



1949

**AZ IDEGENHONOS AMURGÉB (*PERCCOTTUS GLENII*)  
HATÁSA A HAZAI HALKÖZÖSSÉGEKRE**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

**Somogyi Dóra**

Témavezető:  
Dr. Antal László  
egyetemi docens

Dr. Erős Tibor  
tudományos tanácsadó

DEBRECENI EGYETEM  
Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács  
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola  
Debrecen, 2024



*Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács **Juhász Nagy Pál Doktori Iskola Hidrobiológia** doktori programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.*

*Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.*

*Debrecen, 2024.*

*Somogyi Dóra  
a jelölt aláírása*

*Tanúsítom, hogy **Somogyi Dóra** doktorjelölt **2020-2024** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Hidrobiológia doktori** programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult.*

*Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.*

*Az értekezés elfogadását javaslom.*

*Debrecen, 2024.*

*Dr. Antal László  
a témavezető aláírása*

*Tanúsítom, hogy **Somogyi Dóra** doktorjelölt **2020-2024** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Hidrobiológia doktori** programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult.*

*Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.*

*Az értekezés elfogadását javaslom.*

*Debrecen, 2024.*

*Dr. Erős Tibor  
a témavezető aláírása*



# AZ IDEGENHONOS AMURGÉB (*PERCCOTTUS GLENII*) HATÁSA A HAZAI HALKÖZÖSSÉGEKRE

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében  
a Környezettudomány tudományágban

Írta: **Somogyi Dóra**, okleveles hidrobiológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája  
(Környezettudományi/Hidrobiológia programja) keretében

Témavezető:

**Dr. Antal László**, egyetemi docens  
**Dr. Erős Tibor**, tudományos tanácsadó

Az értekezés bírálói:

.....  
.....

A bírálóbizottság:

elnök: .....  
tagok: .....  
.....  
.....  
.....

Az értekezés védésének időpontja: 2024.....



## TARTALOMJEGYZÉK

<b>1. Bevezetés és célkitűzések</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1. Bevezetés</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Irodalmi áttekintés</b> .....	<b>7</b>
2.1. Az inváziós halfajok szerepe az édesvizek biodiverzitásának csökkenésében .....	7
2.2. Az amurgéb – <i>Perccottus glenii</i> (Dybowski, 1877) – biológiája és ökológiája .....	15
2.2.1. A faj taxonómiája .....	15
2.2.2. Morfológiai tulajdonságok.....	15
2.2.3. Táplálkozásbiológia .....	21
2.2.4. Szaporodásbiológia és viselkedés .....	22
2.2.5. Ökológiai igényei .....	23
2.2.6. Elterjedési területe és terjedésének története.....	24
2.2.7. Hatása a természetközeli ökoszisztémára .....	28
2.3. Az amurgéb megjelenése és az általa preferált élőhelytípusok a Tisza mentén.....	30
<b>3. Anyag és módszer</b> .....	<b>33</b>
3.1. A mintavételi helyek .....	33
3.1.1. A Tisza mentén kijelölt mintavételi helyek az amurgéb állományának, valamint halközösségre gyakorolt hatásának vizsgálata céljából .....	33
3.1.2. Az amurgéb táplálkozásökológiájának vizsgálatához kijelölt mintavételi terület jellemzése .....	37
<b>3.2. A vizsgálati módszerek leírása</b> .....	<b>40</b>
3.2.1. Módszerek az amurgéb Tisza menti állományának, valamint halközösségre gyakorolt hatásának a felmérésére.....	40
3.2.2. Módszerek az amurgéb táplálkozásökológiájának vizsgálata témakörben .....	40
<b>3.3. Az adatfeldolgozási módszerek</b> .....	<b>42</b>
3.3.1. Adatfeldolgozási módszerek az amurgéb terjedésének és közösségre gyakorolt hatásának vizsgálata témakörben .....	42

3.3.2. Adatfeldolgozási módszerek az amurgéb táplálkozásökológiájának vizsgálata témakörben.....	47
<b>4. Eredmények.....</b>	<b>50</b>
<b>4.1. Az amurgéb terjedésének és halközösségre gyakorolt hatásának vizsgálata a Tisza mentén.....</b>	<b>50</b>
4.1.1. Az amurgéb jelenlegi helyzete a Tisza hazai vízgyűjtőjén.....	50
4.1.2. Az amurgéb hatása a vizsgált halközösségekre.....	53
4.2.1. Táplálékalkotók és azok táplálkozásban betöltött szerepe.....	61
4.2.2. A haleredetű táplálék szerepe az amurgéb táplálkozásában ...	64
4.2.3. Az amurgéb egyes méretcsoportjai gyomortartalmának összevetése.....	65
<b>5. Eredmények értékelése.....</b>	<b>66</b>
<b>5.1. Az amurgéb terjedésének és halközösségre gyakorolt hatásának vizsgálata a Tisza mentén.....</b>	<b>66</b>
<b>5.2. Az amurgéb táplálkozásökológiájának vizsgálata a Tisza mentén.....</b>	<b>70</b>
<b>6. Összefoglalás.....</b>	<b>75</b>
<b>6.1. Az amurgéb terjedésének és halközösségre gyakorolt hatásának vizsgálata a Tisza mentén.....</b>	<b>75</b>
<b>6.2. Az amurgéb táplálkozásökológiájának vizsgálata a Tisza mentén.....</b>	<b>77</b>
<b>7. Új tudományos eredmények összefoglalása.....</b>	<b>81</b>
<b>8. Summary.....</b>	<b>82</b>
8.1. Investigation of the spread of Amur sleeper and its impact on the fish community along the Tisza River .....	82
8.2. Studying the feeding ecology of the Amur sleeper along the Tisza River .....	84
<b>9. Summary of new scientific findings .....</b>	<b>87</b>
<b>10. Köszönetnyilvánítás .....</b>	<b>88</b>
<b>11. Irodalomjegyzék.....</b>	<b>93</b>

## 1. Bevezetés és célkitűzések

### 1.1. Bevezetés

A *biológiai invázió* fogalma igen eltérő a szakirodalomban. Botta-Dukát és munkatársai „*Biológiai inváziók Magyarországon: Őzönnövények*” c. kiadványában a nemzetközi ismeretanyag tanulmányozását követően összegezték a hazai szaknyelvben használandó definíciókat, s az alábbiak szerint definiálták a biológiai invázió fogalmát: „*általános értelemben az adott területen, adott tér- és időskálán akkor beszélhetünk invázióról, ha egy nem őshonos faj elterjedési területe és populációmérete a számára megfelelő élőhelyeken az adott tér- és időskálán monoton módon növekszik*” [1]. A globalizációt megelőzően az ember már évezredekkel ezelőtt részt vett a különböző fajok terjesztésében [2–4], a terjedés mértéke azonban csak lassan, kisebb földrajzi távolságokon belül valósulhatott meg, ezért csekélynek bizonyultak ahhoz, hogy hatásuk a befogadó ökoszisztémákra nézve jelentős változásokat eredményezzen [5]. A felfedezések korát (*'Age of Discovery'*, 15 – 18. század), valamint a globalizáció kiterjedését követően azonban a fajok terjesztése és terjedése soha nem látott mértéket öltött, ennek következtében az idegenhonos jövevények hatása egyre érzékelhetőbbé vált a 20. századra [5–7].

A biológiai invázió jelenségével már a 19. századi természettudósok, köztük maga *Charles Darwin* is foglalkozott a *'A fajok eredete'* (*'On the Origin of Species'* (1859)) c. könyvében. Kulcsfontosságú megfigyeléseket tett két idegenhonos növényfaj ökológiáját illetően, továbbá megalkotta az első olyan hipotézist, mellyel arra a kérdésre igyekezett választ adni, hogy melyik faj válhat legsikeresebbé az általa újonnan meghódított környezetben [8,9].

Az idegenhonos fajok egy része megtelepedésüket követően „invázióssá” válik, azaz jelentősebb hatást fejthet ki környezetére és a vele egy közösségben jelen lévő élőlényekre, melyet a tudomány az „Enemy release” hipotéziseként tart számon [10]. Ennek megfelelően az idegenhonos fajok új élőhelyükön megtelepedve természetes ellenségeik (ragadozók és paraziták) híján képesek olyan mértékű előnyökre szert tenni a szaporodás és terjeszkedés terén, mely által a közösség domináns tagjaivá válhatnak [11], potenciális veszélyt jelentve ezáltal az őshonos élőlényközösség tagjaira [12].

Míg Darwin és a többi 19. századi tudós munkásságában az invázió csupán, mint kuriózumot említik, addig mára a biológiai sokféleséget veszélyeztető egyik fő tényezővé lépett elő [3]. Az egyre nagyobb mértéket öltő probléma miatt született meg a 20. század közepén az *invázióbiológia* – mint interdiszciplináris tudományterület [9,11]. Alapjának Charles Elton 1958-ban megjelent munkája, a „*The Ecology of Invasions by Animals and Plants*” tekinthető [4,11,12], a tudományágban folyó kutatások középpontjában pedig az idegenhonos és inváziós fajok biológiájának és ökológiájának tanulmányozása, valamint terjedésük megfékezésének és eliminálásuknak a kidolgozása áll [10,11,13]. Ezen célkitűzések megvalósítása érdekében számos közeli tudományterület (pl. biogeográfia, közösség ökológia, történelem, epidemiológia stb.) kutatói csatlakoztak és dolgoznak együtt a célok eléréséért [11]. Az invázió jelentette probléma súlyosságát igazolja, hogy a témával foglalkozó vizsgálatok és kutatások száma exponenciálisan növekszik. Az utóbbi 40 év során – 2020-szal bezárólag – több mint 27.000 publikáció jelent meg az inváziós fajok témaköréhez kapcsolódóan [14].

Az édesvizek a bolygó legdiverzebb élőhelyei közé tartoznak, s bár Földünk felszínének mindössze 1 százalékát alkotják [15], a biodiverzitásuk kiemelkedő [16]. Ezek az ökoszisztémák azonban a

jelenkor kihívásaival állnak szemben, melynek tétje nem kisebb, mint a fennmaradásuk [16]. Különösen igaz ez az édesvízi halfajok esetében, melyek a ma élő gerinces élőlények 25 százalékát alkotják, s bár több, mint 18.000 fajjal az egyik legdiverzebb közösség, a fajok kihalása tekintetében az egyik leginkább veszélyeztetett élőlénycsoport [17]. Míg néhány évtizede a Földön ismert édesvízi halfajok több mint 20%-át fenyegette a kihalás veszélye [18], addig mára ez a szám meghaladta a 30%-ot [17]. A Természetvédelmi Világszövetség (International Union for Conservation of Nature (IUCN)) veszélyeztetett fajokat összegző vöröslistáján 2020-szal bezárólag összesen 80 édesvízi halfajt soroltak a „kipusztult” (*Extinct*), 10-et a „vadon kihalt” (*Extinct in the Wild*), míg további 115 fajt a „kritikusan veszélyeztetett” (*Critically Endangered*) kategóriába [17].

Földtörténeti tekintetben bolygónk élővilága többször ment keresztül tömeges kihalási eseményeken, melyekhez elsősorban negatív környezeti tényezők (pl. klímaváltozás, kontinensvándorlás, vulkanikus események stb.) vezettek. Napjainkban viszont ezen tényezők sora kiegészült az emberrel és az általa okozott antropogén hatásokkal, melyek eredményeképpen a jelenkort (*Antropocén*) joggal emlegetik a „6. Tömeges Kihalás” koraként [19,20]. Vízi ökoszisztémáink biodiverzitásának csökkenése, valamint a bennük élő fajok eltűnése legfőképpen az élőhelyek fragmentálódásával és eltűnésével [21], a kedvezőtlen hidrotechnikai beavatkozások kivitelezésével [22], az antropogén eredetű szennyezőanyagok környezetbe való kijutásával [23,24], valamint az idegenhonos fajok terjedésével, véletlen és szándékos terjesztésével magyarázható [10,25].

Az idegenhonos fajok által okozott természetvédelmi és gazdasági károk mérséklése azonban az azt kiváltók széles spektrumú ökológiai sajátosságaik (terjedési képesség, alkalmazkodás a változó környezeti

feltételekhez, gyors reprodukciós képesség stb.) miatt nem egyszerű feladat [2,26]. Ebből adódóan az ellenük készülő kezelési tervek kidolgozása is az elkövetkezendő évtizedek kihívásai közé tartoznak [2,27].

Magyarország a Duna vízgyűjtő területén fekszik, ezáltal részét képezi az egyik legkiemelkedőbb édesvízi migrációs útvonalnak [28]. 2016-tal bezárólag összesen 59 idegenhonos halfaj és azok hibridjeinek az előfordulását regisztrálták a hazai vízterekből, mely érték kiemelkedően magasnak tekinthető, összevetve a közel 60 hazai őshonos halfaj számával [29]. Ezen jövevények közül is kiemelkedik az inváziós amurgéb (*Perccottus glenii* DYBOWSKI, 1877) [30], melyet 1997-ben észleltek először a Kárpát-medencében, ezen belül a Tisza-tavon [31]. Ezt követően a Tisza vízgyűjtő területének számos helyszínén kimutatták [32], majd regisztrálták a Duna és a Balaton vízrendszerében is [33–37], napjainkra pedig hazánk számos víztestében a halfauna domináns, veszélyt jelentő inváziós elemévé vált [29,38,39].

A faj testfelépítését és ökológiai igényeit tekintve elsősorban a vízi makrovegetációval gazdagon benőtt síkvidéki vízfolyásokat, csatornákat és állóvizeket részesíti előnyben [40,41], mely élőhelyek a 19. századi folyószabályozások óta számos lápi halfajunknak nyújtanak utolsó menedéket [38,42]. Ezek közül is különösen jelentősek a mesterséges, többségében öntözési céllal létesített csatornák és kanálisok [42], melyek hidrológiailag kevésbé változatos élőhelyek [43,44]. Bennük az inváziós fajoknak kevésbé kell alkalmazkodniuk a változó környezeti feltételekhez, ezáltal is előnyhöz jutnak az őshonos élőlényközösség tagjaival folytatott interakciók során [45,46].

Az elmúlt évek faunisztikai felmérései alapján jelentősnek bizonyult egyes őshonos halfajok, kiváltképp a fokozottan védett lápi póc (*Umbra krameri* WALBAUM, 1792) Tisza menti állományainak

visszaszorulása [42,47,48]. Néhány nemzetközi publikáció beszámol más fajok, mint például a széles kárász (*Carassius carassius* LINNAEUS, 1758) vagy a szivárványos ökle (*Rhodeus amarus* BLOCH, 1782) állományainak az amurgéb megtelepedését követő visszaszorulásáról [49–51], azonban a folyamat háttérében álló okokról, illetve az amurgéb konkrét hatásáról csupán feltételezéseket közöltek, bizonyítékokkal nem szolgálnak.

## 1.2. Célkitűzések

Munkám tervezésekor az alábbi kérdések megválaszolását, valamint feladatokat tűztem ki célul:

- (i) *Az inváziós amurgéb biológiájával és ökológiájával kapcsolatos szakirodalom áttanulmányozása egy tudományos, átfogó jellegű kézirat elkészítése céljából.*
- (ii) *Az inváziós amurgéb állományának felmérése, különös tekintettel a Tisza mentén található víztestekre. A felmérés során megvizsgáljuk, hogy: (a) A vizsgált víztestekben mennyire előrehaladott az amurgéb terjedése, (b) A vizsgált közösségekben milyen arányú az amurgéb abundanciája az őshonos faunaelemekhez képest. (c) Milyen hatással van az amurgéb megtelepedése a közösségek fajgazdagságára és diverzitására, valamint azok fajösszetételére.*
- (iii) *Az inváziós amurgéb táplálkozásökológiájának tanulmányozása, kiemelt figyelemmel annak ragadozó táplálkozásmódjára és közösségszintű hatására. Jelen témakörön belül a következő kérdésekre keresem a választ: (a) Milyen szerepe van a haleredetű tápláléknak az amurgéb táplálkozásában, (b) Milyen halfajok vannak leginkább kitéve az amurgéb jelentette predációs nyomásnak, (c) Van-e különbség az amurgéb gyomortartalmának összetétele, illetve az egyes táplálékalkotók táplálkozásban betöltött szerepe között eltérő intenzitású mintavételi protokollok alkalmazása esetén, (d) Eltér-e egymástól az amurgéb egyes méretcsoportjainak táplálékpreferenciája az adott populáción belül.*

## 2. Irodalmi áttekintés

### 2.1. *Az inváziós halfajok szerepe az édesvizek biodiverzitásának csökkenésében*

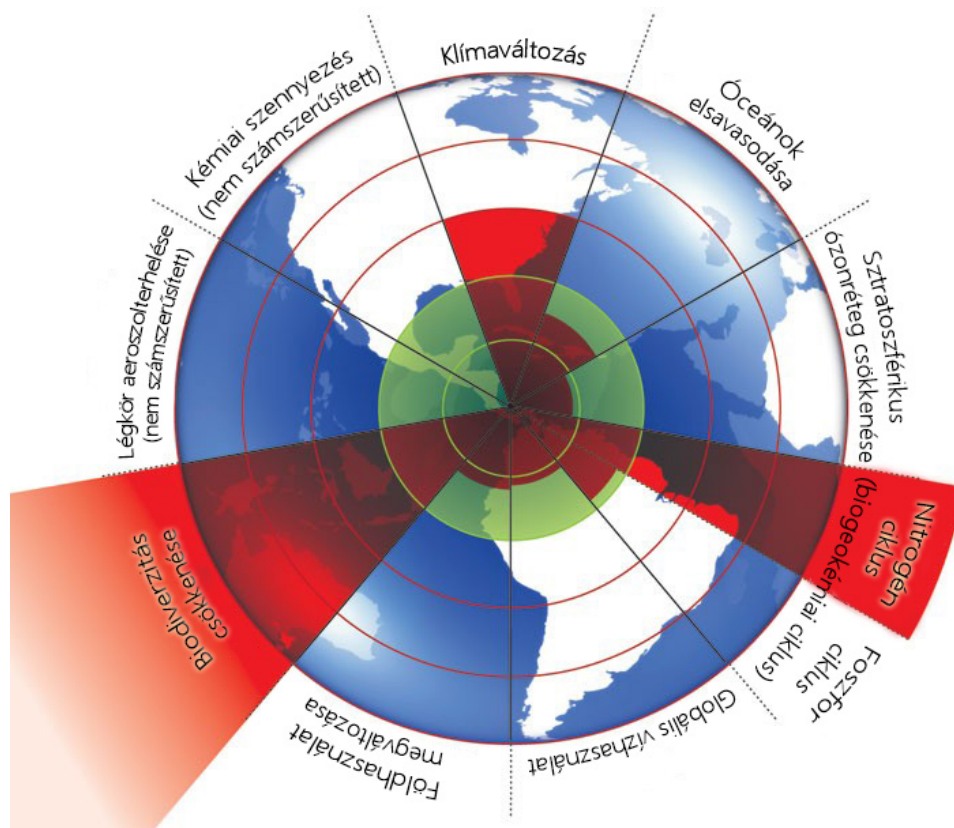
A biológiai sokféleség fogalmát *Don C. DeLong* az alábbiakban határozta meg: „*A biológiai sokféleség egy terület vagy egy régió olyan jellemzője, amely az élőlényközösségen belüli és azok közötti változatosságokból áll, függetlenül bármilyen emberi hatástól, bármilyen térbeli skálán, a mikrohabitatoktól kezdve az élőhelyfoltokon át egészen a teljes bioszféráig*” [52]. Egy másik megközelítésből nézve a biodiverzitás az élőlények sokféleségét és a közöttük létrejövő interakciókat foglalja magába, függetlenül azok gyakoriságától, eredetétől és természetvédelmi besorolásától [53]. A biológiai sokféleség fogalmával a Földi élet állapotát is jelölik a biológiai szerveződés minden egyes szintjén, kezdve a génektől egészen az ökoszisztémáig. A biodiverzitás az élő szervezetek közötti változatosságot is jelöli – legyen szó akár szárazföldi, tengeri vagy pedig édesvízi ökoszisztémákról és az általuk létrejövő ökológiai komplexekről – mely magába foglalja a fajokon belüli és azok közötti, valamint az ökoszisztémák közötti változatosságot [54].

A biológiai sokféleség a földi rendszerek működésének kulcsfontosságú eleme (pl. pollináció, vizek szűrése, szerves anyagok forgalma stb.) [55,56], ami meghatározza az ökoszisztémák tűrőképességét a különféle zavarásokkal szemben [57]. Fogycsökkenésének háttérében számos tényező áll, mint pl. a klímaváltozás [58,59], a habitat-degradáció [60], valamint az antropogén eredetű tevékenységek [20,61]. Folyamatos csökkenése mára azonban globális méretet öltött [21,62], melynek háttérében számos tényező áll, mint pl. a klímaváltozás [63,64], a habitat-degradáció [65], valamint az antropogén eredetű tevékenységek

[66,67]. Utóbbiról a híres biológus és ökológus *Edward O. Wilson* is említést tesz "*The Diversity of Life*" c. könyvében, melyben a hatodik tömeges kihalási esemény kizárólagos okozójának az embert nevezte meg [68,69].

A földtörténeti Holocén időszak során a környezeti tényezők szabályozásáért (pl. hőmérséklet, biogeokémiai ciklusok) elsősorban a természetes folyamatok voltak a felelősek, az élővilág fennmaradását biztosító állapotok fenntartásáért a Gaia-hipotézis szerint pedig a bolygó önszabályozó folyamatai felelnek [70,71]. Az emberiség megjelenését, majd a globalizáció kiterjedését követően az antropogén eredetű tevékenységek (pl. fosszilis energiaforrások hasznosítása, a mezőgazdaság iparosodása stb.) napjainkra olyan mértéket öltöttek, hogy akár átalakíthatják és károsíthatják Földünk önszabályozó rendszerét, ami a hatodik tömeges kihalási esemény kiteljesedéséhez vezethet [20].

Egy 2009-ben megjelent tanulmányban Johan Rockström és munkatársai a „*Planetary boundaries*” nevet viselő irányelvükön keresztül szemléltették, hogy az emberi tevékenység jelen formájában milyen mértékben hat Földünk önszabályozó folyamataira. Az általuk vizsgált rendszerekhez – az emberi hatás mértékének szemléltetésére – ún. határértékeket rendeltek, s a vizsgált rendszerek közül három esetben a felállított határérték túllépése igazolódott. Mind közül a biodiverzitás értékének csökkenése bizonyult a legkritikusabbnak (*1. ábra*) [61].



**1. ábra:** A Rockström és munkatársai (2009) által vizsgált, a földi szabályozásban részt vevő rendszerek és azok antropogén érintettsége. A zölddel jelzett szegmensek a rendszer számára biztonságos működést biztosító határértéket jelzik, míg a vörössel jelzettek az egyes rendszerre jellemző aktuális határértékeket, ezáltal az antropogén terhelések mértékét szemléltetik. A vizsgált rendszerek közül leginkább a Föld biodiverzitása érintett az Antropocén kor jelentette kihívásokkal szemben. Rockström és munkatársai (2009) nyomán

Az ember okozta biodiverzitás-válság egyik fő pillére az idegenhonos fajok térnyerése [72–74]. A 2010-ben megrendezésre kerülő COP10 (Convention on Biological Diversity Conference of Parties (Nagoya, Japán)) konferencián a résztvevő felek egybehangzóan megállapították, hogy az inváziós fajoknak meghatározó szerepe van az őshonos fajok kipusztulásában, az egyéb antropogén tevékenységeket (pl. élőhelyek eltűnése, természeti erőforrások túlhasznosítása, szennyezések stb.)

követően pedig a második legmeghatározóbb a biodiverzitás csökkenéséért felelős tényezők közül [75].

Számos hipotézis született az idegenhonos fajok megtelepedését és terjedését illetően, melyek közül a „*human activity*” hipotézis az antropogén tevékenységek szerepét tárgyalja az invázióbiológiában [74]. A feltételezés szerint az emberi tevékenységek a természetes körülmények módosításával és zavarásával segíthetik és felgyorsíthatják az idegenhonos fajok megtelepedését, majd ezt követő terjedését az újonnan meghódított területeken [74].

Édesvízi ökoszisztémáink bár kiemelkedően fontos szerepet töltenek be életünkben (pl. ivóvíz, öntözés stb.), jelentős részük már átesett valamilyen hidrotechnikai módosításon az elmúlt évszázadokban [76]. Mára az édesvízi fajok eltűnésének mértéke egyes források szerint vetekszik a trópusi esőerdők esetében tapasztaltakkal [77,78], ami nem meglepő, hiszen a hidrotechnikailag átalakított – ezáltal homogénné vált – élőhelyek kiváló helyszínt biztosítanak az inváziós fajok terjedéséhez [79,80], veszélyeztetve az édesvizekben fennmaradt élőlényközösségeket [25,81,82]. Generalista fajként az idegenhonos jövevények szélesebb spektrumú környezeti tényezőkhöz alkalmazkodtak, ezáltal megtelepedésüket követően az ökológiai igényeiknek megfelelően elfoglalják a trofikus hálózatban betöltött szerepkörüket, versenytársaivá, ragadozóivá válhatnak az őshonos közösség tagjainak, valamint jelentős mértékben módosíthatják, degradálhatják a befogadó ökológiai rendszerek élőlényközösségét és a környezet abiotikus tulajdonságait [10,83].

Darwin korával ellentétben – a globalizáció rejtette lehetőségek révén – az invázió manapság már világméretű problémaként, mintsem

kuriózumként van jelen az édesvizekben is [84]. Világszinten a halak – mint élőlénycsoport – az egyik legszélesebb körben terjesztett és terjeszkedő élőlények közé tartoznak [5]. A világon ismert több, mint 600 idegenhonos halfaj közül több, mint 500 az édesvízi fajok körébe sorolható, és ezek a számok napról napra növekednek [5,85].

Terjedésük számos módon, szándékos, illetve véletlenszerű terjesztés révén is megvalósulhat. Az idegenhonos halfajok legismertebb terjedési módjai közé tartozik az akvaristák általi kihelyezés [29,86], a horgászat során élő csalihalként való terjesztésük [87,88], a külföldről importált halveszállítmányokkal egyszerre történő behurcolás és a nemzetközi hajózás révén történő terjesztés. Terjedésüket más élőlények is elősegíthetik az endozoochoria (tápcsatornában való elhurcolás) vagy az ecto-, exo- és epizoochoria (kültakarón megvalósuló elhurcolás) révén [89]. A madarak – mint vektorszervezetek – általi ectozoochoria már korábban is ismert jelenség volt [90], az endozoochoria azonban csak a közelmúltban nyert bizonyítást [91]. Ezt követően rövidesen pedig már idegenhonos fajok ikrájának a tápcsatornában való sikeres átjutásáról és kikeléséről is megjelent egy tanulmány [92].

Az idegenhonos inváziós fajok hatása az őshonos közösségre viszonylag rövid időn belül kirajzolódhat, kiváltképp az olyan közösségek esetében, amelyek evolúciósan nem alkalmazkodtak egy csúcsragadozóhoz és az általa jelentett fenyegetéshez [93]. Ezt tapasztalták az Afrikában található – Tanzániához, Ugandához és Kenyához tartozó – Viktória-tó bölcsőszájú halai esetében is, ahol a nílusi sügér (*Lates niloticus* LINNAEUS, 1758) betelepítése számos bölcsőszájú halfaj eltűnését eredményezte [94,95].

Abban az esetben, ha a közösség – szerkezetét tekintve – adaptálódott a ragadozó fajok általi predációs nyomáshoz, az új jövevények speciális sajátosságai további kihívásokat jelenthetnek a közösség tagjaira [93,96]. Az Amerikai Egyesült Államok és Kanada határán található Nagy-tavakban a 19. században, a Welland-csatorna megépítése révén jelent meg a tengeri ingola (*Petromyzon marinus* LINNAEUS, 1758), mára pedig a legjelentősebb halgazdálkodási kártevőként tartják számon [97]. Gradációját követően jelentős visszaesést tapasztaltak számos pisztrángféle, pl. az amerikai tavi pisztráng (*Salvelinus namaycush* WALBAUM, 1792) állományában. A Nagy-tavak halfaunájában négy őshonos ingolafaj is megtalálható [98], ezek azonban nem rendelkeznek olyan fejlett szívókoronggal, mint inváziós vetélytársuk, amely tulajdonsága egyben inváziós sikerének kulcsa is [13].

További probléma, hogy az idegenhonos fajok megjelenése konkurenciát jelenthet az őshonos fajok – kiváltképp azok ivadécai – számára [99]. Ezt bizonyítja egy, a Mississippi folyó felső szakaszáról származó tanulmány is, ahol az inváziós fehér busának (*Hypophthalmichthys molitrix* VALENCIENNES, 1844) az őshonos halközösségre gyakorolt hatását vizsgálták [100]. Szűrőgető életmódja révén kiemelkedő szerepet kapnak étrendjében a fito- és zooplankton-szervezetek [101], ezáltal nemcsak a planktivor és omnivor táplálkozású halfajok számára jelentenek konkurenciát, hanem a ragadozó fajokra is, mert az ivadékaik – életük korai szakaszában – ugyancsak planktonszervezetekkel táplálkoznak [102]. A kutatás során bebizonyosodott, hogy a fehér busa gradációja a Mississippi felső szakaszán – a táplálékforrások kiaknázása révén – szignifikáns hatással

van az ún. sporthalak (horgászati hasznosítás számára kiemelt jelentőségű fajok) állományainak csökkenésére [100].

Az idegenhonos inváziós fajok terjedése, valamint negatív hatásuk mérséklése elengedhetetlen az általuk okozott gazdasági és természetvédelmi károk enyhítése érdekében [5,103]. Számos nemzetközi bizottságot és kezdeményezést hoztak létre, melyek célja egy adott inváziós faj hatásának a mérséklése, valamint a megfelelő gyérítési technika kidolgozása. Ilyen például a *Great Lakes Fishery Commission*, melynek egyik célja, hogy számos aspektusból megpróbálja gyéríteni Észak-Amerikában a tengeri ingola állományát és ezzel mérsékelni a faj okozta gazdasági károkat [104]. Ehhez különféle lampricideket (fajspecifikus vegyszereket), csapdákat, mesterséges barriereket, steril hímeket, illetve fajspecifikus feromonokat használnak a sikeres kezelés érdekében [97]. A bizottság számos más egyesülettel és programmal együttműködve dolgozik tovább a két idegenhonos busafaj – a fehér és a pettyes busa (*Hypophthalmichthys nobilis* RICHARDSON, 1845) – által okozott problémák mérséklésén és egy jövőbeli sikeres kezelési terv megvalósításán [104].

A Magyarországon előforduló idegenhonos fajok közül kiváltképp a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas* (RAFINESQUE, 1820)) és a busafajok esetében alkalmazzák az ún. ökológiai célú szelekciós halászatot [105]. Elsősorban horgászati hasznosítók végzik ezt az általuk halgazdálkodásilag hasznosított víztereken, ezáltal évente több tonna törpeharcsát és busát távolítanak el. A Tisza-tavi Sporthorgász Nonprofit Kft. 2023-ban 637 kg törpeharcsát és 11 172 kg busát távolított el a Tisza-tóból (URL1). Emellett pl. a Közép-Tisza-Vidéki Horgász Egyesületek Szövetsége a Nagykunsági-főcsatornából (URL2), a Körösvidéki Horgász

Egyesületek Szövetsége a Körös menti holtmedreken végez rendszeresen szelekciós halászatot (URL3), emelve e horgászvizek horgászati értékét és egyúttal csökkentik az inváziós halfajok hatását az őshonos élőlényközösségre [106].

Az idegenhonos fajok okozta károknak világszinten is jelentős anyagi vonzata van, mely további hangsúlyt helyez a megfelelő és minél hatékonyabb kezelési tervek kidolgozására. Az eddig ismert idegenhonos fajok közül mindössze csupán a töredékük esetében ismert valamilyen gyérítési programnak az elindítása, vagy a kezelési tervnek a kidolgozása, ezért a jövőre nézve az idegenhonos inváziós fajok tanulmányozása kulcsfontosságú a megfelelő kezelési tervek kidolgozásához [5].

## 2.2. Az amurgéb – *Perccottus glenii* (Dybowski, 1877) – biológiája és ökológiája

### 2.2.1. A faj taxonómiája

Az amurgéb – *Perccottus glenii* (DYBOWSKI, 1877) – a sügéralakúak (Perciformes) rendjének, azon belül az alvógébfélék (Odontobutidae, korábban Eleotrididae) családjának tagja [30,107,108]. A fajt először 1877-ben írták le az Ussuri folyóból (Kína), leírója a lengyel származású zoológus, Benedykt Dybowski [109]. Tudományos neve *Perccottus glenii*, melyben a '*Perccottus*' nemnév a görög 'perke' szóból származik, mely *sügért*, míg a '*cottus*' szó *halat* jelent; ezzel szemben a fajnév '*glenii*' a faj eredeti gyűjtője (a források csupán a Glen nevet említik) iránti tiszteletet jelképezi [107,110]. Tudományos nevének számos szinonim formája található meg a forrásmunkákban, melyek között találunk senior (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877) és junior (*Eleotris dybowskii* Herzenstein & Warpachowski, 1887; *Eleotris pleskei* Warpachowski, 1888; *Perccottus pleskei* Warpachowski, 1888) formákat is [79,111,112].

Széleskörű elterjedése révén az amurgébet számos névvel illetik világszerte, angolul az *Amur sleeper* [40,50], valamint a *Chinese sleeper* [111] nevek a legismertebbek és globálisan elfogadottak. Az orosz- és németajkú területeken a *rotan* [50,113], illetve a *Goloweschka*, a *Chinesische Schläfergrundel*, az *Amurgrundel* vagy az *Amurgrunde* [114] megnevezések használatosak.

### 2.2.2. Morfológiai tulajdonságok

Megjelenését tekintve az amurgéb viszonylag kis termetű, kissé zömök halfaj. Teste oldalról lapított, maximális hossza elérheti a 25–

30 centimétert (2. *ábra*) [40,111,115,116]. Testfelépítése és ökológiai igényei alapján elsősorban a kevésbé áramló, vízi makrovegetációval gazdagon benőtt, lentikus környezeti viszonyokhoz alkalmazkodott [31,117]. Felső állású szájában apró hegyes fogak sorakoznak, ajkai kissé vaskosak, szájszeglete a szem alá ér (2. *ábra*) [118,119]. A sügéralakúak (Perciformes) rendjének tagjaként jellemző rá, hogy testét fésűs (ktenoid) pikkelyek borítják [120], melyek száma a test hosszanti középvonala mentén 35 és 44 között változik (1. *táblázat*) [31,121–123]. Zárt – csatornát alkotó – oldalvonalszerve nincs [124]. Akárcsak a rendbe tartozó többi faj, az amurgéb is kettő – egymástól jól elkülönülő – hátúszóval rendelkezik [111,117,125]. Hasúszói viszonylag rövidek, és a valódi gébfélékkel (Gobiidae) ellentétben nem olvadtak össze és nem képeznek tapadókorongot [108,117]. Testéhez mérten nagy mellúszóinak csúcsa egészen a második hátúszó kezdetéig ér, farokúszója pedig lekerekített [117]. Feje nagy, melynek hossza az idősebb egyedeknél meghaladhatja a test hosszának 40%-át is. A faroknyele rövid, vaskos, oldalról enyhén lapított [31].



**2. *ábra*:** Az amurgéb egy kifejlett példánya a Belfő-csatornából (Tiszabercel)  
(saját felvétel)

Számos kutató tanulmányozta az amurgéb morfológiai és merisztikus bélyegeit, valamint az egyes paraméterek populációk közötti variabilitását, mind az őshonos, mind pedig az idegenhonos elterjedési területeken [40,122,126–130]. Igazolást nyert az a tény, mely szerint az amurgéb magas fokú ökológiai plaszticitással bír [129,130]. Az alkalmazkodóképesség ezen foka lehetővé teszi az amurgéb számára, hogy rendkívül változatos élőhelyeken és környezeti viszonyok közepette is képes legyen életben maradni és önfenntartó populációt kialakítani [129,130]. Ebből adódóan a faj számos víztértípusban meghonosodott, ami magyarázatképpen szolgálhat a morfológiai és morfometriai bélyegeken tapasztalt nagy változatosságra is. A szakirodalomban elérhető morfológiai és merisztikus bélyegek az *1. és 2. táblázatban* láthatók.

**1. táblázat:** Az amurgéb merisztikus bélyegei az eredeti, valamint inváziós elterjedési területén  
A bélyegeket az alábbi rövidítések jelölik: első hátúszó (D1), második hátúszó (D2), anális úszó (A), hasúszó (V), mellúszó (P), pikkelyek száma az oldalon helyén (Sq). Római számmal az osztatlan, arab számmal az osztott úszósugarakat jelöltük. Csillaggal (\*) jelöltük az eredeti elterjedési területről származó adatokat. Az első oszlopban felsorolt forrásmunkák nyomán

Forrás	Elterjedés	D1	D2	A	V	P	Sq
Berg (1949)*	Oroszország	VI – VIII	I – II 9 – 11	I – III 7 – 10	I 5	–	35 – 43
Harka (1998)	Kelet-Magyarország	VII	I 11	II 10	I 5	–	37
Nowak et al. (2008)	Lengyelország	VII – IX	I 10 – 12	I 9 – 12	–	–	37 – 42
Kas'yanov & Goroshkova (2012)*	(Oroszország, Kelet-Mongólia)	VI – VIII	8 – 13	8 – 12	–	–	–
Kas'yanov & Goroshkova (2012)	európai Oroszország	V – IX	8 – 15	7 – 13	–	–	–
Kutsokon et al. (2014)	Közép-Ukrajna	VI – VIII	II 9 – 13	I 9 – 12	–	–	37 – 44
Kvach (2021)	Ukrajna (Fekete-tenger térsége)	VII	II 11	II 7	I 5	19	–
Nikolic et al. (2021)	Kelet-Szerbia	VI – VIII	I 9 – 13	I – II 7 – 11	I – II 3 – 6	I – II 12 – 14	37 – 42
Horvatich et al. (2022)	Kelet-Horvátország	VI – VIII	I 10 – 13	I 9 – 11	I 4 – 6	I 13 – 16	36 – 40

A szaporodási időszakban kifejezetté válik az amurgébeken az ivari dimorfizmus, amikor is az ivarérett hímek jelentős morfológiai változásokon mennek keresztül [130,131]. Színezetük a fajra jellemző okkersárga és sötétbarna színről (2. ábra) koromfeketére vált, melyet szabálytalanul elhelyezkedő, kékeszöldesen irizáló foltok díszítenek (3. ábra) [117]. A színezeten túl a fejtető szövete is megnagyobbodik, úgynevezett fejbúbot képez [131]. Ennek a másodlagos nemi jellegként is ismert szöveti módosulásnak szerepe van mind a párválasztásban, mind pedig a fészkek őrzésében [131]. Általa a hímek nagyobbak tűnnek, mely a szaporodást megelőzően információt nyújt a nőtény számára a hím fittségét és a fészkekalj őrzésére való alkalmasságát illetően, továbbá tartalék tápanyagot biztosít a fészket őrző – ezáltal nem táplálkozó – hím számára [131]. A szaporodási időszak végével a hímek elveszítik díszes nászruhájukat, fejük mérete pedig fokozatosan visszanyeri korábbi méretét [117].



*3. ábra: Fejbúbos hím amurgéb díszes nászruhában (saját felvétel)*

2. táblázat: Az amurgéb szakirodalomban fellelhető morfológiai bélyegei

<i>Morfológiai bélyegei</i>	Nowak et al. (2008)	Nikolic et al. (2021)	Horvatic et al. (2022)
	<i>Lengyelország</i>	<i>Szerbia</i>	<i>Horvátország</i>
Teljes testhossz (TL) (mm)	77,7–106,5	53,70–140,70	49,62–85,7
Standard testhossz (SL) (mm)	61,4–88,0	43,80–120,70	37,9–70,9
Testtömeg (W) (g)	–	1,9–40,0	6,7–10,8
<i>Standars testhossz (SL) %-a</i>			
Fej hossza	33,47–37,87	31,66–39,08	31,04–34,34
Legnagyobb testmagasság	23,68–29,41	21,6–29,94	25,6–32,86
Faroknyél magassága	11,48–13,54	10,67–13,65	11,24–13,96
Testmagasság a hátúszó kezdeti pontjánál	16,76–20,37	15,42–26,04	19,38–23,7
Faroknyél szélessége az anális úszó kezdeténél	9,09–11,10	4,77–8,66	12,2–13,68
Predorzális távolság	40,22–44,35	37,55–47,75	34,45–40,06
Posztdorzális távolság	23,18–28,97	20,63–34,41	23,16–25,83
Hasúszó előtti távolság	34,64–38,07	31,86–38,38	29,9–40,9
Preanális távolság	60,48–65,36	57,52–65,39	60,29–67,14
Hasúszó és farokalatti úszó közötti távolság	26,67–30,86	22,95–31,16	29,08–33,97
Faroknyél hossza	23,55–28,21	18,20–29,44	38,77–44,5
Első hátúszó hossza (D1)	–	13,69–20,69	16,15–18,18
Második hátúszó hossza (D2)	–	16,50–29,21	16,75–23,13
Mellúszó hossza	–	17,72–25,02	11,72–24,12
Hasúszó hossza	–	11,68–18,60	9,33–13,82
Anális úszó hossza	–	16,66–24,68	11,9–18,68
Anális úszó alapjának hossza	–	10,88–19,77	14,53–18,42
Első hátúszó (D1) alapjának hossza	–	8,36–13,80	10,05–15,09
Második hátúszó (D2) alapjának hossza	–	13,63–23,79	18,66–22,85
<i>Fej hosszának (HL) %-a</i>			
Orr hossza	22,18–26,74	16,37–32,22	16,1–17,71
Szemátmérő	15,19–19,61	12,07–21,39	19,23–22,06
Fej magassága a szem középpontjában	40,73–47,78	35,17–48,44	41,18–47,33
Fej magassága a tarkónál	59,26–70,71	49,45–62,88	64,16–71,57
Fej szélessége a kopoltyú-előfedélsont hátsó szélénél	49,63–60,71	44,92–62,01	63,24–81,68
Posztorbitális távolság	57,48–65,10	52,84–63,01	52,94–60,91
Felső állkapocs hossza	29,93–38,28	25,90–38,45	21,32–39,09
Alsó állkapocs hossza	30,66–39,84	28,48–40,10	28,68–38,27
Interorbitális távolság	20,80–25,93	13,00–23,43	4,41–16,05

### 2.2.3. Táplálkozásbiológia

Táplálkozását tekintve az amurgébet kistestű ragadozóként tartja számon a szakirodalom [132]. Főként olyan gerinctelen szervezetekkel táplálkozik, mint például az árvaszúnyogok (Chironomidae), kérészek (Ephemeroptera), szitakötők (Zygoptera) és tegzesek (Trichoptera) lárvái, továbbá a puhatestűek (Gastropoda), valamint a planktonikus kistrákók (Crustacea) [40,132–137]. Étrendjében megtalálhatók a kisebb testű gerinces szervezetek is, köztük a halak [40,132,134,138], azok ikrái és ivadékai [40,51,137], valamint a kétéltűek és azok lárvái [139]. Néhány esetben dokumentálták a kannibalizmust, azonban megfelelő körülmények esetén ennek mértéke elhanyagolható [40,133,134,136]. Táplálkozására jellemző a telhetetlenség és a mohóság [51], melynek eredményeképpen a gyomortartalomban előfordulnak az állati eredetű táplálék mellett véletlenül lenyelt, szubmerz növényi partikulumok is, azonban ezek előfordulási gyakorisága a gyomorban, valamint táplálék-specifikus térfogatszázaléka alacsony [134,136].

Az amurgébre jellemző az ontogenetikus táplálékváltás folyamata [133,140]. Életkora előrehaladtával egyre kevesebb, de egyre nagyobb méretű és energiatartalmú, mozgékonyabb prédát zsákmányol [51,132,135,140].

A táplálékváltás folyamata méretcsoportok tekintetében eltérő az egyes populációk között [134,140]. A kisebb, fiatalabb egyedek főként árvaszúnyoglárvákat és zooplankton-szervezeteket zsákmányolnak, míg a nagyobb, idősebb egyedek már fokozatosan áttérnek a nagyobb méretű planktonikus kistrákók, puhatestűek és gerincesek (pl. halak, kétéltűek) fogyasztására [132,134,137,141]. Halfogyasztó magatartása jellemzően

40 – 60 mm-es standard testhossz felett figyelhető meg [132,134], azonban alkalmanként a fiatalabb egyedek is zsákmányolnak halat, azon belül is főként a zsenge ivadékot [138]. Míg az újonnan meghódított élőhelyein táplálékspektrumának csupán egy részét képezi a hal eredetű táplálék (mely inkább az idősebb egyedekre jellemző) [132–135], őshonos elterjedési területén a halfogyasztásnak sokkal nagyobb jelentősége van. Az utóbbi évek során stabil izotópvizsgálatok segítségével tanulmányozták a faj távol-keleti populációit, melynek révén igazolták, hogy az amurgéb ugyanazon trofikus szinten helyezkedik el a táplálékhálózaton belül, mint egyes csúcsragadozó halfajok (*Esox* spp., *Silurus* spp.) [142,143].

Habár egy széles táplálékkészlettel rendelkező, nem szelektív ragadozóról beszélhetünk [132], az amurgéb bizonyos táplálékszervezetek iránti preferenciáját jelentősen meghatározza a környezetben elérhető források mennyisége és azok évszakonkénti elérhetősége [132,134,140]. A táplálék megtalálásában fontos szerepe van a préda motilitásának. Akváriumi kísérletek igazolták, hogy az amurgéb nem fogadja el és nem találja meg a mozdulatlan, illetve élettelen prédát, ellenben a préda mozgékonyága (pl. már az utolsó stádiumú, mozgó embriót tartalmazó halikra is) pozitív vizuális ingerként hat számára [51].

#### 2.2.4. Szaporodásbiológia és viselkedés

Ivarérettségét általában 2+ (ritkábban 1+) éves korában éri el, mind az őshonos, mind pedig az elterjedési területén, miután testhossza elérte az 5 – 6 centiméteres hosszúságot [117,144]. Petefészkében az oociták aszinkronikusan válnak éretté, ezáltal az amurgéb szaporodási időszaka jelentősen elhúzódhat, egy évben akár többször is leívhat [145,146]. A

szaporodásra általában május és augusztus között kerül sor, amikor a víz hőmérséklete eléri a 15 – 20 °C-ot [117]. Ilyenkor a hímek felöltik koromfekete nászruhájukat, valamint a fejük tetején megjelenik jellegzetes fejbúbjuk is, melynek, mint másodlagos nemi jellegnek fontos szerepe van a párválasztásban és a szaporodásban [131].

A vizuális ingereken túl fontos szerep jut az ívási szubsztrát és a fészekalj tisztaságának is. Az ívást megelőzően a hím gondosan megtisztítja az aljzatot a különféle növényi törmeléktől és kavicsoktól, mely után a nőstény lerakja ragadós ikráit [117,146]. A lerakott ikrák által képzett csomóban akár 1000–2000 ikraszem is lehet [108], azonban fogságban tartott halaknál ez a szám ritkán haladja meg az ezret [131]. A hím agresszíven őrzi az ikrákkal teli fészket, a hívatlan betolakodókat elkergeti. A megtermékenyített petesejtek oxigénellátását úszóinak legyezésével segíti [131,146]. Az ikraszemek alakja nyújtott, ovális [147], a frissen kelt ivadékot a hím egy ideig még védelmezi [148].

#### *2.2.5. Ökológiai igényei*

Ökológiai igényeit tekintve az amurgéb nem kíván speciális környezeti feltételeket, jól alkalmazkodott az extrém abiotikus stresszhez, mint például az oxigénhiány, a kiszáradás, vagy a hőmérséklet szélsőséges ingadozása [144,149]. Rosszul úszó, limnofil halfajként elsősorban a sekély, makrovegetációval benőtt állóvizeket kedveli (pl. morotvák, holtmedrek, holtágak, tőzeglápok, természetes és mesterséges eredetű tavak), de nem veti meg a lassan áramló vízfolyásokat sem (pl. öntözőcsatornák, síkvidéki kisvízfolyások) [115,144,150,151]. Ezeken az élőhelyeken a megtelepedését követően az amurgéb viszonylag rövid időn belül a közösség domináns, és nem ritkán kizárólagos halfajává válhat, mivel a közösségen belül a fajok konkurensévé és ragadozójává válik

[40,140]. Litvinov és O’Gorman tanulmányában arról számolt be, hogy az általuk vizsgált vízterekben az amurgéb egyedszáma meghaladta a 4000 egyedet hektáronként [40]. Egyedsűrűségét jelentősen meghatározzák a környezeti tényezők is, mint pl. a hőmérséklet. Orlova és munkatársai azt tapasztalták, hogy egy melegebb nyár alkalmával számottevően megnövekedett az amurgéb aránya (85%) a halfaunában, ellenben a korábbi, viszonylag hűvösebb nyárral, amikor is jelentősen kisebb volt az amurgéb aránya (4,5%) [151]. A hőmérsékleten túl más biotikus faktorok is lelassíthatják az amurgéb terjedését, mint pl. az adott víztest jó ökológiai státusza. Az adott vízterre jellemző fajokból felépülő élőlényközösség képes ellenállni az olyan zavarásoknak, mint az amurgéb térnyerése, szemben azokkal, ahol a közösséget csupán néhány, atípusos faj alkotja [152]. Vízmélység tekintetében elsősorban a vizek litorális zónájában szeret tartózkodni, azonban Litvinov és O’Gorman hírt adott egy olyan populációról is, amelynek egyedei 35 méteres mélységben is előfordultak a Bajkál-tóban [40].

#### *2.2.6. Elterjedési területe és terjedésének története*

Az amurgéb eredetét tekintve az Amur-folyó vízrendszerében őshonos, eredeti elterjedési területe Északkelet-Kínát, Oroszország távol-keleti felét, valamint a Koreai-félsziget északi részét foglalja magába (4. ábra) [125,153,154]. Opportunista, tág tűrőképességű faj lévén könnyedén alkalmazkodik a kedvezőtlen környezeti viszonyokhoz, melynek révén napjaink egyik legsikeresebb inváziós halfajává vált [149].

Inváziója Euráziában a 20. század elején vette kezdetét, melyet illetően három kiindulási eseményről számolnak be a forrásmunkák. Az *első kolonizációs esemény* az 1910-es évekre vezethető vissza, amikor az amurgéb néhány egyedét Szentpétervárra szállították az Amur-folyó

egyik jelentős mellékvízfolyásából, a Zeya-folyóból (5. ábra). Kas'yanov és Goroshkova szerint ezt követően előbb akváriumi körülmények között szaporították, majd 1914-ben néhány egyedét szabadon engedtek a Szentpétervár környéki kis tavakba [127]. Zhu közleménye pedig arról tájékoztat, hogy a fajt *Leopold I. Zaliwski* hurcolta be 1912-ben az akkori Petrogradba (ma Szentpétervár), mint potenciális díszhalat, majd 1916-ban néhány egyedét kihelyezték a környéki tavakba [155]. A *második kolonizációs esemény* a Moszkvai Egyetem kutatócsoportja révén valósult meg, akik az 1940-es években végeztek ichthyológiai felméréseket az Amur folyó vízgyűjtőjén [156]. A Bolon'-tó környéki vizekből begyűjtött egyedeket végül 1950-ben engedték szabadon a Zvenigorod környéki vizekbe (5. ábra) [156]. A *harmadik kolonizációs esemény* az 1970-es években, az Ilevó halgazdaságban vette kezdetét Nyiznij Novgorodban, ahová az amurgébet vélhetően a *Cyprinus carpio haematopterus* (TEMMINCK & SCHLEGEL, 1846) pontyfélével együtt hurcolhatták be (5. ábra) [127].

Inváziója mára soha nem látott mértéket öltött, elterjedési területe már Észak- és Közép-Európára is kiterjed, elterjedési területének legnyugatibb határa pedig egészen Németországig húzódik [157,158]. Az 1912-ben behurcolt, majd szabadon engedett egyedek megtelepedését követően az amurgéb egészen a Balti-tenger térségéig (Finn-öböl keleti-része) terjeszkedett (4. ábra) [113,145,151].

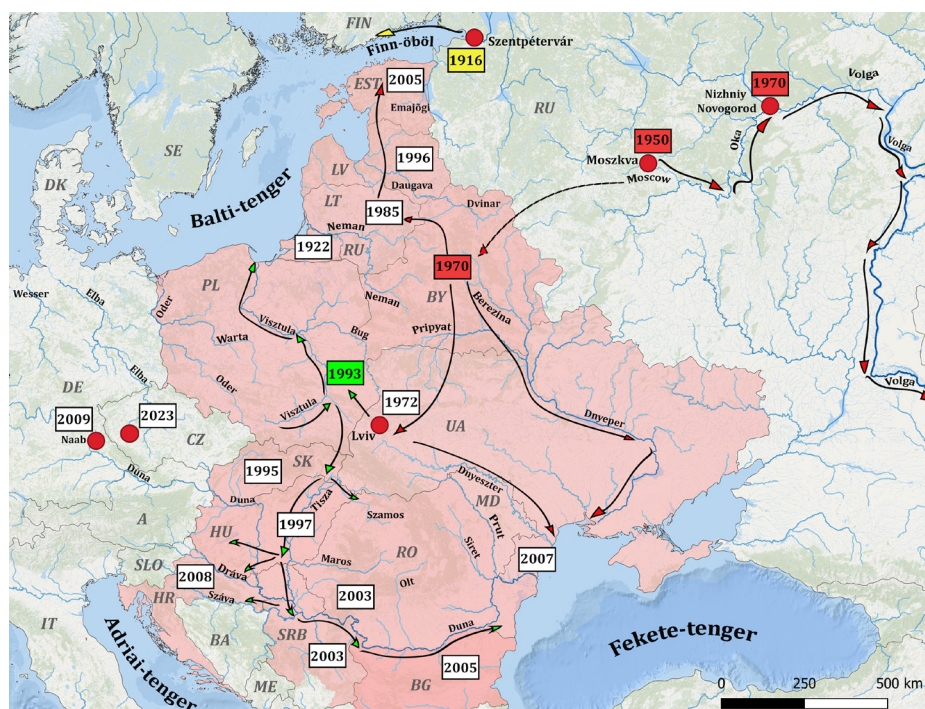


**4. ábra:** Az amurgéb Eurázsiai elterjedése  
(saját szerkesztés, Yuriy Kvach munkássága nyomán URL4)

Az ichthyológiai expedíció során behozott és 1950-ben szabadon engedett egyedek a Volga vízrendszerében kezdték meg terjeszkedésüket, kezdve az Oka folyóval és annak baloldali mellékvízfolyásával, a Moskva folyóval [156]. Miután a Volga folyó felső és középső szakaszán is meghonosodott, az amurgéb tovább terjeszkedett a déli és keleti területekre, elérve ezáltal Kazahsztán és Mongólia víztereit is (5. ábra) [115,159,160].

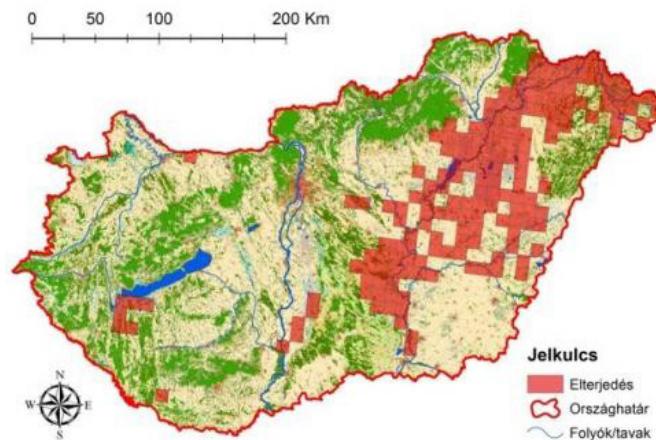
Az 1970-es években elsősorban haltelepítések révén jutott el számos kelet-európai ország halgazdaságába és állóvizébe, köztük Litvániába, Észtországba, Fehéroroszországba és Ukrajnába [145]. Ezt követően gyorsan átterjedt több vízfolyásba is, mint például a Bug, a Dnyeper és a Dnyeszter [140,155,161], melyek lehetővé tették a faj számára a hosszú távú terjeszkedést más vízrendszerek irányába (5. ábra) [40,145].

Közép-európai előfordulását 1993-ban Lengyelországban igazolták először a Visztula sekély mellékvizeiből [162], ezt követően pedig gyorsan elterjedt a Visztula vízrendszerében is (5. ábra) [126]. Megjelenésének körülményei a vízrendszerben a mai napig nem tisztázottak, azonban Reshetnikov úgy véli, hogy a Nyugat-Ukrajnában megtelepedett populáció terjedhetett tovább a Visztula vízrendszerébe valamilyen antropogén közvetítés (halszállítmányok, csalihal) által [155,163].



5. ábra: Az amurgéb Európai térhódításának folyamata. A színezett évszámok a főbb kolonizációs eseményeket jelölik (sárga – a Szentpéterváron szabadon engedett egyedek terjedése a Balti-tenger térségében; piros – ichthyológiai expedíció során behozott, majd szabadon engedett egyedek terjedése a Volga mentén, illetve Kelet-Európai megjelenése halszállítmányok révén; zöld – Közép-Európai megjelenése és térhódítása), a nyilak pedig a vélt terjedési útvonalakat ábrázolják (saját szerkesztés)

További terjeszkedését követően az amurgéb a Duna vízrendszerében is meghonosodott, első előfordulási adatait Dr. Harka Ákos regisztrálta a Tisza vízrendszeréből [31], ezt követően pedig számos más helyről jelentették a faj megtelepedését, így például Szlovákiából [115], Szerbiából [164], Romániából [165], Bulgáriából [150] és Horvátországból [149] (5. ábra). Sajnos napjainkra az amurgéb a Duna vízrendszerének gyakori faunaelemévé vált [33,36,37,115,123,166–168] (6. ábra), továbbá elérte a Duna-delta mocsaras területeit és a Fekete-tengert is [140,169,170] (5. ábra).



**6. ábra:** Az amurgéb magyarországi elterjedési területe  
(forrás: Idegenhonos inváziós fajok tudásbázisa)

Az elmúlt évtizedben a Felső-Duna vidékéről került elő újabb előfordulási adata néhány kisebb tóból, mely jelen pillanatban a faj legnyugatibb előfordulási adatának számít (5. ábra) [158,171], valamint 2023-ban regisztrálták első előfordulását Csehországból az Elba-folyó vízgyűjtőjéről [172]. Mivel a korábban ismert legnyugatibb előfordulási adatok Nyugat-Magyarországról és Lengyelországból származnak, a faj felső-dunai megjelenéséhez valamilyen antropogén közvetítésre volt szükség [157,158]. Ezek a németországi tavak azonban összeköttetésben állnak számos kisvízfolyással, így a faj további terjeszkedése várható a Naab folyó, valamint a Felső-Duna vízrendszerében [158].

#### 2.2.7. Hatása a természetközeli ökoszisztémára

Megtelepedését követően az amurgéb a forrásokért folyó versengés, valamint ragadozó táplálkozásmódja révén hozzájárulhat egyes vízi makrogerinctelenek és gerincesek (kétéltűek, halak) populációjának csökkenéséhez [50,115]. A táplálékának számottevő részét kivető makrogerinctelenek elfogyasztásával az amurgéb képes befolyásolni

élőhelyének nitrogénháztartását is, ugyanis az amfibikus életmenetű (kifejlődésüket követően a víztestet elhagyó) makrogerinctelenek elfogyasztásával jelentős mennyiségű szerves nitrogént tart vissza a víztestben, felgyorsítva ezáltal az eutrofizációs folyamatokat [50].

A kétéltűek (*Rana*, *Bombina* és *Triturus* fajok) esetében kiváltképp a fiatal lárvák számára jelent fenyegetést az amurgéb megtelepedése, mert előszeretettel fogyasztja a zsenge utódokat [50,173]. Bár még nem sikerült bizonyítani azt a tényt, mely szerint az amurgéb jelentős szerepet játszik a kétéltűek állománycsökkenésében [174], azonban kisebb, zárt közösségekben megfigyelték az ivadékutánpótlás számottevő csökkenését a faj jelenlétében [50].

Hasonlóan nagy veszélyt jelenthet a hasonló habitatpreferenciával rendelkező, mindemellett alacsony fekunditással, rövid élettartammal és szűk elterjedési területtel rendelkező halfajokra [175]. A kurta baing (*Leucaspius delineatus* HECKEL, 1843), a széles kárász, valamint a szivárványos ökle (*Rhodeus amarus* BLOCH, 1782) esetében tapasztalták az ivadékutánpótlás csökkenését az amurgéb megtelepedését követően [51], azonban az amurgéb konkrét hatását nem vizsgálták.

A trofikus kaszkádban kifejtett negatív hatása ellenére pozitív szerepet is betölthet más ragadozók életében, mint zsákmányszervezet. Számos halfaj, mint például a sügér (*Perca fluviatilis* LINNAEUS, 1758) vagy a csuka (*Esox lucius* LINNAEUS, 1758) kedvelt tápláléka [40,176–178], de kimutatták már a harcsa (*Silurus glanis* LINNAEUS, 1758) gyomortartalmában is [176]. Az előző két ragadozófajt sikeresen alkalmazták ebből adódóan állományának gyérítésére is [178]. Mindemellett szerepel a hullók, így a kockás sikló (*Natrix tessellata*

LAURENTI, 1768), madarak és más emlősök, például az eurázsiai vidra (*Lutra lutra* LINNAEUS, 1758) étvendjében [179].

### ***2.3. Az amurgéb megjelenése és az általa preferált élőhelytípusok a Tisza mentén***

Az amurgéb megjelenése hazánkban az 1990-es évekre tehető, Harka Ákos 1998-ban megjelent közleménye szerint a Tisza melletti kubikgödrökben észlelt állományokban ekkor már a faj több korcsoportja volt elkülöníthető [31]. Ezt követően több halfaunisztikai mintavétel is irányult az amurgéb hazai elterjedésének feltérképezésére [32,180]. Az azt követő években a Bodrog menti holtmedrekben és kubikokban [115,181], a Beregi-sík állóvizeiben, csatornáiban és tőzeglápjaiban regisztrálták az amurgéb jelenlétét [180], majd folyamatos terjeszkedése rajzolódott ki a Tisza hazai vízgyűjtő területén [32,48]. Mára a Tisza mentén fellelhető valamennyi vízfolyás, csatorna és állóvíz halfaunájában megtalálható [38,48].

A magyarországi élőhelyek közül leginkább a vízi növényzettel gazdagon benőtt, pangó vizű csatornában vagy lassan áramló vízfolyásokban és állóvizekben telepedett meg [38,42]. Vízfolyások tekintetében főként a síkvidéki, zömmel mesterségesen létesített víztestekben fordul elő [47]. A 19. századi folyószabályozásokat követően a nagy lápok és mocsarak maradék vizeit őrző, mesterségesen létrehozott csatornák és az általuk alkotott csatornarendszerek váltották fel [182]. Jellemző rájuk, hogy sekély, mesterségesen kialakított, egyenes lefutású medrük nem biztosít kellően változatos élőhelyet a halak számára [183], vízháztartásuk zömmel mesterségesen biztosított, olykor mechanikusan szabályozott, amely nem megfelelő vízkormányzás esetén a vízfolyások teljes kiszáradását is eredményezheti [180].

Ritkábban ugyan, de azon síkvidéki folyóink halközösségében is megtalálható az amurgéb, ahol a vízfolyás partszegélyében gazdag szubmerz növényzet húzódik, illetve a víz áramlása igen lassú [38]. Ilyen például az általunk vizsgált vízfolyások közül a Felső-Tisza vidékén található Öreg-Túr [184,185], valamint a Bihari-síkon végig futó Berettyó [186,187].

A hidrotechnikai beavatkozások során létrejött élőhelyek másik típusához tartoznak a holtmedrek, holtágak, illetve ezen sort ki kell egészítenünk a természetes módon keletkező morotvákkkal is [188], melyek egységesen alkotják azon állóvizek csoportját, melyeket az amurgéb előnyben részesít terjeszkedése során [41,189]. E víztestek a habitat összetétele szerint már heterogénebbek, mélységük akár a 2 métert is elérheti [190]. A vízi növényzetre egyaránt jellemző az emerz (pl. nád (*Phragmites australis* LINNAEUS, 1753), gyékény (*Typha* spp.), a szubmerz (érdes tócsagaz (*Ceratophyllum demersum* LINNAEUS, 1753), bodros békaszőlő (*Potamogeton crispus* LINNAEUS, 1753). valamint az úszólevelű hínárnövényzet (sulyom (*Trapa natans* LINNAEUS, 1753), békatutaj (*Hydrocharis morsus-ranae* LINNAEUS, 1753), vízitök (*Nuphar lutea* LINNAEUS, 1753) megléte [191]. A kiszáradás veszélye kevésbé fenyegeti ezeket a víztesteket, azonban a feliszapolódás, valamint a szukcessziós folyamat előrehaladtával a meder feltöltődése annál inkább [192].

Az amurgéb hazai előfordulási helyei közül talán a legunikálisabbak a Beregi-síkságon található tőzegmohalápok [32,193], melyek Európa legdélebben fekvő tőzeglápjai [194,195]. Kialakulásuk egészen a legutóbbi jégkorszakig nyúlik vissza, sajátos mikroklímájuk révén pedig manapság is számos, a magashegyi klímát kedvelő reliktumfajnak

nyújtanak otthont [196]. Növény- és állatviláguk tekintetében is egyedülálló, olyan ritka fajoknak adnak otthont, mint a tőzegmohák (*Sphagnum* spp.), a tőzegorchidea (*Malaxis paludosa* L. Swartz, 1800), a gyapjúsás (*Eriophorum latifolium* HOPPE, 1800), a közönséges vidrafű (*Menyanthes trifoliata* LINNAEUS, 1753) [197], vagy éppenséggel a réticsík (*Misgurnus fossilis* LINNAEUS, 1758), a széles kárász és a lápi póc [198,199]. Vízutánpótlásukat főként a csapadékból nyerték, ezért csapadékszegényebb nyarak alkalmával vízszintjük jelentősen csökkent [197]. A Hortobágyi Nemzeti Park az utóbbi évtizedekben azonban több láp esetében is rétegvízi kutak révén biztosította a talajvízből történő vízutánpótlást (URL5).

### 3. Anyag és módszer

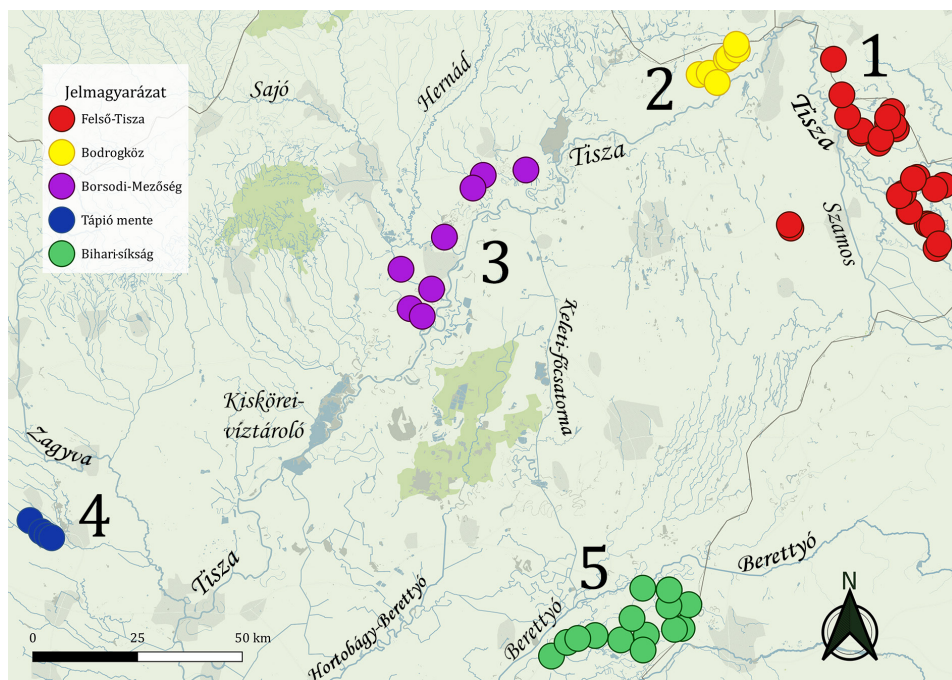
#### 3.1. A mintavételi helyek

##### 3.1.1. *A Tisza mentén kijelölt mintavételi helyek az amurgéb állományának, valamint halközösségre gyakorolt hatásának vizsgálata céljából*

Több forrás is beszámol az amurgéb terjedéséről és új élőhelyeken való megjelenéséről a Tisza hazai vízgyűjtője mentén [29,31–33,36,37,185], valamint közülük több magyar és angol nyelvű publikáció is említést tesz az amurgéb lápi pócra gyakorolt negatív hatásáról [42,47,134,180,200,201]. Ugyanakkor ezek a munkák nem értékelik az amurgébnak a lápi póc állományokra gyakorolt potenciális hatásait. Ezért a mintavételi szakaszok kijelölése kapcsán, a szakirodalmi adatok alapján olyan víztestek kiválasztására törekedtünk, melyekből korábbról már ismert volt a lápi póc előfordulása, ezáltal nem csak az amurgéb halközösségre gyakorolt hatását tanulmányozhattuk, de lehetőségünk volt vizsgálni a két faj állományának alakulását egy több éven átívelő adatsor révén. Emellett valamennyi régió esetén megvizsgáltunk olyan víztereket is, amelyek adottságukat tekintve alkalmasak lehetnek az amurgéb számára.

Összesen 5 régió [47] 76 helyén végeztük el a halállomány felmérését 2019 és 2023 között (3. táblázat, 7. ábra). A mintavételi szakaszokat elsősorban hidrológiailag kevésbé változatos, gyakran mesterségesen létesített síkvidéki kisvízfolyások alkották, a további mintavételi helyeket pedig morotvákön, holtmedreken és tőzegmohalápokon jelöltük ki. Az egyes mintavételi helyek adatait és a hozzájuk tartozó geokoordinátákat –

melyeket a magyarországi földmérési térképek vetületi rendszerének megfelelően az egységes országos vetületben (EOV 23700) adtunk meg – a 3. táblázat tartalmazza, a mintavételi helyeket pedig a 7. ábrán ábrázoltuk. A régiók, valamint a víztestek nevét illetően Magyarország Földrajzinév-tára volt mérvadó [202].



**7. ábra.** A Tisza magyarországi vízgyűjtőjén kijelölt mintavételi helyszínek  
 Régiók és színek kódok: 1 – Felső-Tisza-vidék (piros); 2 – Bodrogek (sárga);  
 3 – Borsodi-Mezőség (lila); 4 – Tápió mente (kék); 5 – Bihari-síkság (zöld)  
 A színek kódolás a 3. táblázat kódolása alapján történt  
 (saját szerkesztés)

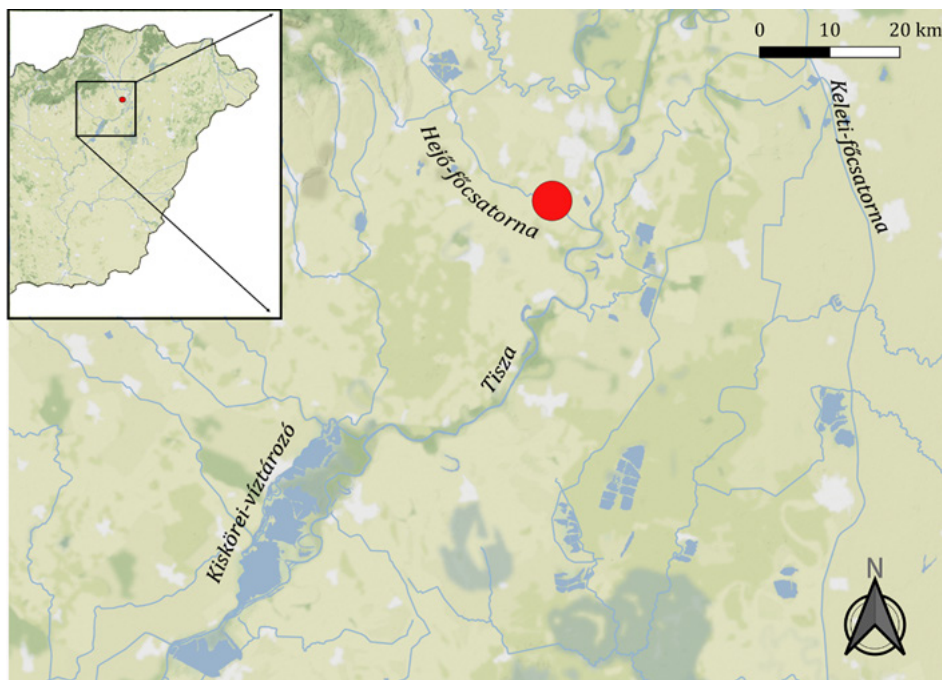
3. táblázat: A Tisza hazai vízgyűjtő területén vizsgált víztestek, és a mintavételi szakaszok kezdő geokoordinátái

	Víztest neve	Település	EOV Y	EOV X
<b>Felső-Tisza-vidék</b>	Báb-tava	Csaroda	905253	321668
	Bence-tó	Csaroda	903122	316927
	Bockereki-erdő, Szipa-holtmeder	Gelénes	898760	319336
	Csarodai-csatorna	Gelénes	899011	319856
	Csaronda	Tiszaszalka	895708	323316
	Csaronda	Csaroda	903723	318104
	Csaronda	Lónya	892342	336954
	Csaronda	Barabás	894346	328453
	Dédai-főcsatorna	Barabás	906338	324460
	Gógó-Szenke	Nagyszekeres	914673	297656
	Gógó-Szenke	Nagyszekeres	915234	297432
	Gógó-Szenke	Penyige	910383	300614
	Gógó-Szenke	Penyige	910550	300707
	Gógó-Szenke	Jánkmajtis	917145	295 514
	Gógó-Szenke	Nagyszekeres	915840	297164
	Nagyari-Túr	Szatmárcseke	912306	308749
	Navat	Csaroda	907357	320368
	Nyíres-tó	Beregdaróc	906815	321200
	Öreg-Túr	Nagyar	909046	304980
	Öreg-Túr	Túristvándi	918592	306879
	Szamossályi Holt-Szamos	Szamossályi	916840	291802
	Szamossályi-árapasztó	Jánkmajtis	917510	292901
	Szipa-főcsatorna (Csaronda-tó)	Csaroda	903671	318058
	Tapolnok-főcsatorna	Túristvándi	916538	305975
	Vajai-főfolyás	Vaja (Őr)	882167	296662
	Vajai-víztározó	Vaja	881795	297474
	Vármegyei-csatorna	Fehérgyarmat	908063	304395
Zsid-tó	Gelénes	905270	323051	
Nagyari-Holt-Tisza	Nagyar	911417	308417	
<b>Borsodi-Mezőség</b>	Hejő-főcsatorna	Hejőpapi	789081	286838
	Hejő-főcsatorna	Hejőkürt	796395	282106
	Taktaközi öntöző főcsatorna	Tarcal	818911	310530
	Takta	Taktaszada	808714	309241
	Takta	Taktaharkány	806268	306218
	Takta	Kesznyéten	799451	294512
	Rigós	Mezőcsát	791261	277452
Rigós	Tiszakeszi	794155	275618	

	Víztest neve	Település	EOV Y	EOV X
Bodrogköz	Tiszakarádi-főcsatorna	Cigánd	860254	333302
	Pallágcasai-csatorna	Cigánd	862673	333607
	Ricsei-főcsatorna	Ricse	866772	336971
	Ricsei-főcsatorna	Ricse	867346	337448
	Ricsei-főcsatorna	Cigánd	864577	331395
	Bélyi-csatorna	Lácacséke	869371	339174
	Bélyi-csatorna	Lácacséke	869123	340521
Tápió	Felső-Tápió	Tápióbicske	700503	226877
	Felső-Tápió	Nagykátá	703231	224228
	Tápió	Tápiószentmárton	704557	223324
	Tápió	Tápiószentmárton	705703	222770
Bihari-síkság	Pocsaji-láp	Pocsaj	862028	220862
	Pocsaji-láp levezető csatorna	Pocsaj	861803	220062
	Ér-főcsatorna	Pocsaj	861886	220073
	Ér-főcsatorna	Pocsaj	864668	220981
	Ér-főcsatorna	Pocsaj	858271	218551
	Kis-Körös	Váncsod	846000	211188
	Kutas-főcsatorna	Komádi	833397	193606
	Kutas-főcsatorna	Csökmő	817741	191108
	Kutas-főcsatorna	Szeghalom	814782	186797
	Csente-szakáli alsó csatorna	Magyarhomorog	840210	190186
	Csente-szakáli felső csatorna	Körösszegapáti	845359	190148
	Kódombszigeti-csatorna	Komádi	835719	189843
	Nagy-fok-csatorna	Újiráz	826323	185631
	Kutas-főcsatorna	Ártánd	856188	201137
	Kutas-főcsatorna	Biharkeresztes	854379	200917
	Kutas-főcsatorna	Told	847664	199532
	Kutas-főcsatorna	Mezősas	841555	198385
	Kutas-főcsatorna	Darvas	825020	194537
	Barát-ér	Nagykereki	857816	206796
	Csente-ér	Berekböszörmény	846888	195986
	Ölyvös-ér	Mezőpeterd	844247	203527
	Ölyvös-ér	Furta	835446	199435
	Ölyvös-ér	Vekerd	828747	197790
	Ölyvös-ér	Zsáka	831285	198737
	Ölyvös-ér	Bojt	853045	206500
	Kis-Körös	Nagykereki	853089	210335
	Kis-Körös	Bojt	853109	210303
	Kis-Körös	Gáborján	846815	210735

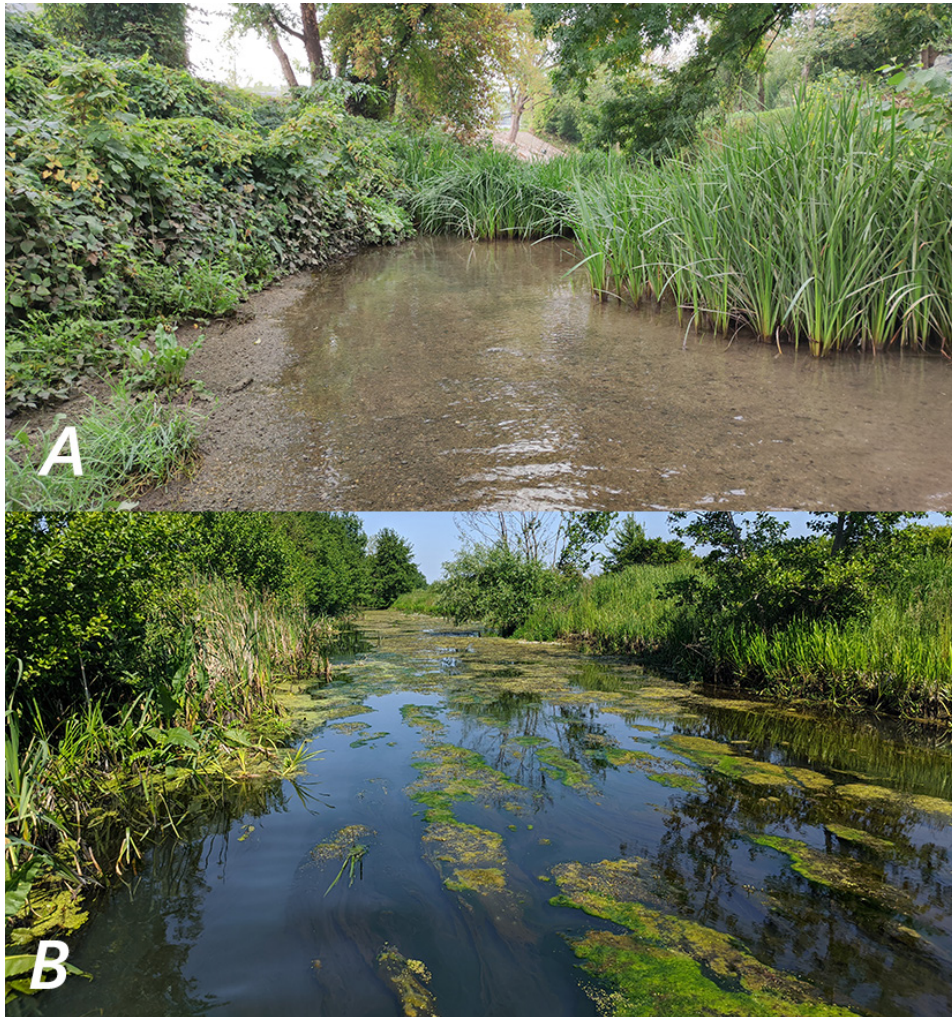
### 3.1.2. Az amurgéb táplálkozásökológiájának vizsgálatához kijelölt mintavételi terület jellemzése

Annak érdekében, hogy tanulmányozhassuk az amurgéb interakciós hatását a hazai faunaelemekre, kiváltképp a fokozottan védett lápi pócra, egy olyan élőhelynek a megválasztására volt szükségünk, ahol a két faj együttesen fordul elő, valamint a lápi póc egy stabil állománnyal képviselteti magát az adott víztérben. Az irodalmi adatok áttanulmányozását, valamint a korábbi terepi tapasztalatok átértékelését követően a Tisza vízgyűjtőjén a fent említett feltételeknek mindössze a Borsodi-Mezőségekben található Hejő-főcsatorna hejőkürti szakasza felelt meg. A mintavételi helyszín pontos EOVS koordinátái: Y796350, X282129 (8. ábra).



**8. ábra.** A Borsodi-Mezőségek átszelő Hejő-főcsatorna  
(Az interakciós vizsgálatához kijelölt mintavételi szakaszt a piros kör jelzi)  
(saját szerkesztés)

A Hejő-főcsatorna Miskolctapolca alatt ered a Bükk-hegységben, majd a vidék délkeleti részének vizeit elvezetve Polgár térségében éri el a befogadó Tiszát [203]. Közepes méretű vízgyűjtőjének a területe mindössze 293 km<sup>2</sup>, teljes hossza pedig a forrástól a torkolatig 44 km [204]. Hidrogeomorfológiai adottságait tekintve rendkívül változatos. A Miskolctapolca alatti felső szakaszára inkább a hegy- és dombvidéki, reofil faunaelemek előfordulása (9. A. ábra), míg alsó szakaszára inkább a pangóvízes állapotok és a stagnofil faunaelemek előfordulása jellemző (9. B. ábra) [203].



*9. ábra. A Hejő-főcsatorna felső szakasza Miskolctapolcánál (A) és az alsó szakasza Hejőkürtnél (B) (saját felvételek)*

A gyomortartalom-vizsgálat céljából begyűjtött halakat Hejőkürt térségében, a Hejő-főcsatorna Tiszába torkollása előtti szakaszon fogtuk be (8. ábra). Ezen a szakaszon a víz mélysége 0,8 métertől egészen 2 méterig változik, a fő mederalkotó anyag a finom üledék, növényborítottság tekintetében mind emerz, szubmerz és úszólevelű vízinövényzetben is bővelkedik (9. B. ábra).

### ***3.2. A vizsgálati módszerek leírása***

#### ***3.2.1. Módszerek az amurgéb Tisza menti állományának, valamint halközösségre gyakorolt hatásának a felmérésére***

A mintavételeket az érvényben lévő Európai Unió Víz Keretirányelve (EU VKI) halakra kidolgozott ajánlás alapján az adott vízfolyás típusának megfelelően végeztük el [205]. A halfauna felméréséhez gázlós és csónakos mintavételi módszert alkalmaztunk. A mintavételt folyásiránnyal szemben 150, folyásiránynak megfelelően pedig 500 méteren hajtottuk végre [205]. A halfauna felméréséhez akkumulátorról üzemelő, pulzáló egyenárammal működő elektromos halászgépet (Hans Grassl IG200/b, 75 – 100 Hz, max. 10 kW; SAMUS 725MP, 40 – 6 Hz, max. 10 kW), valamint egy aggregátorról üzemelő, egyenárammal működő halászgépet (Hans Grassl EL64 II GI, DC, 300/600V max. 7 kW, Hans Grassl GmbH, Germany) alkalmaztunk. Az egyes mintavételi szakaszok hosszát, valamint azok kezdő geokoordinátáit egy Garmin típusú GPS segítségével rögzítettük. A fogott halfajok határozásához [148], a FishBase adatbázisa [30], a halfajok tudományos nevét illetően pedig [206] munkássága volt irányadó. A fogott halak – határozásukat és egyedszámuk rögzítését követően – sértetlenül visszakerültek élőhelyükre.

#### ***3.2.2. Módszerek az amurgéb táplálkozásökológiájának vizsgálata témakörben***

Annak érdekében, hogy feltárhassuk az amurgéb táplálkozásökológiáját és ezáltal tisztább képet kaphassunk a közösségben betöltött ökológiai szerepéről, megterveztük az amurgéb gyomortartalmának feltárását. A mintavételekre 2020 márciusa és 2021 augusztusa között került sor. A halak begyűjtése során egy aggregátorról

üzemelő, egyenárammal működő német gyártmányú elektromos halászgépet alkalmaztunk (Hans Grassl EL64 II GI, DC, 300/600V max. 7 kW, Hans Grassl GmbH, Germany). A minták begyűjtése és feldolgozása az erre vonatkozó törvények és ajánlások alapján történt (engedélyszám: HaGF/134/2019 and HaGF/68/2021).

Az egyes táplálékalkotók, kiváltképp a haleredetű táplálék fontosságának és táplálkozásban betöltött szerepének a meghatározásához különböző mintavételi protokollokat dolgoztunk ki, melyek a mintavételek gyakoriságában tértek el egymástól. Más vizsgálatokhoz hasonlóan [132,207] egyik mintavételi protokollunkhoz egy hagyományos havi ismétlést alkalmaztunk, hogy pontos képet kaphassunk az egyes táplálékalkotókról. A másik protokoll esetében egy finomabb időbeli felbontást választottunk, hogy megismerjük a hagyományos mintavétel mennyire érzékeny az egyes táplálékalkotók, kiváltképp a haleredetű préda táplálkozásban betöltött szerepének igazolására. Ennek bizonyítására az amurgébek begyűjtését 10 naponta végeztük. A havi mintavételekre összesen 12 alkalommal, 2020. március 23-tól kezdődően 4 hetente történő ismétléssel került sor, egészen 2021. február 23-ig. Minden egyes mintavétel alkalmával 30 egyedet gyűjtöttünk ( $n = 360$ ), amelyek standard testhossza (SL): 28 és 93 mm között változott. Az intenzívebb mintavételezésre 2021 májusától 2021 augusztusáig került sor, amikor is az egyes táplálékszervezetek juvenilis egyedei potenciális táplálékforrásként szolgálhatnak az amurgéb számára. A mintavételek során alkalmanként 20 db amurgébet gyűjtöttünk ( $n = 240$ ), amelyek standard testhossza (SL): 45-től 90 mm-ig terjedt. A két mintavételi gyakorlat során begyűjtött egyedek testhosszeloszlásának összehasonlításához a Kolmogorov–Smirnov-féle tesztet használtuk, mely

nem mutatott szignifikáns eltérést a begyűjtött egyedek méreteloszlása között ( $D = 0,286$ ;  $p = 0,304$ ). Nem találtunk szignifikáns különbséget az átlagos testhosszok között sem, mivel a havi mintavételezés esetében az átlagos testhossz 58,8 mm, míg a 10 napos mintavételezés során 59,6 mm volt.

Mindkét mintavételi protokoll esetében a begyűjtött egyedeket szegfűszegolajjal túlaltattuk [134], majd digitális tolómérő segítségével 0,01 mm pontossággal lemértük a teljes (TL) és a standard (SL) testhosszt. Ezt követően az ivararányok és a gyomortelítettség meghatározása vizuálisan történt. A testparaméterek rögzítését követően a gyomortartalom jobb konzerválása érdekében az amurgébak gyomrát, azok gyomortartalmával együtt kipreparáltuk [208] és további laboratóriumi vizsgálatokig 96%-os etanol oldatban konzerváltuk. A gyomortartalom feltárása sztereomikroszkóp alatt (EduBlue – ED.1802-S) a lehető legkisebb taxonómiai szintig történt. A gyomortelítettséget (a táplálék térfogata alapján) 0 – 100%-os skálán (üres–tele) becsültük meg, az egyes táplálékalkotók százalékos hozzájárulását a teljes gyomortartalomhoz pedig úgy állapítottuk meg, hogy azok összege megegyezzen a teljes gyomortelítettséggel [134,209,210].

### **3.3. Az adatfeldolgozási módszerek**

#### *3.3.1. Adatfeldolgozási módszerek az amurgéb terjedésének és közösségre gyakorolt hatásának vizsgálata témakörben*

A terepi mintavételeket követő további elemzésekhez a felmért halközösség alapján kiszámítottuk az adott mintavételi szakaszon előkerült halfajok relatív abundanciáját [211], valamint a közösségek összehasonlíthatósága érdekében adatainkat 100 méteres egységekre

standardizáltuk (catch per unit effort, CPUE) [212,213]. Az adatok értékelése során figyelmen kívül hagytuk azokat a halfajokat, amelyek ötnél kevesebb élőhelyen fordultak elő [211], elkerülve ezáltal az eredmények torzulását [214]. Így összességében 54 mintavételi szakasz 19 halfajának adatai állt rendelkezésünkre.

Jelen tanulmányunkban a 2019 és 2023 között gyűjtött eredményeinket kiegészítettük a szakirodalomban fellelhető adatokkal, valamint Sallai Zoltán, Dr. Halasi-Kovács Béla és a Balatoni Limnológiai Kutatóintézet nem publikált adataival is, ezáltal létrehoztunk egy adatbázist, mely az elmúlt harminc év faunisztikai adatait foglalja magába. Annak érdekében, hogy tanulmányozhassuk az általunk felmért halközösségek fajösszetételében bekövetkezett változásokat, az adatainkat három különböző időperiódusra osztottuk (-2007, 2008-2017, 2018-), valamint kizárólag az őshonos fajok felhasználásával megadtuk az egyes szakaszokra jellemző eredeti halközösséget [215].

Az idegenhonos fajok megjelenése és közösségben való megtelepedésük gyakran vezet az őket befogadó élőlényközösségek fajösszetételének átalakulásához [216]. Ebből adódóan a vizsgált szakaszokon előforduló öt leggyakoribb idegenhonos halfaj CPUE abundanciáját oszlopdiagrammokon ábráztuk, az első (-2007) és a harmadik (2018-) időperiódusból származó adatok ábrázolásával az abundancia értékekben bekövetkezett változásokat szemléltettük. Az értékek közötti különbséget Kruskal–Wallis teszttel teszteltük.

A halközösségek fajösszetételében bekövetkezett változásokat a fentiekben említett időperiódusokat felhasználva tártuk fel. Az adatbázisban szereplő szakaszok közül összesen 4 régió (Felső-Tisza-vidék, Bodroghöz, Borsodi-Mezőség és Bihari-síkság) 15 mintavételi

szakasza esetében rendelkezünk mind a három időperiódusra kiterjedő előfordulási adatokkal. A közösségek periódusonkénti hasonlóságát a nem-metrikus multidimenzionális skálázási (NMDS) módszerrel elemeztük, melyhez a Bray-Curtis távolsági indexet használtuk. Az elemzés meghatározott számú dimenzió alapján hoz létre egy ordinációt, mely során a ranghasonlósági mátrix feltételeit igyekszik teljesíteni [217]. Az eredmények értékelésénél a legkisebb stresszértékkel rendelkező eredményt fogadtuk el (stresszérték = 0,17) [217]. Eredményeink értékelése és vizualizálása során a szabadon hozzáférhető „R” statisztikai programot (4.2.2. verzió) használtuk [218].

A közösségek közötti hasonlóság értékeléséhez az ANOSIM hasonlósági indexet alkalmaztuk, mely szignifikáns különbséget mutatott a halfauna összetételében az egyes időperiódusok között. A teszt az elemzés eredményét egy 0 és 1 közötti számmal fejezi ki, ahol az 1-hez közeli R-érték a különbözősége utal, míg a 0-hoz közeli érték az összehasonlítható adathalmazok hasonlóságát fejezi ki. A 0 alatti R-értékek a csoportokon belüli nagy eltérésekre utal. A statisztika szignifikanciáját permutáción alapuló teszttel határoztuk meg (9999 futtatás) [217]. Mind az NMDS, mind az ANOSIM elemzések kiértékelése az R program „vegan 2.5.7.” csomagjának segítségével történt [219].

Az amurgéb halközösségre kifejtett hatásának tanulmányozásához kiszámítottuk az egyes közösségek fajgazdagságát (S) és Shannon–Wiener diverzitását (H') az amurgéb jelenlétében (n = 34 közösség) és annak hiányában (n = 19 közösség) is. Az adatok normalitását a Shapiro–Wilk teszt segítségével ellenőriztük. Mivel sem a fajgazdagság (S), sem pedig a diverzitási mutató (H') értékei nem mutattak normál eloszlást, a

közösségek mintázatának összehasonlításához a nem-parametrikus Kruskal–Wallis próbát alkalmaztuk.

Azon közösségek esetében, ahol igazoltuk az amurgéb jelenlétét ( $n = 34$ ), Spearman-féle rangkorrelációt alkalmazva tártuk fel a közösségek fajgazdagsága ( $S$ ), diverzitása ( $H'$ ) és az amurgéb relatív abundanciája közötti összefüggéseket, mely elemzéshez a relatív abundancia értékeket  $\ln(x+1)$  transzformáltuk [211].

Hogy kideríthessük, vajon az amurgéb állományának növekedése hatással van-e őshonos fajaink állománycsökkenésére, Spearman-féle rangkorrelációval összevetettük az amurgéb CPUE abundanciáját a fokozottan védett lápi póc, valamint a védett rétcsík és vágócsík CPUE értékeivel, ugyanis a vizsgált közösségekben ezen fajok rendelkeznek hasonló ökológiai igényekkel (pl. táplálkozás, habitatpreferencia), mint az amurgéb, ezáltal jelentős hatást gyakorolhat állományuk méretére.

Ökológiai igényeiből, valamint táplálék- és habitatpreferenciájából adódóan számos szakirodalmi forrásmunka a lápi pócot tekinti az amurgéb által leginkább veszélyeztetett halfajnak a Kárpát-medencében, ezért külön figyelmet szenteltünk a két faj állományváltozásának tanulmányozására. Ezáltal több információhoz juthatunk az amurgéb közösségformáló szerepéről. A vizsgálathoz Kornis és munkatársainak munkája volt irányadó, amiben a kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus* PALLAS, 1814) hatását vizsgálták az őshonos halközösségre [220]. Ennek tanulmányozására egy aránypárt alkottak meg, melyben egy régebbi, valamint egy recens mintavételi sorozatuk eredményein alapulón tanulmányozták a fajok CPUE értékeiben történő változásokat. A vizsgálat során létrehozott adatbázisból összesen 14 víztest esetében volt lehetőség az amurgéb és a lápi póc populációjában történt változások

értékelésére. Az összevetéshez a fent megnevezett tanulmányhoz hasonlóan megalkottunk egy aránypárt, melyben a saját mintavételi eredményeinket (*recens CPUE*) és az irodalomban fellelhető adatokat (*irodalmi CPUE*) használtuk fel a változások vizsgálatához. Az aránypárokat mindkét faj esetében mind a 14 mintavételi helyre kiszámítottuk. Az így kapott pozitív értékek a CPUE értékekben bekövetkezett növekedést, míg a negatív értékek a csökkenést fejezik ki. Az aránypárokat az alábbiaknak megfelelően számoltuk ki:

$$+ \frac{\textit{recens CPUE}}{\textit{irodalmi CPUE}}$$

amikor a CPUE érték növekedett a szakirodalomban fellelhető értékhez képest, és

$$- \frac{\textit{irodalmi CPUE}}{\textit{recens CPUE}}$$

amikor a CPUE érték csökkent az irodalomban fellelhető értékkel összevetve. Amennyiben az aránypár nevezőjében szereplő szám értéke 0 lett volna, úgy ahhoz az értékhez 0,25-öt (1 egyed) rendeltünk hozzá, mely megfeleltethető a legkisebb CPUE értékkel egy 100 méteres mintavételi hossz, biztosítva ezáltal az aránypár kiszámíthatóságát [220]. A Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztuk a két faj abundanciájának változása közötti összefüggések vizsgálatához.

A közösségek fajgazdagságának (S) és Shannon–Wiener diverzitásának (H') kiszámításához, továbbá a közösségek mintázatának összehasonlítására használt Kruskal–Wallis-próbához, valamint a halközösségek fajgazdagsága (S), diverzitása (H') és az amurgéb relatív abundanciája közötti összefüggések értékeléséhez használt Spearman-féle rangkorrelációhoz a Past 4.11 statisztikai szoftvert alkalmaztuk [221]. Az

amurgéb halközösségre gyakorolt hatásának ábrázolásához készített boxplotokat, valamint az NMDS ábrázolásához a szabad felhasználású R 4.3.2. (R Core Team 2023) program „ggplot2”, és „vegan” csomagját [218,219,222], az oszlopdiaagrammokhoz pedig a Microsoft Excel 2019 programját alkalmaztuk.

### 3.3.2. Adatfeldolgozási módszerek az amurgéb táplálkozásökológiájának vizsgálata témakörben

Az eredmények értékelése során a gyomortartalommal nem rendelkező egyedeket kizártuk a további vizsgálatokból [132,134]. Annak érdekében, hogy megállapíthassuk az egyes táplálékalkotók, kiváltképp a haleredetű táplálék, ezen belül is a lápi póc jelentőségét az amurgéb táplálkozásában, kiszámítottuk az egyes táplálékcsoporthoz előfordulási gyakoriságát ( $F_i\%$ ), valamint táplálék-specifikus térfogatarányát ( $P_i\%$ ) [210]. Az előfordulási gyakoriságot, valamint a táplálék-specifikus térfogatarányt az alábbi képletek segítségével határoztuk meg:

$$F_i\% = N_i / N \times 100$$

$$P_i\% = (\Sigma P_i / \Sigma P_{Ti})$$

Ezekben  $F_i\%$  az adott táplálékalkotó ( $i$ ) előfordulási gyakorisága;  $N_i$  az adott táplálékalkotót ( $i$ ) fogyasztó halak száma;  $N$  a gyomortartalommal rendelkező halak száma.  $P_i\%$  az adott táplálékalkotó ( $i$ ) táplálék-specifikus térfogataránya;  $\Sigma P_i$  az adott táplálékalkotó ( $i$ ) százalékos hozzájárulása a gyomortartalomhoz;  $\Sigma P_{Ti}$  az adott táplálékalkotót ( $i$ ) fogyasztó hal teljes gyomortelítettsége [209,223].

A táplálékösszetétel és az amurgébek testhossza közötti összefüggések tanulmányozása érdekében a 10 napos intenzív mintavételezés során gyűjtött egyedeket standard testhosszuk alapján 3 méretcsoportba

soroltuk: kicsi,  $\leq 49$  mm SL (n = 59); közepes, 50 – 62 mm SL (n = 96); és nagy,  $\geq 63$  mm SL (n = 53).

Az egyes méretcsoportok táplálkozásában mutatkozó különbségek és átfedések vizsgálatához egy nem-metrikus multidimenzionális skálázási (NMDS) módszert, a skálázásához a Bray–Curtis-féle távolsági indexet alkalmaztuk. Az NMDS egy közvetett gradiens elemzés, amely meghatározott számú dimenzió alapján ordinációt hoz létre és megpróbálja teljesíteni a ranghasonlósági mátrix feltételeit [217]. A vizualizálás során a legkisebb stresszértéket adó eredményt fogadtuk el (stresszérték = 0,13) [217]. Azokat a táplálékkategóriákat, amelyek szignifikánsan befolyásolták (alpha = 0,05) az adatok eloszlási mintázatát az envfit függvény segítségével határoztuk meg (999 futtatás). Eredményeink értékeléséhez és vizualizálásához a szabadon hozzáférhető „R” statisztikai programot (4.2.2. verzió) használtuk [218].

A méretcsoportok gyomortartalma közötti hasonlóság elemzéséhez egy hasonlósági indexet (ANOSIM) alkalmaztunk, mely nem mutatott különbséget az egyes méretcsoportok között. Az ANOSIM egy nem-parametrikus próba, amely a csoportok közötti rangsorolt eltérések átlagát hasonlítja össze a csoportokon belüli rangsorolt különbözőségek átlagával. Ez egy tesztelemzést (R) eredményez, amelyet egy 0 és 1 közötti számmal fejez ki. Az 1-hez közeli R-érték a különbözőségekre utal, míg a 0-hoz közeli adat a csoportok közötti hasonlóságot jelzi. A 0 alatti R-értékek arra utalnak, hogy a csoportokon belül nagyobb az eltérés, mint a csoportok között. Az R statisztika szignifikanciáját permutáción alapuló teszttel határoztuk meg (9999 futtatás) [217]. Mind az NMDS, mind az ANOSIM elemzések kiértékelése az R program „vegan 2.5.7” csomagjának segítségével történt [219].

Az amurgéb-méretcsoportok táplálkozásának átfedését a Schoener-index (1970) segítségével értékeltük:  $C_{xy} = 1 - 0.5\sum|p_{xi} - p_{yi}|$ , ahol  $p_{xi}$  és  $p_{yi}$  az  $x$  és  $y$  méretcsoportok gyomortartalmában talált adott táplálékalkotó ( $i$ ) mennyiségét jelöli (az adott táplálékalkotó relatív abundanciája alapján) [224]. Az index értéke 0 (nincs átfedés) és 1 (teljes átfedés) között változhat. Amennyiben a Schoener-index értéke  $>0,6$ , abban az esetben biológiai értelemben jelentőségteljes értékként kezeljük az  $x$  és  $y$  csoportok által fogyasztott táplálékalkotókra [225,226].

## 4. Eredmények

### 4.1. Az amurgéb terjedésének és halközösségre gyakorolt hatásának vizsgálata a Tisza mentén

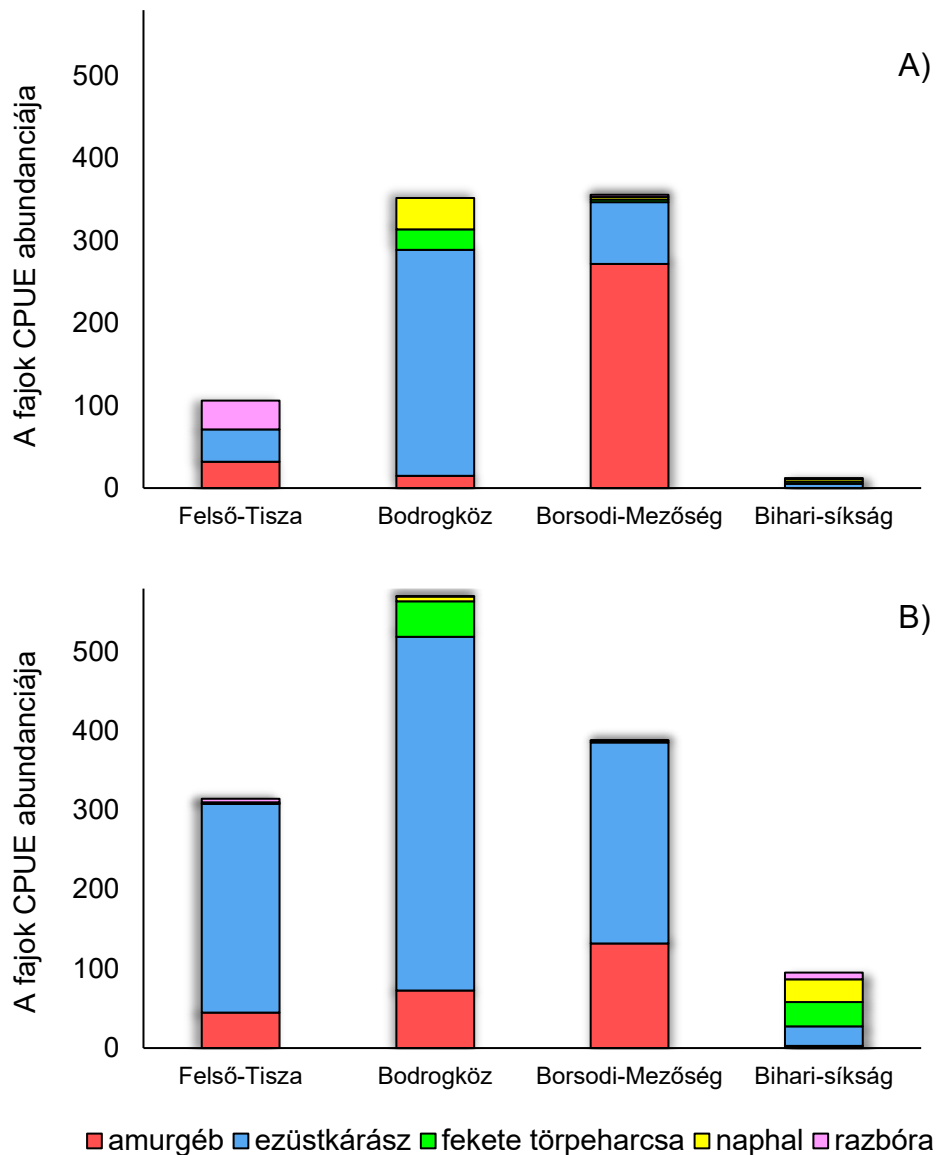
#### 4.1.1. Az amurgéb jelenlegi helyzete a Tisza hazai vízgyűjtőjén

A Tisza vízgyűjtőjén vizsgált 76 mintavételi helyből összesen 58 esetben tudtuk a mintavételt elvégezni, a fennmaradó 18 helyszínen ugyanis a víztestek ki voltak száradva. A mintázható 58 helyszín közül összesen 54 esetben sikerült halat fogni. Az amurgéb a vizsgált mintavételi szakaszok 63%-ából (34 víztest) került elő, előfordulási gyakoriságát tekintve pedig a Felső-Tisza-vidéken (a vizsgált víztestek 71%-án), a Borsodi-síkságon és a Borsodi-Mezőségen (a vizsgált víztestek 100%-án) fordult elő a leggyakrabban. A korábbi adatokkal [227] ellentétben nem sikerült igazolnunk a faj jelenlétét a Tápió vidékéről, ellenben a Bihari-síksággal, ahol most már a Berettyó bal és jobb oldali mellékvízeiben is megkezdte intenzív terjeszkedését [186,228,229].

Az amurgéb mellett további 18 halfaj került elő, 13 őshonos és 5 idegenhonos. A leggyakoribb őshonos fajok a bodorka (*Rutilus rutilus* LINNAEUS, 1758) (46%), a vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus* LINNAEUS, 1758) (39%), a vágócsík (*Cobitis elongatoides* BĂCESCU & MAYER, 1969) (37%), a réticsík (35%), a szivárványos ökle (31%), valamint a lápi póc (31%) voltak.

Az idegenhonos halfajok közé tartozott az ezüstkárász (*Carassius gibelio* BLOCH, 1782) (52%), a naphal (*Lepomis gibbosus* LINNAEUS, 1758) (39%), a fekete törpeharcsa (35%), a razbóra (*Pseudorasbora parva* TEMMINCK & SCHLEGEL, 1846) (24%), valamint a tarka géb

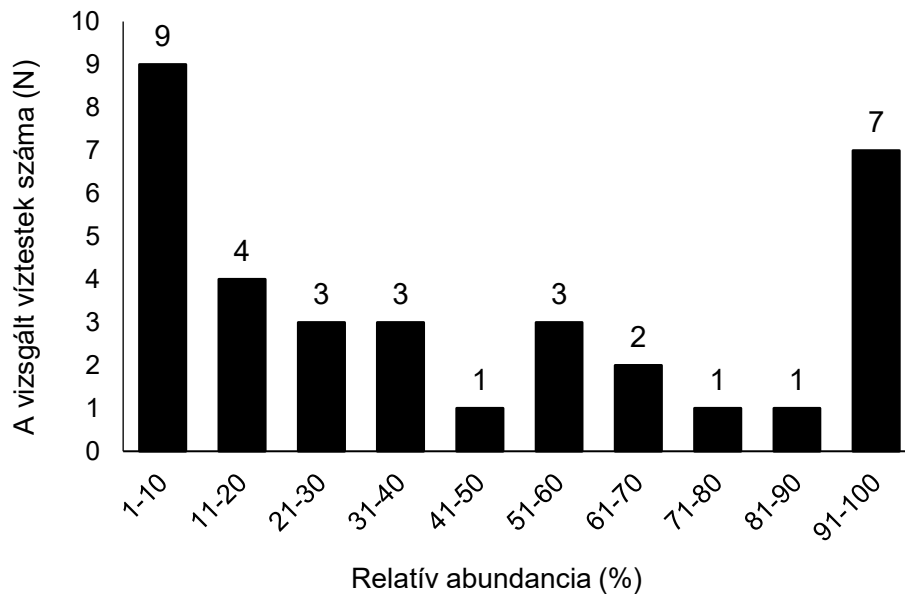
(*Proterorhinus semilunaris* HECKEL, 1837) (15%); utóbbit leszámítva szintén gyakori faunaelemei voltak a vizsgált közösségeknek (10. A és B ábra).



10. ábra. Az idegenhonos fajok CPUE abundanciája A) az első időperiódusban (-2007) és a B) recens mintavételek alapján (2018-)

Az elmúlt három évtized során jelentős növekedés mutatkozott az idegenhonos fajok abundanciájában; szignifikáns különbség az egyes időszakok között azonban csak a Bihari-síkságon volt tapasztalható (Kruskal–Wallis,  $H = 0,805$ ;  $p = 0,023$ ) (10. A. és B. ábra). Az egyes régiókon belül és időszakok között a fajok abundanciája változásának mértéke nem mutatott szignifikáns különbséget, kivéve a naphalat a Felső-Tisza vidékén (Felső-Tisza-vidék, Kruskal–Wallis: amurgéb:  $H = 0,75$ ;  $p = 0,384$ ; ezüstkárász:  $H = 0,333$ ;  $p = 0,554$ ; fekete törpeharcsa:  $H = 0,048$ ;  $p = 0,7963$ ; naphal:  $H = 3,857$ ;  $p = 0,04311$ ; razbóra:  $H = 0,521$ ;  $p = 0,442$ ; Bodrogköz, Kruskal–Wallis: amurgéb:  $H = 2,333$ ;  $p = 0,121$ ; ezüstkárász:  $H = 0,048$ ;  $p = 0,827$ ; fekete törpeharcsa:  $H = 0,762$ ;  $p = 0,376$ ; naphal:  $H = 0,762$ ;  $p = 0,376$ ; razbóra:  $H = 1,000$ ;  $p = 0,317$ ; Borsodi-Mezőség, Kruskal–Wallis:  $H = 0,000$ ;  $p = 1,000$ ; ezüstkárász:  $H = 0,188$ ;  $p = 0,663$ ; fekete törpeharcsa:  $H = 0,150$ ;  $p = 0,683$ ; naphal:  $H = 1,000$ ;  $p = 0,317$ ; razbóra:  $H = 0,15$ ;  $p = 0,683$ ; Bihari-síkság, Kruskal–Wallis: amurgéb:  $H = 1,000$ ;  $p = 0,317$ ; ezüstkárász:  $H = 2,455$ ;  $p = 0,112$ ; fekete törpeharcsa:  $H = 0,535$ ;  $p = 0,435$ ; naphal:  $H = 0,521$ ;  $p = 0,451$ ; razbóra:  $H = 1,021$ ;  $p = 0,376$ ).

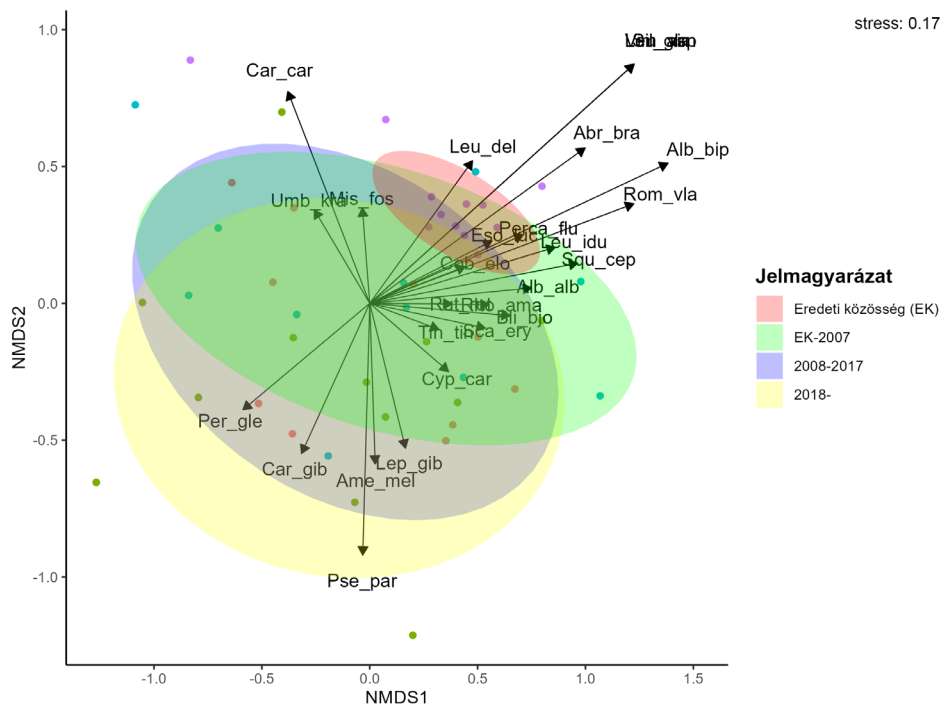
Az amurgéb abundanciaértékei a vizsgált víztestek halközösségében jelentősen eltértek (11. ábra). A 34 víztestből összesen 9 víztest esetében volt a faj relatív abundanciája 10% alatt (11. ábra), mely élőhelyeken az amurgéb megjelenése a közelmúltra tehető. További 14 mintavételi hely esetében azonban ez az arány meghaladta az 50%-ot, valamint 7 víztestnél több, mint 90%-os relatív abundanciával rendelkezett az amurgéb (11. ábra). Ezen közösségekbe a 2000-es évek elején kerülhetett be, s mára már egyes helyeken monospecifikus fajszerkezetet alakított ki (100%-os relatív abundancia) (pl. Báb-tava, Felső-Tisza-vidék) (11. ábra).



**11. ábra.** Az amurgeb relatív abundanciája a Tisza mentén vizsgált 34 mintavételi helyszínen. Az oszlopok tetején a víztestek darabszáma szerepel, ahol az amurgeb relatív abundanciája az adott tartományba esett.

#### 4.1.2. Az amurgeb hatása a vizsgált halközösségekre

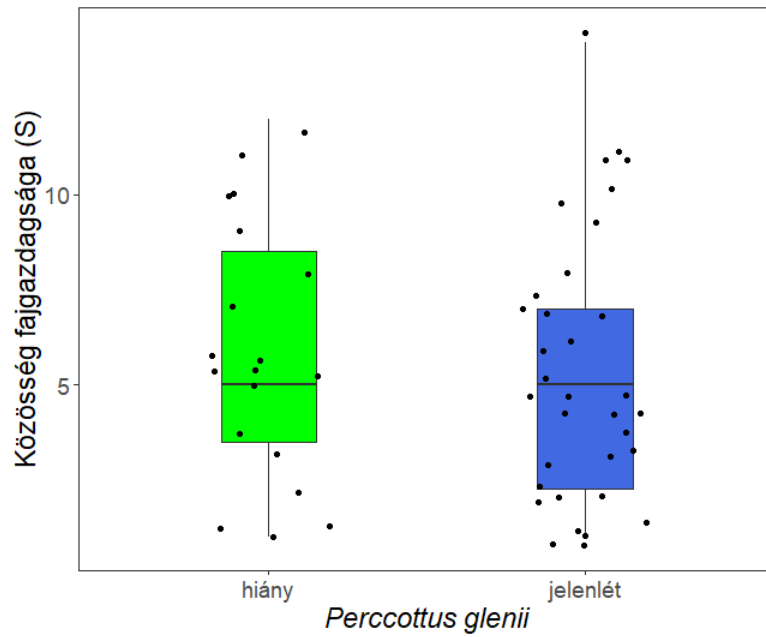
Az amurgeb halközösségre gyakorolt hatásának hosszútávú tanulmányozásához az adatbázisunkat felhasználva 15 olyan mintavételi szakasz faunisztikai adatával dolgoztunk, amelyek esetében rendelkezünk minden időperiódusra kiterjedő adattal. A változások áttekintéséhez használt NMDS elemzés eredményének bemutatása két dimenzióban, 0,17-es stresszértékkel történt. A vizsgált időperiódusok – ezáltal a közösségek összetétele – között nagy mértékű átfedés mutatkozott a fajösszetétel tekintetében, azonban az újonnan megjelenő idegenhonos faunaelemek révén az egyes periódusok között szignifikáns különbség mutatkozott a közösségek összetételében (ANOSIM:  $R = 0,1583$ ;  $p = < 0,001$ ) (12. ábra).



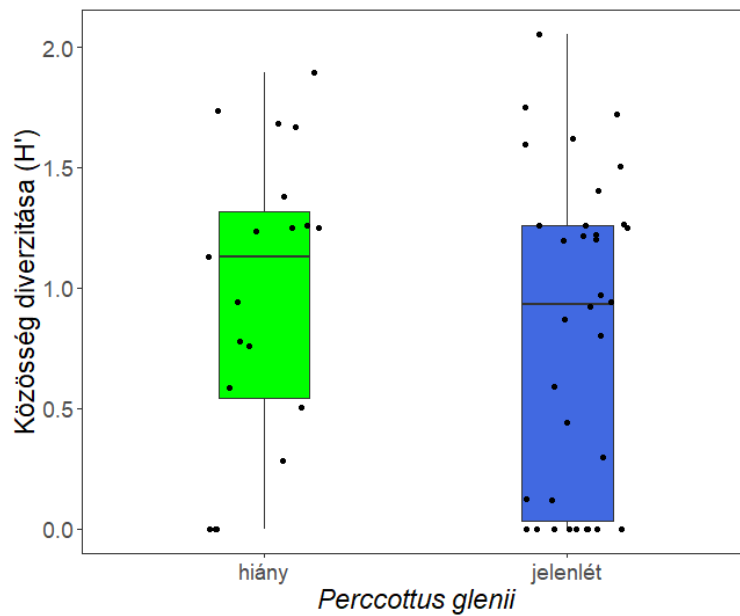
**12. ábra.** A Tisza mentén vizsgált mintavételi szakaszok halközösségében bekövetkezett változások vizsgálata nem-metrikus multidimenzionális skálázással (NMDS)  
 Az ellipszisek a 95%-os konfidenciaintervallumot szemléltetik egy adott időperiódus kétváltozós átlagának az átlag standard hibája alapján számított értéként

A Kiindulási közösségekhez képest a második (2008–2017) és harmadik (2018–) időperiódusban az idegenhonos faunaelemek – köztük pl. az amurgéb – meghatározó szereppel bírtak a halközösségek formálásban, jelentősen átalakítva ezáltal az őshonos közösség szerkezetet (12. ábra).

A Tisza hazai vízgyűjtő területén 54 víztest esetében tanulmányoztuk, hogy az amurgéb jelenléte hogyan hathat a közösségek fajgazdagságára (S) és diverzitására (H'). Ehhez az általunk felmért halközösségeket két csoportra osztottuk annak megfelelően, hogy az amurgéb jelen volt-e a vizsgált közösségekben, vagy sem (13. – 14. ábra).

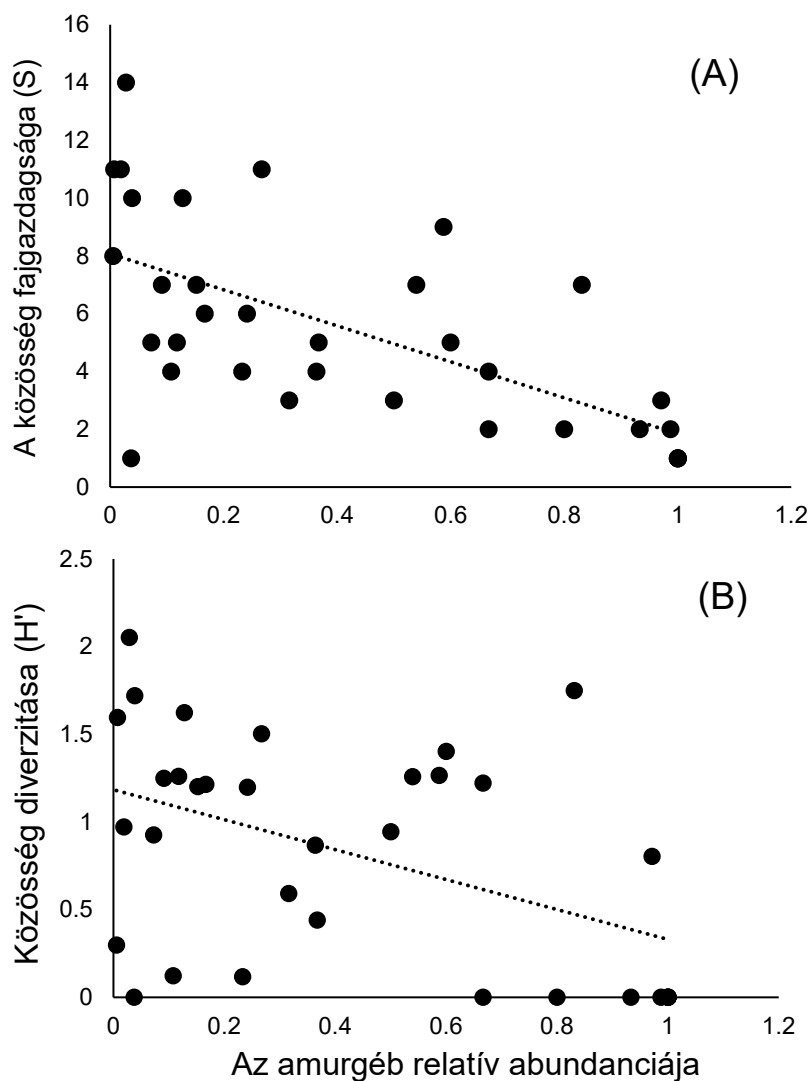


**13. ábra.** A vizsgált vízterek halközösségének fajgazdagsága az amurgéb hiányában (zöld színnel jelezve) és jelenlétében (kék színnel jelezve)



**14. ábra.** A vizsgált vízterek halközösségének Shannon-diverzitása az amurgéb hiányában (zöld színnel jelezve) és jelenlétében (kék színnel jelezve)

A Kruskal–Wallis teszt alapján sem a vizsgált közösségek fajgazdagsága, sem pedig azok Shannon-diverzitása esetében nem tapasztaltunk szignifikáns különbségeket az amurgéb jelenlétében vagy annak hiányában (13. – 14. ábra) (fajgazdagság (S): Kruskal–Wallis,  $H = 0,32$ ;  $p = 0,569$ ; Shannon-diverzitás ( $H'$ ): Kruskal–Wallis,  $H = 0,564$ ;  $p = 0,449$ ).

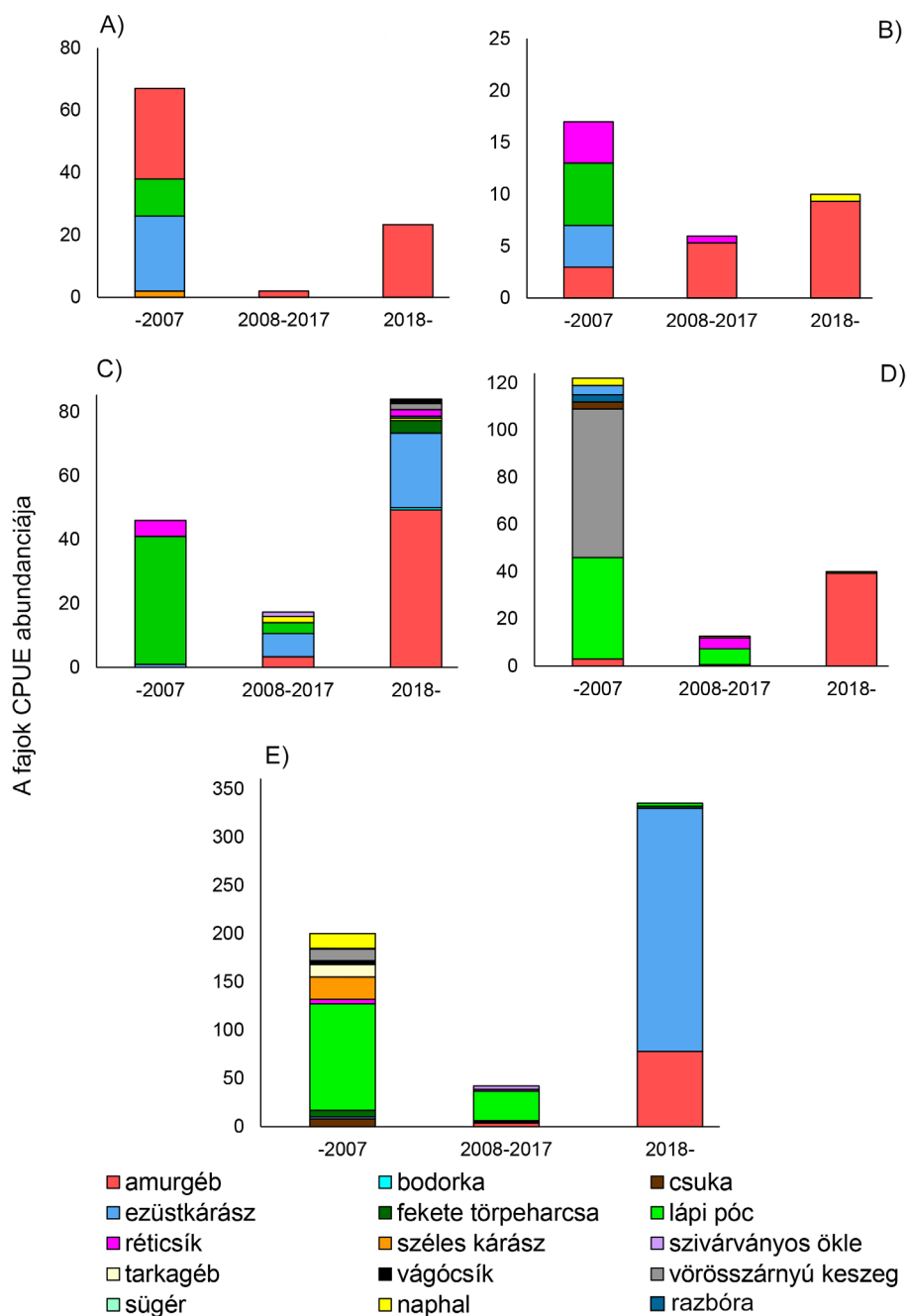


15. ábra: A vizsgált közösségek fajgazdagsága (A), valamint Shannon-diverzitása (B) az amurgéb relatív abundanciájának függvényében

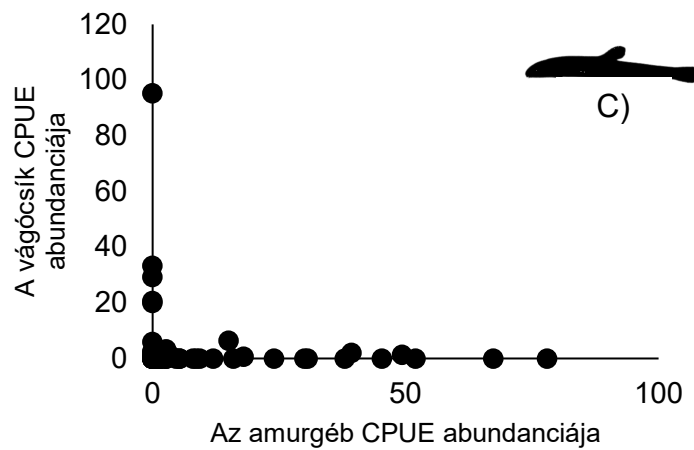
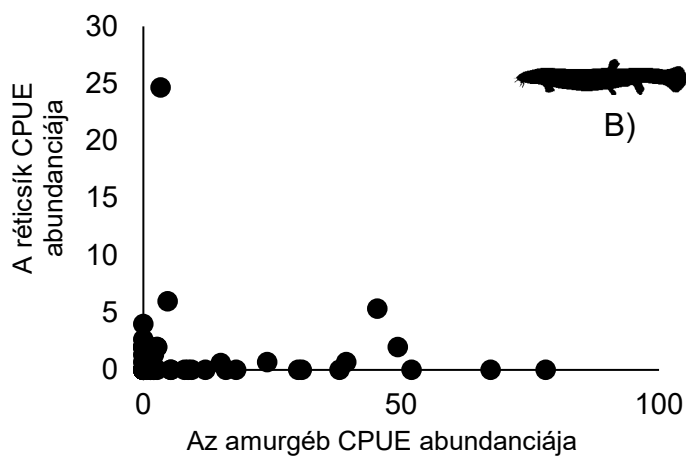
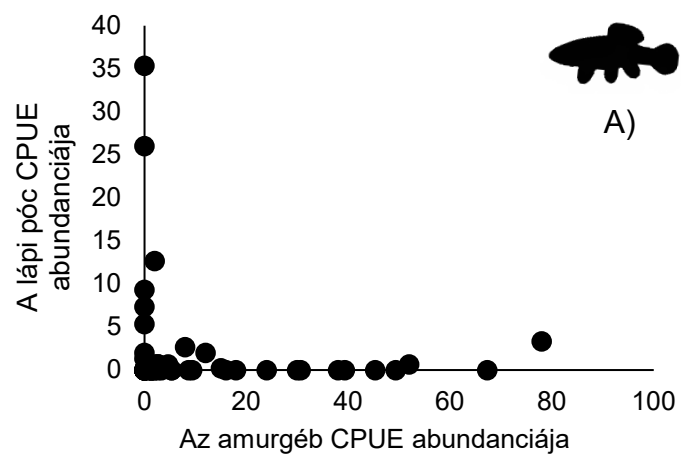
Spearman-féle rangkorrelációval összevetettük az amurgéb relatív abundanciáját a felmért halközösségek fajgazdagságával (15. A. ábra), valamint Shannon-diverzitásával (15. B. ábra). A módszer eredménye szerint sem a közösségek fajgazdagsága, sem pedig azok Shannon-diverzitása nem mutatott szignifikáns korrelációt az amurgéb relatív abundanciájával (15. A. és B. ábra) (fajgazdagság (S):  $r = 0,036$ ;  $p = 0,840$ ; Shannon-diverzitás ( $H'$ ):  $r = 0,048$ ;  $p = 0,787$ ).

A több évtizeden átívelő adatbázis révén lehetőségünk volt tanulmányozni mind az amurgéb, mind pedig az őshonos halfajaink állományában bekövetkezett változásokat. Az utóbbi két évtizedben tapasztalható aszályos időszakok, valamint a nem kellőképpen megtervezett hidrotechnikai beavatkozások (pl. kotrási munkálatok, műtárgyak kialakítása) a vizsgált régiókon belül több víztest halfaunájára is hatással voltak, mely hozzájárulhatott nem csak az őshonos faunaelemek visszaszorulásához, de az idegenhonos fajok –köztük az amurgéb – terjeszkedéséhez és egyes helyeken gradációjukhoz. Az általunk vizsgált helyek egy részén szintén érzékelhetők ezen tényezők hatásai (16. A. – E. ábrák).

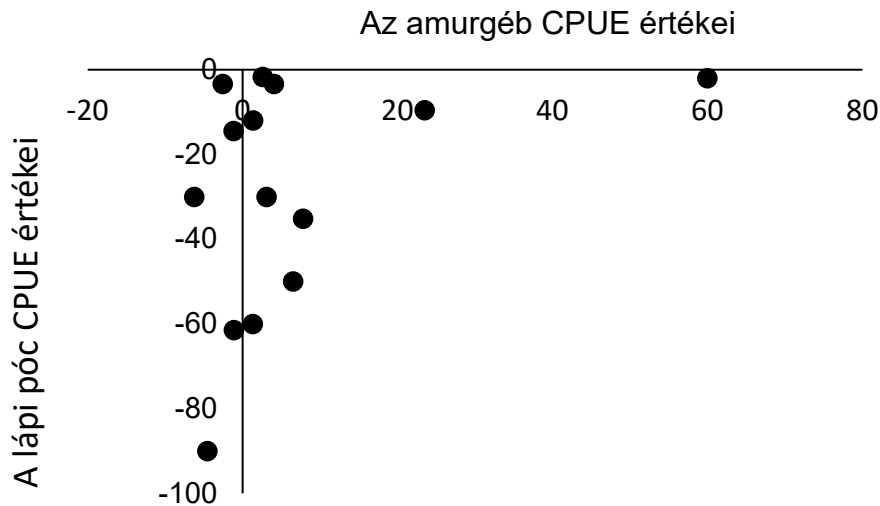
Hogy kiderítsük, van-e összefüggés az amurgébállomány növekedése és egyes őshonos halfajok állománycsökkenése között, Spearman-féle rangkorrelációval összevetettük az amurgéb CPUE értékeit a lápi póc (17. A. ábra), a réticsík (17. B. ábra) és a vágócsík (17. C. ábra) CPUE értékeivel. A rangkorrelációk eredményei azonban nem mutattak szignifikáns összefüggést az őshonos fajok állományának csökkenése és az amurgéb abundancia értékeinek növekedése között (amurgéb–lápi póc:  $r = -0,109$ ;  $p = 0,438$ ; amurgéb–réticsík:  $r = -0,067$ ;  $p = 0,632$ ; amurgéb–vágócsík:  $r = -0,283$ ;  $p = 0,040$ ).



**16. ábra:** Példák az őshonos fajok visszaszorulására és az idegenhonos fajok inváziójára, amelyek közül is kiemelkedő az amurgéb elszaporodása. A halállomány átalakulását nagy mértékben segíthette az utóbbi két évtizedben tapasztalható aszályos időszakok sokasága. A vizsgált víztestek: A) Bábtava, B) Csaronda, C) Bélyi-csatorna, D) Rigós, E) Hejő-főcsatorna



17. ábra: A (A) a lápi póc, (B) a rétcsík (C) és a vágócsík CPUE abundancia értéke az amurgéb CPUE abundanciájának függvényében



**18. ábra:** Az amurgéb és a lápi póc CPUE értékében bekövetkezett változások az irodalomban fellelhető, valamint a recens mintavételek értékei alapján. (Spearman-féle rangkorreláció:  $r = 0,352$ ;  $p = 0,217$ )

Az elmúlt években tapasztalt drasztikus lápi póc állománycsökkenések végett – hogy feltárhassuk a két faj közötti kapcsolatot – összevetettük a rendelkezésre álló recens és irodalmi adatokat a póc és az amurgéb esetében. Az irodalmi adatokhoz képest napjainkra az élőhelyek közel 67%-ban volt tapasztalható az amurgéb CPUE értékének növekedése, mely növekedés az esetek 70%-ában meghaladta legalább az irodalmi adat értékének dupláját (18. ábra). Ellentétben a lápi póccal, amelynek CPUE értéke kivétel nélkül az összes mintavételi helyen csökkent a korábbi irodalmi adatokhoz képest (18. ábra). Habár a lápi póc CPUE értékében nagymértékű csökkenés volt tapasztalható az amurgéb kismértékű állománynövekedése esetében is (18. ábra), szignifikáns összefüggés azonban nem mutatkozott az amurgéb CPUE értékének változásával (Spearman-féle rangkorreláció:  $r = 0,352$ ;  $p = 0,217$ ) (18. ábra).

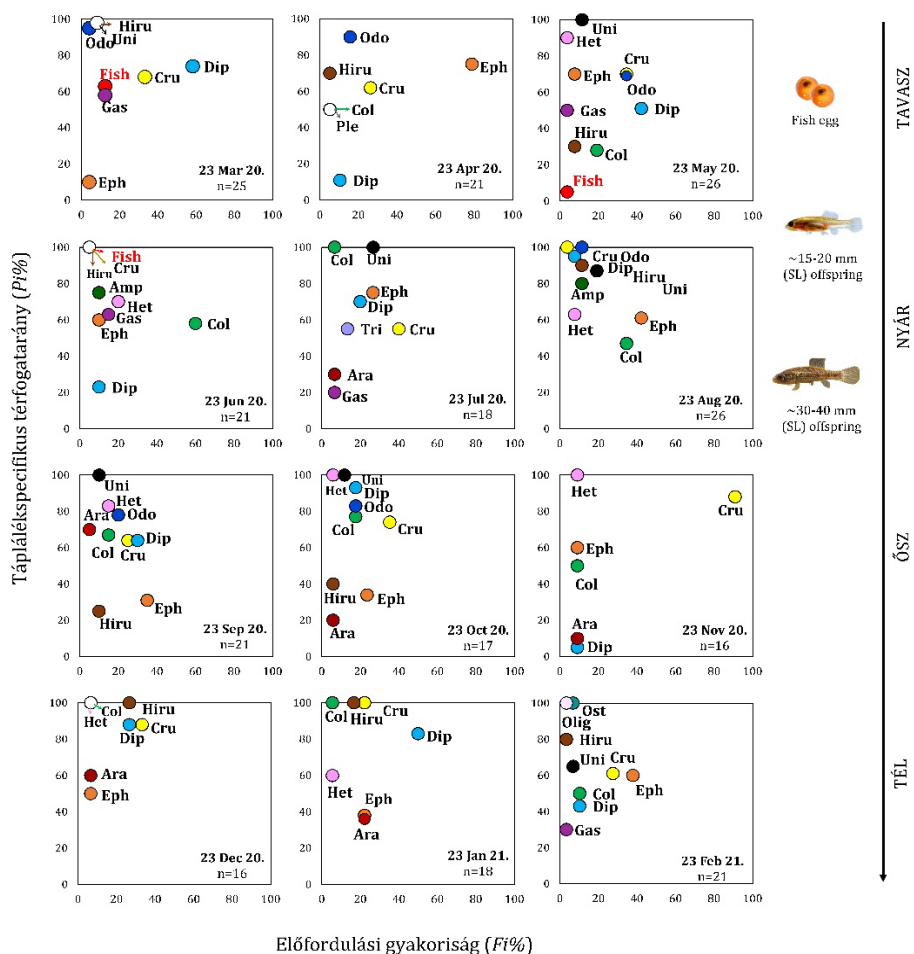
## **4.2. Az amurgéb táplálkozásökológiájának vizsgálata a Tisza mentén**

### **4.2.1. Táplálékalkotók és azok táplálkozásban betöltött szerepe**

A jelen táplálkozásökológiai vizsgálat feltárta az amurgéb széles táplálékspektrumát, melynek zömét a makrogerinctelen szervezetek alkották (19. és 20. ábra). A grafikus ábrázolás alapján a vizsgált amurgébek bizonyos táplálékszervezeteket gyakran és nagy mennyiségben fogyasztottak (azok a táplálékalkotók, amelyek az ábrák jobb felső sarkában találhatóak), emellett megfigyelhető a források felosztása is a vizsgált populáción belül (19 – 20. ábra).

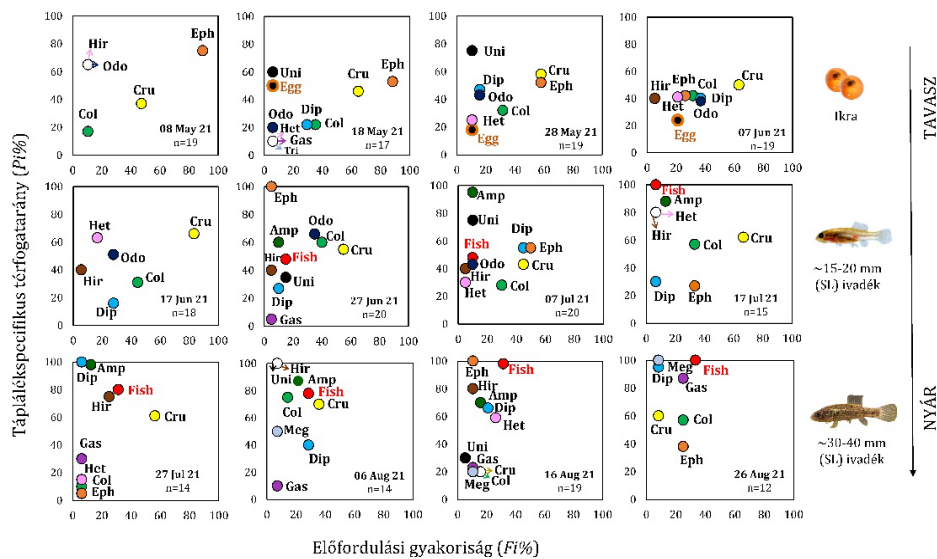
Összességében az általunk használt mintavételi protokollokkal 15 (havi mintavételezés) és 12 (10 naponkénti mintázás) táplálékkategóriát azonosítottunk. Ezek közül a kérészek (Ephemeroptera), valamint a makroszkópikus rákok (Crustacea) domináns részét képezték a halak gyomortartalmának, emellett a táplálék számottevő részét alkották a kétszárnyúak (Diptera) és a bogarak (Coleoptera) is (19 – 20. ábra).

A havi mintavételezés során tavasszal a kétszárnyúak (március: 45%), a makroszkópikus rákok (május: 24%), a kérészek (*Cloeon dipterum* – április: 59%) és a szitakötők (*Coenagrion puella* – május: 23%) egyedei fordultak elő leggyakrabban a gyomortartalomban (19. ábra.). A makroszkópikus rákok (melyek főként az *Asellus aquaticus* és a *Synurella ambulans* fajba tartoztak) minden évszakban gyakorinak bizonyultak (június: 46%; november: 80%; január: 41%). A bogarak (*Halipus* sp.) kiváltképp a nyár (augusztus: 17%) és tél (január: 17%) közötti időszakban képezték szerves részét az amurgéb táplálékának, míg a piócák (Hirudinae), poloskák (Heteroptera) és szitakötők a nyár (Hirudinae augusztusban: 10%; Heteroptera júniusban: 6%; Odonata júniusban: 14%) és az ősz folyamán (Hirudinae októberben: 15%; Heteroptera szeptemberben: 13%; Odonata szeptemberben: 16%) voltak jelen nagyobb mennyiségben.



19. ábra: A havi mintavételezés során gyűjtött amurgébek gyomortartalom összetételének grafikus ábrázolása Amundsen és munkatársai (1996) alapján

Az egyes táplálékalkotókat az ábrán az alábbiak szerint jelöltük: Fish (Actinopterygii); Amp (Amphibia); Col (Coleoptera); Cru (Crustacea); Dip (Diptera); Eph (Ephemeroptera); Ost (Ostracoda); Ple (Plecoptera); Olig (Oligochaeta); Ara (Arachnida); Gas (Gastropoda); Het (Heteroptera); Hiru (Hirudinea); Meg (Megaloptera); Odo (Odonata); Tri (Trichoptera); Uni (nem azonosítható táplálékalkotó). Az egyes mintavételek dátumát, valamint az adott mintavétel során begyűjtött, gyomortartalommal rendelkező egyedek számát (n) a jobb alsó sarokban tüntettük fel. Az ábra jobb oldalán a mintavétel időbeli skálája, valamint a lápi póc lárva- és ivadékkori (0+) egyedfejlődésének ábrázolása látható



**20. ábra:** A 10 naponta történő mintavételezés során gyűjtött amurgébek gyomortartalom összetételének grafikus ábrázolása Amundsen és munkatársai (1996) alapján

Az egyes táplálékalkotókat az ábrán az alábbiak szerint jelöltük: Fish (Actinopterygii); Amp (Amphibia); Col (Coleoptera); Cru (Crustacea); Dip (Diptera); Eph (Ephemeroptera); Gas (Gastropoda); Het (Heteroptera); Hir (Hirudinea); Meg (Megaloptera); Odo (Odonata); Tri (Trichoptera); Uni (nem azonosítható táplálékalkotó). Az egyes mintavételek dátumát, valamint az adott mintavétel során begyűjtött, gyomortartalommal rendelkező egyedek számát ( $n$ ) a jobb alsó sarokban tüntettük fel. Az ábra jobb oldalán a mintavétel időbeli skálája, valamint a lápi póc lárva- és ivadékkori (0+) egyedfejlődésének ábrázolását szerepeltettük

A 10 naponta gyűjtött egyedek gyomortartalmában a makroszkópikus rákok bizonyultak a leggyakoribb táplálék alkotónak (20. ábra). Mennyiségük a gyomortartalomban egészen a nyár közepéig növekedett (20. ábra). Tavasz végétől a kérészek relatív abundanciája számottevő volt (május 8: 66%; május 18: 46%). Emellett a tavasz végétől egészen a nyár közepéig a legkedveltebb táplálékalkotók közé tartozott még a szitakötők lárvája. Június végétől a gyomortartalomban folyamatosan megjelentek a kétéltűek lárvai is, melyek végül kiemelkedő szerepet foglaltak el az amurgéb étrendjében (20. ábra).

#### 4.2.2. A haleredetű táplálék szerepe az amurgéb táplálkozásában

A piscivor táplálkozás, ezáltal a haleredetű táplálék előfordulása a gyomortartalomban számottevően nagyobb arányban volt megfigyelhető a 10 naponta történő, intenzívebb mintavételezés során, kiváltképp a tavasztól nyár végéig terjedő időszakban. A halikra csupán alkalmanként fordult elő a tavaszi mintákban és a kevésbé preferált táplálékszervezetek közé tartozott (az ábrákon főként a bal alsó sarokban helyezkedik el) (20. ábra).

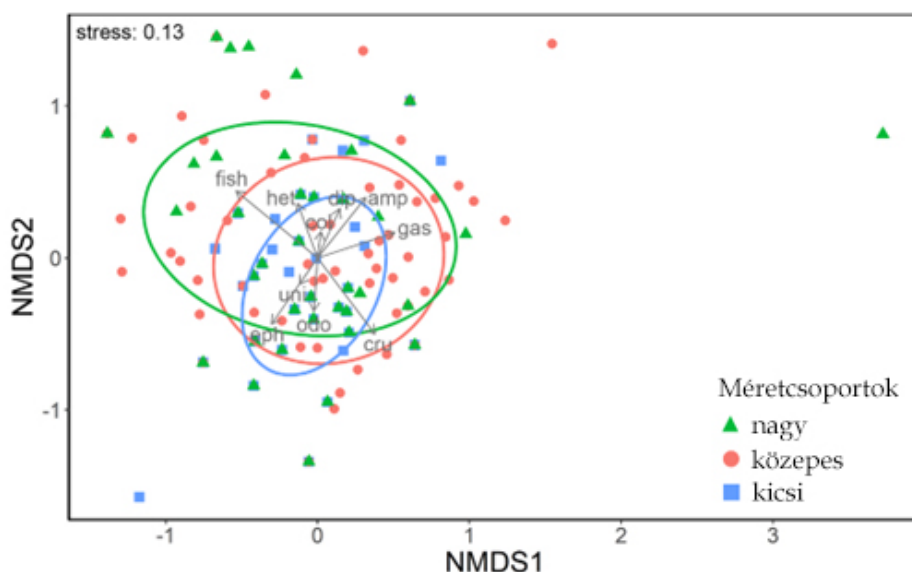


21. ábra: A lápi póc ivadéka egy kifejlett nőstény amurgéb gyomrában

Az elfogyasztott halfajok közül kiemelkedett a lápi póc főként ivadékkorú egyedeinek előfordulása a többi halfajhoz képest (21. ábra). Az időben intenzívebb mintavételi protokoll során begyűjtött egyedek közül mindössze a begyűjtött egyedek egy része fogyasztott haleredetű táplálékot (előfordulási gyakorisága a gyomortartalomban alacsonynak vagy pedig közepesnek számított), azonban azok táplálékszervezetre történő specializációja jelentős volt (a haleredetű táplálék magas táplálék-specifikus térfogataránya a gyomortartalomban). A lápi póc mellett továbbá regisztráltuk a vágócsík, valamint az amurgéb egy-egy ivadékát is a gyomortartalomból.

#### 4.2.3. Az amurgéb egyes méretcsoportjai gyomortartalmának összevetése

Az NMDS elemzés alapján nagy mértékű átfedés mutatkozott a táplálék összetételében a vizsgált méretcsoportok között; a vizsgált méretcsoportok nem váltak el egymástól szignifikánsan (ANOSIM:  $R = -0,0063$ ;  $p = 0,6062$ ) (22. ábra).



22. ábra: Az amurgéb különböző méretcsoportjai táplálkozásának vizsgálata nem-metrikus multidimenzionális skálázással (NMDS)

Az ellipszisek a 95%-os konfidenciaintervallumot szemléltetik egy adott méretcsoport kétváltozás átlagának az átlag standard hibája alapján számított értéként

A nagyobb egyedek táplálkozási niche kiszélesedett, jelentősebb mértékben fogyasztottak haleredetű táplálékot, mint a kisebb és a közepes méretcsoportba tartozó egyedek (22. ábra).

Az NMDS, valamint az ANOSIM elemzés során kapott eredményeinket a Schoener-index eredménye is alátámasztotta, mely szerint magas fokú táplálkozásbeli átfedés figyelhető meg az egyes méretcsoportok között. A kis méretű és a nagy méretű amurgébek csoportjába tartozó egyedek étrendje mutatta egymással a legkisebb hasonlóságot (0,669), ezt követte a középső a kis méretcsoporttal (0,692), míg a legnagyobb hasonlóság a középső és a nagy méretcsoport egyedeinek étrendje között mutatkozott (0,865).

## 5. Eredmények értékelése

### *5.1. Az amurgéb terjedésének és halközösségre gyakorolt hatásának vizsgálata a Tisza mentén*

Az idegenhonos halfajok – ezek közül is az amurgéb – elterjedése a Tisza mentén igen széleskörű. Az elmúlt harminc év során több területen is jelentős mértékben nőtt az állományuk nagysága. A Tisza mentén végzett és több részvízgyűjtőre kiterjedő felmérésünk eredményei igazolták, hogy az amurgéb terjedése a Tisza hazai vízgyűjtőjén igen előrehaladott. A vizsgált 76 mintavételi szakaszból 54 rendelkezett halfaunával, melyekből 34 esetében igazoltuk az amurgéb jelenlétét. Elterjedésének mértéke a Felső-Tisza-vidéken bizonyult a legnagyobbknak a vizsgált régiók közül, a felmért víztestek 74%-ból került elő a faj. Ez azonban nem meglepő, hiszen Takács és munkatársai 2017-es közleménye szerint is ebben a régióban bizonyult hazánkban a legmagasabbnak az amurgéb relatív abundanciája [29]. Fontos megjegyezni, hogy a térség vízfolyásaira, valamint tőzezlápjaira erőteljesen jellemző a szélsőséges vízjárás, valamint az élőhelyek degradálódása és az antropogén eredetű szennyezés [48], melyek markánsan átalakíthatják a halközösség összetételét [231]. Ugyanakkor ezeken az élőhelyeken – mivel jelentős részük egymással összeköttetésben áll – megfelelő vízellátottság mellett az amurgéb további terjedése várható.

Habár a Bodroghözben kevés vízfolyás felmérésére volt lehetőségünk, ezen a területen is az amurgéb magas abundanciájával talákoztunk, az általunk felmért közösségek 100 százalékában jelen volt. A Felső-Tisza-vidékéhez hasonlóan ezen vízterekre is a változékony vízjárás jellemző, tapasztalataink szerint könnyen kiszáradhatnak. Hasonló előfordulási

gyakoriságot tapasztaltunk a Borsodi-Mezőségen vizsgált víztesteknél is. A korábbi felmérésekkel [203,232] ellentétben az amurgéb kivétel nélkül megtalálható volt minden élőhelyen. Egy részükben már domináns faunaelemnek tekinthető, veszélyeztetve ezáltal a társalkotó fajok állományát. A Tápió-mentén a Zagyva, valamint az abba torkolló Tápió újszászi szakaszáról már korábban regisztrálták az amurgéb előfordulását [227,233], jelen mintavételi sorozatunk alkalmával azonban nem került elő a Tápiónak sem a felső, sem az alsó szakaszáról. Ezt az eredményt más kutatók is megerősítették, így úgy tűnik, hogy a Tápióban egyelőre az amurgéb csak egy kis állománnyal lehet jelen (Tóth Balázs szóbeli közlése).

Vizsgálataink eredményei közül talán a faj Bihari-síkságon való térnyerése a legmegrendítőbb, hiszen a régió Kelet-Magyarország legstabilabb pócállományainak nyújtott menedéket [234]. A halfaunisztikai felmérések a közelmúltban igazolták az amurgéb megjelenését a Berettyó hazai vízrendszeréből [186,187], valamint annak jobb [229] és bal oldali [228] mellékvezeiből is. Jelen felmérésünk az amurgéb további terjedését bizonyítja. A faj előkerült a Kis-Sárrét legjelentősebb lápi póc élőhelyeiről, például Komádi térségében a Kódombszigeti- és a Kutas-főcsatornából is. Utóbbinak korábban csupán a szeghalmi és csökmői alsó szakaszáról volt ismert [228].

A vízi ökoszisztémákra nézve az inváziós fajok terjedése legsúlyosabb esetben a közösség fajösszetételének és szerkezetének megváltozását, valamint a biodiverzitás csökkenését eredményezheti, melyet tovább súlyosbítanak olyan természetes és antropogén hatások, mint például a kiszáradás, vagy a hidrotechnikai beavatkozások [83]. Jelen vizsgálat során a hosszútávú, több időperiódust felölelő adatsor elemzése során

kiderült, hogy számos víztestünk őshonos halközösségének fajösszetétele jelentősen megváltozott, kiváltképp az utóbbi két évtizedben, melyért jelentős részben az idegenhonos fajok, köztük is az amurgéb a felelős. A régiókra jellemző, rendszeres aszályok, valamint antropogén szennyezések és kotrási, valamint építési munkálatok tovább súlyosbítják az idegenhonos faunaelemek – közöttük is az amurgéb – közösségre gyakorolt hatását. Az általunk felmért recens halközösségek fajgazdagsága és diverzitása az amurgéb relatív abundanciájának függvényében csökkent. A fajgazdagság – s kiváltképp az őshonos fajok állományának – csökkenése a vizsgált víztestek esetében a közösségek külső behatásokkal szembeni ellenállóképessége is – vagyis biotikus rezilienciája – is várhatóan csökkenni fog [235]. Közösségszinten kifejtett hatásáról a mai napig kevés információ áll a rendelkezésünkre, azonban egy frissen megjelent tanulmány az ún. ATN (allometric trophic networks)-modell [236] segítségével kívánta megjósolni, hogy milyen hatással lenne az amurgéb megtelepedése egy modellként használt tó, a Vörtsjärv-tó (Észtország) élőlényközösségére [237]. A modell alapján az amurgéb megjelenése az adott közösségben jelentősen csökkentené a piscivor, és számottevően az invertivor halfajok biomasszáját; továbbá kedvezőtlenül hatna nemcsak az adott halközösségre, de az adott élőhely környezeti tényezőire is. Egy adott víztér csúcsragadozóinak hiánya számos kedvezőtlen változást eredményezhet, mint például az őshonos halfajok állományának csökkenése [231], az élőhelyek leromlása [238], a detritivor fajok elszaporodásából adódó nagyfokú bioturbáció, és ezáltal a belső tápanyagterhelés fokozódása, az eutrofizáció kialakulása [237,239], illetve a csökkent vízátlátszóságból adódó fényhiány révén a vízi növényzet akár teljes hiánya [240].

Az elemzéseinkhez használható élőhelyek közel 18%-ára volt jellemző az amurgéb alkotta monospecifikus fajszerkezet, mely közösségszerkezetről a korábbi forrásmunkák is beszámoltak. Egy litván tanulmányban az Ilgas Rezervátum Natura 2000-es lápvidékén vizsgálták az amurgéb monospecifikus közösségét [140], ahol az ezekre jellemző stratégiák, azaz a törpenövés és a kannibalizmus közötti átmenetet figyelték meg a populáción belül. Bár jelen vizsgálatunk nem terjedt ki az ilyen közösségekben kialakult stratégiák feltárására, a Felső-Tisza-vidékén található Báb-tava esetében már több esetben tapasztaltuk a kannibalizmus meglétét a populáción belül.

Az amurgéb – megjelenését követően – viszonylag hamar a közösség domináns tagjává válik [115], ami az őshonos fajok természetvédelmi besorolásának megváltozását is maga után vonhatja [237]. Eredményeink alapján a lápi pócot – mint az általunk vizsgált víztestek zömének csúcsragadozóját – drasztikus populációcsökkenés fenyegeti. E visszaszorulás korrelációt mutatott az amurgéb állományának növekedésével, mely tovább igazolja annak a halközösségre kifejtett negatív hatását. Természetvédelmi szempontból hazánkban a lápi póc „*fokozottan védett*” státusszal rendelkezik, azonban a nemzetközi vöröskönyv, az IUCN besorolása szerint a fajt egyelőre mindössze a „*sebezhető*” (*Vulnerable*) kategóriába sorolják [241]. Mihamarabbi átsorolása legalább a „*veszélyeztetett*” (*Endangered*), vagy még inkább a „*kritikusan veszélyeztetett*” (*Critically Endangered*) kategóriába a hazai állománycsökkenés [48] és a nemzetközi szinten tapasztalt visszaszorulás [38] okán – teret adva ezáltal a szükséges konzervációbiológiai lépéseknek – sürgető lenne.

Összességében elmondható, hogy az amurgéb a közösség, valamint a táplálékhálózat szintjén egy kulcsszereppel bíró, top-down és bottom-up szabályozó szerepkörrel bíró halfaj [157,237], mely jelentős változásokat idézhet elő mind a halközösségben, mind pedig az élőhely abiotikus adottságaiban [237]. Az általunk vizsgált halközösségekben az amurgéb részben meghatározó szereppel bírhat a fajszám és a közösség diverzitásának csökkenésében, valamelyest egy olyan endemikus halfaj kipusztulásához is hozzájárulhat, mint a fokozottan védett lápi póc. Visszaszorítására több forrásmunka is érdemesnek tartja a ragadozó fajok (pl. sügér, csuka) adott víztestbe történő telepítését [40,178], azonban e módszereket egyrészt zárt, állóvízi környezetben tesztelték, másrészt nem vezettek az amurgéb teljes mértékű kiirtásához [178]. Emellett, a Kárpát-medencében gyakran olyan természetvédelmileg fontos lápos-mocsaras élőhelyeken (a lápi póc élettereinek a zömén) alkotnak stabil állományokat, melyek már az említett ragadozó fajoknak nem nyújtanak megfelelő körülményeket. Mindezek fényében az amurgéb közösségre gyakorolt hatását, illetve biológiáját tisztázó további tanulmányok elengedhetetlenek [237].

## ***5.2. Az amurgéb táplálkozásökológiájának vizsgálata a Tisza mentén***

A tanulmány során olyan – a mintavételek időbeli intenzitásában eltérő – mintavételi protokollokkal dolgoztunk, melyek révén sikerült bizonyítanunk az amurgéb őshonos fajainkra, kiváltképp a lápi pócra gyakorolt predációs hatását. Bár a hagyományos mintavételi protokoll révén igazoltuk, hogy a makrogerinctelen-szervezetek kiemelt szerepet foglalnak el a faj táplálkozásában, a gerincesek (halak és kételtűek) fontos szerepéről ez a mintavételi protokoll nem szolgáltatott kellő információval. A

finomabb időbeli felbontású, 10 naponta végzett protokoll révén azonban igazolást nyert az a feltételezésünk, mely szerint az amurgéb hatékony fogyasztója és ragadozója mind a halikrának, mind a zsenge halivadéknak, esetünkben főleg a lápi pócnak. Ez az interakció-típus a táplálékforrásokért folytatott versengéssel kiegészülve a táplálkozási guilden belüli ragadozáshoz (intraguild-predáció) vezethet [242,243]. Ez sajnos jelentős mértékben hozzájárulhat a lápi póc állományának csökkenéséhez az amurgéb által meghódított víztestekben.

Habár az amurgéb a jelen tanulmány és a forrásmunkák szerint is főleg makrogerinctelen-szervezeteket fogyaszt [132–134], a halfogyasztás mértéke az egyedfejlődés és az életkor előrehaladtával egyre kifejezettebbé válhat [132,133]. Mivel az amurgéb egy kevésbé szelektív, vizuális ingerekre érzékeny kisragadozó [132], a halak és a kétéltűek ivadékainak mozgása figyelemfelkeltő lehet a számára [51]. A havi mintavételi protokoll során azt tapasztaltuk, hogy a halakra és a kétéltűek lárvái csupán elhanyagolható mennyiségben vannak jelen a gyomortartalomban, a finomabb időintenzitású protokoll azonban rávilágított azok táplálkozásban betöltött kiemelkedő szerepére, amely főként a szaporodási és az azt követő időszakban jellemző. A havi mintavételezések során a haleredetű táplálék előfordulási gyakorisága ( $F_i\%$ ) az amurgéb gyomortartalmában a 12,5%-ot haladta meg (19. ábra, márciusi minta), szemben a másik mintavételi protokollal, ahol ez a szám az ikra esetében meghaladta a 21%-ot, míg az ivadék esetében a 33%-ot (20. ábra, ikra – június 7; halivadék – augusztus 26). Az irodalmi adatokat nézve ezek a számok jelentősek. Marsh és Douglas 1997-ben végzett vizsgálata során idegenhonos ragadozóhalak, köztük a pettyes harcsa (*Ictalurus punctatus*) hatását vizsgálták az őshonos *Gila cypha*

állományára [244]. Eredményként az őshonos faj számottevően alacsonyabb előfordulási gyakoriságát (2%) tapasztalták a pettyes harcsa gyomortartalmában, azonban számításaik szerint a predáció ezen mértéke egy stabil ragadozóállomány jelenlétében is erőteljes állománycsökkenéshez vezethet.

A gyomortartalomban azonosított halfajok közül a domináns zsákmány a lápi póc volt, melynek ökológiai igénye és habitatpreferenciája az amurgébével megegyezik [245,246]. Utóbbi ivadéka sokkal gyorsabban növekszik [189,247], mint a lápi pócé, ezáltal sokkal kevesebb ideig is van kitéve akár a más fajok által történő zsákmányolásnak, akár pedig idősebb fajtársai kannibál magatartásának. Predációs hatásának mértéke kifejezettebb lehet olyan populációkban, amelyekben idősebb és nagyobb szájmérettel rendelkező, nem ritkán már kizárólagosan csak halakat fogyasztó egyedek is előfordulnak [40].

Az intraguild-predációt meghatározza a ragadozó, valamint zsákmányának mérete; minél nagyobb a ragadozó, annál nagyobb a gyomortartalomban megtalálható zsákmány mérettartománya [248,249]. Vizsgálatunkban a halfogyasztás mértékét ontogenetikus és évszakos mintázatok jellemezték. Mivel a hazai vizekben előforduló amurgép-populációkra az idősebb, nagyobb szájmérettel rendelkező egyedek hiánya jellemző [189], haleredetű táplálékot csupán bizonyos időnként fogyasztanak [132,134]. A testméret növekedésével azonban a halzsákmány előfordulási gyakorisága és táplálékspecifikus térfogataránya a gyomortartalomban növekedni fog. A méretcsoportok esetében jelentős átfedések mutatkoztak a táplálékalkotók tekintetében, kiváltképp az amurgép közepső és nagy méretcsoportjainál, ami vélhetően a vizsgált populáció testhossz-eloszlásával és a valódi piscivor egyedek

hiányával magyarázható. Ezt az átfedést eredményeink (Schoener-index, NMDS és ANOSIM elemzés) is alátámasztották (22. ábra).

Az intraguild-predáció szezonálisát a táplálékszervezetek évszakos elérhetősége is meghatározza [250]; hatását tekintve pedig az adott táplálékszervezetek juvenilis egyedei vannak a legnagyobb fenyegetésnek kitéve [251–253]. A finomabb időbeli skálájú mintavételi protokoll eredményei alapján a lápi póc ivadéka egy időszakosan elérhető, azonban annál fontosabb táplálékforrás az amurgéb étrendjében. Az ikra és a pócivadék a szaporodási időszakot követően jelent meg az amurgéb gyomortartalmában, azt követően pedig az előfordulási gyakorisága folyamatosan nőtt a felmérés során. Egyedfejlődési szempontból a 25 milliméternél nagyobb ivadék bizonyult a legsebezhetőbbnek, ugyanis az ezen mérettartományba tartozó egyedek kerültek elő a legnagyobb mennyiségben a gyomortartalomból. Az amurgéb általában makrogerinctelen-szervezeteket fogyaszt, és bár a haleredetű táplálék megszerzése sok energiát emészt fel [254], a zsenge halivadék fogyasztása kifizetődő a magas tápértéke miatt [255]. Az igazán nagyméretű, halevésre specializálódott példányok hiányában az amurgéb predációs hatása a lápi póc ontogenetikus fejlődésének előrehaladtával, az ivadék növekedésével fokozatosan csökken.

Számos szakirodalmi forrásmunka számol be az amurgéb ökoszisztémákra kifejtett hatásáról [50], valamint arról a fenyegetésről, melyet őshonos fajainkra jelenthet [51,132,134,244]. Eredményeink szerint az amurgéb az intraguild-predáció, azaz a táplálékért folytatott kompetíció, valamint a juvenilis egyedek zsákmányolásának együttese révén jelentősen hozzájárulhat a póc hazai állományának csökkenéséhez. Az interakció ezen típusa azon fajokat veszélyezteti leginkább, amelyek

alacsony fekunditással, rövid élettartammal, valamint szűk elterjedési területtel rendelkeznek [175], akárcsak a lápi póc, melynek a fekunditása nőstényenként 100 – 2000 ikra, élettartama pedig átlagosan 5 év [108,256]. Az amurgéb a táplálékforrások elérhetőségének megfelelően már akár viszonylag fiatalabb korban is elkezdhet fokozatosan áttérni a haleredetű táplálék fogyasztására [133], amikor testhossza eléri a 45 – 50 milliméteres teljes testhosszt. Ez hazánkban általában már az 1. vagy a 2. évben bekövetkezik [189]. A nagyobb egyedek számára a hal, mint táplálékforrás meghatározó szerepet fog betölteni [40,132,141,257].

Habár a szakirodalom alapján a lápi póc az amurgébhez hasonlóan kisragadozó, mely idősebb korában fogyaszt haleredetű táplálékot [256,258,259], így az amurgéb ivadékára kifejtett reciprok predációs hatása sem zárható ki, azonban jelen tanulmányban fokozottan védett természetvédelmi státusza, valamint drasztikus mértékben csökkenő állományára való tekintettel nem vizsgáltuk (a gyomortartalom-vizsgálat ugyanis a hal pusztulásával jár). Az amurgéb általi intraguild-predáció hatását tovább súlyosbítja annak hosszabb élettartama [189], magasabb fekunditása és a táplálékszerzés, valamint szaporodás során tapasztalható agresszívebb magatartása [246,260]. Mivel a lápi póc a Duna és a Dnyeszter vízrendszerének endemizmusa, szűk elterjedési területének jelentős részét a Kárpát-medence alkotja. Az amurgéb Kárpát-medencei megjelenése, valamint azon belüli elterjedése akár a lápi póc teljes eltűnéséhez is vezethet, ezért a továbbiakban fokozott figyelmet kell szentelni az amurgéb terjedésének megakadályozására, valamint további lépéseket kell tenni a lápi póc fennmaradt állományainak megóvására.

## 6. Összefoglalás

### 6.1. Az amurgéb terjedésének és halközösségre gyakorolt hatásának vizsgálata a Tisza mentén

Magyarország halfaunája 1997-ben új halfajjal, az idegenhonos amurgébbel (*Percottus glenii* Dybowski, 1877) bővült. Az amurgéb mára domináns tagjává vált számos víztér halközösségének. Megjelenését követően viszonylag gyorsan terjedt a Tisza hazai szakaszán, kezdve a Szatmár-Beregi-síktól egészen Csongrád térségéig. Habár az amurgéb 2019-ben felkerült az Európai Unió veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajainak listájára, a halközösségekre gyakorolt hatását közösségszinten mind máig számos megválaszolatlan kérdés övezi.

Jelen vizsgálatunkban a Kelet-magyarországi régióban összesen 76 mintavételi szakaszon vizsgáltuk a halközösség összetételét, melyek közül 54 bizonyult alkalmasnak az amurgéb elterjedésének vizsgálatára, valamint a halközösségre kifejtett hatásának tanulmányozására. A több évtizeden átívelő adatsorunk elemzése során igazolódni látszik az a sokak által közölt tény, mely szerint az idegenhonos fajok közösségben való megjelenése és állományuk növekedése azok fajösszetételének megváltozását eredményezhetik. Az utóbbi két évtized során az elemzett mintavételi szakaszok közösségének változását az idegenhonos fajok – köztük az amurgéb is – jelentős mértékben meghatározták. Eredményeink alapján az amurgéb közösségben való jelenléte nincs szignifikáns hatással a halközösség fajgazdagságára, vagy annak diverzitására. A terepi tapasztalatok alapján az amurgéb megjelenését követően egyes faunaelemek – mint pl. a lápi póc is – képes az amurgébbel egy darabig együtt élni, azonban amikor az amurgéb állományának nagysága egy bizonyos szintet elér, úgy sorra tűnnek el ezek a faunaelemek.

A korábbi forrásmunkák prognózisa és aggodalma nyomán külön figyelmet szenteltünk az amurgéb és a fokozottan védett lápi póc állományának változására és a közöttük kialakuló összefüggések feltárására. Spearman-féle rangkorrelációval összevetettük a két faj CPUE értékeit, ami az amurgéb CPUE értékének kismértékű növekedése esetén a lápi póc CPUE értékének nagymértékű csökkenését mutatta több esetben is.

Vizsgálatunk rávilágított arra, hogy az amurgéb terjedése és a halközösségen belüli dominanciája összefüggésben állhat a közösség fajszámának és diverzitásának csökkenésével. Széleskörű táplálékpreferenciája, ökológiai igénye és tág tűrőképessége révén veszélyt jelenthet számos halfajunkra. Bár az amurgéb állományának növekedésével a lápi póc állományának csökkenése tapasztalható a hazai vízterekben, azonban jelen vizsgálat eredményei alapján sem jelenthető ki egyértelműen az amurgéb őshonos fajokra kifejtett hatása. A folyamat háttérben álló tényezők meglehetősen komplexek és szerteágazóak, a csökkenésért azonban felelősek továbbá az élőhelyek rendszeres kiszáradása, az antropogén eredetű szennyezések, a hidrotechnikai eredetű beavatkozások (pl. mederkotrás), valamint a két faj között fellépő interakciók. Ilyen lehet a táplálékért folytatott versengés, egymás ivadékainak a fogyasztása vagy az élőhelyek degradálódása, amihez az amurgéb könnyen alkalmazkodik, s versenyelőnybe kerül őshonos vetélytársaival szemben.

Megállapítható, hogy az amurgéb egy rendkívül intenzíven terjeszkedő faj, mely a halközösség, mindinkább az ökoszisztéma kulcsfontosságú, szabályozó szereppel bíró kisorsogatója. Nem csupán az egyes halfajok biomasszájára, elterjedésének mértékére és természetvédelmi besorolására

– ezáltal veszélyeztetettségi fokára – hat, de meghatározó szerepe lehet az élőhely abiotikus tényezőinek a megváltoztatásában is.

Terjedése nem csupán a magyarországi víztestekben jelent egyre nagyobb fenyegetést, hiszen antropogén és spontán módon 2013-ig már egészen Németországig sikerült terjeszkednie. Jelenleg csupán a faj további, antropogén terjesztésének megakadályozására van lehetőség. Az immáron globálisnak tekinthető probléma mérséklésére azonban kiemelten fontos feladat lenne valamilyen gyérítési technika kidolgozása, mely nem csak fajspecifikus, de a környezetre és a társalkotó halfajokra, valamint az élőlényközösség más tagjaira nézve sem tekinthető károsnak. Ahhoz azonban, hogy ez a kezelési módszer a közeljövőben megszülethessen, az amurgéb biológiájáról és a közösségi ökológiáról jelenleg rendelkezésre álló ismeretanyag bővítése szükséges.

### ***6.2. Az amurgéb táplálkozásökológiájának vizsgálata a Tisza mentén***

Hazánk halfaunája az elmúlt évtizedekben számos új, idegenhonos faunaelemmel bővült, melyek a hazánkban őshonos halfajokra nézve potenciális veszélyforrást jelentenek. Tág tűrőképességük, széles táplálékspektrumuk és agresszív magatartásuk révén más élőlények állományának csökkenését, lokális, illetve végső esetben teljes eltűnését eredményezhetik. Globális tekintetben az idegenhonos inváziós halfajoknak kiemelkedő szerepe van az édesvízi halfajok kihalásában, ami fontossá teszi az ezért felelős folyamatoknak, valamint a fajok biológiájának a tanulmányozását.

Az amurgéb megjelenését követő utóbbi évtizedek halfaunisztikai felmérései rávilágítottak a lápi póc állományainak visszaszorulására, végső esetben eltűnésére. Egyes régiókban a póc visszaszorulásának aránya meghaladta a 95%-ot, illetve egyes régiókban a teljes eltűnését

tapasztalták, szemben az amurgéb szembetűnően magas arányával. A folyamat háttérében álló tényezőkkel kapcsolatban eddig mindössze egy nemzetközi tanulmány született, amely igazolta a lápi póc és az amurgéb között fennálló kompetíciót. A táplálékforrásokért folytatott versengés azonban önmagában nem elegendő ahhoz, hogy ilyen rövid időn belül ilyen jelentős mértékű állománycsökkenés mehessen végbe, ezért célszerűnek tartottuk a két faj közötti interakciók megvizsgálását más aspektusból is.

A vizsgálat során a predációt az állománycsökkenésért felelős további lehetséges interakcióként tanulmányoztuk. A gyomortartalomvizsgálathoz két, egymástól időbeli intenzitásban eltérő mintavételi protokollal dolgoztunk. Eredményeink igazolták azt, hogy a fő táplálékforrást a makrogerinctelen szervezetek alkották, azonban emellett igazolás nyert az a felvetésünk, hogy az amurgéb nem csupán kompetitora, hanem ragadozója is a lápi pócnak, kiváltképp a zsenge ivadéknak. A mintavételi protokollok időbeli intenzitása közötti különbségek révén sikeresen feltártuk az egyes táplálékalkotók táplálkozásban betöltött fontosságát, tekintettel azok szezonális elérhetőségére. Az időben intenzívebb protokoll rávilágított arra, hogy habár a pócivadék egy szezonálisan elérhető táplálékforrás, a szaporodási időszakot követően még nagyobb szerepet játszik az amurgéb táplálkozásában. A halevés ugyan egy rendkívül energiaigényes folyamat, azonban magas tápláléktartalma révén mégis kifizetődő az amurgéb számára.

Eredményünk jelentős átfedést mutatott a vizsgált amurgéb-populáció méretcsoportjai között, mely vélhetően azzal magyarázható, hogy a hazai populációkból hiányoznak az igazán nagy méretű, kizárólag haleredetű

táplálékot fogyasztó egyedek. Kiváltképp a közepes méretcsoport, de leginkább a nagy méretcsoport egyedeire volt jellemző a halfogyasztás, ahol a zsákmány zömét a lápi póc 25 mm feletti ivadéka alkotta. Méret tekintetében az általunk vizsgált egyedek már 45 mm-es testhossztól kezdve fokozatosan áttértek a haleredetű táplálék fogyasztására. A populáción belül a források felosztása volt tapasztalható, így az egyedek egy része – kiváltképp a közepes és nagy méretcsoportéhoz tartozók – főként halevésre specializálódott.

A korábbi tanulmányban igazolt kompetíció, valamint jelen vizsgálatunk által feltárt predációs hatás kombinálódása az ún. intraguild-predáció kialakulásához vezethet, mely elsősorban a prédaként szolgáló faj fiatal egyedeinek zsákmányolását, ezáltal a prédapopuláció állományának drasztikus mértékű csökkenését eredményezheti azonos táplálkozási guilden belül. Mivel a lápi póc egy rövid életű, alacsony fekunditással és szűk elterjedési területtel rendelkező halfajunk – valamint ugyanazon táplálkozási guildben helyezkedik el, mint az amurgéb – a két faj között fellépő intraguild-predáció már viszonylag rövid időn belül is a pócállomány drasztikus mértékű csökkenéséhez vezethet.

Jelen vizsgálat nem csupán a két faj között fennálló interakciós kapcsolatot tárta fel részletesebben, de rávilágított arra is, hogy a mintavételi protokoll és annak intenzitása milyen fontos szereppel bírhat a vizsgálatok során. A nem megfelelően választott módszerek akár értékes információk – esetünkben az adott táplálékszervezet táplálkozásban betöltött szerepe – könnyen feltáratlanul maradhat.

Eredményeink tovább bővítik azon tények és okok sorát, melyek még sürgetőbbé teszik az amurgéb ökológiai hatásának mérséklésére való törekvést, egy megfelelő és hatásos, de az élőlényközösségre nézve kíméletes gyérítési módszernek a kidolgozását. A faj biológiájának és

közösségre kifejtett hatásának tanulmányozása további kérdések megválaszolását teszi lehetővé. Az amurgébbel kapcsolatos ismeretanyag bővülése mindenképpen azt a célt szolgálja, hogy a jövőben megakadályozhassuk más halfajok állományának visszaszorulását, és eltűnését nemcsak a Kárpát-medencében, hanem az amurgébb jelenlegi és jövőbeli elterjedési területén egyaránt.

## 7. Új tudományos eredmények összefoglalása

- Vizsgálatainkkal igazoltuk, hogy az amurgéb a Tisza menti vízterek számottevő részének domináns faunaeleme. A tanulmány során felmért halközösségek közel 70 százalékában megtalálható, így meghatározó szerepe lehet a közösségek fajösszetételének átalakításában.

- A több évtizedre kiterjedő adatsorunk alapján számos víztestünk esetében tapasztaltuk az őshonos közösség fajainak visszaszorulását és az idegenhonos faunaelemek előretörését, melyek közül kiemelkedő volt az amurgéb állományának növekedése.

- Az amurgéb táplálkozás-ökológiájának feltárása során igazoltuk, hogy effektív ragadozója a fokozottan védett lápi pócnak, kiváltképp a 25 milliméter testhosszt meghaladó ivadéknak. Ez a szezonálisan elérhető táplálékforrás a szaporodási időszakot követően kiemelkedően fontos szereppel bír a niche-szegregáció révén főként haleredetű táplálékot fogyasztó, közepes és nagyobb méretű egyedek számára.

- Az interakciós vizsgálat révén kimutattuk, hogy az amurgéb az ún. intraguild-predáció – vagyis a forrásokért folytatott kompetíció és predáció – révén meghatározó szerepet játszhat a lápipóc-állományok visszaszorulásában, elsősorban az ivadékutánpótlás ragadozásával.

- Bebizonyosodott, hogy az amurgéb táplálkozás-ökológiájának vizsgálata során kulcsfontosságú szerepe van a megfelelően megválasztott mintavételi metodikának. Esetünkben az időbeli intenzitásukban eltérő mintavételi protokollok különböző szemszögből tárták fel a táplálékalkotók érendben betöltött szerepét. A havi mintavételezés az amurgéb általános érendjére, míg az időben finomabb felbontású módszer az egyes táplálékalkotók fontosságára világított rá.

## 8. Summary

### *8.1. Investigation of the spread of Amur sleeper and its impact on the fish community along the Tisza River*

In 1997, the Hungarian ichthyofauna expanded with the non-native Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877), and nowadays, it's esteemed as one of the most abundant species of invaded fish communities. After its establishment, the Amur sleeper spread relatively fast along the Hungarian section of the Tisza River. In 2019, Amur sleeper was recorded on the "list of invasive alien species of Union concern"; however, questions related to its effect on the recipient ecosystem have been left unrevealed yet.

In the recent study, we surveyed the fish community of 76 waterbodies in the East-Hungarian region. Of them, 54 were suitable for studying the Amur sleeper's effect on the recipient fish community. Analysis of our multi-decade dataset confirms that the introduction of alien species into a community can lead to changes in the species composition of the recipient ecosystem. The changes in the communities of the analyzed sampling sections over the last two decades have been significantly influenced by the introduction of alien species, including the Amur sleeper. Based on our results, the presence of the amur sleeper has no significant impact on the species richness or diversity of the recipient fish community.

On the grounds of prognosis from previous examinations, we compared the changes in CPUE values of the Amur sleeper and the threatened European mudminnow. Based on the Spearman's rank correlation result, the mudminnow CPUE value changes negatively correlated with the Amur sleeper's CPUE value.

Our examination has revealed the relationship between the increasing abundance of the Amur sleeper and the decrease in the species richness and diversity in the residual community. Because of its broad forage preference, ecological needs, and more comprehensive tolerance range, the Amur sleeper could be a serious threat to native species with similar properties. Based on the results, we observed that the decrease in European mudminnow populations has been established with the increase in the Amur sleeper population within the Hungarian waterbodies, partially. In addition to the effect of the Amur sleeper, several factors (like environmental degradation, which allows more accessible adaptation for the Amur sleeper, dredging, desiccation, and water pollution) affect the mudminnow population, making this examination more complex.

Overall, the Amur sleeper is a rapidly spreading fish species that is a key ecosystem engineer and modifies not just the structure of the fish community or the conservation status of threatened species but the abiotic conditions (e.g. increased bioturbation by detritivore species that decrease water transparency that lead to the absence of aquatic plants) in the invaded systems.

The spread of the Amur sleeper threatens all the invaded ecosystems, not just in Hungary but along Europe. Until 2013 the Amur sleeper has reached the Upper Danube section in Germany. The only way to stop its further spread is to regulate anthropogenic introduction and spontaneous invasion. Developing an appropriate management plan - specific and not harmful to the environment and conspecifics - is more urgent than ever to reduce the extent of this global crisis. To establish the most accurate management plan, we continue studying the biology and invasion ecology of the Amur sleeper and extend the knowledge about the species.

## ***8.2. Studying the feeding ecology of the Amur sleeper along the Tisza River***

The Hungarian ichthyofauna has expanded with several non-native fish species, potentially threatening the native fish community. Due to their more comprehensive tolerance range, broad forage base, and aggressive behavior, non-native species can affect the endemic species' population, resulting in their destruction or extinction. From a global perspective, non-native species belong to the leading causes of freshwater fish extinction, emphasizing the importance of studying their biology and invasion ecology.

After the establishment of the Amur sleeper, it has become one of the most dominant species in invaded fish communities, and according to the results of late fishery surveys, the population of the strictly protected European mudminnow decreased drastically depending on the appearance of the Amur sleeper. Within some regions, the suppression of mudminnow populations reached 95% or extinct definitively. Only one investigation has been concerned with the interactions between the two species to reveal reasons that have led to the severe population decline of the European mudminnow. A tank experiment proved competition for food resources between the two species; however, further investigations were required to justify the Amur sleeper's impact on the mudminnow populations.

This study investigated predation as a potential interaction and explanation for the European mudminnow population decline. We designed two different sampling protocols, which differed in the intensity of sampling time for studying the feeding ecology of the Amur sleeper. Our result gave evidence that the macroinvertebrates proved as the primary forage base in the Amur sleeper diet; however, with the finer temporal resolution, Amur sleeper proved an effective predator of the

European mudminnow, especially for the young-of-the-year specimens. With the two different sampling protocols, we successfully justified the importance and roles of each prey item in the diet regarding their seasonal availability. With the finer temporal resolution, mudminnow offspring has been proven as a seasonally available but essential prey item after the breeding season. Even if fish consumption is an energy-demanding interaction, it is profitable due to the offspring's high nutritional value.

We found significant diet overlap between the Amur sleeper's size groups, especially between intermediate and large-sized specimens, which can be interpretable with the absence of large, indeed piscivore specimens. Fish consumption was frequent in the case of the medium and large specimens; the most frequent fish prey was the mudminnow's offspring larger than 25 mm. Fish consumption was observed over 45 mm Amur sleeper specimens and got more frequent in larger specimens. We observed the resource partitioning and specification for food resources within the Amur sleeper population.

Aggregation of the competition for food resources and predation on the offspring - known as intraguild predation - can pose a threat primarily for the mudminnow offspring and result in the serious population decline of this endemic species. Due to its short lifespan, low fecundity, narrow distribution range, and having to share the same feeding habitat as the Amur sleeper, the European mudminnow faces a sturdy population decline within a short period.

Our investigation revealed a further relationship between the two species and pointed to the importance of the well-selected sampling method. Poorly designed sampling protocols can result in the loss of information during the examination period, which can influence the study's result.

The results of this study expand the list of those facts and reasons that urge further examinations related to the biology and ecology of the Amur

sleeper supply the design of an effective extirpation management plan. Additional investigation and expansion of the knowledge about the species serve to prevent the spread of the Amur sleeper and prohibit population decline for other fish species around the native and invaded distribution range of the Amur sleeper.

## 9. Summary of new scientific findings

- Our study confirmed that the Amur sleeper is a dominant fish species in a significant part of the surveyed waterbodies of the Tisza watershed, found in nearly 70% of the fish communities surveyed. This result suggesting that the Amur sleeper can play a significant role in altering the species composition of these fish communities.

- Drawing from our extensive dataset spanning multiple decades, we have noted a reduction in the presence of native fish species alongside an increase in invasive species across various water habitats, particularly evident in the significant rise of Amur sleeper populations.

- According to the feeding ecology investigation of amur sleeper, we proved its predatory effect on the European mudminnow, especially on its offspring over 25 mm. This seasonally available food resource is essential in intermediate and large-sized Amur sleepers feeding mainly on fish after the niche segregation.

- Studying the interactions between the Amur sleeper and the threatened European mudminnow revealed the intraguild predation - a combination of competition for resources and predation - between the two species, which can play a potential role in the extermination of the mudminnow.

- During the feeding ecology investigation, it has been proved that selecting the appropriate sampling protocol has a key role. In our case, sampling protocols - differed in the intensity of time - unfolded the role of prey items in a different perspective in the Amur sleeper diet. With the monthly sampling, we described the general diet of the species, while with the finer temporal resolution, we specified the importance of prey items in the diet.

## 10. Köszönetnyilvánítás

*„Az élet nem mindenkinek kínálja fel az esélyt, hogy a szakmája legyen a szenvedélye.”*

*/Rebecca Serle*

Az élet úgy hozta számomra, hogy az általam választott hivatás több legyen, mint csupán egy szenvedély. Gazdagodtam általa egy tudományos családdal, sok-sok baráttal és 8 felejthetetlen évvel. Mindezen ajándékért elsőként köszönettel tartozom több olyan személynek is, akik az elmúlt évek alatt mentoraim, barátaim és családom voltak a tudományos munkám során.

Elsőként szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek, hogy az elmúlt éveken szakmai tapasztalatuk és tudásuk legjavával segítettek át mindazon nehézségeken, amelyekkel a tudományos utamon találkoztam.

**Dr. Antal László** egyetemi docensnek, aki 2016 óta töretlenül támogatta elképzeléseimet és terveimet; hogy biztatása révén mindig igyekeztem kihozni magamból a legtöbbet és a legjobbat. Hálás vagyok azért, hogy együtt örülhettünk a sikereinknek, és közösen néztünk szembe a ránk váró feladatokkal és nehézségekkel.

**Prof. Dr. Erős Tibornak**, a Balatoni Limnológiai Kutatóintézet tudományos tanácsadójának, aki az elmúlt négy év során szakmai tudásának legjavával igyekezett bevezetni a tudományos élet és a helyes publikálás rejtelmeibe. Hálásan köszönöm neki mindazon támogatást, erőfeszítést és a rám fordított időt, melyet a közös munka révén kaptam tőle.

Külön köszönettel tartozom korábbi mentoromnak, **Dr. Nyeste Krisztián** egyetemi adjunktusnak a rengeteg türelemért, kitartásért, valamint a szakma iránti szeretetért, amelyet tréningezésem kezdetétől

fogva tanúsított irányomba. A számtalan megoldásra váró „Mit fogtam?” kérdésnek, a terepen szerzett közös tapasztalatoknak, valamint annak a kitartásnak, melynek köszönhetően eljuthattam idáig. Leginkább azonban azért vagyok hálás, amiért a belém vetett hite sohasem rendült meg. Köszönöm, hogy az elmúlt évek alatt elhitette velem, hogy én is sokra vihetem még ebben a szakmában, és hogy a mai napig megajándékozott értő figyelmével és értékes idejével a munkában, de azon túl is.

Köszönetemet szeretném kifejezni **Dr. Mozsár Attilának**, a Balatoni Limnológiai Kutatóintézet tudományos főmunkatársának, akitől az elmúlt években rengeteg szakmai segítséget kaptam a táplálkozásbiológiai vizsgálatok elvégzését és az angol nyelvű kéziratok elkészítését illetően egyaránt. Mindig nagyon hálás leszek a rám fordított idejéért és támogató gondolataiért, szavaiért!

Hálával tartozom **Dr. Nagy Sándor Alex** ny. tanszékvezető egyetemi docensnek, aki elképzeléseimet és terveimet illetően már a kezdetektől atyai támogatásáról biztosított, ügyes-bajos dolgaimmel kapcsolatban pedig mindig tárt karokkal fogadott.

Szeretettel mondok köszönetet **Dr. Harka Ákosnak**, aki már az első pillanattól kezdve nagy szeretettel és örömmel fogadott a halakkal kapcsolatos munkák során. Általa törekszem nem csak a tudomány, de a magyar nyelvben rejlő szépségek kiaknázására és a helyesírás ápolására. Beszélgetéseink bizalommal, szeretettel és vidámsággal töltenek el, személyes találkozásainkat pedig nagyszülői szeretetével ajándékozta meg egy ölelés formájában. Kívánom mindenkinek, hogy szakmai élete kezdetén egy hozzá hasonló mentorral dolgozhasson együtt.

Külön szeretném megköszönni **Prof. Dr. Grigorszky István** tanszékvezető egyetemi tanárnak az elmúlt évek alatt nyújtott támogatását

és biztatását, mely mindig megnyugvást adott számomra a nehezebb napokon is.

Köszönet illeti továbbá **Dr. Czeglédi Istvánt**, a Balatoni Limnológiai Kutatóintézet tudományos munkatársát, aki az elmúlt években szakmai tudása legjavával igyekezett hozzájárulni szakmai fejlődéséhez.

Hálásan köszönöm a **Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszék munkatársainak**, hogy a munkámhoz szükséges feltételeket és segítséget biztosították. Külön köszönöm **Dr. Bácsi István** egyetemi docensnek, **Kovácsné Gábor Anikónak**, valamint **Dr. Gyulai István** egyetemi adjunktusnak a laboratóriumi munkában nyújtott támogatását, valamint **Dr. Berta Csaba** egyetemi adjunktusnak a terepi mintavételekben nyújtott segítségét.

Hálás köszönet illeti a Vaskos Csabak Bt. ügyvezetőjét – **Sallai Zoltánt**, aki a munkánk megtervezésében, kivitelezésében, valamint az eredmények elkészítéséhez is nélkülözhetetlen segítséget nyújtott.

Ezúton szeretném köszönetem kifejezni **Dr. Takács Péternek**, a Balatoni Limnológiai Kutatóintézet tudományos főmunkatársának, aki nemcsak a mintavételi helyek kijelölésében és megközelítésében, hanem szakmai tapasztalatainak a megosztásával is sok segítséget nyújtott munkámban.

Szeretném megköszönni a Magyar Kutatási Hálózat (HUN-REN) Állatorvostudományi Kutatóintézet tudományos főmunkatársainak, **Dr. Sellyei Boglárkának** és **Dr. Cech Gábornak** kedvességüket, valamint a laboratóriumi munkák során nyújtott segítségüket és tanításaikat.

Köszönetem szeretném kifejezni a bulgáriai Plovdivi Egyetem Fejlődésbiológiai Tanszéke munkatársainak, akikkel az elmúlt hat évben

volt lehetőségem együtt dolgozni: *Vesela Yancheva, Elenka Georgieva, Stela Stoyanova, Iliana Velcheva.*

Külön hálával tartozom továbbá a szászsebesi Lucian Blaga Egyetem Alkalmazott Ökológiai Kutatóközpont tudományos főmunkatársának, *Doru Bănăduc*nak az elmúlt évek szakmai együttműködéséért és a közös munkánk idején nyújtott végtelen kedvességéért.

Külön szeretném köszönetemet kifejezni az alábbi személyeknek, akik a terepi vagy a laboratóriumi munkákban, valamint az adatok kiértékelésében voltak a segítségemre: *Abonyi Tamás, Andalik Patrik, Arlett Péter, Bajcsev-Dancsó Dénes, Bereczki Csaba, Bíró Zsolt, Bodnár Bettina, Bodnár Bálint, Ebesfalvi Sarolta, Farkas György Bence, Filep Attila, Habarics Béla, Hunyadvári Péter, Huttman Máté, Izsó Ádám, Kiss Balázs, Lontay László, Dr. Lovas-Kiss Ádám, Dr. Magura Tibor, Majd Muwafaq Yaqoob, Mazsu István, Megyeri Eszter, dr. Molnár Kálmán, Molnár László, Nagy László, Nurfatın Zulkipli, Oláh Bence, Orcsik Tibor, Sallai Márton, Simon Szabolcs, Sereg Kamilla, Sólyom Norbert, Szeles Júlia, Dr. Tatár Sándor, Urbán Katalin, Dr. Vitál Zoltán, Zborai Zsófi.*

Hálával tartozom mindazon barátoknak, akik az elmúlt sok-sok év alatt töretlenül támogattak a munkámban, mellettem álltak a nehéz időszakokban, együtt örülhettünk a sikereknek, de leginkább megajándékoztak idejükkal és figyelmükkel, még ha nekem sokszor ezt nehéz is volt viszonznom: *Bereczki Blanka, Figler Aida, Horváth Ágnes, Ifeanyi Uzochukwu, Lóth Laura, Metzker Krisztina, Pádár Patrik, Szilágyi-Rácz Anna Anita, Tóth Richárd, Ujvárosi Beáta, Varga Kinga, Zádori Ágota.*

Köszönettel tartozom a Gróf Tisza István Debreceni Egyetemért Alapítvány (GTIDEA) PhD Kiválósági ösztöndíjának és **Prof. Dr. Nagy Péter** egyetemi tanárnak, hogy a program révén lehetőséget biztosított további szakmai fejlődésemhez. Hálával tartozom továbbá **Kurcsicsné Jenei Zsuzsának és Dr. Takács Evelinnek**, hogy bármikor fordulhattam hozzájuk segítségért és támogatásért.

Végül, de nem utolsó sorban elmondhatatlanul sok hálával, köszönettel és szeretettel tartozom a **családomnak**. Szerencsésnek mondhatom magam, hogy olyan **szülők** neveltek fel, akiktől oly sokat tanulhattam az életem során tiszteletről, becsületről, kitartásról és erőről. Mindkettőjük más-más tekintetben mutatott számomra követendő példát, melyért egy életen át hálás leszek. Köszönöm nekik, hogy teljes vállszélességgel támogattak, amikor elköteleztem magam ezen az olykor rögös úton, hogy úgy szeretek, amilyen vagyok. Köszönöm a **nővéremnek**, a **sógoromnak**, **Grétikének**, **nagyszüleimnek** és **Erzsinek**, hogy mindig számíthatok szeretetükre és támogatásukra a mindennapokban, és hogy bearanyozzák az otthon töltött, olykor rövidnek is tűnő, de annál értékesebb időt.

## 11. Irodalomjegyzék

1. Botta-Dukát, Z.; Balogh, L.; Szigetvári, C.; Bagi, I.; Dancza, I.; Udvardy, L. A Növényi Invázióhoz Kapcsolódó Fogalmak Áttekintése, Egyben Javaslat a Jövőben Használandó Fogalmakra És Definíciókra. In *Biológiai inváziók Magyarországon: Özönnövények*; Mihály, B., Botta-Dukát, Z., Eds.; A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei, 2004; pp. 35–59.
2. Keller, R.P.; Geist, J.; Jeschke, J.M.; Kühn, L. Invasive Species in Europe: Ecology, Status, and Policy. *Environ Sci Eur* **2011**, *23*, 8–11, doi:10.1186/2190-4715-23-23.
3. Richardson, D. Biological Invasions & the Emergence of Invasion Science. *Quest* **2015**, *11*, 5–7.
4. Hui, C.; Richardson, D.M. *Invasion Dynamics*; Oxford University Press., 2017;
5. Gozlan, R.E. Introduction of Non-Native Freshwater Fish: Is It All Bad? *Fish and Fisheries* 2008, *9*, 106–115.
6. Panagiotakopulu, E.; Garcia, A.C. Two Azores Shipwrecks and Insect Biological Invasions during the Age of Discovery. *Biol Invasions* **2023**, *25*, 2309–2324, doi:10.1007/s10530-023-03042-2.
7. Cadotte, M.W. Darwin to Elton: Early Ecology and the Problem of Invasive Species. In *Conceptual Ecology and Invasion Biology: Reciprocal Approaches to Nature*; 2006; pp. 15–33.
8. Heger, T.; Jeschke, J.M. The Enemy Release Hypothesis as a Hierarchy of Hypotheses. *Oikos* **2014**, *123*, 741–750, doi:10.1111/j.1600-0706.2013.01263.x.
9. Morais, P.; Reichard, M. Cryptic Invasions: A Review. *Science of the Total Environment* 2018, *613–614*.
10. Simberloff, D.; Martin, J.L.; Genovesi, P.; Maris, V.; Wardle, D.A.; Aronson, J.; Courchamp, F.; Galil, B.; García-Berthou, E.; Pascal, M.; et al. Impacts of Biological Invasions: What’s What and the Way Forward. *Trends Ecol Evol* **2013**, *28*, 58–66, doi:10.1016/j.tree.2012.07.013.
11. Vaz, A.S.; Kueffer, C.; Kull, C.A.; Richardson, D.M.; Schindler, S.; Muñoz-Pajares, A.J.; Vicente, J.R.; Martins, J.; Hui, C.; Kühn,

- I.; et al. The Progress of Interdisciplinarity in Invasion Science. *Ambio* **2017**, *46*, 428–442, doi:10.1007/s13280-017-0897-7.
12. Elton, C.S. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*; Springer Nature, 2020;
  13. Richardson, D.M. Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton. *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton* **2010**, 1–432, doi:10.1002/9781444329988.
  14. Campbell, S.E.; Simberloff, D. Forty Years of Invasion Research: More Papers, More Collaboration...bigger Impact? *NeoBiota* **2022**, *75*, 57–77, doi:10.3897/NEOBIOTA.75.86949.
  15. Häder, D.P.; Banaszak, A.T.; Villafañe, V.E.; Narvarte, M.A.; González, R.A.; Helbling, E.W. Anthropogenic Pollution of Aquatic Ecosystems: Emerging Problems with Global Implications. *Science of the Total Environment* **2020**, *713*, 136586.
  16. Strayer, D.L.; Dudgeon, D. Freshwater Biodiversity Conservation: Recent Progress and Future Challenges. *J North Am Benthol Soc* **2010**, *29*, 344–358, doi:10.1899/08-171.1.
  17. Harrison, I.; Darwall, W.; Lee, R.R.; Muruven, D.; Revenga, C.; Claussen, J.; Lynch, A.; Pinder, A.; Abell, R.; Martinelli, P.; et al. The World's Forgotten Fishes. *World Wide Fund for Nature (WWF)* **2021**.
  18. Duncan, J.R.; Lockwood, J.L. Extinction in a Field of Bullets: A Search for Causes in the Decline of the World's Freshwater Fishes. *Biol Conserv* **2001**, *102*, 97–105, doi:10.1016/S0006-3207(01)00077-5.
  19. Rahel, F.J.; Olden, J.D. Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conservation Biology* **2008**, *22*(3), 521–533, doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x.
  20. Pievani, T. The Sixth Mass Extinction: Anthropocene and the Human Impact on Biodiversity. *Rendiconti Lincei* **2014**, *25*, 85–93, doi:10.1007/s12210-013-0258-9.
  21. Dudgeon, D.; Arthington, A.H.; Gessner, M.O.; Kawabata, Z.I.; Knowler, D.J.; Lévêque, C.; Naiman, R.J.; Prieur-Richard, A.H.; Soto, D.; Stiassny, M.L.J.; et al. Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. *Biol Rev*

- Camb Philos Soc* **2006**, *81*, 163–182, doi:10.1017/S1464793105006950.
22. Murchie, K.J.; Hair, K.P.E.; Pullen, C.E.; Redpath, T.D.; Stephens, H.R.; Cooke, S.J. Fish Response to Modified Flow Regimes in Regulated Rivers: Research Methods, Effects and Opportunities. *River Res Appl* 2008, *24*, 197–217.
  23. Schwarzenbach, R.P.; Escher, B.I.; Fenner, K.; Hofstetter, T.B.; Johnson, C.A.; Von Gunten, U.; Wehrli, B. The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems. *Science (1979)* 2006, *313*, 1072–1077.
  24. Melland, A.R.; Jordan, P.; Murphy, P.N.C.; Mellander, P.E.; Buckley, C.; Shortle, G. Land Use: Catchment Management. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems* **2014**, 98–113, doi:10.1016/B978-0-444-52512-3.00077-2.
  25. Cucherousset, J.; Olden, J.D. Ecological Impacts of Non-Native Freshwater Fishes. *Fisheries (Bethesda)* **2011**, *36*, 215–230, doi:10.1080/03632415.2011.574578.
  26. Pyšek, P.; Richardson, D.M. Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annu Rev Environ Resour* **2010**, *35*, 25–55, doi:10.1146/annurev-environ-033009-095548.
  27. Hulme, P.E. Invasion Pathways at a Crossroad: Policy and Research Challenges for Managing Alien Species Introductions. *Journal of Applied Ecology* **2015**, *52*, 1418–1424, doi:10.1111/1365-2664.12470.
  28. Hewitt, G.M. Post-Glacial Re-Colonization of European Biota. *Biological Journal of the Linnean Society* **1999**, *68*, 87–112, doi:10.1006/bjpl.1999.0332.
  29. Takács, P.; Czeglédi, I.; Ferincz, Á.; Sály, P.; Specziár, A.; Vitál, Z.; Weiperth, A.; Erős, T. Non-Native Fish Species in Hungarian Waters: Historical Overview, Potential Sources and Recent Trends in Their Distribution. *Hydrobiologia* **2017**, 1–22, doi:10.1007/s10750-017-3147-x.
  30. Froese, R.; Pauly, D. Www.Fishbase.Org Available online: <https://fishbase.de/summary/4696>.
  31. Harka, Á. Magyarország Faunájának Új Halfaja: Az Amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877). *Halászat* **1998**, *91:1*, 32–33.

32. Harka, Á.; Sallai, Z.; Koščo, J. Az Amurgéb (*Perccottus glenii*) Terjedése a Tisza Vízrendszerében. In *A Puszta*; 2003; Vol. 1/18, pp. 49-56., 8 p.
33. Erős, T.; Takács, P.; Sály, P.; Specziár, A.; György, Á.I.; Bíró, P. Az Amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) Megjelenése a Balaton Vízugyűjtőjén. *Halászat* **2008**, 101:2, 75–77.
34. Harka, Á.; Megyeri, C.; Bereczki, C. Amurgéb (*Perccottus glenii*) a Balatonnál. *Halászat* **2008**, 101, 62.
35. Ferincz, Á.; Staszny, Á.; Paulovics, G. Amurgéb (*Perccottus glenii*) a Hévíz–Páhoki-Csatornában. *Halászat* **2012**, 105/1, 18.
36. Takács, P.; Vitál, Z.; Poller, Z.; Paulovics, G.; Ferincz, Á.; Erős, T. Az Amurgéb (*Perccottus glenii*) Új Lelőhelyei a Balaton Vízugyűjtőjén. *Halászat* **2012**, 105/3, 16.
37. Takács, P.; Vitál, Z. Amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) a Duna Mentén. *Halászat* **2012**, 105/14, 16.
38. Bănađuc, D.; Marić, S.; Cianfaglione, K.; Afanasyev, S.; Somogyi, D.; Nyeste, K.; Antal, L.; Koščo, J.; Caleta, M.; Wanzenböck, J.; et al. Stepping Stone Wetlands, Last Sanctuaries for European Mudminnow: How Can the Human Impact, Climate Change, and Non-Native Species Drive a Fish to the Edge of Extinction? *Sustainability* **2022**, 14, 13493, doi:10.3390/SU142013493.
39. Európai Bizottság Az Idegenhonos Inváziós Fajok Betelepítésének Vagy Behurcolásának És Terjedésének Megelőzéséről És Kezeléséről Szóló 1143/2014/EU Rendelet Available online: <https://eur-lex.europa.eu/HU/legal-content/summary/protecting-biodiversity-from-invasive-alien-species.html?fbclid=IwAR01VQ3gh8RZL1AP14ED0abl3N1uevyBVxw59LPirvYyLJTFomwG47exL9o>.
40. Litvinov, A.G.; O’Gorman, R. Biology of Amur Sleeper (*Perccottus glehni*) in the Delta of the Selenga River, Buryatia, Russia. *J Great Lakes Res* **1996**, 22, 370–378, doi:10.1016/S0380-1330(96)70962-0.
41. Rechulicz, J.; Płaska, W.; Nawrot, D. Occurrence, Dispersion and Habitat Preferences of Amur Sleeper (*Perccottus glenii*) in Oxbow Lakes of a Large River and Its Tributary. *Aquat Ecol* **2015**, 49, 389–399, doi:10.1007/s10452-015-9532-5.

42. Tatár, S.; Bajomi, B.; Specziár, A.; Tóth, B.; Trenovszki, M.M.; Urbányi, B.; Csányi, B.; Szekeres, J.; Müller, T. Habitat Establishment, Captive Breeding and Conservation Translocation to Save Threatened Populations of the Vulnerable European Mudminnow *Umbra krameri*. *Oryx* **2017**, *51*(4), 718–729, doi:10.1017/S0030605316000533.
43. Moyle, P.B.; Light, T. Biological Invasions of Fresh Water: Empirical Rules and Assembly Theory. *Biol Conserv* **1996**, *78*, 149–161, doi:10.1016/0006-3207(96)00024-9.
44. Gido, K.B.; Propst, D.L.; Olden, J.D.; Bestgen, K.R. Multidecadal Responses of Native and Introduced Fishes to Natural and Altered Flow Regimes in the American Southwest. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **2013**, *70*, 54–564, doi:10.1139/cjfas-2012-0441.
45. Marchetti, M.P.; Moyle, P.B. Effects of Flow Regime on Fish Assemblages in a Regulated California Stream. *Ecological Applications* **2001**, *11*, 530–539, doi:10.1890/1051-0761(2001)011[0530:EOFROF]2.0.CO;2.
46. Eby, L.A.; Fagan, W.F.; Minckley, W.L. Variability and Dynamics of a Desert Stream Community. *Ecological Applications* **2003**, *13*, 1566–1579, doi:10.1890/02-5211.
47. Takács, P.; Erős, T.; Specziár, A.; Sály, P.; Vitál, Z.; Ferincz, Á.; Molnár, T.; Szabolcsi, Z.; Bíró, P.; Csoma, E. Population Genetic Patterns of Threatened European Mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) in a Fragmented Landscape: Implications for Conservation Management. *PLoS One* **2015**, *10*(9), 1–23, doi:10.1371/journal.pone.0138640.
48. Nyeste, K.; Somogyi, D.; Bereczki, C.; Orcsik, T.; Tatár, S.; Antal, L. Halfaunisztikai Vizsgálatok a Lápi Póc (*Umbra krameri*) Történeti És Potenciális Szatmár-Beregi Élőhelyein. *Halászatfejlesztés* **2022**, *39*, 83–86.
49. Reshetnikov, A.N.; Manteifel, Y.B. Newt–Fish Interactions in Moscow Province: A New Predatory Colonizer, *Perccottus glenii*, Transforms Metapopulations of Newts, *Triturus vulgaris* and *T. cristatus*. *Advances in Amphibian Research in the Former Soviet Union* **1997**, *2*, 1–12.

50. Reshetnikov, A.N. The Introduced Fish, Rotan (*Perccottus glenii*), Depresses Populations of Aquatic Animals (Macroinvertebrates, Amphibians, and a Fish). *Hydrobiologia* **2003**, *510(1)*, 83–90.
51. Reshetnikov, A.N. Does Rotan *Perccottus glenii* (Perciformes: Odontobutidae) Eat the Eggs of Fish and Amphibians? *J Ichthyol* **2008**, *48(4)*, 336–344, doi:10.1134/S0032945208040061.
52. DeLong, D.C. Defining Biodiversity. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* **1996**, *24*, 738–749.
53. Magurran, A.E. Biological Diversity. *Current Biology* 2005, *15*, R116–R118.
54. Naeem, S.; Bunker, D.E.; Hector, A.; Loreau, M.; Perrings, C. *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*; 2009; Vol. 9780199547951;.
55. Chapin, F.S.; Zavaleta, E.S.; Eviner, V.T.; Naylor, R.L.; Vitousek, P.M.; Reynolds, H.L.; Hooper, D.U.; Lavorel, S.; Sala, O.E.; Hobbie, S.E.; et al. Consequences of Changing Biodiversity. *Nature* 2000, *405*, 234–242.
56. Winfree, R. Global Change, Biodiversity, and Ecosystem Services: What Can We Learn from Studies of Pollination? *Basic Appl Ecol* **2013**, *14*, 453–460, doi:10.1016/j.baae.2013.07.004.
57. Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S. Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. *Ecol Monogr* **2005**, *75*, 3–35.
58. Kernan, M. Climate Change and the Impact of Invasive Species on Aquatic Ecosystems. *Aquat Ecosyst Health Manag* **2015**, *18*, 321–333, doi:10.1080/14634988.2015.1027636.
59. Malhi, Y.; Franklin, J.; Seddon, N.; Solan, M.; Turner, M.G.; Field, C.B.; Knowlton, N. Climate Change and Ecosystems: Threats, Opportunities and Solutions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 2020, *375*, 20190104.
60. Jackson, H.B.; Fahrig, L. Habitat Loss and Fragmentation. In *Encyclopedia of Biodiversity*; Carleton University, Ed.; Elsevier: Ottawa, Canada, 2013; pp. 50–58.

61. Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, Å.; Chapin, F.S.; Lambin, E.F.; Lenton, T.M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H.J.; et al. A Safe Operating Space for Humanity. *Nature* 2009, *461*, 472–475.
62. Wiens, J.J. Climate-Related Local Extinctions Are Already Widespread among Plant and Animal Species. *PLoS Biol* **2016**, *14*(12), e2001104, doi:10.1371/journal.pbio.2001104.
63. Kernan, M. Climate Change and the Impact of Invasive Species on Aquatic Ecosystems. *Aquat Ecosyst Health Manag* **2015**, *18*, 321–333, doi:10.1080/14634988.2015.1027636.
64. Malhi, Y.; Franklin, J.; Seddon, N.; Solan, M.; Turner, M.G.; Field, C.B.; Knowlton, N. Climate Change and Ecosystems: Threats, Opportunities and Solutions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 2020, *375*. 1794: 20190104.
65. Jackson, H.B.; Fahrig, L. Habitat Loss and Fragmentation. In *Encyclopedia of Biodiversity*; Carleton University, Ed.; Elsevier: Ottawa, Canada, 2013; pp. 50–58.
66. Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, Å.; Chapin, F.S.; Lambin, E.F.; Lenton, T.M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H.J.; et al. A Safe Operating Space for Humanity. *Nature* 2009, *461*.
67. Pievani, T. The Sixth Mass Extinction: Anthropocene and the Human Impact on Biodiversity. *Rendiconti Lincei* **2014**, *25*, 85–93, doi:10.1007/s12210-013-0258-9.
68. Wilson, E.O. *The Diversity of Life*; WW Norton & Company., 1992;
69. Maclaurin, J.; Sterelny, K. *What Is Biodiversity?*; 2013;
70. Steffen, W.; Crutzen, P.J.; McNeill, J.R. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature? *Ambio* 2007, *36*, 614–621.
71. Boston, P.J. Gaia Hypothesis. In *Encyclopedia of Ecology: Volume 1-4, Second Edition*; 2019; Vol. 4.
72. Sala, O.E.; Chapin, F.S.; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.B.; Kinzig, A.; et al. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science (1979)* 2000, *287*, 1770–1774.

73. Clavero, M.; García-Berthou, E. Invasive Species Are a Leading Cause of Animal Extinctions. *Trends Ecol Evol* **2005**, *20*(3), 110, doi:10.1016/J.TREE.2005.01.003.
74. Leprieur, F.; Beauchard, O.; Blanchet, S.; Oberdorff, T.; Brosse, S. Fish Invasions in the World's River Systems: When Natural Processes Are Blurred by Human Activities. *PLoS Biol* **2008**, *6*, e28, doi:10.1371/journal.pbio.0060028.
75. Roberts, P.D.; Diaz-Soltero, H.; Hemming, D.J.; Parr, M.J.; Wakefield, N.H.; Wright, H.J. What Is the Evidence That Invasive Species Are a Significant Contributor to the Decline or Loss of Threatened Species? A Systematic Review Map. *Environ Evid* **2013**, *2*, 1–7.
76. Baron, J.; Poff, N.L.; Angermeier, P.L.; Dahm, C.N.; Gleick, P.H.; Hairston, N.G.; Jackson, R.B.; Johnston, C.A.; Richter, B.D.; Steinman, A.D. Meeting Ecological and Societal Needs for Freshwater. *Ecological Applications* **2002**, *12*, 1247–1260, doi:10.1177/039463201302600313.
77. Ricciardi, A.; Rasmussen, J.B. Extinction Rates of North American Freshwater Fauna. *Conservation Biology* **1999**, *13*, 1220–1222, doi:10.1046/j.1523-1739.1999.98380.x.
78. Ricciardi, A.; Macisaac, H.J. Impacts of Biological Invasions on Freshwater Ecosystems. In *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*; 2010; pp. 211–224.
79. Bogutskaya, N.G.; Naseka, A.M.; Shedko, S. V.; Vasil'eva, E.D.; Chereshev, I.A. The Fishes of the Amur River: Updated Checklist and Zoogeography. *Ichthyol Explor Freshw* **2008**, *19*, 301–366.
80. Alexander, M.E.; Kaiser, H.; Weyl, O.L.F.; Dick, J.T.A. Habitat Simplification Increases the Impact of a Freshwater Invasive Fish. *Environ Biol Fishes* **2015**, *98*, 477–486, doi:10.1007/s10641-014-0278-z.
81. Mooney, H.A.; Cleland, E.E. The Evolutionary Impact of Invasive Species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **2001**, *98*, 5446–5451, doi:10.1073/PNAS.091093398.
82. Gurevitch, J.; Padilla, D.K. Are Invasive Species a Major Cause of Extinctions? *Trends Ecol Evol* **2004**, *19*, 470–474, doi:10.1016/j.tree.2004.07.005.

83. Simberloff, D. *Invasive Species: What Everyone Needs to Know.*; Oxford University Press., 2013;
84. Ehrenfeld, D. The Environmental Limits to Globalization. *Conservation Biology* 2005, *19*, 318–326.
85. Bernery, C.; Bellard, C.; Courchamp, F.; Brosse, S.; Gozlan, R.E.; Jarić, I.; Teletchea, F.; Leroy, B. Freshwater Fish Invasions: A Comprehensive Review. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 2022, *53*, 427–456.
86. Takács, P.; Maáz, G.; Vitál, Z.; Harka, Á. Akvárium Halak a Hévíz-Lefolyó Termálvizében Aquarium Fishes in the Outflow of the Thermal Lake Hévíz. *Pisces Hungarici* **2015**, *9*, 59–64.
87. Peters, J.A.; Lodge, D.M. Invasive Species Policy at the Regional Level: A Multiple Weak Links Problem. *Fisheries (Bethesda)* **2009**, *34*, 373–380, doi:10.1577/1548-8446-34.8.373.
88. Mulligan, H.; Schall, B.J.; Davis, T.; Coulter, A.A. Opportunities for Regional Collaboration and Prevention: Assessing the Risk of the Live Bait Trade as a Pathway of Invasive Species. *Biol Conserv* **2023**, *287*, 110342.
89. Green, A.J.; Lovas-Kiss, Á.; Reynolds, C.; Sebastián-González, E.; Silva, G.G.; van Leeuwen, C.H.A.; Wilkinson, D.M. Dispersal of Aquatic and Terrestrial Organisms by Waterbirds: A Review of Current Knowledge and Future Priorities. *Freshw Biol* 2023, *68* (2), 173–190.
90. Riehl, R. Können Einheimische Fische Anhand Ihrer Eier durch Wasservögel Verbreitet Werden. *Zeitschrift für Fischkunde* **1991**, *1*, 79–83.
91. Silva, G.G.; Weber, V.; Green, A.J.; Hoffmann, P.; Silva, V.S.; Volcan, M. V.; Lanés, L.E.K.; Stenert, C.; Reichard, M.; Maltchik, L. Killifish Eggs Can Disperse via Gut Passage through Waterfowl. *Ecology* **2019**, *100*(11), 1–4 doi:10.1002/ecy.2774.
92. Lovas-Kiss, Á.; Vincze, O.; Löki, V.; Paller-Kapusi, F.; Halasi-Kovács, B.; Kovács, G.; Green, A.J.; Lukács, B.A. Experimental Evidence of Dispersal of Invasive Cyprinid Eggs inside Migratory Waterfowl. *Proc Natl Acad Sci U S A* **2020**, *117*, 15397–15399, doi:10.1073/PNAS.2004805117/SUPPL\_FILE/PNAS.2004805117.SD01.XLS.

93. Knapp, R.A.; Matthews, K.R. Non-Native Fish Introductions and the Decline of the Mountain Yellow-Legged Frog from within Protected Areas. *Conservation Biology* **2000**, *14*, 428–438, doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99099.x.
94. Witte, F.; Goldschmidt, T.; Wanink, J.; van Oijen, M.; Goudswaard, K.; Witte-Maas, E.; Bouton, N. The Destruction of an Endemic Species Flock: Quantitative Data on the Decline of the Haplochromine Cichlids of Lake Victoria. *Environ Biol Fishes* 1992, *34*, 1–28.
95. Taabu-Munyaho, A.; Marshall, B.E.; Tomasson, T.; Marteinsdottir, G. Nile Perch and the Transformation of Lake Victoria. *Afr J Aquat Sci* 2016, *41*, 127–142.
96. Ricciardi, A.; Atkinson, S.K. Distinctiveness Magnifies the Impact of Biological Invaders in Aquatic Ecosystems. *Ecol Lett* **2004**, *7*, 781–784, doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00642.x.
97. Sullivan, W.P.; Burkett, D.P.; Boogaard, M.A.; Criger, L.A.; Freiburger, C.E.; Hubert, T.D.; Leistner, K.G.; Morrison, B.J.; Nowicki, S.M.; Robertson, S.N.P.; et al. Advances in the Use of Lampricides to Control Sea Lampreys in the Laurentian Great Lakes, 2000–2019. *J Great Lakes Res* 2021, *47*, S216–S237.
98. Neave, F.B.; Booth, R.M.W.; Philipps, R.R.; Keffer, D.A.; Bravener, G.A.; Coombs, N. Changes in Native Lamprey Populations in the Great Lakes since the Onset of Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) Control. *J Great Lakes Res* **2021**, *47*, S378–S387, doi:10.1016/j.jglr.2020.10.005.
99. Pendleton, R.M.; Schwinghamer, C.; Solomon, L.E.; Casper, A.F. Competition among River Planktivores: Are Native Planktivores Still Fewer and Skinnier in Response to the Silver Carp Invasion? *Environ Biol Fishes* **2017**, *100*, 1213–1222, doi:10.1007/s10641-017-0637-7.
100. Chick, J.H.; Gibson-Reinemer, D.K.; Soeken-Gittinger, L.; Casper, A.F. Invasive Silver Carp Is Empirically Linked to Declines of Native Sport Fish in the Upper Mississippi River System. *Biol Invasions* **2020**, *22*, doi:10.1007/s10530-019-02124-4.
101. Sampson, S.J.; Chick, J.H.; Pegg, M.A. Diet Overlap among Two Asian Carp and Three Native Fishes in Backwater Lakes on the

- Illinois and Mississippi Rivers. *Biol Invasions* **2009**, *11*, 483–496, doi:10.1007/s10530-008-9265-7.
102. Galarowicz, T.L.; Adams, J.A.; Wahl, D.H. The Influence of Prey Availability on Ontogenetic Diet Shifts of a Juvenile Piscivore. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **2006**, *63*, 1722–1733, doi:10.1139/F06-073.
  103. Lovell, S.J.; Stone, S.F.; Fernandez, L. The Economic Impacts of Aquatic Invasive Species: A Review of the Literature. In *Proceedings of the Agricultural and Resource Economics Review*; 2006; Vol. 35, pp. 195–208.
  104. Great Lakes Fishery Commission *A Mid-Decade Review of Progress under a “Strategic Vision of the Great Lakes Fishery Commission for the First Decade of the New Millennium.”*; Great Lakes Fish Comm. Misc. Publ., 2006;
  105. Vitál, Z.; Halasi-Kovács, B.; Mozsár, A. A Busák Gyérítésének Helyzete Magyarországon - Horgászat Vagy Ökológiai Halászat? *Halászatfejlesztés* **2022**, *39*, 92–97.
  106. Sallai, Z.; Juhász, P. A Túr Magyarországi Vízrendszerének Halfaunisztikai Vizsgálata. *Pisces Hungarici* **2021**, *15*, 39–54.
  107. Nikolski, G. V *Fishes of the River Amur Basin. Results of the 1945–1949 Amur Ichthyological Expedition*; Izdatelstvo Akad. Nauk SSSR: Russia, 1956;
  108. Kottelat, M.; Freyhof, J. *Handbook of European Freshwater Fishes*; Publications Kottelat, Cornol, Switzerland., 2007;
  109. Dybowski, B.N. *Ryby Sistemy Vod’ Amura. [Fishes of the Amur Water System.]*; Izvestiya Zapadno Sibirskogo Otdela Imperatorskago Russkago Geograficheskago Obshchestva: Irkutsk, 1877;
  110. Romero, P. An Etymological Dictionary of Taxonomy. *Madrid, unpublished* **2002**.
  111. Berg, L.S. *Freshwater Fishes of the U.S.S.R. and Adjacent Countries*; 4th ed.; Israel Program for Scientific Translations Ltd.: Jerusalem, 1965;
  112. Dyldin, Y. V.; Fricke, R.; Hanel, L.; Vorobiev, D.S.; Interesova, E.A.; Romanov, V.I.; Orlov, A.M. Freshwater and Brackish Water Fishes of Sakhalin Island (Russia) in Inland and Coastal Waters:

An Annotated Checklist with Taxonomic Comments. *Zootaxa* **2021**, 5065, 1–92, doi:10.11646/ZOOTAXA.5065.1.1.

113. Golubtsov, B.A.S.; Ilyin, I.I.; Mina, M. V. Polymorphisms at Two Enzyme Loci (Sod and Odh) in Populations of the Amur Sleeper, *Perccottus glenii* (Pisces, Eleotrididae), from Its Native Range and the Colonized Area: The Effect of Introduction on Genetic Variation. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* **1993**, 31(4), 269–279 doi:10.1111/j.1439-0469.1993.tb00196.x.
114. Baensch, H.A.; Riehl, R. *Aquarien Atlas*; Verlag für Natur-und Heimtierkunde: Germany, 1991;
115. Koščo, J.; Lusk, S.; Halačka, K.; Lusková, V. The Expansion and Occurrence of the Amur Sleeper (*Perccottus glenii*) in Eastern Slovakia. *Folia Zool Brno* **2003**, 52, 329–336.
116. Oskyrko, O.S.; Nekrasova, O.D.; Tytar, V.; Pupins, M.; Ceirans, A.; Karklins, A. Morphological Peculiarities of Northern Marginal Populations of the Invasive Fish Species *Perccottus glenii* and Its Registered Maximal Size in Latvia. In Proceedings of the Journal of Morphology; 2019; pp. S194–S195.
117. Miller, P.; Vasil'eva, E.D. *Perccottus glenii* Dybowsky 1877. In *The freshwater fishes of Europe*; 2003; pp. 8, 135–156.
118. Harka, Á. Magyarország Faunájának Új Halfaja: Az Amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877). *Halászat* **1998**, 91:1, 32–33.
119. Miller, P.; Vasil'eva, E.D. *Perccottus glenii* Dybowsky 1877. In *The freshwater fishes of Europe*; 2003; pp. 8, 135–156.
120. Nelson, J.S. *Fishes of the World*; John Wiley & Sons.: Nueva York, 2006;
121. Berg, L.S. *Ryby Presnyh Vod SSSR I Sopredelnyh Stran*; Moskva, 1949; Vol. 2;.
122. Kutsokon, Y.; Tsyba, A.; Kvach, Y. The Occurrence of the Chinese Sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in the Southern Bug River Basin, Ukraine. *Bioinvasions Rec* **2014**, 3, 45–48, doi:10.3391/bir.2014.3.1.08.
123. Horvatić, S.; Zanella, D.; Marčić, Z.; Mustafić, P.; Buj, I.; Onorato, L.; Ivić, L.; Karlović, R.; Čaleta, M. First Report of the Chinese Sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in the Drava River,

- Croatia. *Bioinvasions Rec* **2022**, *11(1)*, 250–266, doi:10.3391/bir.2022.11.1.26.
124. Ahnelt, H.; Göschl, J. The Pattern of the Lateral-Line System on the Caudal Fin of *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Teleostei: Odontobutidae), with Comments on the Arrangement of the Lateral-Line System on the Caudal Fin of Gobioidae. *Proceedings-California Academy of Science* **2004**, *55*, 358.
  125. Nikolsky, G. V *Fishes of Amur River Basin. Results of Amur Ichthyological Expedition of 1944-1949*; Moskva, 1956;
  126. Nowak, M.; Popek, W.; Epler, P. Range Expansion of an Invasive Alien Species, Chinese Sleeper, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Teleostei: Odontobutidae) in the Vistula River Drainage. *Acta Ichthyol Piscat* **2008**, *38*, 37–40, doi:10.3750/AIP2008.38.1.05.
  127. Kas'yanov, A.N.; Goroshkova, T. V. Morphological Features of the Amur Sleeper (*Perccottus glenii*, Perciformes, Eleotridae) Introduced into Water Bodies of European Russia. *Contemp Probl Ecol* **2012**, *5*, 58–70, doi:10.1134/S1995425512010080.
  128. Kvach, Y.; Karavanskyi, Y.; Tkachenko, P.; Zamorov, V. First Record of the Invasive Chinese Sleeper, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Gobiiformes: Odontobutidae) in the Black Sea. *Bioinvasions Rec* **2021**, *10*, 25–28, doi:10.3391/bir.2021.10.2.19.
  129. Nikolić, D.; Skorić, S.; Cvijanović, G.; Jaćimović, M.; Đikanović, V.; Mićković, B. Morphometric and Meristic Characteristics of the Amur Sleeper (*Perccottus glenii*) from the Danube River Drainage Channel. *Arch Biol Sci* **2021**, *73*, 381–388, doi:10.2298/ABS210413031N.
  130. Baranov, V.Y.; Vasil'ev, A.G. Phenotypic Plasticity of the Amur Sleeper (*Perccottus glenii*) Invasive Populations during the Colonization of Water Bodies. *Russ J Biol Invasions* **2022**, *13*, 412–427, doi:10.1134/S2075111722040038.
  131. Mozsár, A.; Specziár, A.; Pirger, Z.; Czeglédi, I.; Kati, S.; Nagy, S.A.; Nyeste, K.; Somogyi, D.; Antal, L. Sexual Trait May Simultaneously Indicate Sperm Production and Nutritional Fitness in Uniparental Nest-Guarding Fish: A Case Study on Amur Sleeper. *J Zool* **2021**, *314*, 227–233, doi:10.1111/JZO.12874.
  132. Grabowska, J.; Grabowski, M.; Pietraszewski, D.; Gmur, J. Non-Selective Predator - the Versatile Diet of Amur Sleeper (*Perccottus*

- glenii* Dybowski, 1877) in the Vistula River (Poland), a Newly Invaded Ecosystem. *Journal of Applied Ichthyology* **2009**, *25*(4), 451–459, doi:10.1111/j.1439-0426.2009.01240.x.
133. Koščo, J.; Manko, P.; Miklisová, D.; Košuthová, L. Feeding Ecology of Invasive *Perccottus glenii* (Perciformes, Odontobutidae) in Slovakia. *Czech Journal of Animal Science* **2008**, *53*(11), 479–486, doi:10.17221/340-cjas.
  134. Kati, S.; Mozsár, A.; Árva, D.; Cozma, N.J.; Czeglédi, I.; Antal, L.; Nagy, S.A.; Erős, T. Feeding Ecology of the Invasive Amur Sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in Central Europe. *Int Rev Hydrobiol* **2015**, *100*(3-4), 116–128, doi:10.1002/iroh.201401784.
  135. Rau, M.A.; Plavan, G.; Strungaru, S.A.; Nicoara, M.; Rodriguez-Lozano, P.; Mihiu-Pintilie, A.; Ureche, D.; Klimaszyk, P. The Impact of Amur Sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) on the Riverine Ecosystem: Food Selectivity of Amur Sleeper in a Recently Colonized River. *Oceanol Hydrobiol Stud* **2017**, *46*, 96–107, doi:10.1515/ohs-2017-0010.
  136. Interesova, E.A.; Reshetnikova, S.N. First Data on Seasonal Changes in Feeding of the Amur Sleeper *Perccottus glenii* (Odontobutidae) in the South of West Siberia. *J Ichthyol* **2020**, *60*(1), 124–127, doi:10.1134/S0032945220010063.
  137. Somogyi, D.; Erős, T.; Mozsár, A.; Czeglédi, I.; Szeles, J.; Tóth, R.; Zulkipli, N.; Antal, L.; Nyeste, K. Intraguild Predation as a Potential Explanation for the Population Decline of the Threatened Native Fish, the European Mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) by the Invasive Amur Sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877). *NeoBiota* **2023**, *83*, 91–107, doi:10.3897/neobiota.83.95680.
  138. Szító, A.; Harka, Á. Az Amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877) Táplálékának Összetétele. *Halászat* **2000**, *93*, 97–100.
  139. Manteifel, Y.B.; Reshetnikov, A.N. Selective Predation on Tadpoles of Three Tailless Anuran Species. *Zh Obshch Biol* **2001**, *62*(2), 150–156.
  140. Kutsokon, I.; Tkachenko, M.; Bondarenko, O.; Pupins, M.; Snigirova, A.; Berezovska, V.; Čeirāns, A.; Kvach, Y. The Role of Invasive Chinese Sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in the

- Ilgas Nature Reserve Ecosystem: An Example of a Monospecific Fish Community. *Bioinvasions Rec* **2021**, *10*, 396–410, doi:10.3391/bir.2021.10.2.18.
141. Sinelnikov, A.M. Feeding of Rotan in Flood Plain Water Body of the Basin of Razdolnaya River (Primorski Krai). *Biology of fishes of the Far East, DGU, VladivostokS* **1976**, 96–99.
  142. Xing, M.; Wang, Q.; Li, X.; Li, Y.; Zhou, X. Selection of Keystone Species Based on Stable Carbon and Nitrogen Isotopes to Construct a Typical Food Web on the Shore of Xingkai Lake, China. *Ecol Indic* **2021**, *132*, 108263, doi:10.1016/j.ecolind.2021.108263.
  143. Li, X.; Wang, Q.; Xing, M.; Ma, Z.; Li, Y.; Zhou, X. Typical Scaled Food Web Structure and Total Mercury Enrichment Characteristics in Xingkai Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research* **2022**, *29*, 58297–58311, doi:10.1007/s11356-022-19874-9.
  144. Terlecki, J.; Pałka, R. Occurrence of *Perccottus glenii* Dybowski 1877 (Perciformes, Odontobutidae) in the Middle Stretch of the Vistula River, Poland. *Archives of Polish Fisheries* **2012**, *20*, 179–184, doi:10.2478/v10086-012-0022-2.
  145. Reshetnikov, A.N.; Ficetola, G.F. Potential Range of the Invasive Fish Rotan (*Perccottus glenii*) in the Holarctic. *Biol Invasions* **2011**, *13(12)*, 2967–2980, doi:10.1007/s10530-011-9982-1.
  146. Błazejewski, M.; Król, J.; Hliwa, P. Early Ontogenetic Development of the Amur Sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877, an Alien Invasive Fish Species Outside Its Natural Range. *Folia Biologica (Poland)* **2019**, *67*, 61–68, doi:10.3409/fb\_67-2.06.
  147. Yang, P.M.; Jin, G.H.; Liu, Y.X.; Li, J.W.; Hu, Z.Y. Early Development of the Amur Sleeper (*Perccottus glenii*, Dybowski, 1877): A Remarkable Invasive Species in Eurasia. *Iran J Fish Sci* **2012**, *11*, 590–601.
  148. Harka, Á.; Sallai, Z. *Magyarország Halfaunája; Nimfea Természetvédelmi Egyesület Kiadó, Szarvas: Szarvas, 2004;*
  149. Čaleta, M.; Jelić, D.; Buj, I.; Zanella, D.; Marčić, Z.; Mustafić, P.; Mrakovčić, M. First Record of the Alien Invasive Species Rotan (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in Croatia. *Journal of Applied*

- Ichthyology* **2010**, 27, 146–147, doi:10.1111/j.1439-0426.2010.01612.x.
150. Jurajda, P.; Vassilev, M.; Polačik, M.; Trichkova, T. A First Record of *Perccottus glenii* (Perciformes: Odontobutidae) in the Danube River in Bulgaria. *Acta Zool Bulg* **2006**, 279–282.
  151. Orlova, M.I.; Telesh, I. V.; Berezina, N.A.; Antsulevich, A.E.; Maximov, A.A.; Litvinchuk, L.F. Effects of Nonindigenous Species on Diversity and Community Functioning in the Eastern Gulf of Finland (Baltic Sea). *Helgol Mar Res* **2006**, 60, 98–105, doi:10.1007/s10152-006-0026-7.
  152. Rakauskas, V.; Virbickas, T.; Steponėnas, A. Several Decades of Two Invasive Fish Species (*Perccottus glenii*, *Pseudorasbora Parva*) of European Concern in Lithuanian Inland Waters; from First Appearance to Current State. *J Vertebr Biol* **2021**, 70, 21048–1, doi:10.25225/jvb.21048.
  153. Mori, T. *Studies on the Geographical Distribution of Freshwater Fishers in Eastern Asia*; Toppan Print: Tokyo, 1936;
  154. Zhu, S, Q. *Synopsis of Freshwater Fishes in China*; iangsu Science and Technology Publishing House: Nanjing, 1995;
  155. Reshetnikov, A.N. Spatio-Temporal Dynamics of the Expansion of Rotan *Perccottus glenii* from West-Ukrainian Centre of Distribution and Consequences for European Freshwater Ecosystems. *Aquat Invasions* **2013**, 8(2), 193–206, doi:10.3391/ai.2013.8.2.07.
  156. Spanovskaya, V.D.; Savvaitova, K.A.; Potapova, T.L. Variation of Rotan (*Perccottus glehni* Dyb., Fam. Eleoteridae) in Acclimatization. *Voprosy Ichtiologii* **1964**, 4(4), 632–643.
  157. Reshetnikov, A.N.; Schliewen, U.K. First Record of the Invasive Alien Fish Rotan *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae) in the Upper Danube Drainage (Bavaria, Germany). *Journal of Applied Ichthyology* **2013**, 29, 1367–1369, doi:10.1111/jai.12256.
  158. Nehring, S.; Steinhof, J. First Records of the Invasive Amur Sleeper, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in German Freshwaters: A Need for Realization of Effective Management Measures to Stop the Invasion. **2015**, 4, 223–232, doi:10.3391/bir.2015.4.3.12.

159. Reshetnikov, A.N. The Fish *Perccottus glenii*: History of Introduction to Western Regions of Eurasia. *Hydrobiologia* **2004**, 349–350, doi:10.1023/B:HYDR.0000030060.29433.34.
160. Reshetnikov, A.N. The Current Range of Amur Sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) in Eurasia. *Russ J Biol Invasions* **2010**, *1*, 119–126, doi:10.1134/s2075111710020116.
161. Kvach, Y.; Kutsokon, Y. The Non-Indigenous Fishes in the Fauna of Ukraine: A Potentia Ad Actum. *Bioinvasions Rec* 2017, *6*, 269–279.
162. Antychowicz, J. *Perccottus glehni* w Naszych Wodach. *Komunikaty Rybackie* **1994**, *2*, 21–22.
163. Grabowska, J.; Kvach, Y.; Rewicz, T.; Pupins, M.; Kutsokon, I.; Dykyy, I.; Antal, L.; Zieba, G.; Rakauskas, V.; Trichkova, T.; et al. First Insights into the Molecular Population Structure and Origins of the Invasive Chinese Sleeper, *Perccottus glenii*, in Europe. *NeoBiota* **2020**, *57*, 87–107, doi:10.3897/NEOBIOTA.57.48958.
164. Gergely, J.; Tucakov, M. Amur Sleeper (*Perccottus glenii*): The First Finding in Vojvodina (Serbia). *Halászat* **2004**, *97*, 158–160.
165. Nalbant, T.; Battes, K.; Pricope, F.; Ureche, D. First Record of the Amur Sleeper *Perccottus glenii* (Pisces: Perciformes: Odontobutidae) in Romania. *Travaux du Museum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa* **2004**, *47*, 279–284.
166. Koščo, J.; Košuth, P. On the Occurrence of *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 and *Ictalurus melas* Rafinesque, 1820 from the East Slovakia. In *Biodiversity of fishes in the Czech Republic (IV)*; n LUSK, S., LUSKOVÁ, V., HALAÝKA, K., Ed.; Brno, 2002; pp. 105–108.
167. Hegediš, A.; Lenhardt, M.; Mićković, B.; Cvijanović, G.; Jarić, I.; Gačić, Z. Amur Sleeper (*Perccottus glenii* Dubowski, 1877) Spreading in the Danube River Basin. *Journal of Applied Ichthyology* **2007**, *23*, 705–706, doi:10.1111/j.1439-0426.2007.00867.x.
168. Covaciu-Marcov, S.D.; Ferenti, S.; Sas-Kovács, I. New Records of *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 from South-Western Romania: Invasion in Timis and Aranca Rivers. *South-Western Journal of Horticulture, Biology and Environment* **2017**, *8*, 123–128.

169. Kvach, Y. First Record of the Chinese Sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in the Ukrainian Part of the Danube Delta. *Bioinvasions Rec* **2012**, *1*, 25–28, doi:10.3391/bir.2012.1.1.05.
170. Nastase, A.; Cernisencu, I.; Navodaru, I. A Decade (2007–2017) from First Record of the Invasion in Danube Delta (Romania) by the Non-Native Chinese Sleeper (*Perccottus glenii*, Dybowski 1877) Species in North of Balkan Area. *Journal of Environmental Protection and Ecology* **2019**, *20*, 1796–1805.
171. Nehring, S.; Steinhof, J. First Records of the Invasive Amur Sleeper, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 in German Freshwaters: A Need for Realization of Effective Management Measures to Stop the Invasion. **2015**, *31*(4) (1993): 269-279, doi:10.3391/bir.2015.4.3.12.
172. Šmejkal, M.; Dočkal, O.; Thomas, K.; Verma, C.R.; Kumkar, P.; Kalous, L. First Record of Highly Invasive Chinese Sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Perciformes: Odontobutidae) in the Elbe River Basin, Czechia. *Aquat Ecol* **2024**, *58*, 125–130, doi:10.1007/s10452-023-10036-8.
173. Fayzulin, A.I. Impact Assessment of the Amur Sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 on Amphibians in Samara Oblast. *IOP Conf Ser Earth Environ Sci* **2021**, *818*, 012009, doi:10.1088/1755-1315/818/1/012009.
174. Korzikov, V.A.; Aleksanov, V. V. On Some Factors Driving the Presence of Amphibians in Water Bodies of the Upper Oka Basin (Central Russia). *Nature Conservation Research* **2018**, *3*, 110–119, doi:10.24189/ncr.2018.059.
175. Rocha, L.A.; Rocha, C.R.; Baldwin, C.C.; Weigt, L.A.; McField, M. Invasive Lionfish Preying on Critically Endangered Reef Fish. *Coral Reefs* **2015**, *34*(3), 803–806, doi:10.1007/S00338-015-1293-Z/TABLES/1.
176. Didenko, A. V.; Gurbyk, A.B. Spring Diet and Trophic Relationships between Piscivorous Fishes in Kaniv Reservoir (Ukraine). *Folia Zool Brno* **2016**, *65*, 15–26, doi:10.25225/fozo.v65.i1.a4.2016.
177. Telcean, I.-C.; Cicort-Lucaciu, A.-Ș. Messages of Invasive *Perccottus glenii* Individuals Eaten by an *Esox lucius* from the

- Danube Delta. *Journal of Fisheries* **2016**, *4*, 435–438, doi:10.17017/j.fish.53.
178. Rakauskas, V.; Virbickas, T.; Stakenas, S.; Steponenas, A. The Use of Native Piscivorous Fishes for the Eradication of the Invasive Chinese Sleeper, *Perccottus glenii*. *Knowl Manag Aquat Ecosyst* **2019**, *21*, doi:10.1051/kmae/2019013.
179. Dou, H.; Wang, M.; Yin, X.; Feng, L.; Yang, H. Can the Eurasian Otter (*Lutra lutra*) Be Used as an Effective Sampler of Fish Diversity? Using Molecular Assessment of Otter Diet to Survey Fish Communities. *Metabarcoding Metagenom* **2023**, *7*, e96733, doi:10.3897/mbmg.7.96733.
180. Sallai, Z. A Lápi Póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) Magyarországi Elterjedése Élőhelyi Körülményeinek És Növekedési Ütemének Vizsgálata a Kiskunsági Kolon-Tóban. In *A Puszta*; “NIMFEA” Természetvédelmi Egyesület: Szarvas, 2005; Vol. 1, pp. 113-172., 60 p.
181. Gergely, J. Bemutatjuk Harka Ákos Halbiológust. *Magyar Szó* **2002**, 14 p.
182. Dynesius, M.; Nilsson, C. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern 3rd of the World. *Science (1979)* **1994**, *266*, 753–762.
183. Harka, Á. Adatok a Kraszna Halfaunájáról. *Halászat* **1995**, *88*, 63–63.
184. Fazekas, D.; Sólyom, N.; Nyeste, K.; Antal, L. Antropogén Beavatkozások Hatása Az Öreg-Túr Halfaunájára. *Pisces Hungarici* **2016**, *10*, 51–56.
185. Sevcsik, A.; Tóth, B. Lápi Póc (*Umbra krameri*), Réticsík (*Misgurnus fossilis*) És Amurgéb (*Perccottus glenii*) Az Öreg-Túr Alsó Szakasán. *Halászat* **2011**, *104/2*, 46.
186. Antal, L.; Czeglédi, I.; Mozsár, A.; Halasi-Kovács, B. Terjed Az Amurgéb (*Perccottus glenii*) a Berettyó Hazai Vízyűjtőjén. *Halászat* **2011**, *3–4*, 84.
187. Halasi-Kovács, B.; Sallai, Z.; Antal, L. A Berettyó Hazai Vízyűjtőjének Halfaunája És Halközösségeinek Változása Az Elmúlt Évtizedben. *Pisces Hungarici* **2011**, *5*, 43–60.

188. Borics, G.; Ács, É.; Boda, P.; Boros, E.; Erős, T.; Grigorszky, I.; Kiss, K.T.; Lengyel, S.; Reskóné, N.M.; Somogyi, B.; et al. Water Bodies in Hungary – an Overview of Their Management and Present State. *Hidrológiai Közlöny* **2016**, *86*, 57–67.
189. Nyeste, K.; Kati, S.; Nagy, S.A.; Antal, L. Growth Features of the Amur Sleeper, *Perccottus glenii* (Actinopterygii: Perciformes: Odontobutidae), in the Invaded Carpathian Basin, Hungary. *Acta Ichthyol Piscat* **2017**, *47*, 33–40, doi:10.3750/AIEP/01977.
190. Lóczy, D.; Dezső, J.; Gyenize, P.; Czigány, S.; Tóth, G. Oxbow Lakes: Hydromorphology. In *The Drava River: Environmental Problems and Solutions*; 2018; pp. 1770–198.
191. Janauer, G.A.; Exler, N.; Schmidt-Mumm, U.; Jolánkai, G. Tisza Oxbows and Aquatic Macrophytes: A Short Overview. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica* **2012**, *27*, 93–109.
192. Ortmann-Ajkai, A. Oxbow Lakes: Vegetation History and Conservation. In *The Drava River: Environmental Problems and Solutions*; 2018; pp. 199–213.
193. Harka, Á.; Sallai, Z.; Wilhelm, S. A Túr És Mellékvizének Halai. *Halászat* **2003**, *96/1*, 37–44.
194. Simon, T. Vegetation Change and the Protection of the Csaroda Relic Mires, Hungary. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **1992**, *61*, 36–74, doi:10.5586/asbp.1992.005.
195. Nagy, J.; Cserhalmi, D.; Gál, B. The Reconstruction of Vegetation Change in the Last 55 Years on a Mire of Bereg Plain (Hungary). *Acta Bot Hung* **2008**, *50*, 163–170, doi:10.1556/ABot.50.2008.1-2.12.
196. Simon, T. Montan Elemek Az Észak-Alföld Flórájában És Növénytakarójában. *III. Ann. Biol. Univ. Hung.* **1951**, *2*, 286.
197. Nagy, J.; Figezky, G.; Molnár, M.; Selényi, M. Adatok a Beregi Tőzegmohás Lápok Vegetációjának Változásaihoz. *Kitaibelia* **1999**, *4*, 193–195.
198. Müller, T.; Urbányi, B.; Staszny, Á. *Veszélyeztetett Lápi Halak Megóvása (Lápi Póc, Réticsík, Széles Kárász)*; Vármédia Print Kft.: Gödöllő, 2020;

199. Polyák, L.; Somogyi, D.; Antal, L.; Nyeste, K. A Lápi Póc (*Umbra krameri*) Utolsó Ismert Populációja a Felső-Tisa-Vidéken. *Halászat* **2020**, *113/4*, 114.
200. Specziár, A. Fish Fauna of Lake Balaton: Stock Composition, Living Conditions of Fish and Directives of the Modern Utilization of the Fish Stock. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica* **2010**, *23*, 7–185.
201. Müller, T.; Balován, B.; Tatár, S.; Müllerné Trenovszki, M.; Urbányi, B.; Demény, F. A Lápi Póc (*Umbra krameri*) Szaporítása És Nevelése a Természetes Vízi Állományok Fenntartása És Megerősítése Érdekében. *Pisces Hungarici* **2011**, *5*, 15–20.
202. Földi, E. *Magyarország Földrajzinév-Tára, II. Budapest*; Kartográfiai Vállalat: Budapest, Hungary, 1981;
203. Harka, Á.; Szepesi, Z. A Hejő Patak Vízrendszerének Halfaunisztikai Vizsgálata. *Pisces Hungarici* **2007**, *1*, 113–117.
204. Marosi, S.; Szilárd, J. *Magyarország Tájélföldrajza II. A Tiszai Alföld*; Budapest, Hungary, 1969;
205. Sály, P.; Erős, T. Vízfolyások Ökológiai Állapotminősítése Halakkal: Minősítési Indexek Kidolgozása. *Pisces Hungarici* **2016**, *10*, 15–45.
206. Harka, Á. Tudományos Halnevek a Magyar Szakirodalomban. *Halászat* **2011**, *104*, 99–103.
207. Carman, S.M.; Janssen, J.; Jude, D.J.; Berg, M.B. Diel Interactions between Prey Behaviour and Feeding in an Invasive Fish, the Round Goby, in a North American River. *Freshw Biol* **2006**, *51*, 742–755, doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01527.x.
208. Martinez-Palacios, C.A.; Ross, L.G. The Feeding Ecology of the Central American Cichlid *Cichlasoma Urophthalmus* (Gunther). *J Fish Biol* **1988**, *33*, 655–670, doi:10.1111/j.1095-8649.1988.tb05512.x.
209. Hyslop, E.J. Stomach Contents Analysis—a Review of Methods and Their Application. *J Fish Biol* **1980**, *17*, 411–429, doi:10.1111/J.1095-8649.1980.TB02775.X.
210. Amundsen, P.A.; Gabler, H.M.; Staldvik, F.J. A New Approach to Graphical Analysis of Feeding Strategy from Stomach Contents

- Data - Modification of the Costello (1990) Method. *J Fish Biol* **1996**, *48*(4), 607-614., doi:10.1111/j.1095-8649.1996.tb01455.x.
211. Matthews, W.J.; Marsh-Matthews, E. An Invasive Fish Species within Its Native Range: Community Effects and Population Dynamics of *Gambusia Affinis* in the Central United States. *Freshw Biol* **2011**, *56*, 2609–2619, doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02691.x.
  212. Kornis, M.S.; Mercado-Silva, N.; vander Zanden, M.J. Twenty Years of Invasion: A Review of Round Goby *Neogobius melanostomus* Biology, Spread and Ecological Implications. *J Fish Biol* **2012**, *80*, 235–285, doi:10.1111/j.1095-8649.2011.03157.x.
  213. Mueller, M.; Pander, J.; Geist, J. Comprehensive Analysis of >30 years of Data on Stream Fish Population Trends and Conservation Status in Bavaria, Germany. *Biol Conserv* **2018**, *226*, 311–320, doi:10.1016/j.biocon.2018.08.006.
  214. Jackson, D.A.; Harvey, H.H. Biogeographic Associations in Fish Assemblages: Local versus Regional Processes. *Ecology* **1989**, *70*, 1472–1484.
  215. Clavero, M.; García-Berthou, E. Homogenization Dynamics and Introduction Routes of Invasive Freshwater Fish in the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* **2006**, *16*, 2313–2324, doi:10.1890/1051-0761(2006)016[2313:HDAIRO]2.0.CO;2.
  216. Vargas, P. V.; Arismendi, I.; Gomez-Uchida, D. Evaluating Taxonomic Homogenization of Freshwater Fish Assemblages in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* **2015**, *88*, 1–10, doi:10.1186/s40693-015-0046-2.
  217. Clarke, K., R. Non-Parametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure. *Austral Ecol* **1993**, *18*, 117–143.
  218. R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing 2022.
  219. Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Michael, F.; Roeland, K.; Legendre, P.; McGlenn, D.; Minchin, P.R.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; et al. Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.5-7. 2020.
  220. Kornis, M.S.; Sharma, S.; Jake Vander Zanden, M. Invasion Success and Impact of an Invasive Fish, Round Goby, in Great

- Lakes Tributaries. *Divers Distrib* **2013**, *19*, 184–198, doi:10.1111/ddi.12001.
221. Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. PAST : Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* **2001**, *4(1)*, 1–9.
222. Wickham, H. *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis.*; Springer-Verlag: New York, 2016; ISBN 978-3-319-24277-4.
223. Labropoulou, M.; Eleftheriou, A. The Foraging Ecology of Two Pairs of Congeneric Demersal Fish Species: Importance of Morphological Characteristics in Prey Selection. *J Fish Biol* **1997**, *50(2)*, 324–340, doi:10.1111/J.1095-8649.1997.TB01361.X.
224. Schoener, T.W. Nonsynchronous Spatial Overlap of Lizards in Patchy Habitats. *Ecology* **1970**, *51*, 408–418, doi:10.2307/1935376.
225. Clarke, L.R.; Vidergar, D.T.; Bennett, D.H. Stable Isotopes and Gut Content Show Diet Overlap among Native and Introduced Piscivores in a Large Oligotrophic Lake. *Ecol Freshw Fish* **2005**, *14*, 267–277.
226. Wallace, R.K. An Assessment of Diet-Overlap Indexes. *Trans Am Fish Soc* **1981**, *110*, 72–76.
227. Szepesi, Z.; Harka, Á. Amurgébek (*Perccottus glenii*) a Zagyva Vízrendszerében. *Halászat* **2014**, *107*, 16.
228. Nyeste, K.; Sallai, Z.; Halasi-Kovács, B. Az Amurgéb (*Perccottus glenii*) Megjelenése a Berettyó Bal Oldali Mellékvizeiben. *Halászat* **2020**, *113*, 14.
229. Sallai, Z.; Juhász, P. Adatok a Berettyó-Körös-Vidék Középtáj Kisvizeinek Halfaunájához Data to the Fish Fauna of Water Bodies of the Berettyó-Körös Region. *Pisces Hungarici* **2020**, *14*, 45–62.
230. Takács, P.; Czeglédi, I.; Ferincz, Á.; Sály, P.; Specziár, A.; Vitál, Z.; Weiperth, A.; Erős, T. Non-Native Fish Species in Hungarian Waters: Historical Overview, Potential Sources and Recent Trends in Their Distribution. *Hydrobiologia* **2017**, 1–22, doi:10.1007/s10750-017-3147-x.
231. Gallardo, B.; Clavero, M.; Sánchez, M.I.; Vilà, M. Global Ecological Impacts of Invasive Species in Aquatic Ecosystems. *Glob Chang Biol* **2016**, *22*, 151–163.

232. Harka, Á.; Huber, A. Amurgébek (*Perccottus glenii*) a Takta Vízrendszerében. *Halászat* **2014**, *107*, 14–15.
233. Kovács, N. A Zagyva Folyó És Vízrendszerének Halfaunisztikai Vizsgálata. In Proceedings of the 28. Halászati Tudományos Tanácskozás; Szarvas, 2004; pp. 137–140.
234. Somogyi, D. A Tisza Vízgyűjtőjén Élő Lápi Pócok (*Umbra krameri*) Állományainak Felmérése, Élőhelyük Halalapú Ökológiai Állapotértékelése. *Halászat* **2020**, *113*, 92.
235. Dunne, J.A.; Williams, R.J.; Martinez, N.D. Network Structure and Biodiversity Loss in Food Webs: Robustness Increases with Connectance. *Ecol Lett* **2002**, *5*, 558–567, doi:10.1046/J.1461-0248.2002.00354.X.
236. Boit, A.; Martinez, N.D.; Williams, R.J.; Gaedke, U. Mechanistic Theory and Modelling of Complex Food-Web Dynamics in Lake Constance. *Ecol Lett* **2012**, *15*, 594–602, doi:10.1111/j.1461-0248.2012.01777.x.
237. Kuparinen, A.; Uusi-Heikkilä, S.; Perälä, T.; Ercoli, F.; Eloranta, A.P.; Cremona, F.; Nöges, P.; Laas, A.; Nöges, T. Generalist Invasion in a Complex Lake Food Web. *Conserv Sci Pract* **2023**, *5*, e12931, doi:10.1111/csp2.12931.
238. Rahel, F.J. Homogenization of Freshwater Faunas. *Annu Rev Ecol Syst* **2002**, *33*, 291–315.
239. Cremona, F.; Järvalt, A.; Bhele, U.; Timm, H.; Seller, S.; Haberman, J.; Zingel, P.; Agasild, H.; Nöges, P.; Nöges, T. Relationships between Fisheries, Foodweb Structure, and Detrital Pathway in a Large Shallow Lake. *Hydrobiologia* **2018**, *820*, 145–163, doi:10.1007/s10750-018-3648-2.
240. Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Søndergaard, M.; Christoffersen, K. *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*; Springer, 1998;
241. Freyhof, J. *Umbra krameri*. *The IUCN Red List of Threatened Species*; e. T22730A9380477., 2013;
242. Polis, G.A.; Myers, C.A.; Holt, R.D. The Ecology and Evolution of Intraguild Predation: Potential Competitors That Eat Each Other. *Annu Rev Ecol Syst* **1989**, *20*, 297–330, doi:10.1146/annurev.es.20.110189.001501.

243. Polis, G.A.; Holt, R.D. Intraguild Predation: The Dynamics of Complex Trophic Interactions. *Trends Ecol Evol* 1992, 7, 151–154.
244. Marsh, P.C.; Douglas, M.E. Predation by Introduced Fishes on Endangered Humpback Chub and Other Native Species in the Little Colorado River, Arizona. *Trans Am Fish Soc* 1997, 126, 343–346, doi:10.1577/1548-8659(1997)126<0343:pbifoe>2.3.co;2.
245. Pekárik, L.; Hajdú, J.; Koščo, J. Identifying the Key Habitat Characteristics of Threatened European Mudminnow (*Umbra krameri*, Walbaum 1792). *Fundamental and Applied Limnology* 2014, 184, 151–159, doi:10.1127/1863-9135/2014/0477.
246. Grabowska, J.; Błońska, D.; Kati, S.; Nagy, S.A.; Kakareko, T.; Kobak, J.; Antal, L. Competitive Interactions for Food Resources between the Invasive Amur Sleeper (*Perccottus glenii*) and Threatened European Mudminnow (*Umbra krameri*). *Aquat Conserv* 2019, 29(12), 2231–2239, doi:10.1002/aqc.3219.
247. Wanzenböck, J. Current Knowledge on the European Mudminnow, *Umbra krameri* Walbaum, 1792 (Pisces: Umbridae). *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien, Serie B* 1995, 97, 439–449.
248. Scharf, F.S.; Juanes, F.; Rountree, R.A. Predator Size - Prey Size Relationships of Marine Fish Predators: Interspecific Variation and Effects of Ontogeny and Body Size on Trophic-Niche Breadth. *Mar Ecol Prog Ser* 2000, 208, 229–248, doi:10.3354/meps208229.
249. Dörner, H.; Wagner, A. Size-Dependent Predator–Prey Relationships between Perch and Their Fish Prey. *J Fish Biol* 2003, 62(5), 1021–1032, doi:10.1046/J.1095-8649.2003.00092.X.
250. Yurkowski, D.J.; Hussey, N.E.; Fisk, A.T.; Imrie, K.L.; Tallman, R.F.; Ferguson, S.H. Temporal Shifts in Intraguild Predation Pressure between Beluga Whales and Greenland Halibut in a Changing Arctic. *Biol Lett* 2017, 13(11), 20170433, doi:10.1098/rsbl.2017.0433.
251. Mehner, T.; Schultz, H.; Bauer, D.; Herbst, R.; Voigt, H.; Benndorf, J. Intraguild Predation and Cannibalism in Age-0 Perch (*Perca fluviatilis*) and Age-0 Zander (*Stizostedion lucioperca*): Interactions with Zooplankton Succession, Prey Fish Availability and Temperature. In *Annales Zoologici Fennici*; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board, 1996; Vol. 33(3-4), pp. 353–361.

252. Fritts, A.L.; Pearsons, T.N. Smallmouth Bass Predation on Hatchery and Wild Salmonids in the Yakima River, Washington. *Trans Am Fish Soc* **2004**, *133*(4), 880–895, doi:10.1577/t03-003.1.
253. Hasegawa, K.; Fukui, S. Pulsed Supplies of Small Fish Facilitate Time-Limited Intraguild Predation in Salmon-Stocked Streams. *R Soc Open Sci* **2021**, *9*(9), 220127, doi:https://doi.org/10.1098/rsos.22012.
254. Polačik, M.; Janáč, M.; Jurajda, P.; Adámek, Z.; Ondračková, M.; Trichkova, T.; Vassilev, M. Invasive Gobies in the Danube: Invasion Success Facilitated by Availability and Selection of Superior Food Resources. *Ecol Freshw Fish* **2009**, *18*(4), 640–649, doi:10.1111/j.1600-0633.2009.00383.x.
255. Elliott, J.M.; Hurley, M.A. Daily Energy Intake and Growth of Piscivorous Brown Trout, *Salmo trutta*. *Freshw Biol* **2000**, *44*, 237–245, doi:10.1046/j.1365-2427.2000.00560.x.
256. Wilhelm, S. *A Lápi Póc*; Erdélyi Múzeum-Egyesület: Kolozsvár, 2008;
257. Zaliznykh, D.V. Nekotoryje Aspekty Biologii Rotana v Vodoemah Gorkovskoj Oblasti [Some Biological Aspects of Amur Sleeper in Water Bodies of Gorky Region]. *Mezhvuzovskiy sbornik. Nazemnye i vodnye ekosystemy. Gorkiy, Gorkovskiy Universitet* **1982**, *5*, 44–47.
258. Lovassy, S. Halak (Pisces). In *Lovassy, S.: Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásai.*; Magyar Természettudományi Társulat: Budapest, Hungary, 1927; pp. 791–875.
259. Berinkey, L. Halak, Pisces. In *Magyarország állatvilága (Fauna Hungariae)*; Akadémia kiadó, 1966; Vol. 20, pp. 32–33.
260. Grabowska, J.; Pietraszewski, D.; Przybylski, M.; Ali Serhan, T.S.; Marszał, L.; Magdalena, L.K. Life-History Traits of Amur Sleeper, *Perccottus glenii*, in the Invaded Vistula River: Early Investment in Reproduction but Reduced Growth Rate. *Hydrobiologia* **2011**, *661*, 197–210, doi:10.1007/s10750-010-0524-0.

### **Internetes hivatkozások:**

URL1: <https://sporthorgasz.eu/szelekcios-halaszat/>

URL2: <https://www.facebook.com/people/K%C3%B6z%C3%A9p-Tisza-Vid%C3%A9k-Horg%C3%A1sz-Egyes%C3%BCletek-Sz%C3%B6vets%C3%A9g/100064614553188/>

URL3: <https://www.khesz.hu/hirek/tul-a-100-tonnan-torpeharcsa-szelektalas-a-szamادات-tukreben/>

URL4: [https://hu.m.wikipedia.org/wiki/F%C3%A1jl:Percottus\\_range\\_map.png](https://hu.m.wikipedia.org/wiki/F%C3%A1jl:Percottus_range_map.png)

URL5: <https://www.hnp.hu/hu/szervezeti-egyseg/igazgatosag/palyazatok/oldal/nyirsegi-es-bihari-vizes-elohelyek-rehabilitacios-programja-projekt-elokeszites>

Tudományos tevékenység a disszertáció témájában:

### **Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban:**

**Somogyi D.**, Erős T., Mozsár A., Czeglédi I., Szeles J., Tóth R., Zulkipli N., Antal L., Nyeste K. (2023): Intraguild predation as a potential explanation for the population decline of the threatened native fish, the European mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) by the invasive Amur sleeper (*Percottus glenii* Dybowski, 1877). *NeoBiota* 83: 95–107. (IF: 5,10; Q1, D1)

doi: <https://doi.org/10.3897/neobiota.83.95680>

Bănăduc D., Marić S., Cianfaglione K., Afanasyev S., **Somogyi D.**, Nyeste K., Antal L., Kosco J., Čaleta M., Wanzenböck J., Curtean-Bănăduc A. (2022): Stepping Stone Wetlands, Last Sanctuaries for European Mudminnow: How Can the Human Impact, Climate Change, and Non-Native Species Drive a Fish to the Edge of Extinction? *Sustainability* 14/20: 13493. (IF: 3,90; Q1)

doi: <https://doi.org/10.3390/su142013493>

### **Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke:**

**Somogyi D.**, Erős T., Czeglédi I., Sallai Z., Halasi-Kovács B., Mozsár A., Nyeste K., Antal L. (2023): Az idegenhonos fajok halközösség-formáló szerepének vizsgálata Tisza menti vízfolyásokban: előzetes eredmények. LXIV. Hidrobiológus Napok, október 4–6., Tihany.

- Somogyi D.**, Sallai Z., Erős T., Mozsár A., Czeglédi I., Nagy L., Antal L., Nyeste K. (2023): Az idegenhonos amurgéb (*Perccottus glenii*) hatásának vizsgálata a hazai halközösségekre. XLVII. Halászati Tudományos Tanácskozás, június 7–8., Szarvas.
- Nyeste K., **Somogyi D.**, Bereczki Cs., Orcsik T., Tatar S., Antal L. (2023): Halfaunisztikai és élőhelyvizsgálatok a lápi póc (*Umbra krameri*) történeti és potenciális Szatmár-Beregi élőhelyein. XIX. Magyar Haltani Konferencia, március 23–24, Tiszafüred.
- Somogyi D.**, Erős T., Mozsár A., Czeglédi I., Szeles J., Tóth R., Zulkipli N., Antal L., Nyeste K. (2022): First evidence of intraguild predation between the invasive Amur sleeper (*Perccottus glenii*) and the threatened European mudminnow (*Umbra krameri*). The 8<sup>th</sup> „Aquatic Biodiversity” International Conference. szeptember 20–22., Sibiu, Románia.
- Somogyi D.**, Erős T., Mozsár A., Czeglédi I., Szeles J., Tóth R., Zulkipli N., Antal L., Nyeste K. (2022): First evidence of intraguild predation between the invasive Amur sleeper (*Perccottus glenii*) and the threatened European mudminnow (*Umbra krameri*). május 20–22., Gaudeamus, Stana de Vale, Románia.
- Somogyi D.**, Erős T., Czeglédi I., Mozsár A., Szeles J., Tóth R., Zulkipli N., Antal L., Nyeste K. (2022): Intraguild-predáció az idegenhonos amurgéb (*Perccottus glenii*) és a fokozottan védett lápi póc (*Umbra krameri*) között. XVIII. Magyar Haltani Konferencia, április 29–30, Debrecen.
- Somogyi D.**, Erős T., Czeglédi I., Mozsár A., Szeles J., Tóth R., Zulkipli N., Antal L., Nyeste K. (2021): Az idegenhonos amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) interakciós hatásának vizsgálata a fokozottan védett lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) populációira. LXII. Hidrobiológus Napok, október 6–8., Tihany.
- Somogyi D.**, Erős T., Czeglédi I., Mozsár A., Tóth R., Nurfatin Z., Antal L., Nyeste K. (2021): Az idegenhonos amurgéb (*Perccottus glenii*) interakciós hatásának vizsgálata a fokozottan védett lápi póc (*Umbra krameri*) populációira. XLV. Halászati Tudományos Tanácskozás, szeptember 8–9., Szarvas.
- Somogyi D.**, Sallai Z., Nagy S. A., Antal L., Nyeste K. (2021): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) Tisza mentén élő állományainak vizsgálata és élőhelyeinek hal alapú ökológiai állapotértékelése. XVI. Magyar Haltani Konferencia, július 8–9., Tiszafüred.
- Somogyi D.** (2021): Az inváziós amurgéb (*Perccottus glenii*) és az őshonos faunaelemek interakciós kapcsolatainak vizsgálata. Új Nemzeti Kiválóság Program DE Intézményi konferencia, június 14., Debrecen.
- Somogyi D.**, Sallai Z., Nagy S. A., Antal L., Nyeste K. (2019): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) populációinak vizsgálata és élőhelyének ökológiai állapotértékelése a Tisza vízgyűjtőterületén. LXI. Hidrobiológus Napok, október 2–4., Tihany.

**Az értekezés témakörében készült poszter előadások jegyzéke:**

**Somogyi D.**; Erős T.; Mozsár A.; Czeglédi I.; Szeles J.; Tóth R.; Zborai Zs.; Nagy L.; Antal L.; Nyeste K. (2023): Intraguild predation: a biotic interaction that could lead to the population decline of the threatened native fish, the European mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792), by the invasive Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877). XVII. European Congress of Ichthyology, September 4–8., Prague.

**Somogyi D.**, Farkas Gy., Deák S., Nagy S. A., Nyeste K., Antal L. (2019): A ponty (*Cyprinus carpio*) és az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) kondíciójának vizsgálata egy termálvízzel ellátott állóvízi környezetben. XLIII. Halászati Tudományos Tanácskozás 2019. május 29–30., Szarvas.

**Somogyi D.**, Farkas Gy., Deák S., Nagy S. A., Nyeste K., Antal L. (2019): A ponty (*Cyprinus carpio*) és az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) kondíciójának vizsgálata egy termálvízzel ellátott állóvízi környezetben. XV. Magyar Haltani Konferencia, 2019. március 21–22., Debrecen.

#### Egyéb tudományos közlemények:

#### **Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban:**

Nyeste K., Zulkupli N., Uzochukwu I. E., **Somogyi D.**, Nagy L., Czeglédi I., Harangi S., Baranyai E., Simon E., Nagy S. A., Velcheva I., Yancheva V., Antal L. (2024): Assessment of trace and macroelement accumulation in cyprinid juveniles as bioindicators of aquatic pollution: effects of diets and habitat preferences. *Scientific reports*. 14(1), 11288. (IF: 4,379; Q1, D1)

Lovas-Kiss Á., Antal L., Mozsár A., Nyeste K., **Somogyi D.**, Kiss B., Tóth R., Tóth F., Fazekas D. L., Vitál Z., Halasi-Kovács B., Tóth P., Szabó N., Löki V., Vincze O., Lukács B. A. (2024): Bird-mediated endozoochory as a potential dispersal mechanism of bony fishes. *Ecography* e07124. (IF: 5,992; Q1, D1)

Mozsár A., Specziár A., Pirger Zs., Czeglédi I., Kati S., Nagy S. A., Nyeste K., **Somogyi D.**, Antal L. (2021): Sexual trait may simultaneously indicate sperm production and nutritional fitness in uniparental nest guarding fishes: a case study on Amur sleeper. *Journal of Zoology* 314: 227–233. (IF: 1,724; Q1) doi: <https://doi.org/10.1111/jzo.12874>

Sellyesi B., Cech G., Varga Á., Molnár K., Székely Cs., **Somogyi D.**, Nyeste K., Antal L. (2020): Dermocystidium infection of the Carpathian brook lamprey (*Eudontomyzon danfordi* Regan, 1911) in the Tisza River Basin, Hungary. *Journal of Fish Diseases* 43: 1571–1577. (IF: 2,318; Q1) doi: <https://doi.org/10.1111/jfd.13259>

Yancheva V., Georgieva E., Stoyanova S., Velcheva L., **Somogyi D.**, Nyeste K., Antal L. (2020): A study on the Caucasian dwarf goby from an anthropogenically loaded

site in Hungary using multiple tissues analyses. *Acta Zoologica* 101/4: 431–446.  
(IF: 1,074; Q2) doi: <https://doi.org/10.1111/azo.12310>

**Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban:**

- Nyeste K., Zulkipli N., Uzochukwu I. E., **Somogyi D.**, Nagy L., Czeglédi I., Harangi S., Baranyai E., Simon E., Nagy S. A., Velcheva I., Yancheva V., Antal L. (2023): Eltérő táplálkozású és habitatpreferenciájú halivadékok indikátorszerepe a fémszennyezés kimutatásában. *Halászatfejlesztés* 40: 30–31.
- Tóth R., Bodnár B., **Somogyi D.**, Nyeste K., Antal L. (2022): A tiszai ingola (*Eudontomyzon danfordi* Regan, 1911) állományainak felmérése és élőhelyeinek ökológiai állapotértékelése a Tisza magyarországi vízgyűjtő területén. *Pisces Hungarici* 16: 21–32.
- Nyeste K., **Somogyi D.**, Bereczki Cs. Orcsik T., Tatár S., Antal L. (2022): Halfaunisztikai vizsgálatok a lápi póc (*Umbra krameri*) történeti és potenciális Szatmár-Beregi élőhelyein. *Halászatfejlesztés* 39: 82–86.
- Harka Á., **Somogyi D.** (2021): A tudomány jelen állása szerint csak egy pikófaj él Magyarországon, a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*). *Pisces Hungarici* 15: 131–132
- Tóth R., Bíró Zs., Farkas Gy. B., Zulkipli N., **Somogyi D.**, Antal L., Nyeste K. (2020): A Rakamazi-Nagy-morotva halközösségének vizsgálata eltérő mintavételi protokollok alapján. *Pisces Hungarici* 14: 71–79.
- Nyeste K., **Somogyi D.**, Antal L., Sallai Z. (2020): Adatok az őshonos tokféléink (Acipenseridae) Kárpát-medencei recens előfordulásairól. *Pisces Hungarici* 14: 107–114.
- Somogyi D.**, Bodnár B. (2020): A Hernád mellékvízfolyásainak halfaunisztikai felmérése és halösszetételén alapuló ökológiai állapotértékelése. *Pisces Hungarici* 14: 63–70.
- Somogyi D.**, Farkas Gy., Deák S., Nagy S. A., Nyeste K., Antal L. (2019): A ponty (*Cyprinus carpio*) és az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) kondíciójának vizsgálata egy termálvízzel ellátott állóvízi környezetben. *Pisces Hungarici* 13: 75–80.
- Nagy S. A., Nagy J., **Somogyi D.** (2019): Melegedő klíma, kihívások a hal- és halászatbiológiában. *Pisces Hungarici* 13: 5–14.