, őshonos tízlábú rákfajokra veszélyes betegségek - legfőképp a rákpestis (*Aphanomyces astaci*) - terjesztésében is. A rákpestis által érintett őshonos fajok elpusztulásával olyan bentikus nichek szabadulnak fel, ami lehetőséget ad az idegenhonos faj gyors letelepedésére (Kozák et al. 2015).

Ki kell emelni, hogy az ember nagy jelentőséggel bír szinte valamennyi inváziós faj terjedésében (Weiperth et al. 2015, 2020a, b, Blaha et al. 2022). Az emberi beavatkozás mindig is fontos szerepet játszott a betelepítések során. Ennek egyik példája, mikor idegenhonos tízlábú rákfajokkal próbálták pótolni a rákpestis által elpusztult európai folyami rák állományokat Nyugat-Európa több országában (Kozák et al. 2015, Souty-Grosset et al. 2006). Emellett a különböző kereskedelmi célból történő betelepítések is idővel a probléma forrásaivá váltak. Azonban ezzel nem fejeződött be az emberek szerepe az idegenhonos, esetenként inváziós kockázatot rejtő fajok terjesztésében. Direkt (tógazdasági tenyésztés és kihelyezés) és indirekt (élőhely átalakítás, szennyezések, összekötő csatornák építése vízgyűjtő területek között, urbanizáció) módszerekkel az emberi hatások továbbra is jelentős mértékben alakítják a környezetet és az élőhelyeket (Lodge et al. 2000, Kozák et al. 2015, Seprős et al. 2018b). E hatások mellett mára egyre nagyobb jelentősége van a hobbi állattartók által történő felelőtlen állatkihelyezéseknek is, melyek eredményeként számos, korábban egzotikus díszállatként tartott tízlábú rákfaj jelent meg és terjed mérsékelt övi élőhelyeken és okoz visszafordíthatatlan károkat az őshonos ökoszisztémákban (Patoka et al. 2018, Weiperth et al. 2020a, b, Blaha et al. 2022).

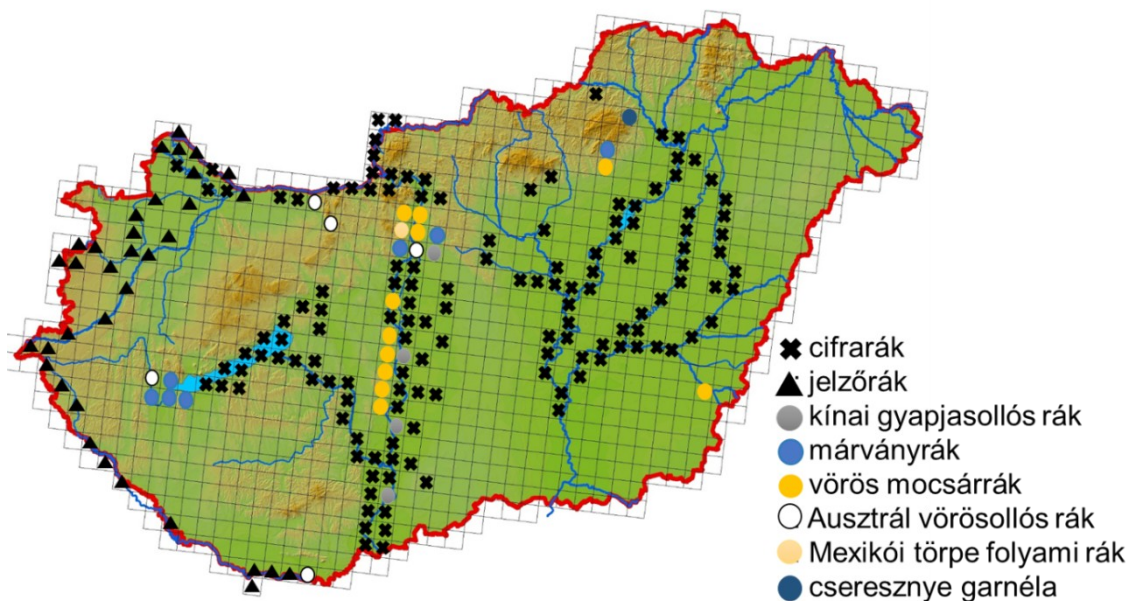
3.3 A tízlábú rákok aktuális helyzete hazánkban

A tízlábú rákok a legnagyobb makrogerinctelen élőlények a hazai vizekben, fontos ökológiai szerepet töltenek be szinte valamennyi vízi ökoszisztémákban (Gábris et al.

2019, Ludányi et al. 2016, Mozsár et al. 2021). Alacsony fajszámuk miatt az egyik leginkább veszélyeztetett állatcsoportok közé tartoznak világszinten is. A Természetvédelmi Világszövetség (IUCN - International Union for Conservation of Nature) vörös listáján több Decapoda faj is szerepel, a veszélyeztetett kategóriába besorolva (Seprős et al. 2018a). Magyarországon három őshonos tízlábú rákfaj található fordul elő: a folyami rák *Astacus astacus*, Linnaeus, 1758, a kövi rák *Austropotamobius torrentium*, Schrank, 1803 és a kecskerák *Pontastacus leptodactylus*, Eschscholtz, 1823 (Kovács et al. 2005, Ludányi et al. 2016, Mozsár et al. 2021). Mindhárom őshonos faj mára természetvédelmi oltalom alatt áll, és a korábban említett IUCN vörös listán is szerepelnek (Ludányi et al. 2016, Mozsár et al. 2021, Seprős et al. 2018a). Egyes emberi behatásoknak köszönhetően (betelepítés, kereskedelem, közlekedés) azonban számos észak-amerikai, ázsiai és ausztrál faj előfordulását és megtelepedését jegyezték le Európában (Kouba et al. 2014), így hazánkban is (Blaha et al. 2022, Gábris et al. 2019, Gál et al. 2018, Kovács et al. 2005, Seprős et al. 2018b, Weiperth et al. 2020a, b). Az őshonos fajok mellett a dolgozatunk írásakor összesen 14 idegenhonos Decapoda faj természetes vízi előfordulását jegyezték fel Magyarországon, melyek a hazai detektálásuk alapján a következők: a cifrarák *Faxonius limosus*, Rafinesque, 1817, a jelzőrák *Pacifastacus leniusculus*, Dana, 1852, a márványrák *Procambarus virginialis*, Lyko, 2017, a vörös mocsárrák *Procambarus clarkii*, Girard, 1852, a kínai gyapjasollósrák *Eriocheir sinensis*, Milne, 1853, az ausztrál vörösollósrák *Cherax quadricarinatus*, Matrens, 1868, a mexikói törperák *Cambarellus patzcuarensis*, Villalobos, 1943, a cseresznye garnéla *Neocaridina denticulata*, Kemp, 1918, a Floridai kékrák *Procambarus alleni*, Faxon, 1884, a *Caridina babaulti*, Bouvier, 1918, garnéla fajt, két új-guineai *Cherax* fajt, a *C. holthuisi*, Lukhaup & Pekny, 2006, *C. snowden*, Lukhaup, Panteleit & Schrimpf, 2015, az óriás sepregető garnélát *Atyopsis moluccensis*, Newport, 1847, a Pinokkió garnélát *Caridina gracilirostris*, De Man 1892, amanó garnélát *Caridina multidentata*, Stimpson, 1860, és számos eddig tudományosan még le nem írt *Cherax* faj egyedeit sikerült kimutatni hazánk vizeiből (Maciaszek et al. 2021, Weiperth et al. 2020a, b, Blaha et al. 2022). A felsorolt fajok eredeti előfordulását elemezve kijelentjük, hogy a Föld mindkét féltekéjének három kontinenséről előfordulnak közepes és nagyméretű tízlábú rákfajok hazánk vizeiben (**1. ábra**). Hazánk vizeiből eddig leírt 14 tízlábú rákfajból nyolc faj esetén rendelkezünk egynél több észlelési adattal és e fajok közül a kínai gyapjasollósrák kivételével, mely katadróm faj, számos szaporodóképes állományát sikerült már hazánkban felmérni (**2. ábra**).



1. ábra: A Kárpát-medencében több mintaterületen kimutatott invazív decapoda fajok eredete (Seprős et al. 2018a)



2. ábra. A kínai gyapjasollós rák és az önfenntartó állományokkal rendelkező idegenhonos tízlábú rákok hazai elterjedése (Weiperth et al. 2020a)

3.4 A vörös mocsárrák bemutatása

A közel 200 fajjal a *Procambarus* nem a legnépesebb tízlábú rák genus. A *Procambarus* nem talán egyik legismertebb képviselője a vörös mocsárrák. A magyar szakirodalomban louisianai vörösrák, vagy kaliforniai mocsárrák (angolul: Californian swamp crayfish, Red swamp crayfish, Louisiana red crayfish,) neveken jelenik meg.

A vörös mocsárrák kifejlett egyedei általában 10-12 centiméter hosszúságúra nőnek, ez alapján a közepes méretű rákok közé tartozik. Megfelelő körülmények között a 20 centiméteres testhosszt is elérhetik (Oficialdegui et al. 2019). Élethosszuk általában kevesebb, mint 18 hónap köszönhetően a gyors életciklusnak, hidegebb területeken viszont megérhetik az 5 évet is (Crandall & Buhay 2007). Az adult egyedek színezete piros, sötétvörös vagy barnászvörös (**3. ábra**). Az akvaristák által tenyésztett példányok között láthatunk feketét, sárgát, fehérét és akár kék színváltozatokat is (Pöckl et al. 2006).



3. ábra. Ivarérett hím vörös mocsárrák az érdi Sulák-patakból
Fotó: Berényi Dániel András

3.5 A vörös mocsárrák, mint inváziós faj

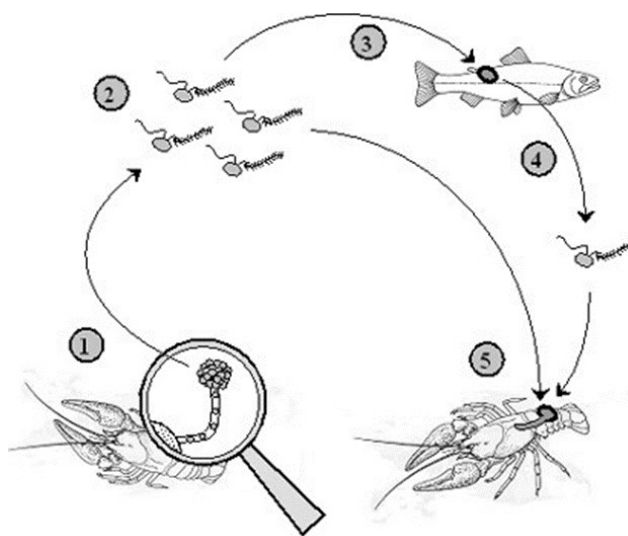
A vörös mocsárrák az Egyesült Államok délkeleti államaiban és Mexikó északkeleti területin őshonos (Crandall 2010). Az egyetlen rákfaj, amelynek az Antarktisz kivételével mára az összes kontinensen megtalálható önfenntartó állománya. Európába 1973-ban gazdasági célból importálták első egyedeit Spanyolországba, majd innen kiindulva természetes úton, valamint akvárium díszállatként telepítve jelent meg és terjed számos országban (Kouba et al. 2014). Első behozatala után telepítésekből számos példány

megszökött és kiváló alkalmazkodó képességeinek köszönhetően hamar megtelepedett a rizsföldeken és a mocsaras, lápos élőhelyeken, amelyek az eredeti élőhelyeihez hasonlóak. Azóta számos európai országban elterjedt (GISD 2019) (4. ábra). Elterjedését elősegíti, hogy az egyik legjelentősebb, étkezési céllal tenyésztett decapoda faj, jelenleg Kínában az egyik legjelentősebb gazdasági célból tenyésztett rákfaj, az őshonos és idegenhonos fajokat is figyelembe véve. A faj számos típusú vizes élőhelyen megtelepszik a nagy, lassú folyamokban, gyors vízfolyásokban, nagy kiterjedésű természetes vagy mesterséges állóvizekben és az időszakos, esővizet befogadó kis kiterjedésű állóvizekben is. Az időszakos vízállás nem okoz problémát, mivel adaptálódott a periodikusan kiszáradó és feltöltődő élőhelyekhez (Oficialdegui et. al. 2019). Kedvezőtlen viszonyok idején a szárazföldön egy éjszaka folyamán akár 3km-t képes megtenni új élőhely után kutatva. Jól tűrik az extrém hőmérsékletű időszakokat, ilyenkor a partfalakba, üledékbe ássák be magukat, akár 1 m mélységbe (Loureiro et al. 2015, Weiperth 2022).



4. ábra. A vörös mocsárrák jelenleg ismert elterjedése Európában (GISD 2019)

A vörös mocsárrák hatása jelentős az általa meghódított élőhelyek ökoszisztémáira. Elsősorban a vizes élőhelyek makrofita vegetációjának elfogyasztásával, ezzel megváltoztatja a fajösszetételét és abundancia viszonyait a teljes ökoszisztémának (Gherardi & Acquistapace 2007). Hasonló hatással van az egyéb akvatikus és egyes szemiakvatikus élőlényekre is, mint például a vízi puhatestűekre, vízi rovarokra, halakra, kételtűekre, mivel e taxonok különböző fejlődési szakaszaiban lévő egyedire komoly predációs nyomást képes kifejteni (Loureiro et al., 2015, Gál et al. 2018, Weiperth 2022). Továbbá rongálja a töltéseket és gátakat a partfalakba ásott hosszú, akár másfél méteres járatokkal. Ezek sűrűsége és az egyes járatok mélysége miatt komoly anyagi problémákhoz és szivárgáshoz, valamint a védművek szerkezeti gyengüléséhez vezetnek. A gyökerező vízinövényzet elpusztítása és a partfalak folyamatos ásása a víz zavarosságát növeli, mivel a legkisebb áramlási sebesség megváltozása a finom szemcseméretű hordalékot egyből mobilizálja. A hordalékszállítás, illetve a mederanyag folyamatos mozgatása hatással van nem csak a teljes vízi, de a part menti ökoszisztémákra is, illetve az itt található táplálékhálózatokra (Matsuzaki et al. 2009, Vesely et al. 2021). Mint jövevényfaj, számos új endo-, és exoparazitát is hordoz. Képes az őshonos tizlábú rákok állományait jövevény parazitáival megfertőzni (5. ábra). Mivel a rizsföldek megfelelő élőhelyek lehetnek számára, a termésben is kárt tehet, így a mezőgazdaság termelékenységére is hatással lehet. Ezek összessége további természetvédelmi, ökológiai és nem utolsósorban gazdasági kockázatot jelent (Kozák et al. 2015).



5. ábra. A rákpestis (*Aphanomyces astaci*) életmenete (http3) és a betegséggel fertőzött adult cifrarák egyed a Barát-patakból. Fotó: Berényi Dániel András

3.6 A vörös mocsárrák magyarországi helyzete

Magyarországról az első példányt a Városligeti-tóból gyűjtötték be 2015-ben (Weiperth et al. 2015). A faj reális hazai helyzetének felmérése érdekében szisztematikus monitorozás kezdődött meg 2016-ban, melynek köszönhetően több budapesti termáltóban és a Duna főágának egy közel 130 fkm hosszú szakaszán, valamint számos mellékágában, továbbá számos pest-vármegyei kisvízfolyásban megtalálták önfenntartó állományukat (Gál et al. 2018, Szendőfi et al. 2018, Weiperth 2022) (**6. ábra**). 2017-ben megjelent az egerszalóki termáltavakban, a kivezető csatornában és a Laskó-patakban, feltételezhetően illegális betelepítés következtében (Seprős et al. 2018a), majd 2019-ben Gyulán az Élővíz-csatornából kerültek elő juvenilis és kifejlett egyedei (Weiperth et al. 2020), majd 2021-ben Miskolctapolca fürdő mellett található termálvizű csónakázó tóban is előkerültek adult egyedei (Blaha et al. 2022, Weiperth 2022).



**6. Ábra: Vörös mocsárrák a Sulák-patakban, Érd, 2022.05.27.
Fotó: Berényi Dániel András**

3.7 A vörös mocsárrák szaporodásbiológiája

A vörös mocsárrák is kiváló példája az R-stratégista fajoknak. Ivarérettsége nem függ az egyedek testméretétől, ami azt jelenti, hogy egy akár egy 40-45 mm-nél kisebb testhosszúságú egyed is már ivaréretté válhat (Holdich et al. 2006). Az életciklusuk rugalmas, attól függően, hogy milyenek a környezeti feltételek. Eredeti elterjedési területén a fő párzási időszak tavasszal, illetve kora nyáron zajlik. Viszont, ha a populációban jelen van ivarérett nőstény és hím egyed, akkor szinte egész évben megfigyelhető. Hidegebb területeken a téli időszak lényegesen korlátozza az aktivitásukat. Ilyenkor a nőstények olyan mélyedéseket, üregeket ásnak, ahol megtörténhet a peteinkubálás és keltetés. A magas termékenységnek köszönhetően a peték száma 200-300 közé tehető, kivételes esetben meghaladhatja akár a 700-at is (Huner 2002). Az inkubáció ideje megfelelő hőmérsékletnél, ami 22 °C, 2-3 hetet vesz igénybe, viszont alacsony hőmérsékleti viszonyoknál akár 6 hónapig is eltarthat. Melegebb éghajlatú övezetekben, például a mediterrán területeken egy évben kétszer is szaporodik (McClain & Romaine 2007). Gyors növekedésű faj, a juvenilis egyedek 3-5 hónapos korukra elérhetik az 50g-os testtömeget, részben e tulajdonságnak köszönhetően erősebb ellenfele az őshonos európai tízlábú rákfajoknak. Figyelemre méltó migrációs képességeinek köszönhetően gyorsan elfoglalja az új élőhelyeket (Gherardi et al. 2000). A márványrákhoz hasonlóan a vörös mocsárrák is hordozója/terjesztője az Európában őshonos fajokra veszélyes rákpestisnek (*A. astaci*). A faj terjedését nagyban segíti még a környezeti tényezőkkel szemben való magas ellenálló képessége is, így a szennyezett, más fajok számára nem megfelelő élőhelyeket is be tudja népesíteni. E tekintetben a márványráknál sokkal több hazai élőhely jelent számára új megtelepedési lehetőséget. Alapvetően termofilnek mondható, viszont kiválóan alkalmazkodik néhány generáció alatt az alacsony hőmérséklethez, illetve az évszakos lehűlő-felmelegedő vizekhez. Ennek köszönhetően túléli a hűvösebb évszakokat is (Holdich et al. 2006). Hazánkban végzett terepi megfigyelések során észlelték, hogy hidegebb térségekben pár napos felmelegedés hatására már aktívvá válnak az adult egyedek, amit a klíma lokális megváltozás tovább hosszabbíthatja a faj aktív időszakát. Részben ezzel is magyarázzák, hogy egyre hatékonyabban kolonizálja az új élőhelyeket (7. ábra).



7. ábra: Téli éjszakán aktív vörös mocsárrák a Sulák-patakban, Érd, 2022.02.18.
Fotó: Berényi Dániel András

3.8 Megelőzés, szabályozás, hasznosítás

A vörös mocsárrák további terjedésének megállítása esetén is kiemelt jelentőségűek a különböző közösségek számára elkészített figyelemfelkeltő, illetve tájékoztató anyagok, melyek bemutatják a faj valós veszélyeit. Európában mára egyre több állatkereskedő mellett halászati és természetvédelmi szakember mellett akvarista is felismeri a vörös mocsárrákot és tudnak az általa jelentett kockázatokról. A faj 2017-ben az Európai Unióban tiltólistás lett, ezzel párhuzamosan hazánkban sem lehet vele legális formában kereskedelmi forgalomban árusítani, de mind a mai napig egyes üzletekben, díszállat börzéken más fajok neve alatt megtalálhatóak különböző korcsoportú példányai (Weiperth 2022).

A vörös mocsárrák egyedeknek gyérítése, populációnak felszámolása a legtöbb esetben helyspecifikus védekezési technikák kombinációjával valósítható meg, de mivel a faj akár szárazföldön is képes terjedni, valamint jelentős járatrendszereket készít, így a kiirtott, csökkenetett állomány méret sokkal gyorsabban képes újra kolonizálni a megüresedett élőhelyeket, elérni a korábbi állomány méretet, illetve meg is haladni azt. Hazánkban rendelkezünk adatokkal, hogy az őshonos ragadozó halak közül a csuka (*Esox lucius*),

harcsa (*Silurus glanis*), menyhal (*Lota lota*), süllő (*Sander lucioperca*), illetve a vidra (*Lutra lutra*), a vaddisznó (*Sus scrofa*) és egyes gázlómadarak, mint a szürke gém (*Agretta cinerea*) és a nagykócsag (*Agretta alba*) példányait fogyasztja (Seprős et al. 2018a, Weiperth et al. 2020a, Weiperth 2022). Így ragadozó halak telepítése mellett a természetvédelmi oltalom alatt álló madár és emlős fajok is segíthetnek a felszaporodó vörös mocsárrák állományok szabályzásában, esetleg csökkentésében (8., 9. ábra). Zárt vizekben eredményt lehet elérni a folyamatos csapdázással, illetve egyes kémiai irtószerekkel (biocidok) is (Loureiro et al. 2015).



**8. ábra: Vidra által levadászott *P. clarkii*, Paks
Fotó: Steiner Norbert**



**9. ábra: Vörös mocsárrák maradványokat tartalmazó vidra ürülék, Bara-patak, Érd, 2022.08.23.
Fotó: Berényi Dániel András**

A vörös mocsárrák az egyik legfontosabb állati eredetű élelmiszer számos országban. A nem gerinces fajok tekintetében a legnagyobb mennyiségben fogják, gyűjtik mind az

eredeti természetes elterjedési területén (USA déli államai, Mexikó északi rész), mind egyes kolonizált élőhelyeken (pl. Franciaország, Kína, Spanyolország, Portugália) (10. ábra). A faj világhódító terjedését nagyban segíti, hogy az egyik legjelentősebb, étkezési céllal tenyésztett édesvízi tízlábú rákfaj. Legjobb példa erre Kína, ahol ebből a fajból többet tenyésztnek, mint az ezt követő három tízlábú rákfajból együtt, ugyanakkor mind Kínában, mind a faj által kolonizált számos országban egyre inkább szembesül a faj különböző kártételeivel (<http5>).



10. ábra. Hazai diszkont élelmiszer boltban árusított import vörös mocsárrák készítmény

4. Anyag és módszertan

4.1. Rákok gyűjtése

A dolgozatomhoz elkészítéséhez szükséges vörös mocsárrák egyedeket három víztestben gyűjtöttük, melyekben évek óta igazolt, önfenntartó állománya él. A patakok kijelölt mintavétel helyszínek Barát-patak esetén a főváros és Budakalász határán található, míg a Sulák-patak esetén a patak Érd megye jogú város belterületén található. A Városliget esetén a mintavételt a Vajdahunyad-vár körüli árokban végeztük el, mely jelentős csapadékvíz befogadása mellett az év jelentős részében termálvíz betáplálást kap (**1. táblázat**). Összességében elmondható, hogy az egyedek gyűjtésére kijelölt mindhárom víztestet nagyfokú urbanizáltság jellemzi.

1. táblázat: A vízfolyások mintavételi szakaszainak kezdő pontjai

| Vízfolyás neve | Felvételi szakasz helye | Északi szélesség | Keleti hosszúság |
|----------------|-------------------------|------------------|------------------|
| Barát-patak | Budapest | 47°36'33.00" | 19° 3'43.08" |
| Sulák-patak | Érd | 47°23'40.37" | 18°57'3.31" |
| Városligeti-tó | Budapest | 47°31'1.72" | 19° 4'42.84" |

4.2 Adatgyűjtés módszerei

A mintavételek során az adott taxonómiai osztályra vonatkozó megfelelő Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) és a Vízyűjtőgazdálkodási Tervben meghatározott vízkeretirányelv (VKI) szerinti egyes taxoncsoportokra vonatkozó protokoll szerint mintáztunk (Erős et al. 2015, Forró (1997), Lukács et al. 2015, Várbíró et al. 2015). Az adatgyűjtések során Finn típusú rákvarsákat, makrogerinctelenek elfogására tervezett merítőhálót, valamint elektromos halászgépet használtunk (**11. ábra**).

Az elektromos halászgép használatát az indokolta, hogy a nagyobb testű rák egyedek minimális mintavételi ráfordítással párhuzamosan nagy hatékonysággal gyűjthetőek azokban a vizekben, ahol ezt az egyes abiotikus feltételek lehetővé teszik (Weiperth et al. 2020b). A mintavételezést egy Hans-Grassl IG600-as háton hordozható akkumulátoros halászgéppel végeztük. A halászgép több sorba kötött akkumulátorból, egy szabályozó egységből, anód és katód kábelből és az anód végén egy fémkeretű szákból, valamint a katód végén egy 2,5 m hosszú rézsodronyból áll. A használat során egyenáram kerül a vízbe, melynek erőterében a tízlábú rák egyedek mellett a halak és egyes akvatikus

kételtűek és hullók elektronarkózis állapotába kerülnek. Az elektronarkózis alatt az egyedek a szájhoz úsznak. Az elkábult egyedek rövid időn belül magukhoz térnek és sérülés mentesen visszahelyezhetőek a vízbe. A Barát-patak esetén teszt jelleggel használtunk nagyobb szembőségű merítőhálót (10 mm) a rendkívül finom üledék miatt. A Városligeti tavaknál a parttal párhuzamosan jártunk körben a beton partvédő falat. A meredek partfalak mentén merítőhálóval, sekélyebb részeknél a vízben gázolva mind kézi merítő hálókkal, mind elektromos halászgéppel gyűjtöttünk egyedeket. A Sulák-patak esetén nappal és éjjel, míg a Barát-patak és a Városliget esetén kizárólag éjjel végeztük el a mintavételezést, mert mind a Duna-IPoly Nemzeti Park Igazgatósága, mind a Liget Zrt. ez írta elő a kiadott kutatási engedélyekben. A mintavétel során az **1. táblázatban** szereplő koordinátáktól számítva a két vízfolyás esetén 150 métert gázolva halásztunk a vízfolyás hossz-szelvényében felfelé haladva. A Vajdahunyad vár mellett található árokrendszerben 150 méter hosszban jártuk be az adott víztestet a potenciális élőhelyek átvizsgálása során.



11. Ábra: Elektromos halászgéppel történő mintázás a Sulák-patakon

Fotó: Berényi Dániel András

4.3. Befogott rákok vizsgálata

A vizsgálat céljából begyűjtött rákokat a mintavételt követően laborba szállítottuk majd túlaltatással (benzokain 200 mg/l; ethyl 4-aminobenzoate, Norcaine) elöltük az egyedeket. Ezt követően a következő adatokat vettük fel:

- testtömeg (4 tizedes gramm pontossáig (digitális ékszermérleggel mérve)
- testhossz (rostrumtól a telsonig, digitális tolómérővel (**12. ábra**))
- petefészek tömeg. A rákok háti kitinlemezét eltávolítva az alatta lévő petefészeket kiemeltük és 4 tizedes gramm pontossággal megmértük (**13. ábra**).
- oocita átmérő mérés. A kiemelt petefészekmintákról ASH digitális nagyítóval (ASH FI800-102 Handheld Digital Microscope Ion 4.3, **14. ábra**) fényképeket készítettünk. A képekről ImageJ program segítségével pete átmérőt számoltunk. Mivel az oociták nem voltak tökéletes gömb alakúak, így egy petefészekből 15 petét választottunk ki és róluk két méretben (átmérőben) a legnagyobb és legkisebb méretet átlagoltuk (**15. ábra**).
- gonado-szomatikus index (GSI %) = petefészek tömegének aránya a testtömeghez képest = $(\text{petefészektömeg}/\text{testtömeg}) \times 100$



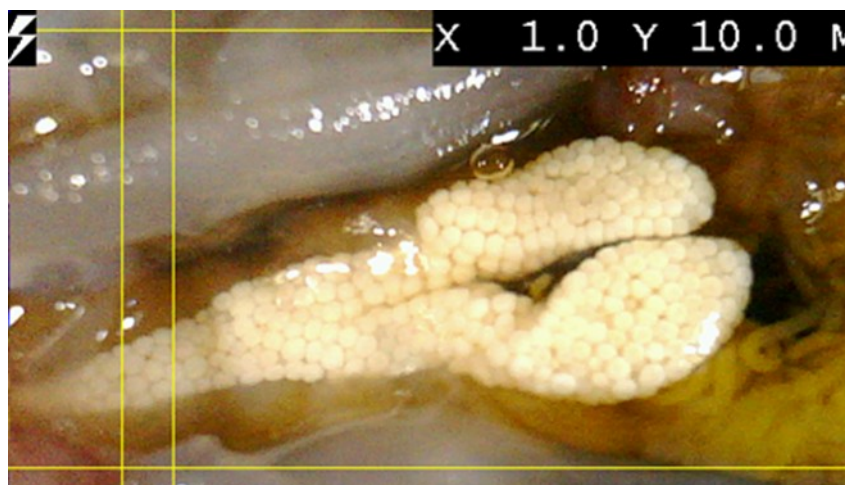
12. ábra. Testhossz + carapacs hosszmérése
Fotó: Franyó Szonja



13. ábra: Négy tizedesjegy pontosságú ékszerész mérleg
Fotó: Berényi Dániel András



14. ábra: Digitális mikroszkóp
Fotó: Berényi Dániel András



15. ábra. Digitális nagyítóval készített képek a petefészekről (fekete mezőben a sárga vonalak közötti metszéstávolságok láthatóak mm-ben, X: vízszintes, Y függőleges mérősíkbán

5. Eredmények

5.1. A vizsgált víztestek tízlábú rák-, hal- és teknősfajai

A két vízfolyás közül a Barát-patakban korábban négy (Szendőfi et al. 2018, Weiperth et al. 2020a), míg a dolgozatom kutatásai során a vörös mocsárrák mellett a korábban már leírt két idegenhonos rákfajt előfordulását sikerült igazolnunk. A vörös mocsárrák mellett a márványrák és a cifrákák volt jelen, míg az Ausztrál vörösollósrák valószínűleg végleg kiszorult erről az élőhelyről. A Sulák-patakban a vörös mocsárrák állomány mára a teljes akvatikus és szemi-akvatikus közösség legdominánsabb elemévé vált. A vizsgálatom ideje alatt a Városligetben található meleg és hidegvízű tavakban egyaránt megtalálható volt a márványrák, de a korábbi vizsgálatokkal ellentétben a vörös mocsárráknak egy kis, szigetszerű állományát sikerült megtalálni a Vajdahunyad vár körüli árokrendszerben (**2., 3 táblázat**). Fontos megjegyezni, hogy a 2022 áprilisában a Városligetben bekövetkezett halpusztulás során a felső, nagy termáltóban a halállomány mellett a teljes vörös mocsárrák állomány kipusztult. A tóból feltételezhetően ekkor tűntek el a korábban leírt ritka idegenhonos tízlábú rákfajok állományai is.

2. táblázat. A kutatás ideje alatt a vizsgált vízterekben megtalálható idegenhonos tízlábú rákfajok

| Víztest | Felvételi szakasz helye | Megtalálható tízlábú rákfajok |
|-----------------------------|-------------------------|---|
| Sulák-patak és vízrendszere | Érd | <i>P. clarkii</i> |
| Barát-patak | Budakalász | <i>P. clarkii</i> , <i>P. virginalis</i> , <i>F. limosus</i> |
| Városligeti tavak | Budapest | <i>P. virginalis</i> , <i>P. clarkii</i> |

3. táblázat. A kutatás ideje alatt a vizsgált vízterekben megtalálható őshonos és idegenhonos hal és teknős fajok

| Víztest | Felvételi szakasz helye | Kimutatott őshonos fajok | Kimutatott idegenhonos fajok |
|-------------------|-------------------------|---|---|
| Sulák-patak | Érd | domolykó (<i>Squalis cephalus</i>), jászkeszeg (<i>Leuciscus idus</i>), márna (<i>Babrbus barbuis</i>), balin (<i>Leuciscus aspius</i>), bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>), szivárványos ökle (<i>Rhodeus amarus</i>), szélhajtó küsz (<i>Aalburnus alburnus</i>), csuka (<i>Esox lucius</i>), mocsári teknős (<i>Emy orbicularis</i>) | ezüst kárász (<i>Carassius gibelio</i>), razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>), naphal (<i>Lepomis gibbosus</i>), tüskés pikó (<i>Gasterosteus aculeatus</i>), szivárványos guppi (<i>Poecilia reticulata</i>), sárgafülű ékszerteknős (<i>Trachemys scripta scripta</i>), |
| Barát-patak | Budakalász | domolykó (<i>Squalius cephalus</i>) | tüskés pikó (<i>Gasterosteus aculeatus</i>), szúnyogirtó fogasponty (<i>Gambusia holbrooki</i>) |
| Városligeti-tavak | Budapest | - | amur, (<i>Ctenopharyngodon idella</i>), fekete törpeharcsa (<i>Ameiurus melas</i>), bíborsügér (<i>Hemichromis</i> sp.), szúnyogirtó fogasponty (<i>Gambusia holbrooki</i>), guppi (<i>Poecilia reticulata</i>), kínai razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>), zebrasávós sügér, (<i>Amatitlania nigrofascata</i>), sárgafülű ékszerteknős (<i>Trachemys scripta scripta</i>), |

5.2 A vörös mocsárrák ivararánya a vizsgált élőhelyeken

A vizsgálat teljes időtartama alatt összesen 642 ivarilag kifejtettnek tekinthető vörös mocsárrák egyedét gyűjtöttünk (**16. ábra**), majd a laboratóriumba szállítás után minden egyedén elvégeztem a méréseket. A Sulák-patakból összesen 273 (116 nőstény, 157 hím), a Barát-patakból összesen 299 (159 nőstény, 140 hím) míg a Városligetből mindösszesen 10 (2 nőstény, 8 hím) egyedét gyűjtöttünk (**4. táblázat**).

4. táblázat. A kutatás során gyűjtött ivarérett vörös mocsárrák egyedek száma

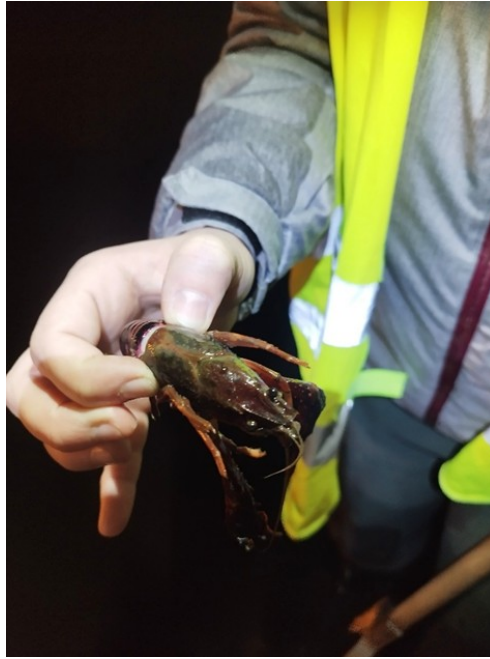
| Víztest | gyűjtési időpont | nőstény egyedek száma | hím egyedek száma | összes egyed |
|---------------------------------|------------------|-----------------------|-------------------|--------------|
| Sulák-patak | 2021.09.17. | 9 | 32 | 41 |
| | 2022.05.09. | 29 | 39 | 68 |
| | 2022.05.27. | 50 | 31 | 81 |
| | 2022.08.23. | 28 | 14 | 42 |
| Barát-patak | 2021.10.18. | 50 | 54 | 104 |
| | 2022.07.16. | 8 | 5 | 13 |
| | 2022.08.24. | 67 | 50 | 117 |
| | 2022.02.02. | 34 | 31 | 65 |
| Városliget | 2021.10.18 | - | - | - |
| | 2022.08.24. | 2 | 8 | 10 |
| Vizsgálatba bevont összes egyed | | 277 | 264 | 641 |



16. ábra. Hím (bal) és nőstény (jobb) vörös mocsárrák a Barát-patakból, Fotó: Ács Andrea Dóra

A Barát-patakból a vörös mocsárrák mellett hat-hat cifrarák és márványrák egyedet sikerült gyűjteni a vizsgálat teljes időtartama alatt. A Sulák-patak esetén más idegenhonos tizlábú rák egyed nem került elő a vizsgálat szakaszán, és a halállományát tekintve is egy igen erőteljesen módosított közösséget sikerült felmérni. A Budapest legnagyobb parkjában található Városligeti tóból az állomány a korábbi vizsgálatokhoz képest a töredékére csökkent és ennek oka ismeretlen (17. ábra). Minden bizonnyal a halpusztulások mellett ez a faj tolerálja legkevésbé az itt tapasztalható állandó zavarást. Érdekes, hogy a többi élőhellyel ellentétben itt csak egy alaklommal találtuk nagytestű egyedeket, míg a két vízfolyás esetén a juvenilis egyedek száma jelentősen meghaladta az ivarérett egyedek számát. A két kisvízfolyásban 2022 őszétől a vörös mocsárrák

gradációját regisztráltuk. A Barát-patakan a másik két inváziós tízlábú rákfaj folyamatosan szorul ki a patak teljes hossz-szelvényében és a termálvíz terhelte mellékágban is. A korcsoport eloszlása évszakos dinamikát mutat: ősszel a kifogott egyedek 60%-a juvenilis példány volt (**18. ábra**). Korosztályok összesített egyedszáma átlag 219 ± 797 a 150 méteres szakaszon.



17. ábra. Elpusztult vörös mocsárrák a Vajdahunyad-vár előtti vizes árokból
Fotó: Berényi Dániel András

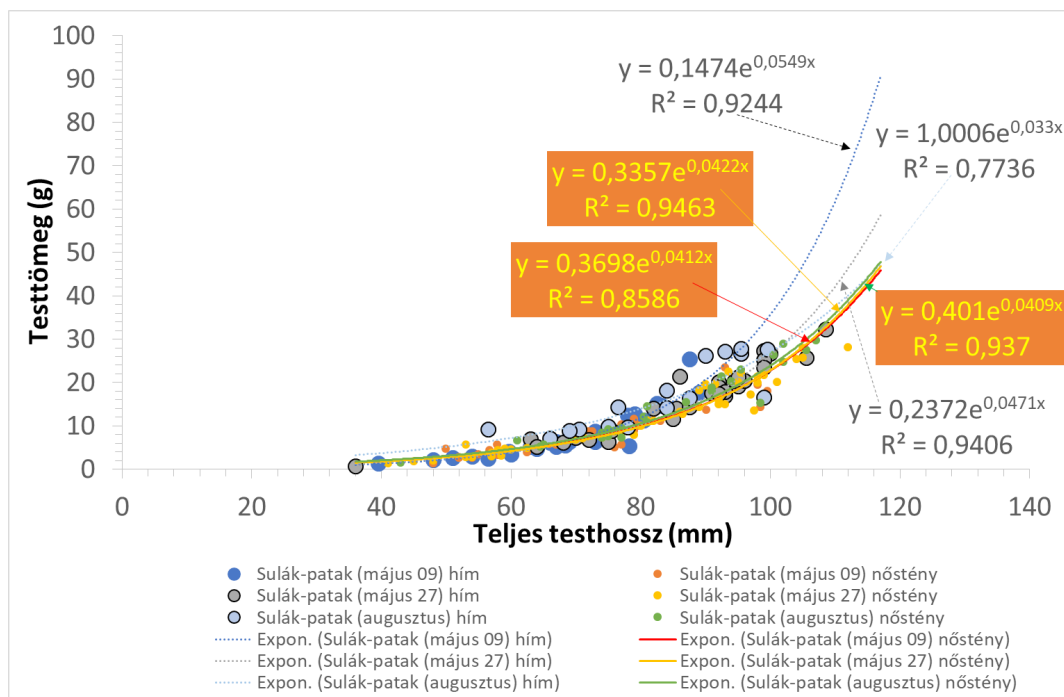


18. ábra. Vörös mocsárrák minta a Barát-patakból
Fotó: Ács Andrea Dóra

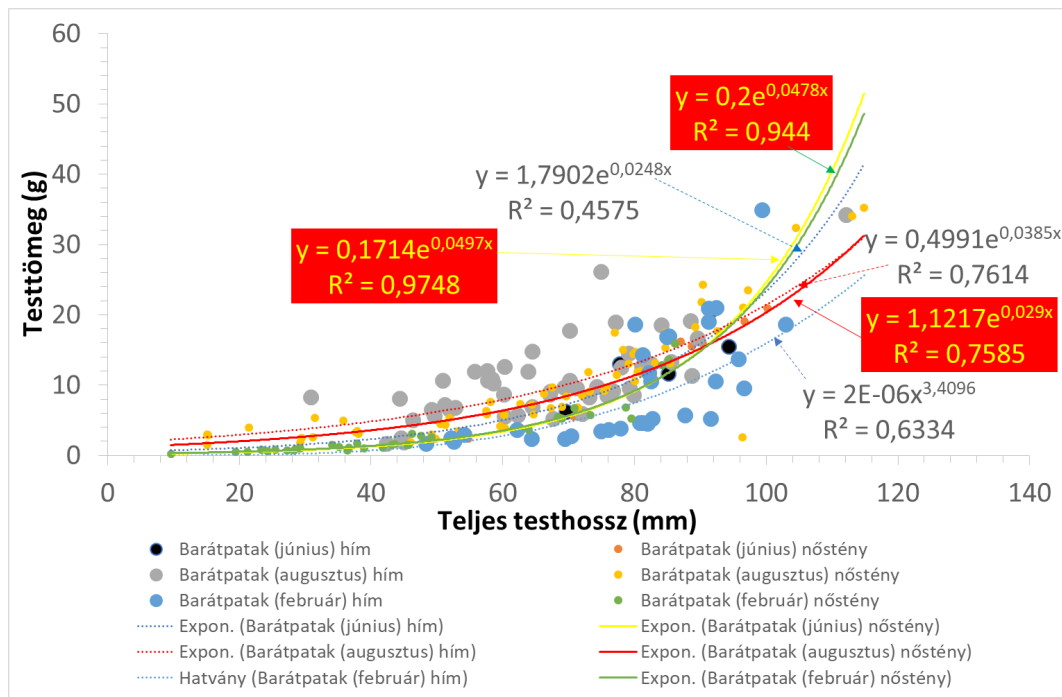
A Sulák-patak vízgyűjtőjén végzett vizsgálatok alapján a Budapest, Érd és Diósd között található három kisvízfolyásban (Sulák-patak, Diósd-árok és a Bara-patak) erős állománya él. Azonban a Sulák-patak és a Diósd-árok medrére létesített, Érdliget területén található jóléti tó időszakos kiszáradást okoz mind az alsó, mind a felső szakaszokon. A járatrendszerekben a populáció egy része képes átvészelni a különböző száraz időszakokat. Számos állandó, bővizű forrásának köszönhetően a Bara-patakban és Sulák-patak érdei szennyvíztisztító alatti szakaszán továbbra is zavartalanul tud szaporodni a folyamatos vízhozamoknak köszönhetően. A kialakítását követően a jóléti tóban a faj egyből megjelent 2017 tavaszán, de a tóban élő populáció méreteiről nincsenek pontos adatok.

5.3 Testhossz-testtömeg vizsgálat eredményei

A testhossz-testtömeg összefüggések elvégéséhez szükséges elégséges mintaszám a két vízfolyás esetén állt rendelkezésre. Az elvégzett elemzések eredményeit a **19. és 20 ábrán** ismertetem. A ábrákon látható, hogy míg a Sulák-patakban a hímek és a nőstények testhossz-testtömeg összefüggése közel azonos, bár a hímek eloszlása nagyobb, addig a Barát-patak esetén jelentős eltérés figyelhető meg a hímek és a nőstények testhossz-testtömeg összefüggésében. A hímek eloszlása már 40 mm-től jelentős mértben eltér a nőstényekétől és évszakos változás is kimutatható. Nyár végére a kondíciójuk sokkal jobb, mint télen.



19. ábra. A Sulák-patakban gyűjtött vörös mocsárrák egyedek testhossz-testtömeg összefüggése



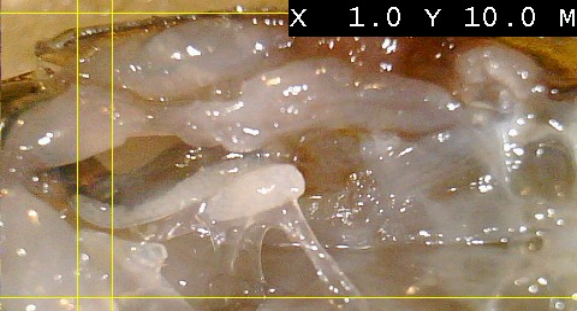
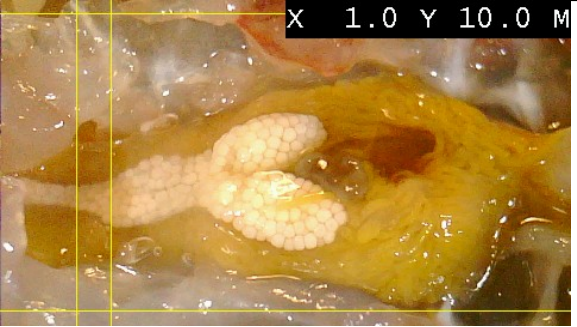
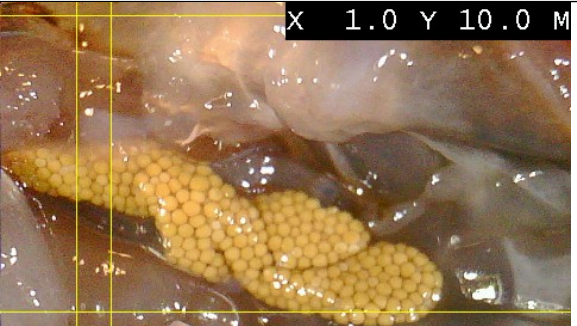
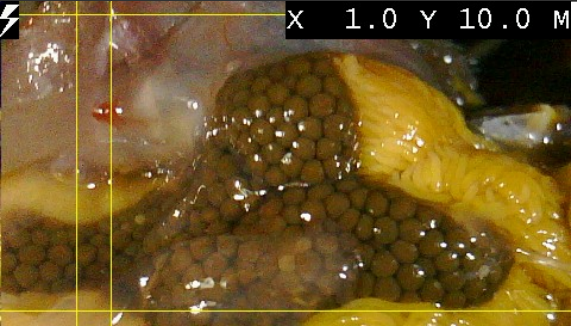
20. ábra. A Barát-patakban gyűjtött vörös mocsárrák egyedek testhossz-testtömeg összefüggése

5.4 Petefészkek vizsgálatok eredményei

A petefészkeképletek alapján négy ivaréresi fázisra lehetett bontani a vörös mocsárrákok peteérését. Az általunk jellemzőnek ítélt fázisokat és leírásokat az **5. táblázat** ismerteti. Ki kell emelni, hogy különböző ivarérettségben lévő vörös mocsárrák nőstények mellett október 18-án és augusztus 23-án kis rákokat hordozó nőstény egyedeket is sikerült befogni (**21., 22. ábra**). Ez azt jelenti, hogy a szaporodási időszak e faj esetében sem korlátozódik egy adott szaporodási ciklushoz, a nőstény egyedek egyedileg érlelik be a petéiket.

A Sulák-patak általunk vizsgált szakasza nem kap termálvíz terhelést, ellentétben a Barát-paktól vagy a Városligetben található vizes élőhelyektől. A magas szórás és a GSI% átlagaiban látható kiugrások alátámasztják a felvetéseinket (**23. ábra**), vagyis folyamatosan megtalálható mind a négy ivaréresi fázis minkét vízfolyás populációiban. A hímek tekintetében a herék tömegével számoltunk, de az eredmény hasonló értékeket mutat a nőstények peteérési fázisaival (**24. ábra**).

5. táblázat. A vörös mocsárrák nőstények petefészek érettségének (ivarérettség) fázisai

| Jellemző petefészek képletek Vörös mocsárrák | Oocyta átmérő (μm) | GSI (%) | Test- tömeg (g) | Leírás |
|---|---------------------------------------|------------|--------------------|---|
|  | 143,3 | 0,224 | 24,1 | I. Ivarilag éretlen oocitákat tartalmazó petefészekminta. A petefészek inaktív állapotban van |
|  | 262 | 0,321 | 29,6 g | II. Ivarilag éretlen oocitákat tartalmazó petefészekminta (vitellogenezis kezdete) |
|  | 393,8 | 3,243 | 12,6 g | III. Ivarilag köztes fejlődésű oociták (vitellogenikus szakasz) |
|  | 698,1 | 3,176 | 19,9 g | IV. Ivarilag érett oocitákat tartalmazó petefészekminta (vitellogenezis végső szakasza) |

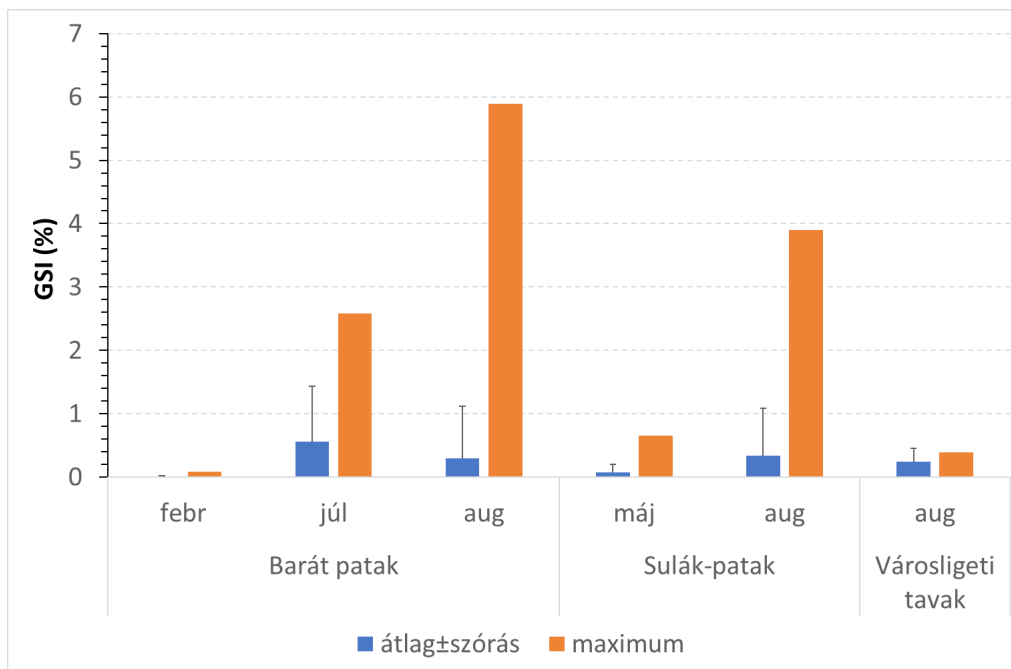


**21. ábra. Pete- és kisrákokat hordó nőtény vörös mocsárrák a Barát-patakból 2021.10.18-án
Fotó: Dr. Weiperth András**



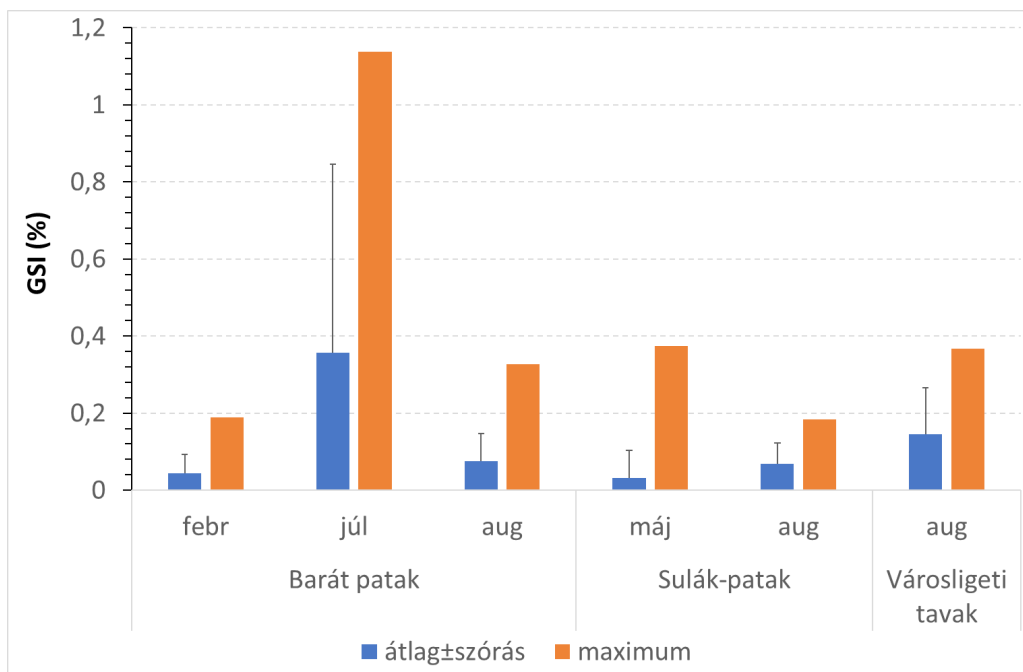
**22. ábra. Kisrákokat és termékeny petéket hordó nőtény egyedek a Sulák-patakból 2022.08.23-án
Fotó: Berényi Dániel András**

Nőstények:



23. ábra. A nőstény egyedek GSI% eloszlása

Hímek:



24. ábra. A hím egyedek GSI% eloszlása

6. Következtetések és javaslatok

Az általunk végzett terepi és laboratóriumi vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy a Sulák-patakban nyár elején és végén is van egy intenzívebb szaporodási időszakai a vörös mocsárrák populációnak. A vizsgált szakaszon nyár végén gyűjtött szaporodásra érett nőstények és a pete, illetve kistrák hordozó példányok bizonyítékul szolgálnak a faj folyamatos szaporodására. Annak feltárása, hogy ezt a jelenséget a klímaváltozás, az adott vízfolyás élőhelyeinek leromlása és a folyamatos szennyezések külön-külön, illetve együtt okozzák, további vizsgálatokkal kívánjuk meghatározni. Bár látunk pozitív példákat is, például a számos őshonos halfaj ivadéka megtalálható a vizsgált szakaszon, amelyek a mintázások folyamán kerültek elő, azonban pont ez és a víztest jellege akadályozza meg az egyszerűbb, kiterjedtebb, akár a hossz-szelvény mentén több folyamk-ilóméteres szakaszokat is érintő vegyszeres irtást. Továbbá nem tudjuk kizárni a tó felől történő újra fertőzés/kolonizálás lehetőségét sem. A Sulák-patak esetén kizárólag a folyamatos, szisztematikus gyérítés megoldható, a hatékonyabb gyérítés további vizsgálatokat igényel specifikusan az adott élőhelyre. Emellett a vízügyi és a településen belüli meder és partfal kezeléseket is úgy kell ütemezni, hogy ne segítse, hanem gátolja a további állomány növekedést, terjedést. Az Érd belterületén található záportározó esetén komplex kezelési tervek szükségesek ahhoz, hogy a vörös mocsárrák egyik fontos inkubációs élőhelyét megszüntessék és az állomány onnan ne tudjon a folyásirányba, illetve onnan kiindulva a felső szakaszok felé terjedni.

A Barát-patak esetén szintén probléma, hogy a víztest jelen esetben egy folyamatos hőterhelést kapó mesterséges csatorna, melynek jelentős csapadékvíz elvezető funkciója is van a vízfolyás főága felé. A termálvíz terhelés hatása az itt gyűjtött egyedek testhossz-testtömeg összefüggésénél látható, mert februárra mind a hímek, mind a nőstények kondíciója leromlik, feltételezhetően a kevesebb bejutó tápláléknak köszönhetően, illetve a sokszor változó abiotikus környezetnek, amit az útfelületek irányából bemosódó szennyező anyagok is okozhatják. A Sulák-patakhoz hasonlóan itt is a folyamatos fizikai gyérítés jelentheti az egyetlen tartós megoldást az állomány csökkentésére, illetve felszámolására. A két fő szaporodási időszakban a nőstény egyedek begyűjtésével az állomány hosszabb távon csökkenthető lehet. A kutatásaink folytatásaként ezt ki kívánjuk próbálni a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságának a közreműködésével.

A két vizsgált vízfolyás jövője nagyban függ az emberi tényezőtől. A Barát-patak példája jól mutatja, hogy a faj képes a robbanásszerű populáció növekedésre. A Sulák-patak jelenleg nem terhelt termálvízzel, azonban a klímaváltozás hatásai és a szélsőségesé tett vízhozam változások könnyen segíthetik az állomány gyors, növekedését. A Dunával való folyamatos összeköttetés és az őshonos, valamint védett fajok jelenléte még fontosabbá teszi a dolgozatomban elvégzett kutatásokat, de egyben rávilágítanak a további feladatokra. A Barát-patak állapotának változása bepillantást enged egy szomorú és minden tekintetben sivárabb jövőbeni környezetbe, de egyben jó mintaterület annak megértésére, hogy mi vár hazánk vizeire, ha több inváziós tízlábú rákfaj együtt fejti ki a hatását.

A 2022 októberi mintázások során a két vízfolyásból is előkerülő kistrákákat, illetve petéket hordozó nőstény egyedek meglepő megfigyelés, mert a szakirodalmakban (pl. Holdich et al. 2009, Kozák et al. 2015, Loureiro et al., 2015, Souty-Grosset et al. 2016) ilyen késői időszakban nem írtak le ennyire eltérő szaporodási ciklusban lévő egyedeket egy adott élőhelyről. Ugyanakkor további terepi felmérések és kísérletes vizsgálatok szükségesek annak eldöntésére, hogy a viszonylag későn szaporodó nőstények petéi és az anyaállatról leváló kistrákák mennyire hatékonyan képesek áttelelni.

A Városligetből előkerülő alacsony mintaszám érdemi elemzéseket nem tettek lehetővé. A 2015 óta végzett monitoring felmérések mellett további vizsgálatok szükségesek a faj állományában bekövetkezett változások meghatározása érdekében. A 2022 tavaszán bekövetkezett halpusztulás során a vörös mocsárrák állomány is az érintett víztestekből szinte teljes mértékben eltűnt. Részben ennek köszönhetően jelentős állomány növekedést produkál a márványrák a felső, mélyebb, állandó vizű tóban és a felesleges vizet, illetve csapadékot is elvezető csatornahálózatokban. A 2022 augusztusában gyűjtött egyedek a pusztulással nem érintett csatornahálózat távoli pontján kerültek elő a Vajdahunyad vár délkeleti oldalán. A Városliget esetén kapott eredmények igazolják, hogy a tavak esetében a kémiai gyérítés és irtás is egy opcionális védekezési forma lehet, de kizárólag az ott található biotát alkotó érzékeny taxonok (pl. halak, kétéltűek, madarak) figyelembevételével.

A kutatásaimat MSc témám keretében folytatni kívánom, és a tervezett vizsgálatainkban nagyobb hangsúlyt szeretnék fektetni a hímek spermacsatornáiban található érett hímivarsejtek meghatározására, hogy még pontosabb eredményt tudjunk adni a szaporodási ciklusok tekintetében.

7. Összegzés

Szaktervezés eredményeinek összesítése után elmondható, hogy a Pannon biogeográfiai régióban a biológiai inváziók, a természetes élőhelyek elvesztése, az urbanizáció és a klímaváltozás egyre nagyobb veszélynek teszi ki az itt található sérülékeny és egyedi élővilágot. Az inváziós fajok közül a szaktervezési kutatásom keretében vizsgált vörös mocsárrák állományának mérete és az általa okozott károk nagysága a különböző inváziós kockázatbecslések számításai alapján jelentősen meg fogják nőni. A szaktervezésben bemutatott szaporodásbiológiai eredmények nem csak hazánk tekintetében, de korábbi vizsgálatokkal összehasonlítva is egyedülálló, mert sikerült igazolni a faj folyamatos szaporodását mind termásvíz terhelte, mind évszakos periódust követő víztestekben. Ezen ismeretek pedig elengedhetetlenek a jövőben tervezett gyérítési programok megtervezéséhez.

Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni témavezetőimnek, Dr. Müller Tamásnak, Dr. Weiperth Andrásnak és Bányai Zsombor Márknak az odaadó munkájukat, biztatásukat és a segítségüket a terepi, a laboratóriumi munkák során. Továbbá köszönöm a MATE AKI Természetesvízi Halökológiai Tanszék valamennyi munkatársának, a Dél-Bohémiai Egyetemről Antonin Kouba és Martin Blaha, valamint Bérczes Fanni, Franyó Szonja, Király Kinga, Ács Andrea Dóra, Zsigmond Richárd és Rózsa András hallgató társaimnak a szakmai tanácsaikat, valamint a terepen és a minták feldolgozásánál nyújtott segítséget. Valamint nem utolsó sorban családomnak, barátaimnak, akik mindig támogattak és bármikor segítségemre voltak akármit is kértem tőlük.

Irodalomjegyzék

- Blaha, M., Weiperth, A., Patoka, J., Szajbert, B., Balogh, R.E., Staszny, Á., Ferincz, Á., Lente, V., Maciaszek, R., Kouba, A. (2022): The pet trade as a source of non-native decapods: the case of crayfish and shrimps in a thermal waterbody in Hungary. *Environmental Monitoring and Assessment*. 194:795. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10361-9>
- Bovbjerg, R.V. (1956): Some factors affecting aggressive behavior in crayfish. *Physiological Zoology* 29(2): 127–136.
- Bódis, E., Borza, P., Potyó, I., Weiperth, A., Puky, M., Guti, G. (2012): Invasive mollusc, macrocrustacea, fish and reptile species along the Hungarian Danube section and some connected waters. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 58 (Supplement 1): 29–45.
- Bubb, D.H., Thom, T.J., Lucas, M.C. (2004): Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology* 49(3): 357–368.
- Covich, A.P., Palmer, M.A., Crowl, T.A. (1999): The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience* 49(2): 119–127.
- Crandall, K.A., Buhay, J.E. (2007): Global diversity of crayfish (Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae-Decapoda) in freshwater. In *Freshwater Animal Diversity Assessment*. 595(1): 295–301.
- Erős, T., Szalóky, Z., Sály, P. (2015): Módszertani útmutató a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéséhez. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp: 35
- Forró L. (szerk.) (1997): Nemzeti-Biodiverzitás-monitorozó-Rendszer V. Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp: 44
- Gál, B., Kuříková, P., Bláha, M., Kouba, A., Jiří, P., Danyik, T., Farkas, A., Farkas, J., Weiperth, A. (2018): Distribution of Decapoda in Hungary and the impacts of the invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*, Girard 1852) to the native ecosystem. 5th European Congress of Conservation Biology - ECCB 2018, 12–15. 06.

- 2018., University of Jyväskylä, Finland.
<https://peerageofscience.org/conference/eccb2018/107373/>
- Gábris, V. (2019): Az inváziós vörös mocsárrák (*Procambarus clarkii* Girard, 1852) megjelenése, terjedése és hatása az egyes fővárosi és Pest megyei vízfolyások halfaunájára. MSc diplomadolgozat, ELTE TTK, pp: 46.
- Gál, B., Gábris, V., Csányi, B., Cser, B., Danyik, T., Farkas, A., Farkas, J., R. Gebauer, Répás E., Szajbert, B., A. Kouba, J. Patoka, L. Parvulescu, Weiperth, A. (2018): A vörös mocsárrák *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) jelenlegi elterjedése és hatása a Duna egyes magyarországi befolyóinak halfaunájára. *Pisces Hungarici* 12: 71–76.
- Gherardi, F., Barbaresi, S., Salvi, G. (2000): Spatial and temporal patterns in the movement of *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish. *Aquatic Sciences* 62(2): 179–193.
- Gherardi, F., Acquistapace, P. (2007): Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. *Freshwater Biology* 52(7): 1249-1259.
- Guti, G. (2017): Idegen halfajok a Duna magyarországi szakaszán-a problémák kezelésének stratégiai kérdései. *Pisces Hungarici* 11: 5–17.
- Haraszty L. (szerk.) (2014): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon, Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 955.
- Haraszthy L. (szerk.) (2022): Özönállatfajok Magyarországon. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest. /Rosalia kézikönyvek 5./
- Holdich, P., Haffner, P., Noël, P., Carral, J., Füreder, L. et al.. Chapter 3. Species files. SoutyGrosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D., Haffner P. (2006): Atlas of Crayfish in Europe, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris Patrimoines naturels, 64: 49–129.
- Holdich, D. M., Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C., Sibley, P. J. (2009): A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and management of aquatic ecosystems* 11: 394–395.
- Huner, J.V. (2002). *Procambarus*. Biology of freshwater crayfish. pp. 541–584.

- Kawai, T., Scholtz, G., Morioka, S., Ramanamandimby, F., Lukhaup, C., Hanamura, Y., (2009): Parthenogenetic alien crayfish (Decapoda: cambaridae) spreading in Madagascar. *Journal of Crustacean Biology* 29(4): 562–567.
- Kouba, A., Petrusek, A., Kozák, P. (2014): Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (413): 5.
- Kovács T., Juhász P., Ambrus A. (2005): Data to the distribution of crayfish in Hungary (Decapoda: Astacidae, Cambaridae). *Folio Historico-Naturalia Musei Matraensis* 29: 85–89.
- Kozák, P., Ďuriš, Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubiková-Balcarová, E., Polícar, T. (2015): Crayfish biology and culture. University of South Bohemia in České Budějovice, Faculty of Fisheries and Protection of Waters, CZE, pp: 455.
- Kozubikova, E., Puky, M., Kiszely, P., Petrusek, A. (2010) Crayfish plague pathogen in invasive North American crayfish species in Hungary. *Journal of Fish Diseases* 33(11): 925–929.
- Lodge, D.M., Hill, A.H. (1994): Factors governing species composition, population size, and productivity of cool water crayfishes. *Nordic Journal of Freshwater Research* 69: 111–136.
- Lodge, D.M., Taylor, C.A., Holdich, D.M., Skurdal, J. (2000): Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries* 25(8): 7–20.
- Loureiro, T.G., Anastácio, P.M.S.G., Araujo P.B., Souty-Grosset C., Almerão M.P. (2015): Red swamp crayfish: biology, ecology and invasion - an overview. *Nauplius* 23(1): 1–19.
- Ludányi, M., Petters E.T.H.M.E., Kiss, B., Roessink, I. (2016): Distribution of crayfish species in Hungarian waters. *Global Ecology and Conservation* 8: 254–262.
- Ludányi M, Peeters ETHM, Kiss B, Gáspár Á, Roessink I, Magura T, Müller Z. (2022) The current status of *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) and their effect on aquatic macroinvertebrate communities in Hungarian watercourses. *Aquatic Invasions* 17: 543–559.
- Lukács, B.A., Baranyainé, Nagy, I., Papp, B. (2015): Módszertani útmutató a makrofiton élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és feldolgozásához. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp. 27.

- Maciaszek, R., Jablonska, A., Hoitsy, M., Prati, S., Swiderek W. (2021): First record and DNA barcodes of non-native shrimp, *Caridina babaulti* (Bouvier, 1918) in Europe. The European Zoological Journal 88(1): 816–823.
- Mathers, K.L., Chadd, R.P., Extence, C.A., Rice, S.P., Wood, P.J. (2016): The implications of an invasive species on the reliability of macroinvertebrate biomonitoring tools used in freshwater ecological assessments. Ecological indicators 63: 23–28.
- Matsuzaki, S.S., Usino, N., Takamura N., Washitani, I. (2009): Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and metaanalysis. Oecologia 158(4): 673–686.
- McClain, W.R., Romaine, R.P. (2007): Procambriid crayfish: life history and biology. Southern Regional Aquaculture Center, 2403.
- Momot, W.T. (1995): Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. Reviews in Fisheries Science 3(1): 33–63.
- Moyle P.B., Ligth T. (1996): Biological invasions of freshwater: Empirical rules and assembly theory. Biological Conservation, 78(1–2): 149–161.
- Noël, P., Guinot, D. (2007): Non-indigenous freshwater crabs in France: a new occurrence of a potamid near Nice. In: Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats (edt. F., Gherardi): pp.77-90
- Oficialdegui, F.J., Claver M., Sánchez, I.M., Green, A.J., Boyero, L., Michot, T.C., Klose, K., Kawai, T., Lejeune, C. (2019): Unravelling the global invasion routes of a worldwide invader, the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). Freshwater Biology 64(2): 1–19.
- Olden, J.D., Whattam, E., Wood, S.A. (2020): Online auction marketplaces as a global pathway for aquatic invasive species. Hydrobiologia 848: 1967–1979. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04407-7>
- Patoka, J., Buřič, M., Kolář, V., Bláha, M., Petrtýl, M., Franta, P., Tropek, R., Kalous, L., Petrusek, A., Kouba, A. (2016): Predictions of marbled crayfish establishment in conurbations fulfilled: Evidences from the Czech Republic. Biologia 71: 1380–1385.
- Patoka, J., Magalhães, A.L.B., Kouba, A., Faulkes, Z., Jerikho, R., Vitule, J.R.S. (2018): Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions. Biodiversity and Conservation volume 27: 3037–3046.
- Pöckl, M., Holdich, D. M., Pennerstorfer, J. (2006): Identifying native and alien crayfish species in Europe. European project CRAYNET, 1–47.

- Sály, P., Takács, P., Kiss, I., Bíró, P., Erős, T. (2012): Lokális és tájleptékű tényezők hatása a jövevény halfajok elterjedésére a Balaton vízgyűjtőjének kisvízfolyásaiban. *Állattani Közlemények* 97(2): 181–199.
- Seprős, R., Csányi, B., Danyik, T., Farkas, A., Gábris, V., Gál, B., Répás, E., Szajbert B., Weiperth, A. (2018a): Idegenhonos inváziós tízlábú rákok (Crustacea: Decapoda) aktuális helyzete. Magyarország Környezeti Állapota 2017. Herman Ottó Intézet, Budapest, pp: 62–70.
- Seprős R., Farkas A., Sebestyén A., Lökkös A., Kelbert B., Gál B., Puky M., Weiperth A. (2018b): Current status and distribution of non-native spiny cheek crayfish (*Faxonius limosus* Rafinesque, 1817) in Lake Balaton. *Hungarian Agricultural Research*, 27 (3): 20–26.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noel, P.Y., Reynolds, J.D., Haffner, P. (2006): Atlas of crayfish in Europe. Paris, France: Muséum national d'Histoire naturelle, pp. 187.
- Souty-Grosset, C., Anastácio, P.M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C., Tricaricoc, E. (2016): The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologia* 58: 78–93.
- Szendőfi, B., Bérces S., Csányi B., Gábris, V., Gál, B., Gönye, Zs., Répás, E., Seprős, R., Tóth, B., A. Kouba, J. Patoka, Weiperth, A. (2018): Egzotikus halfajok és decapodák a Barát- és Dera-patakban, valamint a torkolatuk dunai élőhelyein. *Pisces Hungarici* 12: 47–51.
- Takács P., Maász G., Vitál Z., Harka Á. (2015): Akvárium halak a Hévízlefolyó termálvizében. *Pisces Hungarici* 9: 59–64.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., Weiperth A., Erős T. (2017): Non-native fish species in Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution. *Hydrobiologia* 795: 1–22.
- Török, K., Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I. (2003): Invasion Gateways and Corridors in the Carpathian Basin: Biological Invasions in Hungary. *Biological Invasions* 5(4): 349–356.
- Vesély, L., Ruokonen, T.J., Weiperth, A., Kubec, J., Szajbert, B., Guo, W., Ercoli, F., Bláha, M., Buřič, M., Hämäläinen, H., Kouba, A. (2021): Trophic niches of three sympatric invasive crayfish of EU concern. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04479-5>

- Várbíró, G., Boda, P., Csányi, B., Szekeres, J. (2015): Módszertani útmutató a makroszkopikus vízi gerinctelenek élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez, feldolgozásához és kiértékeléséhez. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp. 35.
- Weiperth A., Csányi B., Gál B., György Á.I., Szalóky Z., Szekeres J., Tóth B., Puky M.† (2015): Egzotikus rák-, hal- és kétlábúfajok a Budapest környéki víztestekben. *Pisces Hungarici* 9: 65–70.
- Weiperth A., A. Kouba, Csányi B., Danyik T., Farkas A., Gál B., Józsa V., J. Patoka, Juhász V., L. Pârvulescu, Mozsár A., Seprős R., Staszny Á., Szajbert B., Ferincz Á. (2020a): Az idegenhonos tízlábú rákok (Crustacea: Decapoda) helyzete Magyarországon. *Halászat* 113(2): 61–69.
- Weiperth A., Blaha, M., Szajbert B., Seprős R., Bányai Zs., Patoka J., Kouba A. (2020b): Hungary: an European hotspot of non-native crayfish biodiversity. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 2020, 421, 43. <https://doi.org/10.1051/kmae/2020035>
- Weiperth A. (2022): Vörös mocsárrák *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) In: Haraszthy L. (szerk.): *Özönállatfajok Magyarországon. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest: 110–112.*

Internetes hivatkozások:

- http1: National Geographic: Growing Population of Crayfish Has One Female Ancestor, 2018 <https://www.nationalgeographic.com/animals/article/marbled-crayfish-marmorkrebs-evolution-genes-tumors-spd>
- http2: CABI: *Procambarus fallax* f. *virginalis* (Marmorkrebs), 2019 <https://www.cabi.org/isc/datasheet/110477#5FF02DDB-14DE-47B0-B7DC-A6B93966FA6A>
- http3: <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/die-flusskrebse-in-sachsen-13988.html>
- http4: <https://termeszetvedelem.hu/unios-lista-az-invazios-fajokrol/>
- http5: https://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Procambarus_clarkii/en

Csatolmányok

KONZULTÁCIÓS NYILATKOZAT

A Berényi Dániel András (hallgató Neptun azonosítója: N94D89) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a szakdolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A szakdolgozatot a záróvizsgán történő védésre javaslom / nem javaslom.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen/nem*

Gödöllő, 2023. április 30.



Belső konzulens

KONZULTÁCIÓS NYILATKOZAT

A Berényi Dániel András (hallgató Neptun azonosítója: N94D89) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a szakdolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A szakdolgozatot a záróvizsgán történő védésre javaslom / nem javaslom.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen/nem*

Kelt: 2023 _____ év 05 _____ hó 01 _____ nap

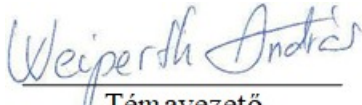
Belső konzulens

KONZULTÁCIÓS NYILATKOZAT

Dr. Weiperth András tudományos főmunkatárs (MATE Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet Természetesvízi Halökológiai Tanszék), mint Berényi Dániel András (hallgató Neptun azonosítója: N94D89) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a szakdolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A szakdolgozatot a záróvizsgán történő védésre javaslom / nem javaslom1. A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen /nem

Kelt:2023 év árpilis hó 27. nap


Témavezető

