

**A védett vagy veszélyeztetett hasznosítható őshonos halfajok
szaporítása és visszatelepítése**

**A kecsege (*Acipenser ruthenus*)
országos fajmegőrzési terve**

Az Agrárminisztérium Halgazdálkodási Főosztály

megbízása alapján készítette:

Dr. Guti Gábor

2023

(A 2021-ben készült tanulmány átdolgozott változata)

Tartalom

Bevezetés	5
Etimológia	7
A kecsge szó eredete	7
A kecsge neve más nyelveken	7
Taxonómia és evolúció	8
Rendszertani besorolás	8
Porcos vértés halak (<i>Chondrostei</i>)	8
Tokalakúak rendje (<i>Acipenseriformes</i>)	8
Tokfélék családja (<i>Acipenseridae</i>).....	9
<i>Acipenser</i> nemzetség.....	9
A kecsge evolúciója	9
Alaktani leírás.....	12
Elterjedési terület.....	14
Ökológiai jellemzés.....	16
Élőhely, vándorlás	16
Szaporodásbiológia	18
Ivarszervek és ivarsejtek.....	18
Ívás	19
Korai egyedfejlődés	20
Táplálkozás.....	22
Populációdinamika	22
Koreloszlás, növekedés, mortalitás	22
A hazai állományok hosszúidejű változása	25
Hasznosítás.....	31
Természetvédelmi státusz.....	31
A kecsge populációkra ható terhelések	33
A folyók szabályozása.....	34
Keresztirányú folyam szabályozási létesítmények.....	34
A hajózhatóság javítása	35
Hajóforgalom	36
Hullámverés	36
Zajterhelés.....	36

A hajók vízszennyezése	36
Szennyező anyagok kibocsátása	37
Diffúz vízszennyezések	37
Pontszerű vízszennyezések.....	37
Rendkívüli vízszennyezések	38
Műanyagok okozta környezetszennyezések.....	39
Szúnyogállományok gyérítése	40
Horgászati célú halgazdálkodás	42
Predátorok	44
Idegenhonos halfajok	45
Az éghajlat változása	46
A kecsge populációkra ható terhelések értékelése	47
A kecsge fajmegőrzési terve	53
A fajmegőrzés stratégiája	53
Az élőhelyeket módosító antropogén terhelések mérséklése	54
A kecsge vándorlását korlátozó létesítmények számának csökkentése	55
Az ökológiai szempontok figyelembevétele a folyami hajózás fejlesztésében	56
A folyók szennyezésének csökkentése	56
Az élőhelyek helyreállítása és védelme	57
Az önfenntartó populációk életképességének javítása	58
A kecsgepopulációk kutatásának és monitorozásának fejlesztése	59
Haltelepítés	60
A szúnyoggyérítés módszereinek megváltoztatása	61
A kormoránállomány gyérítése	62
Az idegenhonos tokfélék terjedésének megakadályozása.....	62
A közvélemény figyelmének felkeltése.....	62
Összegzés	64
Irodalom.....	65

Bevezetés

A 19. században már észlelhető volt a természetes halfauna regionális és lokális fajgazdagságának hanyatlása, a halpopulációk mennyiségi csökkenése és elterjedési területének szűkülése Európa nagyobb folyami vízrendszereiben (Kottelat és Freyhof 2007). A legértékesebb kereskedelmi halak közé tartozó tokfélék egyedszáma és elterjedési területe különösen gyorsan fogyatkozott, és a 20. század végére többnyire kritikusan veszélyeztetett, eltűnő fajokká váltak. A 21. század kezdetén nyilvánvalóvá vált, hogy a dunai tokpopulációk csökkenése a védelmükre irányuló törekvések ellenére is folytatódik, ezért egy átfogó nemzetközi akcióterv (Bloesch és társai 2006) készült a dunai tokfélék kihalásának elkerülése érdekében, amit a Berni Egyezmény Állandó Bizottsága is elfogadott 2005-ben.

Az akcióterv feladatainak megvalósításához nagymértékben hozzájárult az EU Duna Régió Stratégia (EUSDR) 2011-ben történt elfogadása. A stratégia célja a dunai makrorégió fenntartható fejlesztésének az elősegítése, valamint a természeti területek, tájak és kulturális értékek védelme. A Duna-régiót érintő kihívásokra 11 prioritási területre összpontosító akciótervet dolgoztak ki, amelyek közül kettő is kapcsolódik a tokfélék és a vándorló halak védelmének kérdésköréhez. A 4. prioritási terület (PA 4 - A vizek minőségének helyreállítása és megőrzése) egyik célkitűzése a dunai vándorló halfajok hatékony védelmének elősegítése, és a halak vándorlását lehetővé tevő intézkedések előmozdítása a Duna-medencében. A 6. prioritási terület (PA 6 - A biodiverzitás, a táj, valamint a levegő és talajminőség megőrzése) céljainak egyike a Duna régió veszélyeztetett „zászlóshajó”¹ fajainak megőrzését biztosító védelmi, illetve kezelési tervek kidolgozása és megvalósítása.

Az EUSDR hatékonyan támogatja a természetvédelmi célú transznacionális együttműködések fejlesztését, ami lehetővé tette, hogy a 6. prioritási terület keretében létrehozták a Danube Sturgeon Task Force (DSTF) elnevezésű nemzetközi munkacsoportot, a Duna-régió kormányzati és nem kormányzati szervezetei, valamint kutatással foglalkozó intézményei kezdeményezésére. A DSTF küldetése a tokfélék védelmének koordinálása a Duna vízrendszerében és a Fekete-tenger térségében. Ennek elérése érdekében dolgozták ki a Sturgeon 2020 programot (Sandu és társai 2013), amely a korábbi akciótervet is integrálta. A programot az Európai Bizottság az EUSDR egyik sikertörténetének, kiemelkedő jelentőségű kezdeményezésének tekintette 2016-ban.

A Nemzetközi Duna-védelmi Bizottság (ICPDR), mint a Duna vízgyűjtő-gazdálkodási tervének adminisztrációs platformja, a Duna-védelmi Egyezmény feladatainak végrehajtása mellett régóta koordinálja a vízrendszer kontinuitásának javítására irányuló tevékenységeket, az EU Víz Keretirányelv követelményeinek megfelelően. Ehhez kapcsolódóan felismerték a vándorló halak, különösen a tokfélék védelmének fontosságát. Az ICPDR elkötelezettségét jelzi, hogy a Duna-medence országai vízügyi minisztereinek 2016-os bécsi konferenciáján elfogadott Duna Deklaráció is tartalmazza azt a kezdeményezésüket, amely a folyók ökológiai állapotának indikátorának tekinti az őshonos tokféléket. Az ICPDR fontos feladatként hangsúlyozza a Duna vízgyűjtőjében található tokfélék populációinak megőrzését és helyreállítását, amelynek stratégiáját is kidolgozta (ICPDR 2018). A stratégia megvalósítása érdekében szoros együttműködést alakítottak ki az EUSDR 4. és 6. prioritási területének koordinátoraival és azok partner intézményeivel.

¹ A társadalom széles rétegeinek figyelmét megragadó, karizmatikus fajok, amelyek növelhetik a megszerezhető támogatást egy adott természetvédelmi programra.

Egy további jelentős mérföldkő a Pan-European Sturgeon Action Plan (Friedrich és társai 2018) megjelenése, amely a World Sturgeon Conservation Society (WSCS) és a WWF International együttműködésének keretében készült. A nyolc európai tokfajra vonatkozó tanulmány hangsúlyozza, hogy valamennyi tokhalfaj védettségi állapota rendkívül kritikussá vált, anélkül, hogy a javulás jeleit mutatták volna, ami kétségtelenül jelzi, hogy az eddigi fajvédelmi programok nem jártak számottevő sikerrel. A korábbi akciótervek elégtelen végrehajtásának négy fő okát említik: az egyszerűség hiánya, a koordináció és a felelősség hiánya, a nyilvánosság és a politikai tudatosság hiánya, valamint a pénzügyi források hiánya. Az új, az egész kontinensre és több fajra kiterjedő cselekvési terv keretét kíván nyújtani a tokfélék még fennmaradt vadon populációinak megőrzéséhez, élőhelyeik és vonulási útvonalaik helyreállításához, az illegális halászatuk és a járulékos fogások megszüntetéséhez, valamint a populációk haltelepítésekkel történő gyarapításához.

A dunai tokfélék védelmére és kutatására irányuló nemzetközi kezdeményezések figyelemreméltó politikai támogatást kaptak az elmúlt évtizedben, amelynek eredményeként több sikeres projekt szerveződött a Duna menti országok kutatóintézeteinek, kormányzati szervezeteinek és civilszervezeteinek együttműködésében. A magyarországi kecsge populációk kutatásában ugyanakkor komoly lemaradás tapasztalható a szomszédos országokhoz képest. A tokfélék szaporítása és a tenyésztése területén elért hazai eredmények nemzetközi összehasonlításban is jelentősek, de a kecsge természetes populációinak kutatására irányuló törekvés nem kapott eddig számottevő támogatást.

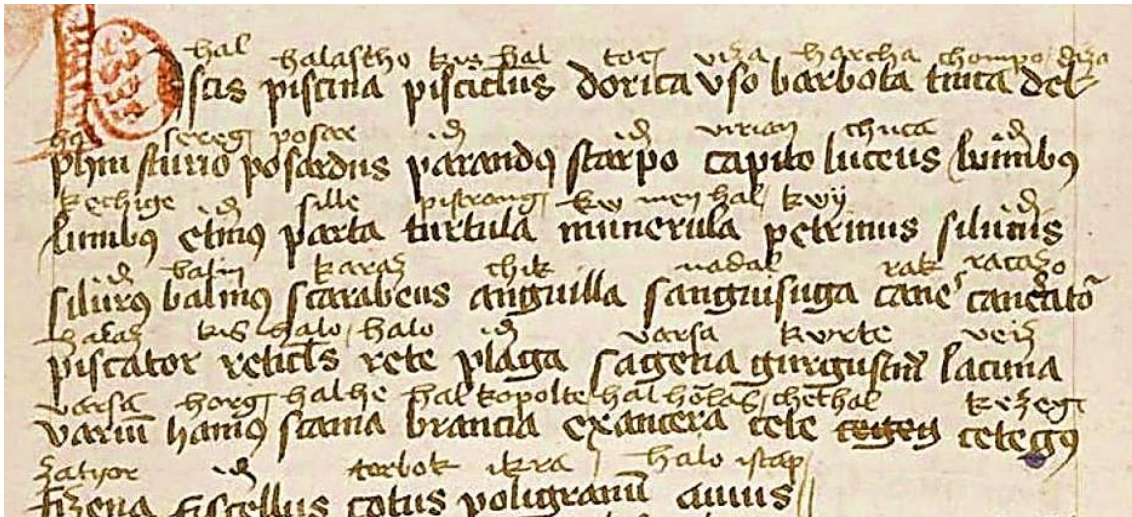
A tokféléket egykor jelentős mennyiségben halászták a Duna vízrendszerében, de ma már a legtöbb fajuk kritikusan veszélyeztetett, a kecsge az egyetlen kivétel közöttük, amely még mérsékelten gyakorinak tekinthető a nagyobb folyóinkban. A halászok és horgászok halfogási adatsoraiban a 2000-es évek kezdetétől megfigyelhető csökkenő trend a kecsgeállományok egyértelmű fogyatkozását jelezte, ezért *A halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról szóló 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet* a „nem fogható” halfajok közé sorolta 2014-től. A passzív védelmi intézkedés mellett 2016-ban egy kecsge fajmegőrzési projekt is megvalósult a Földművelésügyi Minisztérium támogatásával, amelynek keretében egyrészt programjavaslat készült a hazai állományok fejlesztésére, másrészt mintegy 18 000 db 40-50 cm-es kecsgét telepítettek a Duna és Tisza több szakaszára (Józsa és társai 2016).

A jelen tanulmányban megjelenő szakmai álláspont szerint az öfenntartó kecsgeállomány gyarapítása és megőrzése reálisan megvalósítható célkitűzés. Ennek elérése a halgazdálkodás és a természetvédelem közös érdeke. Folyóink halfaunájának biológiai sokfélesége különösen jelentős természeti érték, amelynek megőrzését számos antropogén terhelés és azok szinergizmusa veszélyezteti. A kecsge aktuális természetvédelmi státuszával és a védelmét elősegítő intézkedések hatékonyságával kapcsolatban az eltérő vélemények és érdekek ütközése tapasztalható jellemzően, ami egyes esetekben a szakmai ismeretek hiányosságaira vezethető vissza. A szakirodalomban fellelhető információ hasznos lehet bizonyos téves nézetek felismerésében. Vannak azonban olyan kérdések is, amelyekre megfelelő kutatások hiányában nehéz egyértelmű választ adni. A természetes halfauna fennmaradását az elkövetkező évtizedek védelmi intézkedéseinek hatékonysága fogja meghatározni, ezért alapvető kérdés, hogy mit tehetünk a kedvezőtlen változások mérséklése érdekében. A kecsge országos fajmegőrzési terve ebben kíván eligazítást nyújtani.

Etimológia

A kecsége szó eredete

A kecsége szó több évszázados múltra tekint vissza. Az 1395 körül összeállított besztercei szószeretben már felbukkan a 'kechege' szó, majd közel egy évtizeddel később, az 1405 körül készült magyar-latin ún. schlágli szójegyzékben a „kechige” szó került feljegyzésre (Szamota 1894) (1. ábra).



1. ábra: A Piscis szócsoport első szakasza a schlágli szójegyzékben (1400-1410 k.)
„kechige” = kecsége a harmadik kisbetűs sor első szava.

A magyar halnév rokonságban áll a cseremis (súga) és csuvas (súgn) elnevezéssel, amely alapján feltételezhető, hogy a magyarok juttatták el ezt a szót a vándorlásuk során az ukrán szteppékre. A magyar, az ukrán (kečéga, čėčuha) és az orosz (čėčúga) halnév összekapcsolható. A magyar halnevet vette át a szlovák (kečega), a szlovén (kečiga) és a szerb-horvát (kečiga, kėčega) nyelv is. A kecsége szó magyar népnyelvi változatai: kecség, kecsige, kecsőge, köcsög(e), kecsigetok, gedzsge, stb. (Rácz 1996).

A kecsége neve más nyelveken

1. táblázat A kecsége köznyelvi elnevezése más nyelveken

angol	sterlet		
német	kleiner Stöhr	Störl	Sterlett
orosz	чечуга	стерлядь	
ukrán	чечуга	стерлядь	
szlovák	jeseter malý	kečega	
cseh	jeseter malý		
román	cega	cigă	
bolgár	chiga		
török	çığa balığı		
szerb	kečige		
horvát	kėčega		
szlovén	kečiga		

Taxonómia és evolúció

Rendszertani besorolás

Az Integrated Taxonomic Information System aktuális besorolása alapján a kecsge a sugarasúszójú halak (*Actinopterygii*) főosztályának a porcos vérteshalak osztályába (*Chondrostei*), ezen belül a tokalakúak (*Acipenseriformes*) rendjébe, a tokfélék (*Acipenseridae*) családjába és az *Acipenser* nemzetségbe tartozó faj (ITIS 2021).

Főosztály: Sugarasúszójú halak (*Actinopterygii*)

Osztály: Porcos vérteshalak (*Chondrostei*)

Rend: Tokalakúak (*Acipenseriformes*)

Család: Tokfélék (*Acipenseridae* Bonaparte, 1831)

Alcsalád: *Acipenserinae*

Nem: *Acipenser* Linnaeus, 1758

Faj: *A. ruthenus* Linnaeus, 1758

Porcos vértés halak (*Chondrostei*)

A porcos vérteshalak osztályát a korábbi rendszerekben is rendszerint elkülönítették a csontoshalak többi csoportjától. A hazai szakirodalomban ismert Dudich–Loksa-féle rendszerben félcsontos halak alosztálya (*Ganoidei*) néven szerepelnek, a halak (*Pisces*) osztályában (Dudich és Loksa 1968). A Deckert-Sterba-féle rendszer szerint a sugaras úszójú halak alosztályában (*Actinopterygia*), azon belül az őszúsósok öregrendjében (*Palaeopterygii*) találhatóak, mint főrend (Deckert és Sterba 1967). A Nelson-féle rendszer újabb változatában ugyanakkor a csontoshalak osztályán (*Osteichthyes*) belül kerültek a sugarasúszójú halak alosztályába (*Actinopterygii*), mint alosztályág (Nelson és társai 2016).

A porcos vérteshalak egy valamikor fajgazdag halcsoport maradványainak tekinthetőek, melyek a földtörténeti devon korban jelenhettek meg, és a triász korban voltak leginkább elterjedtek. Megfogyatkozásuk a jurában kezdődött és a kréta kortól már kevés képviselőjük ismert.

A porcos vérteshalak vázrendszerében a porcszövet aránya nagyobb, mint a csontszöveté. A vastag bőrcsontokkal fedett koponyájuk jellegzetessége a csőrszerűen előrenyúló nyúlvány (rostrum). Egyedfejlődésük során a gerinchúr (chorda dorsalis) a tengelyváz meghatározó része marad, ami ősi sajátosságnak tekinthető. Csigolyáik kezdeményei, a porcos állományú idegívcsigolyák és vérívcsigolyák kialakulnak. Szájnyílásuk a fej alsó oldalán helyezkedik el, állkapcsaik csökevényesek.

Tokalakúak rendje (*Acipenseriformes*)

A tokalakúak belső vázának csontosodása nem tökéletes. Elődeik ugyanakkor erősen csontosodott vázzal rendelkeztek, ezért a hiányos elcsontosodás nem ősi, hanem másodlagos jelenség (paedomorfózis). Szerkezetük felépítésére jellemző ugyanakkor néhány kezdetleges sajátosság, mint például: a spirális bélredő, a nagyméretű és osztatlan úszóhólyag, a fecskendőnyílás (spiraculum) – a szem mögött elhelyezkedő csökevényes kopoltyúnyílás, a részaránytalan (heterocerk) farokúszó stb.

A tokalakúak legrégebbi képviselőinek kövületei a kora jura kortól (201-174 millió éve) ismertek (Bemis és társai 1997, Peng és társai 2007, Nelson és társai 2016), amikor a Pangea szuperkontinens szétválásával kialakultak a déli Gondwana és az északi Laurázsia szuperkontinensek. Erre az időszakra tehető a tokalakúak jelenlegi képviselőinek, a tokfélék (*Acipenseridae*) és a kanalastokfélék

(Polydontidae) családok elkülönülése, amelyek Föld északi félteke tengereiben és nagyobb folyóiban élnek a szubtrópusi térségektől a mérsékeltövi vizeken át a szubarktikus területekig.

Tokfélék családja (*Acipenseridae*)

A tokfélék elnyújtott, orsó formájú testét kemény ganoinréteggel bevont csontlemezek, ún. vérték védik (ganoid pikkely), amelyek öt hosszanti sorban helyezkednek el a törzsön. A farokúszó felső részén rombusz alakú pikkelyek (fulcrum) találhatóak. A fiatal példányok vértjei fejlettebbek és élesebbek, de az idősebb egyedek vértjei simábbá válnak. A vértsorok között elszórtan apró csontszemcsék és fogacskák fedik a bőr felszínét.

A porcos koponyát lemezszerű bőrcsontok együttese, ún. dermocranium veszi körül. A hosszan megnyúlt orrcsúcs és a fej hasi oldalán elhelyezkedő szájnílás között harántirányban két pár bajuszszál található. A szájníllást húsos ajkak veszik körül. Fogazat csak a fiatal példányokban alakul ki, a fogak az egyedfejlődés során kihullnak. A kopolyúfedőt egyetlen csont alkotja.

A tokfélék kövületei a késő kréta kortól (100-66 millió éve) ismertek (Peng és társai 2007, Nelson és társai 2016). A ma élő fajok anadrom vándorlók, tengerben töltik életük nagyobbik részét, és csak a szaporodási időszakokban vándorolnak a folyókba. Egyes fajok másodlagosan teljesen édesvízi életmódra tértek át bizonyos vízrendszerekben, ahol a vándorlásuk csak a folyókra korlátozódik.

A tokfélék jelenlegi képviselői négy nemzetségbe sorolhatóak: *Acipenser*, *Huso*, *Scaphirhynchus*, *Pseudoscaphirhynchus*.

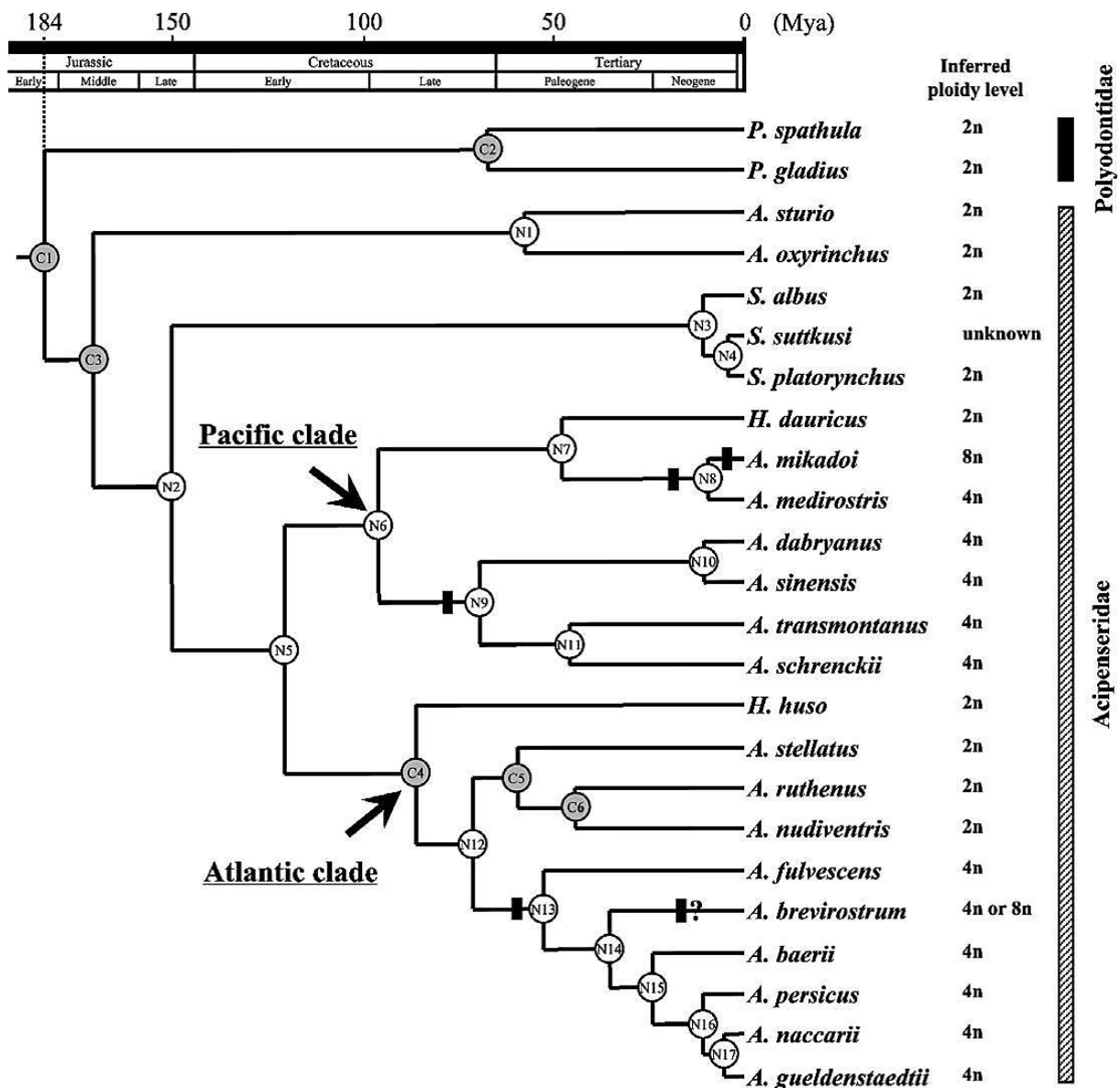
***Acipenser* nemzetség**

A nembe 17 recens faj tartozik, amelyek közül 5 faj észak-amerikai, a többi pedig eurázsiai elterjedésű (Birstein és Bemis 1997).

A kecsege evolúciója

A jelentős mennyiségben előkerült ősmaradvány ellenére nehéz a tokfélék evolúcióját rekonstruálni. Az elmúlt évtizedekben számos olyan tanulmány jelent meg, amely molekuláris módszerek alapján tett kísérletet a filogenetikai kapcsolatok feltárására, de a különböző vizsgálatok részben ellentmondásos eredményekre jutottak. A fejlődéstörténetet leíró változatos hipotézisekkel kapcsolatban nem alakult még ki egységes szakmai álláspont (Laumann 2016). A hipotézisek egyikét szemlélteti a 2. ábra. A földtörténet egyes geológiai folyamatai, mint például a kontinentális sodródás (Észak-Amerika és Eurázsia szétválása, az Atlanti-óceán kialakulása) feltehetően hatással voltak a tokfélék evolúciójára (Peng és társai 2007).

A földtörténeti harmadidőszakban az Atlanti- és a Csendes-óceán medencéjét összekötő Tethys-óceán folyamatosan összehúzódott az afrikai és európai kőzetlemezek közeledésével. Az eocén időszakban (56-34 millió éve) a kontinensek már a jelenlegi helyzetük felé sodródtak. Európát a sekély Ob-tenger elválasztotta Szibériától, déli részét még az egyre keskenyebbé zsugorodó Tethys-tenger borította. Ekkor Észak-Amerika és Európa vizeiben megtalálhatóak voltak a tokfélék képviselői, de recens fajok nem ezektől származnak közvetlenül (Holčik és társai 1989).



2. ábra: A tokalakúak (*Acipenseriformes*) fejlődéstörténete Peng és társai (2007) elemzése szerint

Euráziában az Acipenser nemzetség elterjedésének központja a mai Fekete- és Azovi-tenger, valamint a Kaszpi-tenger medencéje, továbbá az Aral-tó térsége, ami arra utal, hogy evolúciójuk elsősorban a Paratethys-medencéhez kapcsolódott. Az Alpoktól az Aral-tóig húzódó Paratethys az eocén és oligocén határán, mintegy 34 millió évvel ezelőtt vált el a Tethys-óceántól, egyrészt az óceán vízszintjének éghajlati változással összefüggő csökkenése miatt, másrészt lemeztektonikai folyamatok következtében. A középső miocén korban, mintegy 14-15 millió éve az afrikai kőzetlemez összeütközött Kis-Ázsiával, elzárva a Tethys kapcsolatát az Indiai-óceánnal. A Tethys összeköttetése az Atlanti-óceánnal is beszűkült, és ezzel kialakult az Ős-Földközi-tenger. A pliocén időszak kezdetén, 5-6 millió éve teljesen elzáródott az Ős-Földközi-tengert és az Atlanti-óceánt összekötő szoros (Gibraltár) is, ezért a párolgási vízvesztés következtében a tenger legnagyobb része kiszáradt. A beltenger kiszáradása ökológiai katasztrófához vezetett, amelynek eredményeként a Tethys-óceánból származó paleotrópusi tengeri fauna számottevő része kipusztult. A száraz periódusban a Paratethys elszigetelődött, illetve valamennyi víz áramlott belőle a Földközi-tenger keleti medencéjébe. A mai Gibraltár térségében kialakult szoros küszöbszintjének süllyedésével az Atlanti-óceánból beáramló

víztömeg ismét elárasztotta a Földközi-tenger medencéjét mintegy 5,2 millió évvel ezelőtt. A pliocén során (5,3-2,6 millió éve) és az azt követő pleisztocén időszakban dinamikusan alakult a Paratethys maradványaként a Ponto-Kaszpi-medencében létrejött beltengerek (elsősorban a Fekete-tenger és a Kaszpi-tenger) kapcsolata klímaváltozásaival összefüggő 100 métert meghaladó vízszint-ingadozások következtében. A pliocén időszakban a Ponto-Kaszpi-medence tengereinek szalinitása csökkent és brakkvizűvé váltak (Holčík és társai 1989, Popov és társai 2006, Yanina 2014).

A pleisztocén idején a globális tengerszint ingadozása, valamint a glaciális és interglaciális időszakok váltakozása dinamikusan alakította a Fekete-tenger hidrológiai viszonyait és sótartalmát. A pleisztocén utolsó 670 000 évében 12 alkalommal került kapcsolatba a Földközi-tengerrel, amikor a Boszporusz tengersizorán keresztül magas sótartalmú tengervíz áramlott a Fekete-tengerbe. A Kaszpi-tengerrel ugyanakkor 7 alkalommal volt kapcsolata, amikor annak alacsony sótartalmú vize – olvadó jégtakaróból származó víz – talált lefolyást a Fekete-tenger felé (Mamedov 1997, Badertscher és társai 2011, Yanina 2014). A pleisztocén egyes glaciális szakaszait követően a Kaszpi-tenger és a Jeges-tenger térsége között is létesült időszakos kapcsolat, amikor az olvadó jégtömegeből létrejövő víztestet felduzzasztotta az északon még egységes jégtakaró, így az déli irányba talált lefolyást az Ob folyó völgye mentén, az Aral-tó medencéjén át, valamint a Volga völgye mentén a Kaszpi-tenger felé (Astakhov 2006, Diksha 2019).

A holocén időszak kezdetén (8 000-10 000 éve) a Fekete-tengernek, nem volt kapcsolata más tengerrel. Édesvízű volt és csökkent vízállása, viszont 6 000-8 000 évvel ezelőtt ismét elárasztotta a Földközi-tenger sós vize. A sótartalom növekedésével visszaszoruló édesvízi faunát mediterrán tengeri faunaelemek váltották fel.

A térségben előforduló tokfélék recens fajai a Paratethys késő miocén (pontuszi időszak) faunájából származnak. A pliocén száraz periódusát a Kaszpi-tenger medencéjében élték túl, ahonnan a pleisztocén alatt, egyes feltételezések szerint 8 000-16 000 évvel ezelőtt, a würmi glaciális végén népesítették be az akkor még édesvízű Fekete-tenger medencéjét (Holčík és társai 1989, Mamedov 1997, Birstein és társai 2005). Az is elképzelhető, hogy a tokfélék alkalmazkodtak a dinamikusan változó környezethez, és recens fajok kialakulását genom duplikációs események is befolyásolták (Peng és társai 2007). A genom duplikációval létrejövő poliploid egyedek esetenként rugalmasabban alkalmazkodhattak a szélsőséges környezeti viszonyokhoz, ami bonyolult genotípus mintázatokat eredményezett. Az *Acipenser* nem recens fajai közül a következők evolúciója kapcsolódik ponto-kaszpi régióhoz: *A. ruthenus*, *A. nudiventris*, *A. stellatus*, *A. gueldenstaedtii*, *A. colchicus*, *A. persicus*, *A. naccarii*. A kecsege közülük a ponto-kaszpi régió kívül, Szibéria nyugati részén is elterjedt. A Kaszpi-medence és a Jeges-tenger térségének vízrendszerei között a pleisztocén idején kialakult közvetlen kapcsolatok tették lehetővé terjeszkedését az Ural-hegységen túli, valamint és az észak-európai területek felé.

Alaktani leírás

A kecsége teste nyúlánk, áramvonalas, a legnagyobb magassága a teljes testhossz 5,9-16,6 %-a. A fej megnyúlt, az orr elvékonyodó, enyhén felfelé görbülve hosszan előrenyúlik. A fej relatív hosszúsága változó, a teljes testhossz 14,6-30,5 %-a. Az orr hossza jelentős egyedi változatosságot mutat, a fej hosszának 27,8-63,5 %-a. A fej hasi oldalán elhelyezkedő szájnylás viszonylag kicsi, szélessége a fej hosszának 12-27 %-a. Az alsó ajak közepén megszakított. (Ez a bélyeg megkülönbözteti a simatoktól.) A száj előtt egy vonalban elhelyezkedő négy bajuszszál hosszú és rojtozott, hátrasimítva rendszerint elérik a felső ajkat. Az orr alsó oldalán 2-4 kidudorodás húzódik. A szem viszonylag kicsi, nem játszik jelentős szerepet a tájékozódásban.

A hátvértek megnyúltak, hátrafelé csúcsba húzottak, számuk 11-18. Az első hátvért nem forrt össze a fejvel (Ez a bélyeg megkülönbözteti a simatoktól.) Az oldalvértek aprók, egymással érintkeznek, számuk 56-71. A hasi vértek száma 10-20. A farokúszó felső részén húzódó rombusz alakú csontlemezek (fulcrum) száma 25-45. A fiatal példányok vértjei fejlettebbek és élesebbek, később a vértek simábbá válnak. A vértsek között elszórtan apró csontszemcsék fedik a bőr felszínét. A kopolytűtüskék száma az első íven 11-27. A mellúszó jól fejlett, az első úszósugár megvastagodott. A hátúszó a farokhoz közel, a farok alatti úszó felett helyezkedik el. A hátúszó úszósugarainak száma 32-49, a farok alatti úszóé 16-34 (Sokolov és Vasil'ev 1989).

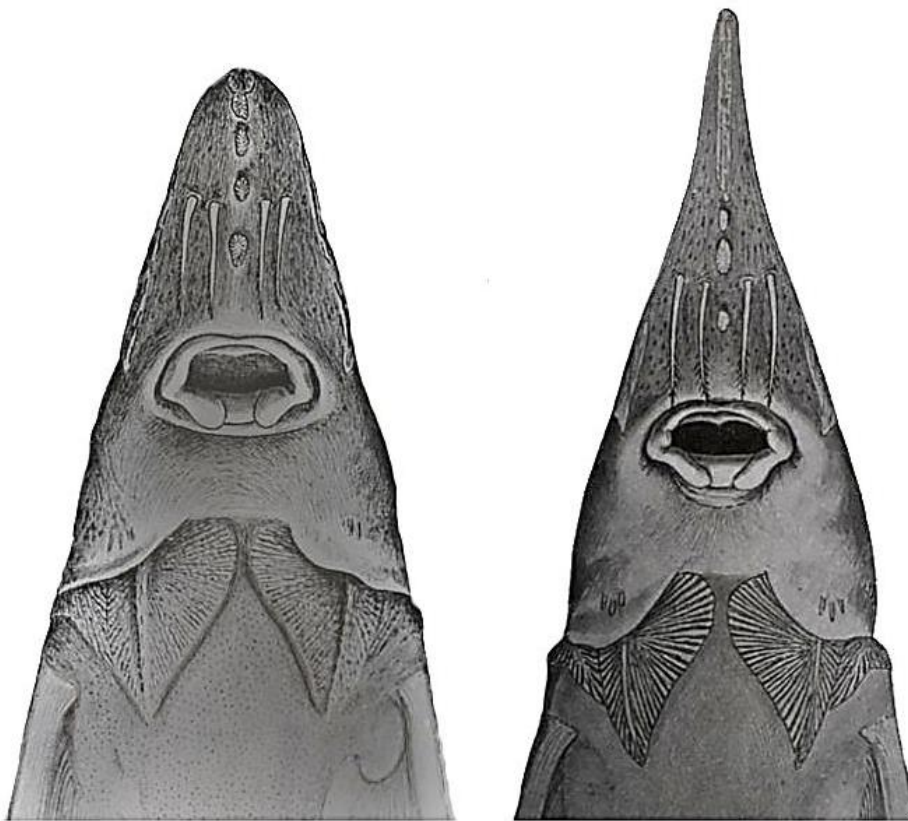


3. ábra: Kecsege (*Acipenser ruthenus*) (Fotó: Observation © gernotkunz)

Színe változó, hátoldala többnyire sötét szürkésbarna, enyhe zöldes árnyalattal, a hasi oldal sárgásfehér. A vértek piszkos fehérek vagy sárgás árnyalatúak. Úszóinak alapszíne sötétszürke, a hasúszók és a farok alatti úszó lehetnek enyhén vörhenyesek. Az úszókat keskeny fehér sáv szegélyezi. Ritkán előfordulnak teljesen fehér (var. *albinea*) vagy rózsaszínes-sárga (var. *erythraea*) színváltozatú példányai is (Antipa 1909, Berg 1948, Janković 1958, Sokolov és Vasil'ev 1989).

A kecsége mérete elmarad a Duna vízrendszerében élő a többi tokféléstől. Testhossza ritkán haladja meg a 80 cm-t, testtömege a 3 kg-ot. A legnagyobb példányok mérete elérheti a 100-125 cm-t és a 16 kg-ot.

A kecsge bizonyos morfometriai jellemzői, mint az orr szélessége és hosszúsága jelentős egyedi változékonyságot mutatnak. A rövid és tompa orrú példányokat elhatárolható változatként *A. ruthenus* var. *brevirostris* (Antipa 1909), valamint *A. ruthenus* m. *kamensis* (Berg 1948) elnevezéssel írták le. Berg úgy vélte, hogy az eltérő formák vándorlási időszaka elkülönül, a hegyes orrú tavasszal, a tompa orrú pedig télen vonul az ívóhelyek felé. A 20. század első felében egyes kutatók azt feltételezték, hogy a két forma genetikailag is különbözik, és a tompa orrú gyorsabban nő, hamarabb éri el az ivarérettséget és termékenyebb, de ezt a vélekedést a későbbi vizsgálatok nem erősítették meg (Sokolov és Vasil'ev 1989), és nem igazolható a két forma viselkedésbeli különbsége sem (Janković 1958). A hegyes és tompa orrú forma elkülönülése nem mindig egyértelmű, az átmenti formák gyakorisága is számottevő.



4. ábra: Tompa és hegyes orrú kecsge feje alulnézetben (Antipa 1909 után)

Elterjedési terület

A kecsge az egyetlen euro-szibériai elterjedésű faj a tokfélék családjában. Elterjedési területének centruma a Kaszpi-medence. Természetes areája széttagolt, amelynek részei:

- a Kaszpi-tenger északi és nyugati vízgyűjtőterületének folyami vízrendszerei (elsősorban a Volga és mellékfolyói, az Ural-folyó és a Kura),
- a Fekete-tenger északi és nyugati vízgyűjtőjének, valamint az Azovi-tenger térségének folyami vízrendszerei (elsősorban a Duna és mellékfolyói, valamint a Dnyeper, a Dnyeszter és a Don),
- a Kara-tenger (Jeges-tenger peremtengere) vízgyűjtőterületének folyami vízrendszerei (az Ob és mellékfolyói, valamint a Jenyiszej és mellékfolyói).
- az Északi-Dvina – a Fehér-tenger déli vízgyűjtőjének folyója. A betelepülésével kapcsolatban megoszlanak a vélemények. Nikolski (1943) csontleletek elemzése alapján úgy véli, hogy a betelepítés 4000-5000 évvel ezelőtt történhetett.

Szibériai és észak-európai elterjedéséhez a pleisztocén idején a Kaszpi-medence és a Jeges-tenger térségének vízrendszerei között kialakult közvetlen kapcsolatok nyitottak utat (lásd A faj kialakulása c. fejezetet).

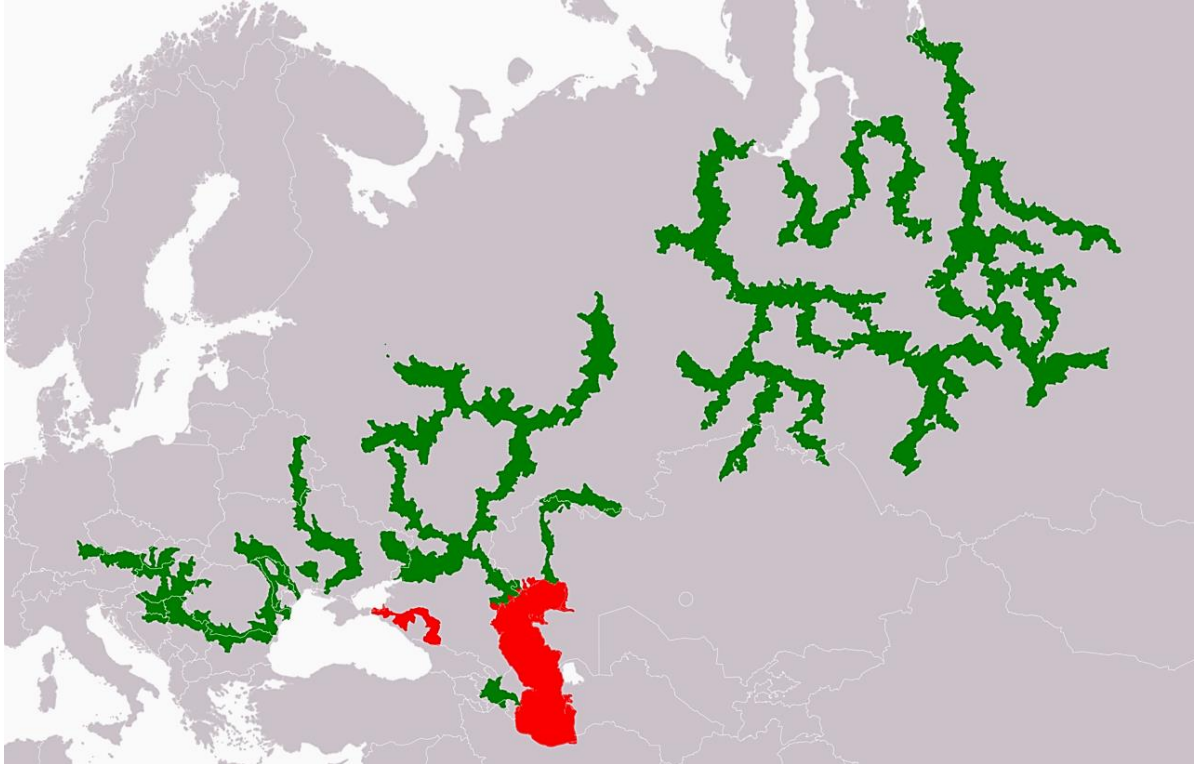
Paleontológiai leletek igazolják, hogy a holocén korábbi időszakában egy anadrom populációja is létezett a Kaszpi-tenger északi térségében, amelynek egyedei a produktív tengeri életteret hasznosítva nagyobbra nőttek, mint napjainkban. Az anadrom populáció a 19. század végén kipusztult (Sokolov és Vasil'ev 1989) (5. ábra).

Számos esetben próbálkoztak a kecsge honosításával az elterjedési területén kívül, amelyről a 18. század óta vannak feljegyzések. A Kelet-Ázsiában (Amur, Kamcsatka stb.) történt telepítések eredménye nem ismert. Sikeresen telepítették többek között a Balti-tengerbe ömlő Daugava folyóba, a Barents-tengerbe ömlő Pecsora folyóba és a Ladoga-tóba (Pintér 1989, Kottelat és Freyhof 2007). Akvakultúrákból, illetve dísztavakból származó példányok előfordulását számos helyen kimutatták Európában, de ezekből nem alakultak ki önfenntartó állományok (Gessner és társai 2010).

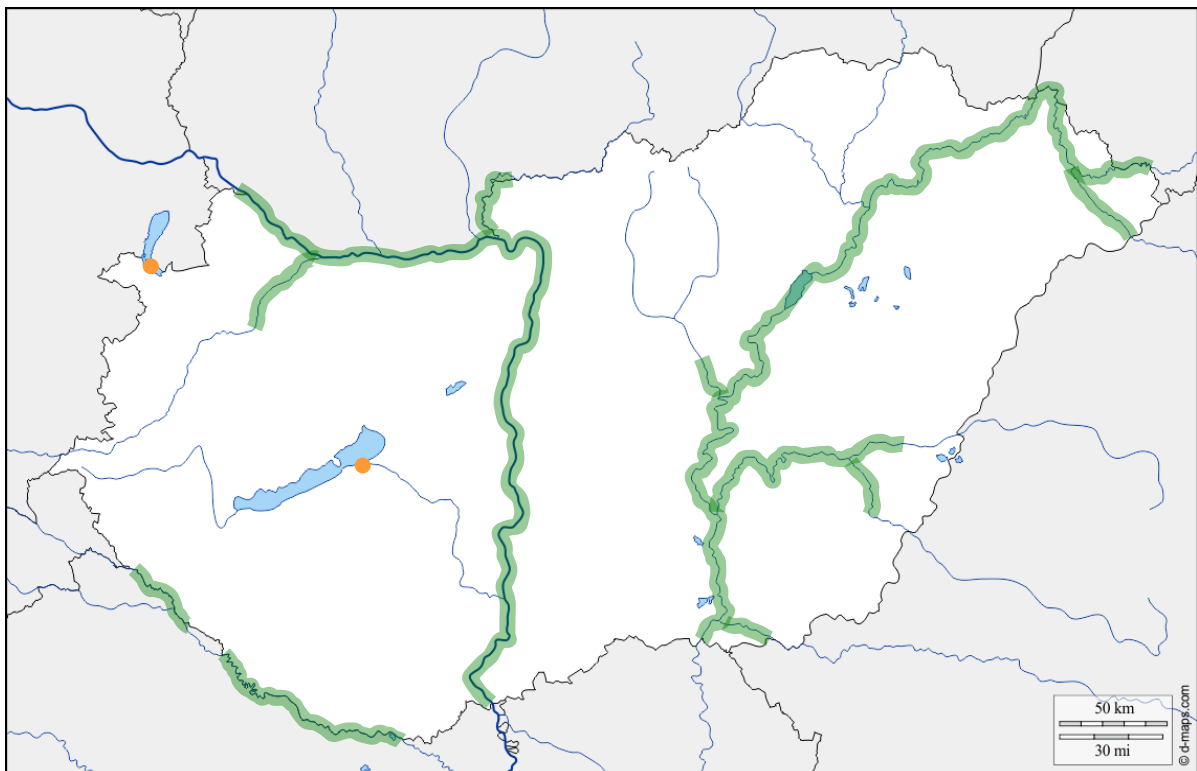
A kecsge a legelterjedtebb tokféle a Duna vízrendszerében. Megtalálható a Duna-deltától a Felső-Dunáig, Regensburg magasságáig és a nagyobb mellékfolyók többségét is benépesítette korábban (Heckel és Kner 1858, Herman 1887, Berinkey 1966, Sokolov és Vasil'ev 1989, Hensel és Holčík 1997, Reinartz 2002, Harka és Sallai 2004). Napjainkban a folyó németországi és osztrák szakaszán csaknem kipusztult, és számottevő mértékben szűkült az elterjedése a Közép- és Alsó-Dunán is (Hensel és Holčík 1997, Reinartz 2002). A magyarországi és szerbiai Duna-szakaszon a halászok és a horgászok jelentős mennyiségben fogták az elmúlt évtizedekben.

A Kárpát-medence nagyobb folyóiban jelentős állományai alakultak ki, de a kisebb folyókban csak alkalmilag jelenik meg. Előfordulása ismert: a Duna és a Dráva teljes magyarországi szakaszán, a Mosoni-Dunában, a Rába és az Ipoly alsó szakaszán, a Murában, a Tisza teljes hazai szakaszán, a Szamosban, a Bodrogban, a Hármas-Körösön, a Kettős-Körösön és a Sebes-Körösön, a Berettyóban és a Marosban (Hermen 1887, Vutskits 1913, Harka és Sallai 2004) (6. ábra). Néhány alkalommal nagyobb tavainkban is felbukkant. A Balatonban a 19. század végén észlelték (Herman 1887), amikor a tó vízállását szabályozó siófoki zsilip megnyitását követően jelentős mennyiségű vizet eresztettek a

Sión át a Duna felé (Károlyi 1973). A nagyobb dunai árvizek idején egy-egy példány a Fertőbe is eljutott a Hanságon keresztül (Faludi 1973). Levéltári dokumentumok szerint a 16. században is fogtak tokféléket a Fertőben (Hankó 1933).



5. ábra: A kecsge elterjedési területe Európában és Szibériában. A piros színnel jelölt területen kipusztult. (Gessner és társai 2010)



6. ábra: A kecsge természetes elterjedési területe Magyarországon (zöld) és alkalmi előfordulási helyei (narancssárga).

Ökológiai jellemzés

Élőhely, vándorlás

A kecsege élőhelye a nagyobb folyók síkvidéki tájékának (potamális régió) teljes szakasza, a viszonylag gyors folyású, többszörösen szétágazó, zátonyos medrű és kavicsos aljzatú hegylábi szakasztól (márna szinttáj) a kisebb esésű, lassabban áramló, meanderező szakaszig (dévér szinttáj). Kis rajokban csoportosulva általában a folyómeder mélyebb területeinek gödreiben tartózkodik, sziklás, kavicsos, homokos vagy kemény, agyagos aljzaton. A szabadfolyású folyókon a kecsegeállomány eloszlását térben elkülönülő, stabil csoportosulások jellemzik. Például a Volga 650 km hosszú alsó szakaszán az ívási vándorláson kívüli időszakban a kecsege aggregált előfordulását mutatták ki, ami hét rövidebb folyószakaszra terjedt ki, a teljes vízterület 18%-ára (Kalmykov és társai 2010). A duzzasztott folyószakaszokon, víztározókban többnyire azok felső szakaszára korlátozódik a kecsege elterjedése, ahol a hidraulikai viszonyok hasonlítanak a szabadfolyású folyókra jellemző körülményekhez.

A kecsege ún. potamodrom vándorló, azaz a szaporodó és táplálkozó területek közötti ciklikus vándorlása a folyami vízrendszereken belül történik. Egy anadrom populációja is ismert volt a 19. század végéig a Kaszpi-tenger északi részén, amelynek egyedei ősszel a Volgába vándoroltak és tavasszal ott szaporodtak (lásd az Elterjedési terület c. fejezetet).

A szaporodásra alkalmas élőhelyek felé történő vándorlási viselkedést külső és belső tényezők komplex módon szabályozzák. Meghatározó külső tényezők a folyó vízjárása, a víz hőmérsékletének és minőségének változása, a nappalok hosszának változása stb. Lényeges belső tényezők a szaporodással összefüggő hormonális változások, az egyedek fiziológiai állapota, a stressz, az ívóhelyre történő eljutás képessége stb. A külső tényezők változása a belső tényezőkre is hatással van (Pavlov 1989, Lucas és Baras 2001, Schmutz és Mielach 2013).

A kecsege vándorlási ciklusának szakaszai:

- Ívási vonulás, amikor az ivarérett halak nagyobb rajokba tömörülve, a folyásiránnyal szemben haladnak az ívási alkalmas élőhelyek felé. Az ívási vonuló rajokban esetenként ivarilag éretlen egyedek is előfordulnak.
- Ívási utáni táplálékkeresés, amelynek során az ívóhelyet elhagyó egyedek általában lefelé haladnak a folyón, kisebb laza csapatokban.
- Őszi vándorlás a téli vermelőhelyekre, amikor a halak többnyire a folyásiránnyal szemben haladva árkokat keresnek a folyómeder legmélyebb szakaszain, ahol táplálkozás nélkül vermelnek csoportosan a hideg periódus idején (Berg 1948).

A egyedfejlődés korai szakaszában az ikrából kikelő szabad embriók passzív sodródással jutnak el a lárvastádium élőhelyi igényeinek megfelelő, lassú áramlású mélyebb mederszakaszokra. A fiatal ivadék viszonylag gyorsan növekedik megfelelő táplálékkínálat mellett, mielőtt az ivarérett egyedekből álló rajokhoz csatlakozik.

A Volga alsó, mintegy 650 km hosszú szabadfolyású szakaszán (a volgográdi vízlépcsőtől a Kaszpi-tengerig) az 1970-es évektől a 2000-es évek kezdetéig átfogóan tanulmányozták a kecsege vándorlását, több mint 11 000 jelölt egyed vizsgálatával. A felmérések eredményeként három

nagyobb kecsege populáció volt elkülöníthető, amelyek ivó és táplálékkereső területei jól elhatárolódtak (Khodorevskaya és társai 2009, Kalmykov és társai 2010).

Megállapítható volt, hogy az ivóhelyek felé történő vándorlás két szakaszban történik. A szaporodásra érett egyedek júliusban kezdenek el felfelé vándorolni a folyón. A vándorlás intenzitása a víz hőmérsékletével mutatott összefüggést. Amikor a víz hőmérséklete 5-7°C-ra hűlt, megállt a vándorlás és a vándorló kecsék a meder mélyebb gödreibe húzódva veremléssel töltötték a téli hónapokat. Az egymás mellett élő populációk egyedei eltérő távolságra vándoroltak az őszi periódusban. A Volga-delta nyugati részéből induló halak kevesebb, mint 100 km-t tettek meg, míg a Volga-delta keleti részében táplálkozó populáció egyedei 200 km-t is haladtak felfelé. A vándorlás tavasszal folytatódott a felvízi ivóhelyek irányába. Az áprilistól május közepéig tartó vándorlás intenzitása a víz hőmérsékletével ($r=0,62$) és turbiditásával ($r=0,53$), valamint a folyó vízállásával ($r=0,50$) mutatott korrelációt. A 150 km hosszú, 20-25 napos tavaszi migrációt 6,2 km/nap átlagos sebesség jellemezte. A három elkülönült kecsege populáció őszi és tavasz vándorlási útvonalának teljes hossza jelentősen eltért: a Volga-delta nyugati részéből 250 km távolságra, a keleti részéből viszont 350-400 km-t távolságra elhelyezkedő ivóhelyekre vonultak a halak. A volgográdi vízlépcső alatti élő populáció migrációja egy 150 km hosszú folyószakaszra terjedt ki. Az ivóhelyek közötti átfedés nem volt igazolható, annak ellenére, hogy az egyik populáció vándorlási útvonala áthaladt a másik populáció által használt ivóhelyen. Azok az egyedek, amelyek ősszel nem indultak el az ivóhelyek felé, a folyómeder mélyebb gödreiben vészelték át a telet és tavasszal is a táplálékkereső területen tartózkodtak (Khodorevskaya és társai 2009, Kalmykov és társai 2010).

Az ívás utáni vándorlás a táplálékban gazdagabb folyószakaszok felé irányul. A volgai kecsege populációk egyedei az ívást követően általában olyan élőhelyeket kerestek fel, ahol a bentikus táplálék szervezetek területegységre jutó biomasszája mintegy 20-szorosan meghaladta az ivóhely közelében jellemző értékeket. Az ívás utáni lefelé haladó migráció sebessége lényegesen lassúbb, mint az ivóhelyek irányába. A halak mozgásának követésével kimutatták, hogy a május végétől szeptemberig tartó vonulás a víz hőmérsékletének emelkedésével egyre intenzívebbé válik és július második felében éri el a csúcspontját. A vándorló egyedek száma az árhullámok apadásának időszakában, illetve 18-20°C víz hőmérsékletnél növekedett, alacsony vízálláskor, valamint 22°C feletti víz hőmérsékletnél viszont csökkent. A haladásuk sebességét az egyes folyószakaszok táplálékkínálata is befolyásolta. Ahol a zoobentosz szervezetek sűrűsége nagyobb volt, ott lelassult a vándorlásuk és hosszabb időt töltöttek táplálkozással (Kalmykov és társai 2010).

A korai egyedfejlődés időszakában az ikrából kikelő szabad embriók a meder aljzatának felszínén az oldalukra dőlve fekszenek és időnként az aljzatról felúszva sodródnak az áramló vízzel, majd visszasüllyednek az aljzatra. A 15-20 km/nap sebességgel történő passzív sodródás 3-8 napig, az aktív táplálkozás kezdetéig tart. Az ívás elhúzódásától függően változhat az az időszak, amikor az embriók sodródása kimutatható. A Volgán ez általában május végétől 20-30 napig figyelhető meg.

Az aktív táplálkozásukat megkezdő lárvák egyre ritkábban távolodnak el az aljzattól, és a vízáramlással szembe fordulva, élénk mozgással igyekeznek megőrizni a helyzetüket. A kecsege lárvák lefelé történő vándorlása, eltérően az anadrom tokfélék lárváinak viselkedésétől, az aljzat közelében és nem a vízoszlopban történik. A lárvák általában 8-21 m mélyen, a kavicsos mederanyag padkáinak áramlástól védett fedezékeibe tömörülnek (Kalmykov és társai 2010).



7. ábra: A kecsge jellegzetes élőhelye a Duna vízrendszerében: dévér szinttáj

A Dunában végzett jelölés-visszafogásos felmérések eredményei szerint, a megjelölt kecsgék általában nem vándoroltak messzebb 200 km-nél, és csak kivételes esetben kerültek elő 300 km távolságra a jelölésük helyszínétől alvízi irányban. Az egyedek vándorlásának sebessége elérheti a 7-23 km-t is naponta folyásirányban (Unger 1953, Ristič 1970).

A folyó szlovák-magyar szakaszán 1992 és 1995 között végrehajtott monitorozás keretében horgas végű külső haljelleggel (Floy T-bar anchor) jelölt halak visszafogási adatai alapján elemezték a halak vándorlását. A kísérlet során 204 jelölt kecsgeből 2 példányt sikerült visszafogni, az egyiket egy hónappal később a jelölés helyszínének közelében, a másikat 13 hónappal később, 10 km-rel feljebb a jelölés helyétől (Holčík és társai 2006). Később, 2016-tól 2017-ig akusztikus telemetria alkalmazásával vizsgálták a kecsge vándorlását a Zsitvatő és Esztergom közötti 34 km hosszú folyószakaszon (1752-1718 fkm). A monitorozás eredményei azt igazolták, hogy a vándorlási aktivitás tavasszal kezdődik, amikor a vízhőmérséklet eléri a 12°C-ot, és megszűnik, ha 22°C fölé emelkedik a nyári hónapokban. Ősszel a vándorlási aktivitás akkor fejeződik be, amikor a víz hőmérséklete 12°C alá csökken (Kubala és társai 2018). A nappalok hosszának változása is befolyásolhatja a halak vándorlását, bár a nappalok hossza és a víz hőmérsékletének alakulása között jelentős a korreláció, ezért kérdéses, hogy a nappalok hosszának hatása mennyire meghatározó.

Szaporodásbiológia

Ivarszervek és ivarsejtek

A kecsgére nem jellemző ivari dimorfizmus, de az ívasra kész egyedek között felismerhetőek az ikrások, amelyek hasa lazább és nagyobb méretű. Kevésbé határozott morfológiai különbségeket

ugyanakkor kimutattak egyes populációkban, mint például a Tiszában vizsgált a hímek mell- és hasúszói rövidebbek voltak, mint az ikrásoké (Vladykov 1931), vagy a Duna szlovák szakaszán a hímek orra kissé hosszabb, a külső bajuszszálai, valamint a hát és a farokalatti úszóik rövidebbek, továbbá az oldalsó vérték száma néhánnyal több, mint a nőstények esetében, de a különbségek statisztikailag nem szignifikánsak (Holčík 1995).

A hím és a női ivarszerv 4-9 hónapos kortól különböztethető meg szövettani módszerekkel. Az ivarééséhez szükséges idő eltérő lehet a különböző folyami vízrendszerekben. A hímek 3-6, a nőstények 5-8 éves korukban ívnak először (Sokolov és Vasil'ev , 1989). A hímek általában minden évben, a nőstények többnyire két évente szaporodnak (Janković 1958).

Az ivarérett kecsége petefészket nem határolja kötőszöveti burok, ezért az érett petesejtek az ovuláció után a testüregbe jutnak. Íváskor az ikra a testüregbe nyúló, tölcser formájú petevezetőn keresztül jut a külvilágba. A kisebb 0,25-0,5 kg tömegű nőstények ikráinak átlagos össztömege 80 g, míg a nagyobb 2,5-3,0 kg-os példányoké átlagosan 560 g (Janković 1958). A petefészkekben levő érett ikrák száma 4 000 és 150 000 között változhat. A nőstény testtömegére jutó érett ikrák száma (relatív fekunditás) 12 400-35 300 ikra/kg (Shmidtov 1939), viszonylag magas a nagyobb testű tokfélékhez képest. Az érett ikra enyhén ovális formájú, szürkésfekete színű. Mérete 2,01 x 1,85 mm-től 2,86 x 2,77 mm-ig változik (Janković 1958).

A kecsége heréje az úszóhólyag feji végétől a bélcsatorna végső, spirális szakaszáig húzódik, két lebenyét az úszóhólyag választja el. A lebenyek a testüreg hát felőli oldalán és a vese felszínén rögzülnek. A tokféléknél – eltérően a csontos halaktól – a herecsatornácskák szoros kapcsolatban állnak a vesékkal. A spermaképződés során az érett spermiumok a kifelé vezető herecsatornácskába ürülnek, amelyek átszövik a vesét, majd a húgyvezetéken keresztül kerülnek a külvilágba. A herék és a vesék közvetlen kapcsolata miatt a hímivarsejtek még a herecsatornácskában vizelettel érintkeznek, ezért sperma jóval hígabb (1 milliárd spermium/cm³), mint a csontos halak esetében. Az 5-6 µm méretű spermiumok a vízbe ürüléskor aktiválódnak és a körülményektől függően viszonylag hosszú ideig életképesek maradnak.

Ívás

Kora tavasszal a kecsége csapatosan jelenik meg a felsőbb folyószakaszon elhelyezkedő ívóhelyeken. A Volga mellékfolyójában a Kámában végzett megfigyelések szerint először a hímek érkezik az ívóhely közelébe, amikor a víz hőmérséklete 9-11°C-os, majd a nőstények, amikor a víz hőmérséklete 12-13°C-ra melegszik. Az ívóhelyen a hímek aránya 60-70%. Az ívás kisebb megszakításokkal április elejétől május végéig, néha június közepéig tart. A Közép-Dunán a szaporodási időszakban a víz hőmérséklete 8°C-tól 19°C-ig változhat, de az ívás szempontjából a 12-17°C vízhőfok tekinthető kedvezőnek. Ha a hőmérséklet 20-21°C fölé emelkedik, vagy 9,4°C alá süllyed, az ívás megszakad. A csoportosan történő ívás részletei kevésbé ismertek. Az erősen ragadós, megtermékenyült ikrák az aljzathoz tapadnak. Az ikra lerakását követően a nőstények azonnal elhagyják az ívóhelyet, viszont a hímek tovább maradnak és több nőstény ikráját is megtermékenyítik. Az ívó egyedek nem táplálkoznak a szaporodási időszakban (Shmidtov 1939, Lukin 1947, Janković 1958).

Az ívás helyszínének kiválasztását befolyásolhatja a folyó vízjárása és a tavaszi árhullámok hevesége. Az általában 7-15 m-es mélységben elhelyezkedő ívóhelyen a vízáramlás sebessége meghaladja a 1,5 m/s értéket, és az aljzatot finom szemcseméretű hordaléktól mentes, 1-7 cm szemnagyságú kavics alkotja. A Káma folyóban vizsgált ívóhelyek térségében a víz oxigéntartalma 6,86-8,31 mg/l

tartományban változott (Shmidtov 1939). Ismertek olyan folyószakaszok, ahol évről évre rendszeresen megjelennek az íváshoz készülődő kecsegerajok. Más helyszíneken viszont csak bizonyos években tűnnek fel a szaporodási időszakban, többnyire a vízállástól függően. Ha egy korábbi ívóhelyen finom szemcséjű hordalék rakódik az aljzatra, akkor a kecsége elhagyja a területet.

Korai egyedfejlődés

A korai egyedfejlődés időtartama döntő mértékben függ a víz hőmérsékletétől. Az ikrafejlődés szempontjából az optimálisnak tekintett 13-16°C vízhőmérsékleten 6-7 nap után kezdődik a kelés, 16-18°C-on 4-5 nap után. A hőmérséklet emelkedésével növekedik a rendellenességek gyakorisága, ami negatívan befolyásolja az embrionális fejlődést (Chebanov és Galich 2013).

A szabad embrió (nem-táplálkozó lárva) hossza 8-9 mm, tömege 0,008-0,011 g. A szabad embrió stádium 5-15 napig tart a hőmérséklettől függően. Az ún. gyertyázó úszó mozgást végző embriók a lassú vízáramlású mederszakaszokra sodródnak, mielőtt megkezdik önálló táplálkozásukat. A szikanyag felszívódásakor meginduló önálló táplálkozással kezdődik a lárvakor. Ekkor egy sötétszínű, pálcikaszerű melanin dugó távozik a végbélnyíláson keresztül, ami az embrionális fejlődés során az emésztőcsatorna hátsó szakaszán felhalmozódó pigment szemcsékből képződik.



8. ábra: A kecsége szabad embriója (nem-táplálkozó lárva)

A 18°C-os vízben fejlődő szabad embriók testhossza (TL) az 5. kelést követő napon (kkn) TL_{5kkn} 13,1–15,3 mm, testtömege (w) w_{5kkn} 0,012-0,019 g. Ekkor kezdenek megjelenni a melanin dugók, de külső táplálék még nem látható az emésztőrendszerükben. A páratlan úszók helyén egy összefüggő páratlan úszóredő húzódik testen. Már megfigyelhető a mell- és a hasúszó kezdeménye. A 10. kelést követő napon a TL_{10kkn} 14,5-18,6 mm, a w_{10kkn} 0,015-0,033 g. A melanin dugók távozása mellett néhány (3%) egyednél láthatóvá válik a külső táplálék az emésztőrendszerben. A páratlan úszók differenciálódása kifejezettebb. Az önálló táplálkozás megkezdése az egyedfejlődés kritikus szakasza. A 13. kelést követő napon a TL_{13kkn} 14,8-20,5 mm, a w_{13kkn} 0,013-0,047 g. Valamennyi egyednél megfigyelhető a külső táplálék az emésztőrendszerben (Rybnikár és társai 2011).



12. ábra: Kecsege lárva a 27. kelést követő napon: testhossz 30,7 mm (TL_{27kkn} 22,8-40,3 mm, w_{27kkn} 0,055-0,350 g). Az oldalsó vértörök kialakulása befejeződik. A háti vértör kezdeményei között megfigyelhető az úszóredő maradványa (Rybniár és társai 2011).



12. ábra: Kecsege lárva a 30. kelést követő napon: testhossz 35,3 mm (TL_{30kkn} 24,0-47,6 mm, w_{30kkn} 0,075-0,566). A háti vértörön kezd eltűnni az úszóredő. A hát és a farok úszóban kezdenek kialakulni az úszósugarak (Rybniár és társai 2011).



12. ábra: Kecsege lárva a 37. kelést követő napon: testhossz 57,0 mm (TL_{37kkn} 26,2-63,7 mm, w_{37kkn} 0,095-1,263). Az úszóredő eltűnésével a lárvastádium végét ér. A hát-, a farok- és farokalatti úszók úszósugarai az úszó széléig nyúlnak, a hasúszó úszósugarai már láthatóak (Rybniár és társai 2011)



12. ábra: Kecsege ivadék a 69. kelést követő napon: testhossz 111,4 mm (TL_{69kkn} 89,5-114,7 mm, w_{69kkn} 4,378-7,767). Folytatódik a farokúszó differenciálódása. Jelentős a bőr pigmentációja és a kültakaró fejlődése (Rybniár és társai 2011)

Táplálkozás

A kecsege táplálékát elsősorban az aljzaton, illetve annak közelében előforduló bentikus szervezetek alkotják. Ezek közül a vízi rovarlárvák a legfontosabbak, mint az árvaszúnyogok (*Chironomidae*), tegzesek (*Trichoptera*), kérészek (*Ephemeroptera*), púposzúnyogok (*Simulidae*), álkérészek (*Plecoptera*), továbbá a kisebb puhatestűek (*Spherium*, *Pisidium*, *Viviparus* stb.), gyűrűsférgek (*Oligochaeta*, *Polycheaeta*, *Hirudinea*) és egyéb gerinctelenek (Sokolov és Vasil'ev 1989). A kérészek és álkérészek tömeges rajzásakor megfigyelhető, hogy a kecsege a vízből kiugorva, a levegőben kapja el a kirepülő rovarokat. Számottevő mennyiségben találtak planktonikus ágascsapú rákokat (*Cladocera*) és evezőlábú rákokat (*Copepoda*) a Volga nagyobb víztározóiban megtelepedő kecsegék gyomrában (Lukin és társai 1981). A fiatal egyedek többnyire árvaszúnyog és tegzes lárvával táplálkoznak, a növekedésük során a tegzesek fogyasztása kerül előtérbe. A Volga-delta térségében a fiatal kecsege táplálékszervezetei között a bolharákok (*Gammaridae*) dominanciáját (90%) mutattak ki (Polyaninova 1972). Alkalmanként nagyobb mennyiségben fogyaszthat halikrát, beleértve a tokfélék ikráját is (Khoroskho 1967). Szórványosan kisebb halak is előfordulnak a táplálékalkotók között (Aristovskaya 1954, Nagy 1987, Fieszl és társai 2011). A kecsege jelentősebb táplálék konkurensei a Volgában a vágó durbincs (*Gymnocephalus cernua*), a dévérkeszeg (*Abramis brama*) és a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) (Aristovskaya 1954).

A Duna Komárom és Párkány közötti szakaszán az 1950-es évek második felében gyűjtött kecsegék gyomortartalmának elemzése során 46 féle táplálékalkotót azonosítottak. Az elfogyasztott szervezetek között a bentikus vízi rovarok domináltak, elsősorban az árvaszúnyog lárvák és bábok, valamint a kérészek és tegzesek lárvai. A kérészek között kiemelkedő volt a dunavirág (*Epheron virgo*) gyakorisága és mennyisége. A hím és a nőstény kecsegék táplálékának összetételében kismértékű eltérés volt kimutatható. A nőstények gyakrabban fogyasztottak gyűrűsférgeket (*Oligochaeta*), a hímek táplálékában pedig az áramló vizekben élő reofil rovarlárvák aránya volt nagyobb. Az eltérés alapján arra lehet következtetni, hogy a nőstények táplálékkereső területe kiterjed a lassabban áramló folyószakaszokra és a nem áramló mellékágakra is, ahol az aljzatot finomabb szemcseméretű üledék fedi (Nagy 1987). A Duna Nagymaros és Vác közötti szakaszán az 1990-es évek kezdetén vizsgált kecsegék gyomortartalmában a tegzesek és árvaszúnyogok lárvai, valamint a felemáslábú rákok (*Amphipoda*) voltak a legjelentősebb táplálékalkotók. Az elfogyasztott szervezetek között azonosított halmaradványok mindegyike márna (*Barbus barbus*) ivadék volt (Fieszl és társai 2011).

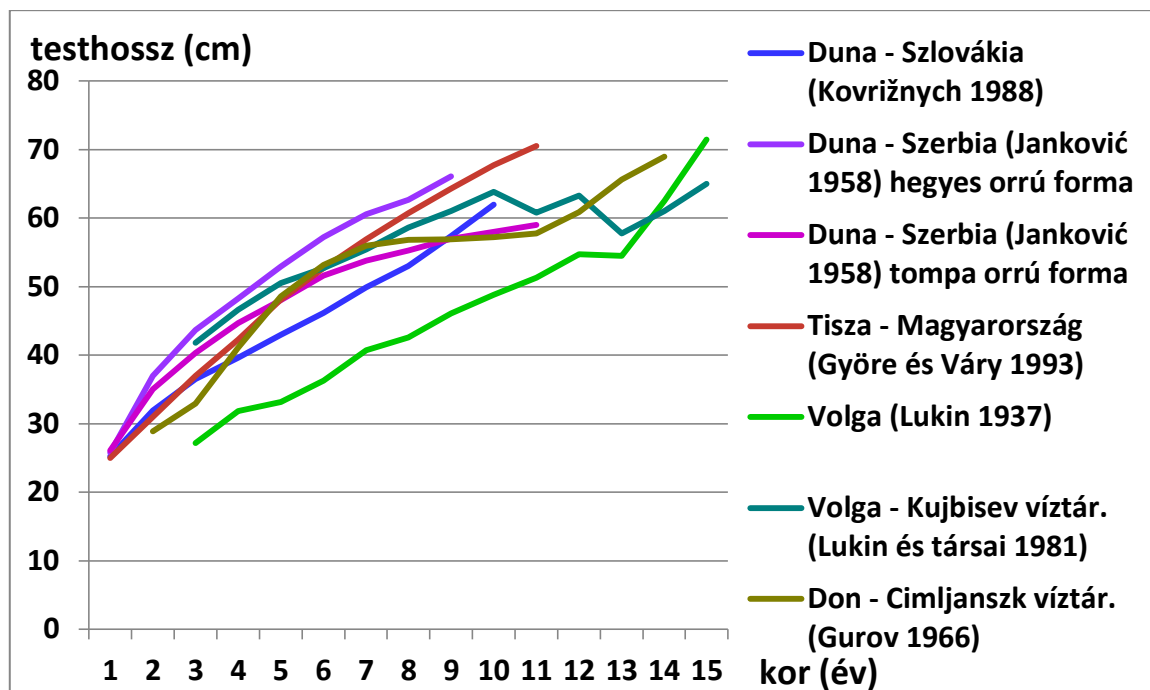
Populációdinamika

Koreloszlás, növekedés, mortalitás

A kecsege rövid élettartamú fajnak tekinthető az *Acipenser* nemzetségben belül. A legidősebb ismert példánya 27 éves volt, amit a volgai kujbisevi víztározóban fogtak (Lukin és társai 1981). Számos populáció vizsgálata alapján megállapítható, hogy nőstények lényegesen tovább élnek, mint a hímek (Sokolov és Vasil'ev 1989).

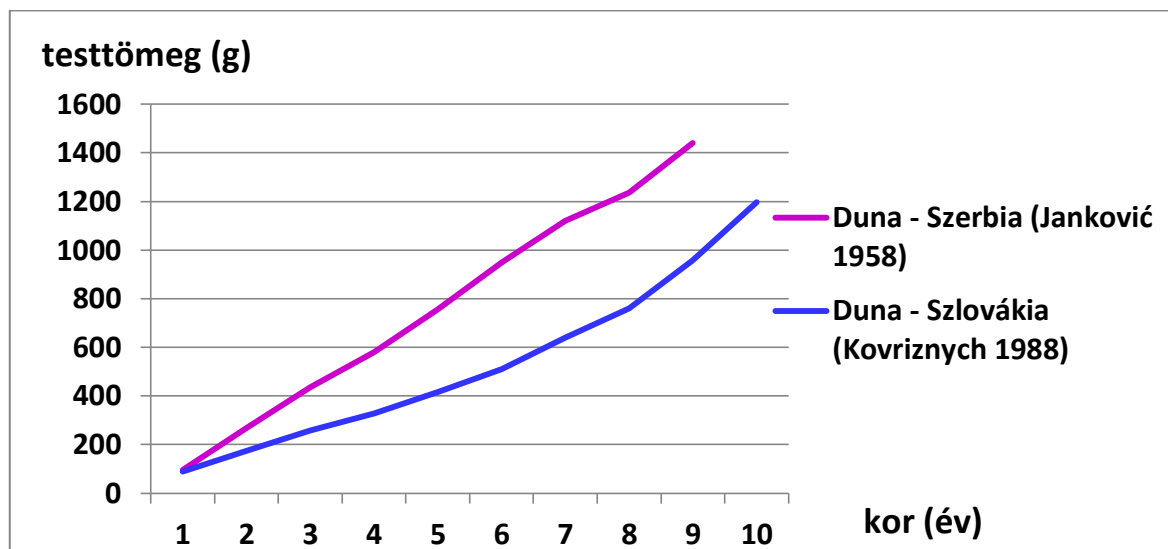
A kecsege növekedésében jelentős eltérések tapasztalhatóak a különböző folyami vízrendszerekben (13. ábra). Viszonylag gyors testhosszgyarapodást mutattak ki a Duna szerbiai (korábban jugoszláv) szakaszán, különösen a hegyes orrú forma esetében (Janković 1958). A hegyes és a tompa orrú forma növekedési sebessége más populációkban is elkülöníthető, de van ahol az utóbbi növekedése a gyorsabb. Jelentősnek tekinthető a tiszai populáció növekedési sebessége is (Györe és Váry 1993), a közép-volgai állományt viszont lényegesen lassúbb növekedés jellemzi (Lukin 1937). A volgai adatok

szerint a duzzasztott folyószakaszokon, mint amilyen a kujbisevi víztározó térsége, gyorsabb a kecsge növekedése, mint a duzzasztás által nem érintett folyószakaszokon (Lukin 1937, Lukin és társai 1981, Gurov 1966), feltehetően a jobban felmelegedő víztömeg miatt.



13. ábra: A kecsge testhosszának évenkénti növekedése különböző vízterületeken

Nagyobb, 100 cm-nél hosszabb kecsgek ritkán kerülnek elő. A Tiszában gyűjtött 458 egyed között a legnagyobb példány hossza 72 cm, testtömege 2,45 kg, kora 11 év volt (Györe és Váry 1993). A magyarországi horgászok közzétett fogásai között egy 9,98 kg-os példány a legnagyobb, amely Tiszabездé határában akadt horogra 2019 októberében. A Dunában pedig egy 9,20 kg-os példány a legnagyobb, amit Dunabogdánynál fogtak 2022 augusztusában. A Duna szlovák-magyar szakaszán egy 2016-ban végzett tudományos felmérés során gyűjtött kecsgek között a legnagyobb példány testhossza 92 cm, testtömege 8,05 kg volt (Kubala és társai 2018).



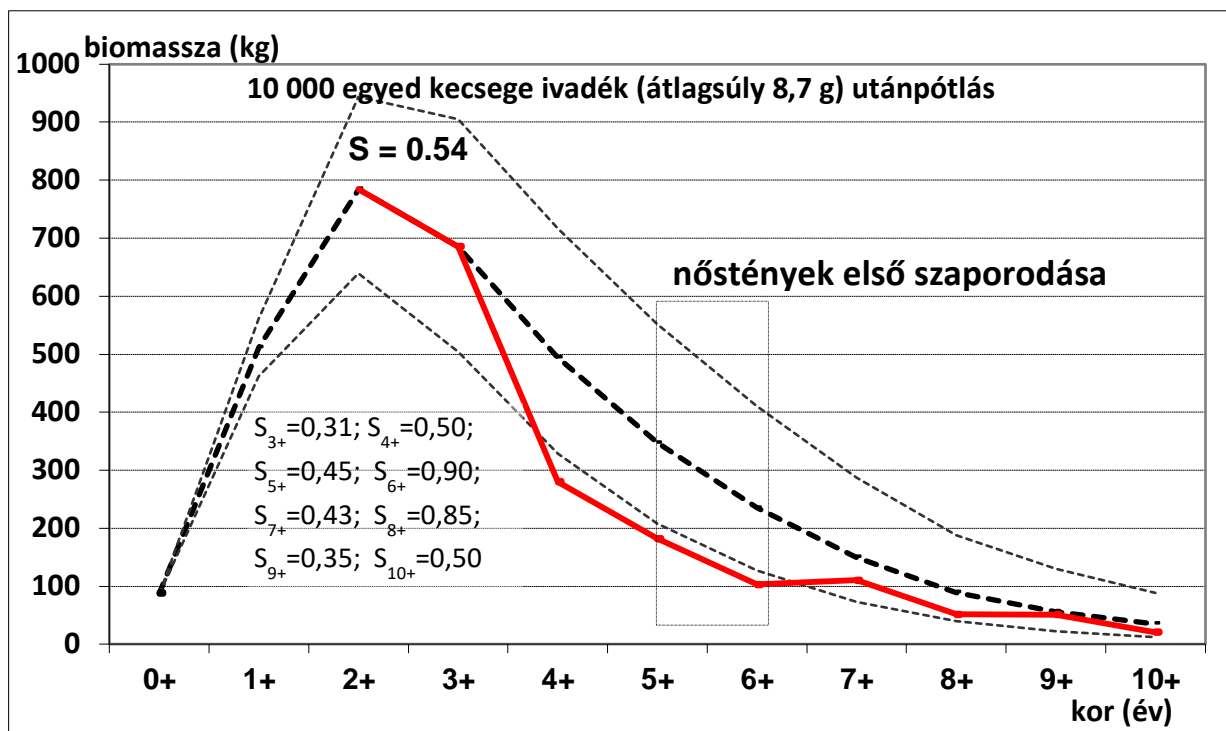
14. ábra: A kecsge testtömegének évenkénti növekedése a Duna szlovák-magyar és szerbiai szakaszán

A kecsge testhossz (L_t) és testtömeg (w) összefüggését a szlovák-magyar Duna-szakaszon végzett mérések alapján (Holčík 1983) az alábbi egyenletet írja le (cm és g mértékegységgel):

$$w = 0,0143 * L_t^{2,86275}$$

A hazai kecsge populációk dinamikájára vonatkozó ismeretanyagot az adathiány jellemzi általában. A Tisza Csongrád és Szeged közötti szakaszán az 1987 és 1991 közötti időszakban gyűjtött minták alapján ($n=496$) a halászok fogásában a 47-55 cm hosszú, az 5-6 éves kecsgek gyakorisága volt a legnagyobb (55%). A halászeszközök szelektivitása miatt a fiatalabb korcsoportok (2-3 éves) részaránya alacsony volt (6%) a kifogott halak között. A populáció 5-11 éves korcsoportjainak területegységre jutó biomasszájának becsült értéke 6,49 kg/ha, a halászzal kifogott mennyiség pedig 1,77 kg/ha volt a közel 85 km hosszú folyószakaszon. Mindkét érték kiemelkedőnek tekinthető a Csongrád feletti folyószakaszokon végzett állománybecslések adataihoz viszonyítva (Györe és Váry 1993).

A szerbiai Duna-szakaszon az 1950-es években gyűjtött kecsgek ($n=1246$) koreloszlására vonatkozó adatok (Janković 1958) elemzése alapján a 3+ és 10+ közötti korcsoportokra jellemző átlagos éves túlélési ráta 54% ($S=0,54$). A közölt adatokból megbecsülhető a kecsge évenkénti növekedése, a testhossz-testtömeg összefüggése és a korcsoportok éves túlélési rátája. A becsült paraméterekből meghatározható az egymást követő korcsoportok biomasszájának elméleti változása (Guti 2008). Például 10 000 egyed (0+ korú, átlagosan 10 cm hosszú, átlagosan 8,7 g tömegű) kecsgeivadék biomasszája öt év (5+) elteltével várhatóan 350 kg (210-550 kg, 95%-os megbízhatósági szint) lesz (15. ábra). A biomassa elméleti változása jelzi, hogy mekkora hatása lehet egy telepítésnek egy természetes populációra.

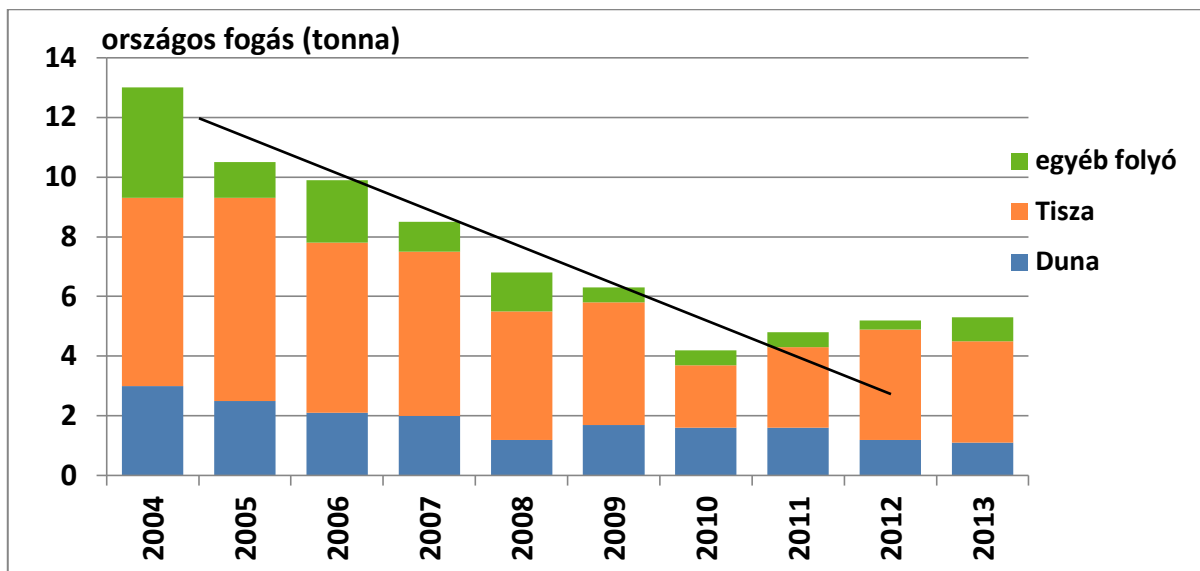


15. ábra: 10 000 egyed kecsge ivadék (0+) biomasszájának változása esetén 10 éven keresztül. Folyamatos piros vonal: az 1950-es években tapasztalt koreloszlás szerint számított biomassa. Szaggatott vonal: a biomassa elméleti változása, ha az átlagos túlélési arány 54% ($S=0,54$), vékony szaggatott vonal: 95%-os konfidencia-intervallum. Az elméleti és a tapasztalt értékek különbsége feltehetően a halászati tevékenység hatását jelzi.

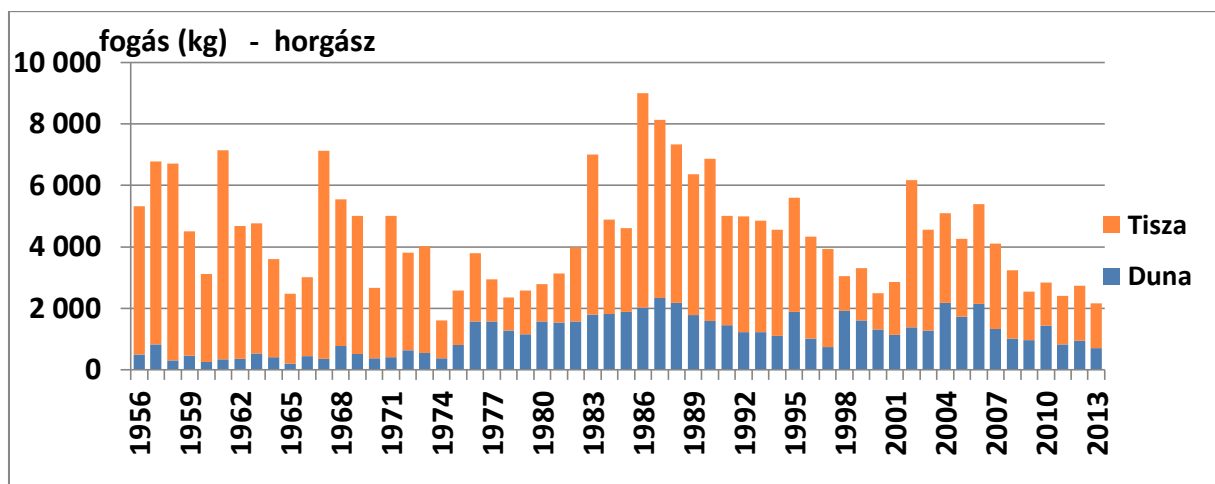
A hazai állományok hosszúidejű változása

Magyarországon nem működik a kecsge populációk tanulmányozására alkalmas monitorozó rendszer, eltérően a legtöbb Duna menti ország kutatási gyakorlatától (Guti 2021). A közvetlen vizsgálatok hiányában a hazai állományok hosszú idejű változása csak mértéktartóan jellemezhető a halászat és a horgászat fogási adatsorainak elemzésével (Guti 2008, 2014, Guti és Gaebele 2009, Suciú és Guti 2012). Az országos halfogási adatsorokban általában nem jelentős a kecsge mennyisége, a 2004 és 2013 közötti évtizedben 0,99% volt a részesedése a teljes halfogásban, csökkenő tendenciával.

Az összes fogás 60%-a Tiszából, 24%-a Dunából és 16%-a egyéb folyókból származott a 2004-től 2013-ig terjedő időszakban (16. ábra). A fogásokat valamennyi vízterületen csökkenő trend jellemezte, amely az egyéb folyókon volt a legnagyobb mértékű.



16. ábra: Az országos kecsgefogás (halászat és horgászat) csökkenő trendje a 2004 és 2013 közötti időszakban (OHA adatbázisa alapján).



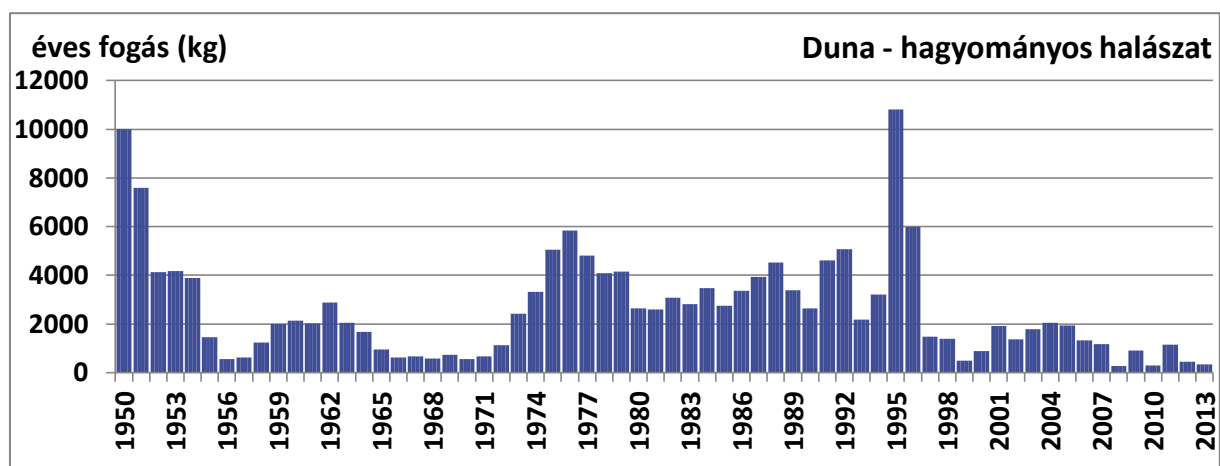
17. ábra: A horgászok éves kecsgefogása a Dunában és a Tiszában az 1956 és 2013 közötti időszakban. (MOHOSZ és OHA adatbázisa alapján).

A horgászok dunai és tiszai kecsgefogásának összesített adatai az 1950-es évek közepétől ismertek (17. ábra). Jelentős ingadozások figyelhetők meg mindkét vízrendszer adatsorában, amelyek között kevés a hasonlóság. A Dunában az 1950-es évek közepétől az 1970-es évek közepéig többnyire 500 kg alatt volt az éves fogás, majd az 1970-es évek közepén háromszorosára nőtt és az 1980-as évek végéig általában meghaladta az 1500 kg-ot. Az 1990-es évek többnyire 1000-1500 kg között ingadozó fogásait követően a 2000-es évek közepén egy rövid időszakban a 2000 kg-ot is meghaladta a kifogott mennyiség, majd a 2010-es évek kezdetére 1000 kg alá csökkent.

A Tiszában az 1950-es évek közepétől az 1970-es évek kezdetéig 2000 és 7000 kg között ingadozott a kecsgefogás, hatszorosan és egyes években húszszorosan is meghaladva a dunai horgászok fogásait. Az 1970-es évek közepétől az 1980-as évek kezdetéig 1000-2000 kg-ra csökkent a kifogott halak mennyisége, ami nem érte el az akkori dunai fogás mértékét. Az 1980-as évek első felében jelentős növekedés kezdődött, az eredmények meghaladták a 3000 kg-ot, és egyes években a 7000 kg-ot is megközelítve, majd az 1990-es években ismét csökkenő tendencia alakult ki. A 2000-es évek első felében az 1000 és 2000 kg között ingadozó fogási adatok 4000 kg fölé emelkedtek, majd az évtized második felétől megfigyelhető hanyatló trenddel 2000 kg alá csökkentek a 2010-es évekre.

A kecsge populációk mennyiségi változását a horgászok halfogási adatsorai korlátozottan jelzik a következő okok miatt: 1) az elmúlt évtizedek horgászati tevékenységének intenzitását mutató horgásnapok száma nem ismert, 2) a horgászattal kifogható halak mennyiségét kvóták szabályozzák, ezért a kvótát meghaladó fogások mennyisége nem ismert, 3) a horgászat eredeti táplálékszerző szerepe egyre inkább háttérbe szorul, ezért a horgászok a kvótától függetlenül is visszaeresztik a kifogott halak egy részét, és ezek mennyisége sem ismert.

A kereskedelmi halászat adatsorai más módon tükrözik a halállomány alakulását. A halászok eszközhasználata és létszáma kevésbé változott hosszabb távon és mennyiségi kvóták sem korlátozták a zsákmányukat. A halászati tevékenység intenzitására és annak változására vonatkozóan ugyanakkor hiányosak a rendelkezésre álló adatok.

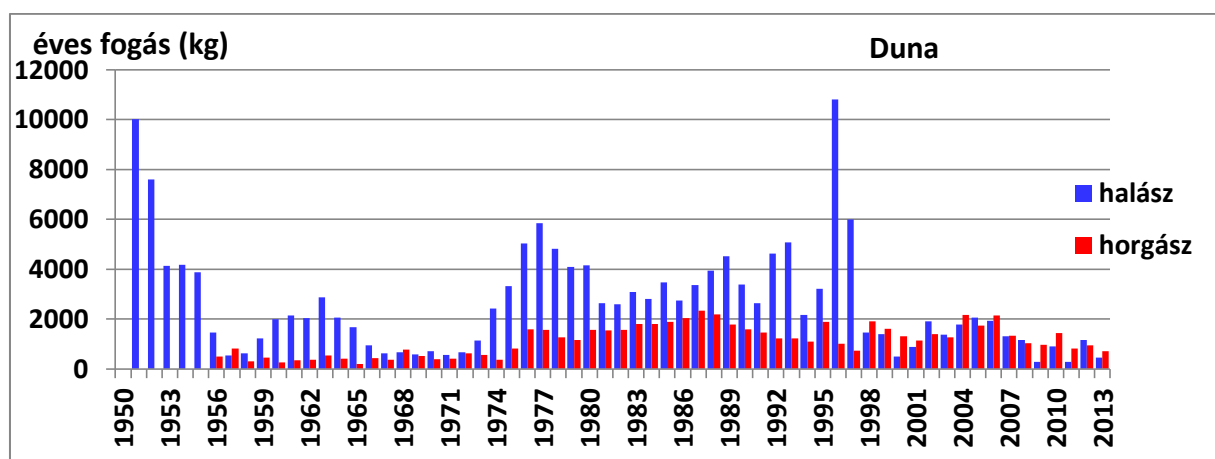


18. ábra: A halászok éves kecsgefogása a Dunában az 1950 és 2013 közötti időszakban. (Tóth 1979, HALTERMOSZ és OHA adatbázisa alapján)

A dunai halászok kecsge fogása az 1950-es évek kezdete óta követhető különböző dokumentumokban (18. ábra). A 20. század első feléből nem ismertek a fogási adatok, de az egykori feljegyzések szerint az 1930-as évekig a magyarországi Duna-szakasz minden részén nagy

mennyiségben halászták. Az 1930-as évektől az 1940-es évek közepéig átmenetileg gyérült az előfordulása a Budapest feletti szakaszon. Az 1940-es évek második felében újra nagy rajok jelentek meg a teljes hazai folyószakaszon (Tóth 1960). Az 1950-es évek első felében azonban rohamosan hanyatlott az állomány mérete Budapest felett és alatt egyaránt, öt év alatt 10 000 kg-ról közel 500 kg-ig csökkent az éves fogás. Az 1970-es évek kezdetéig 1 200 kg körül ingadoztak az eredmények, majd az 1970-es évek első felében határozott növekedés kezdődött, megközelítve a 6 000 kg-os szintet. Az 1990-es évek közepéig 3 000 kg körüli fluktuált a kifogott halak mennyisége. Kiemelkedő volt az 1995-ben elért csaknem 11 000 kg-os fogás, de azt követően viszont egy rendkívül gyors hanyatlás következett be, és négy év alatt 500 kg alá esett vissza a halászott mennyiség. A több mint 95%-os csökkenés alapján feltehetően túlhalászták a kecsgeállományt 1995-ben, továbbá egy 1998-ban bekövetkezett vízszennyezés is hozzájárulhatott a populációk gyérüléséhez (lásd a Rendkívüli vízszennyezések c. fejezetet). A 2000-es évek első felében 2 000 kg-ig emelkedtek a fogási eredmények, majd az évtized második felétől kezdődő hanyatló trend mellett többször is a 300 kg-os szintig süllyedtek. A halfogásokra számottevő hatással lehetett a hagyományos halászat fokozatos szervezeti átalakulása is az 1990-es évektől.

A kereskedelmi halászat dunai kecsgefogásában megfigyelhető ingadozás csak néhány időszakban mutatott párhuzamot a horgászok fogási adataival (19. ábra). A fogások növekedése az 1970-es években és hanyatló trendje a 2000-es évek közepétől mindkét adatsorban megfigyelhető. A hasonló tendenciák alapján nagyon valószínű, hogy a dunai kecsge populáció egyedszáma jelentősen növekedett az 1970-es években, majd csökkent az ezredfordulót követően. Az 1990-es évek kezdetétől azonban kevésbé összefüggő változások jellemezték a halászat és a horgászat adatsorait. A hagyományos halászati tevékenység intenzitása feltehetően megváltozott a szervezeti átalakítások következtében, és amikor a halászok nagyobb mennyiségű kecsget távolítottak el a populációkból, akkor az mérséklően hatott a horgászok fogásaira. A horgászok számának növekedésével a horgászati intenzitás is változott az adott időszakban.

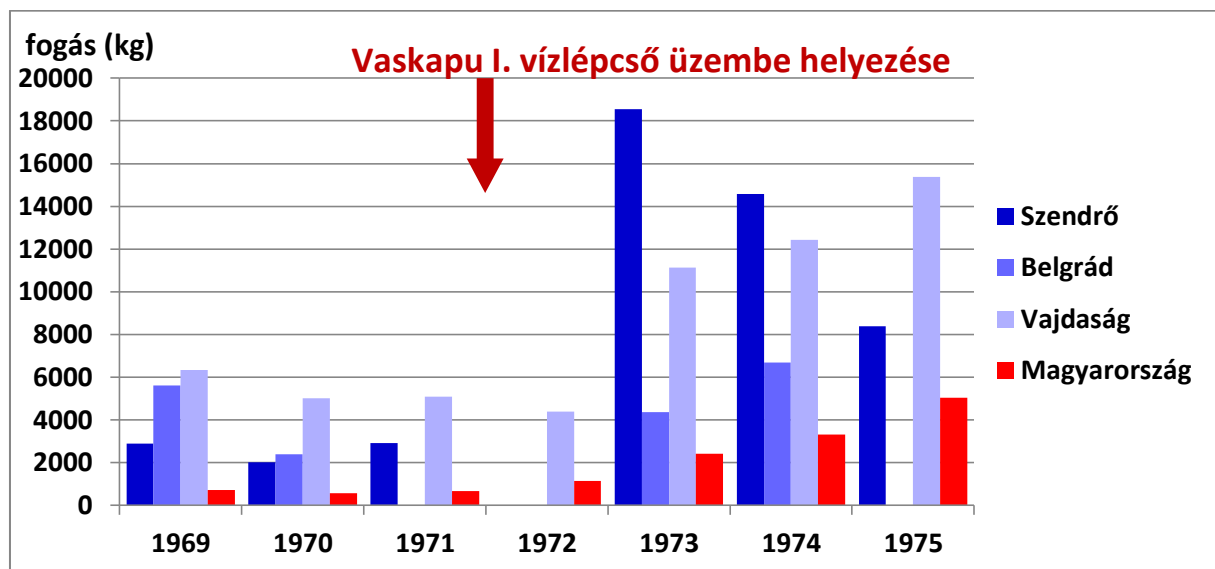


19. ábra: A dunai halászok és a horgászok éves kecsgefogása az 1950 és 2013, illetve az 1956 és 2013 közötti időszakban.

Az 1970-es években tapasztalt dunai állománynövekedéssel kapcsolatban eltérő vélemények találhatók a szakirodalomban. Egyes szerzők azt az álláspontot képviselik, hogy a mesterségesen szaporított ivadék telepítésének volt meghatározó szerepe a kecsge populációk növekedésében (Pintér 1989, Horváth és társai 1991, Ittész és társai 2019). A telepítésre alkalmas kecsgeelárvát az 1970-es évek második felétől kezdte el nagyobb mennyiségben előállítani a százhalombattai

Temperáltvíví Halgazdaság és a szarvasi Haltenyésztési Kutatóintézet, de ekkor még a tokfélékből származó hipofízis hiánya hátráltatta a nagyüzemi termelést. A szaporítás technológiája 1986-tól kezdett jelentősen fejlődni, a hipofízis kivonatot helyettesítő szintetikus hormonok alkalmazásával. A kecsgeivadék dunai telepítése nem volt rendszeres. A hiányos a dokumentációból ismert adatok szerint 1988-ban 80 000 db., 1991-ben 3 000 db., 1992-ben 5 000 db., 1996-ban, 1999-ben és 2000-ben évente 20 000 db, 2002-ben pedig 60 000 db előnevelt ivadékot telepítettek a Duna hazai szakaszán (Guti 2015).

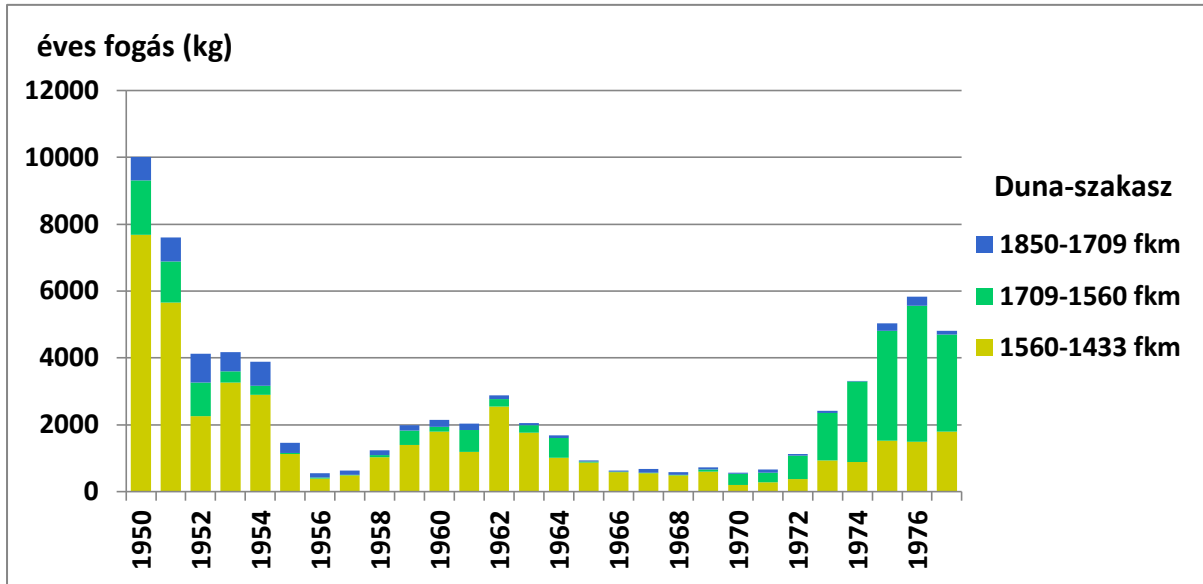
A dunai halászok halfogási adatait elemezve azonban megállapítható, hogy az 1970 és 1974 közötti időszakban, azaz a TEHAG működését megelőző öt évben és az üzemi kecsge szaporítás kezdete előtt már hatszorosa volt a dunai kecsgefogás növekedése, ezért nem megalapozott állítás és társainak (2019) az állítása, hogy a kecsgefogások az 1970-es évek elejétől megindult telepítések hatására kezdtek növekedni. Az állomány látványos gyarapodása környezeti változással magyarázható elsősorban. Ebben az időszakban Vaskapu I. vízerőmű üzembe helyezése jelentős hidraulikai változást okozott az Al-Duna térségében. A vízlépcső építését 1971-ben fejezték be. A duzzasztással létrehozott 135 km hosszú víztározóban évente 26 millió tonna lebegtetett hordalék ülepedik ki a lassuló vízáramlás következtében (Teodoru és Wehrli 2005), ami kedvezőtlenül módosította a helyi kecsge populáció élőhelyét. A szerbiai (jugoszláv) Duna-szakaszon történt halfogások változása egyértelműen jelzi, hogy a kecsgeállomány jelentős része felfelé vándorolt a duzzasztott mederszakaszról. Az 1970-es évek elején számottevően csökkent a kecsge gyakorisága a víztározó térségében, ugyanakkor a duzzasztással kevésbé módosított szendrői (Smederovo, 30-40 km-rel Belgrád alatt) szakaszon nyolcszorosára nőtt a mennyisége a halászok fogásában (20. ábra). A következő években a vajdasági és a magyarországi Duna-szakaszon is gyarapodott a kecsgefogás, ezért igen valószínű, hogy az Al-Dunáról felvándorló állomány terjedését jelzi a halászati eredmények gyors növekedése (Tóth 1979, Hensel és Holčík 1997).



20. ábra: A dunai halászok kecsgefogása a Vaskapu I. vízlépcső tározója feletti Duna-szakaszokon az 1969 és 1975 közötti időszakban. (A szerbiai Duna-szakasz fogási adatai Mirjana Lenhardtól).

Az 1970-es években, amikor a kecsgefogás növekedni kezdett a Duna hazai szakaszán, az Esztergom és Paks közötti szakaszon fogták a legtöbb kecsget (21. ábra), de az 1960-as évek végéig a Paks alatti folyószakasz adta a fogás 70-90%-át. A fogási gyakoriság szerint az állomány többnyire a Duna

középső szakaszán, és annak is felső részén összpontosult az 1970-es évek kezdetén. Ennek egyik oka lehet, hogy a Budapest alatti folyószakasz vízminősége sokat romlott az 1950-es években kezdődő iparfejlesztések következtében. Például a Dunai Vasmű szennyvízbeömlése alatt 800 m-rel 3 mg/l fenol koncentrációt mértek 1957-ben (Tóth 1960). A határértékeket lényegesen meghaladó fenol szennyezés, illetve az iparterületek szennyvizei riasztóan hatottak a kecségére, és a nagyobb szennyvíz-terhelések megjelenése időszakos akadályokat is képezhetett a folyón felfelé vonuló halrajok számára. A vízminőség problémája nem csak a kecségét érintette kedvezőtlenül, hanem a a kecségéhez hasonló, szintén bentikus szervezetekkel táplálkozó márnát is, amelynek populációja ugyancsak kritikus szintre csökkent ebben az időszakban (Tóth 1960).

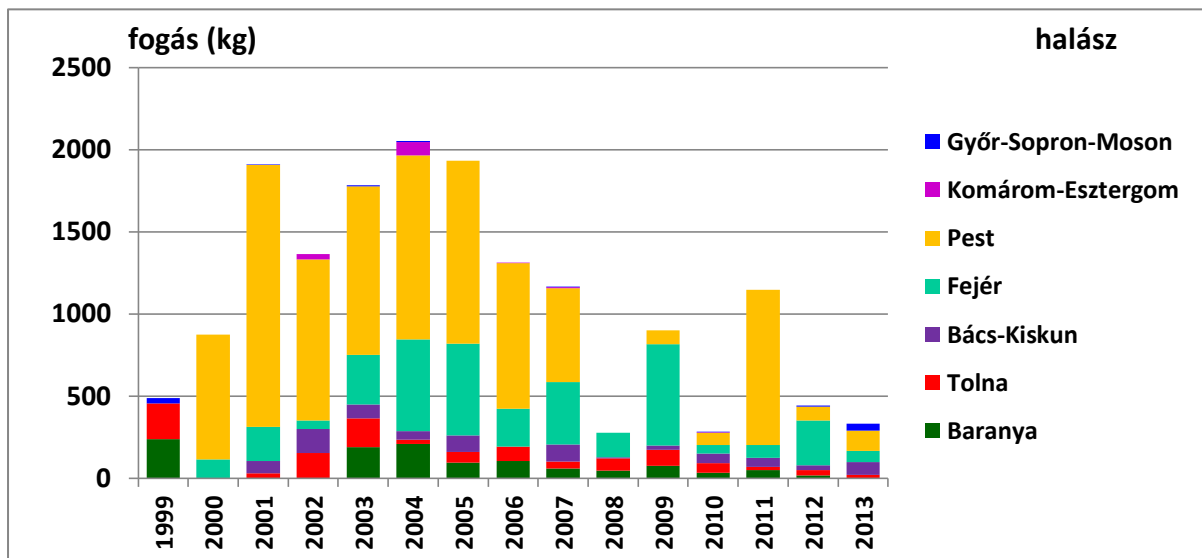


21. ábra: A halászat kecségfogásának mennyiségi eloszlása a magyarországi Duna-szakasz mentén az 1950 és 1977 közötti időszakban. (Tóth 1979 adatai alapján).

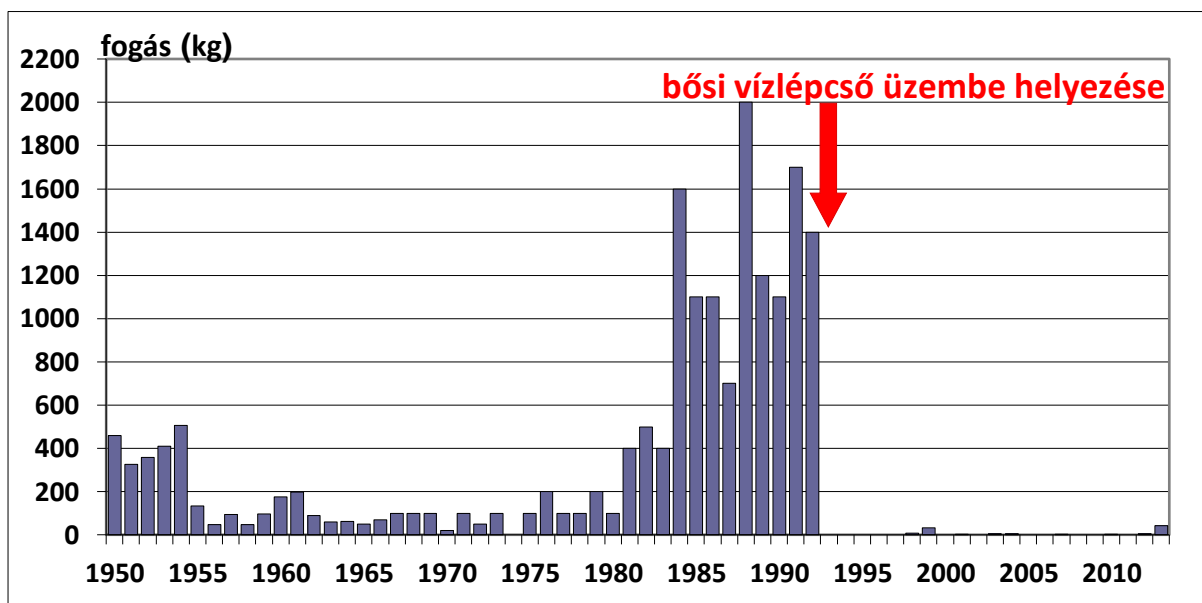
A 21. század kezdetére javult a Duna vízminősége, ugyanakkor a halászok dunai kecségfogása nem érte el az 1970-es években jellemző szintet. A korábbi fogási eredményekkel történő összehasonlításnál azonban figyelembe kell venni, hogy a kereskedelmi halászat intenzitása lényegesen csökkent az 1990-es évek óta, ugyanakkor a horgászat számottevően fejlődött. A 2000-es években a Duna Pest megyei szakaszán fogták a legtöbb kecségét (22. ábra). Győr-Moson-Sopron és Komárom-Esztergom megyében ugyanakkor keveset fogtak. A Komárom és Esztergom közötti folyószakaszon ekkor már megszűnt a hagyományos folyami halászat és például a 2004-ben fogott 82 kg és 7 kg márná a kisszerszamos halászok zsákmánya lehet. Győr-Moson-Sopron megyében, ahol ekkor még intenzív volt a kereskedelmi halászat, több mint 11 000 kg márná mellett csak 5 kg kecségét zsákmányoltak (OHA). A kismértékű fogás a helyi kecségpopuláció jelentős csökkenését jelzi.

Győr-Moson-Sopron megyében elsősorban a szigetközi Duna-szakaszon halásztak kecségét korábban. Az 1950-es évek óta regisztrált fogási adatsorban (23. ábra) hasonlóak a trendek, mint a folyó többi szakaszán a bőszi vízlépcsőrendszer üzemelése előtti időszakban. A vízlépcső üzembe helyezését (1992) követően két nagyságrendet csökkent a kecségfogás egy év alatt, és azután is jelentéktelen szinten maradt. A vízlépcsőrendszer alapvetően megváltoztatta a kiterjedt szigetközi mellékágrendszer vízellátását. A Duna vízhozamának csaknem 80%-át a vízerőmű üzemvízcsatornája vezeti le, elkerülve a mellékágrendszert 40 km hosszú szakaszon. Az 1980-as években a kecségfogás

többnyire az alsó-szigetközi Bagaméri-mellékág 4 km-es szakaszán történt, a tavaszi és kora nyári időszakban. Ebben a térségben lehetett a helyi populáció ívőhelye. A mellékág vízellátásának csökkenése egy intenzív feliszapolódási folyamat kialakulásához vezetett 1992-től, amelynek következtében a kecsge korábbi élőhelyén 346 000 m³ finom szemcseméretű hordalék (közel 60 cm vastag iszapréteg) rakódott le az 1993 és 2005 közötti időszakban az eredetileg kavicsos aljzaton (Rákóczi és Sass 2005). Az ívási aljzat megváltozása gátló tényezőként hat a tokfélék szaporodására (Rochard és társai 1990, Reinartz 2002), ezért valószínű, hogy a kecsge gyors eltűnése a szigetközi Duna-szakaszon az egykori ívőhely megváltozására, annak intenzív feliszapolódásra vezethető vissza.



22. ábra: A halászat kecsgefogásának megyék szerinti mennyiségi eloszlása a magyarországi Duna-szakasz mentén az 1999 és 2013 közötti időszakban. (OHA adatbázis alapján).



23. ábra: A halászat kecsgefogása a Duna szigetközi szakaszán az 1950 és 2013 közötti időszakban. (Jancsó és Tóth 1987, Gutti 2006 és OHA adatbázis alapján)

Hasznosítás

A Duna vízrendszerében a kecsge halászati jelentősége kiemelkedő volt az elmúlt évszázadokban. Az emberi tevékenység környezetterhelő hatásait jobban tolerálta, mint a tokfélék többi faja, ezért a 21. század kezdetéig számottevő mennyiségben fogták a halászok (átlagos fogás 10,7 t/év 1950-2000 között) és horgászok (átlagos fogás 5,5 t/év 1950-2000 között) a nagyobb hazai folyókban. Az 1980-as és 1990-es években kecsge halászata a Dunán Paks és Győr (itt csak 1992-ig), a Tiszán Szeged és Szolnok térségére koncentrált.

A természetes vizek halászatának fejlesztésére az 1970-es években kidolgozott koncepció nagyszabású tervei nem valósultak meg, és a kereskedelmi célú halászat nem találta meg a helyét a látványosan fejlődő horgászat mellett. Az 1990-es években meggyengült a halászati szakigazgatóság és azt követően megfigyelhető volt a kereskedelmi halászat felszámolására irányuló törekvés a horgászat fokozatos térnyerése mellett (Pintér 1995). A természetesvízi halgazdálkodásban bekövetkezett szemléletváltást mutatja a halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló 2013. évi CII. törvény (Hhvtv.), amely megszüntette a természetes vizeken történő kereskedelmi halászatot. A *halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról szóló 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet* a „nem fogható” halfajok közé sorolta a kecsgét 2014-től, ezért a természetesvízi fogásából származó kecsge hasznosítására gyakorlatilag nincs lehetőség. A fogyasztói igényeket akvakultúrában nevelt kecsge termelésével elégítik ki jelenleg. Az étkezési kecsge éves termelési volumene mintegy 10-15 tonna Magyarországon (Rideg Á. szóbeli közlés).

Természetvédelmi státusz

A kecsge természetvédelmi szempontból jelenleg nem minősül védett fajnak Magyarországon, az IUCN (Természetvédelmi Világszövetség) által összeállított nemzetközi vörös lista (<http://www.iucnredlist.org>) ugyanakkor veszélyeztetett fajoként tünteti fel. A veszélyeztetett státusz értelmében a faj állománya jelentősen megfogyatkozott a 19. század óta, és a vadon élő populációk kipusztulásának nagy a valószínűsége.

A kiemelkedő természeti értéket képviselő hazai halfajok 1974-től természetvédelmi oltalom alatt állnak. A kecsge 1974-től 1982-ig védett fajnak minősült, de a védettsége ellenére folyamatosan fogták a halászok és a horgászok évente átlagosan 12 tonna (kb. 23 000 példány/év) mennyiségben. A védett státusz megszüntetését követően a hasznosítását tilalmi időszakokkal (III.1.-V.31.), méretkorlátozással (40 cm) és a horgászatát fogási kvótával (3 db/nap) is szabályozták. A méretkorlátozást 1998-ban 45 cm-re módosították. A korlátozó intézkedések és az ismételt ivadéktelepítések ellenére csökkenő trend alakult ki a fogási adatsorokban az 1990-es évek végétől. A kedvezőtlen folyamat megállítását célozza a már említett 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet, amely a kecsgét a „nem fogható” halfajok közé sorolta, ezért jelenleg csak halgazdálkodási hatóság által kiadott fogási engedéllyel halászható, illetve hasznosítható.

A kecsge védelmét számos nemzetközi egyezmény is szabályozza. Ezek közé tartozik többek között az ENSZ Környezetvédelmi Programjának (UNEP) védnöksége alatt 1979-ben létrejött *Egyezmény a vándorló vadon élő állatfajok védelméről* (Bonni Egyezmény), amelynek célja a vándorló fajok összehangolt, nemzetközi védelmének és kutatásának elősegítése. Magyarország 1983-ban csatlakozott az egyezményhez. A konvenció értelmében, a mellékleteiben felsorolt veszélyeztetett és kedvezőtlen védelmi helyzetű fajok kipusztulásának megakadályozása érdekében a fontos

élőhelyeket meg kell őrizni, vagy helyre kell állítani ahol az megoldható, továbbá a fajok vándorlását jelentősen gátló tevékenységek és akadályok káros hatását meg kell előzni, vagy a megfelelő módon ellensúlyozni és minimálisra csökkenteni. Az Egyezmény hatálya alá tartozó fajok jogi védelmét a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény, és a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. KöM rendelet biztosítja. (A kecsége az egyezmény II. mellékletében szerepel).

A kecsegét érintő további lényeges nemzetközi megállapodás az Európai Gazdasági Közösség keretében 1979-ben létrejött *Egyezmény az európai vadon élő növények, állatok és természetes élőhelyeik védelméről* (Berni Egyezmény), amelynek alapvető célkitűzése, hogy a vadon élő növények és állatok, illetve természetes élőhelyeik, valamint a veszélyeztetett vándorló fajok védelme érdekében előmozdítsa az aláíró országok közötti együttműködést. Az egyezményhez Magyarország 1989-ben csatlakozott. A konvenció kimondja, a vadon élő állatok és növények olyan rendkívül értékes természeti örökséget alkotnak, amelyet meg kell őrizni és át kell adni a jövő generációinak. Az egyezmény ösztönzi a kipusztulás szélére került európai fajok visszatelepítését és annak szakmai megalapozását, továbbá rendelkezéseket tartalmaz az idegen fajok elleni védekezés és a betelepülésük ellenőrzése érdekében is. A konvenció mellékletei meghatározzák a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokat. (A kecsége a Berni Egyezmény III. mellékletében szerepel.)

A Berni Egyezményt először a Tanács 79/409/EGK sz. irányelvvel (*Madárvédelmi Irányelv, azaz irányelv a vadon élő madarak védelméről*), majd jóval később a 92/43/EGK sz. tanácsi irányelvvel (*Élőhelyvédelmi Irányelv, azaz irányelv a természetes élőhelyek és a vadon élő állat- és növényfajok védelméről*) hajtották végre. A két irányelv képezi az Európai Unió természetvédelmi szabályozásának két fő pillérét, amelyek együttes alkalmazása alkotja a Natura 2000 hálózatot. A Natura 2000 egy olyan összefüggő európai hálózat, amely a természetes élőhelyek, illetve a vadon élő állat- és növényfajok védelmén keresztül biztosítja a biológiai sokféleség megővését. A hálózathoz tartozó területeken nem a rezervátumszerű védelem a cél, hanem a természeti értékek megőrzését és fennmaradását biztosító emberi tevékenységek, a gazdálkodás folytatása, a természetvédelmi, gazdasági, társadalmi és kulturális érdekek összehangolása. (A kecsége az Élőhelyvédelmi Irányelv V. mellékletében szerepel.)

A tenyésztett kecsége exportálása szempontjából fontos nemzetközi megállapodás az 1973-ban aláírt, CITES néven is ismert washingtoni egyezmény (*Egyezmény a veszélyeztetett vadon élő állat- és növényfajok nemzetközi kereskedelméről*), amelyet azért hoztak létre, hogy a vadon élő növények és állatok egyedeivel folytatott nemzetközi kereskedelem ne veszélyeztesse a természetes populációk fennmaradását. Magyarország 1985-ben írta alá az egyezményt. (A kecsége az egyezmény II. mellékletében szerepel.)

A kecsge populációkra ható terhelések

Az emberiség történelmének elmúlt évszázada során a folyóvízi ökoszisztémákat módosította legnagyobb mértékben az antropogén terhelés globálisan, amelynek negatív következményeit jelzi többek között a halállományok biológiai sokféleségének változása (WWF 2020). A kecsge populációk hatékony védelmének kiindulópontja az emberi tevékenység és a folyami ökoszisztémák környezeti változásai közötti ok-okozati összefüggések azonosítása, valamint ezek egymásra épülő, halmozott hatásainak megértése.

A magyarországi kecsgeállomány fogyatkozását a halászok és horgászok fogási eredményeiben a 20. század végétől megfigyelhető csökkenő trend igazolja. A rendelkezésre álló több mint hat évtizedes adatsorban azonban volt már korábban is hanyatló periódus, amely után az állomány újra gyarapodott. A fogyás számos negatív hatású folyamattal és eseménnyel magyarázható, amelyek részben közvetett módon, a létfontosságú élőhelyek megváltoztatásával, továbbá közvetlenül az egyedeket terhelve, azok túlélési valószínűségének csökkentésével korlátozzák a populációk egyedszámát és szaporulatát. A kecsge populációkat érintő antropogén terhelések kevésbé fajspecifikusak, azok kedvezőtlenül hatnak az őshonos halfauna további elemeire is.

Természetes vizeink évszázadokon keresztül híres halbőssége a 19. század második felében olyan mértékben csökkent, hogy az már problémát jelentett a Kárpát-medence népességének ételmezésében. A halapadás okainak feltárása érdekében, 1865-ben az akkori helytartótanács a Természettudományi Társulathoz fordult. A kérdéskör vizsgálatára létrehozott bizottságban Kriesch (1868) foglalta össze a fontosabb veszélyforrásokat:

- erdőirtás → patakok, kiöntések kiszáradnak → az ívőhelyek tönkremennek
- a folyók szabályozása → ártéri állóvizek kiszáritása → a halbölcsők csökkenése
- a halászok rablógazdálkodása → mértéktelen halfogás az ívási időben is
- zsilipek és gátak létesítése a vízfolyások medrében → a halak vándorlásának korlátozása
- ipari vízszennyezések → a halak és egyéb élőlények mérgezése
- gőzhajózás → a hullámverés károsítja az ikrát és az ivadékokat
- faúsztatás → a feltorló fatömeg ívőhelyeket tesz tönkre
- halevő állatok kártétele (sirály, gém, vöcsök, kormorán, vidra stb.)

A másfél évszázaddal ezelőtt ismertett problémák egy része a mai napig fennáll, és a 21. század kezdetére a természetesen honos folyami halpopulációk veszélyeztetettsége fokozódott. Napjainkban a víz- és területhasznosítás következtében a nagyobb folyóink már erősen módosítottak és elveszítették természetes jellegüket. A folyami halak életterének kedvezőtlen változásával számos őshonos halfaj populációjának csökkent a produkciója és a természetes utánpótlása. A gazdasági tevékenységgel összefüggő közvetlen terhelések mellett további problémák várhatóak a Duna-medence változó éghajlati viszonyainak következtében.

A folyók szabályozása

Keresztirányú folyamszabályozási létesítmények

A vízfolyások medrében épített és a folyásirányt keresztelő létesítmények többféle társadalmi és gazdasági igényt elégítenek ki, szolgálhatnak árvíz elleni védelmet, víztárolást, vízenergia hasznosítást, öntözési célú vízkivételi lehetőséget stb. A vízerőműveket gyakran a gazdasági fejlődés eszközeként népszerűsítik (World Commission on Dams 2000), amelyek előnyös és hosszú távú befektetést biztosítanak a víz- és energiaszolgáltatási ágazatokban. Más szakértők (Winemiller és társai 2016) ugyanakkor aggodalmukat fejezik ki amiatt, hogy a vízenergia hasznosítás gazdasági előnyeit túlbecsülik, mivel a gazdasági előrejelzések gyakran kizárják vagy alábecsülik az ökoszisztéma-szolgáltatások elvesztését, a kapcsolódó környezeti kockázatok csökkentésének költségeit, valamint a vízerőművek hosszú távú fenntartását biztosító kiadásokat.

A folyami ökoszisztémákat és élővilágukat fenyegető veszélyek miatt világszerte egyre nagyobb szükség van a folyók fenntartható és integrált kezelésére. A legtöbb folyami halfaj normális életmenetéhez és eredményes szaporodásához elengedhetetlen az eltérő élőhelyi adottságú folyószakaszok közötti hosszirányú migráció, ezért a vándorlási útvonal széttagolása bizonyos fajok lokális eltűnéséhez és általában a halfauna összetételének megváltozásához vezet. A vízlépcsők és a vízerőművek duzzasztóművei a folyami vízrendszerek átjárhatóságának megszakításával döntő szerepet játszottak az édesvízi halfajok populációinak több mint 80%-os globális csökkenésében az 1970-es évek óta (WWF 2020). A Duna vízrendszerében is a völgyzáró gátak és vízlépcsők építése jelenti az egyik legfőbb környezeti terhelést. A folyó teljes vízrendszerében 747 olyan akadályt azonosítottak, ahol korlátozott a halak átvonulása (National Administration Romanian Waters 2018).

A Duna magyarországi szakaszán és nagyobb mellékfolyóin, valamint a Tisza magyarországi szakaszán és nagyobb mellékfolyóin 12-12 nagyobb duzzasztó üzemel. (Duna: Dunakiliti; Mosoni-Duna: Vének, Mosonmagyóvár; Rába: Alsószölnök, Szentgotthárd, Magyarlak, Csörötnek, Körmend, Ikervár, Nick; Ipoly: Ipolytölgyes, Tésa) (Tisza: Tiszalök, Kisköre; Hernád: Gibárt, Felsődobsza, Kesznyéten; Túr: torkolati bukó; Körösök: Körösladány, Gyula, Békés, Békésszentandrás, Bökény; Hortobágy-Berettyó: torkolati bukó). Több műtárgynál, ahol halátjáróval biztosított az alvízről a felvíz felé a kapcsolat, az ökológiai folyosó funkció nem, vagy csak részben érvényesült megfelelően az elmúlt évtizedekben.

A kecsge életmenetében alapvető szerepet játszik a térben kiterjedt és időben változó élőhelyek közötti vándorlás, aminek feltétele a folyami vízrendszer élőhelyeinek funkcionális konnektivitása. A vándorlás teszi lehetővé a táplálékszervezetekben gazdagabb folyószakaszok, az íváshoz leginkább alkalmas élőhelyek, továbbá a téli hideg periódus és a szélsőséges vízjárás helyzetek túléléséhez védelmet nyújtó mederrészek elérését.

Ahol a keresztirányú folyamszabályozási létesítmények megakadályozzák a kecsgerajok ívási vándorlását, az ívás elmaradhat, vagy egy kevésbé kedvező folyószakaszokon történik és előfordulhat, hogy az ívóhelytől lefelé sodródó embriók és lárvák számára sem megfelelő a folyómeder élőhelyi adottsága. A duzzasztók módosítják a folyó áramlási viszonyait és a hordalék szállítását. A duzzasztott folyószakaszokon jellemzően kiüledő hordalék, magasabb víz hőmérséklet és alacsonyabb oxigéntartalom a kecsge számára nem tolerálható és a szaporodási lehetőségeit is korlátozza (Rochard és társai 1990, Reinartz 2002). A duzzasztók alvízi szakaszán ugyanakkor a hidraulikai viszonyok megváltozása, a mederanyag átrendeződése, vagy a fontosabb

táplálékszervezetek elterjedésének módosulása korlátozhatja a kecsge számára hasznosítható élőhelyek kiterjedését.

A hajózhatóság javítása

A Duna hajózhatóságát javító, évszázados múltra visszatekintő kis- és középvízi szabályozások hatására erősen módosultak a folyami vízrendszer medermorfológiáját alakító hidrodinamikai folyamatok. A 19. század második feléig, az átfogó szabályozás előtti időkből a meder állandó változása és a zátonyképződés korlátozta a hajóforgalmat. A hajózási nehézségeket egyes kanyarulatok átvágásával, kőművek beépítésével igyekeztek mérsékelni. A meder partvonalát a középvíz magasságáig érő kőburkolattal stabilizálták a kritikus szakaszokon és a 20. század kezdetétől számos mellékág felső torkolatát lezárták a kisebb vízhozamok szétterülésének megakadályozása érdekében.

A műszaki beavatkozások a vízsebesség és hordalékszállító képesség növekedését eredményezték, ami a meder beágyazódását vonta maga után. A beágyazódás folyamatát jelzi számos mederszakaszon a Duna kisvízi vízállásainak csökkenő trendje. A főmeder fokozatos beágyazódásával csökkent a mellékágak vízellátása, valamint a hullámtéri (ártéri) elöntések gyakorisága és tartóssága. A felső vízgyűjtőn módosult eróziós folyamatok következtében a nagyobb árhullámok jelentős mennyiségű lebegtetett hordalékot szállítanak, amelynek nagy része az árvédelmi töltések közötti hullámtereken rakódik le, a mellékágak torkolataiban alluviális dugókat, a partvonal mentén pedig kiterjedt övzátonyokat képezve. A hullámterek terepszintjének folyamatos emelkedésével tovább csökkent a mellékágak átöblítődésének és a hullámtéri elöntések gyakorisága. Az intenzív feliszapolódás, feltöltődés következtében egyre ritkábban alakul ki közvetlen kapcsolat a főág és a mellékágak között, csökken a hullámtéri vízterek kiterjedése, víztérfogata, a vízborításuk tartóssága.

A hajózhatóságot javító folyószabályozás során kiegyenesített folyómederben nagyobb a meder hosszirányú lejtése, ezért az árhullámok idején a nagyobb mértékben emelkedik a mederanyag szemcséit mozgató fenék-csúsztatófeszültség. A fenék-csúsztatófeszültség jelentős növekedése csökkenti a kavicsos aljzathoz kötődő ikra és a sodródó hallárva túlélésének valószínűségét, ami kedvezőtlenül hat a kavicsos aljzaton ívó kecsge szaporodási sikerére. Az egyre korlátozottabban áramló, egykor kavicsos aljzatú mellékágakban viszont sok esetben a lebegtetett hordalék lerakódásával kialakult kiterjedt iszapréteg korlátozza a kavicsos aljzatra ívó halfajok szaporodási lehetőségeit. Ez történt a Duna szigetközi szakaszán is a bősi vízlépcső üzembehelyezését követően, ami a kecsgefogás gyors csökkenéséhez vezetett (23. ábra).

A hajózóút mélységviszonyainak gyors és időleges javítására szolgál a gázlókotrás, amelynek nyomvonalát az áramlási viszonyok figyelembevételével jelölik ki. A kotrás hatására megváltoznak az érintett folyószakasz geometriai viszonyai, aminek következtében a kisvizek levonulási szintjei süllyedhetnek. Ahol a beavatkozás a meder páncélozódott, felszíni kavicsrétegét bontja meg, kiterjedt medererózió és előrehaladó mederbeágyazódás alakulhat ki. A kotrás következtében megváltozó hidraulikai viszonyok károsíthatják a kecsge ívóhelyét. A kotrással felkevert mederanyag egy része lebegtetett hordalékként sodródik és távolabbi folyószakaszon rakódik le. A hordalék lerakódása veszélyezteti a kecsge szaporodási sikerét és növeli a fiatal egyedek mortalitását a korai egyedfejlődés időszakában. A kotrást végző gépek zajterhelése fokozza a kortizol hormon termelődését a halakban, ami az ívásokat kedvezőtlenül befolyásolhatja (Wysocki és társai 2006).

A gázlókotrás során kitermelt mederanyagot gyakran a folyó mélyebb szakaszain helyezik el, ami szintén veszélyezteti a kecsge élőhelyeit, az ívőhelyeket és különösen a téli vermelőhelyeket.

Hajóforgalom

A dunai hajózás forgalmi prognózisa szerint a folyó magyarországi szakaszán közlekedő áruszállító hajók száma (jelenleg 7 857 hajó/év) várhatóan 34%-kal (10 505 hajó/év) emelkedik 2040-re. A tervezett hajóút fejlesztések eredményeként az éves hajózási időtartam is bővül, a jelenlegi 240 nappól kb. 340 napra. Az áruszállító hajók száma viszonylag állandónak tekinthető az év folyamán, jelentősebb szezonális ingadozások nélkül 800-1 100 hajó/hónap (Guti 2020). A személyszállítás esetében nagyobb forgalomnövekedésre lehet számítani, a hajószám 2040-re mintegy 50%-kal (54 hajó/nap), 2050-re 75%-kal (63 hajó/nap) emelkedhet. A személyszállító hajók többsége Budapesten és környékén közlekedik, elsősorban a Dunakanyart érintik (kirándulóhajók, rendezvényhajók). A személyszállító hajók forgalmában jelentős a szezonális változás, közlekedésük nagyjából az április és október közötti időszakban jellemző (Guti 2020).

Hullámverés

A növekvő hajóforgalom kedvezőtlen hatásai közül közismert a hajókat kísérő erőteljes hullámverés, ami a folyó legproduktívabb élőhelyét, az akvatikus-terresztris átmeneti zónát és annak növényzetét károsítja, közvetetten csökkentve a folyó öntisztuló képességét. A rendszeres hajóforgalom következtében ismétlődő hullámverés általában nem vezet a halak tömeges, illetve látványos mortalitásához, viszont a tartósan fennálló terhelés folyamatos stressz-tényező, ami jelentősen csökkentheti a különböző fajok populációinak egyedszámát.

A kecsge bentikus faj, amelynek ivadéka a mélyebb mederszakaszok aljzatán él, ezért kevésbé valószínű, hogy a hullámverés közvetlenül zavarná az élőhelyét. A táplálékát képező makrogerinctelen szervezetek többnyire a meder mediális zónájának aljzatát népesítik be, így azokat sem érinti közvetlenül a partvonalon végighaladó hullámverés. A különösen alacsony vízállású periódusokban előfordulhat, hogy a nagyobb hajókat kísérő erőteljes vízmozgás elsodorja a korai egyedfejlődés stádiumában levő egyedeket, kedvezőtlenül befolyásolva ellenálló képességüket.

Zajterhelés

A Dunán közlekedő hajókat általában dízelüzemű motorok hajtják, amelyek teljesítménye a hengerek számával növelhető. A hengerszám növelésével a főtengelyt is meg kell hosszabbítani, viszont a meghosszabbított főtengely önmagában hajlik és rezeg. Ez a rezgés a motor alapján át terjedve az egész hajószerkezeten eloszlik. A hajómotor, propeller és a hajótest mechanikai vibrációja és erős zaja a vízben terjedve kedvezőtlenül hat a halakra. Közismert, hogy a halak próbálják elkerülni a feléjük közeledő nagyobb géphajókat. A Duna ausztriai szakaszán végzett felmérések szerint a hajók ún. „zaj szennyezése” 80%-120%-kal növeli az anti-stressz hormonként ismert kortizol termelődését a halakban (ponty, fenékjáró küllő, sügér) a zajmentes szituációhoz képest. A viszonylag akut stresszreakció független a halfajok eltérő hallóképességétől. A rendszeresen megemelkedő kortizol szint káros hatással lehet a halak növekedésére, az ivarszerveik fejlődésére és a szaporodásukra (Wysocki és társai 2006). A zajterhelés kecsgeire gyakorolt hatása nem ismert.

A hajók vízszennyezése

A hajókból esetenként szivárgó üzemanyag és kenőanyagok kerülhetnek a vízbe. A hajótest, illetve annak rakterének takarításakor az eltávolított fenékvízzel szennyező anyagok juthatnak a folyóba. A hajóút mentén és a kikötők környékén rendszeresen található a hajóról származó hulladék,

drótkötél, alkatrész stb. a folyómederben. Előre nem jelezhető, rendkívüli vízszennyezések történhetnek továbbá hajóbalesetek bekövetkezésekor, ha a szállítmányból veszélyes anyagok kerülnek a vízbe.

A hajókból a vízbe kerülő veszélyes anyagoknak lehetnek kedvezőtlen hatásai a kecsege növekedésére, fejlődésére és reprodukciójára, valamint a táplálékszervezetei gyakoriságára.

Szennyező anyagok kibocsátása

Diffúz vízszennyezések

Diffúz szennyezéskor nagyobb térbeli kiterjedésben kerül szennyező anyag a vízbe, elsősorban heves záporok hatására. A diffúz vízszennyezés dinamikája összefügg az időjárás szezonálisával, ezért időben és térben jóval változékonyabb, mint a pontszerű szennyezési források. A felszíni vizek legelterjedtebb diffúz szennyezését a mezőgazdasági eredetű szerves anyagok, növényi tápanyagok és növényvédőszer (gyomirtók, gombaölők, rovarirtók stb.) bemosódása okozza. Szervesanyag-terhelés (humusz, növényi törmelék, mezőgazdasági hulladék stb.) esetén a lebomlási folyamat következtében nagyobb mértékben csökkenhet a víz oldott oxigéntartalma a meleg, nyári szélcsendes napokon. Az oldott oxigén hiányára érzékeny fajok, mint a kecsege, elmenekülnek, esetleg elpusztulnak a terhelt vízterületeken.

Pontszerű vízszennyezések

A pontszerű szennyezés során csővezetéken vagy nyílt csatornán keresztül, térben koncentráltan kerül a szennyező anyag a vizekbe. Többnyire szennyvízkezelőkből, záportározókból és ipari létesítményekből kijutó szennyezések okoznak pontszerű terhelést a nagyobb települések térségében. Budapesten például napi 300 000 m³/s tisztítatlan szennyvíz ömlött a Dunába, a központi szennyvíztisztító telep 2010-ben történt üzembehelyezését megelőzően. A korszerű szennyvízkezelési technológia alkalmazása sem jelent minden esetben teljes megoldást.

A halak különösen érzékenyen reagálnak a súlyos vízszennyezésekre, az egyedi szövettani elváltozásoktól a teljes populáció megváltozásáig. A folyók üledékben felhalmozódó nehézfémek és egyéb szennyező anyagok általában a bentikus szervezetekkel táplálkozó halfajokat veszélyeztetik. A Duna szerbiai szakaszán végzett felmérések szerint a kecsege kopoltyújában, bőrében és májában kimutatható szubletális hisztopatológias elváltozások gyakorisága összefügg az üledékben kimutatható nehézfémek és antracén koncentrációjának növekedésével (Lenhardt és társai 2004, Jarić és társai 2011).

A dunai kecsegék szervezetében akkumulálódó nehézfémek és nyomelemek mennyiségét a folyó szerbiai szakaszán (Palánka, Belgrád) 2006-ban gyűjtött minták alapján elemezték (Jarić és társai 2011). Összesen 18 féle fém (Ag, Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, Zn, Li) eloszlását vizsgálták a halak izomszövetében, májában, kopoltyújában és beleiben. Az elemzés a májban mutatta ki a legnagyobb, az izmokban pedig a legkisebb mértékű felhalmozódást. Az izomzat nehézfém tartalma emberi fogyaszthatóság szempontjából a határérték (Európai Bizottság 1881/2006/EC rendelet szerint) alatti szinten volt, a kadmium kivételével. A kadmium mennyisége az izomban 70%-kal, a májban 560%-kal haladta meg a határértéket. A tanulmány felhívja a figyelmet arra, hogy indokolt lenne a természetes vizekből származó haltermékekben található szennyeződések hatékonyabb ellenőrzése, továbbá jelzi azt a problémát is, hogy az európai jogszabályokban számos fém esetében nincs hivatalosan meghatározott határérték. A kadmium egyébként veszélyes

nehézfém, mivel nehezen ürül ki az emberi szervezetből (feleződési ideje harminc év). Súlyos károsodásokat okozhat, többek között gyomor- és bélpanaszokat, hosszabb távon károsítja a vesét és a csontokat, továbbá daganatkeltő hatással bír.

Rendkívüli vízszennyezések

A rendkívüli vízszennyezések váratlanul, előre nem jelezhető időpontban és viszonylag gyorsan alakulnak ki, általában ipari balesetek bekövetkezésekor kiszabaduló veszélyes anyagok következtében, amelyek részben vagy teljesen elpusztíthatják a vizek halállományát, illetve a halak táplálékszervezeit.

Az elmúlt évtizedek egyik havária eseménye 1998-ban történt, amikor egy üzemzavar következtében nagyobb mennyiségű rovarölő szer jutott a Dunába. Nagytéténynél egy vegyi üzemből 120 liter Chinmix nevű (50 g l^{-1} béta-cipermetrin hatóanyagot tartalmazó) rovarirtó csordogált a folyóba. A szennyezés forrásától lefelé 70 km távolságra, Dunaföldvárnál vett vízmintákban $2,7\text{-}3,5 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ cipermetrin hatóanyagot mutattak ki. A rákok és a halak számára ez letális mennyiség (az LC_{50} érték a csukánál $0,9 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$, a pontynál $2,7 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$, az ágascsápú rákoknál $0,26 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$), az esetet követő órákban jelentős mennyiségű hal pusztult el a Duna hosszú szakasza mentén (Pénzes 1998).

Emlékezetes esemény továbbá a nagybányai aranybánya zagyülepítőjének 2000-ben történt gátszakadása, amelynek következtében csaknem százezer köbméter cianid tartalmú szennyvíz került a Szamoson keresztül a Tiszába. A magyarországi folyószakaszon levonuló „cianid-hullám” számottevő mértékben és közvetlenül károsította a folyami élővilágot. Néhány héttel később, Borsabánya térségében, egy újabb hasonló baleset következtében nagy koncentrációjú, nehézfémekkel szennyezett zagyvíz ömlött a Visón keresztül a Tiszába. A toxikus iszap részben kiülepedett a folyó hullámterein, azonban az üledékből a táplálékhálózatba kerülő nehézfémek hosszabb ideig terhelik a vízi szervezeteket.

Egy másik közismert, emberéletet is követelő környezetkárosító szerencsétlenség az ún. ajkai vörösiszap-katasztrófa. Az Ajkai Timföldgyár Kolontár és Ajka között létesített vörösiszap-tárolójának gátja 2010 októberében átszakadt, és a kiömlő, erősen lúgos, maró hatású, több mint egymillió köbméter zagy elöntötte környék településeinek jelentős részét. A szennyező anyag a Marcalon keresztül eljutott a Rábába, onnan a Mosoni-Dunába és a Dunába is. Az internetező horgászok akkori posztjait figyelve megállapítható, hogy egészen Budapestig találtak elpusztult halakat a Duna partjai mentén a következő napokban. A beszámolók elsősorban bentikus folyami fajok, mint márna, szilvaorrú keszeg és kecsge tetemeiről adtak hírt (Szily 2010).



24. ábra: A Duna budapesti szakaszán talált haltetemek az ajkai vörösiszap-katasztrófát követő napokban (szilvaorrú keszeg és kecsege).

Műanyagok okozta környezetszennyezések

A műanyagokkal történő környezeti szennyezések világszerte növekednek. A nem megfelelő hulladékkezelési technológiák eredményeként a környezetbe kerülő műanyagok hosszú ideig megmaradnak a természetes élőhelyeken, lebomlásuk évtizedekig, de akár évszázadokig is eltarthat. A folyamat során a műanyagokat alkotó polimerláncok szétesnek, de a biológiai lebontásuk nagyon lassú folyamat, mert a keletkező fragmentumok molekulatömege többnyire meghaladja a mikroorganizmusok számára hasznosítható méretet. A műanyagok mennyisége folyamatosan halmozódik a környezetben, ami ma már komoly környezeti problémákat idéz elő. A folyami vízrendszereken keresztül lefelé sodródó műanyag hulladék mintegy 80%-ban járult hozzá a tengerekben és óceánokban eddig felgyülemlett mintegy 270 millió tonna tömegű műanyag (Eriksen és társai 2014). Például a Duna ausztriai szakaszán több mint 1 500 tonna, 5 cm-nél kisebb méretű műanyag törmelék sodródik évente a Fekete-tenger felé (Lechner és társai 2014).

A műanyagszennyezés egyik legfőbb problémájának a mikroműanyagokat (5 mm-nél kisebb műanyagdarabok) tekintik. A mikroműanyagok jelentős része a környezetbe kikerülő hulladékból származik, amelyek mechanikai, kémiai, fizikai és biológiai folyamatok eredményeként aprózódnak. A felszíni vizekben a mikroműanyagok a sűrűségüktől függően a víz felszínén lebeghetnek, vagy kiülepedhetnek az aljzaton. Térbeli eloszlásuktól függően különböző akvaticus fajokat érinthetnek, mint például a planktonikus szervezeteket, a makrogerincteleneket (különösen a kagylókat és rákokat), valamint a halakat.

A mikroműanyagok jelentős kockázatot jelentenek a vízi élőlényekre. A lenyelt műanyag részecskék a méretüktől, érdességüktől függően fizikai sérüléseket okozhatnak a halak tápcsatornájának felületén, beágyazódhatnak a kötőszövetekbe és nagyobb mennyiségben az emésztőszervek elzáródását is

előidézhetik (Wright és társai 2013). Csökkenthetik a táplálkozási aktivitást, illetve korlátozhatják a tápanyagok felszívódását.

Az 1 μm -nél kisebb műanyagzemcsék átjutnak a sejtmembránon, és napjainkban már a legtöbb ember vérében is kimutathatóak. A szervezetekbe kerülő mikroműanyagokból a gyártásuk során használt toxikus adalékanyagok oldódhatnak ki, amelyek befolyásolhatják az endokrin rendszer működését, az ösztrogén hormonok termelését, és ezen keresztül hatással lehetnek a reproduktív működésre is (Bordós és Reiber 2016). A nagy fajlagos felülettel, alacsony polaritású és hidrofób tulajdonságokkal rendelkező mikroműanyagokról kimutatták, hogy abszorbeálják a diklór-difenil-triklór-etánt (DDT), a poliklórozott bifenileket (PCB-eket), a policiklusos aromás szénhidrogéneket (PAH-okat), a biszfenol A-t (BPA), a polifluor-alkil anyagokat (PFAS), az antibiotikumokat és a nehézfémeket. Ezek az anyagok szintén hatással vannak az endokrin és a reproduktív rendszerre, valamint az immunrendszerre és az idegrendszerre (Vo és Pham 2021).

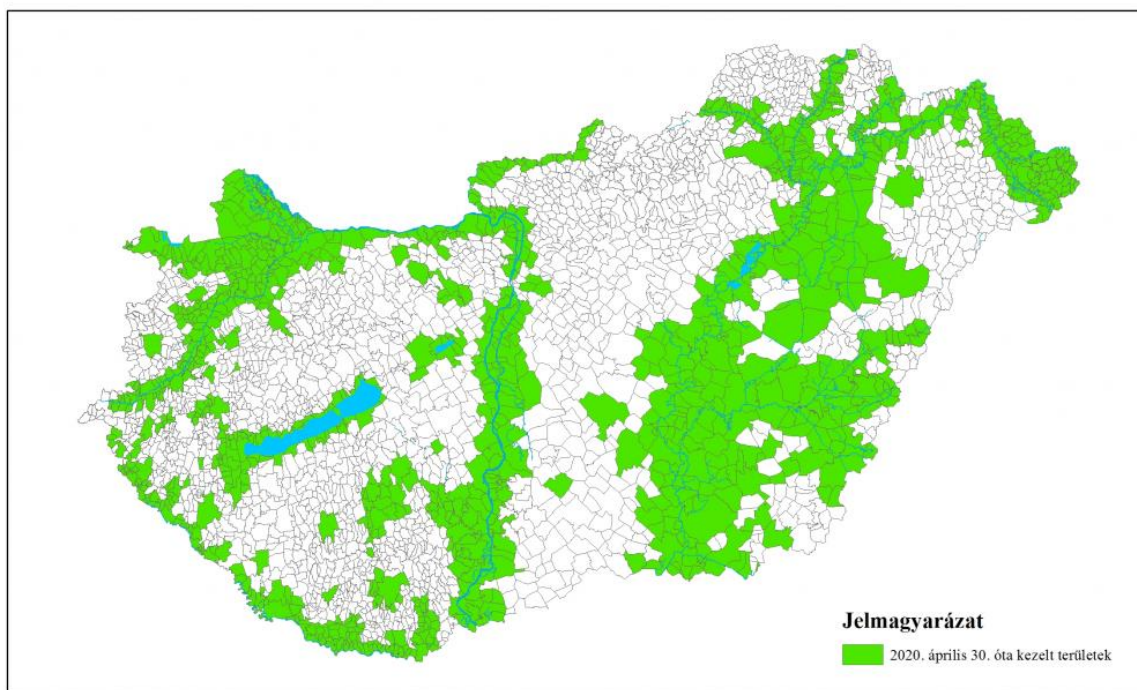
Nincsenek konkrét megfigyelések arra vonatkozóan, hogy a természetes vizeink halállományát, és ezen belül a kecsege populációit milyen szinten veszélyezteti, illetve károsítja a különböző összetételű műanyagok megjelenése és felhalmozódása a táplálékhálózatokban. Nem ismert pontosan a mikroműanyagokkal szennyezett halak fogyasztásának élelmiszerbiztonsági, illetve humán-egészségügyi kockázata sem, ezért fontos kutatási feladat a mikroműanyagok kumulatív toxikus expressziójának tisztázása a különböző mértékben szennyezett környezetben.

Szúnyogállományok gyérítése

Az országos szúnyoggyérítési program keretében évente általában 770 000 ha területet kezelnek kémiai módszerrel a csípőszúnyogok fejlődéséhez igazodva (áprilistól szeptemberig) (25. ábra), míg a kevésbé környezetterhelő biológiai módszerrel összesen legfeljebb 30 000 hektárt. A **biológiai szúnyoggyérítés** során egy baktérium által termelt hatóanyagot juttatnak azokba a víztestekbe, ahol a szúnyoglárva fejlődnek. A módszer előnye, hogy csak a csípőszúnyogok lárvái pusztulnak el, de más állatokra nézve a biológiai hatóanyag elhanyagolható kockázatot jelent.

A „**kémiai szúnyoggyérítés**” során a rovarok idegrendszerére ható piretroid hatóanyagot (deltametrin, lambda-cihalotrin) juttatnak permetezéssel a levegőbe, amely a kifejlett szúnyogokat pusztítja. A permetezés történhet légi és földi járműről is. A permetezőszert levegőbe juttatásának egyik lehetősége az ún. ULV (ultra low volume: 0,5-0,8 liter/hektár dózis) finomcseppezés eljárás, amikor vízben oldott hatóanyagot porlasztanak szét. ULV szórófejek használatával nagyon apró (90%-ban 50-60 μm átmérőjű) permetcseppek keletkeznek, amelyek lassan, akár órák alatt, szállnak le a talajszintre. A fentről lefelé süllyedő permet a repülő rovarokkal érintkezik elsősorban. A nem repülő, a levelek alsó felén rejtőzködő szúnyogokra hatástalan az eljárás, ezért a vizes bázisú ULV eljárás napnyugtakor vagy hajnalban hatékony, amikor a nagyobb szúnyogok aktivitása. A permetezés gépkocsiról is megvalósítható, de ha légi járműről történik, nagyobb terület kezelhető sokkal rövid idő alatt.

A kifejlett szúnyogok gyérítésének egy másik gyakori eljárása az ún. melegköd-képzés, amelynek alkalmazásakor a piretroid hatóanyagot paraffin-bázisú fehérólajban oldott formában, 500-600°C-ra hevítve porlasztják a levegőbe. A gépkocsira telepített melegködképző generátorral kivitelezett eljárás 20 μm -nél is kisebb átmérőjű cseppeket porlaszt a levegőbe. A permet tejfehér mérgező köd formájában terjed vízszintes irányban, akár 40-60 percig is lebegve, ezért a nem repülő és növényzetben megbúvó rovarokat is hatékonyan pusztítja.



25. ábra: A szúnyoggyérítési program során kémiai hatóanyaggal kezelt területek 2020-ban. (Forrás: BM OKF)

A melegköd-képzéssel történő gyérítés kapcsán készült felmérések azt igazolták, hogy az elhullott rovarok között a célcsoportot jelentő csípő szúnyogok aránya csak 0,1% volt (Fekete és társai 2006), ezért az eljárás elsősorban rovarirtásnak tekinthető, amely a szúnyogokat is gyéríti. A természetes rovarállományok általános veszélyeztetettségét jelzi többek között egy 27 éves felmérési sorozat, amelynek keretében Németország 63 természetvédelmi területén tanulmányozták a helyi rovarfauna állapotát. Az elemzések szerint szezonálisan 76%-kal, a nyár közepén pedig 82%-kal csökkent a repülő rovarok biomasszája a vizsgált 27 éves időszak alatt (Hallmann és társai 2017). A szúnyoggyérítés céllal végzett kémiai kezelések következtében csökkenő rovarállománnyal magyarázható többek között a hazai molnárfecske állomány mintegy 50%-os csökkenése 1999-2013 között. A szúnyoggyérítéseket követően általában megnő az elhullott madarak száma, és előfordulhat akár egész fészekaljnyi fióka pusztulása is (Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 2021a).

A levegőbe juttatott vagy vízfelszínre kerülő piretroid hatóanyagok fény hatására gyorsan lebomlanak. A lebomlási idő folyóvízben 5 napnál kevesebb, de a biológiai aktivitás tartósan fennmaradhat a rovarokban. A piretroid hatóanyagok nem tekinthetők rovar-szelektívnek, egyes vízi szervezetekre kifejezetten toxikusak, a halakban és a puhatestűekben felhalmozódhatnak. A rákokra és a halakra is különösen mérgezően hatnak (hal LC_{50} : 0,91-1,4 $\mu\text{g/l}$) (Polgár és társai 2006).

A magyarországi szúnyoggyérítés gyakorlatában hiányoznak a hatékony intézkedések a felszíni vizek parti sávját érő terhelések elkerülésére. A piretroid hatóanyagok a vízi szervezetekre kifejezetten veszélyes besorolásúak, ezért a növényvédelmi gyakorlatban tilos a készítményeket felhasználni a felszíni vizektől 5-50 m távolságon belül földi permetezés esetén. Ezzel szemben, ha a piretroid tartalmú készítmény nem növényvédőszerként, hanem irtószerként kerül felhasználásra, elég egy 5 m-es biztonsági sávot tartani a vízfolyások partjaitól. (Havasréti 2018). A Natura 2000 területként lehatárolt vizek mellett elhelyezkedő településeken tapasztalható volt az elmúlt években (2021-ben is), hogy folyópart mentén is rendszeresen végeztek kémiai szúnyoggyérítést, amelynek során a

permetezőszerek gyakran a védett természeti területekre sodródtak. A szúnyoggyérítők kezeléseket nem egyszer a kecsge jellemző táplálékát képező, védett vízi rovarok (pl. dunavirág kérész – természetvédelmi értéke 10 000 forint) tömeges rajzási időszakán belül történtek.

Az ULV finomcseppes technológiával légi úton történő permetezés során az apró permetcseppek már enyhe légáramlat (<10 km/óra szélesség) hatására is több ezer méter távolságra sodródhatnak a célterületről, ahová nem tervezték a kijuttatását. A mező- és erdőgazdasági légi munkavégzésről szóló 44/2005. (V. 6.) FVM-KGM-KvVM együttes rendelet előírásai szerint az ULV technológia szántóföldi körülmények között nem használható 2008 óta, ezzel szemben a szúnyoggyérítés magyarországi gyakorlatában a mai napig alkalmazzák.

A folyók közelében permetezett piretroid tartalmú készítmények közvetlenül kevésbé veszélyeztetik a folyómeder mélyebb területein tartózkodó kecsgeket. A rovarölő szerek azonban közvetlenül hatnak az ízeltlábúakra, köztük a fontos haltáplálékot jelentő árvaszúnyogokra, kérészekre, tegzesekre stb., és ezért közvetetten érintik az összes rovarfogyasztó állatfajt, gyakorlatilag a teljes táplálékláncre kihatnak. A szúnyoggyérítés halakat érintő hatása nem ismert a magyarországi folyókon. A halfogási adatsorokban megfigyelhető csökkenő trendek azonban valószínűleg összefüggésbe hozhatóak a vízi rovarok biomasszájának jelentős csökkenésével, illetve az elmúlt évtizedekben elterjedt kémiai szúnyoggyérítés kiterjedt alkalmazásával. Halgazdálkodási és természetvédelmi szempontból elfogadhatatlan az árvaszúnyogok, kérészek, tegzesek stb. tömeges pusztítása.

Horgászati célú halgazdálkodás

A magyarországi kecsgeállomány korábbi halászati és a horgászati hasznosítása jelentős mennyiségű hal eltávolításával hatott a populációk dinamikájára. A 2000-es évek elejétől 2013-ig a hazai halászok kecsge fogása 7,6 tonnáról 2,2 tonnára, a horgászoké 4,5 tonnáról 3,3 tonnára apadt. A hanyatlás valamennyi nagyobb folyón tapasztalható volt. A halfogások közel másfél évtizedes csökkenő trendje a populációk méretének fogyatkozását jelzi. A hasznosítás fenntarthatóságának értékelésekor fontos kérdés, hogy a populáció egyedeinek halászattal történő eltávolításával kialakuló veszteség hogyan adódik hozzá az egyéb negatív hatásokhoz, amelyek szintén csökkentik a populáció egyedszámát. A populáció az összes veszteség (természetes mortalitás + horgászati mortalitás + antropogén terhelésből eredő mortalitás) kompenzálására törekszik.

A fenntartható természetesvízi halgazdálkodás alapja, a maximális hozamszint alatt történő hasznosítás. A hozamszint a populációk dinamikáját jellemző mutatók (állomány mérete, egyedek növekedése, koreloszlása, kondíciója stb.) ismeretében becsülhető. Magyarországon halgazdálkodási vízterületek kezelői nem rendelkeznek a kecsge populációk fenntartható hasznosításának tervezéséhez szükséges információval. A magyarországi halbiológiai monitorozási programok (VKI, NBmR stb.) módszertani korlátok miatt nem alkalmasak a meder mélyebb területein élő kecsge állományának felmérésére, és a tokfélék tanulmányozására irányuló megfigyelőrendszer sem működik, eltérően számos dunai ország gyakorlatától. A megfelelő adatok hiányában a kecsgepopulációk dinamikáját és a gyarapításuk érdekében végzett haltelepítések hatékonyságát is nehéz megítélni.

A mesterségesen szaporított halak telepítését évtizedek óta alkalmazzák a kecsgeállomány gyarapítására törekedve. A 2000-es évektől inkább a nagyobb méretű, egygyaras vagy idősebb halak kihelyezésével javítják a haltelepítés hatékonyságát, eltérve a korábbi gyakorlattól, amikor lárvát és a

néhány centiméteres ivadékot telepítettek. A tokfélék szaporításával és nevelésével több is halgazdaság is foglalkozik Magyarországon, ezért előzetes megrendelés esetén a meglévő termelői kapacitással biztosítható a nagyobb méretű kecsege előállítás a haltelepítésekhez szükséges mennyiségben.

A 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet a „nem fogható” halfajok közé sorolta a kecsegét, ezért a horgászszervezetek kevésbé érdekeltek a kecsege telepítésének támogatásában 2014 óta. A MOHOSZ szeretné elérni a rendelet visszavonását, ezért 2021-ben a „Legyen a kecsege horgászati hungarikum” szlogennel egy országos programot indított a kecsege állományának felmérésére. A három évre tervezett akció keretében számozott jelöléssel ellátott, 30 cm-nél hosszabb kecsegék telepítéséhez nyújtanak támogatást. A program célja, hogy a kecsege legyen ismét „fogható” halfaj Magyarországon 2025-től.



26. ábra: Mesterségesen szaporított, egyéves kecsege kihelyezése a Dunába. A hal hátán belövőszállal rögzített műanyag haljel látható.

Számos tokfaj esetében ismert, hogy egy adott folyószakaszon belül több szub-populáció fordul elő, amelyek ún. metapopulációt alkotnak. A szubpopulációk az ívóhelyeiket, vagy a vándorlási viselkedésüket tekintve elkülönülnek (Bayley és Li 1996). A metapopulációkra általában polimorf szaporodási viselkedés jellemző, amely előnyös lehet a folyami élettér sztochasztikus változékonyságához történő alkalmazkodásban. A folyó vízjárásának évenkénti változása általában más-más szubpopuláció szaporodásának kedvez, így az egyes szubpopulációk terjeszkedése, illetve visszahúzódása egymást kompenzálja hosszú távon. A szaporodási polimorfizmus finom alkalmazkodást tesz lehetővé a lokálisan eltérő élőhelyi adottságokhoz, vagy a nagyobb léptékű környezeti gradiensekhez. Egyes szerzők szerint (Currens és társai 1990) a szaporodási polimorfizmus genetikailag kontrolált.

A Duna vízrendszerében is feltételezhető a kecsege metapopulációjának előfordulása, de az ismereteink hiányosak ezzel kapcsolatban. A Volga alsó, mintegy 650 km hosszú szabadfolyású szakaszán (a volgográdi vízlépcsőtől a Kaszpi-tengerig) azonban az 1970-es évektől a 2000-es évek kezdetéig végzett felmérések szerint, a kecsege három nagyobb populációja volt elkülöníthető,

amelyek egyedei között kisebb morfológiai eltéréseket is kimutattak. A három szubpopuláció ívóhelyei jól elhatárolódtak és részben a táplálékkereső területeik is. Két szubpopuláció egyedei viszont többnyire átfedő útvonalon keresztül vándoroltak a területileg elkülönülő ívóhelyeik felé (Khodorevskaya és társai 2009, Kalmykov és társai 2010). A felmérések időszakában a volgai kecsgepopulációk teljesen önfenntartóak voltak, genetikai integritásukat nem befolyásolták haltelepítések, inkább gyérítő halászatokkal igyekeztek csökkenteni a populációkat, mert a kecsge ikrafogyasztása veszteségeket okozott az értékesebb tokfélék természetes utánpótlásában.

Az elmúlt évtizedekben a magyarországi telepítések nem voltak tekintettel a természetes kecsgepopulációk genetikai integritásának megőrzésére. A halgazdálkodási hasznosítók általában nem foglalkoztak azzal a kérdéssel, hogy milyen eredetű tenyészhalak szaporításából származik a kihelyezésre szánt kecsge. Előfordult, hogy a dunai eredetű tenyészhalak szaporulatát a Tiszába, és a tiszait a Dunába helyezték. További probléma, hogy egy-egy szaporítás alkalmával csak korlátozott számú tenyészhalból nyernek ivarterméket, ezért a mesterségesen szaporított halak genetikai változatossága elmarad a természetes populációkra jellemző szinttől. A beltenyésztés elkerülése érdekében legalább ötven effektív tenyészhalat kellene bevonnai a szaporításba (Dodge és Mack 1996), de ez a feltétel általában nem teljesül a magyarországi gyakorlatban. Az akvakultúrákban nevelt tenyészhalak valószínűleg csak egy szűkebb spektrumát hordozzák a vad kecsgepopulációk génkészletnek, és az is feltételezhető, hogy különböző szubpopulációk genetikai keverékeként jellemezhetőek. Nem ismert, hogy az akvakultúrákban szaporított halak telepítése befolyásolja-e a csökkenő egyedszámú vad populációk genetikai variabilitását és ha igen, akkor milyen mértékben.

Predátorok

A kecsge a folyómeder mélyebb szakaszain tartózkodó bentikus halfaj, ezért a legtöbb hlevő madár számára nem elérhető. A kormorán (*Phalacrocorax carbo*) viszont képes 6-10 m mélyre, de esetenként akár 35 m-ig is merülve felkutatni az aljzat közelében rejtőző halakat (Grémillet és társai 2006), ezért a táplálékszervezeteinek spektrumában a kecsge is előfordul. Zavaros vízben, mérsékelt fényviszonyok mellett, de akár éjszakai sötétségben is hatékonyan halászik. A víz alatt vizuálisan csak 1 méternél kisebb távolságból észleli a halakat, azonban a füle alkalmas a vízben terjedő rezgések érzékelésére, ezért a különleges hallása segíti a víz alatti tájékozódásban. Hasonló képességgel rendelkeznek többek között a pingvinek és a teknősök is (Larsen és társai 2020).

A kormorán nagy telepeken fészkel a Kárpát-medence halban gazdag vidékein a 19. században (Lázár 1874), elsősorban a nagyobb kiterjedésű folyami árterek mentén. A 19. század végére az európai állomány jelentősen megfogyatkozott, valószínűleg az átfogó folyószabályozások következtében. A 20. század első felében már nem költött Magyarországon, csak kóborló példányait észlelték szórványosan a téli időszakban. Az 1940-es évek végén jelent meg újra néhány költő pár a Kis-Balaton nádasában, majd egyre több helyen alakultak ki fészkelő telepek (Keve 1973). A 20. század második felében az európai állomány közel két nagyságrenddel növekedett az éghajlati változások, valamint a természetvédelem korlátozó szabályai és a vizes élőhelyek fejlesztése következtében. A 21. század kezdetén 1,7-1,8 millió egyedre becsülték a kormorán európai állományának méretét (Kindermann 2008). A Közép-, Kelet- és Dél-Európában, valamint Ázsiába elterjedt *P. c. sinensis* alfaj magyarországi populációjának mérete mintegy 1 800-3 000 költő párra növekedett a 20. század végére, és ezen felül megközelítőleg 25 000-30 000 teletlő-vonuló példány érkezik észak felől a késő őszi és téli hónapokban. A keményebb teleken, a vizek befagyásával az áttelelő madarak jelentős része

továbbvonul déli irányba. A 21. század kezdete óta a magyarországi állomány mérsékelten csökkent (Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 2021b).



27. ábra: Lelőtt kormorán gyomrában talált kecsege a Dunánál (Fotó: Dudás T.).

A nagyobb víztereken a kormorán által okozott halgazdálkodási kár általában a megfigyelt egyedszámok, a tartózkodási idő és a napi táplálékigény alapján becsülhető. A kormoránok éves halfogyasztása 2 428 tonnára becsülhető Magyarországon (Faragó és társai 2006). A közvetlen halfogyasztás mellett a csőr ütötte sebek is okozhatnak veszteségeket a halállományban. A halak bőrén kialakuló sebek nehezebben gyógyulnak a téli hideg hónapokban, és a sérült, legyengült egyedek jelentős része fertőzések következtében elpusztul. További gondot jelent, hogy a vermesítésben megzavart halak nyugtalanul viselkednek, gyakran a hidegebb, part menti sekély vizek felé menekülnek, ami csökkenti a téli időszak túlélésének valószínűségét.

A halgazdálkodási vízterületek kezelőinek vélekedése szerint a kormorán halfogyasztása érzékenyen érintette a hazai folyók, különösen a Duna kecsegeállományát. Számos szóbeli közlés és fényképpel is megerősített megfigyelés igazolja a kormorán kecsegefogyasztását (27. ábra). A Duna és a Tisza mentén az utóbbi években végrehajtott kormorán gyérítések során lelőtt madarak gyomortartalmának elemzése során viszonylag kis gyakorisággal került elő kecsege maradvány a táplálékalkotók között.

Idegenhonos halfajok

A Dunában előforduló idegenhonos halfajok közül a szibériai tok (*Acipenser baerii*) előfordulása lehet hatással a kecsege hazai populációira. A szibériai tok elterjedése Szibériában a nagyobb folyami vízrendszerekben jellemző, az Obtól a Kolimáig, valamint a Bajkál-tóban. Európában csak a Pecsora folyóban ismert természetes állománya (Berg 1948). Magyarországon néhány haltermelő üzem foglalkozik tenyésztésével 1982 óta. A kecsegével létrehozott hibridjét is nevelik. A Dráva hazai szakaszán 1996-ban és 1997-ben 700 kg szibériai tok és kecsege hibrid került kihelyezésre engedély nélkül (Pintér 1989). Számos alkalommal telepítették horgász és kerti tavakba a 2000-es évek kezdetétől. Az intenzív üzemekből vagy a horgászok tavaiból megszökött példányai szórványosan előkerültek a Duna szlovák-magyar szakaszán is (Masár és társai 2006, Farský és társai 2013).

A szibériai tok természetes szaporodása nem jellemző az európai vizekben, azonban hibrid példányainak jelenlétét mutatták ki a Duna német-osztrák szakaszán, Jochhenstein közelében (Ludwig és társai 2009). Az 1970-es évektől kezdve számos kísérlet történt a kecsege vissztelepítésére a Duna németországi és ausztriai szakaszán, de önfenntartó populáció sikeres létrehozására nincs bizonyíték. A Jochhensteinnél gyűjtött halak genetikai és külső morfológiai vizsgálata szerint 14 példányból 7 kecsege és 1 szibériai tok volt, valamint 6 példányt a két faj hibridjeként azonosítottak. Az eredmények alapján a szerzők a szibériai tok természetes szaporodására, illetve hibridizációjára következtettek. Megváltozott élőhelyi körülmények mellett a tokfélék hajlamosak a fajok közötti hibridizációra, ezért a szibériai tok előfordulása a Duna vízrendszerében potenciálisan veszélyezteti a természetes kecsege populációk genetikai integritását (Ludwig és társai 2009).

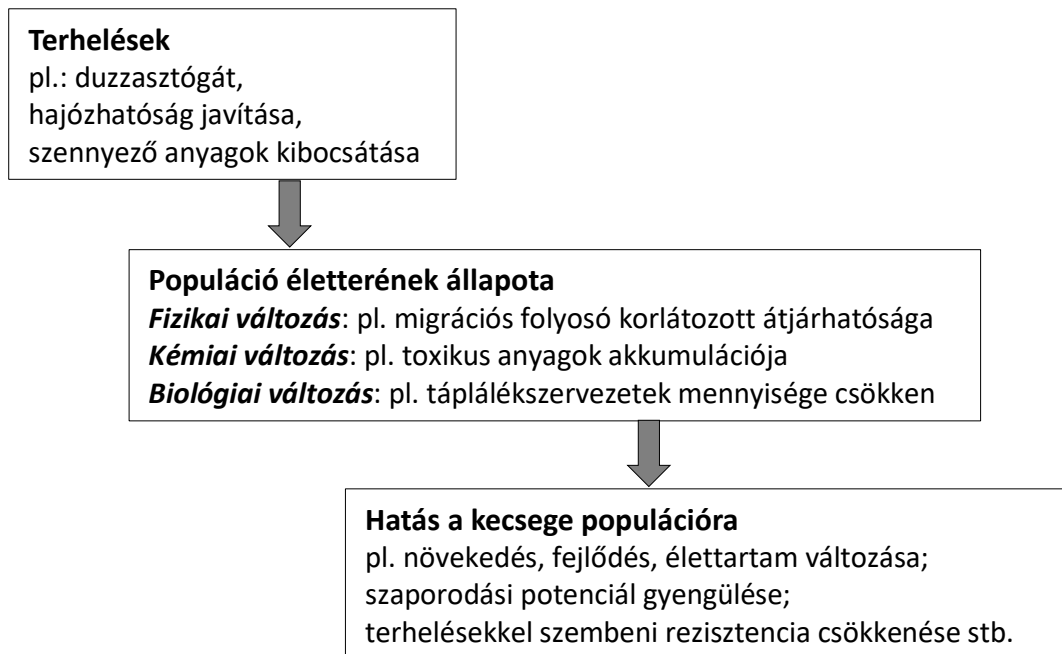
Az éghajlat változása

A Kárpát-medencére vonatkozó klímaváltozási forgatókönyvek nehezen kezelhető jövőképet prognosztizálnak a vízzel kapcsolatos problémák terén, nem csak a hőmérséklet emelkedése, hanem a csapadékviszonyok éven belüli átrendeződése miatt is. A legnagyobb mértékű felmelegedés a nyári félévben várható, ugyanakkor a csapadék mennyiségének csökkenése szintén ebben az időszakban valószínűsíthető. A klímaváltozással szélsőségesebbé váló csapadékeloszlás extrém lefolyásokat eredményez, ezért a folyókon gyakrabban alakulnak ki nagyobb árhullámok. Az elhúzódozó csapadékhiánnyal összefüggően rendszeressé válnak az alacsony vízállások, amikor a párolgás mértéke meghaladja a vízgyűjtőkről érkező vízmennyiségek összegét. A megváltozó hidrológiai, hidro-morfológiai és vízkémiai folyamatok nagyban befolyásolják folyami vízrendszerek élővilágát és élőhelyi sokféleségét.

Az éghajlaltal változó hidrológiai folyamatok módosítják a kecsege élőhelyeit, a szaporodásának eredményességét, az egyedek túlélésének valószínűségét a korai egyedfejlődés időszakában, valamint a hőmérséklet emelkedése közvetlenül befolyásolja a kecsege aktivitását, vándorlási viselkedését, ivarszerveinek fejlődését stb. Ha a viszonylag gyorsan változó környezethez csak lassan alkalmazkodik a kecsege, akkor a populációinak számottevő csökkenése, illetve kihalása várható a Duna vízrendszerében.

A kecsge populációkra ható terhelések értékelése

A hatékony fajmegőrzés előfeltétele a különböző terhelések következtében kialakuló és a populációk szerkezetét vagy működését megváltoztató hatások értékelése. A társadalmi és gazdasági hajtóerők eredményeként fokozódó környezeti terhelések komplex és nehezen számszerűsíthető módon hatnak a folyók halállományára és azon belül a kecsge populációkra. Az antropogén terhelések, a halászati hasznosítástól eltekintve, általában a populációk életterének ökológiai állapotát (a populációt körülvevő környezet fizikai, kémiai és biológiai folyamatai) módosítják. Egy-egy terhelés értékelésekor eldöntendő kérdés, hogy a kecsge életterében történt változás milyen módon és mértékben hat a populációra.



28. ábra: Az antropogén terhelések és a kecsge populációkat alakító kedvezőtlen hatások sematikus kapcsolata

A populáció életterének módosulása nem feltétlenül okoz közvetlenül kimutatható változást a populációban, ezért célszerű megkülönböztetni a potenciális és az aktuális hatásokat.

- A **potenciális hatás** nem észlelhető, mert a megjelenése csak várható. A feltételezett és nem bizonyítható hatás is általában potenciálisnak tekinthető. A populációt veszélyeztető potenciális hatás egy bizonyos kockázati szinttel jellemezhető, amelynek mértéke függ a bekövetkezés valószínűségétől és a várható következmények súlyosságától.
- Az **aktuális hatás** jelei észlelhetőek, mint például a populációt alkotó egyedek növekedésének, fejlődésének, élettartamának változása, a populáció méretének vagy reprodukciós képességének módosulása stb. Egy negatív aktuális hatás bizonyos mértékű ártalommal jellemezhető, amelynek mértéke a hatás térbeli kiterjedésétől és a következményeinek súlyosságától függ.

Egy potenciális hatás kockázatának (**K**) értékelésére az alábbi egyszerű séma használható:

A potenciális hatás bekövetkezésének becsült valószínűsége (**V_p**) két lehetőség szerint pontozva:

- 1 – alacsony, kisebb mint 50 % valószínűség 5 éven belül (1 generációs periódus)
- 2 – magas, nagyobb mint 50 % valószínűség 5 éven belül

A potenciális hatás várható következményének súlyossága (**S_p**) két lehetőség szerint pontozva:

- 1 – mérsékelt, a populáció szaporodóképes egyedeinek 10 éven belüli mennyiségi csökkenése kisebb mint 20%.
- 2 – jelentős, a populáció szaporodóképes egyedeinek 10 éven belüli mennyiségi csökkenése több mint 20%.

A kockázat mértéke $K = V_p + S_p$ alapján:

- alacsony szintű, ha $K = 2$
- közepes szintű, ha $K = 3$
- magas szintű, ha $K = 4$

Egy aktuális hatással összefüggő ártalom (**Á**) értékelésére az alábbi séma használható:

Az ártalom becsült térbeli kiterjedése (**T_A**) két lehetőség szerint pontozva:

- 1 – lokális, 200 km-nél rövidebb folyószakaszon érvényesülő hatás.
- 2 – regionális, 200 km-nél hosszabb vagy több folyószakaszon érvényesülő hatás.

Az ártalom becsült súlyossága (**S_A**) két lehetőség szerint pontozva:

- 1 – mérsékelt, a hatással érintett populáció szaporodóképes egyedeinek mennyiségi csökkenése, illetve hiánya kisebb mint 20%.
- 2 – jelentős, a hatással érintett populáció szaporodóképes egyedeinek mennyiségi csökkenése, illetve hiánya több mint 20%.

Az ártalom mértéke $\hat{A} = T_A + S_A$ alapján:

- alacsony szintű, ha $\hat{A} = 2$
- közepes szintű, ha $\hat{A} = 3$
- magas szintű, ha $\hat{A} = 4$

A kecsége populációit érintő hatásokat az alábbi szempontok alapján elemeztük:

- a tolerálható vízminőség fennmaradása
- a táplálékszervezetek elérhetősége
- a sikeres szaporodás lehetősége
- a korai egyedfejlődés zavartalansága
- a kritikus időszakok (tél, árhullám, aszály) túlélésének valószínűsége

Az antropogén terheléseket a hozzájuk rendelhető hatások kockázatainak, illetve az ártalmak összesítésével rangsoroltuk (7. táblázat).

2. táblázat: A kecsge populációkat érintő kedvezőtlen hatások elemzése a kecsge számára tolerálható vízminőség fennmaradása szempontjából

hatáselemzés - tolerálható vízminőség fennmaradása		negatív hatás			kockázat			ártalom		
Terhelések		nincs	potenciális	aktuális	valószínűség	súlyosság	kockázat mértéke	kiterjedés	súlyosság	ártalom mértéke
Folyószabályozás	duzzasztás, vízlépcső			x				2	1	3
	hajózhatóság javítása			x				2	1	3
Hajóforgalom			x		1	1	2			
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok		x		2	1	3			
	növényvédő szerek		x		2	1	3			
Pontszerű vízszennyezések				x				1	1	2
Véletlenszerű vízszennyezés			x		1	2	3			
Műanyagok okozta környezetszennyezés		x								
Szűnyoggyérítés kémiai hatóanyaggal		x								
Horgászati célú halgazdálkodás		x								
Predátor	kormorán	x								
Idegenhonos faj	szibériai tok	x								
Klímaváltozás				x				2	1	3

3. táblázat: A kecsge populációkat érintő kedvezőtlen hatások elemzése a kecsge táplálékszervezeteinek elérhetősége szempontjából

hatáselemzés - táplálékszervezetek elérhetősége		negatív hatás			kockázat			ártalom		
Terhelések		nincs	potenciális	aktuális	valószínűség	súlyosság	kockázat mértéke	kiterjedés	súlyosság	ártalom mértéke
Folyószabályozás	duzzasztás, vízlépcső			x				2	2	4
	hajózhatóság javítása			x				2	1	3
Hajóforgalom			x		2	1	3			
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok		x		1	1	2			
	növényvédő szerek		x		1	1	2			
Pontszerű vízszennyezések			x		2	1	3			
Véletlenszerű vízszennyezés			x		1	2	3			
Műanyagok okozta környezetszennyezés			x		2	1	3			
Szűnyoggyérítés kémiai hatóanyaggal				x				2	2	4
Horgászati célú halgazdálkodás		x								
Predátor	kormorán	x								
Idegenhonos faj	szibériai tok	x								
Klímaváltozás			x		2	1	3			

4. táblázat: A kecsge populációkat érintő kedvezőtlen hatások elemzése a kecsge sikeres szaporodási lehetőségének szempontjából

hatáselemzés - sikeres szaporodás lehetősége		negatív hatás			kockázat			ártalom		
					valószínűség	súlyosság	kockázat mértéke	kiterjedés	súlyosság	ártalom mértéke
Terhelések		nincs	potenciális	aktuális						
Folyószabályozás	duzzasztás, vízlépcső			x				2	2	4
	hajózhatóság javítása			x				2	1	3
Hajóforgalom			x		2	1	3			
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok		x		1	1	2			
	növényvédő szerek			x				1	1	2
Pontszerű vízszennyezések				x				1	2	3
Véletlenszerű vízszennyezés			x		1	1	2			
Műanyagok okozta környezetszennyezés		x								
Szűnyoggyérítés kémiai hatóanyaggal			x		1	1	2			
Horgászati célú halgazdálkodás			x		1	1	2			
Predátor	kormorán	x								
Idegenhonos faj	szibériai tok		x		1	1	2			
Klímaváltozás				x				2	1	3

5. táblázat: A kecsge populációkat érintő kedvezőtlen hatások elemzése a kecsge korai egyedfejlődésének zavartalansága szempontjából

hatáselemzés - korai egyedfejlődés zavartalansága		negatív hatás			kockázat			ártalom		
					valószínűség	súlyosság	kockázat mértéke	kiterjedés	súlyosság	ártalom mértéke
Terhelések		nincs	potenciális	aktuális						
Folyószabályozás	duzzasztás, vízlépcső			x				2	2	4
	hajózhatóság javítása			x				2	1	3
Hajóforgalom			x		2	1	3			
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok		x		1	1	2			
	növényvédő szerek		x		1	1	2			
Pontszerű vízszennyezések				x				1	2	3
Véletlenszerű vízszennyezés			x		1	2	3			
Műanyagok okozta környezetszennyezés			x		2	1	3			
Szűnyoggyérítés kémiai hatóanyaggal			x		2	1	3			
Horgászati célú halgazdálkodás		x								
Predátor	kormorán	x								
Idegenhonos faj	szibériai tok	x								
Klímaváltozás				x				2	1	3

6. táblázat: A kecsge populációkat érintő kedvezőtlen hatások elemzése a kecsge életmenetében előforduló kritikus időszakok túlélési valószínűsége szempontjából

hatáselemzés - kritikus időszakok túlélési valószínűsége		negatív hatás			kockázat			ártalom		
Terhelések		nincs	potenciális	aktuális	valószínűség	súlyosság	kockázat mértéke	kiterjedés	súlyosság	ártalom mértéke
Folyószabályozás	duzzasztás, vízlépcső		x		2	1	3			
	hajózhatóság javítása			x				1	1	2
Hajóforgalom			x		2	1	3			
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok		x		2	1	3			
	növényvédő szerek		x		2	1	3			
Pontszerű vízszennyezések				x				1	1	2
Véletlenszerű vízszennyezés			x		1	2	3			
Műanyagok okozta környezetszennyezés		x								
Szúnyoggyérítés kémiai hatóanyaggal			x		1	1	2			
Horgászati célú halgazdálkodás			x		1	1	2			
Predátor	kormorán			x				2	1	3
Idegenhonos faj	szibériai tok	x								
Klímaváltozás				x				2	1	3

7. táblázat: A kecsge populációkat érintő kedvezőtlen hatásokat előidéző terhelések értékelése.

Terhelés	potenciális hatás						aktuális hatás						
	kockázat mértéke					összes kockázat	ártalom mértéke					összes ártalom	
	vízminőség	táplálékszerkezet	szaporodás	korai egyedfejlődés	kritikus időszakok		vízminőség	táplálékszerkezet	szaporodás	korai egyedfejlődés	kritikus időszakok		
Folyószabályozás	duzzasztás, vízlépcső					3	3	3	4	4	4	0	15
	hajózhatóság javítása								3	3	3	2	14
Hajóforgalom		2	3	3	3	3	14						
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok					3	2	2	2	3	12		
	növényvédő szerek					3	2		2	3	10		2
Pontszerű vízszennyezések			3				3	2		3	3	2	10
Véletlenszerű vízszennyezés		3	3	2	3	3	14						
Műanyagok okozta környezetszennyezés			3		3		6						
Szúnyoggyérítés kémiai hatóanyaggal				2	3	2	7	4					4
Horgászati célú halgazdálkodás				2		2	4						
Predátor	kormorán										3		3
Idegenhonos faj	szibériai tok			2			2						
Klímaváltozás		3	2	2	2	2	11						

A hatásvizsgálat eredményei szerint a kecsge populációit alakító aktuális hatásokat meghatározó antropogén terhelések közül a duzzasztógáták építése, a hajózhatóság javítása és a pontszerű vízszennyezés a legjelentősebbek. A populációkat veszélyeztető potenciális hatásokkal összefüggő terhelések közül a hajózás, a véletlenszerű és a diffúz vízszennyezés, valamint az éghajlatváltozás különösen figyelemre méltó. Említést érdemel továbbá a szúnyogpopulációk kémiai hatóanyaggal történő gyérítése és a mikroműanyagok okozta vízszennyezés is.

Néhány értékelt terhelés esetében a feltételezett hatásokat feltáró kutatások hiánya miatt nem áll rendelkezésre megfelelő információ az értékeléshez, ezért valószínűleg több tényleges hatás okoz veszteséget a kecsge magyarországi állományában, mint ami az elemzésből látszik.

8. táblázat: A kecsge populációkat befolyásoló terhelések sorrendje a potenciális hatások kockázata és az aktuális hatásokból eredő ártalmak összesítése alapján

		kockázat	ártalom	összesen
Folyószabályozás	duzzasztás, vízlépcső	3	15	18
	hajózhatóság javítása		14	14
Hajózás, hajóforgalom		14		14
Véletlenszerű vízszennyezés		14		14
Pontszerű vízszennyezés		3	10	13
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok	12		12
	növényvédő szerek	10	2	12
Szúnyoggyérítés kémiai hatóanyaggal		7	4	11
Klímaváltozás		11		11
Műanyagok okozta környezetszennyezés		6		6
Horgászat		4		4
Predátor	kormorán		4	4
Idegenhonos faj	szibériai tok	4		4

A kecsége fajmegőrzési terve

A fajmegőrzés stratégiája

A fajmegőrzési terv általános célkitűzése a magyarországi kecségeállomány mennyiségi csökkenésének megállítása és természetes gyarodásának elősegítése, és ennek megfelelően a Magyarországon aktuális problémák megoldására irányul. A Magyar Országos Horgász Szövetségen belül működő, jól szervezett halóri hálózat tevékenységének köszönhetően a kecsége illegális halászata, valamint a természetes vizekből származó példányok kereskedelme nem jellemző az országban. Az érvényes jogi szabályozás szerint a kecsége „nem fogható” faj, ezért a vad populációk hasznosításának szabályozása sem alapvető feladat. A kecsége szaporítása és a fogyasztói igényeket kielégítő termelése megoldottnak tekinthető, és egy tokféléket nevelő génbank is működik az országban, ezért a faj védelme érdekében nincs szükség további létesítmények létrehozására.

A fajmegőrzés eszközei lehetnek megelőző jellegűek, amelyek elsősorban az élőhelyeket módosító tevékenységekre irányulnak. A megelőzés történhet a terhelő vagy veszélyeztető tevékenység tiltásával, az elővigyázatosság elve alapján történő korlátozásával, valamint a fenntarthatóság koncepciója szerinti szabályozásával. A fajmegőrzés eszközei lehetnek továbbá helyreállító jellegűek, amelyek inkább a populációk életterére, és közvetlenül a populációkra irányulnak. A helyreállító intézkedések elsősorban a folyamszabályozással összefüggő terhelések következményeinek kezelésében lehetnek eredményesek.

A fajmegőrzési terv általános célkitűzésének elérése érdekében elvégzendő feladatok négy stratégiai cél (SC) alá csoportosíthatóak.

SC 1: A kecsége kulcsfontosságú élőhelyeit módosító antropogén terhelések mérséklődnek vagy megszűnnek

SC 2: A kecsége helyreállított és védett élőhelyeinek kiterjedése növekedik

SC 3: Az önfenntartó kecsegepopulációk életképessége javul.

SC 4: A közvélemény figyelmének felkeltésével növekedik a kecsége védelmére irányuló intézkedések támogatása

A hosszabb kitekintésű (>5 év) stratégiai célkitűzések a populációk fennmaradását korlátozó, illetve a populációkat veszélyeztető hatások mérséklésére irányulnak, amelyekhez a hatásokat és folyamatokat feltáró kutatási feladatok is kapcsolódnak. Egy stratégiai célkitűzés megvalósításához vezető útvonal az egyszerűbb és konkrét problémákat megoldó, rövidebb távú taktikai célokkal határozható meg. A taktikai célok számos akció és intézkedés megvalósításával érhetőek el, amelyekre a fajmegőrzési terv útmutatást nyújt.

A stratégiai célok megvalósításának egyik feltétele a magyarországi kecségeállomány monitorozásának fejlesztése, a populációk tartózkodási területeinek feltárására és vándorlásának nyomon követése alkalmas infrastruktúra kiépítésével. A monitorozás keretében megoldandó feladat a populációk dinamikájának tanulmányozása, valamint a különféle antropogén terhelésekből eredő ok-okozati hatásláncok hipotéziseinek (potenciális hatások) vizsgálata.

Az élőhelyeket módosító antropogén terhelések mérséklése

A kecsge élőhelyeit módosító antropogén terhelések mérséklését vagy megszüntetését előmozdító taktikai célokat és a megvalósításukhoz ajánlott akciókat és intézkedéseket a 9. táblázat foglalja össze.

9. táblázat: A kecsge élőhelyeit módosító antropogén terhelések mérséklésére vagy megszüntetésére irányuló taktikai célok (TC) és a megvalósításukhoz javasolt akciók, intézkedések (A)

SC 1 A kecsge élőhelyeit módosító antropogén terhelések mérséklődnek vagy megszűnnek	
Taktikai célok	Javasolt akció, intézkedés
TC 1.1 Csökken a kecsge vándorlását korlátozó létesítmények száma a nagyobb folyók mentén	A 1.1.1 A halak vándorlását korlátozó létesítmények további építésének tiltása
	A 1.1.2 A halak vándorlását korlátozó létesítmények elbontása, ahol adottak annak feltételei
	A 1.1.3 Az átjárhatóság biztosítása a halak vándorlását korlátozó létesítmény átalakításával
	A 1.1.4 Az átjárhatóság biztosítása hallépcső építésével a halak vándorlását korlátozó létesítményen keresztül
	A 1.1.5 A halak biztonságos lefelé történő vándorlásának elősegítése a vízerőművek területén – a halak biztonságos átkelését segítő eszközök kifejlesztése
	A 1.1.6 A halak biztonságos lefelé vándorlásának elősegítése a vízerőművek területén – a turbinák átalakítása a halakra kevésbé káros megoldások alkalmazásával
TC 1.2 A hajózhatóságot javító beavatkozások az ökológiai szempontok figyelembevételével valósulnak meg	A 1.2.1 A természetes part- és mederszakaszok módosításának elkerülése
	A 1.2.2 Korlátozott szélességű hajózási út kijelölése, tekintettel a kecsge élőhelyeinek védelmére (A 2.1.3)
	A 1.2.3 A gázlókotráskók kiterjedésének csökkentése
	A 1.2.4 A korábban épített áramlásszabályozó műtárgyak magasságának csökkentése
TC 1.3 Környezetbarát hajózási gyakorlat alakul ki	A 1.3.1 A hajók sebességkorlátozásának elrendelése a kecsge ismert ívterületeinek közelében az ívás és az ivadék korai fejlődésének időszakában (április – július)
	A 1.3.2 A hajóforgalom zavaró hatásait csökkentő műszaki megoldások tervezése és alkalmazása
	A 1.3.3 A közlekedéspolitikai döntéshozatal befolyásolása a hajóforgalom fejlesztésének kérdésében – egyeztetés a hajóforgalom ökológiai vonatkozású szabályozásáról az NFM Közlekedési Hatósággal – jogszabályok módosítása
TC 1.4 Kisebb mértékű a diffúz vízszennyezés a folyami vízrendszer mentén	A 1.4.1 A növényi tápanyagok használatának csökkentése a mezőgazdaságban
	A 1.4.2 A növényvédő szerek alkalmazásának szabályozása a növényvédő szerekről szóló irányelv alapján
	A 1.4.3 Ellenálló növényfajták termesztése, víztakarékos növénytermesztési módszerek
	A 1.4.4 A földhasználat átalakítása (szántóföld gyepké, szántóföld erdővé, szántóföld vizes élőhellyé)

	A 1.4.5 A talajerózióból és/vagy a felszíni lefolyásból származó üledék- és szennyezőanyag terhelés csökkentése – növényzet telepítésével történő védekezés
	A 1.4.6 Biológiai szűrőmezők létesítése és fejlesztése
TC 1.5 Kevesebb a pontszerű vízszennyezés a folyami vízrendszer mentén	A 1.5.1 Új szennyvíztisztító telepek létesítése, a meglévő létesítmények korszerűsítése a települési szennyvízkezelésről szóló szennyvíz irányelvnek való megfelelés érdekében
	A 1.5.2. Az ipari létesítményekből a befogadó vízfolyásba bocsátott szennyvíz minőségére vonatkozó követelmények teljesítése
	A 1.5.3. A mezőgazdasági területekről származó belvizek szűrése a befogadó vízfolyásba történő bevezetés előtt
TC 1.6 Csökken a véletlenszerű vízszennyezések valószínűsége	A 1.6.1. A veszélyes anyagokkal kapcsolatos súlyos balesetek kockázatainak ellenőrzéséről szóló EVESO-irányelv teljesítése
	A 1.6.2. Felkészülés a balesetkezelési tervek végrehajtására
TC 1.7 Csökken a mikro-műanyag szennyezés mértéke	A 1.7.1 A műanyag csomagolóanyagok használatának korlátozása
	A 1.7.2 A műanyagok természetes anyagokkal való helyettesítése
	A 1.7.3 A műanyag hulladék gyűjtése és újrahasznosítása

A kecsge vándorlását korlátozó létesítmények számának csökkentése

A kecsge populációk szabad vándorlása a folyami vízrendszer változatos élőhelyeinek funkcionális konnektivitása esetén valósul meg. A vándorlás alapvető szerepet játszik a kecsge életmenetében. Lehetővé teszi a térben kiterjedt és időben változékony élőhelyek hasznosítását, a távoli táplálékforrásokhoz való hozzájutást, az íváshoz leginkább alkalmas élőhelyek elérését, ahol a fejlődő embriók számára is kedvezőbbek az élőhelyi adottságok.

A vízfolyások hosszirányú átjárhatóságát korlátozó létesítmények halakat érintő kedvezőtlen hatásai évszázadok óta ismertek, amelyek enyhítésére számos műszaki megoldást fejlesztettek ki különböző ötletek alapján. A 19. század második felében publikálták az első olyan tanulmányokat, amelyek hallépcsők és egyéb halátjárók terveit ismertetik (Clay 1995). Tudományos alapokon kidolgozott megoldásokat a 20. század kezdetén jelentettek meg először (Nemenyi 1941).

A vízfolyások hosszirányú átjárhatóságának és ökológiai állapotának javítása, és közvetetten a vándorló halfajok védelme megjelenik a magyar vízpolitikát szabályozó Víz Keretirányelv (VKI) követelményeinek Magyar Végrehajtási Stratégiájában, illetve a 1127/2010. (V.21.) és 1155/2016. (III. 31.) kormányhatározatok mellékleteként megjelent Magyarország első és második Vízgyűjtő-gazdálkodási Tervében (VGT1 és VGT2).

Az átjárók alapkonceptiója általában a mérsékelt vízáramlási sebesség létrehozása küszöbökkel, ahol a küszöbökön kialakított rések biztosítanak áthaladási lehetőséget a halak számára. A gyarapodó tapasztalatok ellenére számos területen akadnak még nehézségek a hatékonyan működő hallépcsők és egyéb áteresztő csatornák tervezésében. A különböző típusú halátjárók működésének vannak bizonyos korlátai, mint például a kedvező hidraulikai viszonyok fenntartásának lehetősége a változó vízállás és vízhozam esetén. Az említett korlátokon túlmenően azonban inkább az határozza meg az átjárók hatékonyságát, hogy a létrehozott hidraulikus viszonyok hogyan illeszkednek az adott vízfolyás halfaunájához és az egyes halfajok vándorlási viselkedéséhez.

Ahhoz, hogy a folyón felfelé vándorló halak sikeresen jussanak át az útvonalukat elzáró akadályon, meg kell találniuk az átvezetésüket segítő létesítmény bejáratát. Különösen fontos a bejárat elhelyezése és kialakítása, továbbá egy olyan vízáramlás létrehozása, amely a bejárathoz vonzza a halakat. Általános tapasztalat, hogy a halak tereléséhez a folyó vízhozamának legalább 5-10%-a szükséges. Az átjáró medrében ugyanakkor a terelő vízhez képest közel egy nagyságrenddel kisebb vízmennyiséget kell áteresztetni az eredményes átjutáshoz. A vízáramlás komplex módon hat a halakra és a különböző fajok reakcióira vonatkozó ismeretek ma még hiányosak (NMFS 2004, Williams és társai 2014).

A folyón lefelé történő vándorlás részletei kevésbé ismertek, mint a felső szakasz irányába történő vonulás. A folyásiránnyal megegyező haladás során általában nincsenek akadályok, viszont lehetnek veszélyes létesítmények, mint például a vízerőművek turbinakamrái, amelyek a rajtuk áthaladó halak jelentős sérülését és pusztulását okozhatják. A halak távoltartása a veszélyes helyektől nehezen oldható meg. A kisebb folyókon hatékonyan használhatóak az elektromos halzárak. A nagyobb folyókon is jól működő terelőrendszerek fejlesztéséhez innovatív megoldásokra van szükség (Pavlov és Mikheev 2017).

A hazai folyókon a szélsőséges vízjárási helyzetek növekvő gyakorisága várható, amihez a vándorló folyami halfajok, mint a kecsege, akkor képesek alkalmazkodni, ha nem korlátozott az élőhelyek, illetve a távolabbi folyószakaszok közötti szabad vándorlásuk. Ebből a szempontból is fontos a vándorlási útvonalat biztosító folyami ökológiai folyosók fenntartása és helyreállítása.

Az ökológiai szempontok figyelembevétele a folyami hajózás fejlesztésében

A Duna hajózó útként történő hasznosítása egyértelműen terheli a folyami ökológiai rendszert és az ahhoz kapcsolódó ökoszisztéma szolgáltatásokat, ugyanakkor nincsenek általánosan bevált műszaki megoldások a terhelésre visszavezethető hatások megszüntetésére. A kedvezőtlen változásokra tekintettel, a dunai hajózás infrastruktúrájának fejlesztését és forgalmának növelését támogató közlekedéspolitikai döntéshozatal során messzemenően figyelembe kell venni a fenntartható fejlődés stratégiájában és a Nemzeti Természetvédelmi Alaptervben meghatározott ökológia alapelvek érvényesülési lehetőségeit.

A folyók szennyezésének csökkentése

A vízszennyezések csökkentésével kapcsolatos kérdések (növényi tápanyagterhelést, növényvédő szerek használata, kommunális szennyvizek stb.) kezelése a vízgyűjtő-gazdálkodási tervekben rögzített és kiterjedt tervezési folyamat során kidolgozott intézkedések alapján történik, az EU Települési Szennyvíz Irányelv (91/271/EGK), az EU Víz Keretirányelv (2000/60/EK), az EU peszticid irányelv (2009/128/EK), az EU Nitrát irányelve (91/676/EGK) és a Nemzeti Növényvédelmi Cselekvési Terv célkitűzései alapján.

A vízminőséget javító beavatkozások (szennyvizek kezelése, üledék eltávolítás kotrással stb.) hatásait nyomon kell követni az egészséges és fajgazdag élővilág megőrzése érdekében. Vizsgálni kell többek között a halállomány állapotát és hosszú idejű változását, az egyes fajok populációdinamikáját, a terhelő hatások indikátorait stb.

A mikroműanyagok mennyiségi növekedésével jelentkező ökotoxikológiai kockázatokról a vízi élővilág, különösen a halállomány vonatkozásában nem rendelkezünk megfelelő ismeretekkel. Bizonyos negatív hatások kimutathatók (emésztőszervi elváltozások, szövetekbe való bekerülés,

szennyezőanyagok transzportja), ezért a kecsge védelmétől függetlenül, élelmiszer- és környezetbiztonsági szempontból is indokolt kutatásokat indítani az alábbi témákban:

- A mikroműanyagok útja a vízi táplálékhálózatokban.
- Különböző összetételű műanyagok és az általuk adszorbeált szennyező anyagok hatásai a vízi szervezetekre, különösen a halakra.

Az élőhelyek helyreállítása és védelme

A kecsge élőhelyeinek helyreállítását és védelmét támogató taktikai célokat és a megvalósításukhoz javasolt akciókat és intézkedéseket a 10. táblázat összegzi.

10. táblázat: A kecsge élőhelyeinek helyreállítását és védelmét elősegítő taktikai célok (TC) és a megvalósításukhoz javasolt akciók, intézkedések (A)

SC 2: A kecsge helyreállított és védett élőhelyeinek kiterjedése növekedik	
Taktikai célok	Javasolt akció, intézkedés
TC 2.1 Több információ és kevesebb bizonytalanság a kecsge élőhelyének eloszlásáról, élőhelyi igényéről és vándorlási útvonalairól	A 2.1.1. Az élőhelytípusok fizikai-kémiai és tér-időbeli jellemzőinek, valamint az élőhelyhasználat dokumentálására szolgáló módszerek értékelése, alkalmazása és fejlesztése
	A 2.1.2. Telemetriai megfigyelőrendszer kifejlesztése és működtetése a kecsge vándorlásának nyomon követése és a kecsge élőhelyeinek lokalizálása a nagyobb folyók mentén
	A 2.1.3. A meglévő élőhelyek feltérképezése, amelyekből a védelemre javasolt élőhelyek kijelölhetők, valamint a helyreállításra alkalmas korábbi és potenciális élőhelyek azonosítása
TC 2.2. Javul a folyami ökológiai folyosó funkciója a nagyobb folyókon	A 2.2.1. A meglévő halátjárók hatékonyságának felmérése és a kecsge vándorlását korlátozó létesítmények azonosítása
	A 2.2.2. A kecsge számára alkalmatlan átjárók átalakítása tekintettel az igazoltan átjárható folyosók paramétereire
	A 2.2.3. A funkcionálisan elavult folyamszabályozási létesítmények elbontása
TC 2.3 A szabályozott folyók hidromorfológiai változatosságát a természeteshez közeli állapot jellemzi egyes szakaszokon	A 2.3.1 Az eredeti nyílt árterek fenntartása, az árterek elöntött területének bővítése
	A 2.3.2 Az eredeti nyílt ártereken és az árterek elöntött területein a felszíni vízellátás javítása
	A 2.3.3. A természetesnél mélyebb mederbeágyazódás csökkentése
	A 2.3.4. Másodlagos csatorna létrehozása a sarkantyúk közötti feltöltött területen keresztül a sarkantyúk part felőli végének részleges elbontásával
TC 2.4. Javul a vízminőség a folyami élőhelyeken	A 2.4.1. A mellékágak megfelelő vízcseréjének biztosítása - a főághoz való kapcsolódásuk javítása
	A 2.4.2. Az feliszapolódott mellékágak kotrása a vízminőség javítása érdekében
	A 2.4.3. A területhasználat korlátozása az időszakosan elöntött ártereken
TC 2.5 Az élőhelyek helyreállítását támogató gyakorlat előtérbe kerül a	A 2.5.1 A horgász közösségek tájékoztatása a folyami élőhelyek helyreállításának lehetőségeiről és előnyeiről

folyami halgazdálkodási vízterületeken a mesterségesen szaporított halak rendszeres telepítésére épülő halgazdálkodással szemben	A 2.5.2 A folyami élőhelyek helyreállítására vonatkozó tervek kidolgozása a horgászközösségek bevonásával
TC 2.6. Az élőhelyeket helyreállító tevékenységek koordinálása biztosított	A 2.6.1 Szakértőkből álló csoport szervezése az élőhelyek helyreállításával és monitorozásával kapcsolatos valamennyi tevékenység koordinálására
	A 2.6.2 Az élőhelyek helyreállítására vonatkozó megvalósíthatósági tanulmányok és kísérleti helyreállítási intézkedésekre vonatkozó javaslatok elkészítése

Az élőhelyek védelemének és helyreállítás fontos feladata a kulcsfontosságú területek meghatározása, feltárása és az élőhelyekhez kapcsolódó biológiai funkciók tartós fennmaradásának biztosítása. A természetmegőrzési célú élőhely-védelem törekvései gyakran egybeesnek a természetesvízi halgazdálkodás érdekeivel, ugyanakkor az utóbbi szempontrendszere a hasznosítható halfajok populációinak gyarapítását helyezi előtérbe.

A kecsge populációk hatékony védelme érdekében célszerű kiemelt figyelmet fordítani az egyedfejlődési folyamat szűk keresztmetszetét jelentő embrió és lárva stádium élőhelyi igényeire, továbbá a sikeres szaporodást és a szélsőséges körülmények túlélését biztosító élőhelyekre. Ennek érdekében meg kell valósítani a szaporodó, ivadéknevelő és telelőhelyek lokalizálását, valamint azok értékelését, hidromorfológiai és hidraulikai jellemzését. Ahol az élőhelyek állapota jónak minősíthető, ott a védelmüket kell előtérbe helyezni. Ha korlátozott a kecsge egyedfejlődésének megfelelő feltételeket biztosító élőhelyek kiterjedése, akkor a helyreállításuk, vagy kialakításuk lehetőségét kell megvizsgálni. A kecsge élőhelyeinek lokalizálásában elsősorban az élőhelyek használatát megfigyelő monitorozás eredményei nyújtanak hasznosítható információt.

Az önfenntartó populációk életképességének javítása

A kecsge populációk életképességének javítását támogató taktikai célokat és a megvalósításukhoz ajánlott akciókat és intézkedéseket a 11. táblázat foglalja össze

11. táblázat: Az önfenntartó kecsgepopulációk életképességének javítását elősegítő taktikai célok (TC) és a megvalósításukhoz javasolt akciók, intézkedések (A)

SC 3: Az önfenntartó kecsgepopulációk életképessége javul	
Taktikai célok	Javasolt akció, intézkedés
TC 3.1 Több információ áll rendelkezésre a kecsgepopulációk dinamikájáról	A 3.1.1 Kutatás, fejlesztés – a populáció dinamikájának értékelése, beleértve a növekedést, szaporodást, mortalitást, abundanciát stb. – az egyedfejlődés korai szakaszának zavartalanságát biztosító körülmények vizsgálata
	A 3.1.2 A kecsgepopulációk folyamatos monitorozására létrehozott rendszerek fejlesztése és működtetése
	A 3.1.3 A populációk hosszú távú változásainak értékelése – az antropogén terhelések következményeinek vagy a védelmi intézkedések hatásának kimutatása
	A 3.1.4 A populáció felmérések alapján egy adott populáció dinamikájának modellezése, a horgászati hasznosítással (vagy annak hiányával) összefüggő reakciók előrejelzése
	A 3.1.5 Kutatás – a kormorán halfogyasztásának hatása a

	kecsegepopulációkra
TC 3.2. Javul a kecsege telepítések hatékonysága, tekintettel a vadon élő populációk integritásának megőrzésére	A 3.2.1 A magyarországi és a közép-dunai vadon élő kecsegepopulációk genetikai sajátosságainak elemzése – a metapopuláció és a reproduktív polimorfizmus hipotézisének megerősítése vagy elutasítása
	A 3.2.2 A folyókba telepített kecsege genetikai minőségének (tisztaság, diverzitás, származás) ellenőrzése - a halászati hatóság számára információt szolgáltató hal genetikai laboratórium felállítása
	A 3.2.3 Törekvés arra, hogy a folyókba telepített halak olyan anyaállománytól származzanak, amelyek ugyanabból a folyóból kerültek befogásra, mint ahol a telepítés történik
	A 3.2.4. Génmegőrzés céljából fenntartott tenyészállomány esetén a beltenyésztés kockázatának csökkentése – megfelelő számú anyahal bevonása a szaporításba – hosszú távú terv kidolgozása a genetikai sokféleség megőrzésére
	A 3.2.5. A mesterséges szaporításból származó telepített egyedek vándorlásának telemetriai követése – a halak nevelési körülményeivel és a telepítés módszerével összefüggő hatások feltárása
TC 3.3 A szúnyogpopulációk gyérítésére használt kémiai hatóanyagok alkalmazása megszűnik a folyók mentén	A 3.3.1 Kutatás – a kémiai hatóanyagokkal történő szúnyoggyérítés hatásának vizsgálata a kecsege táplálékát képező szervezetekre
	A 3.3.2 A kémiai hatóanyagokkal történő szúnyoggyérítés tilalma a nagyobb folyók mentén, különösen a védett természeti területek közelében
	A 3.3.3 Biológiai módszerek alkalmazása a szúnyogpopulációk gyérítésére
TC 3.4. Megszűnik a szibériai tok és más idegenhonos tokfélék előfordulása a folyami vízrendszerekben	A 3.4.1 Az idegenhonos tokfélék horgásztavakba történő telepítésének tiltása
	A 3.4.2 Az idegenhonos tokfélék díszhalként történő forgalmazásának tiltása
	A 3.4.3 A folyókba kihelyezésre kerülő kecsege szállítmányok hatósági ellenőrzésének fokozása (A 4.2.2.)
	A 3.4.4 A halak kiszabadulásának megakadályozását szolgáló eszközök és intézkedések fokozott ellenőrzése a nem őshonos halfajok szaporítását, nevelését vagy kiállítását végző létesítményekben

A kecsegepopulációk kutatásának és monitorozásának fejlesztése

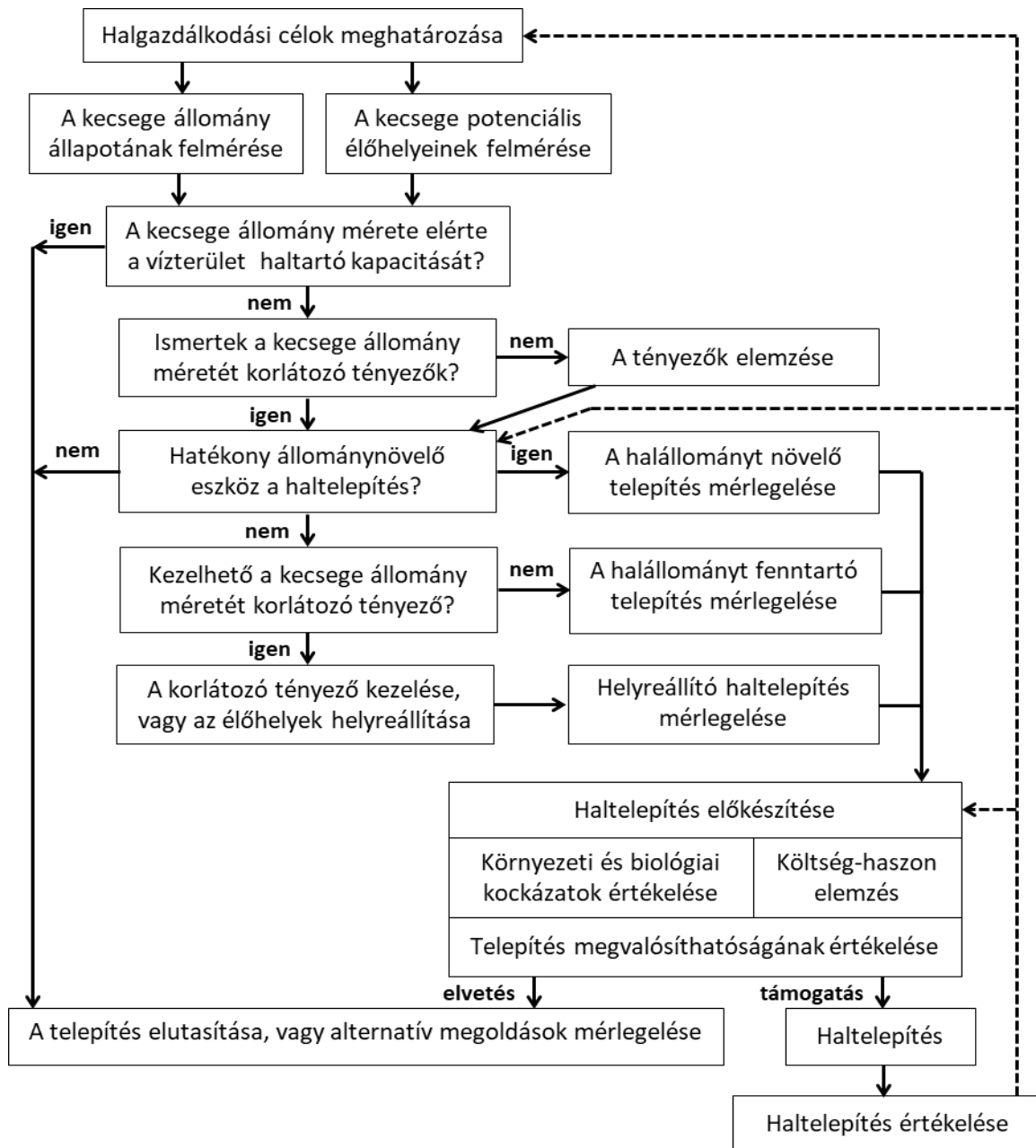
A kecsege fajmegőrzési stratégia kiindulópontja az emberi tevékenység és a populációk változása közötti ok-okozati összefüggések megismerése, valamint ezek egymásra épülő, halmozott hatásainak megértése. A hatásfolyamatok feltárásakor számos olyan kérdés vetődik fel, amelyek megválaszolásához célirányos vizsgálatokra és felmérésekre van szükség.

Megoldandó feladat a kecsege populációk változásainak megfigyelése és dokumentálása. Magyarországon nem működik a tokfélékre, illetve kecsegeire irányuló monitorozó rendszer, eltérően a számos Duna menti ország kutatási gyakorlatától. A külföldi tapasztalatok értékelésével megfelelő eljárásokat kell meghatározni a magyarországi folyókon működő kecsege monitorozó rendszer

létrehozásához. A folyamatosan végzett felmérésekkel feltárható a populációk dinamikája, valamint az élőhelyek helyreállítására és az állományok gyarapítására irányuló akciók hatékonysága.

Haltelepítés

A haltelepítések hatékonyságát jelentősen befolyásolja a megfelelő előkészítés. A tervezés döntéseihez megválaszolandó kérdéseket a 29. ábra ismerteti. A kecsge telepítése többnyire a horgászegyesületek egyéni döntése alapján történik. A kihelyezésre szánt halak beszerzési forrásai eltérőek lehetnek. A vásárolt halak genetikai ellenőrzése általában nem megoldott, ezért célszerű lenne egy, a haltenyésztőtől függetlenül működő laboratórium kialakítása, amely tájékoztatást ad a halászati hatóságnak a folyókba telepítendő halak genetikai minőségéről.



29. ábra: A kecsge telepítését megalapozó döntéshozatal folyamata

A hazai kecsge telepítések hatékonyságára vonatkozó ismereteink meglehetősen hiányosak, ezért a kihelyezett halak viselkedésének, megmaradásának és vándorlásának monitorozása mindenképpen indokolt. Nincsenek tapasztalataink többek között a lokálisan eltérő élőhelyi adottságokhoz való alkalmazkodást segítő szaporodási polimorfizmus (lásd a Horgászati hasznosítás c. fejezetet) előfordulására vonatkozóan. A hosszú távon hatékony védelmi intézkedések tervezéséhez alapvető információt nyújthat a magyarországi, illetve közép-dunai kecsge populációk genetikai struktúrájának elemzése. A felmérések eredményei alapján lehetne igazolni vagy elvetni a metapopulációra vonatkozó feltételezést, továbbá a valószínűleg genetikailag is determinált szaporodási polimorfizmus (Currens és társai 1990) előfordulását. Addig is, amíg ezek a kérdések szakmailag megalapozott választ kapnak, törekedni kell arra, hogy lehetőleg a telepítendő vízterületről befogott anyahal állomány szaporításából származzanak a kihelyezésre kerülő kecsgék. Mérlegelni kell ugyanakkor a beltenyésztés kockázatát is, amelynek elkerüléséhez közel ötven effektív tenyészállatot célszerű bevonni a szaporításba (Dodge és Mack 1996).

A szúnyoggyérítés módszereinek megváltoztatása

A szúnyogmentes környezet lakossági igénye jelentős nyomásként befolyásolja a „szúnyog kérdés” kezelését, és feltehetően erre vezethető vissza a magyarországi szúnyogirtási gyakorlat, amely többnyire (98%) a kifejlett szúnyogokat gyéríti kémiai hatóanyagokkal. Nyugat-Európában ezzel szemben a lárvákat pusztítják biológiai készítményekkel. A biológiai eljárás is megakadályozza a szúnyogok által terjesztett betegségek terjedését, és sokkal kevesebb mérgező anyaggal terheli a természetes élőhelyeket. Megfelelő felmérések hiányában nem ismert pontosan, hogy a szúnyogok gyérítése céljából országosan alkalmazott kémiai rovarirtás milyen mértékben károsítja a kecsge, illetve a hazai halak táplálékszervezeteit, ezért célszerű kutatásokat indítani ebben a témakörben.

A biológiai készítménnyel (pl. VectoBac 12 AS) történő szúnyog lárvagyérítés hatóanyaga a *Bacillus thuringiensis var. israelensis* baktérium által termelt toxikus fehérje, amit a szúnyoglárvák élőhelyeire kell a kiszórni. A szúnyogok szaporodásában meghatározó jelentőségű vizes élőhelyek általában nehezen bejárható, sűrű növényzettel benőtt, esetleg árvizes területen találhatóak. A gépkocsival vagy vízi járművel megközelíthető helyszíneken nagynyomású permetezővel juttatják a permetezőszert vízterületre. Ahol ez a feladat nehezen kivitelezhető, ott gyalogosan kézi permetezővel is történhet a permetezés. A nagyobb kiterjedésű vizes élőhelyeken a légi jármű alkalmazásával lehet hatékony a kezelés, amikor olyan granulált hatóanyagot szórnak a felszínre, amely áthullik a fák lombzatán és nem tapad meg növényzeten. A vízfelületre juttatott biológiai hatóanyagot a vízi szervezetek elfogyasztják, és az szelektíven csak a csípőszúnyogok (*Culicidae*) és a púposzúnyogok (*Simuliidae*) lárváit öli meg. Más állatokra nézve a készítmény elhanyagolható kockázatot jelent. A hatóanyag csak a szúnyoglárvák tápcsatornájában fejti ki a hatását. A megfelelő időben indított kezeléssel, a csípőszúnyogok tömeges megjelenése bizonyos mértékig megelőzhető. A biológiai módszer nehézsége ugyanakkor, hogy több háttérmunkát és tervezést igényel, mert a szúnyogok fejlődésének csak egy rövid szakaszában alkalmazható, ezért előzetesen fel kell felderíteni a szúnyoglárvák potenciális élőhelyeit. Egy adott település környezetében az összes tenyészőhelyet kezelni kell ahhoz, hogy ne lépjenek el újra a védendő területet a szúnyogok.

A lakott területeken megjelenő szúnyogok egy része nem a vizes természeti területeken fejlődik, hanem a házak körüli vízgyűjtő edényekben, hulladékban, árkokban, ezért esős időjárást követően tömegessé válhat a szúnyogok megjelenése a településeken, a tájegységtől függetlenül. Ez a probléma nem befolyásolható közvetlenül a biológiai lárvagyérítéssel, emiatt a lakosság megfelelő

tájékoztatásával a háztáji védekezést is célszerű elősegíteni. Ezen a téren fontos lenne a korrekt tájékoztatásra épülő társadalmi tudtaformálás, amiben a MOHOSZ, mint a halgazdálkodási vízterületek halállományának védelméért felelős civil szervezet, is meghatározó szerepet vállalhatna. A horgásztársadalom együttműködésével a szúnyoglarvák potenciális élőhelyeinek felderítése is eredményesebbé válhat, ami jelentősen növeli a biológiai védekezés hatékonyságát.

A kormoránállomány gyérítése

A halevő állatok közül a kormorán halfogyasztása lehet negatív hatással a kecsgeállományra. A kormorán tömeges jelenléte a természetes vizeken, illetve a tógazdaságokban kedvezőtlen a gazdálkodók számára, ezért az Agrárminisztérium a „Kárókatona gyérítés lőszerbeszerzési támogatása” elnevezésű pályázattal segíti a kormorán magyarországi gyérítését 2015 óta. A támogatás a madarak kilövéséhez használt ólommentes sörétes lőszer költségeihez biztosít hozzájárulást, a kilőtt egyedek után fizetett egységár formájában. A pályázati keretösszeg 2015-től 2017-ig 7, 10 és 11 millió Ft volt az egymást követő években, és a kilőtt példányok száma 8 363, 9 419 és 10 127 db volt. A támogatást 2018-ban 13,5 millió Ft-ra növelték. A kormorán probléma kezelése kapcsán felmerülő konfliktusok elfogadható kezelése érdekében jött létre a szakértőkből álló Kárókatona Munkacsoport, amelynek feladata többek között a gyérítési program hatásainak nyomon követése, valamint a védett természeti értékek károsodásának megelőzése. Az elmúlt mintegy másfél évtizedben a kormorán hazai állományának enyhe, de folyamatos csökkenése figyelhető meg. A költő párok száma 2000-ben közel 3 500 volt és 2015-re számuk 2 440-re csökkent. A kormorán gyérítése a halállomány általános védelmére irányul, így az a kecsgepopulációk nagyobb arányú túléléséhez is hozzájárulhat, különösen a téli időszakban. A kecsge védelme érdekében nem indokolt a jelenlegi gyakorlatot meghaladó további intézkedés a kormorán állomány szabályozására.

Az idegenhonos tokfélék terjedésének megakadályozása

A Magyarországon előforduló idegenhonos halfajok közül a szibériai tok előfordulása veszélyezteti a természetes kecsge populációk genetikai integritását. Érdeemes megjegyezni azonban, hogy a szibériai folyókban a kecsge és a szibériai tok populációi hasonló élőhelyeken fordulnak elő és a hibridizációjuk nem általános. A szibériai tok jelenlétét csak szórványos adatok jelzik a Duna hazai szakaszán, természetes szaporodására nincs bizonyíték.

A halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról szóló 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet 28.§ (17) bekezdése az őshonos halállomány védelme érdekében egyértelműen tiltja a máshonnan származó idegenhonos halak természetes vizekbe történő engedését és visszaengedését. A halgazdálkodási hatóságoknak a jogszabálynak megfelelően meg kell akadályozniuk, a szibériai tok természetes vizekbe történő bejutását. Ezzel kapcsolatban megfontolandó a zártnak minősített horgásztavakba történő telepítés korlátozása, valamint a díszhalként történő hazai forgalmazás tiltása is. Fokozott figyelemmel kell ellenőrizni továbbá a természetes vizekbe kihelyezésre kerülő kecsge szállítmányokat, mivel többször is előfordult, hogy a haltermelők szibériai tokot vagy annak kecsgeével keresztezett hibrid példányait adták el kecsge helyett, amit a vevők általában nem ismertek fel.

A közvélemény figyelmének felkeltése

A kecsge védelmével kapcsolatban a közvélemény figyelmét felkeltő taktikai célokat és a megvalósításukhoz javasolt akciókat és intézkedéseket a 12. táblázat ismerteti.

12. táblázat: A közvélemény figyelmének felkeltését elősegítő taktikai célok (TC) és a megvalósításukhoz javasolt akciók, intézkedések (A)

SC 4: A közvélemény figyelmének felkeltésével növekedik a kecsge védelmére irányuló intézkedések támogatása	
Taktikai célok	Javasolt akció, intézkedés
TC 4.1 A tokfélék/kecsge védelmét biztosító akciók iránti érdeklődés növekedik	A 4.1.1 A fő célcsoportok azonosítása és a hozzájárulásuk lehetőségének meghatározása a kecsge hatékony fajvédelméhez
	A 4.1.2 Célzott kommunikációs terv kidolgozása és végrehajtása az érdekelt felek tudatosságának növelése érdekében – a fő üzenetek előkészítése.
	A 4.1.3 A tokfélék egykori jelentőségének hangsúlyozása, a történelmi halászatuk ismertetése
	A 4.1.4 A populációk hanyatlását meghatározó folyamatok, antropogén hatások ismertetése
	A 4.1.5 Megfelelő csatornák (TV, újságok, magazinok stb.) és az egyes célcsoportokhoz igazodó anyagok (szórólapok, broszúrák) alkalmazása
	A 4.1.6 Tájékoztató találkozók, műhelytalálkozók, konferenciák stb. szervezése – célcsoportokhoz szóló speciális témák meghatározása
	A 4.1.7 Az internet (honlap, Wikipedia, fórumok, Facebook stb.) felhasználása a kecsge védelmének bemutatása érdekében, figyelemfelhívás a fontos problémákra
TC 4.2 Rendszeres kommunikáció és információcsere az érdekelt felek között	A 4.2.1 Az ágazatok közötti együttműködés erősítése, például a természetvédelmi, halászati és vízgazdálkodási hatóságok között, a kecsge védelmére vonatkozó közös álláspont kidolgozása érdekében
	A 4.2.2 Rendszeres szakértői találkozók szervezése a tokfélék védelmével kapcsolatos ismeretek bővítése és a tudománytól az irányítók felé történő tudástranszfer megszervezése érdekében
TC 4.3 Megfelelő finanszírozás a hosszú távú védelmi intézkedésekhez	A 4.3.1 A magyarországi kecsgeállomány megőrzését célzó intézkedések végrehajtásához uniós forrásokból származó támogatásokat kell biztosítani
	A 4.3.2 Az uniós források magyarországi programozásának tartalmaznia kell a kecsge megőrzésére javasolt akciókat és intézkedéseket, amelyeket a kecsge fajvédelmi terv részletesen ismertet.

A kecsge országos fajmegőrzési terv megvalósításához széles körű támogatásra van szükség a döntéshozóktól a szakmai közösségeken át a helyi lakosságig. A hosszú távú program támogatottságának növeléséhez, az elérendő célok ismertetéséhez és az érdekelt meggyőzéséhez a hatékony kommunikáció elengedhetetlen. A közvélemény tudatosságának erősítése jelentősen hozzájárulhat a kecsge védelmét elősegítő akciók és intézkedések sikeres végrehajtásához (Sandu és társai 2013).

Összegzés

A történelmi időkben Magyarország nagyobb folyóiban a kecsge halászati jelentősége kiemelkedő volt, de a 20. században, különösen annak végétől a populációk hanyatlását jelezte a halászok és horgászok fogásainak csökkenő trendje. A kecsgepopulációkat veszélyeztető antropogén terhelések közül különösen meghatározó a duzzasztók és egyéb gátak építése, a hajózási útvonalak fejlesztése, a növekvő hajóforgalom és a vízszennyezés. Említést érdemel még a szűnyogpopulációk kémiai hatóanyaggal történő szisztematikus irtása.

A kecsge országos fajvédelmi terv átfogó célja a megmaradt kecsgepopulációk csökkenésének megállítása és a gyarapodásuk elősegítése nagyobb magyarországi folyókban. Az átfogó cél eléréséhez elvégzendő feladatok négy stratégiai célkitűzés köré csoportosíthatóak. Ezek a populációk fennmaradását korlátozó, illetve a populációkat veszélyeztető hatások mérséklésére irányulnak, és számos kutatási feladat is kapcsolódik hozzájuk.

SC 1: A kecsge kulcsfontosságú élőhelyeit módosító antropogén terhelések mérséklődnek vagy megszűnnek

SC 2: A kecsge helyreállított és védett élőhelyeinek kiterjedése növekedik

SC 3: Az önfenntartó kecsgepopulációk életképessége javul.

SC 4: A közvélemény figyelmének felkeltésével növekedik a kecsge védelmére irányuló intézkedések támogatása

A fenti stratégiai célok elérése érdekében a fajvédelmi terv 20 taktikai célt határoz meg, amelyek megvalósításához 76 különböző akciót és intézkedést javasol.

A halgazdálkodási vízterületek kezelői gyakran azt az álláspontot képviselik, hogy a halak természetes szaporodásának csökkenését mesterségesen szaporított halak betelepítésével lehet és kell pótolni, mivel "a természetes ívóhelyek már nem működnek". Ez a gyakorlat tüneti kezelés, és nem foglalkozik a probléma okaival. A kecsge fajvédelmi terv koncepciója más megoldásokra összpontosít. Kiindulópontja az emberi tevékenység és a halpopulációk változásai közötti ok-okozati összefüggések azonosítása, valamint ezek egymásra épülő, halmozott hatásainak megértése. A határfolyamatok feltárásakor számos olyan kérdés vetődik fel, amelyek megválaszolásához célirányos vizsgálatokra és felmérésekre van szükség.

A kecsge ún. ernyőfaj, amelynek komplex élőhelyi igénye több más halfaj élőhelyi igényét is átfedi, ezért a kecsge élőhelyeinek védelme és helyreállítása számos további halfaj megőrzéséhez is hozzájárul a folyami vízrendszerek faunájában. A fajmegőrzési tervben megjelenő koncepció a kecsge szaporodási sikerének és természetes utánpótlásának javítására irányul, egyrészt a populációkat befolyásoló terhelések enyhítésével, másrészt a populációk élettérének helyreállításával. A védelmi intézkedések mozgásterét ugyanakkor behatárolják a folyók gazdasági hasznosítására vonatkozó társadalmi elvárásokból eredő korlátok.

Irodalom

- Antipa, G. 1909: Fauna ihtiologică a României. Institutul de arte grafice "Carol Göbl" Bucuresti, 295 p.
- Aristovskaya, G. V. 1954: Pitaniye ryb – bentofagov Srednei Volgi i ikh pishchevye vzaimootnosheniya. Trudy Tatarskogo otdeleniya VNIORKH 7: 76-133.
- Astakhov, V. I. 2006: Evidence of Late Pleistocene ice-dammed lakes in West Siberia. In: Boreas 35/4: 607-621.
- Badertscher, S., D. Fleitmann, H. Cheng, R. L. Edwards, O. M. Göktürk, A. Zumbühl, M. Leuenberger, O. Tüysüz 2011: Pleistocene water intrusions from the Mediterranean and Caspian seas into the Black Sea. Nature Geoscience, DOI: 10.1038/ngeo1106.
- Balon, E. K. 1967: Ryby Slovenska. Obzor, Bratislava, 412 p.
- Bayley, P.B., H. W. Li 1996: Riverine Fishes. p. 92-122. In: Petts, G. and Callow, P. (Eds.) River Biota. Blackwell Science Ltd.
- Bănărescu, P. 1964: Pisces - Osteichthyes (pesti ganoizi si osisi). Editura Academiei Republicii Populare Romîne, Bucuresti. 962 p.
- Bemis, W.E., E.K. Findeis, L. Grande 1997: An overview of Acipenseriformes. Environ. Biol. Fishes, 48: 25-71.
- Berg, L. S. 1948: Ryby presnykh vos SSSR i sopredel nykh stran 1. Izd. Akademii Nauk SSSR, Moskva-Leningrad, 468 p.
- Birstein, V. J., W. E. Bemis 1997: How many species are there within the genus Acipenser? Environmental Biology of Fishes 48: 157-163.
- Bloesch, J., T. Jones, R. Reinartz, B. Striebel 2006: Action Plan for the Conservation of Sturgeons (*Acipenseridae*) in the Danube River Basin. Nature and environment, 144. Council of Europe Publishing, 121 p.
- Bordós G., J. Reiber 2016: Mikroműanyagok a környezetben és a táplálékláncban. Élelmiszervizsgálati közlemények, 62/2: 1021-1037.
- Chebanov, M. S., E. V. Galich 2013: Sturgeon hatchery manual. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, 558, 338 p.
- Clay, C. H. 1995: Design of Fishways and Other Fish Facilities, 2nd edn. Boca Raton, LA: Lewis Publishers, 248 p.
- Currens, K.P., C.B. Schrech, H.W. Li 1990: Allozyme and morphological divergence of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) above and below waterfalls in the Deschutes River, Oregon. Copeia 3: 730-746.
- Deckert, K., G. Sterba 1967: Urania Tierreich, Fische. Leipzig, Jene, Berlin, Urania Verlag, 533 p.
- Diksha, B. 2019: Reconstructing the Pleistocene connectivity history of the Black Sea and the Caspian Sea using strontium isotopes. School of Geographical Sciences, University of Bristol, 262 p.
- Dodge, D.P., C.C. Mack 1996: Direct Control of Fauna: Role of Hatcheries, Fish Stocking and Fishing Regulations. p. 167-181. In: Petts, G. and Callow, P. (Eds.) River Restoration. Blackwell Science Ltd.
- Dudich E., Loksa I. 1968: Állatrendszertan. Tankönyvkiadó, Budapest, 708 p.
- Eriksen M., L. C. M. Lebreton, H. S. Carson, M. Thiel, C. J. Moore, et al. 2014: Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. PLoS ONE 9 (12): e111913. doi:10.1371/ journal.pone.0111913
- Faludi J. 1973: A Fertő tó halfaunája különös tekintettel az angolna és a fogassüllő gazdasági jelentőségére. Diplomadolgozat, Sopron, 157 p.
- FAO (Fisheries and Aquaculture Department). 2016. Acipenser ruthenus. Database on introductions of aquatic species. Available: <http://www.fao.org/fishery/introsp/15/en>.
- Faragó, S., L. Gosztonyi, K. Keresztessy, G. Gyói 2006: Fish consumption by cormorants in Hungary. p. 61-73. In: Hanson, A., J. Kerekes, J. Paquet (Eds.) Limnology and Aquatic Birds: Abstracts and Selected Papers from the Fourth Conference of the Societas Internationalis Limnologiae (SIL)

- Aquatic Birds Working Group. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 474 Atlantic Region.
- Farský, M., J. Hajdú, L. Pekárik, J. Kautman 2013: On the occurrence of the Siberian sturgeon (*Acipenser baerii* Brandt, 1869) in Slovak–Hungarian section of the Danube. *Pisces Hungarici*, 7: 139-140.
- Fekete G., Darvas B., Gergely G. 2006: Csípőszúnyoglárva-tenyészőhelyek a Velencei-tó térségében. p. 19-20. In: Székács A. (Ed.) *Környezetbarát védekezési technológiák csípőszúnyogok ellen.* MTA Növényvédelmi Kutatóintézete.
- Fieszl, J., E. Bogacka-Kapusta, A. Kapusta, U. Szymanska, A. Martyniak 2011: Feeding ecology of sterlet *Acipenser ruthenus* L. in the Hungarian section of the Danube River. *Arch Pol Fish.* 19: 105-111.
- Friedrich, T., J. Gessner, R. Reinartz, B. Striebel-Greiter 2018: Pan-European Action Plan for Sturgeons. T-PVS/Inf(2018)6, 85 p.
- Gesner, J., J. Freyhof, M. Kottelat 2010: *Acipenser ruthenus*. The IUCN red list of threatened species 2010. Available: <http://www.iucnredlist.org/details/full/227/0>.
- Ginzburg, A. S., 1963: *Instruktsiya po isskustvennomu osemneniyu osetrovikh ryb.* GLAVRYBVOD, Moscow, 23 p.
- Grémillet, D., M.R. Enstipp, M. Boudiffa, et al. 2006: Do cormorants injure fish without eating them? An underwater video study. *Marine Biology* 148, 1081-1087.
- Gurov, M. I. 1966: *Promyslovoe ispolzovanie sterlyadi Tsimlyanskogo vodokhranilishcha.* Rybnoe khozyaistvo 8: 13-15.
- Guti, G. 2006: A tokfélék (*Acipenseridae*) jelenlegi helyzete és védelme Magyarországon. *Halászatfejlesztés.* 31: 123-136.
- Guti, G. 2008: Past and present status of sturgeons in Hungary and problems involving their conservation. – *Fundam. Appl. Limnol./Arch. Hydrobiol., Suppl.* 162., Large Rivers, Vol. 18. No.1-2: 61-79.
- Guti, G. 2014: Can Anadromous Sturgeon Populations be Restored in the Middle Danube River? *Acta zool. bulg., Suppl.* 7, 2014: 63-67.
- Guti G. 2020: A Dunai Hajóút Fejlesztési Program hatása a folyó halállományára és a horgászati célú halgazdálkodásra. *Kutatási jelentés,* 56 p.
- Guti G. 2021: Környezeti monitoring rendszer biológia sokféleség fenntartásához. A veszélyeztetett vándorló halfajok – elsősorban kecsge – populációinak monitorozása. *Kézirat,* 71 p.
- Guti, G., Gaebele T. 2009: Long-term changes of sterlet (*Acipenser ruthenus*) population in the Hungarian section of the Danube. *Opusc. Zool. Budapest,* 40/2: 17-25.
- Györe K. 1995: Magyarország természetesvízi halai. *Vízi Természet- és Környezetvédelem* 1. KGI, 339 p.
- Györe K., Váry Zs. 1993: A tiszai kecsge (*Acipenser ruthenus* L.) növekedése, mortalitása, hozama, populációnagysága a folyó Csongrád-Szeged közötti szakaszán. XVII. Halászati Tudományos Tanácskozás. *Halászatfejlesztés,* 16: 81-101.
- Hallmann, C. A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel, N. Hofland, H. Schwan, et al. 2017: More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12 (10): e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hankó B. 1933: A hajdani Alföld ősi állatvilága. A Debreceni Tisza István Tudományos Társaság Honismereti Bizottságának Kiadványai. 8/29: 1-83.
- Harka Á., Sallai Z. 2004: Magyarország halfaunája. *Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas,* 269 p.
- Havasréti B. 2018: A szúnyogirtásról növényvédős szemmel. *Biokultúra* 2018/3: 20-21.
- Hensel, K., J. Holčík 1997: Past and current status of sturgeons in the upper and middle Danube River. *Environmental Biology of Fishes,* 48: 185-200.
- Herman O. 1887: *A magyar halászat könyve I-II.* A K. M. Természettud. Társulat, Budapest, 860 p.

- Holčík, J., P. Bănărescu, D. Evans 1989: General introduction to fishes. p. 18-147. In J. Holčík (ed.) The freshwater fishes of Europe. Vol. 1, Part II. General introduction to fishes Acipenseriformes. AULA-Verlag Wiesbaden.
- Holčík, J. 1995: Acipenseriformes. p. 372–397. In: V. Baruš, O. Oliva (eds.) Mihulovci Petromyzontes a ryby Osteichthyes (1). (Lampreys Petromyzontes and bony fishes Osteichthyes), Fauna ČR a SR, Vol. 28/1, Academia, Praha.
- Holčík, J., A. Klindová, J. Masár, J. Mészáros 2006: Sturgeons in the Slovakian rivers of the Danube river basin: An overview of their current status and proposal for their conservation and restoration. *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 17-22. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2007.00924.x>
- Horváth, L., M. Lukowicz 1982: Tables with data of hatchery procedures and rearing processes of some bred warmwater fishes. *Aquacult. Hung.* III: 191-196.
- Horváth, L., A. Péteri, J. Kouril 1986: Successful sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) propagation with synthetic LH-RH hormone. *Aquacult. and Fish. Manag.* 17: 113-116.
- Horváth L., Rideg Á., Tamás G. 1991: Ősi halfajunk: a kecsége. *Halászat*, 84: 169-170.
- ICPDR 2018: ICPDR Sturgeon Strategy, 20 p.
- ITIS 2021: Integrated Taxonomic Information System. https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=161079#null
- Ittész I., Szabó T., Horváth L. 2019: A tokalakúak szaporítása és ivadéknevelése. p. 139-165. In: Urbányi B., Horváth Á. (szerk.) A tokalakúak biológiája és tenyésztése. Vármédia Print Kft. Gödöllő.
- Jaczó I. 1953: Kísérletek a kecsége mesterséges szaporítására. *Hidrológiai Közlöny* 33: 149-152.
- Jancsó K., Tóth J. 1987: A kisalföldi Duna-szakasz és a kapcsolódó mellékvizek halai és halászata. p. 162-192. In: Dvihally, Zs. A kisalföldi Duna-szakasz ökológiája, VEAB
- Janković, D. 1958. Ekologija dunavske kecige (*Acipenser ruthenus* L.) *Biol. Inst. N. R. Srbija*, knj. 2., Beograd, 145 p.
- Jarić, I., Ž. Višnjić-Jeftić, G. Cvijanović, Z. Gačić, L. Jovanović, S. Skorić, M. Lenhardt 2011: Determination of differential heavy metal and trace element accumulation in liver, gills, intestine and muscle of sterlet (*Acipenser ruthenus*) from the Danube River in Serbia by ICP-OES. *Microchemical Journal* 98: 77-81.
- Józsa V. Fazekas Gy., Guti G. 2016: A kecsége (*Acipenser ruthenus*) fajmegőrzési terve. NAIK HAKI, Szarvas, 64 p.
- Kalmykov, V. A., G. I. Ruban, D. S. Pavlov 2010: Migrations and Resources of Sterlet *Acipenser ruthenus* (*Acipenseridae*) from the Lower Reaches of the Volga River. *Journal of Ichthyology*, 50/1: 44-51.
- Keve A. 1973: A Balaton bűvár- és vöcsökfajai, gödénye és kárókatónája. A Veszprém megyei múzeumok közleményei 12: 565-573.
- Khodorevskaya, R. P., G. I. Ruban, D. S. Pavlov 2009: Behavior, Migrations, Distribution, and Stock of Acipenserids in the Volga Caspian Basin. *World Sturgeon Conservation Society Spec. Publ.* 3, 233 p.
- Khoroshko, P. N. 1967: Sterlyad Nizhnei Volgi. *Trudy TSNIORKH* 1: 103-107.
- Kindermann, H. 2008: A kormoránok halállományra, halászatra és akvakultúrára gyakorolt fokozódó hatásainak csökkentését célzó „Európai kormoránállomány-kezelési terv” kidolgozásáról. Európai Parlament Halászati Bizottság, Munkadokumentum. 7 p.
- Kottelat, M., J. Freyhof 2007: Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. 646 p.
- Kovřížnych, J. A. 1988: Age and growth of the sterlet (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758) in the Czechoslovak stretch of the Danube. *Prace Ust. Ryb. Hydrobiol. (Bratislava)*, 6: 101-114.
- Kowtal, G. V., N. H. Clark, G. N. Cherr 1986: Elimination of adhesiveness in eggs from the white sturgeon, *Acipenser transmontanus*: chemical treatment of fertilized eggs. *Aquaculture* 55: 139-143.

- Kriesch J. 1868: Halaink és haltenyésztésünk. A Magyar Tud. Akadémia XXVIII. Nagygyűlése által Vitéz József-féle jutalommal koszorúzott pályamunka. Emich G. magyar akd. nyomdász, Pest. 131 p.
- Larsen, O. N., M. Wahlberg, J. Christensen-Dalsgaard 2020: Amphibious hearing in a diving bird, the great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). *Journal of Experimental Biology* (2020) 223, jeb217265. doi:10.1242/jeb.217265
- Laumann, K. M. 2016: Sturgeon (*Acipenseridae*) phylogeny, biogeography, & ontogeny. PhD Dissertation. The Faculty of the School of Marine Science. Virginia, 305 p.
- Lázár K. 1874: Hasznos és kártékony állatainkról. I. rész, Emlősök, madarak, hüllők. Szent-István-Társulat, Budapest, 132 p.
- Lechner, A., H. Keckeis, F. Lumesberger-Loisl, B. Zens, R. Krusch, M. Tritthart, M. Glas, E. Schludermann 2014: The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environ Pollut.*, 188: 177-181.
- Lenhardt, M., J. Kolarević, I. Jarić, G. Cvijanović, B. Mićković, Z. Gačić, P. Cakić, M. Nikčević 2004: Assessment concepts for river ecosystems characterization based on sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) population research. *Proceedings of the Fifth International Symposium on Ecohydraulics "Aquatic habitats: analysis & restoration"*, Madrid, 12th-17th September, 153-156.
- Lucas, M., E. Baras 2001: *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science, Oxford, 420 p.
- Lukin, A. V. 1937: Nablyudeniya nad biologiei sterlyadi na Tetyushskom nerestilische „Cheremsha” letom 1934 goda. *Trudy Obsschestva estestvoispytatelei pri Kazanskom univ.* 55: 143-170.
- Lukin, A. V. 1947: Osnovnye cherty ékologii osetrovyykh v Srednei Volge. *Trudy Obshchestva estestvoispytatelei pri Kazanskom univ.* 57: 39-143.
- Lukin, A. V., V. A. Kuznetsov, N. K. Khalitov, N. N. Danilov, K. P. Tikhonov, R. R. Melenteva 1981: *Sterlyad Kuibyshevskogo vodokhranilishcha i puti ee prisposoblenniya k novomu sushchestvovaniyu*. Izd. Kazanskogo univ., Kazan
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 2021a: A szúnyogirtás természetvédelmi kockázatai és biológiai megoldásai. https://www.mme.hu/a_szunyogirtas_termeszvetvedelmi_kockazatai_es_biologiai_megoldasai Letöltés dátuma: 2021-11-01
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 2021b: Magyarország madarai: Kárókatona. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-phacar> Letöltés dátuma: 2021-11-03
- Mamedov, A. V. 1997: The Late Pleistocene-Holocene history of the Caspian Sea. *Quaternary International*, 41-42: 161-167.
- Masár, J., R. Turanský, I. Krupka, J. Kautman 2006: First find of the Siberian sturgeon (*Acipenser baerii*) in the Slovak-Hungarian segment of the Danube River. *Acta Rer. Nat. Mus. Nat. Slov.* LII: 50-55.
- Milstein, V. V. 1972: *Osetrovodstvo*. Izd. Pischevaya promyshlennost, Moscow, 128 p.
- Nagy, Š. 1987: The food of sterlet (*Acipenser ruthenus*) in the Czechoslovak-Hungarian section of the Danube. *Folia Zoologica*, 36: 281-287.
- National Administration "Romanian Waters" 2018: *DanubeSediment: Interactions of Key Drivers and Pressures on the Morphodynamics of the Danube*, 79 p.
- Nelson, J. S., T. C. Grande, M. V. H. Wilson 2016: *Fishes of the World*, Fifth edition. Hoboken, New Jersey, John Wiley & Sons, 707 p.
- Nemenyi, P. 1941: *An Annotated Bibliography of Fishways*. Univ. Iowa, Stud. Eng. Bull. No. 23. 64 p.
- NMFS, 2004: *Anadromous salmonid passage facility guidelines and criteria*. National Marine Fisheries Service, Northwest Regional Office, Portland, Oregon, 140 p.
- Nikolski, G. V. 1943: K istorii ikhtiofauny basseina Belogo morya. *Zool. zhurnal*, 22: 27-32.
- Ovsyannikov, F. V., 1870. Ob iskustvennom razvedenii sterljedej. In: T. A. Detlaf and A. S. Ginzburg., (Eds.) *Zarodishevoe razvitie osetrovyykh ryb (sevriyugi, osetra i belugi) v svyazi s voprosomi ikh razvedenii*. Akad. Nauk SSSR. Moscow, 1954. 248 p.

- Pavlov, D. S., V. N. Mikheev 2017: Downstream migration and mechanisms of dispersal of young fish in rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74: 1312-1323.
- Peng, Z., A. Ludwig, D. Wang, R. Diogo, Q. Wei, S. He 2007: Age and biogeography of major clades in sturgeons and paddlefishes (Pisces: *Acipenseriformes*). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 42: 854-862.
- Pintér K. 1989: Magyarország halai. Akadémiai Kiadó, Budapest. 202 p.
- Pintér K. 1995: A halászat fejlesztésének jogi és szervezeti kérdései. p. 7-22. In: Balogh J. (szerk.) Halászatunk helyzete és fejlesztési lehetőségei. HOSZ, Budapest.
- Polgár L., Fekete G., Darvas B. 2006: A meleg aerosolos csípőszúnyogállomány-gyérítés alkalmazásának kritikája. p. 19-20. In: Székács A. (Ed.) Környezetbarát védekezési technológiák csípőszúnyogok ellen. MTA Növényvédelmi Kutatóintézete.
- Popov, S. V., I. G. Shcherba, L. B. Ilyina, L. A. Nevekkaya, N. P. Paramonova, S. O. Khondkarian, I. Magyar 2006: Late Miocene to Pliocene palaeogeography of the Paratethys and its relation to the Mediterranean. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 238/1-4: 91-106.
- Rácz J. 1996: A magyar nyelv halnevei. Magyar Nyelvtudományi Társaság, Budapest. 212 p.
- Rákóczi L., Sass J. 2005, Morfológiai változások, üledékviszonyok, hordalék járás. p. 7-10. In: A szigetközi környezeti monitoring eredményei. Konferencia előadások összefoglalói, MTA Szigetközi Munkacsoportja, Budapest.
- Reinartz, R. 2002: Sturgeons in the Danube River. – Literature study on behalf of IAD, Landesfiscereiverband for Bayern e.V. and Bezirk Oberpfalz. 150 p.
- Richardson, J. R., M. M. Taylor, S. L. Shalat, T. S. Guillot, III, W. M. Caudle, M. M. Hossain, T. A. Mathews, S. R. Jones, D. A. Cory-Slechta, G. W. Miller 2015: Developmental pesticide exposure reproduces features of attention deficit hyperactivity disorder. *FASEB J.* 29(5): 1960-1972.
- Rochard, E., G. Gastelnaud, M. Lepage 1990: Sturgeons (Pisces: Acipenseridae); treats and prospects. *Journal of Fish Biol.* 37(suppl.A): 123-132.
- Rónyai A., 1991: Szaporodásbiológiai adatok a lénai tok (*Acipenser baeri* Brandt) és a kecsege (*Acipenser ruthenus* L.) korai és szezonális szaporításáról tokhipofízis és GnRH kezelés mellett. *Halászat*, 84: 190-192.
- Rybníkář, J., M. Prokeš, J. Mareš, M. Čileček 2011: Early development and growth of sterlet (*Acipenser ruthenus*) in the Czech Republic. *Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun.*, 2011, LIX, 5: 217-226.
- Ristić, M. D. 1970: Migracija riba u reci Dunav i njegovim pritokama, njen uticai na nstanke i dinamiku populacija ekonomskih vaznih riba kao i na ribolov. *Ribarstvo Jugoslavije* 25: 1-15.
- Shmidtov, A. I. 1939: Sterlyad (*Acipenser ruthenus* L.). *Uchenye zapiski Kazanskogo univ*, 99 (4-5): 3-279.
- Schmutz, S., C. Mielach 2013: Measures for ensuring fish migration at transversal structures. ICPDR Technical Paper, 50 p.
- Sokolov, L.I., V. P. Vasil'ev 1989: *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758. p. 227-262. In: Holčík, J. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 1/II, AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Sandu, C., R. Reinartz, J. Bloesch, (Eds.) 2013: "Sturgeon 2020": A program for the protection and rehabilitation of Danube sturgeons. Danube Sturgeon Task Force (DSTF) & EU Strategy for the Danube River (EUSDR) Priority Area (PA) 6 – Biodiversity, 22 p.
- Suciu, R., Guti G. 2012: Have sturgeons a future in the Danube River? *IAD Limnological Reports*, 39: 19-30.
- Steel, R., K. O'hara, M. W. Aprahamian. 1998: Recreational fisheries: the realities of stocking coarse fish in the UK. p. 99-111. In: I. G. Cowx (ed.) *Stocking and introduction of fish*. Fishing News Books, Blackwell Science Ltd.
- Szabó T. 2000: Az indukált halszaporítás módszerei. In: Horváth L. (szerk.) *Halbiológia és haltenyésztés*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 440 p.

- Szabó T., Horváth L., Ittész I., Horváth Á. 2019: A tokalakúak szaporodásbiológiája. p. 117-137. In: Urbányi B., Horváth Á. (szerk.) A tokalakúak biológiája és tenyésztése. Vármédia Print Kft., Gödöllő.
- Szamota I. 1894: A schlägli magyar szójegyzék. A XV. század első negyedéből. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 125 p.
- Szily L. 2010: Gyilkos dugó söpört végig a Duna fenekén. https://index.hu/belfold/2010/10/11/megis_juthatott_mereg_a_dunaba/
- Teodoru, C. R., B. Wehrli 2005: Retention of Sediments and Nutrients in the Iron Gate I Reservoir on the Danube River. *Biogeochemistry*, 76(3): 539-565.
- Tóth J. 1960: Kecsege a magyar Dunán. *Halászat*, VII/6: 116-117.
- Tóth, J. 1979: Changes in the catching data of sturgeon *Acipenser ruthenus* L. in the Hungarian sector of the Danube. *Annal. Univ. Sci. Budapest.* 20-21: 265-269.
- Unger, E. 1953: Die Fischmarkierung in den freien Gewässern Ungarns und die mit Gummiringen markierten Donau-Fische. *Verh. Int. Ver. Limnol* 7: 388-397.
- Yanina, T. A. 2014: The Ponto-Caspian region: Environmental consequences of climate change during the Late Pleistocene. *Quaternary International*, 345: 88-99.
- Vladykov, V. 1931: Poissons de la Russie sous-carpathique (Tchécoslovaquie). *Mémoires de la Société Zoologique de France* 29, 217-374.
- Vo, H. C., M. H. Pham 2021: Ecotoxicological effects of microplastics on aquatic organisms: a review. *Environ Sci Pollut Res Int.*: 28(33): 44716-44725.
- Vutskits G. 1913: Classis pisces. In: *Fauna Regni Hungariae*. 1. Vertebrata. Regia Soc. Scient. Natur. Hungarica, Budapest, 1-42.
- Williams, J.G., G. Armstrong, C. Katopodis, M. Larinier, F. Travade 2012: Thinking like a fish: A key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. *River Research and Applications*, 28(4): 407-417.
- Williot, P., T. Rouault 1982: Compte rendu d'une premiere reproduction en France de l'esturgeon siberien, *Acipenser baeri*. *Bull. Fr. Piscic.* 286: 255-261.
- Winemiller, K., P. B. McIntyre, L. Castello, E. Fluet-Chouinard, T. Giarrizzo, S. Nam, et al., 2016: Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong: Basin-scale planning is needed to minimize impacts in mega-diverse rivers. *Science*. 351(6269): 128-129.
- Wolter, C., R. Arlinghaus, A. Sukhodolov, C. Engelhardt 2004: A model of navigation-induced currents in inland waterways and implications for juvenile fish displacement. *Environmental Management* 34/5: 656-668.
- World Commission on Dams 2000: *Dams and Development. A new framework for decision making*, London: EarthScan. 20 p.
- Wright, S. L., R. C. Thompson, T. S. Galloway 2013: The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ Pollut.* 178: 483-492.
- WWF 2017: *WWF Network Sturgeon Strategy*. WWF Bulgaria, 28 p.
- WWF 2020: *Living Planet Report 2020. Bending the curve of biodiversity loss: a deep dive into freshwater*. Almond, R.E.A., M. Grooten, T. Petersen (Eds). WWF, Gland, Switzerland, 15 p.
- Wysocki, L. E., J. P. Dittami, F. Ladich 2006: Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes, *Biological Conservation* 128:501-508.