

Doktori (PhD) értekezés tézisei

Az idegenhonos, inváziós jelzőrák (*Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852)) magyarországi elterjedése és ökológiája

Tóth-Ludányi Mercédesz

Témavezetők:

Prof. Dr. Grigorszky István, egyetemi tanár

Dr. Edwin THM Peeters, egyetemi docens



DEBRECENI EGYETEM
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen
2025

1. Bevezetés

Az idegenhonos, inváziós fajok térhódítása napjainkra már jelentős problémának tekinthető, mind ökológiai, mind pedig gazdasági szempontból (Yan és mtsai 2001; Gallardo és Vila 2019). Az állat- és a növényvilág, szárazföldi és vízi képviselői között egyaránt vannak olyan fajok, amelyek eredeti elterjedési területüktől távol is megtelepedtek, majd ezeken a területeken, a természetes életközösségekre veszélyt jelentenek. Ezek a fajok általában tág ökológiai tűrőképességgel, agresszív viselkedéssel, magas szaporodási rátával és rendkívül jó kompetíciós képességgel rendelkeznek. Összességében, ezen tulajdonságaik révén, a biodiverzitás csökkenését, a habitatok és a fajkészlet átalakulását is okozhatják. Számos fajról kiderült, hogy őshonos társaikkal szaporodva hibridizálódhatnak, továbbá akár betegséget okozó gombafajokat (*Aphanomyces astaci*, *Batrachochytrium dendrobatidis*) is terjeszthetnek.

Ezen túlmenően, az idegenhonos fajok humán egészségügyi vonatkozásait sem hagyhatjuk figyelmen kívül, hiszen számos faj kórokozók közvetítőjeként említhető, illetve allergiás megbetegedéseket is okozhatnak, ezen felül mérgezőek (pl. a kaukázusi medvetalp (*Heracleum mantegazzianum*)) is lehetnek (Klimaszyk és mtsai 2014).

Az emberi tevékenységek játszik a legnagyobb szerepet az inváziós fajok terjedésében (Gallardo és Vila 2019, Mungi és mtsai 2021), hiszen a növekvő nemzetközi kereskedelem és szállítmányozási igény kielégítésére használt eszköztár (pl.: hajók, repülőgépek, vasút), jelentősen megkönnyíti a fajok egyedeinek vagy éppen azok szaporító képleteinek a terjedését.

Az idegenhonos, inváziós fajok terjedését, nem kevés energia- és költségráfordítással lehet megfékezni. A védekezés hatékonyságát is számos tényező befolyásolja, de ennek ellenére léteznek olyan nemzetközi projektek (pl. Interreg projektek), amelyek az egyes területek idegenhonos, inváziós fajainak érintettségét is vizsgálják, így mintegy lokálisan, kis léptékekben térképezik fel adott terület inváziós terheltségét, azok hatásait a helyi flórára és/vagy faunára, így különböző kezelési stratégiák kidolgozását teszik lehetővé (pl.: <https://www.interreg-athu.eu/hu/raabstat/>).

A részletes vizsgálataim és jelen dolgozat tárgyául választott faj, a tízlábú rákok (Decapoda) közé tartozó jelzórák [(*Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852)]. A jelzórák, egy olyan idegenhonos és egyben inváziós faj, amelynek elterjedési területe a környező országokban már bizonyítottan egyre nagyobb, és hazánk vizeiben is jelen van, illetve a rendelkezésre álló ismereteink szerint, igen agresszív inváziós fajnak tekinthető és rendkívül veszélyes lehet a hazai vizeink biodiverzitására.

2. Célkitűzések

Munkám során az alábbi kérdésekre kerestem a választ:

1. Hogyan változott a jelzórák (*P. leniusculus*) elterjedése annak első magyarországi megjelenése óta? Mely víztereket népesíti be? Milyen a faj terjedési iránya az egyes vízterekben?
2. A hazai domborzati, hidrológiai és klimatikus viszonyok között melyek a *P. leniusculus* habitat preferenciái és elterjedési viszonyait leginkább meghatározó környezeti tényezők?
3. A *P. leniusculus* populációi milyen hatással vannak az őshonos makrogerinctelen faunára? Valóban negatív hatással lehetnek a makrogerinctelen fauna különböző képviselőire, különös tekintettel a védett fajokra hazai vizeinkben?
4. A *P. leniusculus* laboratóriumi körülmények között mutat-e számottevő ásó aktivitást? Vajon hazai vízterekben jelentős problémát jelenthet a faj ezen tulajdonsága?



1. ábra *P. leniusculus* az Arany-patakból (saját fotó).

3. Anyag és módszer

3.1. *A P. leniusculus elterjedési területének vizsgálata*

3.1.1. Adatállomány

Kutatásunkhoz különböző, 1995 és 2020 közötti rövid és hosszú távú projektek (<http://www.bioaquapro.hu/hu/referenciak>) meglévő adatait használtuk fel, amely kutatásokban 2007 óta vettem részt. A felhasznált eredményeink 1769 víztest, összesen 7692 mintavételi helyről származnak.

3.1.2. Mintavétel

A rákok mintavétele a makrogerinctelen szervezetekre kidolgozott „multi habitat sampling” típusú eljárás szerint történt (Juhász és mtsai 2009), amely közösségi szintű mintavételnek tekinthető és általánosan használt mintavételi eljárás. A különböző mikroélőhelyekről, aljzattípusokból azok százalékos jelenlétének arányában vettünk mintát. A „kick and sweep” technikát (Nieuwenhuis 2005, Juhász és mtsai 2009, Cheshmedijev és mtsai 2011, Mathers és mtsai 2016) alkalmaztuk az állatok összegyűjtésére, melyhez egy kézi egyelőháló (950 µm-es hálóval és 25 × 25 cm-es fémkerettel) volt segítségünkre (Hobbs 1976, Scalici és Gibertini 2011, Crandall 2016, Escribano és mtsai 2018). Kisvízfolyásoknál egy nagyobb, 250 m hosszúságú vízfolyásszakaszon 3×10 méteres, nagyobb folyóknál pedig 500 méteres folyószakaszon 3×20 méteres jellemző mederszakaszokat jelöltünk ki, melyeket „szekcióknak” neveztünk és ezekben végeztük el a mintavételezést.

Minden mintázott vízfolyásszakaszon mindhárom szekcióból 5-5 db, egyenként 0,25 m x 0,25 m es felületegységről származó mintaegységet [a módszertani protokoll leírása szerint replikátumot lásd Juhász és mtsai (2009)] emeltünk ki a fentebb említett kézi kotróhálóval, a „kick and sweep” mintavételi technikát alkalmazva.

A mintavételezést kiegészítve Nieuwenhuis (2005) módszertana alapján, további kvalitatív (faunisztikai) mintákat is gyűjtöttünk a mintázott vízfolyás-szakaszokról. Ehhez szintén kézi egyelőhálót használtunk.

A minőségi minták gyűjtésére is szabványos kézi kotróhálót használtunk, de a mintaterület nagyságát figyelmen kívül hagytuk, így csak fajlista készült a jelenléti-hiány adatok alapján.

Az egyértelműen azonosítható fajokat meghatározás és fényképes dokumentálás után szabadon engedték, a gyűjtési adatokat pedig rögzítettük.

Azokat az egyedeket, amelyeket terepen nem tudtunk azonosítani, begyűjtöttük és 70%-os alkohollal tartósítottuk. A gyűjtött minták laboratóriumi körülmények között, sztereomikroszkóp (Leica M80, Nikon SMZ1000) segítségével kerültek azonosításra. A meghatározást, amennyiben ez lehetséges volt, faji szintig végeztük. Végül az adatokat adatbázisba rögzítettük, amely tartalmazza a háttérváltozókat, a multimédiás és gyűjtési eredményeket is.

3.1.3. Adatelemzés

A rákfogások potenciális trendjeit, az 1995 és 2020 közötti időszakra határoztuk meg. A Quantum GIS Buenos Aires 3.26.2 szoftvert (www.qgis.org) használtuk a vizsgált rákfaj elterjedésének feltérképezésére. A rák megfigyeléseket négy időszakra osztottuk: 1995-től 2005-ig, 2005-től 2010-ig, 2010-től 2015-ig és 2015-től 2020-ig.

3.2. *A P. leniusculus habitatpreferenciájának vizsgálata*

3.2.1. Adatállomány

A fejezetben tárgyalt vizsgálatainkba olyan, 2004-2020 közötti időszakból származó adatokat használtunk fel, amelyek a fentebb tárgyalt adatállomány részét képezik, de ezek kifejezetten csak Nyugat-Magyarországról származnak és 313 vízfolyás-szakasz, összesen 434 mennyiségi mintavételi eredményeit tartalmazza. Minden mintavételi helyet kategóriába soroltunk, a Víz Keretirányelv víztest-tipológiáját követve. (<http://www2.vizeink.hu/>). Ilyen módon, a jelzőrák állományokkal jellemezhető vízfolyás-szakaszok mindegyikét bekegerezítettük, hogy meg tudjuk, melyek a legérintettebbek.

3.2.2. Mintavétel

Elemzéseinkhez, a BioAqua Pro Kft. által, 2005 óta végzett, kvantitatív makrogerinctelen vizsgálatok adatait használtuk fel. A módszertan megegyezik az előző fejezetben ismertetettel.

3.2.3. Adatelemzés

Megszámoltuk a rákmegfigyelések számát a különböző típusú víztestkategóriákban. Ezenkívül a rák átlagos abundanciáját víztesttípusonként számítottuk ki.

Az elemzéseket az R programban (R Core Team 2017) készítettük. A jelzőrák relatív abundanciája (logaritmikusan transzformálva) és az abiotikus és biotikus élőhelyváltozók közötti kapcsolatot általánosított lineáris modell (GLM) segítségével, a MASS csomagot (Venables és Ripley 2002) használva vizsgáltuk. A modellbe random faktorként a mintavétel évét is beépítettük. A legjobb modellt az AIC (Akaike information criterion) értékek alapján azonosítottuk, lépésenkénti szelekciót (a forward és a backward szelekció kombinációját) alkalmazva. A modell eredményeinek megjelenítéséhez a jtools csomagot (Long 2020) használtuk

3.3. *A P. leniusculus makrogerinctelen faunára kifejtett hatásának vizsgálata*

3.3.1. Adatállomány

A *P. leniusculus* egyes makrogerinctelen csoportokra, illetve a védett fajokra gyakorolt potenciális hatásának felmérése érdekében, e fajok és csoportok előfordulását, összehasonlítottuk az idegenhonos jelzórák populációi által benépesített Gyöngyös-patak és a jelzórák állományaival egyáltalán nem jellemezhető Kerca eredményeivel, mivel a két vízfolyás a VGT és a vizsgált változók alapján azonos típusba tartozik. Mind a kettő vízfolyás a hegyvidéki-dombvidéki, meszes alapkőzetű típusba sorolható.

3.3.2. Mintavétel

Elemzéseinkhez, a BioAqua Pro Kft. által, 2005 óta végzett, kvantitatív makrogerinctelen vizsgálatok adatait használtuk fel. A mintavételi módszertan megegyezik az előzőekben ismertetettel.

A kvantitatív minták gyűjtése során minden esetben terepi adatlapon rögzítettük az élőhely-összetételét, a vízmélységet és a vízsebességet. A mintaanyagból a következő taxonómiai csoportokat gyűjtöttük össze további fajszerű azonosításra: Gastropoda, Bivalvia, Hirudinea, Malacostraca, Ephemeroptera, Odonata, Heteroptera Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera. A nagyobb méretű állatokat (öshonos rákok, kagylók, csigák) a helyszínen meghatároztuk, majd visszahelyeztük a vízbe, míg a kisebb állatokat a terepen külön üvegekbe gyűjtöttük csoportonként és 70%-os etanollal tartósítottuk. Ezeket a gerincteleneket a laboratóriumban Nikon SMZ 1000 mikroszkóppal azonosítottuk.

3.3.3. Adatelemzés

Az elemzésekhez két vízfolyás adatait használtuk fel. Az egyik vízfolyásban (Gyöngyös) előfordult a faj, míg a másikban (Kerca) nem mutattuk ki a jelenlétét.

Az elemzéseket szintén R programban végeztük. Az általánosított lineáris modellel (GLM) elemeztük a *P. leniusculus* jelenlétének hatását a védett fajok relatív abundanciájára, valamint a kiválasztott taxonómiai csoportok fajgazdagságára, relatív abundanciájára, az lme4 csomag segítségével (Bates és mtsai 2015). A jelzórák hatását, a felsorolt csoportokra külön-külön és együttesen (Total) is vizsgáltuk. Az elemzéseket megelőzően, a car (Fox és Weisberg 2019) és a MASS csomagok (Venables és Ripley 2002) segítségével az adatokhoz legjobban illeszkedő eloszlást. A relatív abundancia normál, míg a fajgazdagság Poisson-eloszlást követett. Poisson-eloszlás esetén, log link függvényt és standard lineáris prediktort használtunk. A modellekben a mintavételi évet véletlenszerű tényezőként kezeltük. Újra illesztettük, a minta helyét véletlenszerű tényezőként kezelve, azokban a fajgazdagságot modellező elemzésekben, ahol az adatok túlzott szóródást mutattak és nagyobb variabilitást (statisztikai szóródást) vártunk (teljes fajgazdagság, valamint az Ephemeroptera és a Trichoptera fajgazdagság modelljei) (Harrison 2014). A kiválasztott taxonómiai csoportok fajgazdagságára és relatív abundanciájára vonatkozóan, ugyanazon az adathalmazon végzett többszörös

tesztek miatt, a szignifikancia értékekre Bonferroni-korrekciót alkalmaztunk (Dunn 1961), hogy a többszörös összehasonlításból eredő hibalehetőségeket kiküszöböljük.

3.4. *A P. leniusculus* ásó tulajdonságának vizsgálata

A vizsgálatokat a hollandiai Wageningeni Egyetemen végeztem. A kutatás középpontjában a rákok viselkedésének vizsgálata állt, különös tekintettel az ásási és elmenekülési válaszokra.

A kísérlet kontrollált körülmények között zajlott, ahol a különböző kezelések hatását vizsgáltuk a jelzórák egyedek viselkedésére. Öt különböző kezelést végeztünk: kontroll, élőhelykezelés, fényintenzitás kezelés, hőmérséklet kezelés, egyedsűrűség kezelés.

3.4.1. Adatelemzés

Meghatároztuk, hogy a kísérlet során hány alkalommal és milyen válaszreakció történt nemek szerint. Ezek az alábbiak lehettek: ásás, menekülés és nemleges válasz. Fisher-exact tesztet alkalmaztunk, SPSS (Field 2013) segítségével, annak tesztelésére, hogy egy adott faj (hímek és nőtények együtt) megfigyelt válaszai (ásás, menekülés vagy nemleges válasz) szignifikánsan különböznek-e a kontroll kezeléstől. A $p \leq 0,05$ értéke esetén a különbséget szignifikánsnak tekintettük. Fisher-exact tesztet használtunk továbbá, a nemek közötti különbségek statisztikai értékelésére, a különböző kezelésekből, az adott válaszreakcióik alapján.

4. Eredmények és értékelésük

4.1. *A jelzórák elterjedésének változása Magyarországon*

A *P. leniusculus*, 2015-ig (Ludányi és mtsai 2016) hat vízfolyás húsz mintavételi egységéből került elő. A faj terjedési mechanizmusára és kolonizációs képességére voltunk kíváncsiak, így az elemzésre szánt időszakot egy tíz éves és három öt éves intervallumra osztottuk fel és ezekben az intervallumokban határoztuk meg, hogy pontosan hány mintavételi szelvényben fordult elő a jelzórák, majd az adatokat kiegészítettük a 2020-ig végzett vizsgálataink eredményeivel (Ludányi és mtsai 2022)

A *P. leniusculus* elterjedése jelenleg még mindig Nyugat-Magyarországra koncentrálódik, de terjedése szemmel látható és évről-évre hosszabb folyószakaszokat népesít be. A felmérések során számos új előfordulási adattal sikerült gazdagítani a jelzórák elterjedési területére vonatkozó ismereteinket. A faj első, 1998-as magyarországi észlelése óta, annak elterjedési területe folyamatosan növekvő tendenciát mutat (Kovács és mtsai 2005) hazánk középső területeinek irányába.

1995 és 2005 között csupán egyetlen mintavételi egységben, a Gyöngyös Kőszeghez tartozó külterületi egységéből bizonyítottuk a faj előfordulását, míg a 2005 és 2010 közötti időintervallumból származó előfordulási adatok a faj elterjedési területének növekedését bizonyították. Ebben az időszakban már a Lapincsból (Szentgotthárd) és a

Rábából (Alsószölnök, Rábagyarmat, Szentgotthárd) is kimutattuk a faj populációit a Gyöngyös-patak mellett. (2. ábra)

A 2010 és 2015 közötti időszakban további vízfolyás-szakaszokon mutattuk ki a jelzőrák előfordulását. Adataink azt igazolják, hogy a faj ebben az időszakban jelent meg a Pinkában (Kemestaródfa) és a Répcében (Csepreg, Répcevis, Szakony), melyekből korábban nem volt ismert. Emellett a Rábában a faj alvízi irányú terjedését mutattuk ki, hiszen előkerültek példányai a Csörötnek és Körmend külterületéhez tartozó folyószakaszokról is. Így a 2010-2015 közötti időszakban már 14 mintavételi szelvényben igazoltuk a faj előfordulását. (2. ábra)

2015 óta a korábbiakkal együtt már összesen 10 vízfolyás 47 mintavételi helyéről mutattuk ki a jelzőrák előfordulását. Eredményeink alapján 2020-ra a jelzőrák benépesítette az Arany-patak alsó és középső szakaszát, a Gyöngyös teljes hazai szakaszát, a Hármos-patak mellékágának kőszegi szakaszát, a Láhn-patak rönöki szakaszát, a Lapincs szentgotthárdi szakaszát, a Nyeste-Nyárs-patak toronyi szakaszát, a Pinka teljes hazai szakaszát, a Rába országhatár és Körmend közötti szakaszát, a Répce országhatár és Bő közötti szakaszát és a Strém-patak kemestaródfai szakaszát.

A faj gyors kolonizációs rátával rendelkezik (Bernardo és mtsai 2011), amit kutatásaink is alátámasztanak, hiszen a faj a Rábán, alvízi irányban közel 36 km-t tett meg 2006 és 2010 között, ami megközelítőleg 7 km/év terjedési sebességet jelent. A Rába egyik legjelentősebb hazai mellékvízfolyásán a Gyöngyös-patakon pedig 2012 és 2015 között 12 km-t tett meg alvízi irányba, tehát körülbelül 3 km/év sebességgel számolhatjuk annak terjedési rátáját.

A 2020-ig rendelkezésre álló előfordulási adataink alapján elmondhatjuk, hogy a korábbi előfordulásokhoz képest a faj elterjedési területe megduplázódott. (2. ábra)

Felmérési eredményeink alapján, a faj a Pinkába a Rábából került be, tehát a Pinkában alvízi irányból terjeszkedett felvízi irányba. 2013-ban még csak a kemestaródfai mintavételi szelvényben mutattuk ki a jelenlétét, de 5 évvel később már Pinkamindszentnél is megtaláltuk a faj egyedeit. Az első észlelés óta eltelt időszakban körülbelül 6 km-t tett meg felvízi irányban a faj és alakított ki stabil populációt a legfelső, határ közeli szakaszon is.

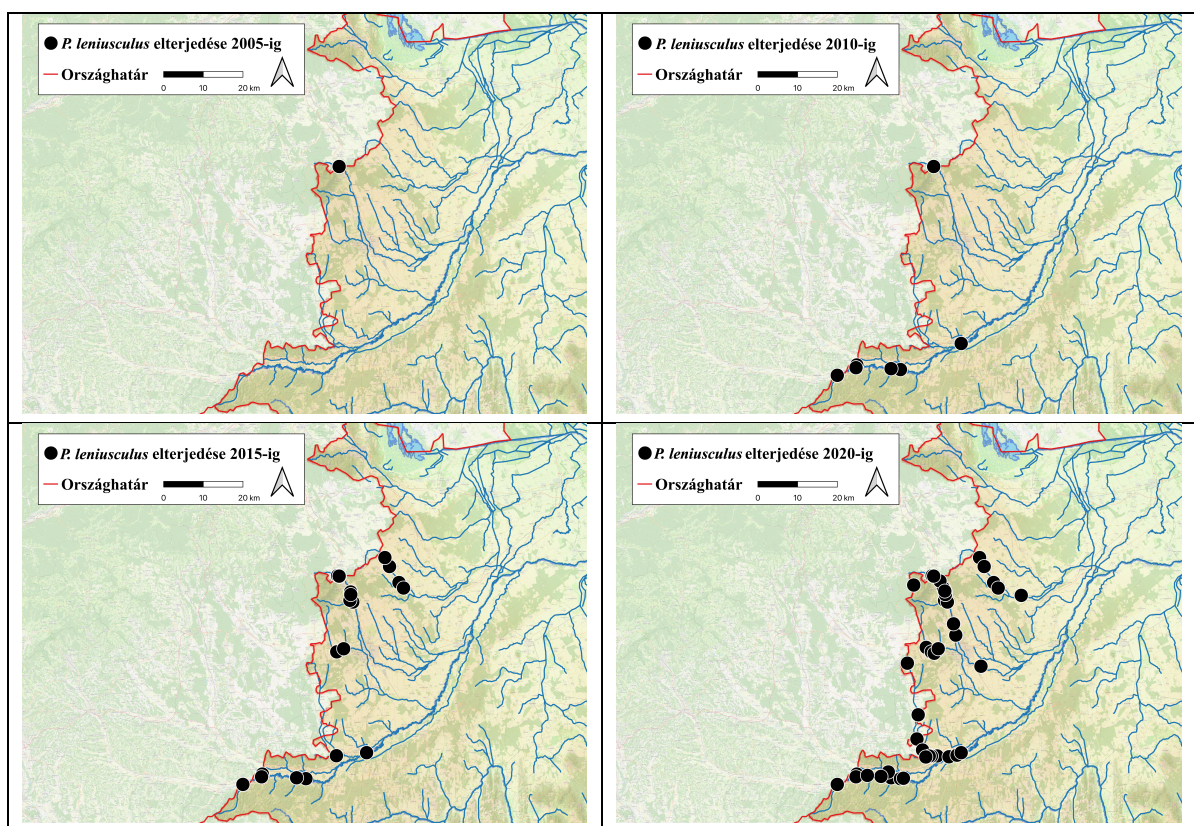
A répcei jelzőrák állomány terjedési irányára nem tudunk egyértelmű választ adni, mivel a legkorábbi észlelések 2013-ból származnak Répcevis, Csepreg és Szakony térségéből és a későbbi felmérések is ezt az elterjedési területet bizonyítják, amely néhány kilométerrel megnövekedett Bő irányába, tehát alvízi irányba. Ennél lentebbi szakaszokon nem igazoltuk a faj előfordulását, így annak lehetőségét, hogy a Rábából került volna be a faj, szinte teljesen kizárhatjuk. A folyó ausztriai szakaszán nem történtek felmérések, azaz a jelzőrák ausztriai helyzete nem ismert.

A Lapincsban egyszer, 2006-ban tudtuk kimutatni a faj egyedeit, de tekintettel arra, hogy az ausztriai Lapincs (Lafnitz) szakasz is érintett a jelzőrák-állományok elterjedésével, jó eséllyel a hazai szakaszon is folyamatosan élnek állományai. Tehát itt nem mondhatjuk meg egyértelműen, hogy Ausztriából érkeztek-e az első példányok közvetlenül a Lapincs felvízi szakaszáról vagy pedig a Rábán keresztül alvízi irányból.

A rábai populációk terjedése kétségkívül felvízi irányból történt, hiszen 2006-ban Alsószölnöknél mutattuk csak ki a fajt a Rábában, míg 2010-ben már Körmendnél is bizonyítottuk populációinak előfordulását.

Tehát a faj terjedési útvonala tisztán kirajzolódik a Rábán keresztül a Pinka felsőbb szakaszai felé, továbbá a Gyöngyös-patak, a Répce, az Arany-patak és a Strém is kifejezetten optimális terjedést biztosíthat a fajnak Ausztria felől, Magyarország belsőbb területei felé.

2005 előtt a jelzórák csupán néhány kilométeres folyószakaszt népesített be a Gyöngyös-patakon, majd 2010-ig már összességében körülbelül 20 km-nyi, a jelzórák által benépesített folyószakaszcól beszélhetünk, míg 2015-ig az előző érték a duplájára nőtt, így összesen nagyjából 40 km-nyi folyószakasz érintettsége bizonyított. 2019 végére pedig, majdnem 100 km hosszú magyarországi vízfolyásszakasz érintettségéről van tudomásunk. Irodalmi adatok alapján a faj már elérte a Dunát is a Lajtán keresztül, illetve megtalálható a Rábcában, a Drávában, a Murában és a Mosoni-Duna ágrendszerében is, továbbá Gönyű alatt a Mosoni-Duna ágrendszerében is (Weiperth és mtsai 2020), így idő kérdése, hogy az ország belsőbb területeit is elérje.



2. ábra A *P. leniusculus* elterjedési területének változása

4.2. A faj habitat preferenciái és ökológiai igényei

Kutatásaink szerint a jelzórák 2020-ig 10 vízfolyásban (Arany-patak, Gyöngyös-patak, Hármos-patak-mellékága, Láhn-patak, Lapincs, Nyeste-Nyárs-patak, Pinka, Rába, Répce, Strém-patak) fordult elő, amelyek a meszes alapkőzetű dombvidéki-hegyvidéki vízfolyások közé sorolhatóak, a vízgyűjtőterület nagysága alapján pedig a kicsi, közepes és nagy típusok közé tartoznak. A populáció egyedsűrűsége a mintavételi eredményeink alapján az ilyen dombvidéki-hegyvidéki meszes típusú, kis vízgyűjtővel

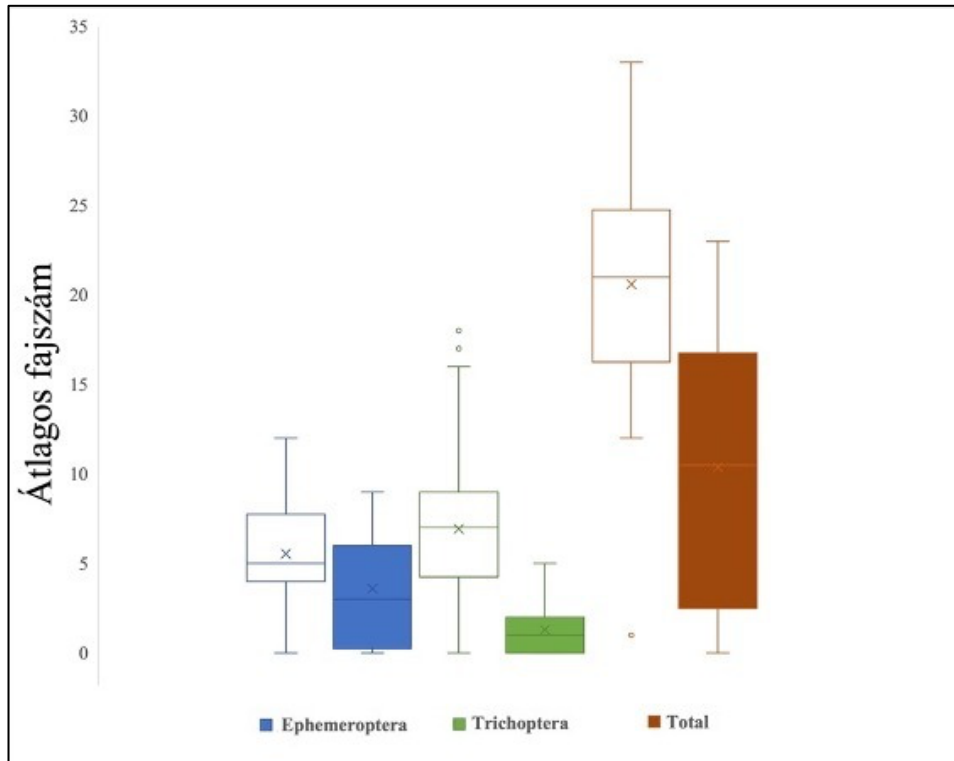
rendelkező estekben $2,8 \pm 1,1$ egyed/m², közepes vízgyűjtővel rendelkező víztestekben $16,3 \pm 12$ egyed/m², míg a nagy méretű vízgyűjtővel rendelkező víztestekben $4,8 \pm 0,7$ egyed/m² volt.

A háttérváltozók közül négyet vontunk be vizsgálatainkba, amelyek közül kettő aljzattípus (akal, psammal), kettő pedig az üledék szervesanyagtartalmára vonatkozó változó (CPOM, FPOM). Ezek mennyiségi viszonyainak hatását vizsgáltuk, a jelzőrák relatív abundanciájára vonatkozóan. Ennek során pozitív korrelációt mutattunk ki az akal aljzattípus %-os borítása és a jelzőrák relatív abundanciája ($t=2,305$, $df=25$, $p<0,05$), illetve a CPOM %-os borítottság és a jelzőrák relatív abundancia értékei között ($t=3,082$, $df=25$, $p<0,01$). A psammal és a FPOM %-os borítása, illetve a jelzőrák mennyiségi viszonyainak alakulása között nem tudtunk statisztikailag szignifikáns különbséget kimutatni.

4.3. *A P. leniusculus hatása az őshonos makrogerinctelen faunára*

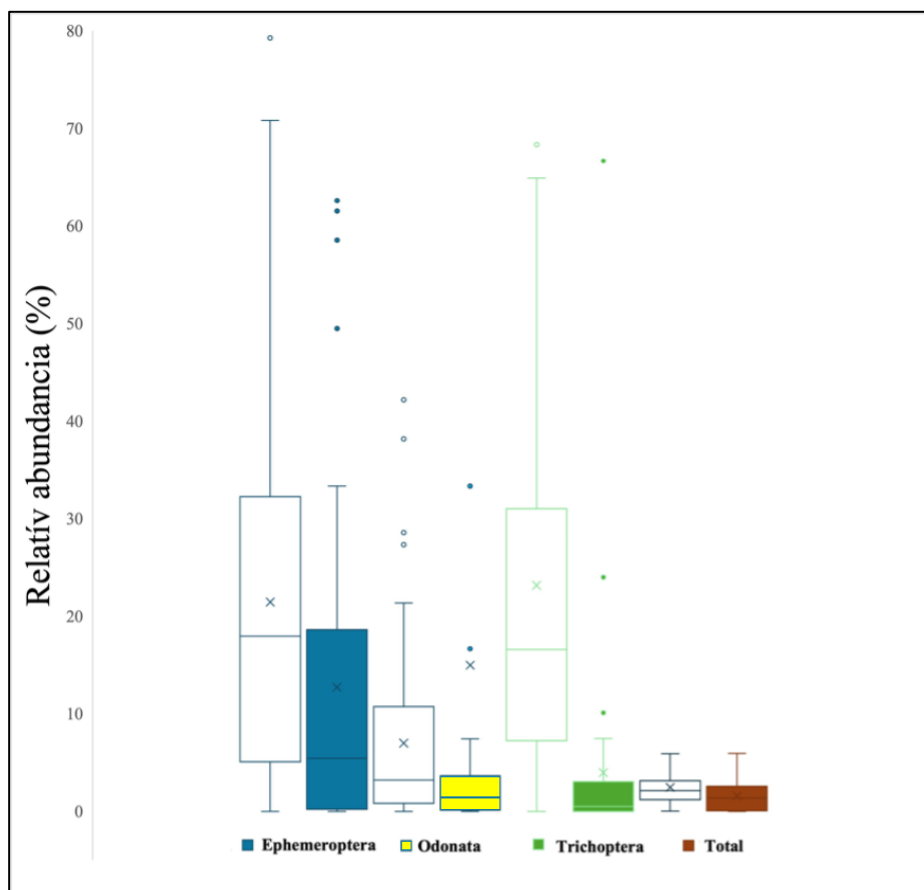
4.3.1. *A P. leniusculus hatása más makroszkópikus vízi gerinctelen fajegyüttesekre*

A GLM alapján, a jelzőrák jelenléte szignifikánsan negatívan befolyásolta az Odonata ($\chi^2=21,796$, $n=104$, $p<0,001$) és a Trichoptera ($\chi^2=28,817$, $n=104$, $p<0,001$) csoportok fajszerkezetét és a teljes fajszerkezetet ($\chi^2=8,935$, $n=104$, $p<0,01$) (3. ábra). A jelzőrák előfordulása és a Bivalvia, Coleoptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Malacostraca és Plecoptera fajok száma közötti kapcsolat nem volt szignifikáns. Azoknál a csoportoknál, ahol nem mutattunk ki szignifikáns különbséget, is látszik, hogy az átlagos fajszerkezet értékek kicsivel magasabbak voltak, abban a vízfolyásban, ahol a jelzőrák jelenléte nem jellemző.



3. ábra A jelzőrák jelenlétének vagy hiányának hatása azoknak a makroszkópikus vízi gerinctelen csoportoknak az átlagos fajszámára, ahol a GLM elemzés szignifikáns eltérést mutatott (Total: összes vizsgált makrogerinctelen csoport; üres objektumok: a jelzőrák hiánya; színnel jelzett objektumok: a jelzőrák jelenléte; x: átlag értékek)

A *P. leniusculus* jelenlétében statisztikailag szignifikánsan kisebb volt az Ephemeroptera ($\chi^2=8,355$, $n=104$, $p<0,01$), Odonata ($\chi^2=17,068$, $n=104$, $p<0,001$), Trichoptera ($\chi^2=17,608$, $n=104$, $p<0,001$) relatív abundanciája és a teljes makrogerinctelen közösség relatív abundanciája ($\chi^2=9,604$, $n=104$, $p<0,001$) (4. ábra). Nem találtunk szignifikáns összefüggést a jelzőrák és a Bivalvia, Coleoptera, Gastropoda, Heteroptera, Malacostraca és Plecoptera relatív abundanciája között. A relatív abundancia esetében, a fentihez hasonló megállapítást tehetünk, miszerint abban a vízfolyásban, ahol a jelzőrák előfordulásával nem számolhatunk, kicsivel magasabbak az átlagos fajszám értékek, minden olyan csoport esetében is, ahol nem tapasztaltunk statisztikailag kimutatható különbséget.



4. ábra A jelzőrák jelenlétének vagy hiányának hatása egyes makroszkópikus vízi gerinctelen csoportoknak a relatív abundanciájára, ahol a GLM elemzés szignifikáns eltérést mutatott (Total: összes vizsgált makrogerinctelen csoport; üres objektumok: a jelzőrák hiánya; színnel jelzett objektumok: a jelzőrák jelenléte; x: átlag értékek)

4.3.2. A *P. leniusculus* hatása védett makrogerinctelen szervezetekre

A *P. leniusculus* inváziója ellenére a Gyöngyös-patak még mindig számos védett faj előfordulásával jellemezhető, köztük az *Agnetina elegantula*, *Aquarius najas*, *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster bidentata*, *Cordulegaster heros*, *Gomphus vulgatissimus*, *Macronychus quadrituberculatus*, *Oligoneuriella rhenana*, *Onychogomphus forcipatus*, *Ophiogomphus cecilia* és *Unio crassus*. A Gyöngyös-patakban a védett vízi makrogerinctelen fajok közül a *Calopteryx virgo* ($2,94 \pm 1,08$ egyed/m² \pm S.E.), a *Gomphus vulgatissimus* ($4,32 \pm 1,66$ egyed/m² \pm S.E.) és az *Ophiogomphus cecilia* ($5,58 \pm 1,57$ egyed/m² \pm SE) populációinak egyedsűrűsége volt a legmagasabb.

A Kercában is számos védett faj előfordulása jellemző, ezek a következők: *Aeshna isosceles*, *Astacus astacus*, *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster heros*, *Eurylophella karelica*, *Gomphus vulgatissimus*, *Onychogomphus forcipatus*, *Ophiogomphus cecilia* és *Unio crassus*. A *C. virgo*, *C. heros*, *G. vulgatissimus*, *O. forcipatus*, *O. cecilia* és *U. crassus* populációi előfordultak a Gyöngyös-patakban és a Kercában is.

A három legmagasabb egyedsűrűségben előforduló védett fajt vettük alapul, így a *C. virgo*, a *G. vulgatissimus* és az *O. forcipatus* esetében végeztünk összehasonlítást. A

GLM analízis szerint a *C. virgo* és az *O. forcipatus* relatív abundanciája szignifikánsan alacsonyabb volt a *P. leniusculus* jelenlétében, míg a *G. vulgatissimus* relatív abundanciája nem mutatott szignifikáns kapcsolatot a jelzőrák jelenlétével.

4.4. *A P. leniusculus* ásó tulajdonságának vizsgálata

A kísérletbe bevont *P. leniusculus* egyedek kb. fele ásta be magát a kontroll-kezelésben.

A habitat kísérletben azonos számú nőstény és hím ásta be magát, míg a hímek esetében kettő példány menekülési útvonalat választott inkább magának. Azonban a válaszreakciók hiányát tapasztalhattuk a legnagyobb arányban.

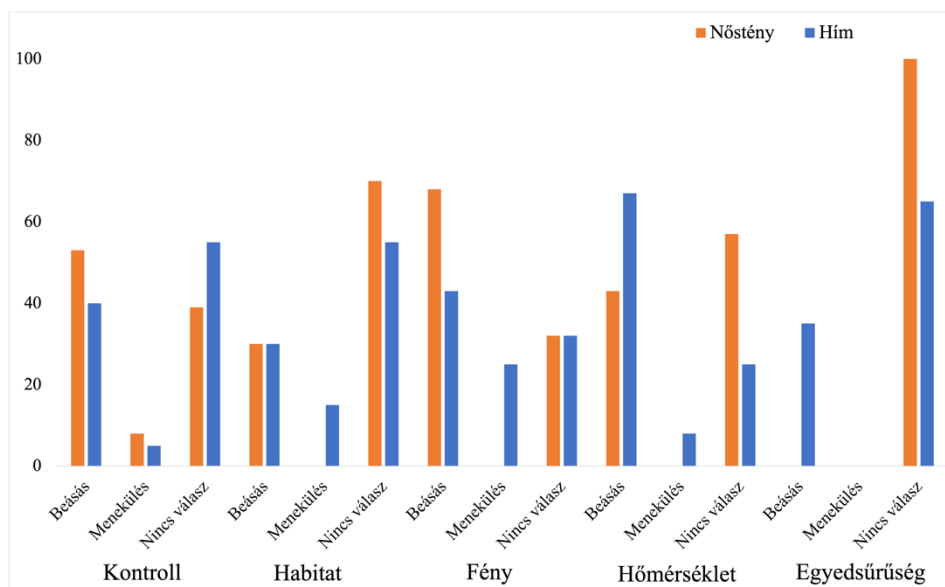
A fényintenzitás növelése során jelentős számú nőstény keresett menedéket, míg a hímek között néhány példány kimászott a tartályból. Válaszreakció hiányát kevesebb esetben tapasztaltuk, mint az előző kettő kísérlet során.

A hőmérsékletemelés hatására, kevesebb *P. leniusculus* nőstény adott válaszreakciót, míg a hímek nagyobb százalékban ásták be magukat. Egyetlen példány volt a hímek között, amelyik inkább távozott a kísérleti egységből, míg a nőstények közül egyetlen egyed sem választotta a menekülést.

Megállapítottuk, hogy a *P. leniusculus* hímek nagyobb arányban ásták be magukat abban az esetben, ha több egyed volt jelen a vizsgálati egységben, mint a nőstény egyedek. Ebben az esetben szignifikáns eltérést tapasztaltunk a kontroll-kezeléshez viszonyítva. A nőstény egyedek esetében egyáltalán nem tapasztaltunk válaszreakciót. Továbbá egyáltalán nem volt olyan egyed, amelyik menekülni próbált a vizsgálati egységből.

A Fisher Exact teszt eredményei alapján elmondhatjuk, hogy a hímek és a nőstények együttes válaszreakcióinak, a kontroll-kísérlet eredményeivel való összevetése során nem tapasztaltunk szignifikáns eltérést a legtöbb változó esetében, így a habitat választási kísérlet, a fényintenzitás növelési kísérlet és a hőmérséklet növekedési kísérlet sem hozott statisztikailag szignifikáns különbséget. Azonban az egyedsűrűség kísérletben már szignifikáns különbséget tapasztaltunk a kontroll eredményekhez viszonyítva ($p < 0,01$).

A nemek szerinti összevetések során hasonló eredményeket kaptunk, hiszen a legtöbb kísérleti adatsor összehasonlítása során nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget. Kivételt képez ez alól az egyedsűrűség kísérlet eredményeinek nemek szerinti összevetése, hiszen ez esetben szignifikáns eltérést tapasztaltunk ($p < 0,05$) a hímek és a nőstények között, ugyanis a hímek mutattak aktívabb járatásos viselkedést.



5. ábra A válaszreakciók nemek szerinti eloszlásának százalékos (%) ábrázolása a kezelések során.

5. Diskusszió

5.1. A *P. leniusculus* elterjedésének vizsgálati eredményei összegzése

A *P. leniusculus* példányait elsőként 1998-ban Kovács és mtsai (2005), Magyarország nyugati peremvidékén fogták meg, a Gyöngyös-patakban. Irodalmi adatok és kutatási eredményeink alapján feltételezhetjük, hogy kolonizáció indult el a Gyöngyös-patakból alvízi irányba a Rába felé. Továbbá feltételezhetünk egy, a Rábán történő terjedési útvonalat is, mivel a fajt az alsószőlőki (magyar-osztrák határhoz legközelebbi település a Rába mentén) mintavételi szelvényben 2006-ban fogtuk meg, ami azt feltételezi, hogy Ausztria felől a Rábán keresztül is terjedési útvonal alakult ki. A faj Ausztiában rendkívül elterjedt, így csupán idő kérdése volt, hogy hazánkat is elérje. A terjedés irányát bizonyítja ebben az esetben, hogy a kisebb mellékvízolyások kolonizációs iránya néhány esetben alvízi irányból felvízi irányba történt (lásd Pinka), nem pedig fordítva, mint ahogy a Gyöngyös-patak esetében is kimutattuk.

Kimutattuk, hogy a *P. leniusculus* elterjedési területe Magyarországon 1998 óta egyre növekszik (Ludányi és mtsai 2016, Ludányi és mtsai 2022). Ez a tendencia összhangban van más európai országokban, például Csehországban, Ausztriában és Lettországon megfigyeltekkel (Kouba és mtsai 2014). Bár a faj előfordulása továbbra is az ország nyugati felére korlátozódik, az ország nyugati felén az elterjedési területe folyamatosan növekszik. Eredményeink alapján a faj a Rábán folyásirányban lefelé terjed a Rába alsó szakasza irányába. A betorkolló mellékvízfolyásokon alvízi és felvízi irányba történő terjedést is kimutattunk, így például a Gyöngyös-patak kolonizációját az ausztriai folyószakasz felől bizonyítottuk, míg a Pinka esetében felvízi irányban, azaz a Rába felől a Pinka felsőbb szakaszai felé bizonyított a terjedés. Emellett a *P. leniusculus* a Duna felső szakaszán, annak mellékfolyójában, a Lajtában, továbbá a

Drávában, a Murában (Hudina és mtsai 2011) és a Lendvában is megtalálható (Weiperth és mtsai 2020, Weiperth és mtsai 2024). Továbbá Weiperth András szóbeli közlése nyomán (2025) elmondhatjuk, hogy a Szigetköz számos élőhelyét is meghódította már a faj.

A *P. leniusculus* gyors terjedésének számos oka van, de leginkább az emberi tevékenységek jelölhetők meg (Weinländer és Füreder 2009).

5.2. *A P. leniusculus* ökológiai igényeinek összegzése

Az eredeti, *P. leniusculus* populációk nagyobb méretű, alacsony tengerszint feletti magasságban eredő folyókból származnak, és intoleranciát mutatnak a meredekebb lejtésű és nagyobb vízsebességű patakokkal szemben. Az ilyen típusú vízfolyások finom szemcsés törmelékkel, például apróbb szemű sódert, homokot vagy iszapot tartalmaznak és nagyobb mennyiségű szerves anyag felhalmozódást (CPOM) feltételeznek (Larson és mtsai 2012). Ilyen élőhelytípusok magas arányban vannak jelen a Gyöngyös-pataokban és a Strémben (6. ábra) is, amelyek jelzőrák általi érintettsége kiemelkedő.



6. ábra A *P. leniusculus* tipikus élőhelyei a Gyöngyös-pataokban (A) és a Strémben (B).

Ezzel az eredménnyel párhuzamosan elemzésünk kimutatta, hogy a faj által hazánkban leginkább preferált tipikus vízfolyás-szakaszokon, jellemzően magas az abiotikus aljzattípusok közül az akal (2-20 mm méretű sóder és apró kavics), a biotikus aljzattípusok közül pedig a durva szemcsés szerves anyag (levelekből és ágakból álló CPOM) mennyisége. Vedia és mtsai (2013) kutatásai szerint a *P. leniusculus* abundanciája pozitívan korrelál a növényzeti borítottsággal és a nagy méretű kövek jelenlétével.

Figyelemre méltó, hogy a *P. leniusculus* élőhelyigényére vonatkozó szakirodalom nem egyértelmű (Sanders és Mills 2022) és ennek oka lehet az elterjedési területük regionális különbségei, mint például a domborzati különbségek, a lejtési jellemzők, az alapkőzet tulajdonságai és a habitatstruktúra.

Elemzéseink összefüggést mutattak ki a durva szemcsés szervesanyag mennyisége (CPOM) és a *P. leniusculus* relatív abundanciája között is. A CPOM felhalmozódása a vízfolyásokban azt jelenti, hogy az ilyen típusú szerves anyaggal

táplálkozó makrogerinctelenek számára jelentős mennyiségű táplálék áll rendelkezésre. Mivel a makrogerinctelen szervezetek között számos olyan csoport van, amelyek Decapoda fajaink táplálékszervezeteinek tekinthetőek, továbbá a rákok szerves anyagokkal is táplálkozhatnak (Doherty-Bone és mtsai 2018), így a jelzórák abundanciájának pozitív korrelációja a durva szemcsés szerves anyagokkal, több oldalról is magyarázható.

Vizsgálati eredményeink, tehát egyértelműen új információkkal szolgálnak arra vonatkozóan, hogy milyen típusú habitatok jelenléte segíti elő a faj populációinak megtelepedését hazai vízfolyás-szakaszainkon.

5.3. A *P. leniusculus* makrogerinctelen faunára kifejtett hatásának vizsgálati összefoglalása

Kutatásunk kimutatta, hogy bár a jelzórák számos védett vízi makrogerinctelen fajjal együtt fordult elő a Gyöngyös-patakban, a *Calopteryx virgo* és az *O. forcipatus* lárvái nagyobb egyedsűrűségű állományokat alkottak azokban a vízterekben, ahol a jelzórák populációinak előfordulása egyáltalán nem bizonyított. Moog és Hartmann (2017) Fauna Aquatica Austriaca című munkájában a táplálkozási guildeket igen jól meghatározza az egyes makrogerinctelen nemzetségekhez, így a jelzórák főbb táplálkozási típusainak is a predációt és a detrituszfogyasztást jelöli meg. Ez alapján feltételezhetjük, hogy konkurens lehet ragadozóknak és detrituszfogyasztóknak egyaránt, illetve a nagy mérete miatt bármelyik más vízi gerinctelen fajnak a predátora lehet. Eredményeink alapján valószínűsíthetjük, hogy a hatásviselő védett makrogerinctelen fajoknak a populációi predációs hatásnak vannak kitéve a jelzórák populációi által, illetve ezen túlmenően feltételezhetjük azt is, hogy táplálékkonkurensi az olyan nagyobb méretű ragadozó makroszkopikus vízi gerinctelen fajoknak is, mint az *O. forcipatus*. Tudomásunk szerint nem állnak rendelkezésre konkrét tanulmányok a *P. leniusculus* hazai és nemzetközi vonatkozásban védett fajokra, köztük más rendszertani csoportokhoz tartozó vízi makrogerinctelenekre gyakorolt hatásairól, tehát ebben a tekintetben is tudományra új információt közöltünk publikációnkban (Ludányi és mtsai 2022).

Eredményeink alapján elmondható, hogy a *P. leniusculus* főként Nyugat-Magyarország vízfolyásaiban fordult elő, ezért a jelzórák leginkább a hazánk ezen részére jellemző meszes, hegyvidéki-dombvidéki víztértípushoz kapcsolódó makrogerinctelenek populációira gyakorolt hatást. Vizsgálatunk egyértelműen kimutatta, hogy a *P. leniusculus* jelenléte negatív hatással van a különböző makrogerinctelen csoportokra, ami összhangban van más országokban végzett vizsgálatok eredményeivel (Moorhouse és mtsai 2014; Ruokonen és mtsai 2014; Ercoli és mtsai 2015). Vizsgálatunkban a Coleoptera, a Gastropoda, a Bivalvia, a Heteroptera, a Hirudinea, a Plecoptera és a Malacostraca (Decapoda nélkül) csoportok fajszáma és relatív abundanciájára, nem volt szignifikáns hatással a jelzórák jelenléte, míg az Ephemeroptera, az Odonata és a Trichoptera csoportok esetében találtunk statisztikailag kimutatható különbséget. Vizsgálatunk során nem találtunk semmilyen hatást a puhatestűekre vonatkozóan és ez összhangban van Rosewarne és munkatársai laboratóriumi eredményeivel (2016), akik azt találták, hogy a Mollusca csoport

képviselőit kedvelik legkevésbé a jelzórák egyedei, annak ellenére, hogy rendkívül jól hozzáférhetőek és minden víztesttípusban megtalálhatóak képviselőik, továbbá a lassú helyváltoztató mozgásuknak köszönhetően kiváló préda állatok lehetnének.

Az Odonata, és a Trichoptera fajok száma és a teljes vízi makrogerinctelen közösség fajszáma szignifikánsan alacsonyabb volt a jelentős egyedsűrűségű jelzórák populáció jelenlétével érintett Gyöngyös-patakban, mint a Kercában, ahol még egyáltalán nem mutattuk ki a faj előfordulását. Vizsgálatunkban az Ephemeroptera és a Trichoptera fajegyüttesek, statisztikailag szignifikánsan kisebb relatív abundanciával rendelkeztek a Gyöngyös-patakban. Ez az eredmény teljes mértékben összhangban van Guan és Wiles (1998) tanulmányával. Az Ephemeroptera és a Trichoptera csoportokra kifejtett negatív hatás, nagy valószínűséggel annak tulajdonítható, hogy ezek a taxonok is kedvelik a finom frakcióméretű üledék és a durván partikulált szervesanyag felhalmozódásával jellemezhető habitatfoltokat. Míg más vizsgálat, amelyben a miénkhez hasonló mintavételi módszertant használtak, megint csak más makrogerinctelen csoportok érintettségét mutatta ki (pl.: Mathers és mtsai 2016). Ezen kutatás szerint, a *P. leniusculus* a piócák (Hirudinea) és a csigák (Gastropoda) fajegyütteseire van negatív hatással, amit azzal magyaráztak, hogy számos piócafaj életmenete szorosan összefügg a csigapopulációkkal, mivel ektoparazita életmódot folytatnak. Továbbá a csigák és piócák alacsony mobilitásuk és viszonylag könnyen fogyasztható, lágy felépítésük miatt is kedvelt táplálékszervezetei lehetnek a jelzórának (Mathers és mtsai 2016; Stenroth és Nyström 2003).

Az inváziós fajok kezelésében, a nemzetközi együttműködés lehet a leghatékonyabb megoldás. Az ilyen jellegű védekezésre kiváló gyakorlati példát találhatunk Fennoskandiában, ahol ez különböző szinteken valósult meg. Az idegenhonos fajok, mint például a *P. leniusculus*, szabályozott terjedése segítene korlátozni és ellenőrizni a faj elterjedését, így védve az őshonos és védett vízi gerincteleneket és csökkentve az őshonos fajok és az idegen rákfajok közötti kölcsönhatásokat (Jussila és Edsman 2020). A svéd jogszabályok szerint a *P. leniusculus* negatív hatásának mérséklése az őshonos *A. astacus* populációk megőrzésén keresztül valósulhat meg (Jussila és Edsman 2020). Ahogy Jussila és Edsman (2020) is említette, Magyarországnak számolnia kell azzal, hogy az idegen fajok megtelepedése után szinte lehetetlen lesz felszámolni ezeket a populációkat. Hazai viszonylatban az érintett vízfolyások és mellékfolyóinak monitorozása és ökológiai gátak telepítése (Coward és mtsai 2018, Krieg és mtsai 2021) és fizikai eltávolítás alkalmazása (Moorhouse és mtsai 2014) lenne a legjobb kezdés a *P. leniusculus* terjedésének megakadályozására.

Vizsgálatunk kimutatta, hogy a *P. leniusculus* jelentős negatív hatással volt a nyugat-magyarországi vízfolyásokban megtalálható őshonos édesvízi gerinctelen közösségre. Megállapítható tehát, hogy a jelzórák valós veszélyt jelent a hazai vízi makrogerinctelen közösségekre és veszélyezteteti a vízi makrogerinctelen csoportok nagy részét, ami alacsonyabb fajszámhoz és a fajok relatív abundanciájának csökkenéséhez vezet. A *P. leniusculus* szerepel az Európai Uniót érintő idegenhonos inváziós fajok európai listáján (<https://eunis.eea.europa.eu/species/258987>), jelezve a faj megjelenésének súlyosságát. Mégis, a rendelkezésre álló információk szerint a jelzórások előrenyomulásának megakadályozására, még semmilyen intézkedési tervet nem dolgoztak ki Magyarországon.

A faj negatív hatásainak felméréséhez, szükség van egy megfelelő monitoringtervre, amely segít jobban megérteni a biotikus és abiotikus preferenciáit, valamint a vízi makrogerinctelen fajgyűttesek összetételét. Ezáltal hatékonyan védhetőek a legértékesebb vízi élőhelyek és közösségek, különösen a *P. leniusculus* terjedésére fókuszálva és figyelembe véve a védett és nem védett fajokat is.

5.4. A *P. leniusculus* ásó tulajdonságának vizsgálata

A jelzőrák járatásó tulajdonságának vizsgálata során számos, tudományra új eredményt kaptunk.

Annak érdekében, hogy megállapítsuk milyen környezeti tényezők tudnak aktív ásó tevékenységet kiváltani a jelzőrákból, mesterséges környezetbe helyeztük őket, ahol PVC csöveket szivacsdarabokkal töltöttünk meg. Más kutatásokban is sikeresen használtak hasonló csöveket menedékeknek, magasabbrendű rákokkal végzett kísérletek során (Payette és McGaw 2003; Gherardi és Daniels 2003; Stanton 2004; Barbaresi és mtsai 2006) és ezek az átmérők megfelelnek a terepi körülmények között megfigyelt üregek jellemző méretének is (Souty-Grosset és mtsai 2014).

Léteznek ásó magatartással jellemezhető rákfajok, míg mások egyáltalán nem rendelkeznek ezzel a tulajdonsággal (Berrill és Chenoweth 1982). Ez a tulajdonság azonban rugalmasnak tűnik, mivel a *P. leniusculus*, amelyet nem tartanak üreget ásó fajnak, nagy arányú beásási magatartást mutatott az Egyesült Királyságban (Guan 1994).

A rákok természetes menedékeket is használnak amellet, hogy üregeket ásnak búvóhely gyanánt, így a természetes menedékek jelenléte csökkenti az ásási aktivitást (Flint 1975; Ilhéu és mtsai 2003; Groza és mtsai 2016). Vizsgálataink során azt tapasztaltuk, hogy a menedékek jelenléte vagy hiánya, nem változtatta meg a jelzőrák viselkedését (Peeters és mtsai 2023). Feltételezhetjük, hogy terepi körülmények között sem lenne szelektáló tényező a mederaljzat összetétele, vagy a partfal/partvonal növényzeti tulajdonsága, a gyökerek nyújtotta elérhető menedékek száma, minősége. Habár ilyen specifikus méréseket nem végeztünk, de eredményeink alapján valószínűsítjük, hogy az inváziósan terjedő jelzőrák sikerének egyik kulcsa ebben lehet.

Eredményeink kimutatták, hogy leginkább a nőstény egyedek kerestek menedéket a növekvő fényintenzitás hatására, ami összhangban van más fajok esetében tapasztalt kutatási eredményekkel (Hasiotis 1995), de a jelzőrák esetében mindeddig ezt nem mutatták ki.

A sűrűségkezelés során a *P. leniusculus* kisebb mértékű üreg ásási tevékenységet mutatott. A *P. leniusculus* alacsonyabb üreg ásási aktivitása lehet, hogy annak tudható be, hogy az egyedek inkább a másik példánnyal voltak elfoglalva a kísérleti területen, semmint, hogy menedéket keresnének (Peeters és mtsai 2023). Az agressziószintek közti különbségek határozzák meg, a korlátozott menedékhez való hozzáférést, valamint a fenyegető viselkedés magas arányát az interakciók között, ugyanakkora testméretű párok esetében (Vorburger és Ribí 1999). Másik magyarázat lehet, hogy a domináns rák megakadályozza a kísérletbe másodikként beadott rákot a menedék használatában. Jó példa erre az a megfigyelés, miszerint a domináns *P. clarkii* nem használta a menedéket, az alárendelt *P. acutus acutus* kiszorítása után (Gherardi és Daniels 2004). Tehát

kísérleteink alapján, azt is újdonságként mondhatjuk el a jelzóráról, hogy fazon belüli és jó eséllyel a fajok közötti, azaz más Decapoda fajokkal történő interakciók sem készíthetnek nagy mértékben menekülésre vagy beásásra a faj egyedeit.

A laboratóriumi vizsgálataink alapján elmondható, hogy a jelzórák járatásos tulajdonsága egyelőre nem jelent problémát a partfalak degradációja szempontjából.

6. Új tudományos eredmények összefoglalása

A jelzórák elterjedési területének vizsgálatával kapcsolatban az új tudományos eredmények a következők:

- Új előfordulási adatot szolgáltatunk a fajra vonatkozóan, amelyek a következők: Arany-patak, Hármos-patak-mellékága, Láhn-patak, Lapincs, Nyeste-Nyárs-patak, Pinka, Répce, Strém-patak.
- Kimutattuk, hogy a faj terjedési útvonala tisztán kirajzolódik a Rábán keresztül a Pinka felsőbb szakaszai felé, továbbá a Gyöngyös-patak, a Répce, az Arany-patak és a Strém is kifejezetten optimális terjedést biztosíthat a fajnak Ausztria felől, Magyarország belsőbb területei felé.

A jelzórák ökológiai igényeinek vizsgálatával kapcsolatban az új tudományos eredmények a következők:

- Bizonyítást nyert, hogy a faj leginkább az olyan vízfolyás-szakaszokat preferálja hazánkban, ahol magas az akal (sóder, apró kavics) és a CPOM (durva szemcsés szerves anyag) mennyisége.

A jelzórák makrogerinctelen faunára kifejtett hatásának vizsgálatához kapcsolódóan, az új tudományos eredmények a következők:

- Kimutattuk, hogy a jelzórák jelentős negatív hatással van védett makrogerinctelen fajok állományaira (*Astacus astacus*, *Calopteryx virgo*, *Onychogomphus forcipatus*), a vizsgált víztestek elemzése alapján.
- Az Odonata és Trichoptera csoportok fajsámára és a teljes fajsámra negatív hatást gyakorol a faj jelenléte.
- A *P. leniusculus* jelenléte az Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera relatív abundanciájában és a teljes makrogerinctelen közösség relatív abundanciájában okoz csökkenését.

A jelzórák ásó tulajdonságának vizsgálatával kapcsolatban az alábbi új tudományos eredmények fogalmazhatók meg:

- A jelzórások ásási aktivitására nincs hatással az élőhelyi heterogenitás, a fényintenzitás és a hőmérséklet,
- A jelzórások ásási aktivitására hatással van a fajtárs jelenléte; ha van jelen fajtárs is, a hímek nagyobb arányban ássák be magukat, mint a nőstények.

Értekezés alapjául szolgáló közlemények



**DEBRECENI
EGYETEM**

**DEBRECENI EGYETEM
EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR**

H-4002 Debrecen, Egyetem tér 1, Pf.: 400
Tel.: 52/410-443, e-mail: publikaciok@lib.unideb.hu

Nyilvántartási szám: DEENK/486/2024.PL
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Tóth-Ludányi Mercédesz
Doktori Iskola: Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
MTMT azonosító: 10096929

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (3)

1. Peeters, E. T. H. M., de Vries, R., Elzinga, J., **Tóth-Ludányi, M.**, van Himbeeck, R., Roessink, I.:
Triggers affecting crayfish burrowing behaviour.
Aquat. Ecol. 58 (2), 191-206, 2023. ISSN: 1386-2588.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10452-023-10057-3>
IF: 1.7
2. **Tóth-Ludányi, M.**, Peeters, E. T. H. M., Kiss, B., Gáspár, Á., Roessink, I., Magura, T., Müller, Z.:
The current status of *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) and their effect on aquatic
macroinvertebrate communities in Hungarian watercourses.
Aquat. Invasions. 17 (4), 543-559, 2022. ISSN: 1798-6540.
DOI: <https://doi.org/10.3391/ai.2022.17.4.05>
IF: 1.6
3. **Tóth-Ludányi, M.**, Peeters, E. T. H. M., Kiss, B., Roessink, I.: Distribution of crayfish species in
Hungarian waters.
Glob. Ecol. Conserv. 8, 254-262, 2016. ISSN: 2351-9894.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2016.09.009>

További közlemények

Magyar nyelvű könyvek (1)

4. Szerk. **Tóth-Ludányi, M.**, Huber, A.: A Sajó vizes élőhelyeinek és vízfolyásainak
természetvédelmi célú felmérése. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Aggtelek, 20 p.
2014.





Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (7)

5. **Tóth-Ludányi, M.**, Kiss, B., Mihaliczku, E., Szabó, T., Polyák, L., Olajos, P., Müller, Z.: A Nyirkai-Hany és az Oslí-Hany vizes élőhelyrekonstrukciók makrogerinctelen fajegyüttese.
Rence. 5, 2020. ISSN: 2560-029X.
6. Olajos, P., Ködöböcz, V., **Tóth-Ludányi, M.**, Mihaliczku, E., Müller, Z., Polyák, L., Szabó, T., Kiss, B.: Makroszkópikus vízi gerinctelenek faunisztikai adatai a Soproni-hegységből és az Ikva vízrendszeréből.
Rence. 5, 2020. ISSN: 2560-029X.
7. Müller, Z., Szabó, T., Gáspár, Á., Juhász, P., **Tóth-Ludányi, M.**, Málnás, K., Mihaliczku, E., Olajos, P., Polyák, L., Kiss, B.: Contribution to the Hungarian dragonfly fauna, based on the nationwide surveys (Odonata: Anisoptera).
Folia Hist.-Nat. Mus. Matra. 43, 33-80, 2019. ISSN: 0134-1243.
8. Szabó, T., Müller, Z., Gáspár, Á., Juhász, P., **Tóth-Ludányi, M.**, Málnás, K., Mihaliczku, E., Olajos, P., Polyák, L., Kiss, B.: Contribution to the Hungarian dragonfly fauna, based on the nationwide surveys (Odonata: Zygoptera).
Folia Hist.-Nat. Mus. Matra. 42, [1-57], 2018. ISSN: 0134-1243.
9. Kiss, B., Gáspár, Á., Juhász, P., **Tóth-Ludányi, M.**, Málnás, K., Mihaliczku, E., Szabó, T., Müller, Z.: Közösségi jelentőségű és védett vízi makroszkópikus gerinctelen fajok előfordulása a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén.
Rence. 2, 123-194, 2017. ISSN: 2560-029X.
10. Kiss, B., Juhász, P., Ködöböcz, V., **Tóth-Ludányi, M.**, Müller, Z., Szabó, T., Málnás, K.: Adatok a Tapolcai-medence makroszkópikus vízi gerinctelen faunájához.
Folia Mus. Hist.-Nat. Bakony. 33, 61-73, 2016. ISSN: 0231-035X.
11. Juhász, P., **Tóth-Ludányi, M.**, Müller, Z., Szatmári, L., Kiss, B.: A Mollusca fauna mennyiségi vizsgálata a Bodrog hazai szakaszán.
Malacol. Tájé. 28, 39-52, 2010. ISSN: 0230-0648.

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (1)

12. **Tóth-Ludányi, M.**, Balla, D. Z., Müller, Z., Kiss, B.: The first occurrence of *Barbronia weberi* (Blanchard, 1897) (Hirudinea: Arhynchobdellida: Erpobdelliformes: Salifidae) in Hungary.
BioInvasions Rec. 8 (3), 633-639, 2019. EISSN: 2242-1300.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2019.8.3.20>
IF: 1.504

Magyar nyelvű konferencia közlemények (1)

13. **Tóth-Ludányi, M.**, Müller, Z., Szatmári, L., Kiss, B., Juhász, P.: A *Viviparus contectus* szünbiológiai vizsgálata hazai felszíni vizeinkben.
Hidrol. Közl. 93 (5-6), 61-63, 2013. ISSN: 0018-1323.





Idegen nyelvű absztrakt kiadványok (3)

14. Kiss, B., **Tóth-Ludányi, M.**, Szabó, T., Magura, T., Müller, Z.: Effects of non-indigenous macroinvertebrates on the composition of watercourses' macrozoobenton communities in Hungary according to time and spatial analysis.
In: 3rd Central European Symposium for Aquatic Macroinvertebrate Research : Book of abstract, University of Łódź, Łódź, 45, 2018.
15. Müller, Z., Kiss, B., Ambrus, A., Juhász, P., Kovács, T., Ködöböcz, V., **Tóth-Ludányi, M.**, Málnás, K., Szabó, T., Varga, I.: Methodology and results of aquatic macroinvertebrate communities monitoring in the frame of Hungarian Biodiversity Monitoring System (2001-2017).
In: 3rd Central European Symposium for Aquatic Macroinvertebrate Research : Book of abstract, University of Łódź, Łódź, 155, 2018.
16. **Tóth-Ludányi, M.**, Mihaliczku, E., Müller, Z., Kiss, B.: The distribution area of thick shelled river mussel (*Unio crassus* PHILIPPSON, 1788) in Hungary and its relationship with the habitat composition.
In: 3rd Central European Symposium for Aquatic Macroinvertebrate Research : Book of abstract, University of Łódź, Łódź, 47, 2018.

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 4,804

**A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapján szolgáló közleményekre):
3,3**

A DEENK a Jelölt által az iDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudományometriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2024.09.26.



Short thesis for the degree of doctor of philosophy (PhD)

**Distribution and ecology of the invasive, alien signal
crayfish (*Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852)) in
Hungary**

by Mercédesz Tóth-Ludányi

Dissertation supervisors:

Prof. Dr. István Grigorszky, professor

Dr. Edwin THM Peeters, associate professor



UNIVERSITY OF DEBRECEN
Pál Juhász-Nagy Doctoral School

Debrecen
2025

1. Introduction

The spread of non-native, invasive species has become a significant problem in our time, both from ecological and economic perspectives (Yan et al. 2001; Gallardo & Vila 2019). Among both terrestrial and aquatic representatives of the animal and plant kingdoms, there are species that have established far from their native ranges and pose a threat to natural ecosystems in these new areas. These species typically exhibit a broad ecological tolerance, aggressive behavior, high reproductive rates, and exceptional competitive abilities. Collectively, these traits enable them to contribute to biodiversity loss and cause transformations in habitats and species composition.

Numerous species have been found to hybridize with their native counterparts, and some may also serve as carriers of pathogenic fungi (such as *Aphanomyces astaci* and *Batrachochytrium dendrobatidis*).

Moreover, the implications of non-native species for human health cannot be overlooked, as many are known vectors of pathogens, may trigger allergic reactions, or even be toxic — for example, the giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) (Klimaszyk et al. 2014).

Human activities play the most significant role in the spread of invasive species (Gallardo & Vila 2019; Mungi et al. 2021). The tools and infrastructure used to meet the growing demands of international trade and transportation — such as ships, airplanes, and trains — greatly facilitate the dispersal of individual organisms or their reproductive units.

Curbing the spread of non-native invasive species, requires considerable energy and financial investment. Although numerous factors influence the effectiveness of control measures, there are international initiatives that assess the presence of invasive species in specific regions. These projects aim to map invasive pressures locally and on a small scale, examine their impacts on local flora and/or fauna, and enable the development of appropriate management strategies (e.g.: <https://www.interreg-athu.eu/hu/raabstat/>).

The focus of my detailed investigations and the subject of this thesis is the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852)), a member of the order Decapoda. The signal crayfish is a non-native and simultaneously invasive species whose distribution in surrounding countries is already demonstrably expanding, and it is also present in Hungarian waters. Based on current knowledge, it is considered a highly aggressive invasive species and poses a serious threat to the biodiversity of our aquatic ecosystems.

2. Objectives

In the course of my work, I sought answers to the following questions:

1. How has the distribution of the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) changed since its first recorded appearance in Hungary? Which water bodies are currently inhabited by the species, and what are the dominant patterns of its spatial spread within these aquatic systems?
2. What are the habitat preferences of *P. leniusculus*, and which ecological environmental factors mostly influence its distribution under the specific geomorphological, hydrological, and climatic conditions of Hungary?
3. What impact do *P. leniusculus* populations exert on native macroinvertebrate communities? Do these invasive populations pose measurable threats to indigenous macroinvertebrate taxa, particularly protected species within Hungarian freshwater ecosystems?
4. Does *P. leniusculus* exhibit significant burrowing activity under laboratory conditions? If so, could this behavioral trait pose a substantial ecological or infrastructural problem in natural water bodies in Hungary?



Figure 1. *P. leniusculus* from the Arany Stream (own photograph).

3. Material and methods

3.1. Investigation of the distribution area of *P. leniusculus*

3.1.1. Dataset

For our study, we used data from various short- and long-term projects conducted between 1995 and 2020 (<http://www.bioaquapro.hu/hu/referenciak>), in which I have participated since 2007. The data used in this study originate from 1769 water bodies, representing a total of 7692 sampling sites.

3.1.2. Sampling

Crayfish sampling followed the “multi-habitat sampling” method developed for macroinvertebrate communities (Juhász et al. 2009), which is considered a community-level and widely used standard approach. Samples were collected from different microhabitats and substrate types in proportion to their percentage occurrence. The “kick and sweep” technique (Nieuwenhuis 2005; Juhász et al. 2009; Cheshmedijev et al. 2011; Mathers et al. 2016) was applied using a handheld dip net with a mesh size of 950 μm and a metal frame of 25 \times 25 cm (Hobbs 1976; Scalici & Gibertini 2011; Crandall 2016; Escribano et al. 2018). In small streams, sampling was conducted within a 250-meter stretch divided into three 10-meter sections, while in larger rivers, three 20-meter sections were selected within a 500-meter reach—each section referred to as a “sampling unit”.

At each sampled stream section, we collected five replicate samples from each of the three units, using the handheld dip net over a 0.25 m \times 0.25 m area per replicate, according to the protocol described in Juhász et al. (2009), applying the “kick and sweep” technique.

Additionally, we collected qualitative (faunistic) samples based on the method of Nieuwenhuis (2005), also using handheld dip nets, from the same stream sections. For these qualitative samples, standard dip nets were used, but without defining the sampling area, and thus only presence-absence data and species lists were produced.

Clearly identifiable specimens were released after identification and photographic documentation, and all associated data were recorded. Individuals that could not be identified in the field were preserved in 70% ethanol and later identified in the laboratory using a stereomicroscope (Leica M80, Nikon SMZ1000). Whenever possible, specimens were identified to the species level. All data, including background variables, multimedia, and sampling results, were entered into a central database.

3.1.3. Data Analysis

Potential trends in crayfish occurrences were assessed for the period between 1995 and 2020. The spatial distribution of the investigated species was mapped using Quantum GIS Buenos Aires 3.26.2 (www.qgis.org). Observations were divided into four time intervals: 1995–2005, 2005–2010, 2010–2015, and 2015–2020.

3.2. Investigation of *P. leniusculus* habitat preferences

3.2.1. Dataset

This analysis is based on data, collected between 2004 and 2020, which form part of the dataset described above, but limited to western Hungary. It includes quantitative data from 434 sampling events across 313 stream sections. Each site was categorized according to the typology of the Water Framework Directive (<http://www2.vizeink.hu/>), allowing us to assess which stream types are most affected by the presence of *P. leniusculus*.

3.2.2. Sampling

We used quantitative macroinvertebrate data collected by BioAqua Pro Ltd. since 2005. The methodology is identical to described in the previous section.

3.2.3. Data Analysis

We counted the number of crayfish observations within each waterbody type and calculated the average abundance of *P. leniusculus* per typological category.

Analyses were conducted using R (R Core Team 2017). The relationship between the log-transformed relative abundance of *P. leniusculus* and various abiotic and biotic habitat variables was analyzed using Generalized Linear Models (GLM) with the MASS package (Venables & Ripley 2002). Sampling year was included as a random factor. Model selection was based on Akaike Information Criterion (AIC) using stepwise selection (a combination of forward and backward procedures). Model outputs were visualized using the jtools package (Long 2020).

3.3. Impact of *P. leniusculus* on macroinvertebrate fauna

3.3.1. Dataset

To assess the potential impact of *P. leniusculus* on certain macroinvertebrate groups and protected species, we compared their occurrence between the Gyöngyös stream (populated by the invasive crayfish) and the Kerca stream (where *P. leniusculus* was absent). Both streams belong to the same typological category based on WFD classification and relevant ecological variables: upland–hilly streams on calcareous bedrock.

3.3.2. Sampling

We used quantitative macroinvertebrate data collected by BioAqua Pro Ltd. since 2005. The sampling protocol is consistent with that described earlier. During sampling, we recorded habitat composition, water depth, and velocity on field data sheets. The

following taxonomic groups were collected for further species-level identification: Gastropoda, Bivalvia, Hirudinea, Malacostraca, Ephemeroptera, Odonata, Heteroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera. Larger organisms (native crayfish, mussels, snails) were identified in the field and released, while smaller invertebrates were collected in group-specific vials and preserved in 70% ethanol. Specimens were identified in the laboratory using a Nikon SMZ1000 microscope.

3.3.3. Data Analysis

Data from two streams were used: Gyöngyös (presence of *P. leniusculus*) and Kerca (absence). Analyses were performed using R. The effect of *P. leniusculus* on the relative abundance of protected species and on the species richness and relative abundance of selected taxonomic groups was analyzed using Generalized Linear Models (GLMs) with the lme4 package (Bates et al. 2015).

All of the taxonomic groups and overall diversity (“Total”) were analyzed. The best-fitting distributions were identified using the car (Fox & Weisberg 2019) and MASS packages (Venables & Ripley 2002). Relative abundance followed a normal distribution, while species richness followed a Poisson distribution. For Poisson models, we used log link functions and standard linear predictors. Sampling year was included as a random factor, and in cases of overdispersion (e.g., total richness, Ephemeroptera, Trichoptera richness), we re-fitted the models treating sampling location as a random factor (Harrison 2014). Bonferroni correction (Dunn 1961) was applied to significance values to control for Type I errors due to multiple comparisons.

3.4. *Investigation of the burrowing behavior of P. leniusculus*

The behavioral experiments were conducted at Wageningen University in the Netherlands, focusing on the burrowing and escape responses of crayfish under controlled conditions. We tested the effects of five treatment types: control, habitat manipulation, light intensity, temperature variation, and population density.

3.4.1. Data Analysis

We recorded the frequency and type of behavioral responses by sex (male/female): burrowing, escaping and no response.

Fisher's exact tests were performed using SPSS (Field 2013) to determine whether the observed behaviors (males and females together) differed significantly from the control treatment. A significance threshold of $p \leq 0.05$ was applied. We also used Fisher's exact tests to assess sex-related differences in behavioral responses across treatments.

4. Results and discussion

4.1. Changes in the distribution of the signal crayfish in Hungary

Pacifastacus leniusculus was recorded from twenty sampling units across six watercourses in Hungary up to 2015 (Ludányi et al. 2016). To investigate the species' dispersal mechanisms and colonization capacity, we divided the study period into a ten-year and three five-year intervals. We assessed the number of sampling sections in which the signal crayfish occurred in each interval and supplemented the dataset with findings from our surveys conducted until 2020 (Ludányi et al. 2022).

The distribution of *P. leniusculus* remains concentrated in Western Hungary, but its expansion is clearly visible, colonizing increasingly long river sections year by year. Our surveys added several new occurrence records, significantly enriching our knowledge of its distribution. Since its first detection in Hungary in 1998, the species has shown a steadily increasing range, expanding toward the central parts of the country (Kovács et al. 2005).

Between 1995 and 2005, the species was confirmed at only one sampling site located in the outskirts of Kőszeg along the Gyöngyös stream. However, data from 2005–2010 confirmed an increase in its range. During this time, we detected populations not only in the Gyöngyös stream but also in the Lapincs (Szentgotthárd) and Rába rivers (Alsószölnök, Rábagyarmat, Szentgotthárd) (Figure 2).

From 2010 to 2015, the species was observed in additional watercourses. Our data indicate that it appeared in the Pinka (Kemestaródfa) and Répce (Csepreg, Répcevis, Szakony), where it had not previously been recorded. Moreover, the species spread downstream along the Rába, with specimens found in sections near Csörötnek and Körmend. In this period, the species was verified at 14 sampling sections (Figure 2).

By 2015, we had confirmed its presence in 47 sampling sites across 10 watercourses. By 2020, the signal crayfish had colonized the lower and middle sections of the Arany stream, the entire Hungarian stretch of the Gyöngyös, a tributary of the Hármos stream near Kőszeg, the Rönök section of the Láhn stream, the Szentgotthárd section of the Lapincs, the Torony section of the Nyeste-Nyárs stream, the entire Hungarian section of the Pinka, the stretch of the Rába between the national border and Körmend, the stretch of the Répce between the national border and Bő, and the Kemestaródfa section of the Strém stream.

The species exhibits a high colonization rate (Bernardo et al. 2011), which is also supported by our research. Between 2006 and 2010, the signal crayfish expanded its range downstream in the Rába by approximately 36 km, translating to a spread rate of around 7 km/year. In the Gyöngyös, one of the Rába's key tributaries, it expanded 12 km downstream between 2012 and 2015, equating to a rate of approximately 3 km/year.

According to our occurrence data up to 2020, the species' distribution area has doubled compared to earlier records (Figure 2). Based on our findings, the Pinka population originated from the Rába and spread upstream. In 2013, it was present only at the Kemestaródfa sampling site, but five years later, specimens were found at Pinkaminszent as well. Over this period, the species moved about 6 km upstream and established a stable population near the border.

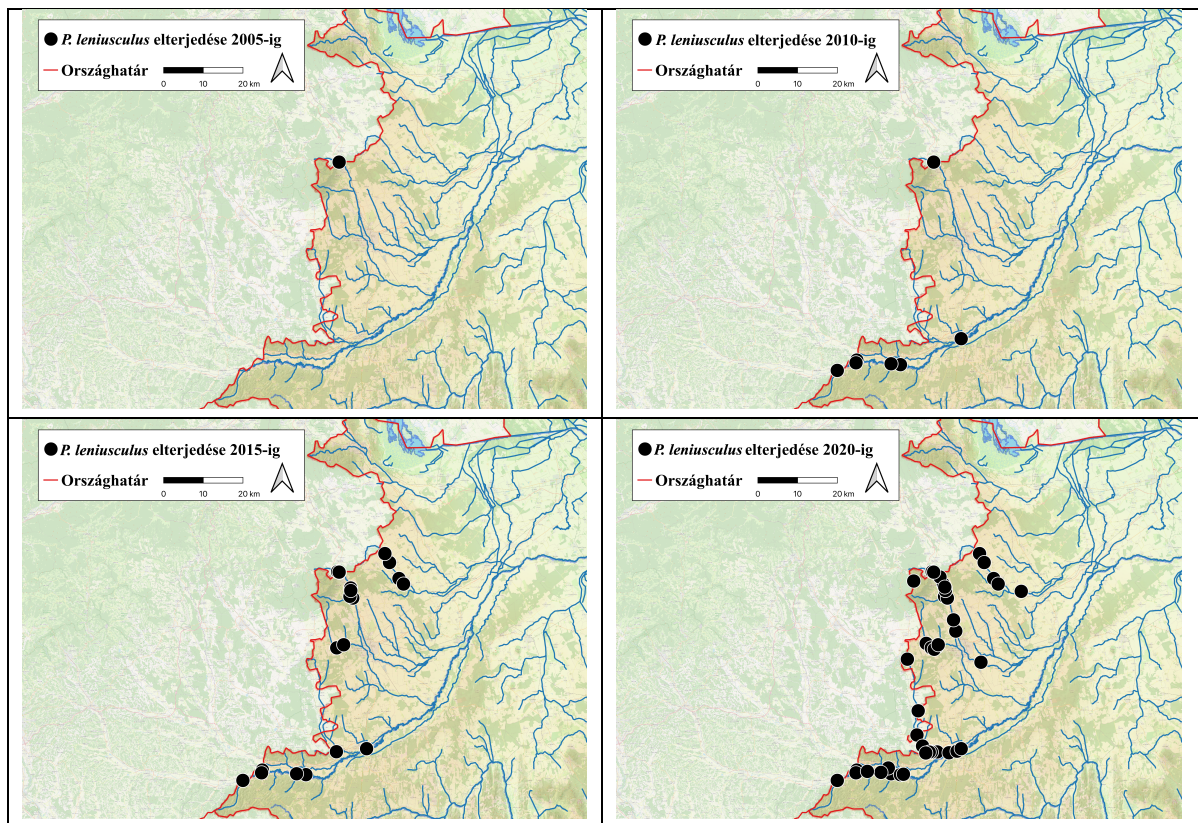


Figure 2. Changes in the distribution range of *P. leniusculus*.

The dispersal direction of the Répce population is unclear. The earliest records from 2013 came from Répcevis, Csepreg, and Szakony, and later surveys confirmed this distribution, with a slight downstream expansion toward Bő. We did not detect the species in sections further downstream, making it unlikely that it entered the Répce from the Rába. No surveys have been conducted in the Austrian part of the river, so the status of the signal crayfish there remains unknown.

In the Lapincs, the species was detected only once in 2006 but given the involvement of the Austrian section (Lafnitz) in the species' spread, it is likely that stable populations persist in the Hungarian stretch as well. Thus, it is unclear whether the initial specimens came from upstream in Austria or downstream via the Rába. The Rába population clearly spread upstream: in 2006, the species was found only at Alsószölnök, but by 2010, it had reached Körmend.

In summary, the species' dispersal path is clearly outlined along the Rába toward the upper reaches of the Pinka. Furthermore, the Gyöngyös stream, Répce, Arany stream, and Strém could provide ideal dispersal routes from Austria to inland Hungary. Before 2005, the signal crayfish occupied only a few kilometers of the Gyöngyös; by 2010, this had increased to approximately 20 km. By 2015, the occupied section had doubled to about 40 km. By the end of 2019, nearly 100 km of river length was affected in Hungary. Literature data suggest that the species has already reached the Danube via the Leitha, and is also present in the Rábca, Dráva, Mura, and Mosoni-Danube systems, even below Gönyű (Weiperth et al. 2020), indicating that further inland expansion is only a matter of time.

4.2. *Habitat preferences and ecological requirements*

According to our research, until 2020, the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) was found in 10 watercourses (Arany Stream, Gyöngyös Stream, a tributary of the Hármos Stream, Lahn Stream, Lapincs, Nyeste-Nyárs Stream, Pinka, Rába, Répce, Strém Stream), which can be classified as calcareous bedrock streams in hilly or mountainous regions. Based on the size of their catchment areas, these streams fall into small, medium, and large categories. According to our sampling results, the population density of stone crayfish in small catchment streams of this calcareous hilly-mountainous type was 2.8 ± 1.1 individuals/m², in medium catchment streams it was 16.3 ± 12 individuals/m², and in large catchment streams it was 4.8 ± 0.7 individuals/m².

We included four background variables in our analyses: two substrate types (akal – coarse substrate, psammal – sand), and two variables related to the organic matter content of the sediment (CPOM – coarse particulate organic matter, FPOM – fine particulate organic matter). We investigated the effect of their quantitative proportions on the relative abundance of the stone crayfish. A positive correlation was found between the percentage cover of akal substrate and the relative abundance of the stone crayfish ($t = 2.305$, $df = 25$, $p < 0.05$), as well as between the percentage cover of CPOM and the crayfish's relative abundance ($t = 3.082$, $df = 25$, $p < 0.01$). No statistically significant relationship could be demonstrated between the percentage cover of psammal and FPOM and the quantitative distribution of the stone crayfish.

4.3. *The impact of P. leniusculus on native macroinvertebrate fauna*

4.3.1. The impact of *P. leniusculus* on other macroinvertebrate assemblages

Based on the GLM analysis, the presence of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) had a significantly negative effect on the species richness of the Odonata ($\chi^2 = 21.796$, $n = 104$, $p < 0.001$) and Trichoptera ($\chi^2 = 28.817$, $n = 104$, $p < 0.001$) groups, as well as on total species richness ($\chi^2 = 8.935$, $n = 104$, $p < 0.01$) (Figure 3). No significant relationship was found between the presence of the stone crayfish and the number of species in the Bivalvia, Coleoptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Malacostraca, and Plecoptera groups. Even in groups where no statistically significant difference was detected, the mean species richness values were slightly higher in watercourses where the stone crayfish was not typically present.

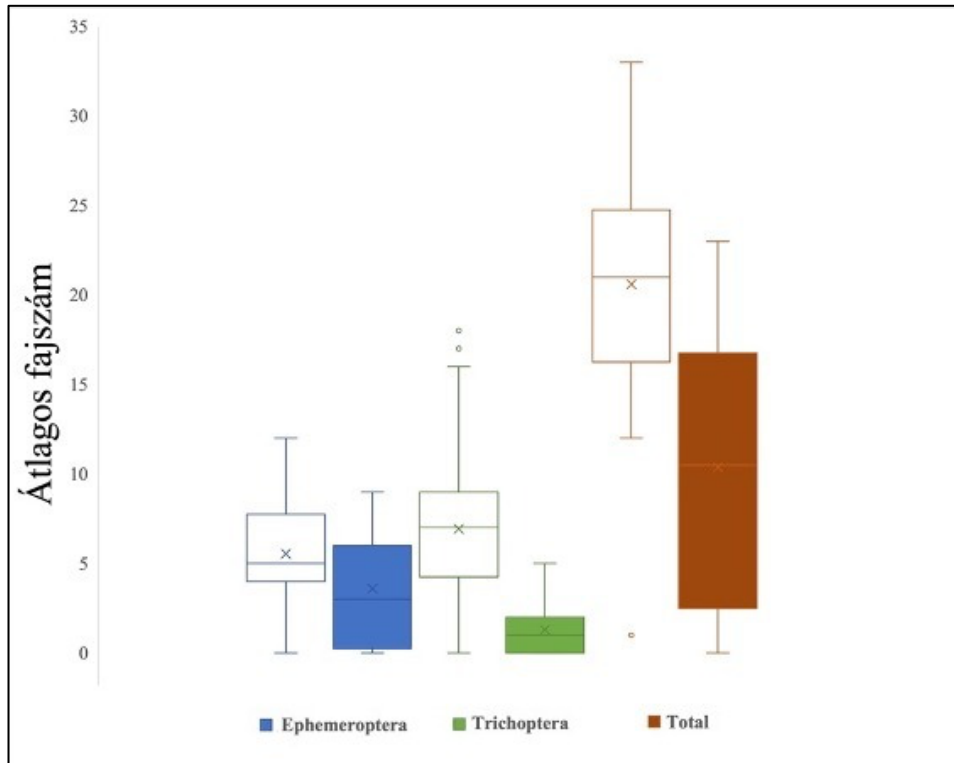


Figure 3 Effect of the presence or absence of the signal crayfish on the average species richness of aquatic macroinvertebrate groups where GLM analysis showed significant differences (Total: all examined macroinvertebrate groups; empty symbols: absence of signal crayfish; colored symbols: presence of signal crayfish; x: mean values).

In the presence of *Pacifastacus leniusculus*, the relative abundance of Ephemeroptera ($\chi^2 = 8.355$, $n = 104$, $p < 0.01$), Odonata ($\chi^2 = 17.068$, $n = 104$, $p < 0.001$), Trichoptera ($\chi^2 = 17.608$, $n = 104$, $p < 0.001$), and the total macroinvertebrate community ($\chi^2 = 9.604$, $n = 104$, $p < 0.001$) was significantly lower (Figure 4). No significant correlation was found between the presence of the signal crayfish and the relative abundance of Bivalvia, Coleoptera, Gastropoda, Heteroptera, Malacostraca, and Plecoptera. Regarding relative abundance, a similar conclusion can be drawn as above: in watercourses where the signal crayfish is absent, the average species richness tends to be slightly higher even in those groups where no statistically significant difference was observed.

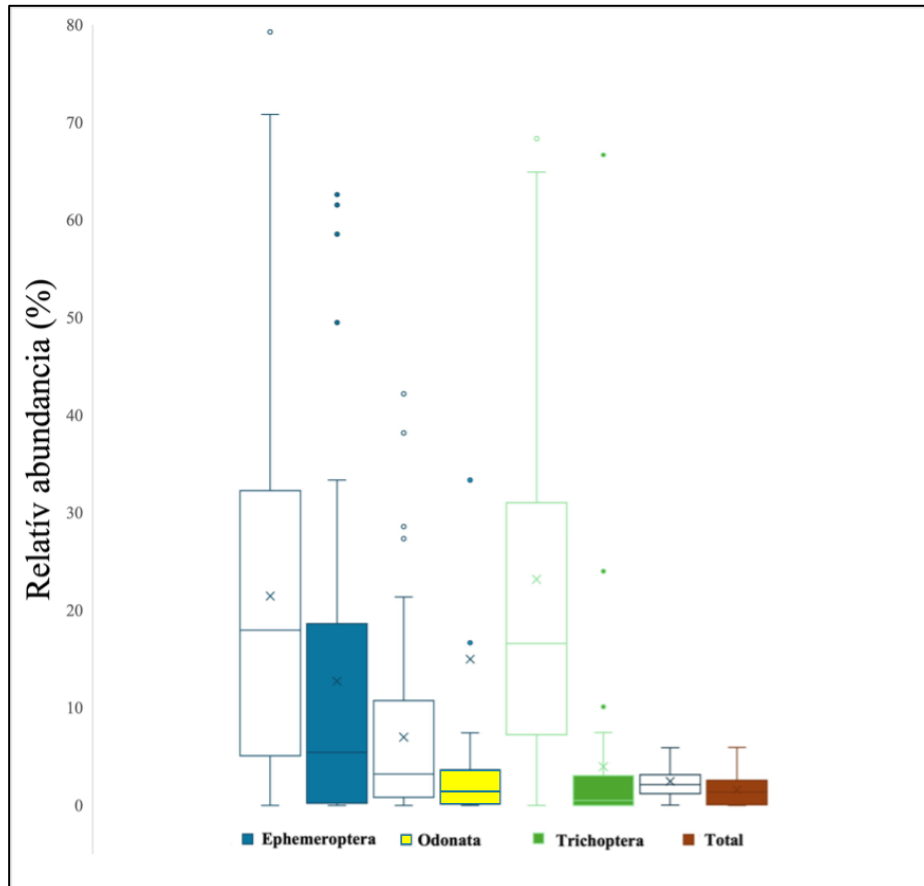


Figure 4. Effect of the presence or absence of the signal crayfish on the relative abundance of certain aquatic macroinvertebrate groups where GLM analysis showed significant differences (Total: all examined macroinvertebrate groups; empty symbols: absence of signal crayfish; colored symbols: presence of signal crayfish; x: mean values).

4.3.2. The impact of *P. leniusculus* on protected macroinvertebrate species

Despite the invasion of *Pacifastacus leniusculus*, the Gyöngyös Stream is still characterized by the presence of several protected species, including *Agneta elegantula*, *Aquarius najas*, *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster bidentata*, *Cordulegaster heros*, *Gomphus vulgatissimus*, *Macronychus quadrituberculatus*, *Oligoneuriella rhenana*, *Onychogomphus forcipatus*, *Ophiogomphus cecilia*, and *Unio crassus*. Among the protected aquatic macroinvertebrate species in the Gyöngyös Stream, the highest population densities were recorded for *Calopteryx virgo* (2.94 ± 1.08 individuals/m² \pm S.E.), *Gomphus vulgatissimus* (4.32 ± 1.66 individuals/m² \pm S.E.), and *Ophiogomphus cecilia* (5.58 ± 1.57 individuals/m² \pm S.E.).

Numerous protected species are also characteristic of the Kerca Stream, including *Aeshna isosceles*, *Astacus astacus*, *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster heros*, *Eurylophella karelica*, *Gomphus vulgatissimus*, *Onychogomphus forcipatus*, *Ophiogomphus cecilia*, and *Unio crassus*. The populations of *C. virgo*, *C. heros*, *G. vulgatissimus*, *O. forcipatus*, *O. cecilia*, and *U. crassus* were found in both the Gyöngyös and the Kerca Streams.

We based our comparison on the three protected species with the highest population densities: *C. virgo*, *G. vulgatissimus* and *O. forcipatus*. According to the GLM analysis, the relative abundance of *C. virgo* and *O. forcipatus* was significantly lower in the presence of *P. leniusculus*, while no significant relationship was found between the presence of the signal crayfish and the relative abundance of *G. vulgatissimus*.

4.4. The burrowing behavior of *P. leniusculus*

Approximately half of the *Pacifastacus leniusculus* individuals involved in the experiment burrowed in the control treatment.

In the habitat choice experiment, an equal number of males and females burrowed, while two males opted to escape instead. However, the lack of any response was the most frequently observed outcome.

When light intensity was increased, a significant number of females sought shelter, while a few males climbed out of the tank. The proportion of individuals showing no response was lower than in the previous two experiments.

With increasing temperature, fewer females responded, whereas a higher percentage of males burrowed. Among the males, only one individual chose to leave the experimental unit, and none of the females attempted to escape.

We found that males burrowed at a higher rate when more individuals were present in the experimental unit, compared to females. In this case, a statistically significant difference was observed compared to the control treatment. Female individuals showed no response at all, and no escape attempts were recorded among them.

Based on the results of the Fisher's Exact Test, we can conclude that no statistically significant differences were observed in most variables when comparing the combined responses of males and females with the control experiment results. Neither the habitat preference test, the light intensity increase test, nor the temperature increase test yielded statistically significant differences. However, in the population density experiment, a significant difference was found compared to the control results ($p < 0.01$).

Sex-specific comparisons produced similar results: most datasets showed no significant differences between males and females. The exception was the comparison of sex-specific results in the population density experiment, where a significant difference was observed ($p < 0.05$), with males exhibiting more active burrowing behavior.

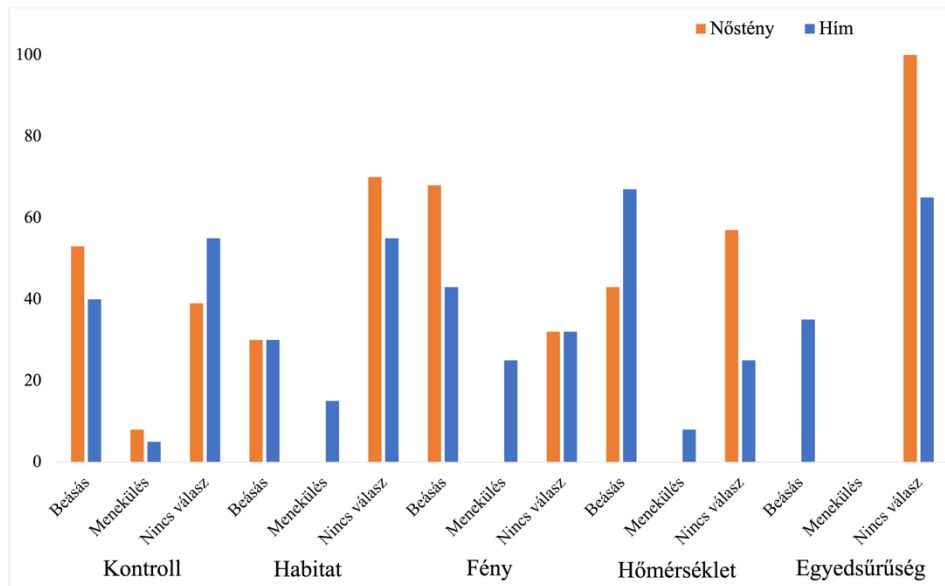


Figure 7. Percentage (%) representation of the distribution of responses by gender during the treatments.

5. Discussion

5.1. Discussion on the distribution of *P. leniusculus*

The first specimens of *P. leniusculus* were captured in Hungary by Kovács et al. (2005) in the Gyöngyös in 1998, along western part of Hungary. Based on literature and our research findings, it is suggested that the species began colonizing downstream from Gyöngyös toward the Rába River. Furthermore, we can assume a dispersal route through the Rába River, as the species was found in a sampling section near Alsószölnök (the closest settlement to the Hungarian Austrian border along the Rába) in 2006, suggesting a spread from Austria via the Rába River. The species is widespread in Austria, making its eventual arrival in Hungary inevitable. The diversity of dispersal vectors is evident, as colonization in some tributaries occurred upstream from downstream (e.g. in Pinka), contrary to the pattern observed in Gyöngyös.

Our analysis fills a gap and clearly shows that the distribution area of *P. leniusculus* in Hungary has been increasing since 1998 (Ludányi et al. 2016; Ludányi et al. 2022). This trend is consistent with observations in other European countries as well (Hudina et al. 2017). However, the species is still limited to western Hungary, its range is continuously expanding in this region. Based on our results, the species is spreading downstream along the Rába towards its lower sections. We also detected both downstream and upstream dispersal in the tributaries; for example, we confirmed the colonization of the Gyöngyös from the Austrian section of the river, while in the case of the Pinka, the spread was upstream from the Rába towards the upper sections of the Pinka.

In addition, *P. leniusculus* is present on the above sections of Danube and its tributary, the Leitha, Drava, Mura and Lendva rivers (Weiperth et al. 2020, Weiperth et al. 2024). Furthermore, according to verbal communication from András Weiperth

(2025), the species has already colonized several habitats in the Szigetköz region. The rapid spread of *P. leniusculus* can be attributed to several factors, but human activities are considered the primary cause (Weinländer and Füreder 2009).

5.2. Discussion on the ecological requirements of *P. leniusculus*

The original *P. leniusculus* populations originate from larger rivers with low elevations and are intolerant of steeper, faster-flowing streams. Such streams typically contain fine-grained sediments like small gravel, sand, or silt, and accumulate significant amounts of organic matter (CPOM) (Larson et al. 2012). These habitat types are prevalent in Gyöngyös and Strém, which have high signal crayfish infestation rates.

Our analysis also showed the species prefers high amounts of gravel and coarse particulate organic matter. According to the research of Vedia et al. (2013), the relative abundance of *P. leniusculus* positively correlates with vegetation cover and the presence of large stones.

It is noteworthy that the literature on the habitat preferences of *P. leniusculus* is not consistent (Sanders and Mills 2022), which may be due to regional differences in their distribution, such as variations in topography, slope characteristics, bedrock properties, and habitat structure.

Our analysis identified a correlation between CPOM and the relative abundance of *P. leniusculus*. The accumulation of CPOM provides substantial amount of food for macroinvertebrates that feed on such organic material. According to Doherty-Bone et al. (2018), many macroinvertebrates are prey for Decapoda species and crayfish can also consume organic matter, thus the positive correlation between signal crayfish abundance and CPOM can be approached from multiple perspectives.

Our findings provide new information on the types of habitats that facilitate the establishment of *P. leniusculus* populations in Hungarian watercourses.

5.3. Discussion on the impact of *P. leniusculus* on macroinvertebrate fauna

Our research revealed that larvae of two protected species (*Calopteryx virgo*, *O. forcipatus*) had higher population densities in case of the absence of the signal crayfish. According to Moog and Hartmann's work (2017) "Fauna Aquatica Austriaca," the main feeding types of signal crayfish (Astacidae) are predation and detritus consumption. Thus, signal crayfish can be competitors to both predators and detritus feeders, and predators of other aquatic invertebrates due to their large size. Based on our findings, the populations of protected macroinvertebrate species are exposed to predation by signal crayfish and that signal crayfish may also compete with larger predatory macroinvertebrates such as *O. forcipatus*.

To our knowledge, no specific studies have been conducted, either domestically or internationally, on the effects of *P. leniusculus* on protected species, including aquatic macroinvertebrates from different taxonomic groups. Therefore, our publication presents novel scientific information in this area (Ludányi et al., 2022).

Our results indicate that *P. leniusculus* predominantly occurred in the waterways of Western Hungary. Thus, the signal crayfish primarily impacted macroinvertebrate populations associated with the calcareous, mountainous, and hilly waterbody types, characteristic of this region. Our study clearly demonstrated that the presence of *P. leniusculus* negatively affects various macroinvertebrate groups, aligning with findings from studies conducted in other countries (Moorhouse et al., 2014; Ruokonen et al., 2014; Ercoli et al., 2015). However, identifying the most affected groups and species depends on the type of water body studied.

In our research, the presence of signal crayfish did not have a significant impact on the number of species or relative abundance of the Coleoptera, Gastropoda, Bivalvia, Heteroptera, Hirudinea, Plecoptera, and Malacostraca (excluding Decapoda) groups. In contrast, statistically significant differences were observed for the Ephemeroptera, Odonata, and Trichoptera groups. We found no impact on mollusks, consistent with laboratory findings by Rosewarne et al. (2016), who reported that members of the Mollusca group are the least preferred prey for signal crayfish. This is despite their wide availability in all waterbody types and their slow mobility, which would make them ideal prey.

The number of Odonata and Trichoptera species, as well as the overall species richness of aquatic macroinvertebrate communities, was significantly lower in the Gyöngyös, where dense populations of signal crayfish were present, compared to the Kerca, where the species has not yet been detected. In our study, Ephemeroptera and Trichoptera assemblages had statistically significantly lower densities in the Gyöngyös. This finding is entirely consistent with the study by Guan and Wiles (1998). The negative impact on Ephemeroptera and Trichoptera groups is likely due to their preference for habitat patches characterized by fine-grained sediment and coarse particulate organic matter accumulation. Other studies have identified different affected macroinvertebrate groups (e.g., Mathers et al., 2016). According to this research, *P. leniusculus* negatively impacts leech (Hirudinea) and snail (Gastropoda) assemblages, which was explained by the close life history connections between many leech species and snail populations due to their ectoparasitic lifestyle. Additionally, snails and leeches may be favored as food sources for signal crayfish because of their low mobility and relatively soft bodies (Mathers et al., 2016; Stenroth & Nyström, 2003).

In managing invasive species, international cooperation can be the most effective solution. A practical example of this approach can be found in Fennoscandia, where control measures have been implemented at various levels. Regulated management of non-native species, such as *P. leniusculus*, would help limit and monitor the spread of the species, thereby protecting native and protected aquatic invertebrates and reducing interactions between native species and non-native crayfish (Jussila & Edsman, 2020). According to Swedish legislation, mitigating the negative impact of *P. leniusculus* can be achieved by preserving native *A. astacus* populations (Jussila & Edsman, 2020). As Jussila and Edsman (2020) also noted that non-native species have already established, it will be nearly impossible to eradicate these populations. In the domestic context, monitoring the affected waterways and tributaries, installing ecological barriers (Coward et al., 2018; Krieg et al., 2021), and applying physical removal methods (Moorhouse et al., 2014) would be the best initial steps to prevent the spread of *P. leniusculus*.

Our study demonstrated that *P. leniusculus* had a significant negative impact on the native freshwater invertebrate communities found in the waterways of Western Hungary. Thus, the signal crayfish poses a real threat to native aquatic macroinvertebrate communities, endangering a large portion of these groups, which leads to lower species richness and reduced relative abundance. *P. leniusculus* is listed on the European Union's list of invasive alien species of concern (<https://eunis.eea.europa.eu/species/258987>), highlighting the severity of its presence. However, according to available information, no action plans have yet been developed in Hungary to prevent the advance of signal crayfish populations.

To assess the negative impacts of this species, a comprehensive monitoring plan is required to better understand its biotic and abiotic preferences, as well as the composition of aquatic macroinvertebrate assemblages. This would allow for the effective protection of the most valuable aquatic habitats and communities, particularly focusing on the spread of *P. leniusculus* while considering both protected and non-protected species.

5.4. Discussion on the burrowing behavior of *P. leniusculus*

Investigation of the burrowing behavior of the signal crayfish yielded several novel scientific findings

To determine which environmental factors can trigger active burrowing behavior in the signal crayfish, we placed them in an artificial environment where PVC pipes were filled with foam pieces. Similar pipes have been successfully used as shelters in experiments with higher-order crayfish species (Payette and McGaw 2003; Gherardi and Daniels 2003; Stanton 2004; Barbaresi et al. 2006), and these diameters correspond to the typical sizes of burrows observed in the field (Souty-Grosset et al. 2014).

There are crayfish species characterized by burrowing behavior, while others do not have this feature (Berrill and Chenoweth 1982). However, this behavior appears to be flexible, as *P. leniusculus*, which is not considered a burrowing species, displayed significant burrowing activity in the United Kingdom (Guan 1994).

Crayfish use natural shelters in addition to burrowing for hiding, and the presence of natural shelters reduces burrowing activity (Flint 1975; Ilhéu et al. 2003; Groza et al. 2016). We observed that the presence or absence of shelters did not alter the behavior of the signal crayfish (Peeters et al. 2023). We can hypothesize that under field conditions, factors such as the composition of the riverbed substrate, the vegetative characteristics of the riverbank, and the number or quality of root-provided shelters would not serve as selective factors. Although we did not conduct such specific measurements, our results suggest that one key to the invasive spread of the signal crayfish may lie in this aspect.

Our findings showed that primarily female individuals sought shelter in response to increasing light intensity, which aligns with research findings observed in other species (Hasiotis 1995), but this behavior had not been previously documented in the signal crayfish.

During density management, *P. leniusculus* exhibited less burrowing activity. The lower burrowing activity may be due to the individuals being more preoccupied with

each other in the experimental area than with seeking shelter (Peeters et al. 2023). Differences in aggression levels determine access to limited shelters, as well as a high rate of threatening behavior during interactions, particularly among pairs of similar body size (Vorburger and Ribi 1999). Another possible explanation is that the dominant crayfish prevents the second crayfish introduced into the experiment from using the shelter. A good example of this is the observation that the dominant *P. clarkii* did not use the shelter after displacing the subordinate *P. acutus acutus* (Gherardi and Daniels 2004). So based on our experiments, we can say that neither intra-species nor inter-species interactions can induce individuals of the species to escape or burrow.

Based on our laboratory studies, it can be concluded that the burrowing behavior of the signal crayfish currently poses a minor problem in terms of riverbank degradation.

6. Summary of new scientific findings

Regarding the study of the spread of *Pacifastacus leniusculus*, the new scientific findings are as follows:

- We have provided new occurrence data for the species, which are as follows: Arany-patak, Hármos-patak-tributary, Láhnpatak, Lapincs, Nyeste-Nyárs-patak, Pinka, Répce, Strém-patak
- We demonstrated that the species' spread route is clearly marked through the Rába River towards the upper sections of the Pinka River, and the Gyöngyös stream, the Répce River, the Arany stream, and the Strém also provide particularly optimal conditions for the species to spread from Austria to the inner regions of Hungary.

Regarding the ecological requirements of *P. leniusculus*, the new scientific findings are as follows:

- It has been proven that the species prefers watercourse sections in Hungary where the amount of coarse material (gravel, small pebbles) and CPOM (coarse particulate organic matter) is high.

Regarding the study of the impact of *P. leniusculus* on macroinvertebrate fauna, the new scientific findings are as follows:

- We demonstrated that *P. leniusculus* has a significant negative effect on populations of protected macroinvertebrate species (*Calopteryx virgo*, *Onychogomphus forcipatus*) based on the analysis of the studied water bodies.
- The presence of the species negatively impacts the species count in the Odonata and Trichoptera groups and the total species count.
- The presence of *P. leniusculus* causes a decrease in the relative abundance of Ephemeroptera, Odonata, and Trichoptera and in the relative abundance of the entire macroinvertebrate community.

Regarding the study of the burrowing behavior of *P. leniusculus*, the following new scientific findings can be summarized:

- Habitat heterogeneity, light intensity, and temperature do not affect the burrowing activity of *P. leniusculus*.
- The presence of conspecifics affects burrowing activity; when conspecifics are present, males are more likely to burrow than females.

Irodalomjegyzék/ References

- Barbaresi S, Gherardi F (2006) Experimental evidence for homing in the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*. Bulletin Francais de la Peche et de la Protection des Milieux Aquatiques. 380–381: 1145–1153. <https://doi.org/10.1051/kmae:2006017>
- Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. Journal of Statistical Software, 67:1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bernardo JM, Costa AM, Bruxelas S, Teixeira A (2011) Dispersal and coexistence of two non-native crayfish species (*Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*) in NE Portugal over a 10-year period. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 401: 28. <http://dx.doi.org/10.1051/kmae/2011047>.
- Berrill M, Chenoweth B (1982) The burrowing ability of nonburrowing crayfish (Ontario). American Midland Naturalist, 108(1): 199–201. <https://doi.org/10.2307/2425310>
- Cheshmedijev S, Soufi R, Vidinova Y, Tyufekchieva V, Yaneva I, Uzunov Y, Varadinova E (2011) Multi-habitat sampling method for benthic macroinvertebrate communities in different river types in Bulgaria. Water Research and Management, 1(3): 55–58.
- Cowart DA, Breedveld KG, Ellis MJ, Hull JM, Larson ER (2018) Environmental DNA (eDNA) applications for the conservation of imperiled crayfish (Decapoda: Astacidea) through monitoring of invasive species barriers and relocated populations. Journal of Crustacean Biology, 38(3): 257–266. <https://doi.org/10.1093/jcobiol/ruy007>
- Crandall K (2016) Collecting and processing freshwater crayfishes. Journal of Crustacean Biology. 36(5): 761–766. <https://doi.org/10.1163/1937240X-00002466>.
- Doherty-Bone TM, Dunn AM, Liddell C, Brown LE (2018) Transformation of detritus by a European native and two invasive alien freshwater decapods. Biological Invasions, 20: 1799–1808 <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1661-z>
- Dunn OJ (1961) Multiple Comparisons Among Means. Journal of the American Statistical Association, 56(293): 52–64. <https://doi:10.1080/01621459.1961.10482090>.
- Ercoli F, Ruokonen T, Erkamo E, Jones R, Hämäläinen H (2015) Comparing the effects of introduced signal crayfish and native noble crayfish on the littoral invertebrate assemblages of boreal lakes. Freshwater Science, 34(2): 555–563. <https://doi.org/10.1086/680517>
- Escribano N, Oscoz J, Galicia D, Cancellario T, Durán C, Navarro P, Ariño-Plana A (2018) Freshwater macroinvertebrate samples from a water quality monitoring network in the Iberian Peninsula. Scientific Data. 5(1): 180108. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.108>.
- Field A (2013) Discovering Statistics Using IBM SPSS Statistics., 4th edition. SAGE Publications, London, England
- Flint RW (1975) The natural history, ecology and production of the crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in a subalpine lacustrine environment. University of California, Davis
- Fox J, Weisberg S (2019). An R Companion to Applied Regression, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.
- Gallardo B, Vila L. (2019) Human influence, key to understand the biogeography of invasive species in the Anthropocene. Cuadernos de Investigación Geográfica, 45(1): 61–86.
- Gherardi F, Daniels WH (2003) Dominance hierarchies and status recognition in the crayfish *Procambarus acutus acutus*. Canadian Journal of Zoology, 81(7):1269–1281. <https://doi.org/10.1139/z03-107>
- Gherardi F, Daniels WH (2004) Agonism and shelter competition between invasive and indigenous crayfish species. Canadian Journal of Zoology, 82(12): 1923–1932. <https://doi.org/10.1139/z04-185>

Groza MI, Pop-Vancia V, Miresan V (2016) Diel activity and use of multiple artificially constructed shelters in *Astacus leptodactylus* (Decapoda: Astacidae). *Biologia*, 71: 1369–1379. <https://doi.org/10.1515/biolog-2016-0167>

Guan RZ (1994) Burrowing behaviour of signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in the river Great Ouse, England. *Freshwater Forum*, 4: 144–168.

Guan RZ, Wiles PR (1998) Feeding ecology of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in a British lowland river. *Aquaculture*, 169(3–4): 177–193 [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(98\)00377-9](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00377-9)

Harrison XA (2014) Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. *PeerJ*, 2(1): e616. <https://doi.org/10.7717/peerj.616>.

Hasiotis ST (1995) Notes on the burrow morphologies and nesting behaviors of adults and juveniles of *Procambarus clarkii* and *Procambarus acutus acutus* (Decapoda: Cambaridae). *Freshwater Crayfish* 8: 623–634. <https://doi.org/10.5869/FC.1995.V8.623>

Hobbs HH (1976) Crayfishes of North and Middle America. Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Monitoring and Support Laboratory, Biological Methods Branch, Aquatic Biology Section.

Hudina S, Lucić A, Zganec K, Janković S (2011) Characteristics and movement patterns of a recently established invasive *Pacifastacus leniusculus* population in the river Mura, Croatia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 7:403. <http://dx.doi.org/10.1051/kmae/2011068>.

Ilhéu M, Acquistapace P, Benvenuto C, Gherardi F (2003) Shelter use of the red-swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in dry-season stream pools. *Archiv für Hydrobiologie*, 157(4):535–546. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2003/0157-0535>

Juhász P, Kiss B, Müller Z (2009) Protocol for sampling and assessment of aquatic macro-invertebrates within the framework of National Biodiversity Monitoring System. In: *Nature Protection Information System, Central Protocol, Debrecen*, pp. 17–21.

Jussila J, Edsman L (2020) Relaxed attitude towards spreading of alien crayfish species affects protection of native crayfish species: case studies and lessons learnt from a Fennoscandian viewpoint. *Freshwater Crayfish*, 25(1): 39–46. <http://doi: 10.5869/fc.2020.v25-1.039>

Klimaszyk P, Klimaszyk D, Piotrowiak M, Popiołek A (2014) Unusual complications after occupational exposure to giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*): a case report. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 27(1): 141–4. <https://doi.org/10.2478/s13382-014-0238-z>.

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

Krieg R, King A, Zenker A (2021) Barriers against invasive crayfish species in natural waters and fish passes – Practical experience. *Global Ecology and Conservation*, 25:e01421. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01421>

Larson ER, Abbott CL, Usio N, Azuma N, Wood KA, Herborg LM, Olden JD (2012). The signal crayfish is not a single species: cryptic diversity and invasions in the Pacific Northwest range of *Pacifastacus leniusculus*. *Freshwater Biology*, 57(9): 1823–1838. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02841.x>

Long JA (2020) jtools: Analysis and Presentation of Social Scientific Data. URL: <https://cran.r-project.org/package=jtools>

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(4): 543–559. <https://doi.org/10.3391/ai.2022.17.4.05>

Ludányi M, Peeters ETHM, Kiss B., Roessink I (2016) Distribution of crayfish species in Hungarian waters. *Global Ecology and Conservation*, 8(5): 254–262. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.09.009>

Mathers K, Mathers R, Chadd R, Chadd M, Dunbar J, Wood PJ (2016) The long-term effects of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on instream macroinvertebrate communities. *The Science of The Total Environment*, 556: 207–218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.215>

Moog O, Hartmann A (2017) *Fauna Aquatica Austriaca*, 3rd edition 2017. A Comprehensive Species Inventory of Austrian Aquatic Organisms with Ecological Notes.

Moorhouse TP, Poole AE, Evans LC, Bradley DC, Macdonald DW (2014) Intensive removal of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from rivers increases numbers and taxon richness of macroinvertebrate species. *Ecology and Evolution*, 4(4): 494–504. <https://doi.org/10.1002/ece3.903>

Mungi NA, Yadvendradev QQ, Jhala V (2021) Role of species richness and human impacts in resisting invasive species in tropical forests. *Journal of Ecology*, 109(9): 3308–3321. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13751>

Nieuwenhuis R (2005) *ECOSURV Manual for Sampling and Determination*. Hungarian Ministry for Environment and Water, Budapest, pp. 11–12.

Payette AL, McGaw IJ (2003) Thermoregulatory behaviour of the crayfish *Procambarus clarki* in a burrow environment. *Comparative Biochemistry and Physiology – A Molecular and Integrative Physiology*, 136(3): 539–556. [https://doi.org/10.1016/S1095-6433\(03\)00203-4](https://doi.org/10.1016/S1095-6433(03)00203-4)

Peeters ETHM, de Vries R, Elzinga J, Ludányi M, van Himbeek R, Roessink I (2023) Triggers affecting crayfish burrowing behaviour. *Aquatic Ecology*, 58: 191–206. <https://doi.org/10.1007/s10452-023-10057-3>

R Core Team. (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. – R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. <https://doi.org/http://www.R-project.org>

Rosewarne PJ, Robert J.G. Mortimer RJG, Robert J. Newton RJ, Grocock C, Wing CD, Dunn AM (2016) Feeding behaviour, predatory functional responses and trophic interactions of the invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) and signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Freshwater Biology*, 61(4): 426–443. <https://doi.org/10.1111/fwb.12717>

Ruokonen TJ, Karjalainen J, Hämäläinen H (2014) Effects of an invasive crayfish on the littoral macroinvertebrates of large boreal lakes are habitat specific. *Freshwater Biology*, 59(1): 12–25. <https://10.1111/fwb.12242>

Sanders H, Mills DN (2022): Predation preference of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on native and invasive bivalve species. *River Research and Applications*, 38(8): 1469–1480. <https://doi.org/10.1002/rra.4023>

Scalici M, Gibertini G (2011) Reproduction in the threatened crayfish *Austropotamobius pallipes* (Decapoda, Astacidae) in the Licenza brook basin (central Italy). *Italian Journal of Zoology*. 78 (2): 198–208. <https://doi.org/10.1080/11250003.2010.501090>.

Souty-Grosset C, Reynolds J, Gherardi F (2014) Burrowing activity of the invasive red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in fishponds of la Brenne (France). *Ethol Ecol Evol* 26:263–276. <https://doi.org/10.1080/03949370.2014.892538>

Stanton JA (2004) *Burrowing Behaviour and Movements of the Signal Crayfish Pacifastacus leniusculus* – A thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy By Jeama Amanda Stanton University of Leicester.

Stenroth P, Nyström P (2003) Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. *Freshwater Biology*, 48(3): 466–475. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01020.x>

Vedia I, Galicia D, Baquero E, Oscoz J, Miranda R (2013) Environmental factors influencing the distribution and abundance of the introduced signal crayfish in the north of Iberian Peninsula. *Marine and Freshwater Research*, 68(5): 900–908. <https://doi.org/10.1071/MF16020>

Venables WN, Ripley BD (2002). *Modern Applied Statistics with S*, Fourth edition. Springer, New York. ISBN 0–387–95457–0, <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>.

Vorburger C, Ribí G (1999) Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshwater Biology*, 42(1): 111–119. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00465.x>

Weinländer M, Füreder L (2009) The continuing spread of *Pacifastacus leniusculus* in Carinthia (Austria). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 17: 394–395. <https://doi.org/10.1051/kmae/20010011>

Weiperth A, Kouba A, Csányi B, Danyik T, Farkas A, Gál B, Józsa V, Patoka J, Juhász V, Parvulescu L, Mozsár A, Seprős R, Staszny Á, Szajbert B, Ferincz Á (2020) Az idegenhonos tízlábú rákok (Crustacea: Decapoda) helyzete Magyarországon. – The present status of non-native Decapod (Crustacea: Decapoda) species in Hungary. *Halászat*, 113(2): 61–69.

Weiperth A (2022) Jelzőrák *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852). In: Haraszthy L. (szerk.): *Özönállatfajok Magyarországon*. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest: 105–107.

Yan X, Li Z, William G, Li D (2001) Invasive Species in China - An Overview. *Biodiversity and Conservation*. 10(8): 1317–1341. <https://doi.org/10.1023/A:1016695609745>.

Webhelyek:

<http://www2.vizeink.hu/>

<https://eunis.eea.europa.eu/species/258987>

Quantum GIS webpage: www.qgis.org

Publications related to the dissertation



UNIVERSITY of
DEBRECEN

UNIVERSITY AND NATIONAL LIBRARY
UNIVERSITY OF DEBRECEN

H-4002 Egyetem tér 1, Debrecen
Phone: +3652/410-443, email: publikaciok@lib.unideb.hu

Registry number: DEENK/486/2024.PL
Subject: PhD Publication List

Candidate: Mercédesz Tóth-Ludányi
Doctoral School: Pál Juhász-Nagy Doctoral School of Biology and Environmental Sciences
MTMT ID: 10096929

List of publications related to the dissertation

Foreign language scientific articles in international journals (3)

1. Peeters, E. T. H. M., de Vries, R., Elzinga, J., **Tóth-Ludányi, M.**, van Himbeeck, R., Roessink, I.: Triggers affecting crayfish burrowing behaviour. *Aquat. Ecol.* 58 (2), 191-206, 2023. ISSN: 1386-2588. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10452-023-10057-3> IF: 1.7
2. **Tóth-Ludányi, M.**, Peeters, E. T. H. M., Kiss, B., Gáspár, Á., Roessink, I., Magura, T., Müller, Z.: The current status of *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) and their effect on aquatic macroinvertebrate communities in Hungarian watercourses. *Aquat. Invasions.* 17 (4), 543-559, 2022. ISSN: 1798-6540. DOI: <https://doi.org/10.3391/ai.2022.17.4.05> IF: 1.6
3. **Tóth-Ludányi, M.**, Peeters, E. T. H. M., Kiss, B., Roessink, I.: Distribution of crayfish species in Hungarian waters. *Glob. Ecol. Conserv.* 8, 254-262, 2016. ISSN: 2351-9894. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2016.09.009>

List of other publications

Hungarian books (1)

4. Szerk. **Tóth-Ludányi, M.**, Huber, A.: A Sajó vizes élőhelyeinek és vízfolyásainak természetvédelmi célú felmérése. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Aggtelek, 20 p. 2014.





Hungarian scientific articles in Hungarian journals (7)

5. **Tóth-Ludányi, M.**, Kiss, B., Mihaliczku, E., Szabó, T., Polyák, L., Olajos, P., Müller, Z.: A Nyirkai-Hany és az Oslai-Hany vizes élőhelyrekonstrukciók makrogerinctelen fajegyüttese.
Rence. 5, 2020. ISSN: 2560-029X.
6. Olajos, P., Ködöböcz, V., **Tóth-Ludányi, M.**, Mihaliczku, E., Müller, Z., Polyák, L., Szabó, T., Kiss, B.: Makroszkópikus vízi gerinctelenek faunisztikai adatai a Soproni-hegységből és az Ikva vízrendszeréből.
Rence. 5, 2020. ISSN: 2560-029X.
7. Müller, Z., Szabó, T., Gáspár, Á., Juhász, P., **Tóth-Ludányi, M.**, Málnás, K., Mihaliczku, E., Olajos, P., Polyák, L., Kiss, B.: Contribution to the Hungarian dragonfly fauna, based on the nationwide surveys (Odonata: Anisoptera).
Folia Hist.-Nat. Mus. Matra. 43, 33-80, 2019. ISSN: 0134-1243.
8. Szabó, T., Müller, Z., Gáspár, Á., Juhász, P., **Tóth-Ludányi, M.**, Málnás, K., Mihaliczku, E., Olajos, P., Polyák, L., Kiss, B.: Contribution to the Hungarian dragonfly fauna, based on the nationwide surveys (Odonata: Zygoptera).
Folia Hist.-Nat. Mus. Matra. 42, [1-57], 2018. ISSN: 0134-1243.
9. Kiss, B., Gáspár, Á., Juhász, P., **Tóth-Ludányi, M.**, Málnás, K., Mihaliczku, E., Szabó, T., Müller, Z.: Közösségi jelentőségű és védett vízi makroszkópikus gerinctelen fajok előfordulása a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén.
Rence. 2, 123-194, 2017. ISSN: 2560-029X.
10. Kiss, B., Juhász, P., Ködöböcz, V., **Tóth-Ludányi, M.**, Müller, Z., Szabó, T., Málnás, K.: Adatok a Tapolcai-medence makroszkópikus vízi gerinctelen faunájához.
Folia Mus. Hist.-Nat. Bakony. 33, 61-73, 2016. ISSN: 0231-035X.
11. Juhász, P., **Tóth-Ludányi, M.**, Müller, Z., Szatmári, L., Kiss, B.: A Mollusca fauna mennyiségi vizsgálata a Bodrog hazai szakaszán.
Malacol. Tájé. 28, 39-52, 2010. ISSN: 0230-0648.

Foreign language scientific articles in international journals (1)

12. **Tóth-Ludányi, M.**, Balla, D. Z., Müller, Z., Kiss, B.: The first occurrence of *Barbronia weberi* (Blanchard, 1897) (Hirudinea: Arhynchobdellida: Erpobdelliformes: Salifidae) in Hungary.
BioInvasions Rec. 8 (3), 633-639, 2019. EISSN: 2242-1300.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2019.8.3.20>
IF: 1.504

Hungarian conference proceedings (1)

13. **Tóth-Ludányi, M.**, Müller, Z., Szatmári, L., Kiss, B., Juhász, P.: A *Viviparus contectus* szünbiológiai vizsgálata hazai felszíni vizeinkben.
Hidrol. Közl. 93 (5-6), 61-63, 2013. ISSN: 0018-1323.





Foreign language abstracts (3)

14. Kiss, B., **Tóth-Ludányi, M.**, Szabó, T., Magura, T., Müller, Z.: Effects of non-indigenous macroinvertebrates on the composition of watercourses' macrozoobenton communities in Hungary according to time and spatial analysis.
In: 3rd Central European Symposium for Aquatic Macroinvertebrate Research : Book of abstract, University of Łódź, Łódź, 45, 2018.
15. Müller, Z., Kiss, B., Ambrus, A., Juhász, P., Kovács, T., Ködöböcz, V., **Tóth-Ludányi, M.**, Málnás, K., Szabó, T., Varga, I.: Methodology and results of aquatic macroinvertebrate communities monitoring in the frame of Hungarian Biodiversity Monitoring System (2001-2017).
In: 3rd Central European Symposium for Aquatic Macroinvertebrate Research : Book of abstract, University of Łódź, Łódź, 155, 2018.
16. **Tóth-Ludányi, M.**, Mihaliczku, E., Müller, Z., Kiss, B.: The distribution area of thick shelled river mussel (*Unio crassus* PHILIPPSON, 1788) in Hungary and its relationship with the habitat composition.
In: 3rd Central European Symposium for Aquatic Macroinvertebrate Research : Book of abstract, University of Łódź, Łódź, 47, 2018.

Total IF of journals (all publications): 4,804

Total IF of journals (publications related to the dissertation): 3,3

The Candidate's publication data submitted to the iDEa Tudóstér have been validated by DEENK on the basis of the Journal Citation Report (Impact Factor) database.

26 September, 2024

