INTERREG V-A Ausztria- Magyarország Program

„Vizes élőhelyek ökológiai hálózatának fejlesztése az osztrák–magyar határrégióban”

WeCon – ATHU077

Z Á R Ó J E L E N T É S

Intézkedési terv készítése az özönfajok visszaszorítására, korai észlelésére és monitorozására (T1.2.4)

Debrecen

2021. 04. 15.

Megbízó

Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság

9941 Őriszentpéter, Siskaszer 26/A

Megbízás címe

INTERREG V-A Ausztria- Magyarország Program

„Vizes élőhelyek ökológiai hálózatának fejlesztése az osztrák–magyar határrégióban”

Megbízott

BIOAQUA PRO Kft.

Megbízás száma

78-2361-16/2018

Felelős kutató

Dr. Kiss Béla

Közreműködő szakértők/kutatók

Boros Zoltán	Ludányi Mercédesz	Polyák László
Dr. Gulyás Gergely	Mihaliczku Erika	Szabó Tamás
Horváth Dénes	Dr. Müller Zoltán	
Lakatos Anita	Olajos Péter	

A kutatás a WeCon – ATHU077 projekt az INTERREG V-A Ausztria-Magyarország Program keretében, az Európai Regionális Fejlesztési Alap támogatásával valósul meg.

© Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság 2021

Ez a dokumentáció a szerzői jogról szóló 1999. évi LXXVI. törvény értelmében szerzői jogvédelem alatt áll. A dokumentáció nyilvános, a megfelelő hivatkozások mellett szabadon felhasználható és terjeszthető!

1. Tartalom

1. Tartalom ... 3
2. Bevezetés, célkitűzés ... 9
3. Összefoglalás ... 11
4. Zusammenfassung ... 20
5. Felhasznált adatállományok, alkalmazott módszerek ... 29
   5.1. Az inváziós vízi puhatestűek, rákok és halak elterjedésének elemzéséhez felhasznált adatok 29
      5.1.1. A GAP analízishez felhasznált adatok ... 29
      5.1.2. A WeCon projekt során gyűjtött adatok ... 31
   5.2. Inváziós vízi puhatestűek és rákok állományainak térbeni kiterjedés vizsgálata ... 33
   5.3. Inváziós vízi puhatestűek és rákok állományainak egyedsűrűség vizsgálata ... 34
   5.4. Inváziós halak állományainak, térbeni kiterjedés és egyedsűrűség vizsgálata ... 34
   5.5. Az inváziós növényfajok elterjedésének elemzéséhez felhasznált adatok ... 34
      5.5.1. A felmérések keretében vizsgált fajok ... 34
      5.5.2. A részfeladat keretében felmért mintaterületek és mintaszámok ... 36
      5.5.3. Mintavételi módszerek ... 39
6. Eredmények - inváziós növényfajok ... 40
   6.1. Eredmények összefoglalása részfeladatok szerint ... 40
   6.2. Eredmények összefoglalása az egyes inváziós növényfajok szerint ... 42
   6.3. Hibrid japánkeserűfű – *Fallopia × bohemica* ... 43
      6.3.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 43
      6.3.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 43
      6.3.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 46
   6.4. Ártéri japánkeserűfű – *Fallopia japonica* ... 46
      6.4.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 46
      6.4.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 46
      6.4.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 47
   6.5. Kaukázusi medvetalp – *Heracleum mantegazzianum* ... 51
      6.5.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 51
      6.5.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 52
      6.5.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 52
   6.6. Egynyári seprence – *Erigeron annuus* ... 54
      6.6.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 54
      6.6.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 54
      6.6.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 56

6.6.4. Megjegyzés ... 56
6.7. Bálványfa – *Ailanthus altissima* ... 56
6.7.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 56
6.7.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 57
6.7.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 58
6.8. Keskenylevelű ezüstfa – *Elaeagnus angustifolia* ... 60
6.8.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 60
6.8.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 60
6.8.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 61
6.9. Kései meggy – *Prunus serotina* ... 65
6.9.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 65
6.9.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 65
6.9.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 67
6.10. Fehér akác – *Robinia pseudo-acacia* ... 69
6.10.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 69
6.10.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 69
6.10.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 72
6.11. Kanadai aranyvessző – *Solidago canadensis* ... 74
6.11.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 74
6.11.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 74
6.11.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 75
6.12. Magas aranyvessző – *Solidago gigantea* ... 75
6.12.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 75
6.12.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 75
6.12.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 77
6.13. Bíbor nebáncsvirág – *Impatiens glandulifera* ... 83
6.13.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 83
6.13.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 84
6.13.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 86
6.14. Süntök – *Echinocystis lobata* ... 87
6.14.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 87
6.14.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 88
6.14.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 89
6.15. Zöld juhar – *Acer negundo* ... 90
6.15.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 90
6.15.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 90
6.15.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 92

6.16. Gyalogakác – *Amorpha fruticosa* ... 95
6.16.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája ... 95
6.16.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 95
6.16.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 97
7. Eredmények – inváziós vízi makroszkópikus gerinctelenek (vízi puhatestű, rák) és halak ... 101
7.1. Amuri kagyló – *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) ... 101
7.1.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére ... 101
7.1.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 103
7.1.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 104
7.2. Cifrarák – *Orconectes limosus* (Rafinesques, 1817) ... 105
7.2.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére ... 105
7.2.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 107
7.2.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 107
7.3. Jelzőrák – *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) ... 107
7.3.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére ... 107
7.3.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 109
7.3.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 110
7.4. Tömzsi hólyagcsiga – *Physella acuta* (Draparnaud, 1805) ... 111
7.4.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére ... 111
7.4.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 112
7.4.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 114
7.5. Új-zélandi iszapcsiga – *Potamopyrgus antipodarum* (J. E. Gray, 1843) ... 115
7.5.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére ... 115
7.5.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 116
7.5.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 118
7.6. Kosárkagyló fajok – *Corbicula* spp. ... 119
7.6.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére ... 119
7.6.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 121
7.6.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása ... 122
7.7. *Barbronia weberi* (nincs magyar neve) ... 123
7.7.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére ... 123
7.7.2. A faj előfordulása a projekt területén ... 124

7.7.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása 125
7.8. Naphal – *Lepomis gibbosus* (LINNAEUS, 1758) 125
7.8.1. A faj jellemzői, elterjedési területe és terjedési dinamikája, hazai előfordulása és természetvédelmi jelentősége 125
7.8.2. A faj előfordulása a projekt területén 126
7.8.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása 128
7.9. Amurgéb – *Perccottus glenii* (DYBOWSKI, 1877) 128
7.9.1. A faj jellemzői, elterjedési területe és terjedési dinamikája, hazai előfordulása és természetvédelmi jelentősége 128
7.9.2. A faj előfordulása a projekt területén 131
7.9.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása 132
7.10. Kínai razbóra – *Pseudorasbora parva* (TEMMINCK ET SCHLEGEL, 1842) 133
7.10.1. A faj jellemzői, elterjedési területe és terjedési dinamikája, hazai előfordulása és természetvédelmi jelentősége 133
7.10.2. A faj előfordulása a projekt területén 134
7.10.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása 136
7.11. Ezüstkárász – *Carassius gibelio* (BLOCH, 1782) 139
7.11.1. A faj jellemzői, elterjedési területe és terjedési dinamikája, hazai előfordulása és természetvédelmi jelentősége 139
7.11.2. A faj előfordulása a projekt területén 140
7.11.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása 142
7.12. Törpeharcsa fajok – *Ameiurus* spp. (RAFINESQUE, 1820) 142
7.12.1. A faj jellemzői, elterjedési területe és terjedési dinamikája, hazai előfordulása és természetvédelmi jelentősége 142
7.12.2. A faj előfordulása a projekt területén 144
7.12.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása 145
8. Intézkedési terv készítése az özönnövények visszaszorítására 146
8.1. Bevezető, általános irányelvek 146
8.1.1. Védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei 146
8.1.2. Védekezés további lehetőségeinél figyelembe vett főbb szempontok 147
8.2. A javasolt védekezés alapvonásai az egyes fajcsoportok (I., II., III.) esetében 148
8.2.1. A II. csoportba (ritkának minősülő özöngyomok) tartozó fajok 148
8.2.2. A III. csoportba (általánosan elterjedt, gyakori özöngyomok) tartozó fajok 149
8.2.3. Az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő özöngyomok) tartozó fajok 150
8.3. A vizsgált özöngyomok visszaszorításának javasolt lehetőségei az egyes fajok esetében .. 158
8.3.1. Hibrid japánkeserűfű – Fallopia × bohemica 158
8.3.2. Ártéri japánkeserűfű – Fallopia japonica 159
8.3.3. Kaukázusi medvetalp – Heracleum mantegazzianum 159

8.3.4. Bálványfa – Ailanthus altissima ... 159
8.3.5. Keskenylevelű ezüstfa – Elaeagnus angustifolia ... 159
8.3.6. Kései meggy – Prunus serotina ... 160
8.3.7. Fehér akác – Robinia pseudo-acacia ... 160
8.3.8. Kanadai aranyvessző – Solidago canadensis ... 160
8.3.9. Magas aranyvessző – Solidago gigantea ... 161
8.3.10. Bíbor nebáncsvirág – Impatiens glandulifera ... 161
8.3.11. Süntök – Echinocystis lobata ... 161
8.3.12. Zöld juhar – Acer negundo ... 161
8.3.13. Gyalogakác – Amorpha fruticosa ... 162
9. Intézkedési terv készítése inváziós vízi makroszkópikus gerinctelenek és halak visszaszorítására 163
9.1. Intézkedési terv inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen- és halfajok állományainak kiirtására ... 164
9.1.1. Jelzőrák (Pacifastacus leniusculus) ... 164
9.1.2. Amurgéb (Perccottus glenii) ... 166
9.1.3. Ezüstkárász (Carassius gibelio) ... 168
9.2. Intézkedési terv inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen- és halfajok állományának szabályozására, további terjedésének lassítására ... 168
9.2.1. Jelzőrák (Pacifastacus leniusculus) ... 168
9.2.2. Törpeharcsa fajok (Ameiurus spp.) ... 171
9.2.3. Ezüstkárász (Carassius gibelio) ... 173
9.3. Intézkedéssel reálisan nem csökkenthető inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen- és halfajok ... 175
9.3.1. Amuri kagyló (Synanodonta woodiana) ... 175
9.3.2. Tömzsi hólyagcsiga (Physella acuta) ... 175
9.3.3. Új-zélandi iszapcsiga (Potamopyrgus antipodarum) ... 176
9.3.4. Kosárkagyló fajok (Corbicula spp.) ... 176
9.3.5. Barbronia weberi ... 176
9.3.6. Naphal (Lepomis gibbosus) ... 177
9.3.7. Kínai razbóra (Pseudorasbora parva) ... 177
9.4. Jelenleg még nem előforduló inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen- és halfajok további vizsgálatának lehetőségei ... 178
9.4.1. Cifrarák (Orconectes limosus) ... 178
10. Inváziós fajok állományváltozásának nyomonkövetésére javasolt monitorozó hálózat ... 179
10.1. A 2018-2019-ben részletesen vizsgált (élőhelytérképezett) területek és az országhatárt átlépő vízfolyásokon kijelölt mintaterületek monitorozási terve (özöngyomok) ... 179
10.1.1. A vizsgált özöngyomok monitorozásának lehetőségei, javasolt módszerek az egyes fajcsoportok vonatkozásában ... 179

10.1.2. A vizsgált özöngyomok monitorozásának javasolt lehetőségeinek áttekintése az egyes fajok vonatkozásában ... 187
10.2. Özöngyomok elterjedésének monitorozása a teljes projektterületen ... 192
10.3. Inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen- (vízi puhatestű, rák) és halfajok állományainak monitorozási terve ... 192
10.3.1. Mintavételi módszertan, gyűjtött adatok, mért változók ... 192
10.3.2. Az amuri kagyló (Sinanodonta woodiana) monitorozása ... 195
10.3.3. A cifrarák (Orconectes limosus) monitorozása ... 198
10.3.4. A jelzőrák (Pacifastacus leniusculus) monitorozása ... 200
10.3.5. A tömzsi hólyagcsiga (Physella acuta) monitorozása ... 203
10.3.6. Az új-zélandi iszapcsiga (Potamopyrgus antipodarum) monitorozása ... 205
10.3.7. A kosárkagylók (Corbicula spp.) monitorozása ... 208
10.3.8. A Barbronia weberi monitorozása ... 211
10.3.9. A naphal (Lepomis gibbosus) monitorozása ... 213
10.3.10. Az amurgéb (Perccottus glenii) monitorozása ... 216
10.3.11. A kínai razbóra (Pseudorasbora parva) monitorozása ... 218
10.3.12. Az ezüstkárász (Carassius gibellio) monitorozása ... 220
10.3.13. A törpeharcsa fajok (Ameiurus spp.) monitorozása ... 222
11. Idézett irodalom ... 224

2. Bevezetés, célkitűzés

Az idegenhonos fajok terjedése korunk egyik legjelentősebb természetvédelmi kihívása. Az idegenhonos, és sok esetben inváziósan terjedő fajok ellen történő védekezés meghatározó eleme, hogy megfelelő mennyiségű és minőségű információ álljon rendelkezésre az elterjedésükről, állományaik méretéről. A WeCon projektben végzett átfogó felméréseknek köszönhetően az eddiginél jóval pontosabb képet kaptunk az özönfajok projektterületen tapasztalható elterjedéséről, illetve a közösségi jelentőségű élőhelyek- és fajok veszélyeztetettségéről. Ebben meghatározó része volt a WeCon projekt első két évében végrehajtott terepi adatgyűjtésnek, adatfeldolgozásnak és értékelésnek, melyek az alábbi részfeladatok keretében történtek meg.

- Közösségi jelentőségű élőhelyek elterjedésének élőhelytérképe és térinformatikai adatbázisa (T1.1.1);
- Közösségi jelentőségű fajok elterjedésének és állományviszonyainak térinformatikai adatbázisa (T1.1.2);
- Inváziós növény- és állatfajok elterjedésének és állományviszonyainak térinformatikai adatbázisa (T1.1.3).

Az adatgyűjtés eredményei megalapozták azokat a szakmai dokumentációkat, melyeket a projekt utolsó évében készülnek. A fentebb említett résztevékenységek közül is kiemelendő a T1.1.3. feladat. Ennek keretében a projektterület nyugat-magyarországi részére vonatkozóan térinformatikai adatbázist alakítottunk ki az inváziós növény- és állatfajok (vízi puhatestűek, rákok és halak) pontos elterjedéséről és állományainak méretéről. Az adatgyűjtés mintegy 14 özönnövény, 6 vízi gerinctelen (elsősorban vízi puhatestű és rák) és 5 halfaj állományára terjedt ki.

A gyűjtött adatokra alapozva az alábbi szakmai dokumentációk készülnek el.

- Nyugat-Pannon vízfolyások és vízgyűjtőjük természetvédelmi értékkataszterének kialakítása (T1.2.1)
- Intézkedési terv készítése az özönfajok visszaszorítására, korai észlelésére és monitorozására (T1.2.4)
- A Nyugat-Pannon vízfolyások árvízi kezelésének konfliktustérképe, alternatív árvízvédelmi megoldások kidolgozása (T2.3)
- A határon átnyúló ökológiai folyosók közös kezelési stratégiájának kidolgozása (T1.3.1).

Ebben a jelentésben (T1.2.4) az özönfajok visszaszorítására, korai észlelésére és monitorozására vonatkozó javaslatainkat mutatjuk be. Jelen kutatás szorosan kapcsolódik az alábbi, természetvédelmi kutatási kérdésekhez (MIHÓK et al. 2014):

> Milyen új, védelmi célokhoz illeszkedő és a különböző helyzetekre adaptált védekezési módszerek dolgozhatók ki az inváziós fásszárúak (bálványfa, kései meggy, zöld juhar, amerikai kőris, gyalogakác, fehér akác, nyugati ostorfa) visszaszorítására?
>
> Mi jellemzi a vízi inváziós állatfajok (halfajok, puhatestűek, rákok) hazai terjedését, valamint milyen védekezési lehetőségek és akciótervek javasolhatók visszaszorításukra?
>
> Milyen gyakorlati tesztelésen alapuló, megelőző és alternatív védekezési módszerek (pl. izoláció, puffer zóna, fajtanemesítés, immunizálás) javasolhatók az inváziós fajok ellen?

Az inváziós fajokra vonatkozó terv és a benne foglalt intézkedési javaslatok segítik a Nyugat-Pannon régióban, a természetvédelmi szervek idegenhonos fajok állományának csökkentésére irányuló intézkedéseit. Ennek érdekében a munka egyik legfontosabb célkitűzése, az inváziósan terjedő fajok jelenlegi elterjedésének, helyzetének elemzése, illetve erre épülve olyan intézkedési terv kidolgozása, amely alapján a területek természetvédelmi kezelői hatékonyan fel tudnak lépni az inváziósan terjedő

fajok állományainak szabályozása érdekében. Ennek részeként értékeljük a projekt keretében vizsgált fajokra vonatkozó és rendelkezésre álló vizsgálati eredményeket.

Bemutatjuk az érintett fajok térbeli eloszlásának mintázatát (jelenleg ismert elterjedés), majd ez alapján fertőzési gócpontokat határolunk le. Eredményinket térképen is megjelenítjük minden faj esetében. A leginkább fertőzött gócpontok lehatárolását követően, az állományok terjedési iránya és annak sebessége alapján (GAP analízis, korábbi ismeretek), véleményezzük a jövőben várható terjedési tendenciákat, az terjedést segítő tényezőket, valamint meghatároztuk a terjedési vektorokat.

Részletesen bemutatjuk az egyes fajok visszaszorítására tett eddigi kísérleteket, az inváziósan terjedő özönfajok további terjedését gátló és visszaszorítását segítő intézkedéseket, illetve konkrét kezelési javaslatok fogalmazunk meg. A projektben felmért összes inváziós faj esetében szakirodalmi információk alapján, valamint korábbi tapasztalatok figyelembevételével javaslatot teszünk állományszabályozási módozatokra, melyet fajspecifikusan határoztuk meg. A kezelés célja lehet a gyors kiirtás (pl. *Amorpha fruticosa, Ailanthus altissima* és *Prunus serotina, Perccottus glenii*), az állomány további növekedésének vagy terjedésének megakadályozása (*Pacifastacus leniusculus*), vagy hosszabb távú kezeléssel történő gyérítés (*Carassius gibelio, Ameiurus* fajok). Az akác (*Robinia pseudo-acacia*) esetén a védekezés lehetőségei például szorosan kötődnek az erdészeti ágazathoz. Az erdészeti ágazatnak az üzemterveken keresztül hosszabb kifutási időre van szüksége egy-egy területen a fafajváltás megvalósítására. Szintén hosszabb időt vesz igénybe az I. csoportba (*szorosan vízfolyásokhoz kötődő özöngyomok*) tartozó és a III. csoportba (*általánosan elterjedt, gyakori özöngyomok*) tartozó inváziós növényfajok esetében a terjedés lassítása, illetve a meglévő állományok gyérítése. Ezek a fajok általában már elterjedtek a vízfolyások mentén (*Impatiens glandulifera, Echinocystis lobata, Acer negundo, Reynoutria bohemica*), illetve egyes fajok (*Solidago gigantea, Robinia pseudo-acacia*) más jellegű, szárazabb élőhelyeken is. Előfordulásukat, gyakoriságukat sok esetben vélhetően már nem a propagulumforrás távolsága szabályozza, hanem a területkezelés módja és annak rendszeressége. Ezért ezeknél a fajoknál a gyors kiirtás véleményünk szerint nem reális célkitűzés. Ezeknél a fajoknál más utat javaslunk a fajok elleni védekezésre. A javasolt kezelés kiválasztásánál figyelembe vettük az érintett terület jellegét és érzékenységét. Az elvégzendő kezelések között prioritási sorrendet felállítottuk fel. Ez részben az inváziós faj általi veszélyeztetettség mértéke, részben a szerint történt, hogy a beavatkozások mennyire járulhatnak hozzá a közösségi jelentőségű élőhelyek és fajok természetvédelmi helyzetének javításához.

Az özönfajok elterjedésének, állományméretének és terjedési potenciáljának ismeretében – ahol elegendő információ állt rendelkezésünkre - elemeztük annak kockázatát is, hogy azok a közösségi jelentőségű élőhelyek és fajok természetvédelmi helyzetét mennyire ronthatják a jövőben.

Ezen túlmenően az érintett fajok állományváltozását, elterjedését nyomon követő monitorozó tervre teszünk javaslatot fajonként, illetve – özönnövények esetében - típusonkénti csoportosításban. Az inváziós fajok által potenciálisan veszélyeztetett területeken ugyanis fontos, hogy a terjedési útvonalak mentén folyamatosan figyeljük az egyedek megjelenését. A monitorozással megvalósítható korai észlelés, ugyanis a terjedés megállításában kulcsfontosságú lehet, de fontos szerepe van a monitorozásnak a már ismert állomány méretének nyomon követésében, illetve a kezelés hatékonyságának megállapításában is. A monitorzási terv, azon fajok esetében, ahol ez lehetséges, költségbecslést is tartalmaz, s 1-5 éves időtávban alkalmas a folyamatok nyomonkövetésére.

Mindezek figyelembevételével a jelentés utolsó részében található monitorozó terv részletesen bemutatja:

- terjedési útvonalak figyelembevételével a fajonként/csoportba sorolt fajok esetében, a korai észleléshez kötődő felmérés módszereket, helyszíneket,
- fajonként/csoportba sorolt fajok esetében, a már ismert állományok változásának nyomonkövetésére alkalmas felmérési módszereket, helyszíneket,
- fajonként/csoportba sorolt fajok esetében, a beavatkozások hatékonyságának ellenőrzésére alkalmas felmérési módszereket, helyszíneket.

3. Összefoglalás

A jelentésben az özönfajok visszaszorítására, korai észlelésére és monitorozására vonatkozó javaslatainkat mutatjuk be. A terv és a benne foglalt intézkedési javaslatok segítik a projektterület nyugat-magyarországi részén, a természetvédelmi szervek idegenhonos fajok állományának csökkentésére irányuló intézkedéseit. A tervezet alapja, a vizsgált inváziósan terjedő fajok jelenlegi elterjedésének, természetvédelmi helyzetének elemzése volt. Erre épülve az érintett fajok térbeli eloszlásának mintázata alapján fertőzési gócpontokat határoltunk le. A leginkább fertőzött gócpontok lehatárolását követően, az egyes fajok visszaszorítására tett eddigi kísérleteket (szakirodalmi, tapasztalati) mutatjuk be, majd az inváziósan terjedő özönfajok további terjedését gátló és visszaszorítását segítő intézkedéseket részletezzük, illetve konkrét kezelési javaslatok fogalmazunk meg, s beavatkozási helyszíneket határolunk le.

A jelentés utolsó részében az érintett fajok állományváltozását, elterjedését nyomon követő monitorozó tervre teszünk javaslatot fajonként, illetve – özönnövények esetében – típusonkénti csoportosításban. A monitorozó terv kiterjed a fajok állományainak korai észlelésre, a már ismert állomány méretének nyomon követésére, illetve a javasolt kezelések hatékonyságának megítélésre. A vízi makroszkópikus gerinctelen- és halfajok esetében minden egyes vizsgált faj monitorozására javaslatot teszünk, attól függetlenül, hogy jelenlegi ismereteink szerint látunk-e reális esélyt állományaik visszaszorítására vagy sem. Ezen fajok állományaik nyomon követésével fontos információkat kaphatunk azok terjedési mechanizmusáról, mennyiségi változásáról és vízi ökoszisztémára kifejtett hatásáról, és egy esetleges új, hatékony védekezési módszer kidolgozásakor késlekedés nélkül (előkészítés adatgyűjtési igénye).

A felmérések keretében vizsgált **14 inváziós növényfaj felmérését** három alfeladatban végeztük el:

1. özöngyomok elterjedésének térképezése a teljes projektterületen,
2. gyakori özöngyomok felmérése,
3. ritka özöngyomok felmérése.

A három alfeladat teljesítése három különböző módszerrel történt. Ezek részletes leírását lásd a megfelelő fejezetben (5.5.3).

Az ***első alfeladat keretében*** mind a 14 fajra elvégeztük az elterjedés bemutatását a teljes projektterületre fektetett, 10×10 km-es ETRS grid (összesen 58 négyzet) kivágatában, amelyhez korábban keletkezett adatokat használtunk fel.
Megállapítottuk, hogy a 14 faj közül mindnek van adata legalább egy ETRS négyzetből. Igen gyakori fajok a fehér akác (47 négyzet), az egynyári seprence (49 négyzet) és a magas aranyvessző (48 négyzet). Gyakori a hibrid japánkeserűfű (41 négyzet) és a zöld juhar (39 négyzet). Ritka fajok az ártéri japánkeserűfű (2 négyzet), a kaukázusi medvetalp (1 négyzet), a keskenylevelű ezüstfa (11 négyzet) és a kanadai aranyvessző (9 négyzet), ezeknek új adata a felmérések során nem keletkezett. Ez utóbbi négy fajnak új adata tehát sem a második alfeladathoz sem a harmadik alfeladathoz kapcsolódóan nem keletkezett. A terepi felmérések során tehát ezeket a fajokat nem találtuk meg. A korábbi, az ETRS grid (58 db 10×10 km-es négyzet) típusú adatok pontos lokalizációja emiatt nem ismert.
A ***második alfeladatban*** 6 kiválasztott özöngyom (fehér akác, kanadai aranyvessző, magas aranyvessző, bíbor nebáncsvirág, süntök, keskenylevelű ezüstfa) jelenlétére, borítására és az előfordulás mintázatára gyűjtöttünk adatokat 100 km^2-nyi területen. A felmérések 3222 poligont eredményeztek, amelyek közül 1842 poligon (57,2%) volt fertőzött valamely, a vizsgálatban részt vevő özöngyommal.
A ***harmadik alfeladatban*** 7 kiválasztott özöngyom (hibrid japánkeserűfű, ártéri japánkeserűfű, kaukázusi medvetalp, bálványfa, kései meggy, zöld juhar, gyalogakác) adatait gyűjtöttük az előző

feladatban is felmért 100 km^2-es területen, továbbá a határt átlépő vízfolyások (Lapincs, Rába, Strém, Gyöngyös, Pinka, Répce) mentén kijelölt, mintegy 100 ha területen. Az alfeladatban 449 poligon-adat keletkezett, a felvett özöngyom-fajok mennyiségével (abszolút egyedszám, abszolút hajtásszám vagy egységnyi területre vonatkoztatott hajtásszám).

Fenti adathalmaz szolgáltatta az alapot a további célkitűzések megvalósításához. Ennek keretében fajonként ismertettük az elterjedést a projektterületen és ismertettük a mennyiségi viszonyok és az elterjedési mintázat alapvető jellegzetességeit (szintén a projektterületen). Fajonként bemutattuk a visszaszorításra tett eddigi kísérleteket és konkrét, a faj visszaszorítását célzó esettanulmányokat is bemutattunk kivonatosan az egyes fajok esetében (elsősorban hazai példák). Ezen túlmenően röviden kitértünk a fajok általános bemutatására, amely magában foglalja az alapvető morfológiai jellemzést, a hazai előfordulások rövid összefoglalóját és természetesen a világméretű elterjedést is.

Ezután kezdtük meg a projektterületre vonatkozóan, **a fajok visszaszorítását célzó intézkedési terv** kidolgozását és az inváziós fajok állományváltozásának nyomonkövetésére **javasolt monitorozó hálózat** leírását. A javasolt intézkedési terv kezdő lépéseként tisztáztuk azokat a fő szempontokat, amelyeket hangsúlyosan vettünk figyelembe a terv készítése során [pl. a terv időbeli ütemezése, forráshatékonyság, a monitoringjavaslattal való összehangolás lehetősége, az aktív beavatkozást követően a fenntartás lehetőségei, ütemezés (sürgősség) stb.]. Az intézkedési terv és a javasolt monitorozó hálózat fajonként is tartalmaz javaslatokat, de ezen túlmenően a szóban forgó fajokat 3 csoportra osztottuk. Véleményünk szerint jelentősen eltérő stratégia szükséges az egyes fajok esetében azok visszaszorítására, korai észlelésére és monitorozására vonatkozóan is. Ugyanakkor ezeket a célokat (visszaszorítás, korai észlelés, monitorozás) szem előtt tartva a fajok jól és egységesen kezelhető csoportokra oszthatók, ami nagyban könnyíti a célok megvalósítását kezdve a kezelési és monitorozási tervek elkészítésétől egészen a visszaszorítás gyakorlati megvalósításáig.

A három csoport:

I. csoportba tartozó (vízfolyásokhoz szorosan kötődő) özöngyomok
II. csoportba tartozó (sporadikus vagy ritka) özöngyomok
III. csoportba tartozó (gyakori, de nem vízfolyásokhoz kötődő) özöngyomok

Az **I. csoport**ba tartozó fajok (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok): *Impatiens glandulifera, Echinocystis lobata, Acer negundo, Fallopia × bohemica*. Az említett négy faj a vízfolyások mentén gyakori. Jellemző a fajok együttes előfordulása is. A csoportba tartozó négy faj mellett a *Solidago gigantea* és a *Robinia pseudo-acacia* fajok ugyanolyan gyakori (sokszor tömeges) fajok a medrekben, mint az említett négy faj. Emiatt a javasolt kezelések során valójában 6 faj visszaszorítását kell megoldani. Ez a 6 faj sok esetben erősen mozaikosan és kis térléptékben jelenik meg. Emiatt a kezelések tervezésénél és megvalósításánál számos máshol bevált módszer (pl. erőgéppel végzett beavatkozások) használhatatlan. Tovább nehezíti a védekezést, hogy maga a meder (és holtmedrek), mint geomorfológiai forma nehéz terepnek számít géppel történő munkavégzés esetén. Előbbiek és jelen összefoglalóban ki nem fejtett nehézségek miatt javasoljuk, hogy csak bizonyos területegységeken (részterületeken) történjen meg a részletes cselekvési terv kidolgozása és megvalósítása (az inváziós növényfajok eltávolítása). Javasoljuk, hogy mindez a helyi gazdálkodók bevonásával történjen. Közülük is lehetőleg a jelenleg (a terepi vizsgálatok idején tapasztaltakat alapul véve) legeltetést is folytató gazdálkodókkal történő közös projektet javaslunk. A magyarországi ártéri területeken történő eddigi bőséges tapasztalatok alapján állítható, hogy a célterületek szabályozott és kontrolált legeltetése óriási előnyt biztosít. A legeltetés, mint természetvédelmi kezelés véleményünk szerint nagyban hozzájárulhat a szóban forgó fajok állományainak csökkentéséhez és az elért kedvező állapotok fenntartásához. A vizsgált területen 40 olyan élőhelyfoltot találtunk, amelynél legeltetéssel történő hasznosítást tapasztalt a térképező a 2018-2019-es térképezés során. A meglévő információkat alapul véve hozzávetőlegesen 5–10 olyan helyszín jöhet szóba, ahol legeltetésre alapozott cselekvési terv kidolgozása szóba jöhet. A potenciális helyszínek a Répce Bő és Dénesfa közötti szakaszán és a Sorok Sorokpolány és Zsennye

közötti szakaszán csoportosulnak (bár máshol is lehetnek még alkalmas helyszínek). Az érintett vízfolyás medre (jobb vagy bal partja) és a csatlakozó szegélyélőhelyek is a projektterület részei lennének. Tehát éppen azok a területek, amelyek az inváziós fajok terjedésében kiemelt szerepet játszanak, illetve, ahol az inváziós fajok a legnagyobb fajszámmal és jellemzően a legnagyobb tömegességgel fordulnak elő. Ezek az élőhelyek nagyrészt jellegtelen és alacsony természetességű élőhelyek. A jelenleg is legeltetett természetközeli gyepeken a legelőnyomás nem növekedne, illetve a jó állapotú kaszálók legeltetése sem tervezett! Kiemeljük továbbá, hogy az általunk itt javasolt módszer valójában egy komplex, fajonként és területenként eltérő és célirányos tevékenységsor, amelynek a legeltetés csak az egyik eleme. Szerepe elsősorban a kémiai és mechanikai módszerek alkalmazása után a kedvező állapotok fenntartásában lenne. A módszer alkalmazása talán újszerűen hat a szóban forgó kisebb vízfolyások mentén, de véleményünk szerint a siker kulcsa lehet az inváziós fajok visszaszorítása terén a 6 faj esetében a projektbe bevont területeken (később máshol is a vízfolyások mentén).

Egy, az inváziós fajok visszaszorítására vonatkozó legeltetésre alapozott javaslatot részletesen is bemutatunk.

Továbbá a csoportba tartozó fajok elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

A **II. csoport**ba tartozó fajok esetén (ritkának minősülő fajok) célkitűzésként merülhet föl egy-egy faj ismert állományának gyors (maximálisan 6 év – első térképezési ciklusban történő) és teljes visszaszorítása (kiirtás) a felmért területről. A WeCon projekthez kapcsolódó terepi adatgyűjtések során a keskenylevelű ezüstfát (*Elaeagnus angustifolia*), az ártéri japánkeserűfüvet (*Fallopia japonica*), a kaukázusi medvetalpat (*Heracleum mantegazzianum*) és a kanadai aranyvesszőt (*Solidago canadensis*) nem találtuk a vizsgált területen. Ezeknek a fajoknak a jelenlétéről Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások alapján van információnk. Ezek az adatok nem teszik lehetővé a konkrét állományok topográfiai lokalizációját, másrészt ezek az előfordulások (legalábbis jelentős részben) nem a térképezett 100 négyzetkilométeres területen vannak.

Ugyanakkor az előbb említett fajok és az *Elaeagnus angustifolia*, a *Fallopia japonica* (praktikusan a másik *Fallopia* fajtól való elválasztás ebben az esetben nem kiemelten fontos) és a *Heracleum mantegazzianum* fajok visszaszorítása a **közösségi jellegű monitorozással és az özöngyomok elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek kiaknázásával** részben megoldható lenne. Ezeknél a fajoknál minden feltétel adott, hogy a projektterületen a további terjedésük gátolva legyen az említett módszerrel.
A II. csoportba tartozó fajok közül a *Prunus serotina* az *Amorpha fruticosa* és a *Ailanthus altissima* fajok előfordulásairól pontos adatokkal rendelkezünk a térképezett területről. Javaslatunk lényege ezeknek a fajoknak a teljes mértékű eltávolítása a térképezett területről (1-es vagy 2-es sürgősséggel).

Továbbá a csoportba tartozó fajok elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

A **III. csoport**ba tartozó két, általánosan elterjedt és gyakori faj, a *Robinia pseudo-acacia* és a *Solidago gigantea* esetében a fajok jelentős mértékű visszaszorítását a tervezés során figyelembe vett 2 db, 3 éves periódusban (6 év) nem javasoljuk célkitűzésnek. A *Robinia pseudo-acacia* esetén az erdészeti ágazatnak az üzemterveken keresztül ennél az időszaknál jelentősen hosszabb kifutási időre van szüksége egy-egy területen a fafajváltás megvalósítására. A *Solidago gigantea* esetében pedig a védekezés lehetőségei jelentős részben szintén az erdészeti ágazathoz kötődnek, hiszen az előfordulások jelentős része erdőkhöz kapcsolódik. Ezeknél a fajoknál az erdőben (lásd. Erdőtörvény) lévő állományok okozta problémákkal a Natura2000 területek kezelési tervei iránymutatást adnak (főleg a *Robinia pseudo-acacia* esetében). Itt, az erre vonatkozó önkéntesen vállalható kezelési javaslatokat és a kötelezően betartandó előírásokat a körzeti erdőtervezés során legalább részben figyelembe kell venni, illetve érvényesíteni kell.

A *Solidago gigantea* esetében a nagy kiterjedésű, nyílt élőhelyfoltokat érintő előfordulások véleményünk szerint elsősorban a rét- és legelőgazdálkodás háttérbe szorulásával függ össze, így ebben a tekintetben az esetleges kedvező változások is ennek az ágazatnak a talpra állásától várhatók. Ezeken a területeken a jelenleg érvényben lévő Natura 2000 fenntartási tervek a kötelező előírások mellett minden esetben tartalmaznak olyan, a gazdálkodáshoz kapcsolódó, önkéntesen vállalható előírás-javaslatokat, amelyek az özöngyomok visszaszorítását, illetve terjedésük ütemének csökkentését célozzák. Az élőhelytérképezés során lehatárolt 3222 lehatárolt élőhelyfoltból 271 olyan nyílt, természetes és/vagy természetközeli gyepvegetációval borított területet találtunk, amely területeken a természeti értékek (első közelítésben élőhelyek) megőrzése érdekében prioritást javaslunk a faj visszaszorításával kapcsolatban. Ebből 44 folt esetében a *Solidago gigantea* tömegessége jelentős mértékű (5–55% közötti), ami alatt azt értjük, hogy az élőhely természetességének csökkenése jelentős és aktuális veszély (1–3 éves távlatban is), illetve várható az élőhely átalakulása is valamely jellegtelen élőhely-típusba. Javasoljuk, hogy a természeti értékek tekintetében kiemelt nyílt (gyepes) élőhelyek közül ez a 44 élőhelyfolt legyen az intézkedési terv első körben érintett területe a faj vonatkozásában (1-es sürgősség).

Továbbá az I. csoportba tartozó fajok (szorosan a vízfolyáshoz kötődő özöngyomok) esetén javasolt védekezési lehetőségek a *Solidago gigantea* és a *Robinia pseudo-acacia* fajokat is érintik a vízfolyások mentén.

Továbbá a csoportba tartozó fajok elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

A projekt során vizsgálatra kijelölt ***inváziós vízi makrogerinctelen fajok*** elterjedési és mennyiségi viszonyainak feltárásához, felhasználtuk a GAP analízis adatállományát, amely a WeCon projektet megelőző irodalmi és egyéb felmérésből származó adatokat tartalmazza (időben 1993-ig nyúlik vissza). A felhasznált előfordulási adatok, a projektterület nyugat-magyarországi részén található vízfolyásokhoz és vizes élőhelyhez köthetők, a makroszkópikus vízi gerincteleneknek 8.110 adatát tartalmazzák, melyből közel 150 adat inváziós faj előfordulására vonatkozik. A legtöbb mintavételi szelvény a Rábán, a Répcén, a Kardos-éren, a Pinkán és az Ikván található. A WeCon projekt adatgyűjtése során megközelítőleg 7.200 biotikai adat gyűlt össze, melyek közül több mint 200 vonatkozik inváziós faj állományainak előfordulására. A projektterületen a leggyakoribb inváziós makrogerinctelen fajok az alábbiak voltak: az új-zélandi iszapcsiga (*Potamopyrgus antipodarum*) és a kosárkagylók (*Corbicula spp*.).

A vízi makroszkopikus gerinctelenek vizsgálatára kétféle módszert alkalmaztunk. A makrogerinctelen fauna minőségi viszonyainak feltárását faunisztikai egyeléses gyűjtéssel végeztük, míg a fajok populációinak mennyiségi vizsgálatára a 2006-ban kidolgozott NBmR protokollt alkalmaztuk („kick and sweep" technikán alapuló multihabitat típusú módosított AQEM protokoll).

Az alábbi idegenhonos, inváziós makrogerinctelen fajokat tárgyaltuk a projekt során: amuri kagyló (*Synanodonta woodiana*), cifrarák (*Orconectes limosus*), jelzőrák (*Pacifastacus leniusculus*), tömzsi hólyagcsiga (*Physella acuta*), új-zélandi iszapcsiga (*Potamopyrgus antipodarum*), kosárkagyló fajok (*Corbicula* spp.), valamint hazánkban újonnan kimutatott *Barbronia weberi*.

Az amúri kagyló (*Synanodonta woodiana*) 1984-es megjelenése óta, rohamos terjedést mutat. A Tiszántúlon terjedt szét elsőként csupán néhány év alatt és innen jutott el az ország legkülönbözőbb részeibe. Mára már a Duna és a Tisza vízgyűjtőjén is számos előfordulási lokalitását detektáltuk. A Tisza jelentősebb mellékvízfolyásaiból, így a Sajóból, a Hernádból, a Körösökből és a Túrból is ismert előfordulása. A Tisza-tóban is jelentős méretű populációi élnek a fajnak. A Dunából, a Mosoni-Dunából, a Rábából és a Sióból is ismert előfordulása. Továbbá számos állóvízi előfordulásáról is tudomásunk van. A projektterületen a vizsgált vízterek közül 10 (Csörnöc-Herpenyő, Ikva, Kardos-ér, Keszeg-ér, Kis-Rába, Kis-Répce, Répce, Strém-patak, Rába, Tardosa-csatorna) ad otthont a faj populációinak. A legfertőzöttebb vízfolyásszakaszoknak azonban a Kis-Répce kapuvári, a Csörnöc-Herpenyő sárvári és alsóújlaki, illetve a Rába Kenyeri és Csönge közötti szakasza tekinthető. A faj által preferált élőhelytípusok rendkívül széles skálán mozognak, amely lehetővé teszi, hogy minél nagyobb területeket népesítsen be. Veszélyt jelent őshonos

kagylófajainkra, mivel kiszoríthatja azokat élőhelyükről. A faj állományainak visszaszorítására, terjedésük megakadályozására eddig nem született megfelelő módszer, mivel ezek mindegyike óriási idő, energia- és költségráfordítást jelent, a hatékonyság azonban ehhez képest elenyésző.

Habár az országos fertőzöttséghez képest a terület érintettsége az átlag alatti, a faj állományainak monitorozása fontos feladat annak érdekében, hogy adott víztest állapotát nyomon tudjuk követni és az esetleges tömeges elszaporodást alkalomszerű beavatkozásokkal mérsékelni tudjuk. Elsősorban azonban faj további terjedésének nyomon követése lehet a cél, míg a Rába nicki duzzasztó feletti szakaszán, az állomány változásának nyomon követését kell elsődlegessé tenni.

A cifrarák (*Orconectes limosus*) első, 1985-ös előfordulása óta, Magyarországon igen széles elterjedésű fajjá vált. Egyre több mintavételi lokalitásból kerülnek elő példányai a Dunából és annak mellékfolyóiból (pl. Ipoly, Sió, Sárvíz) és mellékágaiból (Ráckevei-Duna, Apostagi-mellékág, Dömösdi-Holt-Duna), valamint a Tiszából (főleg Tiszafüred alatt) és vízrendszerének vízfolyásaiból (Körösök, Hortobágy-Berettyó, Zagyva). Kiemelkedően jelentős állományai a Kiskunsági-főcsatornában, a Nádor-csatornában, a Nagykunsági-főcsatornában, a Tisza-tóban és a Külső-Bédában telepedtek meg.

Elterjedési területéből is látszik, hogy rendkívül sikeres invádor, amelyet több tényező együttesen alakított ki (pl.: magas reprodukciós ráta, széles ökológiai valencia). Hazai vizeinkben való megjelenése igen jelentős, mivel bizonyítottan negatív hatással bír a vízi ökoszisztémát alkotó élőlények legtöbbjére, valamint az őshonos rákfajainkra kifejezetten veszélyes rákpestis terjesztésében is fontos szerepet játszik.

A projekt kezdete előtti időszak adatai és a projekt során gyűjtött adatok sem bizonyítják a faj állományának előfordulását az érintett területen, azonban vannak olyan vízfolyásszakaszok (pl.: Rába alsó szakasza), ahol a faj megtalálhatja a számára megfelelő környezeti feltételeket, így jövőbeli megtelepedését nem lehet kizárni. Ebből kifolyólag a vízfolyás alsó szakaszának öt évente történő szkennelő jellegű vizsgálata mindenképpen javasolt. Így a monitorozás célja alapvetően a terjedés útvonal mentén történő vizsgálatok kivitelezése.

A jelzőrák (*Pacifastastacus lenisuculus*), a projektterületen megtalálható inváziós fajok közül az egyik legnagyobb veszélyforrást jelenti. Magyarországi elterjedése egyelőre a nyugati peremvidékre korlátozód: Pinka teljes hazai szakasza, Rába felső szakasza, Lapincs, Gyöngyös, Arany-patak, Répce országhatárhoz közeli szakasza. A projektterületen kívül a Lajtából, a Murából, a Drávából és a Lendvából is ismert előfordulása. Az eddigi ismereteink azt mutatják, jelentős fertőzési gócpontok találhatók a Pinkában (teljes hazai szakasz, különösen Kemestaródfa és Körmend), a Strém-patakban (Kemestaródfa), az Arany-patakban (Dozmat) és a Gyöngyösben (Kőszeg).

A faj előfordulása a projektterületen kifejezetten veszélyes, főleg a makrogerinctelen fauna szempontjából, mivel hordozza a rákpestis kórokozóját, amely más őshonos Decapoda fajainkat megfertőzheti és azok halálozását okozza. Ezen okból kifolyólag, a Hármos-patak-mellékágában (Kőszeg) észlelt előfordulás különös figyelmet érdemel, hiszen a faj állományainak megjelenése a kövi rák (*Austropotamobius torrentium*) Kőszegi-hegységben található utolsó élőhelyeit veszélyezteti. Továbbá fontos probléma lehet, a faj makrogerinctelen közösségre gyakorolt negatív hatásának érvényesülése a fajgazdagság és a makrogerinctelen taxoncsoportok egyedsűrűség csökkenésében. Azonban szakirodalmi adatok alapján a jelzőrák negatív hatással bír a kétéltű és halfaunára, illetve a vízinövényzetet alkotó fajok állományaira is. Tehát a faj terjedésének megakadályozása és populációik méretének csökkentése igen aktuális probléma. A faj állományainak megtizedelése, visszaszorítása, azonban nem lehetetlen feladat. Szakirodalmi adatok alapján, fizikai úton történő gyérítésük már több esetben is sikeres volt.

A projektterületen tehát javasoljuk a faj monitorozását, amely több célt is szolgálna, így a faj terjedésének nyomonkövetését, állományainak egyedsűrűségének vizsgálatát és a faj állomnagyságának csökkentésére irányuló intézkedések sikerességének monitorozását.

A tömzsi hólyagcsiga (*Physella acuta*) első hazai 1938-as észlelése óta az ország folyó- és állóvizeiben széles körűen elterjedt faj. Legnagyobb egyedsűrűségű állományai a Bodrogban, a

Dömsödi-Holt-Dunában, a Keleti-főcsatornában, a Kiskunsági-főcsatornában, a Köselyben, a Sárvíz-malomcsatornában, a Nádor-csatornában, a Ráckevei-Dunában és a Tiszában találhatóak. A projektterületről az alábbi víztestekből (26) bizonyítottuk a faj jelenlétét: Boldogasszony-patak, Bolygó-patak, Bozsoki-patak, Brennbergi-tározó, Csörgető-patak, Csörnöc-Herpenyő, Doroszlói-patak, Hársas-patak, Ikva, Hársas-tó, Kardos-ér, Kavicsbánya-tó I., Kavicsbánya-tó II, Kis-Rába, Liget-patak, Perint, Pinka, Rába, Répce, rumi holtmeder, Sorok, Strém-patak, Szalamandra-tó, Szerdahelyi-patak, Tamás-árok, Tardosa-csatorna. Felmérési eredményeink alapján, a legfertőzöttebb vízfolyásszakaszok az Ikvában (Fertőd, Nagycenk), a Perintben (Balogunyom) és a Kardos-érben (Agyagosszegény) vannak.

A hazai és külföldi irodalmak alapján, jelenlétének negatív ökológiai hatása nem ismert, így a faj visszaszorítása érdekében tett intézkedésekről, terjedésének megakadályozásának érdekében tett intézkedésekről nincs információnk, illetve az állományaik visszaszorításakor esetlegesen felhasználható módszerek tárháza is véges, illetve igazán hatékony, a vízi ökoszisztémát alkotó egyéb élőlények szempontjából hatástalan gátlószerekről sincs tudomásunk.

Terjedése szinte alig, vagy egyáltalán nem akadályozható, így reális cél az állományok méretének nyomon követése lehet. Mivel a vízi életközösségekre gyakorolt hatásáról, s az állományszabályozás lehetséges módozatairól keveset tudunk, legfontosabb célként a monitorozást jelölhetjük meg, annak érdekében, hogy hatásáról a jövőben képet alkothassunk.

Az új-zélandi iszapcsiga (*Potamopyrgus antipodarum*) 1977-es megjelenése óta országszerte elterjedt és a Dunántúl és az Északi-középhegység folyóvizeinek jelentős részét és a nagyobb, nyíltabb állóvizek egy részét (pl. Balaton) is meghódította. Jelenlegi ismereteink szerint a Sárvízben, a Séd-sárvízi-malomcsatornában, a Tarnóca-patakban, az Arany-patakban, a Répcében és a Balatonban is igen kiterjedt állományai élnek a fajnak. A projektterületen 18 víztérből mutattuk ki a fajt: Ablánc-patak, Arany-patak, Boldogasszony-patak, Bozsoki-patak, Csörnöc-Herpenyő, Gyöngyös-patak, Ikva, Kardos-ér, Kozár-Borzó, Liget-patak, Perint, Pinka, Rába, Rák-patak, Répce, Sorok, Strém, Szünösei-patak. Az Ikván (Agyagosszergény, Fertőendréd, Ebergőc, Nagylóc, Pereszteg), a Répcén (Chernelházadamonya, Répceszentgyörgy, Bük) az Arany-patakon (Dozmat, Szombathely) és a Perinten (Balogunyom) olyan magas egyedsűrűségű állományai élnek a fajnak, hogy a vízi ökoszisztémára kifejtett negatív hatása már feltételezhető (jelentős biomassza növekedés).

Szakirodalmi információk alapján, a faj visszaszorítását több módon is meg lehet próbálni, de ezek mindegyike drasztikus megoldás és leginkább kisebb, zárt rendszerekben működhet. A kémiai és biológiai védekezés módjai pedig jó eséllyel, más vízi szervezetekre is negatív hatást gyakorolnának.

A faj terjedését szinte lehetetlen megakadályozni, így a terjedési útvonalak monitorozásának – minthogy nem, csak alvíz- és felvízi irányba terjed, hanem akár madarak tápcsatornájában is képes túlélni - sincs kifejezett jelentősége. Az állományok méretének monitorozása azonban (pl. Rábán létesített duzzasztók felvize), a vízi életközösségre gyakorolt hatás pontosabb megismerése érdekében, nagy jelentőséggel bírhat. Ennek megfelelően a faj állománynagyság-változásának nyomon követése a monitorozás elsődleges célja.

A kosárkagylók (*Corbicula* sp.) fajcsoportjába tartozó fajok igen agresszívan terjeszkedő taxonoknak tekinthetőek. Első hazai, 1997-es megjelenésük óta, mára már a Duna teljes hazai szakaszát benépesítették, ahol kifejezetten magas egyedszámban megtalálhatók. A Dunával kapcsolatban lévő vízfolyásokból (pl.: Rába, Mosoni-Duna) szintén előkerültek példányai. Bizonyított előrenyomulása a Tiszán alvízi irányból, populációi a Körösökben és a nagyobb csatornákban (pl.: Nagykunsági-főcsatorna) is megtalálhatóak. A projektterületen a *Corbicula* fajok előfordulása 7 víztérből bizonyított: Csörnöc-Herpenyő, Gyöngyös-patak, Kis-Rába, Kőris-patak, Rába, Répce, Répce-árapasztó.

A kosárkagylóknak rendkívül stabil és gyorsan terjedő állományai élnek a projektterületen. A Rába (Ikervár és Meggyeskovácsi között), a Répce (Gyóró és Répcelak térsége), a Kis-Rába (Beled) és a Csörnöc-Herpenyő (torkolati szakasz) rendelkezik a legstabilabb *Corbicula* populációkkal.

A kosárkagyló fajoknak a többi hazai kagylófaj állományaira, illetve a meghódított vízterek ökológiai állapotára gyakorolt hatása kevéssé ismert, azonban külföldi kutatások alapján számos veszéllyel kell számolnunk. Tömeges megjelenése például őshonos fajokra lehet negatív hatással, de a különböző vízi létesítményeket is károsíthatják (pl. hűtőcsövek, zsilipek eltömése). Az idegenhonos kagylófajok állományainak eltávolítása szinte lehetetlen és ha lenne is rá módszer, annak kivitelezése bizonyosan rendkívül költséges és valószínűleg erősen környezetkárosító lenne. A fajpár állományainak vizsgálata azonban mindenképpen szükséges, részben azért, hogy minél pontosabb képet kapjunk a terjedési mechanizmusáról, valamint a vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatásáról. Összességében tehát a terjedés követése a monitorozás legfontosabb célja, illetve ezen túlmenően az egyedsűrűség változásának nyomon követése bírhat jelentőséggel azokban az esetekben, ahol már ismert jelentős nagyságú állománya.

A *Barbronia weberi* piócafaj első, 2018-as kimutatása óta (Duna, Perint), további populációi jelentek meg a Dunában és a Csörnöc-Herpenyőben. Legnagyobb egyedsűrűségű állományai a Dunában, Paks térségében találhatók. A *Barbronia weberi* hazai vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatása nem ismert, őshonos fajokra gyakorolt negatív hatásról egyelőre nem tudunk. A faj állományainak visszaszorítását célzó intézkedésekről eddig nincs tudomásunk. Tömeges előfordulása igen ritka, így egyelőre, nem jelölhető meg tényleges veszélyforrásként a vízi ökoszisztémák szempontjából.

Populációik vizsgálata azonban javasolható a jövőben annak érdekében, hogy pontosabb képet kapjunk a faj terjedéséről, állományaik változásáról, s a vízi ökoszisztémára gyakorolt esetleges negatív hatásáról. Ezért az állomány terjedésének követése a monitorozás legfontosabb célja, illetve ezen túlmenően az egyedsűrűség változásának monitorozása bírhat jelentőséggel azokban az esetekben, ahol már ismert előfordulása.

A ***halak*** esetében az elemzésekhez felhasználtuk a GAP analízis adatállományát, azaz a WeCon projektet megelőző irodalmi és egyéb felmérésből származó adatokat. Ezek az előfordulások a projektterület nyugat-magyarországi részén található vízfolyásokhoz és vizes élőhelyhez köthetők. A halaknak – ideértve az ingolákat is – összesen 1.242 adata állt rendelkezésünkre. A legtöbb mintavételi szelvény a Rábán, a Répcén, a Kardos-éren, a Pinkán és az Ikván található.

A WeCon projekt során 1.690 sugarasúszójú hal (*Actinopterygii*) és a 6 ingola adat gyűlt összet. Legtöbb mintavétel vízfolyásokon történt, melyek közül legnagyobb számban a VKI víztestnek minősülő vízfolyások találhatók. A WeCon projekt során az összes, gyűjtött biotikai adatnak – ebbe a makroszkópikus vízi gerinctelen adatok is beleszámítanak – 3,4%-át a különböző inváziós fajok adják, ez a korábbi 2,39%-hoz arányhoz képest számottevő növekedést jelent, amely az őshonos fajok helyzetét tekintve igen vészjóslónak bizonyul. A leggyakoribb inváziós halfaj az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) volt.

Az inváziós halak állományainak, térbeni kiterjedését és egyedsűrűségét kétféle módszerrel vizsgáltuk aszerint, hogy a parti régiót vagy a fenékrégiót mértük fel.

A parti régió mintázása a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) protokollja szerint történt, melynek első lépéseként a vizsgálandó vízteret besoroljuk valamely víztértípusba (a különböző típusokhoz eltérő mintavételi hosszok tartoznak). Ezt követően a vizsgálatra kijelölt területeket alszakaszokra osztjuk, melyeket úgy jelölünk ki, hogy azok reprezentatívak legyenek a felmérendő víztest vizsgálatra kijelölt szakaszára. A mintavételek során egyenáramú elektromos halászgép (EME = elektromos mintaételi eszköz) használtunk, elektromos szákkal (2 m-es nyél, 30 cm átmérőjű szákfej). A mintázott szakaszok hosszát GPS berendezéssel mértük a szakaszok felső, illetve alsó koordinátáinak rögzítésével.

A fenékrégió mintázásakor (mederfenék halközösségének felmérése) meghatározott hosszúságú szakaszokon végeztünk mintavételt: 50, 100, 150, 300 vagy 450 méter. A felmérésekhez elektromos halászgéphez kapcsolt fenékhálót (E-KECE) használtunk. Az halászgép megegyezett az NbmR protokollban használt mintavételi eszközzel. Az elektromos fenékháló használatával párhuzamosan fel kellett térképezni a mederfeneket, az esetleges akadók és a víz alatti, mintavételt akadályozó tárgyak felderítése céljából. Erre a célra nagy teljesítményű halradart használtunk.

A GAP analízis és a WeCon projekt során keletkezett adatok alapján a vizsgálati területen hat inváziósan terjedő halfaj van jelen. Ezek a naphal (*Lepomis gibbosus*), az amurgéb (*Perccottus glenii*), a kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*), az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), illetve a két törpeharcsa faj: a barna törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*) és a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*), melyeket a továbbiakban törpeharcsa fajokként (*Ameiurus spp*.) említünk.

A naphal projektterületen lévő állománya országos viszonylatban nem kifejezetten jelentős. 27 víztérből, illetve külterületről ismertek; ezek 15 független 10×10 km-es ETRS hálónégyzetre korlátozódnak. Az ETRS hálónégyzetek fertőzöttsége egységesen alacsony, egy kivételével. Az E482N271 jelű ETRS hálónégyzet fertőzöttsége erős. Itt egy vízből, a Vasasszonyfa közigazgatási területén található anyaggödörből került kimutatásra rendkívül nagy egyedszámban. Ezen víztér esetében javasolt az állomány gyérítése őshonos ragadozóhalak betelepítésével vagy apró szembőségű, csalogatóanyaggal ellátott varsával. A naphal projektterületről történő kiirtására reális esély nincs, azonban a legfertőzöttebb víztéren végzett állománygyérítéssel az állománynagyság csökkenhet, ezáltal a fertőzöttség mérséklődhet. A naphal állományainak monitorozására 8 mintavételi szelvény javasolt, melyek közül hétben az állománynagyságot, egyben pedig a terjedési útvonalat szükséges vizsgálni. A monitorozások egyenáramú elektromos halászgéppel történő mennyiségi mintavételek.

Az amurgéb projektterületen lévő állománya országos viszonylatban, az országos állományhoz képest elenyésző, azonban a projektterületen lévő állomány jelentősége országos viszonylatban is kiemelkedő, hiszen a területen jelen lévő lápi póc (*Umbra krameri*) legnagyobb kompetitora, és ez a versengés a fokozottan védett lápi póc eltűnésével végződik. Mindössze egy víztérből, egy 10×10 km-es ETRS hálónégyzetből mutattuk ki. A faj egyetlen példánya a Kis-Rábából került elő, s eddigi ismeretink szerint a vizsgálati területhez legközelebbi bizonyított előfordulása a Concó torkolati szelvénye. Mivel a felmérés egyetlen példány jelenlétét igazolta, így 2-3 napos, a teljes potenciálisan fertőzött területre vonatkozó felmérést kell végezni. Amennyiben újabb példány/példányok kerülnek elő, úgy a faj állományainak teljes (!) felszámolására kell törekedni. A monitorozás során kiemelten kell kezelni a faj állományának felszámolására tett erőfeszítés hatékonyságának nyomon követését, valamint a potenciális terjedési útvonal vizsgálatát, ezért a Kis-Rábán és a Keszeg-éren 5 monitoring szelvényt jelölünk ki. A monitorozás egyenáramú elektromos halászgéppel történő mennyiségi mintavétel.

A kínai razbóra országosan elterjedt halfaj, melynek projektterületen lévő állománya országos viszonylatban nem kifejezetten jelentős. A faj állományainak jelenléte 32 víztérből, illetve külterületről bizonyított; ezek 19 független 10×10 km-es ETRS hálónégyzetre terjednek ki. A legfertőzöttebb vízterek a Kis-Répce Kapuvár térségében és az Iván közigazgatási területén lévő kubikgödör. Reálisan állományaik mérete jelentősen nem csökkenthető, ezért a monitorozás elsősorban az egyedsűrűség változás nyomon követésére, valamint az állomány terjedésének vizsgálatára fókuszál. A kínai razbóra állományainak monitorozására 13 mintavételi szelvény javasolt, melyek közül hétben az állománynagyságot, hatban pedig a terjedési útvonalat szükséges vizsgálni. A monitorozások egyenáramú elektromos halászgéppel történő mennyiségi mintavételek.

Az ezüstkárász szintén országosan elterjedt, és a projektterület állományai országos léptékben nem kifejezetten számottevőek. A faj állományainak jelenléte 56 víztérből, illetve külterületről bizonyított; melyek 25 független 10×10 km-es ETRS hálónégyzetre terjednek ki. A projektterületen való általános elterjedése, illetve szinte minden ETRS hálónégyzetben való jelenléte azt mutatja, hogy ellene való védekezés csak nagyon lokálisan oldható meg. Elsősorban olyan jól elszigetelt vízterekben, melyek jól kontrolálhatóan kezelhetők. Ilyen például a Kemenessömjén közigazgatási területén lévő mocsárfolt. A monitorozó tervezet ennek megfelelően elsősorban beavatkozások hatékonyságának ellenőrzését (2 mintavételi szelvény), másodsorban a már ismert állomány egyedsűrűség változását (7 mintavételi szelvény), harmadsorban pedig a terjedésének nyomon követését (2 mintavételi szelvény) célozza. A monitorozások egyenáramú elektromos halászgéppel történő mennyiségi mintavételek.

A törpeharcsa fajok Magyarország keleti részén gyakoribbak, a projektterületen lévő állományaik országos léptékben nem számottevőek. A felmérések szerint a fajok állományainak jelenléte 4 víztérből, illetve külterületről igazolt. Ezek a területek egymástól függetlenül 4 db 10×10 km-es ETRS hálónégyzetre korlátozódnak. A projektterület leginkább fertőzött vízterei a Kőris-pataki víztározó, a Rába Ikervári duzzasztó feletti szakasza és a Körmend közigazgatási területén lévő Holt-Rába. Véleményünk szerint állományainak nagysága, hatékonyan végrehajtott varsacsapdázással csökkenthető, de fel nem számolható. Így a monitorozás elsősorban az állománygyérítéssel párhuzamosan az egyedsűrűség változásának vizsgálatára (3 mintavételi szelvény), illetve az állomány terjedésének nyomon követésére (3 mintavételi szelvény) fókuszál. A monitorozások egyenáramú elektromos halászgéppel történő mennyiségi mintavételek.

4. Zusammenfassung

Im Bericht werden Empfehlungen für das Zurückdrängen, die frühe Wahrnehmung und das Monitoring von invasiven Arten vorgestellt. Der Plan und die darin enthaltenen Empfehlungen für Maßnahmen unterstützen die Bestrebungen der Naturschutzorganisationen zur Reduzierung von Populationen gebietsfremder Arten im westungarischen Teil des Projektgebiets. Basis des Plans war die Analyse der gegenwärtigen Verbreitung von invasiven Arten und ihrer Verbindung zum Naturschutz. Darauffolgend wurden anhand des räumlichen Musters für die betroffenen Arten Infektions-Hotspots bestimmt. Nach der Abgrenzung der meist infizierten Hotspots werden bisherige Experimente zur Zurückdrängung der einzelnen Arten vorgestellt (aus der Fachliteratur und der Praxis), als nächstes werden Maßnahmen zur Hemmung der weiteren Verbreitung sowie zur Förderung des Zurückdrängens von invasiven Arten detailliert, konkrete Vorschläge zur Behandlung werden formuliert und Eingriffsflächen werden abgegrenzt.

Im letzten Teil des Berichts werden Empfehlungen zu einem Monitoringplan für die Verfolgung von Populationsänderung und Verbreitung für jede betroffene Art, bzw., im Fall von invasiven Arten in Typen gruppiert. Der Monitoringplan umfasst auch die frühe Wahrnehmung der Populationen einzelner Arten, die Verfolgung der Größe von bereits bekannten Populationen sowie die Beurteilung der Effizienz empfohlener Behandlungen. Im Fall von aquatischen Makroinvertebraten und Fischen werden für das Monitoring jeder einzelner untersuchten Art Empfehlungen formuliert, unabhängig davon, ob es laut unseres gegenwärtigen Wissens eine reale Chance für das Zurückdrängen ihrer Populationen gibt oder nicht. Mit der Verfolgung von Populationen dieser Arten können wir zu wichtigen Informationen bezüglich deren Verbreitungsmechanismen, quantitativen Veränderungen und der Wirkung auf aquatische Ökosysteme gelangen. Es ermöglicht auch die Erarbeitung einer eventuellen neuen, effektiven Verteidigungsmethode ohne Zögern (die Vorbereitung benötigt Datensammlung).

Die Erhebung von **14 invasiven Pflanzenarten**, die im Rahmen der Erhebungen untersucht wurden, wurde in drei Subaufgaben durchgeführt:

1. Kartierung der Verbreitung von invasiven Pflanzen im ganzen Projektgebiet,
2. Erhebung von häufigen invasiven Pflanzen,
3. Erhebung von seltenen invasiven Pflanzen.

Die Durchführung der drei Subaufgaben geschah mit drei verschiedenen Methoden. Die Beschreibung dieser befindet sich im entsprechenden Kapitel (5.5.3).

Im Rahmen der ersten Subaufgabe wurden für alle 14 Arten die Verbreitung mit Hilfe eines 10×10 km ETRS Gitters (insgesamt 58 Quadrate) für das ganze Projektgebiet vorgestellt, wofür früher erstellte Daten benutzt wurden.
Es wurde festgestellt, dass von den 14 Arten jede Daten aus zumindest einem Quadrat haben. Sehr häufige Arten sind die Robinie (47 Quadrate), das einjährige Berufkraut (49 Quadrate) und die Riesen-Goldrute (48 Quadrate). Häufig sind der Bastard-Flügelknöterich (41 Quadrate) und das Eschen-Ahorn (39 Quadrate). Seltene Arten sind der Japanische Staudenknöterich (2 Quadrate), der Riesen-Bärenklau (1 Quadrat), die Schmalblättrige Ölweide (11 Quadrate) und die Kanadische Goldrute (9 Quadrate), für diese Arten ergab die Erhebung keine neuen Daten. Also kamen für diese letzten vier Arten weder zur zweiten, noch zur dritten Subaufgabe keine neuen Daten zustande, diese Arten wurden bei den Erhebungen im Feld nicht vorgefunden. Deshalb ist die genaue Lokalisation der Daten auf der Basis des ETRS Gitters (58 Stk. 10×10 km Quadrate) unbekannt.
In der ***zweiten Subaufgabe*** wurden Daten bezüglich des Vorhandenseins, der Bedeckung und der Muster des Vorkommens von 6 ausgewählten invasiven Arten (Robinie, Kanadische Goldrute, Riesen-Goldrute, Drüsiges Springkraut, Stachelgurke, Schmalblättrige Ölweide) auf einer 100 km^2

großen Fläche gesammelt. Die Erhebungen ergaben 3222 Polygone, wovon 1842 Polygone (57,2%) mit irgendeiner, in dieser Untersuchung teilnehmenden invasiven Pflanze infiziert waren.
In der ***dritten Subaufgabe*** wurden Daten von 7 ausgewählten Neophyten (Bastard-Flügelknöterich, Japanischer Staudenknöterich, Riesen-Bärenklau, Götterbaum, Spätblühende Traubenkirsche, Eschen-Ahorn, Bastardindigo) für die 100 km^2 Fläche erhoben in der vorigen Aufgabe gesammelt, sowie auf weiteren rund 100 ha entlang der grenzüberschreitenden Fließgewässer (Lafnitz, Raab, Strem, Güns, Pinka, Rabnitz). Im der Subaufgabe entstanden 449 quantitative Polygon-Daten für die erhobenen Neophyten (absolute Individuenzahl, absolute Triebzahl oder auf eine Flächeneinheit bezogene Triebzahl.).

Die oben genannte Datenmenge diente als Basis für die Verwirklichung weiterer Bestrebungen. Im Rahmen deren wurden die Verbreitung im Projektgebiet sowie die grundsätzlichen Merkmale der quantitativen Verhältnisse und Verbreitungsmuster (ebenfalls im Projektgebiet) für jede Art erläutert. Je Art wurden die bisherigen Versuche zum Zurückdrängen und konkrete Fallstudien zum Zurückdrängen der jeweiligen Art auszugsweise (hauptsächlich an ungarischen Beispielen) vorgestellt. Darüber hinaus wurde kurz auf die generelle Vorstellung der Arten eingegangen, eine grundsätzliche morphologische Beschreibung, kurze Zusammenfassung über ihr Vorkommen in Ungarn und natürlich die weltweite Verbreitung mit einbegriffen.

Darauffolgend wurde mit der Erarbeitung des **Aktionsplans für das Zurückdrängen der Arten** im Projektgebiet und der Beschreibung des für die Verfolgung der Populationsänderung invasiver Arten **empfohlenen Monitoring-Netzwerks** begonnen. Als erster Schritt des empfohlenen Aktionsplans wurden diejenigen Aspekte geklärt, die betont bei der Anfertigung des Plans berücksichtigt wurden [z. B. der Terminplan des Plans, Ressourcen-Effizienz, Möglichkeit zur Koordination mit dem Monitoringvorschlag, Möglichkeiten zur Erhaltung nach dem aktiven Eingriff, Terminplan (Dringlichkeit) usw.]. Der Aktionsplan und das empfohlene Monitoringnetzwerk beinhalten auch je Art Empfehlungen, darüber hinaus wurden aber die betroffenen Arten auch in 3 Gruppen gegliedert. Unserer Meinung nach wird eine erheblich verschiedene Strategie im Fall der einzelnen Arten zu deren Zurückdrängen, frühen Wahrnehmung und Monitoring benötigt. Zugleich können die Arten, diese Ziele (Zurückdrängen, frühe Wahrnehmung, Monitoring) im Auge behaltend, leicht und in einheitlich handhabbare Gruppen aufgeteilt werden. Dies erleichtert wesentlich die Umsetzung der Ziele, von der Anfertigung der Management- und Monitoringpläne bis hin zur praktischen Umsetzung des Zurückdrängens.

Die drei Gruppen sind:
- Neophyten der Gruppe I (eng an Fließgewässern gebunden)
- Neophyten der Gruppe II (sporadisch oder selten)
- Neophyten der Gruppe III (häufig, aber nicht an Fließgewässern gebunden)

Die in **Gruppe I** gehörenden Arten (eng an Fließgewässern gebunden): *Impatiens glandulifera, Echinocystis lobata, Acer negundo, Fallopia × bohemica*. Die erwähnten vier Arten sind entlang von Fließgewässern häufig. Auch ihr gemeinsames Vorkommen ist typisch. Neben den vier Arten der Gruppe sind die Arten *Solidago gigantea* und *Robinia pseudo-acacia* ebenso häufig (oft massenhaft) in den Flussbetten, wie die vier erwähnten Arten. Deswegen sollen die empfohlenen Maßnahmen in der Wahrheit das Zurückdrängen von 6 Arten bewirken. Diese 6 Arten erscheinen in vielen Fällen sehr mosaik-artig uns auf kleinen Flächen. Deshalb sind bei der Planung und Verwirklichung der Maßnahmen viele, anderswo erfolgreich eingesetzte Methoden (z.B. Eingriffe mit der Kraftmaschine) unausführbar. Die Bekämpfung wird weiter von der Tatsache erschwert, dass der Flussbett selbst (und die Betten der Altarme) als geomorphologische Formen ein erschwertes Terrain für Maschinenarbeit darbieten. Wegen der erwähnten und in dieser Zusammenfassung nicht detaillierten Schwierigkeiten wird vorgeschlagen, nur im Fall von bestimmten Flächeneinheiten (Teilgebieten) ein detaillierter Aktionsplan erarbeitet und umgesetzt wird (Entfernung von invasiven Pflanzenarten). Es wird empfohlen, dabei die lokalen Landwirte einzubeziehen. Anhand der

Erfahrungen während der Feldarbeiten werden möglichst Projekte gemeinsam mit Landwirten, die gegenwärtig Beweidung betreiben, vorgeschlagen. Anhand der bisherigen, reichlichen Erfahrungen in ungarischen Flussauen kann erklärt werden, dass eine regulierte und kontrollierte Beweidung der Zielgebiete einen riesigen Vorsprung gewährt. Die Beweidung als Naturschutz-Management kann unserer Meinung nach viel zur Reduzierung der Populationen erwähnter Arten und der Erhaltung des erreichten günstigen Zustands beitragen. Im Untersuchungsgebiet sind 40 Biotopflecke vorzufinden, wo eine Nutzung durch Beweidung bei der Kartierung 2018-2019 beobachtet wurde. Anhand der vorhandenen Informationen kommen 5-10 Standorte in Frage, wo die Erarbeitung eines Aktionsplans auf Basis der Beweidung in Frage kommt. Die potentiellen Standorte gruppieren sich am Abschnitt der Rabnitz zwischen Bő und Dénesfa, sowie am Abschnitt der Sorok zwischen Sorokpolány und Zsennye (wobei es auch anderswo geeignete Standorte geben kann). Der Flussbett des betroffenen Fließgewässers (der rechte oder linke Ufer) und die anknüpfenden Randbiotope wären auch Teile des Projektgebiets. Also genau jene Gebiete, die eine herausragende Rolle in der Verbreitung von invasiven Arten spielen, bzw. wo die invasiven Arten mit der größten Artenzahl und, typischerweise in der größten Menge vorkommen. Diese Biotope sind größtenteils charakterlos und weniger naturnah. Der Beweidungsdruck auf den gegenwärtig beweideten naturnahen Grasländern würde nicht wachsen, beziehungsweise ist die Beweidung von Mähwiesen in gutem Zustand auch nicht geplant! Des Weiteren soll hervorgehoben werden, dass die von uns hier empfohlene Methode eine wahrhaftig eine komplexe, zielgerichtete Aktivitätsreihe mit diversen Facetten für diverse Arten und Biotope, wovon die Beweidung nur ein Element ist. Ihre Rolle wäre in erster Reihe bei der Erhaltung der günstigen Zustände nach der Anwendung von chemischen und mechanischen Methoden. Die Anwendung der Methode mag neuartig entlang der erwähnten kleineren Fließgewässer klingen, könnte aber unserer Meinung nach der Schlüssel zum Erfolg beim Zurückdrängen der 6 invasiven Arten im Projektgebiet sein (später auch anderswo entlang von Fließgewässern).

Ein Vorschlag bezogen auf das Zurückdrängen von invasiven Arten mit Beweidung wird auch detailliert vorgestellt.

Des Weiteren können gemeinschaftliche Initiativen mit Einbeziehung der Bevölkerung und NGO-s beim Kampf gegen Arten der Gruppe an den nicht kartierten Flächen des gesamten Projektgebiets ausgesprochen wichtig sein (8.1.1).

Im Fall der Arten von **Gruppe II** (seltene Arten) kann als Zielsetzung das schnelle (maximal 6 Jahre im ersten Kartierungszyklus) und vollständige Zurückdrängen (Ausrottung) der bekannten Population von einzelnen Arten vom Erhebungsgebiet erwogen werden. Im Laufe der Datensammlungen zum Projekt WeCon im Feld wurden die Schmalblättrige Ölweide (*Elaeagnus angustifolia*), der Japanische Staudenknöterich (*Fallopia japonica*), der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) und die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) nicht im Untersuchungsgebiet gefunden. Über das Vorkommen dieser Arten haben wir Informationen aus der Florakartierungsdatenbank von Ungarn. Diese Daten ermöglichen keine topographische Lokalisation von konkreten Populationen, diese Vorkommen befinden sich aber (zu einem bedeutenden Teil) auch nicht innerhalb der kartierten 100 Quadratkilometer großen Fläche.

Zugleich wäre das Zurückdrängen der zuvor erwähnten Arten und der Arten *Elaeagnus angustifolia*, *Fallopia japonica* (praktisch ist in diesem Fall eine Separierung von der anderen *Fallopia*-Art nicht so wichtig) und *Heracleum mantegazzianum* mit **gemeinschaftlichem Monitoring und der Nutzung der gemeinschaftlichen Möglichkeiten (Bevölkerung, NGO-s) für den Kampfs gegen Neophyten** teilweise möglich. Bei diesen Arten sind alle Voraussetzungen gegeben, um ihre weitere Verbreitung im Projektgebiet mit der erwähnten Methode zu hemmen.
Von den Arten der Gruppe II verfügen wir bei *Prunus serotina*, *Amorpha fruticosa* und *Ailanthus altissima* über genaue Vorkommensdaten im kartierten Gebiet. Die Essenz unserer Empfehlung ist eine vollkommene Entfernung dieser Arten aus dem kartierten Gebiet (mit Dringlichkeit 1 oder 2).

Des Weiteren wären die gemeinschaftlichen (Bevölkerung, NGO-s) Möglichkeiten der Bekämpfung von Arten der Gruppe im nicht kartierten Teil des gesamten Projektgebiets besonders wichtig (8.1.1).

Im Fall der zwei allgemein verbreiteten und häufigen Arten der **Gruppe III**, *Robinia pseudo-acacia* und *Solidago gigantea* schlagen wir als Zielsetzung kein Zurückdrängen in bedeutendem Maße für die bei der Planung berücksichtigten zwei 3-Jahres-Perioden (6 Jahre) vor. Im Fall von *Robinia pseudo-acacia* braucht die Forstwirtschaft durch die Bewirtschaftungspläne eine bedeutend längere Auslaufzeit als diese Periode, um in einzelnen Gebieten den Wechsel der Baumart umsetzen zu können. Im Fall von *Solidago gigantea* sind die Möglichkeiten zur Bekämpfung in bedeutendem Maß mit der Forstwirtschaft verbunden, da sie im bedeutenden Anteil in Wälder vorkommen. Bei Problemen mit Populationen dieser Arten in Wäldern (siehe Waldgesetz) geben die Managementpläne der Natura 2000 Gebiete einen Ansatzpunkt (hauptsächlich im Fall von *Robinia pseudo-acacia*). Hier sollen die diesbezüglichen, freiwillig vertretbaren Managementvorschläge und pflichtmäßig einzuhaltenden Vorschriften bei der Forstplanung zumindest teilweise berücksichtigt, bzw. durchgesetzt werden.

Im Fall von *Solidago gigantea* hängen die Vorkommen in weitläufigen, offenen Biotopflecken unserer Meinung nach in erster Reihe mit der Verringerung der Wiesen- und Weidewirtschaft zusammen, so sind in diesem Fall auch die eventuellen günstigen Wandel von der „Auferstehung“ dieser Branche zu erwarten. In diesen Flächen beinhalten die gültigen Natura 2000 Erhaltungspläne außer den obligatorischen Vorschriften in allen Fällen solche, freiwillig tragbare Vorschriften-Empfehlungen zur Bewirtschaftung, die das Zurückdrängen von Neophyten, sowie eine Verlangsamung ihrer Verbreitung bezwecken. Von den im Laufe der Biotopkartierung abgegrenzten 3222 Biotopflecken wurden 271 Flächen bedeckt mit offener, natürlicher oder naturnaher Graslandvegetation gefunden. Im Interesse der Bewahrung von Naturschätzen (zuerst Lebensräume) schlagen wir das Zurückdrängen der Art als Priorität vor. In 44 dieser Flecken ist die Bedeckung mit *Solidago gigantea* bedeutend (5–55%), was bedeutet, dass die Verringerung der Natürlichkeit des Biotops eine bedeutende und aktuelle Gefahr ist (bereits in den folgenden 1-3 Jahren), bzw. ist ein Wandel des Biotops in irgendeinen charakterlosen Biotoptyp zu erwarten. Es wird empfohlen, von den wertvollen, offenen (Grasland)Biotopen diese 44 Biotopflecken im Aktionsplan in erster Runde für die Art aufzulisten (Dringlichkeit 1).

Des Weiteren betreffen die empfohlenen Bekämpfungsmöglichkeiten für die Gruppe I (eng an Fließgewässern gebundene Neophyten) auch die Arten *Solidago gigantea* und *Robinia pseudo-acacia* entlang von Fließgewässern.

Des Weiteren wären die gemeinschaftlichen (Bevölkerung, NGO-s) Möglichkeiten der Bekämpfung von Arten der Gruppe im nicht kartierten Teil des gesamten Projektgebiets besonders wichtig (8.1.1).

Zur Erschließung der Verbreitung und Menge von im Projekt zur Untersuchung auserwählten ***invasiven aquatischen Makroinvertebraten-Arten*** wurde der Datenbestand der GAP Analyse verwendet, die die Daten aus Literatur- und sonstigen Erhebungen vor dem Projekt WeCon beinhaltet (und bis 1993 zurückgreift). Die verwendeten Vorkommensdaten, die an die Fließgewässer und sonstige Feuchtgebiete im westungarischen Teil des Projektgebiets gebunden sind, beinhalten 8.110 Daten von aquatischen Makroinvertebraten, wovon sich beinahe 150 Daten auf das Vorkommen von invasiven Arten beziehen. Die meisten Probenahmesegmente sind an der Raab, an der Rabnitz, am Kardos-ér, an der Pinka und an der Ikwa zu finden. Bei der Datensammlung im Projekt WeCon häuften sich annähernd 7.200 biotische Daten an, wovon sich mehr als 200 auf das Vorkommen von Populationen invasiver Arten beziehen. Im Projektgebiet waren die häufigsten invasiven Makroinvertebraten-Arten die folgenden: die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) und die Körbchenmuscheln (*Corbicula spp.*).

Zur Untersuchung der aquatischen Makroinvertebraten wurden zwei verschiedene Methoden angewandt. Die Erschließung der qualitativen Verhältnisse der Makroinvertebratenfauna erfolgte mit faunistischer Einzelsammlung, wobei die quantitative Untersuchung der Populationen das in 2006 erarbeitete NBmR-Protokoll verwendet wurde (ein modifiziertes AQEM-Protokoll mit Multihabitat-Typ basierend auf der „kick and sweep” Technik).

Die folgenden gebietsfremden, invasiven Makroinvertebraten-Arten wurden während des Projekts behandelt: Chinesische Teichmuschel (*Sinanodonta woodiana*), Kamberkrebs (*Orconectes limosus*),

Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*), Spitze Blasenschnecke (*Physella acuta*), Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*), Körbchenmuschelarten (*Corbicula* spp.), sowie in die in Ungarn neu nachgewiesene *Barbronia weberi*.

Die Chinesische Teichmuschel (*Synanodonta woodiana*) weist seit ihrem Auftreten in 1984eine rasante Verbreitung auf. Zuerst breitete sie sich binnen weniger Jahre im Tiszántúl aus und gelang von hier in die verschiedenste Teile des Landes. Bis dato wurden zahlreiche Vorkommenslokalitäten im Einzugsgebiet der Donau und der Theiß detektiert. Ihr Vorkommen ist aus bedeutenden Nebenflüssen der Theiß - Sajó, Hernád, Kőrösök und Túr - ebenfalls bekannt. Auch im Theiß-See leben bedeutende Populationen der Art. Außerdem wurde sie in der Donau, der Mosoni-Duna, der Raab und der Sió , sowie in zahlreichen Stillgewässern nachgewiesen. Von den untersuchten Gewässern im Projektgebiet bieten 10 (Csörnöc-Herpenyő, Ikva, Kardos-ér, Keszeg-ér, Kis-Rába, Kis-Répce, Rabnitz, Strem, Raab, Tardosa-Kanal) ein Zuhause für Populationen der Art. Als meist infizierten Fließgewässerabschnitte sind der Abschnitt der Kis-Répce bei Kapuvér, der Abschnitt des Csörnöc-Herpenyő bei Sárvár und Alsóújlak, sowie der Abschnitt der Raab zwischen Kenyeri und Csönge zu betrachten. Biotoptypen präferiert von der Art bewegen sich an einer äußerst breiten Skala, was eine Bevölkerung von umso größeren Flächen ermöglicht. Sie bedeutet eine Gefahr für einheimische Muschelarten, da sie jene aus ihrem ursprünglichen Lebensraum verdrängt. Für das Zurückdrängen der Populationen dieser Art, die Verhinderung ihrer Verbreitung wurde bisher keine angemessene Methode erarbeitet, da jede mit einem riesigen Zeit-, Energie- und Kostenaufwand einhergehen, die Effizienz dagegen aber minimal ist.

Obgleich die Betroffenheit des Gebiets im Vergleich zur landesweiten Infektionsrate unterdurchschnittlich ist, ist das Monitoring der Populationen dieser Art eine wichtige Aufgabe, um den Zustand des betroffenen Gewässers verfolgen zu können, und eine eventuelle massenhafte Vermehrung mit gelegentlichen Eingriffen mindern zu können. In erster Reihe ist die Verfolgung einer weiteren Verbreitung der Art das Ziel, wobei im Abschnitt der Raab über den Damm bei Nick, die Verfolgung der Populationsänderung Priorität sein soll.

Der Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) wurde seit seinem ersten Nachweis in 1985 zu einer weit verbreiteten Art in Ungarn. Seine Exemplare werden in immer mehr Probenahmelokalitäten in der Donau und deren Nebenflüssen (z.B. Ipoly, Sió, Sárvíz) sowie Nebenarmen (Ráckevei-Duna, Apostagi-mellékág, Dömösdi-Holt-Duna), sowie in der Theiß (vor allem unter Tiszafüred) und den Fließgewässern deren Wassersystems (Körös-Flüsse, Hortobágy-Berettyó, Zagyva) gefunden. Herausragend bedeutende Populationen gibt es im Kiskunság-Hauptkanal, Nádor-Kanal, Nagykunság-Hauptkanal, im Theiß-See und Külső-Béda.

Es zeigt sich auch aus dem Verbreitungsgebiet, dass er eine äußerst erfolgreiche invasive Art ist, was durch mehrere Faktoren ermöglicht wurde (z.B.: eine hohe Reproduktionsrate, breite ökologische Valenz). Sein Erscheinen in ungarischen Gewässern ist bedeutend, da es bewiesen einen negativen Effekt auf die meisten Lebewesen des Ökosystems Wasser ausübt, und außerdem eine wichtige Rolle in der Verbreitung der für die einheimischen Krebsarten äußerst gefährlichen Krebspest spielt.

Daten aus der Periode vor Projektbeginn und auch die währende des Projekts gesammelten Daten weisen kein Vorkommen von Populationen der Art im betroffenen Gebiet, allerdings gibt es aber Fließgewässerabschnitte (z.B.: Unterlauf der Raab), wo die Art geeignete Bedingungen für sich vorfinden kann, so kann eine Ansiedelung in der Zukunft nicht ausgeschlossen werden. Aus diesem Grund ist eine Scan-Untersuchung des Unterlaufs alle 5 Jahre allenfalls empfohlen. So ist der Zweck des Monitorings grundsätzlich die Ausführung von Untersuchungen entlang des Verbreitungswegs.

Der Signalkrebs (*Pacifastastacus lenisuculus*) ist unter den im Projektgebiet vorzufindenden invasiven Arten eine der größten Gefahrquellen. Seine Verbreitung in Ungarn beschränkt sich bisweilen auf das westliche Randgebiet: der gesamte ungarische Abschnitt der Pinka, der Oberlauf der Raab, Lafnitz, Güns, Arany-patak, der Abschnitt der Rabnitz nahe der Landesgrenze. Außerhalb des Projektgebiets ist ein Vorkommen aus der Leitha, der Mur, der Drau und der Lendva bekannt. Bisherige Kenntnisse zeigen an, dass sich bedeutende Infektionszentren in der Pinka (gesamter

ungarischer Abschnitt, insbesondere Kemestaródfa und Körmend), in der Strem (Kemestaródfa), in Arany-patak (Dozmat) und in der Güns (Kőszeg) befinden.

Das Vorkommen der Art im Projektgebiet ist ausgesprochen gefährlich, besonders aus dem Aspekt der Makroinvertebratenfauna, da sie den Erreger der Krebspest trägt, der einheimische Decapoda-Arten infizieren kann, und das Sterben deren verursacht. Aus diesem Grund verdient das Vorkommen registriert im Nebenarm der Hármos-patak (bei Kőszeg) besondere Aufmerksamkeit, da Populationen der Art die letzten Lebensräume des Steinkrebses (*Austropotamobius torrentium*) im Günser Gebirge gefährdet. Des Weiteren kann ein auf die Makroinvertabratengemeinschaft ausgeübter negativer Effekt der Art zu einem gewichtigen Problem werden, mit der Reduzierung des Artenreichtuns und der Individuendichte von Makroinvertebraten-Taxongruppen. Zugleich übt der Signalkrebs laut Daten aus der Fachliteratur auch einen negativen Effekt auf die Amphibien- und Fischfauna aus, und außerdem auf Populationen von Wasserpflanzenarten. Demnach ist die Verhinderung der Verbreitung der Art und die Reduzierung ihrer Populationsgrößen ein sehr aktuelles Problem. Eine Dezimierung und ein Zurückdrängen von Populationen der Art ist jedoch keine unmögliche Aufgabe. laut Daten aus der Fachliteratur war ihre Dezimierung auf physischen Weg bereits mehrmals erfolgreich.

Es wird daher ein Monitoring der Art im Projektgebiet vorgeschlagen, was mehrere Zwecke dienen soll, so eine Verfolgung der Verbreitung der Art, die Untersuchung der Individuendichte der Populationen, und ein Monitoring des Erfolgs von Maßnahmen zur Reduzierung der Populationsgröße.

Seit der ersten Wahrnehmung der Spitzen Blasenschnecke (*Physella acuta*) in Ungarn im Jahr 1938 hat sich die Art in den Fließ- und Stillgewässern des Landes weit verbreitet. Die größten Individuendichten erreichen Populationen in der Bodrog, der Dömsödi-Holt-Duna, dem Keleti-Kanal, dem Kiskunság-Hauptkanal, der Kösely, dem Sárvíz-Kanal, dem Nádor-Kanal, der Ráckevei-Duna und der Theiß. Innerhalb des Projektgebiets wurde die Anwesenheit der Art aus folgenden Gewässern (26) nachgewiesen: Boldogasszony-patak, Bolygó-patak, Bozsoki-patak, Brennbergi-tározó, Csörgető-patak, Csörnöc-Herpenyő, Doroszlói-patak, Hársas-patak, Ikva, Hársas-tó, Kardos-ér, Kavicsbánya-tó I., Kavicsbánya-tó II, Kis-Rába, Liget-patak, Perint, Pinka, Raab, Rabnitz, Altarm bei Rum, Sorok, Strem, Szalamandra-tó, Szerdahelyi-patak, Tamás-árok, Tardosa-csatorna. Anhand der Erhebungsergebnisse befinden sich die meist infizierten Fließgewässerabschnitte in der Ikva (Fertőd, Nagycenk), der Perint (Balogunyom) und dem Kardos-ér (Agyagosszegény).

Laut ungarischer und internationaler Literatur ist kein negativer ökologischer Effekt ihrer Präsenz bekannt, so verfügen wir auch über keine Information bezüglich Maßnahmen zum Zurückdrängen der Art oder zur Verhinderung ihrer Verbreitung. Andererseits ist auch die Palette der eventuell anwendbaren Methoden zum Zurückdrängen der Populationen limitiert, bzw. ist ein wirklich effektiver Hemmungsmittel, der ineffektiv gegen andere Lebewesen des aquatischen Ökosystems wäre, nicht bekannt.

Ihre Verbreitung ist kaum oder gar nicht zu verhindern, so kann der reale Zweck eine Verfolgung der Populationsgrößen sein. Da wenig über ihre Auswirkung auf aquatische Lebensgemeinschaften und der möglichen Variationen von Populationsregulierung bekannt ist, kann als wichtigstes Ziel das Monitoring bestimmt werden, so können wir über ihre Auswirkung in der Zukunft eher Informationen erhalten.

Die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) hat sich seit ihrem Auftreten in 1977 landesweit verbreitet und einen Großteil der Fließgewässer in Transdanubien und dem Nördlichen Mittelgebirge sowie auch einen Teil der größeren, offenen Stillegewässer (z.B. Balaton) erobert. Laut unserer gegenwärtigen Kenntnisse leben umfangreiche Populationen der Art in der Sárvíz, der Séd-sárvízi-malomcsatorna, der Tarnóca-patak, der Arany-patak, der Rabnitz und dem Balaton. Im Projektgebiet wurde die Art in 18 Gewässern nachgewiesen: Ablánc-patak, Arany-patak, Boldogasszony-patak, Bozsoki-patak, Csörnöc-Herpenyő, Güns, Ikva, Kardos-ér, Kozár-Borzó, Liget-patak, Perint, Pinka, Raab, Rák-patak, Rabnitz, Sorok, Strem, Szünösei-patak. In der Ikva (Agyagosszergény, Fertőendréd, Ebergőc, Nagylózs, Pereszteg), der Rabnitz

(Chernelházadamonya, Répceszentgyörgy, Bük), der Arany-patak (Dozmat, Szombathely) und der Perint (Balogunyom) leben Populatinen der Art in so hoher Individuendichte, dass ihre negative Auswirkung auf das aquatische Ökosystem bereits anzunehmen ist (bedeutender Anstieg an Biomasse).

Laut Informationen aus der Fachliteratur kann ein Zurückdrängen der Art auf mehrere Weisen versucht werden, die aber alle drastisch sind und zumeist in kleineren, geschlossenen Systemen wirksam sein kann. Chemische und biologische Herangehensweisen könnten zugleich aller Wahrscheinlichkeit nach auch auf andere aquatische Organismen eine negative Auswirkung haben.

Die Verbreitung der Art ist kaum zu verhindern, so hat auch das Monitoring der Verbreitungswege – da sie sich nicht nur flussabwärts und flussaufwärts ausbreitet, sondern sogar im Verdauungstrakt von Vögeln überleben kann – keine ausgeprägte Bedeutung. Das Monitoring der Populationsgrößen jedoch (z.B. im Oberlauf der Dämme an der Raab) könnte eine hohe Bedeutung in der genaueren Erkenntnis der Auswirkungen auf die aquatische Biozönose haben Dementsprechend ist die Verfolgung der Änderungen in der Populationsgröße das vorrangige Ziel des Monitorings.

Die Arten der Artengruppe Körbchenmuschel (*Corbicula* sp.) verbreiten sich ziemlich aggressiv. Seit ihrem ersten Auftauchen in Ungarn im Jahr 1997 haben sie bereits den gesamten ungarischen Abschnitt der Donau besiedelt, wo sie in ausgesprochen hoher Individuenzahl vorkommen. Aus den Fließgewässern, die im Kontakt mit der Donau stehen (z.B.: Raab, Mosoni-Duna) wurden ebenfalls Exemplare nachgewiesen. Ihr Vordringen ist in der Theiß aus Richtung Unterlauf bewiesen, ihre Populationen sind in den Körös-Flüssen und den größeren Kanälen (z.B.: Nagykunság-Hauptkanal) ebenfalls vorzufinden. Im Projektgebiet ist das Vorkommen der *Corbicula*-Arten in 7 Ge|assern bewiesen worden: Csörnöc-Herpenyő, Güns, Kis-Rába, Kőris-patak, Raab, Rabnitz, Répce-árapasztó.

Die Körbchenmuscheln haben äußerst stabile und sich rapide ausbreitenden Populationen im Projektgebiet. Die stabilsten *Corbicula*-Populationen befinden sich in der Raab (zwischen Ikervár und Meggyeskovácsi), der Rabnitz (Raum Gyóró und Répcelak), der Kis-Rába (Beled) und der Csörnöc-Herpenyő (Mündungsabschnitt).

Die Auswirkung der Körbchenmuschel-Arten auf die Populationen der einheimischen Muschelarten sowie auf den ökologischen Zustand der eroberten Gewässer ist weniger bekannt, jedoch kann man anhand internationaler Forschungen mit zahlreichen Gefahren rechnen. Ihr massenhaftes Auftreten kann zum Beispiel auf einheimische Arten einen negativen Effekt ausüben, aber auch verschiedene Wasserbauinfrastrukturen beschädigen (z.B. Verstopfung von Kühlrohren, Schleusen). Die Beseitigung der gebietsfremden Muschelpopulationen ist beinahe unmöglich, und auch wenn es eine Methode gäben würde, würde die Ausführung sicherlich äußerst kostspielig und wahrscheinlich sehr umweltbelastend sein. Die Untersuchung der Populationen des Artenpaars ist trotzdem notwendig, um möglichst genaue Informationen einerseits über sein Verbreitungsmechanismus, andererseits über seine Auswirkung auf die aquatischen Ökosysteme zu erhalten. Insgesamt ist also die Verfolgung der Ausbreitung das wichtigste Ziel des Monitorings, bzw. kann darüber hinaus die Verfolgung der Veränderung in der Individuendichte in den Fällen Bedeutung haben, wo bereits eine signifikant große Population bekannt ist.

Seit dem ersten ungarischen Nachweis der Egelart *Barbronia weberi* im Jahr 2018 (Donau, Perint) sind weitere Populationen in der Donau und der Csörnöc-Herpenyő aufgetaucht. Seine Populationen mit der höchsten Individuendichte befinden sich in der Donau bei Paks. Die Auswirkung von *Barbronia weberi* auf die heimischen aquatischen Ökosysteme ist bislang nicht bekannt, ein negativer Effekt auf einheimische Arten auch noch nicht. Wir verfügen bisher über keine Information bezüglich Maßnahmen zum Zurückdrängen der Populationen der Art. Sein massenhaftes Auftreten ist sehr selten, so kann er vorerst nicht als tatsächliche Gefahrenquelle bezeichnet für aquatische Ökosysteme bezeichnet werden.

Allerdings ist die Untersuchung von Populationen in der Zukunft zu empfehlen, um ein genaueres Bild über die Verbreitung der Art, die Veränderungen der Populationen und eine eventuelle negative

Auswirkung auf aquatische Ökosysteme zu erhalten. Deshalb ist die Verfolgung der Verbreitung der Population das wichtigste Ziel des Monitorings, bzw. kann darüber hinaus das Monitoring der Veränderung in der Individuendichte Bedeutung erlangen in Fällen, wo ein Vorkommen bereits bekannt ist.

Im Fall der ***Fische*** wurde zur Analyse der Datenbestand der GAP Analyse verwendet, also Daten aus der Literatur und anderen Erhebungen vor dem Projekt WeCon. Diese Vorkommen beziehen sich auf Fließgewässer und Feuchtgebiete im westungarischen Teil des Projektgebiets. Insgesamt 1242 Fischdaten (einschließlich Neunaugen) standen zur Verfügung. Die meisten Probenahmesegmente befinden sich in der Raab, der Rabnitz, der Kardos-ér, der Pinka und der Ikva.

Im Laufe des Projekts WeCon wurden insgesamt 1690 Daten von Strahlenflossern (*Actinopterygii*) und 6 Daten von Neunaugen gesammelt. Die meisten Probenahmen erfolgten in Fließgewässern, wovon die meisten laut Wasserrahmenrichtlinie als Gewässer kategorisierte Fließgewässer waren. Im Zuge des Projekts WeCon ergaben 3,4% aller gesammelten biotischen Daten – einschließlich jene von aquatischen Makroinvertebraten – verschiedene invasive Arten, dies ist eine erhebliche Steigerung im Vergleich zum früheren Anteil von 2,39%, was sich als ziemlich finster in Betracht auf die Lage einheimischer Arten erweist. Die häufigste invasive Fischart war die Silberkarausche (*Carassius gibelio*).

Die räumliche Ausdehnung und Individuendichte der Populationen invasiver Fische wurde mit zwei Methoden untersucht, demnach, ob die Uferregion oder die Bodenregion erhoben wurde.

Die Probenahme in der Uferregion geschah gemäß dem Protokoll des Ungarischen Biodiversitätsmonitoringssystems (NBmR), wobei als erster Schritt das zu untersuchende Gewässer in irgendein Gewässertyp eingestuft wird (zu den verschiedenen Typen gehören verschiedene Probenahmelängen). Darauffolgend werden die zur Untersuchung ausgewählten Gebiete in Sub-Abschnitte geteilt, die so ausgewiesen werden, dass sie repräsentativ für den zur Untersuchung ausgewählten Abschnitt des zu erhebenden Gewässers ist. Während den Probenahmen wurde ein elektrisches Gleichstrom-Fischfanggerät (EME) mit elektrischem Kescher (2 m Stiel, Kescherkopf mit 30 cm Durchmesser) verwendet. Die Länge der Probenahmeabschnitte wurde mit dem GPS, mit der Festlegung der oberen und unteren Koordinaten der Abschnitte gemessen.

Bei der Probenahme in der Bodenregion (Erhebung der Fischgemeinschaft am Flussboden) wurden Proben auf Abschnitte mit bestimmter Länge genommen: 50, 100, 150, 300 oder 450 Meter. Zu den Erhebungen wurde ein zum elektrischen Fischfanggerät gekoppelter Bodenkescher (E-KECE) benutzt. Das Fischfanggerät stimmte mit dem Probenahmegerät bestimmt im NbmR-Protokoll überein. Parallel zur Anwendung des elektrischen Bodenkeschers musste der Flussboden zwecks der Erkundung von eventuellen Hindernissen kartiert werden. Zu diesem Zweck wurde ein Hochleistungsfischradar benutzt.

Anhand der GAP Analyse und der im Projekt WeCon gewonnenen Daten sind im Untersuchungsgebiet sechs invasive Fischarten anwesend. Diese sind der Gemeine Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), die Amur-Schläfergrundel (*Perccottus glenii*), der Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*), die Silberkarausche (*Carassius gibelio*), bzw. die zwei Katzenwelsarten: der Katzenwels (*Ameiurus nebulosus*) und der Schwarze Katzenwels (*Ameiurus melas*), die des Weiteren als Katzenwelsarten (*Ameiurus spp.*) erwähnt werden.

Die Population des Gemeinen Sonnenbarsches im Projektgebiet ist nicht ausgesprochen signifikant. Die Art ist aus 27 Gewässern bzw. Außenorten bekannt; diese begrenzen sich auf 15 unabhängige 10×10 km ETRS Gitterquadrate. Die Infektionsrate der ETRS Gitterquadrate ist einheitlich niedrig, mit einer Ausnahme. Die Infektionsrate des ETRS Gitterquadrats E482N271 ist hoch. Hier wurde sie aus einer Lehmgrube bei Vasasszonyfa in äußerst hoher Individuenzahl nachgewiesen. Bei diesem Wasserkörper ist die Dezimierung des Bestandes mit Ansiedlung von einheimischen Raubfischen oder mit Hilfe einer mit Köder ausgestatteten, feinen Reuse. Für die Ausrottung des Gemeinen Sonnenbarsches aus dem Projektgebiet gibt es keine reale Chancen, jedoch kann mit der Reduzierung der Population im meist infizierten Wasserkörper die Populationsgröße reduziert werden, und

dadurch die Infektionsrate ermäßigt werden. Für das Monitoring der Populationen des Gemeinen Sonnenbarsches sind 8 Probenahmesegmente empfohlen, wovon in sieben die Populationsgröße, in einem die Verbreitungsroute untersucht werden soll. Monitoring geschieht durch quantitative Probenahmen mit dem elektrischen Gleichstrom-Fischfanggerät.

Die Population des Amur-Schläfergrundels im Projektgebiet ist im landesweiten Vergleich kaum wahrnehmbar, jedoch ist ihre Bedeutung landesweit herausragend, da er der größte Konkurrent des im Gebiet vorhandenen Hundsfischs (*Umbra krameri*) ist, und diese Kompetition mit dem Verschwinden des streng geschützten Hundsfischs endet. Die Art wurde aus bloß einem Wasserkörper in einem 10×10 km ETRS Gitterquadrat nachgewiesen. Das einzige Exemplar der Art kam in der Kis-Rába zum Vorschein, der zum Untersuchungsgebiet nächstgelegene gültige Nachweis ist laut unserer aktuellen Kenntnisse in der Mündung der Concó. Da die Erhebung die Anwesenheit eines einzigen Exemplars nachgewiesen hat, soll eine 2-3 Tage dauernde Erhebung bezüglich der gesamten potentiell infizierten Fläche durchgeführt werden. Insofern sich neue Exemplare finden, soll die komplette (!) Auflösung der Populationen der Art angestrebt werden. Beim Monitoring soll die Verfolgung der Effizienz der Bestrebungen zur Auflösung der Populationen der Art, sowie die Untersuchung der potentiellen Verbreitungsroute mit besonderer Aufmerksamkeit geschehen, so werden 5 Monitoringsegmente an der Kis-Rába und der Keszeg-ér ausgewiesen. Monitoring geschieht durch quantitative Probenahmen mit dem elektrischen Gleichstrom-Fischfanggerät.

Der Blaubandbärbling ist eine landesweit verbreitete Fischart in Ungarn, mit einer im landesweiten Vergleich nicht ausgesprochen starker Population im Projektgebiet. Die Anwesenheit der Populationen der Art wurde in 32 Wasserkörpern, bzw. Außengebieten nachgewiesen; diese beziehen sich auf 19 unabhängige 10×10 km ETRS Gitterquadrate. Die meist infizierten Wasserkörper sind die Kis-Répce im Raum Kapuvár und die Lehmgrube bei Iván. Realistisch gesehen kann die Größe der Populationen nicht in bedeutendem Maß reduziert werden, so fokussiert das Monitoring in erster Reihe auf die Verfolgung der Veränderung der Individuendichte, sowie auf die Untersuchung der Verbreitung der Population. Zum Monitoring der Blaubandbärblingpopulationen werden 13 Probenahmesegmente empfohlen, wovon in sieben die Populationsgröße, in sechs die Verbreitungsroute untersucht werden soll. Monitoring geschieht durch quantitative Probenahmen mit dem elektrischen Gleichstrom-Fischfanggerät.

Die Silberkarausche ist landesweit verbreitet, und die Populationen im Projektgebiet sind im landesweiten Vergleich nicht besonders maßgeblich. Die Anwesenheit der Population der Art ist aus 56 Wasserkörpern, bzw. Außengebieten nachgewiesen worden; diese beziehen sich auf 25 unabhängige 10×10 km ETRS Gitterquadrate. Ihre allgemeine Verbreitung im Projektgebiet sowie ihre Anwesenheit in fas allen ETRS Gitterquadraten weisen darauf hin, dass ihre Bekämpfung nur lokal gelöst werden kann. In erster Reihe in gut isolierten Wasserkörpern, die kontrollierbar gehandhabt werden können. So einer ist zu Beispiel der Moorfleck bei Kemenessömjén. Der Monitoringplan bezweckt dementsprechend in erster Reihe die Kontrolle der Effizienz von Eingriffen (2 Probenahmesegmente), in zweiter Reihe die Veränderung der Individuendichte bereits bekannter Populationen (7 Probenahmesegmente), und in dritter Reihe die Verfolgung ihrer Verbreitung (2 Probenahmesegmente). Monitoring geschieht durch quantitative Probenahmen mit dem elektrischen Gleichstrom-Fischfanggerät.

Die Katzenwelsarten sind im östlichen Teil Ungarns häufiger, ihre Populationen im Projektgebiet sind im landesweiten Vergleich nicht maßgeblich. Laut der Erhebungen wurde die Anwesenheit von Populationen der Arten in 4 Wasserkörpern bzw. Außengebieten nachgewiesen. Diese Gebiete beschränken sich unabhängig voneinander auf 4 10×10 km ETRS Gitterquadrate. Meist infizierten Wasserkörper des Projektgebiets sind der Speicher bei Kőris-patak, der Abschnitt der Raab über dem Damm bei Ikervár und die Alt-Raab bei Körmend. Unserer Meinung nach kann ihre Populationsgröße mit effektiv ausgeführtem Reusenfang reduziert, aber nicht aufgelöst werden. So fokussiert das Monitoring in erster Reihe parallel zur Populationsreduzierung auf die Untersuchung der Veränderung der Individuendichte (3 Probenahmesegmente), bzw. zur Verfolgung der Verbreitung der Population (3 Probenahmesegmente). Monitoring geschieht durch quantitative Probenahmen mit dem elektrischen Gleichstrom-Fischfanggerät.

5. Felhasznált adatállományok, alkalmazott módszerek

5.1. Az inváziós vízi puhatestűek, rákok és halak elterjedésének elemzéséhez felhasznált adatok

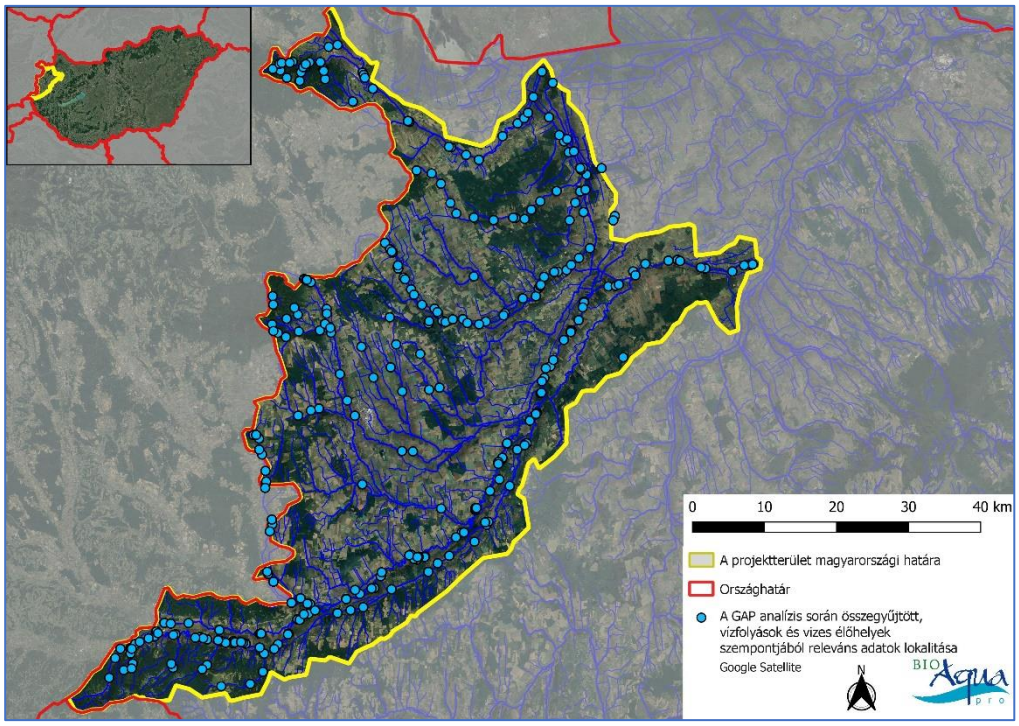
5.1.1. A GAP analízishez felhasznált adatok

Az elemzésekhez felhasználtuk a GAP analízis adatállományát, azaz a WeCon projektet megelőző irodalmi és egyéb felmérésből származó adatokat. Ezek az előfordulások a projektterület nyugat-magyarországi részén található vízfolyásokhoz és vizes élőhelyhez köthetők. A 9.353 adat a különböző vízi makroszkópikus gerinctelen és halfajok elterjedésére vonatkozik. Az adatmennyiség negyedét a kérészrekordok adják, azonban az adatokhoz köthető mintavételi lokalitások száma egy csoport esetén sem kiemelkedő. Az első ilyen jellegű adatok 1987-ből származnak. A halaknak – ideértve az ingolákat is – összesen 1.242 adata, a makroszkópikus vízi gerincteleneknek összesen 8.111 adata állt rendelkezésünkre.

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Kagylók (*Bivalvia)*	469	131	1994.03.23-2018.05.09
Bogarak (*Coleoptera*)	269	66	1995.10.10-2018.05.09
Kérészek (*Ephemeroptera*)	2511	207	1997.05.07-2018.05.09
Csigák (*Gastropoda*)	383	128	1994.03.23-2018.05.09
Sugarasúszójú halak (*Actinopterygii*)	1234	110	1987.07.21-2017.08.10
Poloskák (*Heteroptera*)	606	183	1993.09.01-2018.05.09
Piócák (*Hirudinea*)	327	110	2001.07.30-2018.05.09
Magasabbrendű rákok (*Malacostraca*)	702	223	1998.05.13-2018.05.09
Szitakötők (*Odonata*)	1203	215	1999.05.06-2018.05.09
Tegzesek (*Trichoptera*)	1328	188	2002.05.16-2018.05.09
Álkérészek (*Plecoptera*)	313	81	1997.05.07-2018.04.18
Állkapocs nélküliek (*Agnatha*)	8	8	2013.10.09-2018.07.23
Összesen:	9353	1650	

1. táblázat A GAP analízis során felhasznált, vízfolyások és vizes élőhelyek szempontjából releváns biotikai adatok

A legtöbb mintavételi szelvény a Rábán, a Répcén, a Kardos-éren, a Pinkán és az Ikván található. A halfauna felmérése a makroszkópikus vízigerinctelenekénél régebben kezdődött. Halfaunisztikai felméréseket már 1987-től végeztek, míg a makroszkópikus vízi gerinctelenek felmérésének első adata 1993. szeptember 1-jéről származik (1. táblázat és 1. ábra).

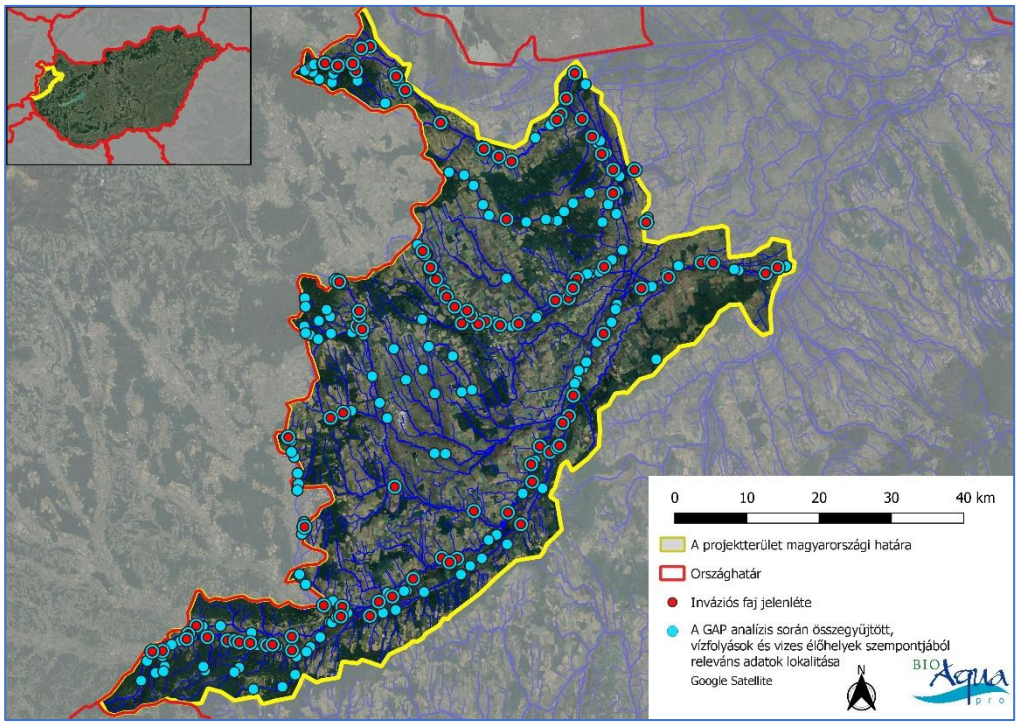


1. ábra. A GAP analízis során összegyűjtött vízfolyások és vizes élőhelyek szempontjából releváns adatok térbeni elhelyezkedése

A WeCon projektet megelőzően az összes biotikai adatnak (9.353 db) nem jelentős részét, mindössze 2,39%-át adták a különböző inváziós fajok, amelyek mennyiségi viszonyait tekintve a különböző makroszkópikus gerinctelenek fajok voltak túlnyomó többségben jelen, mint például az új-zélandi iszapcsiga (54 rekord), tömzsi hólyagcsiga (43 rekord) és a jelzőrák (40 rekord) (2. táblázat és 2. ábra).

Csoport	**Adatok száma (db)**	**Mintavételi lokalitások száma (db)**	**Adatok időbeni eloszlása**
Kosárkagylók (*Corbicula spp.*)	4	4	2016.10.06.-2018.04.16.
Amuri kagyló (*Sinanodonta woodiana*)	10	10	2004.07.30.-2018.04.16.
Jelzőrák (*Pacifastacus leniusculus*)	40	23	1998.05.13.-2017.04.07.
Tömzsi hólyagcsiga (*Physella acuta*)	43	30	1994.08.24.-2018.05.09.
Új-zélandi iszapcsiga (*Potamopyrgus antipodarum*)	54	39	1994.08.24.-2018.04.18.
Törpeharcsa fajok (*Ameiurus spp.*)	4	3	2013.07.09.-2016.10.04.
Ezüstkárász (*Carassius gibelio*)	28	28	1991.08.02.-2016.10.07.
Naphal (*Lepomis gibbosus*)	12	11	2012.10.02.-2015.09.16.
Kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*)	29	27	1987.07.27.-2016.10.04.
Összesen:	224	176	

2. táblázat A GAP analízis során összegyűjtött vízfolyások és vizes élőhelyek szempontjából releváns gyűjtőhelyekről származó inváziós fajok előfordulási adatainak összefoglalása



2. ábra. A GAP analízis során összegyűjtött vízfolyások és vizes élőhelyek szempontjából releváns, inváziós fajok adatainak térbeni elhelyezkedése

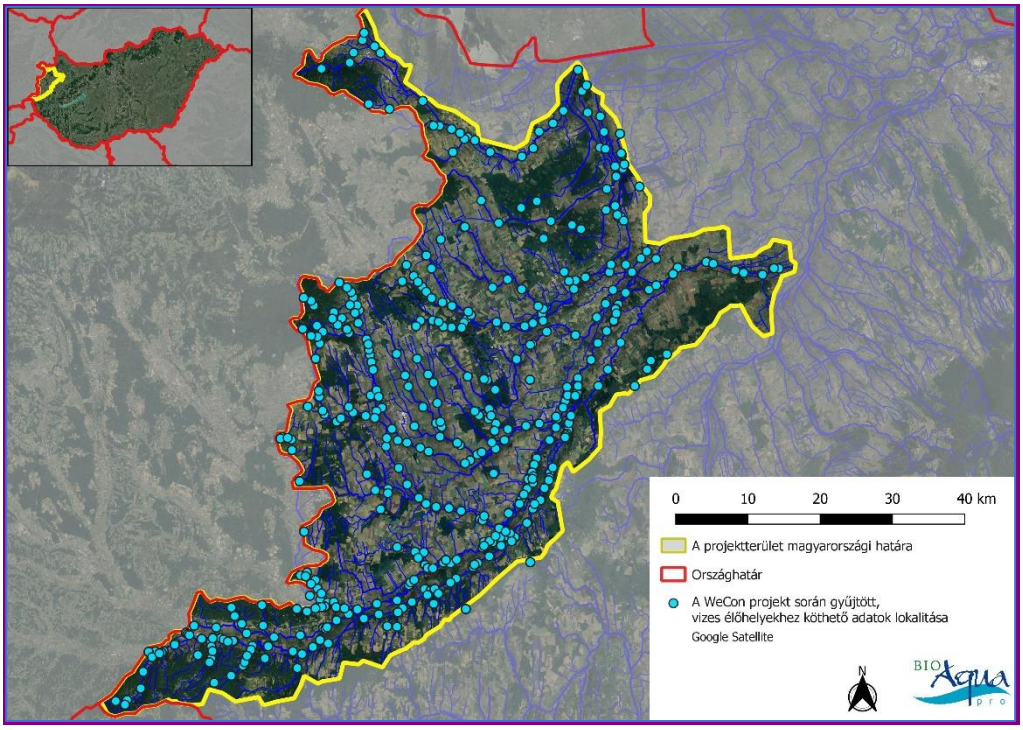
5.1.2. A WeCon projekt során gyűjtött adatok

A WeCon projekt során gyűjtött biotikai adatok gerincét a makroszkópikus vízi gerinctelenek adják, hiszen a szitakötőknek (*Odonata*) 1.262 előfordulási adata, a kérészeknek (*Ephemeroptera*) 1.206 előfordulási adata, a tegzeseknek (*Trichoptera*) 953 előfordulási adata, a poloskáknak (*Heteroptera*) 851 előfordulási adata van, de a kagyló-, csiga-, vízibogár-, magasabbrendű rák és pióca előfordulási adatok száma is jelentős. A vízi gerinctelenek mellett a halak is számos előfordulási adattal képviseltetik magukat, hiszen az 1.690 sugarasúszójú hal (*Actinopterygii*) és a 6 ingola adat gyűlt össze a projekt alatt. Legtöbb mintavétel vízfolyásokon történt, melyek közül legnagyobb számban a VKI víztestnek minősülő vízfolyások találhatók (3. táblázat és 3. ábra).

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Kagylók (*Bivalvia*)	527	214	2018.08.08-2019.09.15.
Bogarak (*Coleoptera*)	629	253	2018.08.08-2019.09.15.
Kérészek (*Ephemeroptera*)	1206	311	2018.08.08-2019.09.15.
Csigák (*Gastropoda*)	493	212	2018.08.08.-2019.09.15.
Sugarasúszójú halak (*Actinopterygii*)	1690	252	2018.08.13.-2019.10.01.
Poloskák (*Heteroptera*)	851	317	2018.08.08-2019.09.15.
Piócák (*Hirudinea*)	421	223	2018.08.08-2019.09.15.
Magasabbrendű rákok (*Malacostraca*)	775	350	2018.08.08-2019.09.15.
Szitakötők (*Odonata*)	1262	342	2018.08.08-2019.09.15.
Álkérészek (*Plecoptera*)	82	50	2018.08.08-2019.09.13.

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Tegzesek (*Trichoptera*)	953	278	2018.08.08-2019.09.14.
Állkapocs nélküliek (*Agnatha*)	6	6	2018.08.14.-2018.10.03.
Összesen:	8895	2808	

3. táblázat A WeCon projekt során gyűjtött, vízfolyások és vizes élőhelyek szempontjából releváns biotikai adatok



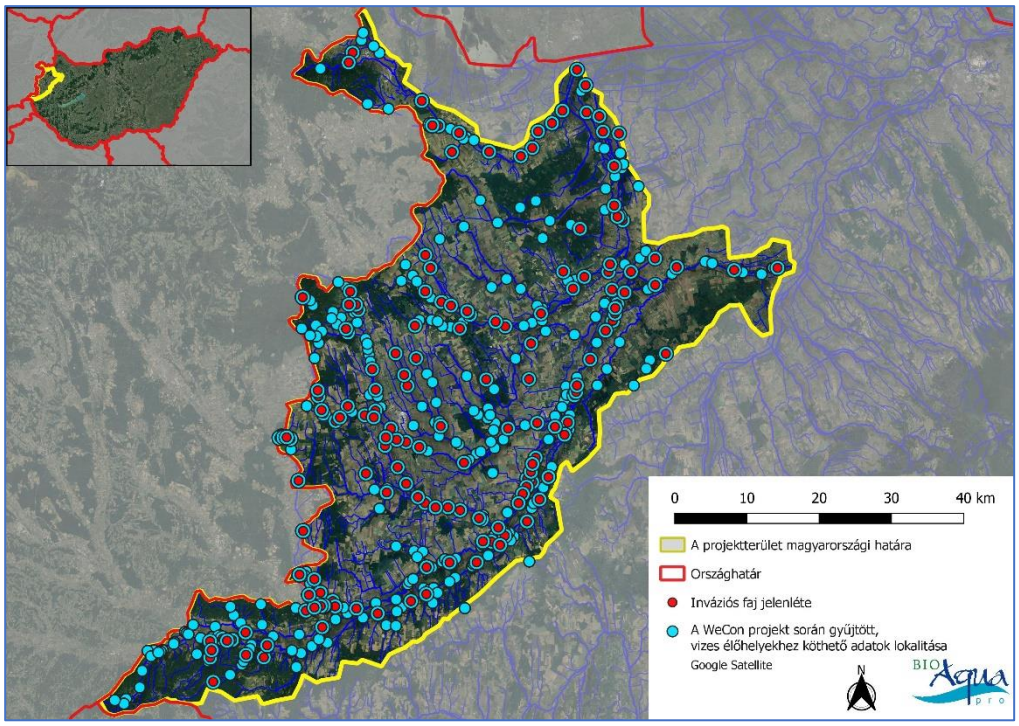
3. ábra. A WeCon projekt során gyűjtött, vizes élőhelyekhez köthető, biotikai adatok lokalitása

A WeCon projekt során az összes, gyűjtött biotikai adatnak (8.895 db) 3,4%-át a különböző inváziós fajok adják, ez a korábbi 2,39%-hoz arányhoz képest számottevő növekedést jelent, amely az őshonos fajok helyzetét tekintve igen vészjóslónak bizonyul. A leggyakoribb inváziós fajok az új-zélandi iszapcsiga (*Potamopyrgus antipodarum*), kosárkagylók (*Corbicula spp.*) és az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) voltak (4. táblázat és 4. ábra.)

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Barbronia weberi	2	2	2018.08.08-2019.09.15
Kosárkagylók (*Corbicula spp.*)	53	34	2018.08.08.-2019.09.13.
Amuri kagyló (*Sinanodonta woodiana*)	16	14	2018.08.08-2019.09.15.
Jelzőrák (*Pacifastacus leniusculus*)	26	25	2018.08.08-2019.05.21.
Tömzsi hólyagcsiga (*Physella acuta*)	41	38	2018.08.08-2019.09.15.

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Új-zélandi iszapcsiga (*Potamopyrgus antipodarum*)	63	58	2018.08.08-2019.09.14.
Törpeharcsa fajok (*Ameiurus spp.*)	2	2	2018.08.13.-2018.10.16.
Ezüstkárász (*Carassius gibelio*)	53	49	2018.08.13.-2019.10.01.
Naphal (*Lepomis gibbosus*)	20	20	2018.08.13.-2019.05.28.
Amurgéb (*Perccottus glenii*)	1	1	2019.05.29.
Kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*)	25	24	2018.08.15.-2019.10.01.
Összesen:	302	267	

4. táblázat A WeCon projekt során gyűjtött, vizes élőhelyek szempontjából releváns, inváziós fajok előfordulási adatainak összefoglalása



4. ábra. A WeCon projekt során gyűjtött, vízfolyások és vizes élőhelyek szempontjából releváns, inváziós fajok adatainak térbeni elhelyezkedése

5.2. Inváziós vízi puhatestűek és rákok állományainak térbeni kiterjedés vizsgálata

A vízi makroszkopikus gerinctelenek vizsgálatára faunisztikai egyeléses gyűjtést alkalmaztuk. A gyűjtéshez ún. kézi egyelőhálót (0,25×0,25 m keret, 950 µm-es lyukbőségű háló, 1,5 méter hosszú nyél) használtunk. Jelentős áramlási sebesség esetén az ún. „kick and sweep” technikát alkalmaztuk, melynek során az áramlásnak háttal állva, lábbal megbolygattuk az aljzatot, miközben az áramlás által elsodort állatokat a kézi hálóval fogtuk fel. Számottevő áramlás híján a kézi hálóval meghúztuk az üledék felső 3–4 cm vastag rétegét. A hínár- és mocsári növényzet állományait, a szárazföldi növények vízbe lógó részeit (levelek, gyökerek), illetve az elhalt, de struktúráját még tartó növényi törmeléket is megbolygattuk a hálóval és kiválogattuk a hálóba került állatokat. A gyűjtést minden esetben kiegészítettük az ún. kézi egyelés módszerével is, ez a növények szárain, vagy a vízben lévő

köveken, nagyobb fadarabokon megtapadó/megkapaszkodó állatok esetében ad jó eredményt. A terepen biztosan azonosítható fajok egyedeit meghatározás – és szükség esetén fényképes dokumentálás – után szabadon engedtük, a gyűjtési adatokat diktafonon rögzítettük.

5.3. Inváziós vízi puhatestűek és rákok állományainak egyedsűrűség vizsgálata

Az állományok egyedsűrűségének vizsgálatára alkalmas időszak kora tavasztól ősz végéig terjed. A fajok populációinak mennyiségi vizsgálatára a 2006-ban kidolgozott NBmR protokollt alkalmaztuk („kick and sweep" technikán alapuló multihabitat típusú módosított AQEM protokoll).

A mintavételt megelőzően a területet bejártuk. Kisvízfolyások esetében a lejárt mederszakasz 250 méter, folyók és folyamok (szélesség nagyobb mint 50 m) esetében 500 méter. A bejárás során rögzítettük az élőhelyre jellemző háttérváltozókat (NBmR terepi jegyzőkönyv). Kisvízfolyások esetében 3×10 méteres, nagyobb folyók esetében 3×20 méteres szakaszt választottunk ki, majd ezekben a mederrészletekben vettünk mintát. Amennyiben a 3×10, illetve 3×20 méteres mintázott szakaszon valamely habitat-típus aránya összességében elérte, illetve meghaladta az 5%-os borítási értéket, abban az esetben minimum egy replikátummal mintáztuk az adott élőhelyet.

Az egyes szekciókban, a habitat-típusok arányának megfelelően, 5-5 AQEM típusú replikátumot vettünk, melyeket egy mintaként kezeltünk. A fent leírtakat követve minden egyes mintavételi helyről 3 diszkrét minta (összesen 15 replikátum) áll rendelkezésre. Azoknak a nagyobb vízfolyásoknak és állóvizeknek az esetében, ahol a mintavétel nem terjedhet ki az egész mederre, ott a mintázható, azaz a lábalható sávra vonatkoztattuk a habitat-típusok arányát.

A terepen biztosan azonosítható fajok (pl. nagytestű kagylófajok) egyedeit meghatározás után szabadon engedtük, a gyűjtési adatokat a jegyzőkönyvben rögzítettük.

5.4. Inváziós halak állományainak, térbeni kiterjedés és egyedsűrűség vizsgálata

A parti régió mintázása a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) protokollja szerint történt, melynek első lépéseként a vizsgálandó vízteret besoroljuk valamely víztértípusba (a különböző típusokhoz eltérő mintavételi hosszok tartoznak). Ezt követően a vizsgálatra kijelölt területeket alszakaszokra osztjuk, melyeket úgy jelölünk ki, hogy azok reprezentatívak legyenek a felmérendő víztest vizsgálatra kijelölt szakaszára. A mintavételek során egyenáramú elektromos halászgép (EME = elektromos mintaételi eszköz) használtunk, elektromos szákkal (2 m-es nyél, 30 cm átmérőjű szákfej). A mintázott szakaszok hosszát GPS berendezéssel mértük a szakaszok felső, illetve alsó koordinátáinak rögzítésével.

A fenékrégió mintázásakor (mederfenék halközösségének felmérése) meghatározott hosszúságú szakaszokon végeztünk mintavételt: 50, 100, 150, 300 vagy 450 méter. A felmérésekhez elektromos halászgéphez kapcsolt fenékhálót (E-KECE) használtunk. Az halászgép megegyezett az NbmR protokollban használt mintavételi eszközzel. Az elektromos fenékháló használatával párhuzamosan fel kellett térképezni a mederfeneket, az esetleges akadók és a víz alatti, mintavételt akadályozó tárgyak felderítése céljából. Erre a célra nagy teljesítményű halradart használtunk.

5.5. Az inváziós növényfajok elterjedésének elemzéséhez felhasznált adatok

5.5.1. A felmérések keretében vizsgált fajok

A részfeladat keretein belül az inváziós fajok felmérését három alfeladatban végeztük el:

- özöngyomok elterjedésének térképezése a teljes projektterületen,
- gyakori özöngyomok felmérése,

- ritka özöngyomok felmérése.

5.5.1.1. Özöngyomok elterjedésének térképezése a teljes projektterületen

A feladatkiírás szerint a vizsgálandó, inváziós jellegű növényfajok az alábbiak.

- japánkeserűfű hibrid (*Fallopia × bohemica*)
- ártéri japánkeserűfű (*Fallopia japonica*)
- kaukázusi medvetalp (*Heracleum mantegazzianum*)
- egynyári seprence (*Erigeron annuus*)
- bálványfa (*Ailanthus altissima*)
- keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*)
- kései meggy (*Prunus serotina*)
- fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*)
- kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*)
- magas aranyvessző (*Solidago gigantea*)
- bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*)
- süntök (*Echinocystis lobata*)
- zöld juhar (*Acer negundo*)
- gyalogakác (*Amorpha fruticosa*)

5.5.1.2. Gyakori özöngyomok felmérése

A feladatkiírás szerint a vizsgálandó, inváziós jellegű növényfajok az alábbiak.

- fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*)
- kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*)
- magas aranyvessző (*Solidago gigantea*)
- bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*)
- süntök (*Echinocystis lobata*)
- keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*)

5.5.1.3. Ritka özöngyomok felmérése

A feladatkiírás szerint a vizsgálandó, inváziós jellegű növényfajok az alábbiak.

- japánkeserűfű hibrid (*Fallopia × bohemica*)
- ártéri japánkeserűfű (*Fallopia japonica*)
- kaukázusi medvetalp (*Heracleum mantegazzianum*)
- bálványfa (*Ailanthus altissima*)
- kései meggy (*Prunus serotina*)

- zöld juhar (*Acer negundo*)
- gyalogakác (*Amorpha fruticosa*)

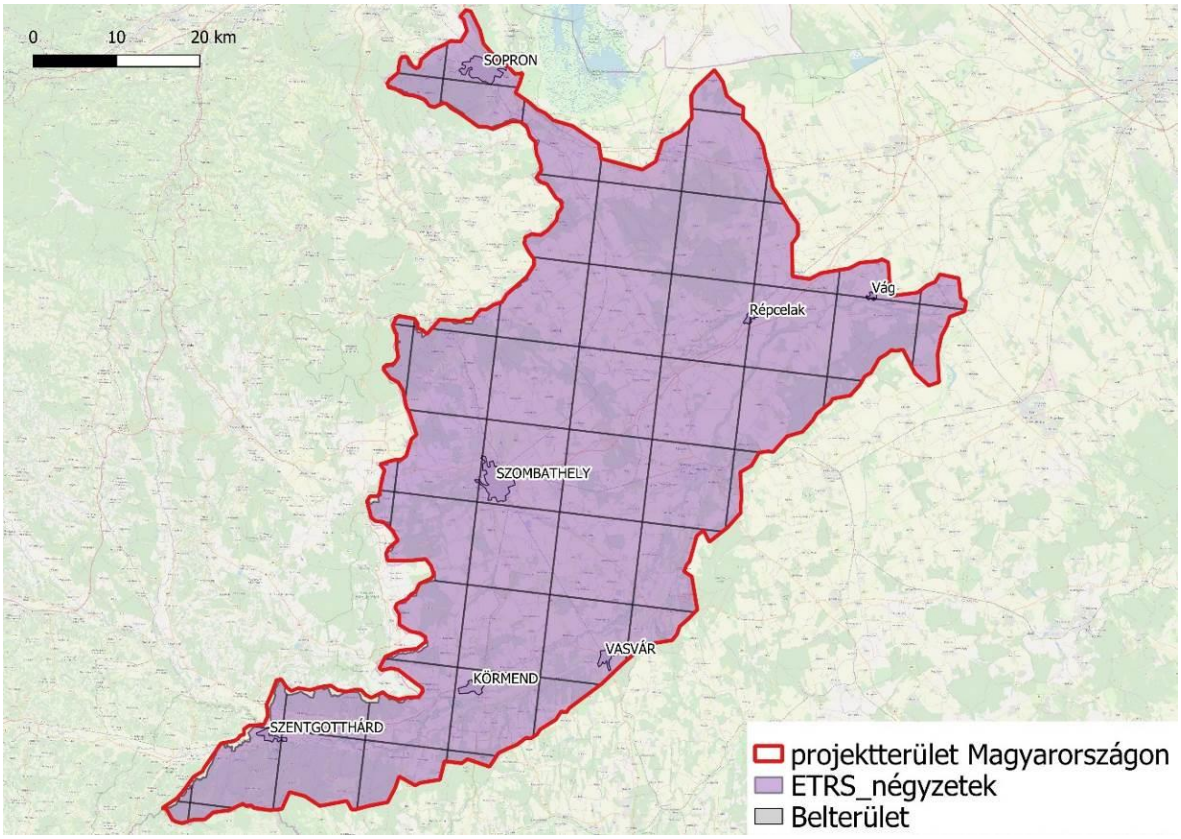
5.5.2. A részfeladat keretében felmért mintaterületek és mintaszámok

A részfeladat keretein belül az inváziós fajok felmérését három alfeladatba csoportosítva végeztük:

1. özöngyomok elterjedésének térképezése a teljes projektterületen,
2. gyakori özöngyomok felmérése,
3. ritka özöngyomok felmérése.

5.5.2.1. Özöngyomok elterjedésének térképezése a teljes projektterületen

Felmérendő mintaterület a teljes projektterületre fektetett, 10×10 km-es ETRS grid kivágata. Ez 58 grid négyzetet jelent.



5. ábra. A 10×10 km-es ETRS grid kivágata a projektterületen belül

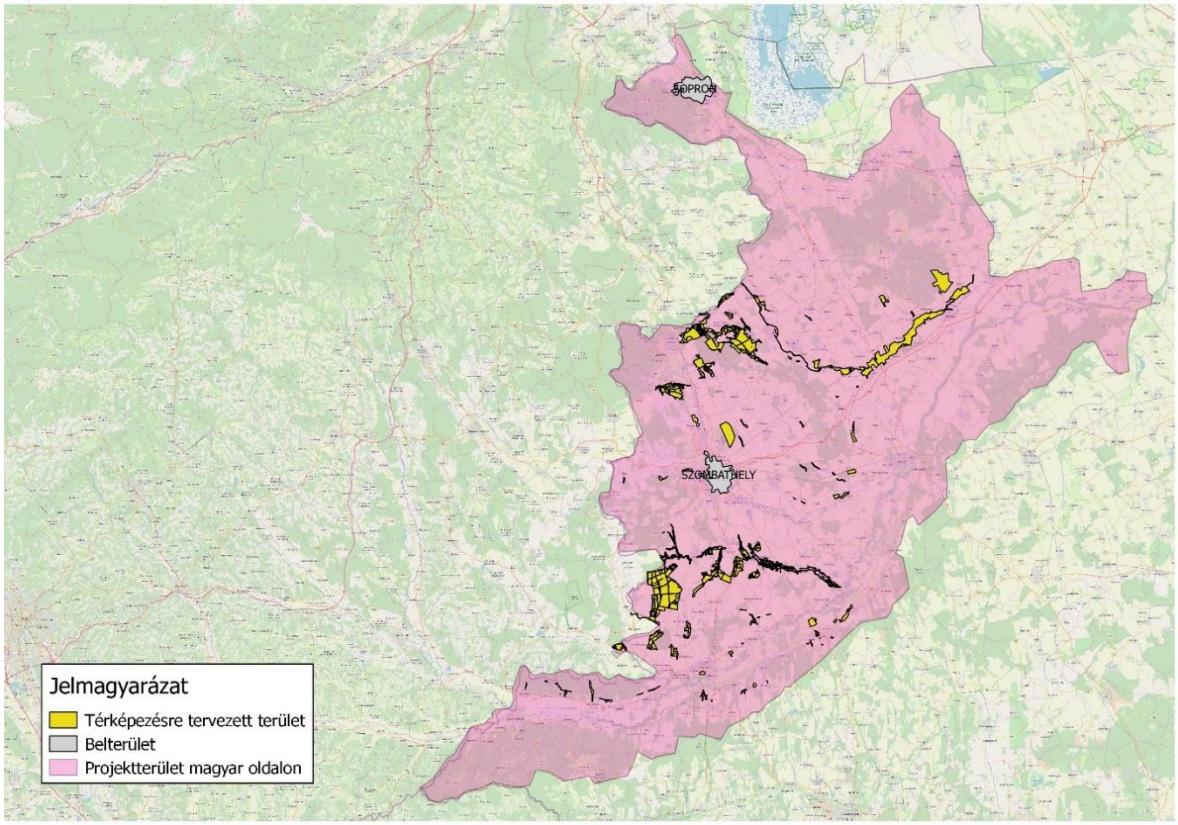
5.5.2.2. Gyakori özöngyomok felmérése

Felmérendő mintaterület volt az összes előzetesen lehatárolt, élőhelytérképezett terület (az élőhelytérképezésre kijelölt területek az 1. számú részfeladat szerint): 100 km^2 mintaterület felmérését végeztük el. A mintaterület kijelölésének alapját az Országos Ökológiai Hálózatnak a projektterülettel átfedő része képezte. Ebből le lettek válogatva azok a területek, amelyek nem képezik egyetlen Natura 2000 természetmegőrzési terület részét sem, kivétel volt ez alól az FHNP

Igazgatóság működési területén lévő Répce mente Kiemelt Jelentőségű Természetmegőrzési Terület (HUFH20010) [web19].

Az így kialakult területhez adódtak hozzá egyes jelentős lepkeélőhelyek, amelyeken a projekt keretein belül lepkefaunisztikai felmérések is zajlottak.

A feladat keretében az özöngyomok felmérését egyszer végeztük el.



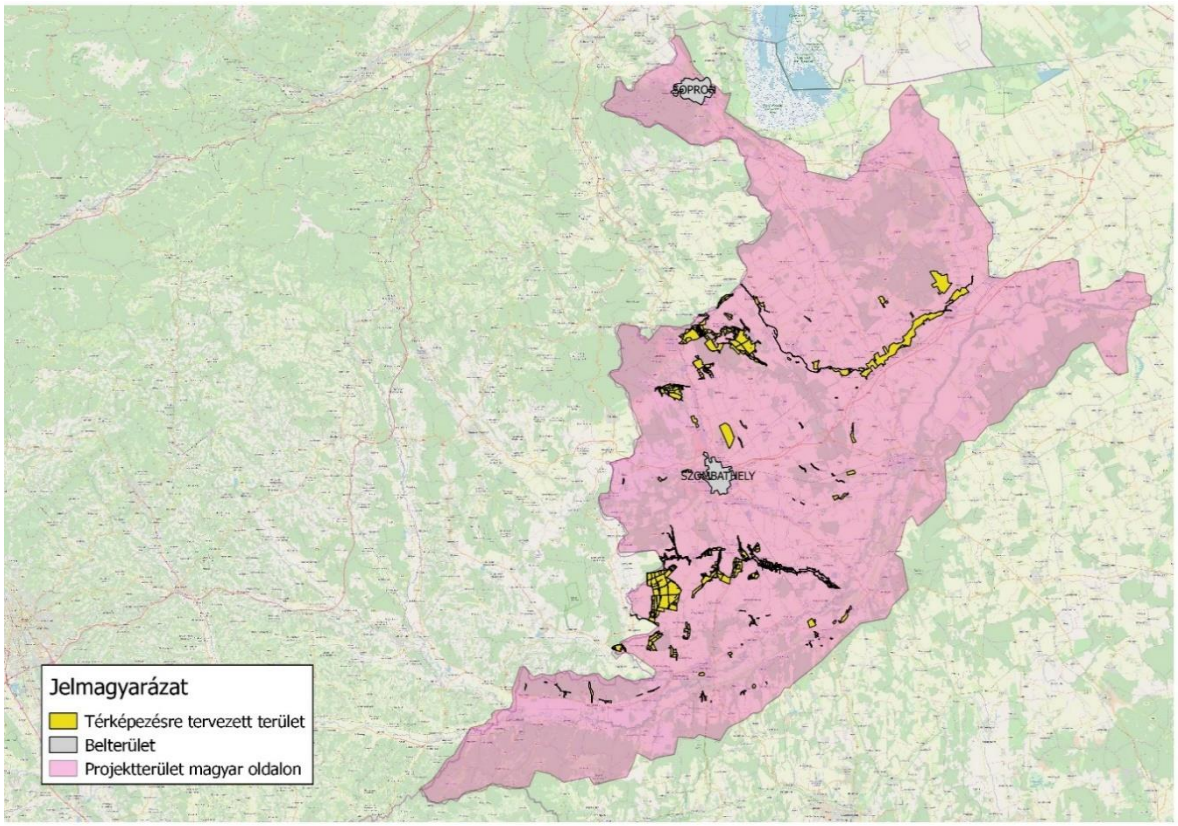
6. ábra. A gyakori özöngyomok felmérésére kijelölt mintaterület elhelyezkedése a projekt területén

5.5.2.3. Ritka özöngyomok felmérése

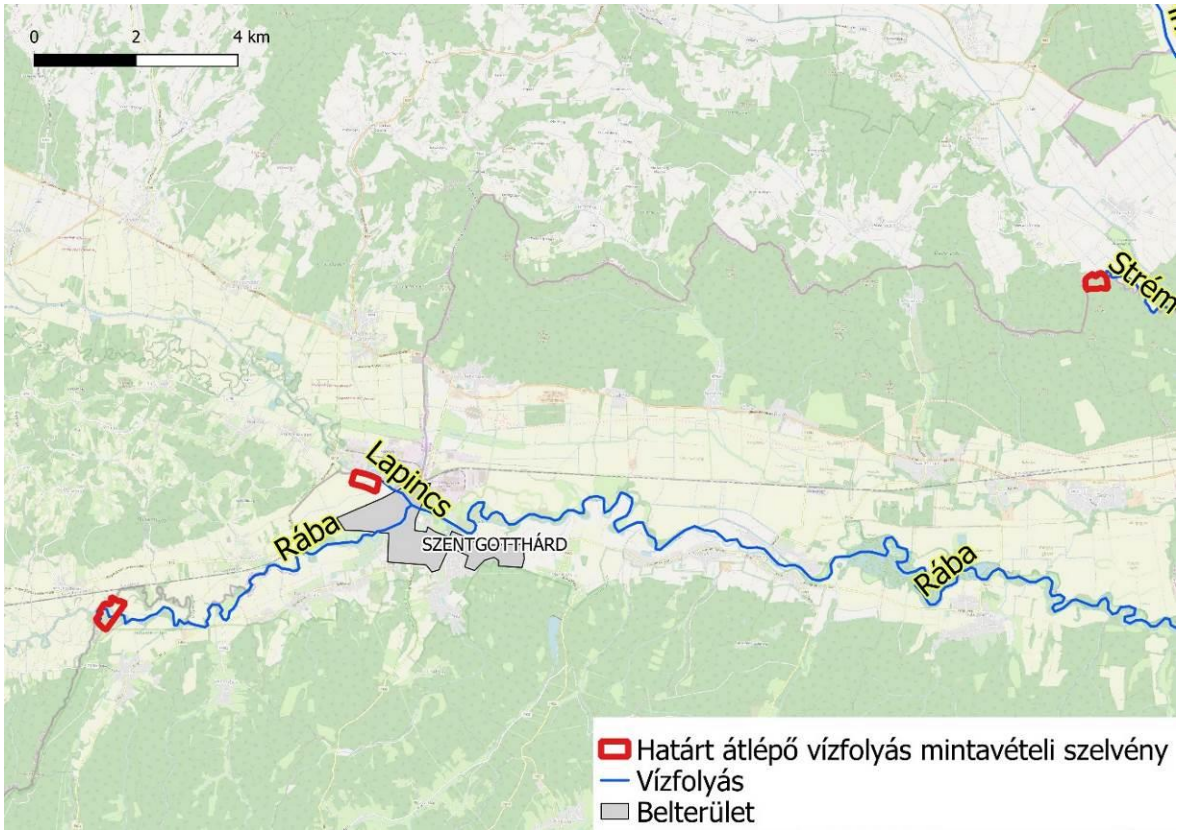
Felmérendő mintaterület volt az összes előzetesen lehatárolt, élőhelytérképezett terület (az 1. számú részfeladat szerint): 100 km^2 mintaterület felmérését végeztük el. A mintaterület kijelölésének alapját az Országos Ökológiai Hálózatnak a projektterülettel átfedő része képezte. Ebből le lettek válogatva azok a területek, amelyek nem képezik egyetlen Natura 2000 természetmegőrzési terület részét sem, kivétel volt ez alól az FHNP Igazgatóság működési területén lévő Répce mente Kiemelt Jelentőségű Természetmegőrzési Terület (HUFH20010). Az így kialakult területhez adódtak hozzá egyes jelentős lepkeélőhelyek, amelyeken a projekt keretein belül lepkefaunisztikai felmérések is zajlottak.

A 100 km^2 mintaterülethez továbbá hozzáadódott a határral érintkező 6 vízfolyás (Lapincs, Rába, Strém, Gyöngyös, Pinka, Répce) határszelvénye mentén poligonnal előzetesen lehatárolt terület (500 m hosszan, a vízfolyás hullámterének szélességében).

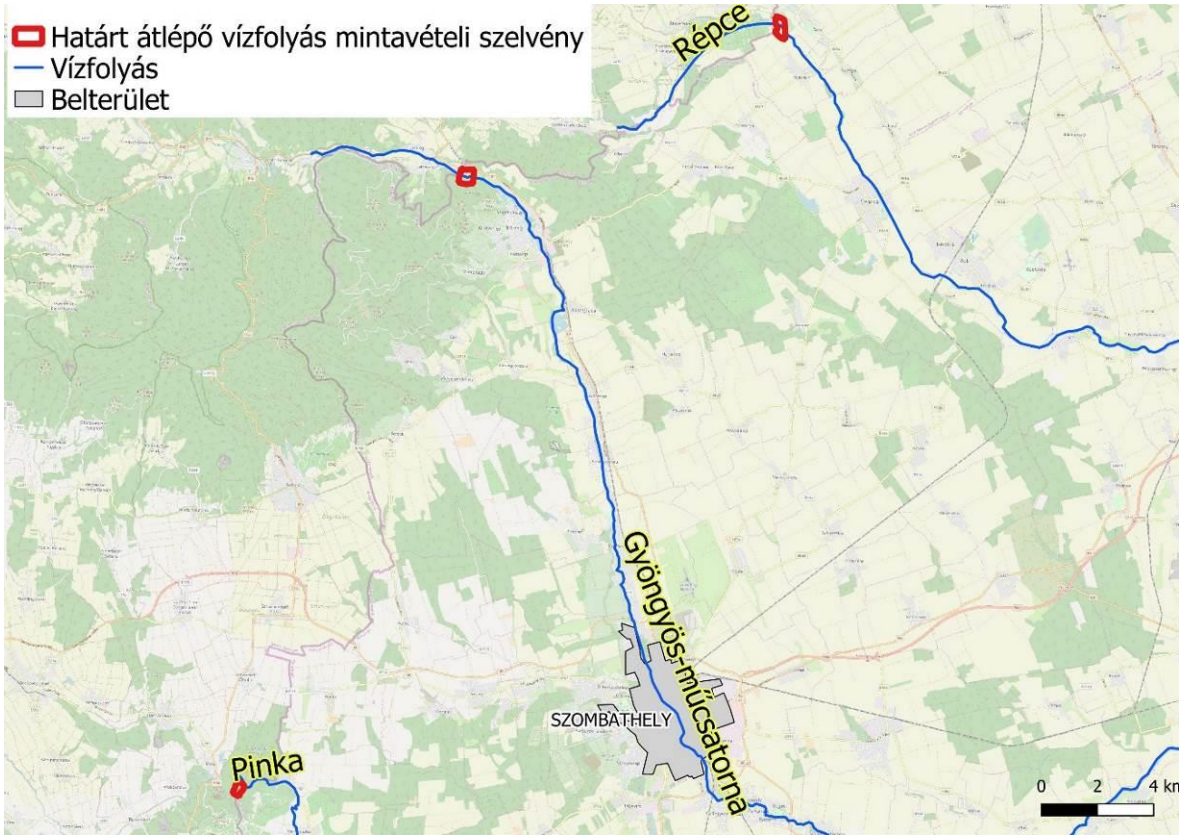
A feladat keretében az özöngyomok felmérését egyszer végeztük el.



7. ábra. A ritka özöngyomok felmérésére kijelölt mintaterület elhelyezkedése a projekt területén



8. ábra. Az országhatárt átlépő vízfolyásokon kijelölt mintavételi szelvények a Rábán, a Lapincson és a Strémen a ritka özöngyomok felméréséhez



9. ábra. Az országhatárt átlépő vízfolyásokon kijelölt mintavételi szelvények a Pinkán, a Gyöngyösön és a Répcén a ritka özöngyomok felméréséhez

5.5.3. Mintavételi módszerek

A részfeladaton belül az inváziós fajok felmérését három alfeladatban végeztük el:

1. özöngyomok elterjedésének térképezése a teljes projektterületen,
2. gyakori özöngyomok felmérése,
3. ritka özöngyomok felmérése.

5.5.3.1. Özöngyomok elterjedésének térképezése a teljes projektterületen

A megadott, minimálisan vizsgálandó özönfajok jelenlét-hiányának megállapítását végeztük el a projektterület összes magyarországi hálónégyzetében. Ehhez a következőket használtuk fel:

- Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlasza térképi állományai,
- a jelen projekt során végzett gyakori és ritka özöngyom-felmérések adatai.

Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlaszához az adatokat KEF (közép-európai flóratérképezési) kvadrátokban gyűjtötték, amelyek mérete 6,2×5,5 km, így a magyar oldalon előfordulási gyakoriság is megadható ETRS négyzetenként a KEF adatok alapján. Adott özönfaj esetében azoknak a KEF kvadrátoknak az adata vehető fel az ETRS kvadrátba, amelyek területének legalább 80%-a az ETRS kvadrát területén belülre esik.

5.5.3.2. Gyakori özöngyomok felmérése

A területek élőhelytérképezéséhez (1. részfeladat) kapcsolódóan, azzal egy időben minden élőhelyfoltban megadtuk az özönfaj jelenlétét és százalékos becsült borítását, valamint aggregáltságát (szórványosan vagy csoportosan fordul elő).

Vizsgált változók az egyes özönfajokra vonatkozóan:

Robinia pseudo-acacia becsült borítása az élőhelyfoltban (%)

Solidago canadensis becsült borítása az élőhelyfoltban (%)

Solidago gigantea becsült borítása az élőhelyfoltban (%)

Impatiens glandulifera becsült borítása az élőhelyfoltban (%)

Echinocystis lobata becsült borítása az élőhelyfoltban (%)

Elaeagnus angustifolia becsült borítása az élőhelyfoltban (%)

Robinia pseudo-acacia aggregáltsága az élőhelyfoltban („aggregate", „sporadic" vagy „plantation" értéket vehet fel)

Solidago canadensis aggregáltsága az élőhelyfoltban („aggregate" vagy „sporadic" értéket vehet fel)

Solidago gigantea aggregáltsága az élőhelyfoltban („aggregate" vagy „sporadic" értéket vehet fel)

Impatiens glandulifera aggregáltsága az élőhelyfoltban („aggregate" vagy „sporadic" értéket vehet fel)

Echinocystis lobata aggregáltsága az élőhelyfoltban („aggregate" vagy „sporadic" értéket vehet fel)

Elaeagnus angustifolia aggregáltsága az élőhelyfoltban („aggregate" vagy „sporadic" értéket vehet fel).

5.5.3.3. Ritka özöngyomok felmérése

A feladatban vizsgálandóként meghatározott fajok minden egyes elkülöníthető állományfoltjának lehatárolását végeztük el az alfeladathoz kapcsolódó mintaterületen. A lehatárolt állományfoltokban meghatároztuk az abszolút egyed- vagy abszolút hajtásszámot, vagy az egységnyi területre vonatkoztatott hajtásszámot.

6. Eredmények - inváziós növényfajok

6.1. Eredmények összefoglalása részfeladatok szerint

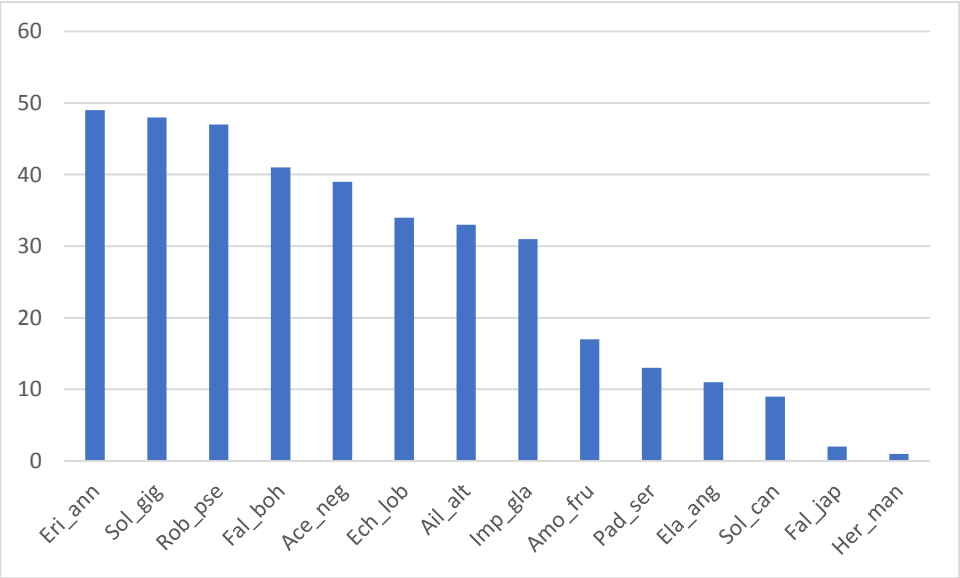
(1) Az ***özönnövények felmérése*** 3 alfeladatból tevődött össze. Összesen 14 özöngyom elterjedési viszonyait vizsgáltuk a feladatkiírás alapján, ezek a következők:

- hibrid japánkeserűfű (*Fallopia × bohemica*)
- ártéri japánkeserűfű (*Fallopia japonica*)
- kaukázusi medvetalp (*Heracleum mantegazzianum*)
- egynyári seprence (*Erigeron annuus*)
- bálványfa (*Ailanthus altissima*)

- keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*)
- kései meggy (*Prunus serotina*)
- fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*)
- kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*)
- magas aranyvessző (*Solidago gigantea*)
- bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*)
- süntök (*Echinocystis lobata*)
- zöld juhar (*Acer negundo*)
- gyalogakác (*Amorpha fruticosa*)

Az **első alfeladat keretében** mind a 14 fajra elvégeztük az elterjedés bemutatását a teljes projektterületre fektetett, 10×10 km-es ETRS grid (összesen 58 négyzet) kivágatában, amelyhez korábban keletkezett adatokat használtunk fel.

Megállapítottuk, hogy a 14 faj közül mindnek van adata legalább egy ETRS négyzetből. Igen gyakori fajok a fehér akác (47 négyzet), az egynyári seprence (49 négyzet) és a magas aranyvessző (48 négyzet). Gyakori a hibrid japánkeserűfű (41 négyzet) és a zöld juhar (39 négyzet). Ritka fajok az ártéri japánkeserűfű (2 négyzet), a kaukázusi medvetalp (1 négyzet), a keskenylevelű ezüstfa (11 négyzet) és a kanadai aranyvessző (9 négyzet), ezeknek új adata a felmérések során nem keletkezett.

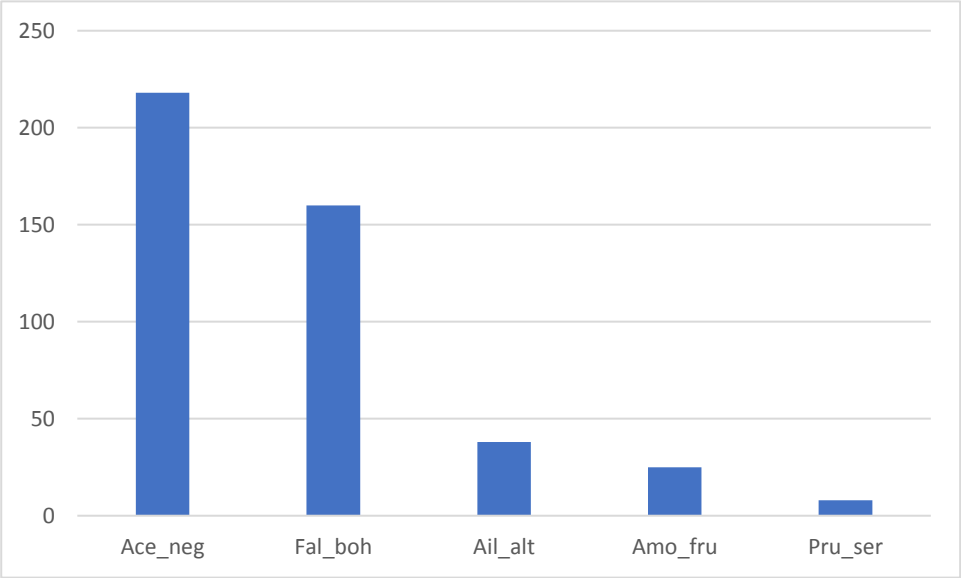


10. ábra. A vizsgált özöngyomok előfordulási gyakorisága az érintett ETRS négyzetek számában kifejezve

A **második alfeladatban** 6 kiválasztott özöngyom (fehér akác, kanadai aranyvessző, magas aranyvessző, bíbor nebáncsvirág, süntök, keskenylevelű ezüstfa) jelenlétére, borítására és az előfordulás mintázatára gyűjtöttünk adatokat 100 km^2-nyi területen. A felmérések 3222 poligont eredményeztek, amelyek közül 1842 poligon (57,2%) volt fertőzött valamely, a vizsgálatban részt vevő özöngyommal.

A **harmadik alfeladatban** 7 kiválasztott özöngyom (hibrid japánkeserűfű, ártéri japánkeserűfű, kaukázusi medvetalp, bálványfa, kései meggy, zöld juhar, gyalogakác) adatait gyűjtöttük az előző feladatban is felmért 100 km^2-es területen, továbbá a határt átlépő vízfolyások (Lapincs, Rába, Strém, Gyöngyös, Pinka, Répce) mentén kijelölt, mintegy 100 ha területen. Az alfeladatban 449 poligon-

adat keletkezett, a felvett özöngyom-fajok mennyiségével (abszolút egyedszám, abszolút hajtásszám vagy egységnyi területre vonatkoztatott hajtásszám).



11. ábra. A vizsgált „ritka" özöngyomok felvett poligonjainak száma

Az alfeladatban szereplő 7 özöngyom közül a zöld juhar került elő a legtöbb helyen (218). Az ártéri japánkeserűfű és a kaukázusi medvetalp fajokról nem került rögzítésre adat.

Az alfeladat részeként vizsgált 6, határon átlépő vízfolyás határszelvényének felmérése alapján megállapítható, hogy a leginkább fertőzött a Répce, a Gyöngyös és a Rába határszelvénye, míg kevésbé fertőzött a Pinka és a Lapincs. A Strém határszelvényben a keresett fajokat nem találtuk.

6.2. Eredmények összefoglalása az egyes inváziós növényfajok szerint

A részfeladaton belül az inváziós fajok felmérését három alfeladatban kellett elvégezni:

4. Özöngyomok elterjedésének térképezése a teljes projektterületen
5. Gyakori özöngyomok felmérése
6. Ritka özöngyomok felmérése

Összesen 14 özöngyom elterjedési viszonyait vizsgáltuk a feladatkiírás alapján, ezek a következők:

- japánkeserűfű hibrid (*Fallopia × bohemica*)
- ártéri japánkeserűfű (*Fallopia japonica*)
- kaukázusi medvetalp (*Heracleum mantegazzianum*)
- egynyári seprence (*Erigeron annuus*)
- bálványfa (*Ailanthus altissima*)
- keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*)
- kései meggy (*Prunus serotina*)
- fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*)

- kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*)
- magas aranyvessző (*Solidago gigantea*)
- bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*)
- süntök (Echinocystis lobata)
- zöld juhar (*Acer negundo*)
- gyalogakác (*Amorpha fruticosa*)

Az alábbi fejezetekben a fenti listában található fajokat tárgyaljuk.

6.3. Hibrid japánkeserűfű – *Fallopia × bohemica*

6.3.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

A hibrid japánkeserűfű (*Fallopia × bohemica* (Chrtek et Chrtková) J. P. Bailey) erőteljes, többnyire embernél nagyobb termetű, lágyszárú évelő faj, gyökerei 1–2 m mélyre hatolnak le, rizómái oldalirányban messze kúsznak, s a rizómarügyekből fakadó sűrű hajtásrendszerrel összefüggő sarjtelepeket alkotnak. Szára felálló, vastag, alul üreges, legalul levél nélküli, levelei nagyok, tojásdadok, ± kihegyezettek, ép szélűek. Kis gomolyokban elhelyezkedő virágai soktengelyű, felleveles részvirágzatokat, ezek pedig levélhónalji, rövid tengelyű bugavirágzatokat alkotnak. Funkcionálisan kétlaki, amely a virágok felépítésében és a virágzatok összképében ivari kétalakúságot is jelent. A fajnak a *Fallopia japonicá*tól való elkülönítése nehéz.

A hazai flóra legmagasabb, többszörvirágzó, évelő, lágyszárú növényei közé tartozik. Európában elsősorban nem generatív, hanem vegetatív módon terjed. Kúszó rizómájával a talajt behálózva folyamatosan növekvő sarjtelepeket képez. Az új állományok létrejöttére alkalmas szaporítóképletek (rizóma-, ritkábban hajtásrészek) fő terjesztője az ember és a folyóvizek. A faj visszaszerzőképessége kiváló, könnyen regenerálódik rizómadarabokból, de olykor szárdarabokból is, ami terjedését nagymértékben elősegíti.

A hibrid óriáskeserűfű a szülőfajok hazájából (Kelet-Ázsia) nem ismert. A *Fallopia japonica* és a *Fallopia sachalinensis* kereszteződésével Európában jött létre, 1983-ban írták le Csehországból. Bár elterjedtségének kutatottsága nem kielégítő, biztosan jelen van Nyugat-, Észak- és Közép-Európa-ban, keleten Lengyelország, Ukrajna és a Balkán-félsziget térségéig, ugyanakkor nincs még adata a Mediterráneumból.

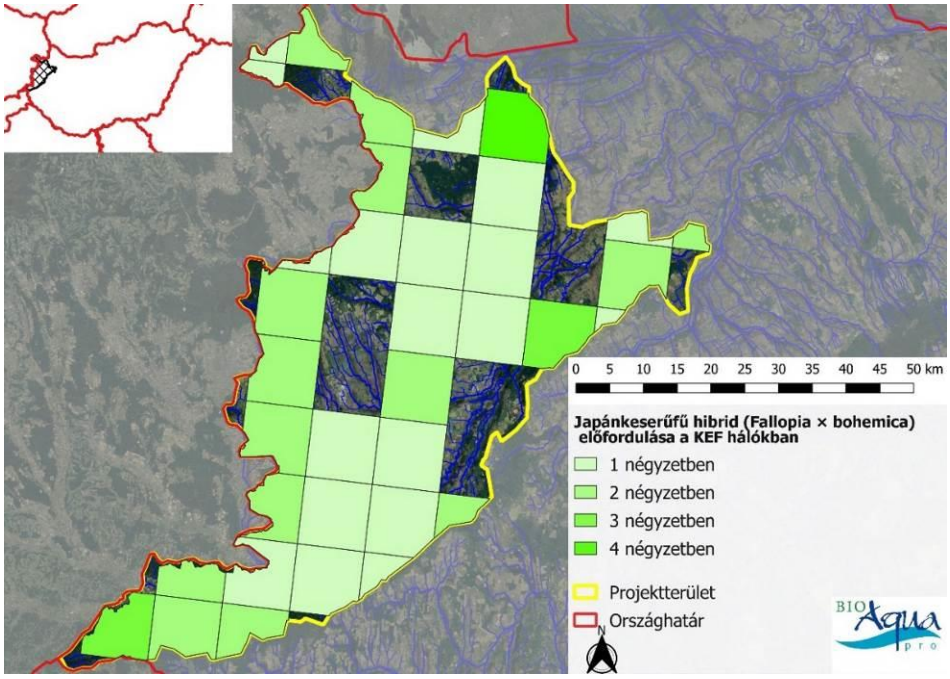
A hibrid óriáskeserűfű magyarországi jelenlétét 1998-ban igazolták. Hazánkban leggyakrabban funkcionálisan hímivarú, termést gyakorlatilag nem érlelő állományaival találkozhatunk. Előfordulása elsősorban zavart élőhelyeken, folyóvizek mentén, ártereken, erdőszéleken, ruderáliákon jellemző országszerte, de főleg a dombvidéki tájakon.

Kedveli a borítás nélküli kitettséget, de félárnyékos vagy erdei, árnyas helyeken is jól érzi magát, állományai ilyenkor kevésbé sűrűek. Előnyben részesíti a folyóvizek közelségét, az ártéri, vízjárta talajokat.

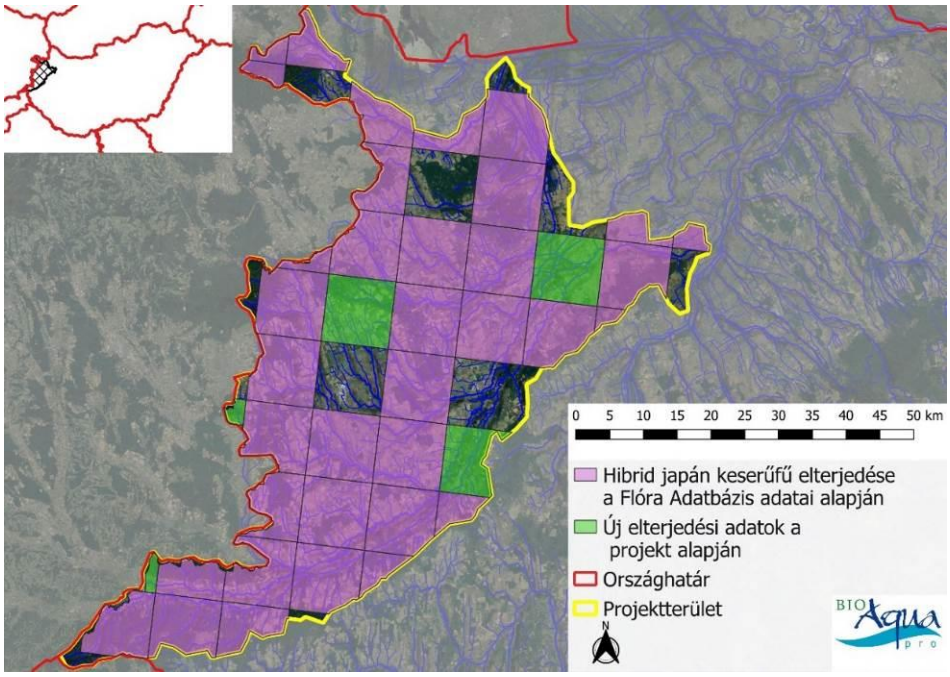
6.3.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.3.2.1. <u>A faj elterjedése a teljes projektterületen</u>

A korábbi adatok és a WeCon projekt felmérései szerint a fajnak összeségében 41 ETRS négyzetből van előfordulási adata a projektterület magyarországi részéről.

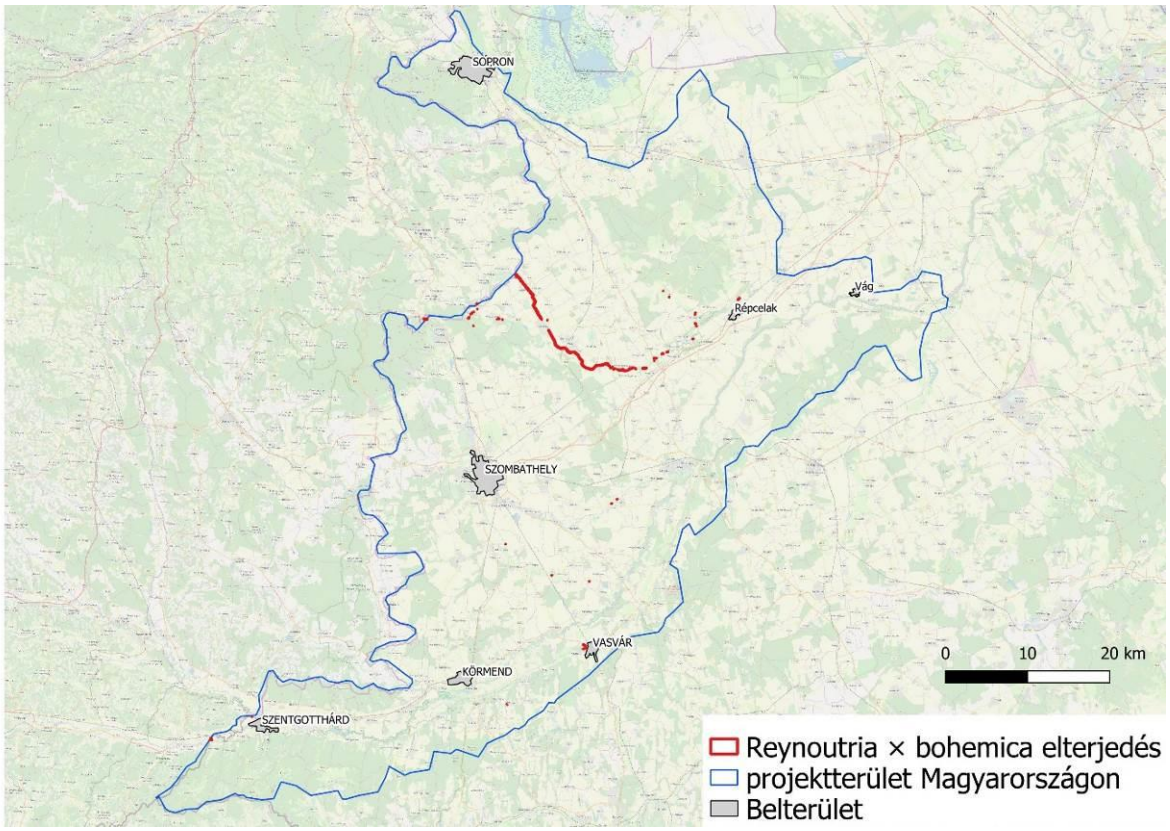


12. ábra. A hibrid japánkeserűfű (Fallopia × bohemica) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja



13. ábra. A hibrid japánkeserűfű (Fallopia × bohemica) előfordulását mutató ETRS háló. Zölddel jelöltük az olyan kvadrátokat, amelyekben a WeCon projekt adatgyűjtése során került elő a faj. Megjegyezzük, hogy mivel a MFA KEF hálóban gyűjti az adatokat, maradhatott üresen olyan ETRS kvadrát, amelyben látszólag előfordul a faj.

6.3.2.2. A faj elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése” és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése” alapján



14. ábra. A hibrid japánkeserűfű (Fallopia × bohemica) elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése” és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése” alapján

6.3.2.3. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A felmért ritkán előforduló özönfajok közül ezt a fajt találtuk a legnagyobb kiterjedésben: összesen 54,1 ha-t borítottak az állományai. Állományai a vízfolyásokat követik, vízfolyásoktól távol ritka.

A 2018-2019-ben elvégzett terepi vizsgálatok eredményeinek térbeli ábrázolása és elemzése során megállapítható volt, hogy a faj szorosan kötődik a vízfolyásokhoz, azok medréhez (I. csoport a továbbiakban – lásd később). Vízfolyásoktól távol, a csatlakozó nagyobb erdőtömbökben, vagy az árterek távolabbi területein ezek a faj hiányzik.

Az előfordulások túlnyomó része a Répce mentén (Répce, Ásás-csatorna, Boldogasszony-patak) található. Bő és Dénesfa között azonban itt is csak szórványosan fordul elő a faj. A többi vizsgált kisvízfolyás mentén hiányzik, vagy ritka. A Rába, a Lapincs, a Pinka, a Gyöngyös és a Répce vizsgált határszelvényein előfordul a faj. A Répce és a Gyöngyös határszelvényben gyakorinak mondható. A mesterségesen kialakított és benapozott (fátlan) medrekben (gyakran a rézsűn) jelentős borítással lehet jelen. Nyilvánvalóan a terjedési útvonal maga a vízfolyás. Itt, a hasznosítás nélküli nyílt területeken hamar megtelepszik. Kaszált és/vagy legeltetett nyílt területeken azonban nem. Zárt erdőkben, cserjésekben hiányzik, vagy csak alacsony borítással van jelen.

6.3.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

A faj visszaszorítására alkalmas módszerek és az ismertetett esettanulmányok az alábbi fajnál kerülnek bemutatásra (ártéri japánkeserűfű – *Fallopia japonica*). A módszerek és a lehetőségek a két faj esetén megegyeznek. Ebben a vonatkozásban a szakirodalom is együtt kezeli ezeket a fajokat.

6.4. Ártéri japánkeserűfű – *Fallopia japonica*

6.4.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

Az ártéri japánkeserűfű (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr), erőteljes, többnyire embernél nagyobb termetű, lágyszárú évelő faj, morfológiai jellemzése megegyezik a hibrid japánkeserűfűével. A fajnak a *Fallopia* × *bohemicától* való elkülönítése nehéz.

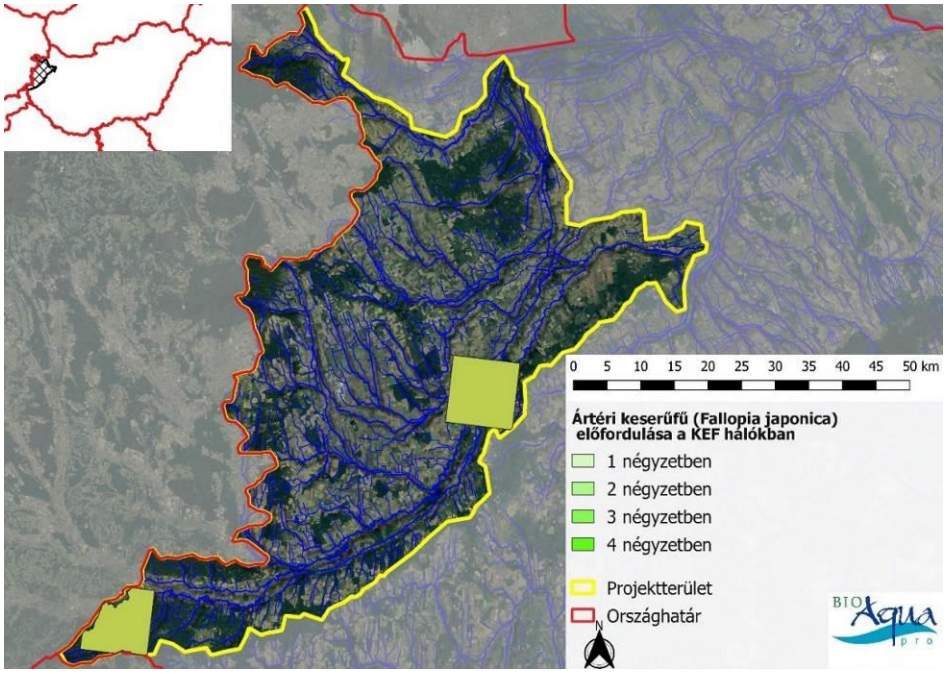
Az ártéri japánkeserűfű Dél-Szahalinon, a déli Kurili-szigeteken, Japánban, Koreában, Középkelet-Kínában és Tajvanon őshonos. Szinantróp elterjedési területe több kontinensre is kiterjed. Európába 1823-ban hozták be. Napjainkra kontinensünk nagy területein elterjedt, északon az é. sz. 70°-áig, míg délen csak a Mediterráneumban nem fordul elő. A Kárpát-medencéből először 1923-ban jelezték elvadulását, jelenleg minden országában jelen van. Európán kívül özönnövény Észak-Amerikában (kivéve Mexikót) és Új-Zélandon.

Az ártéri japánkeserűfű magyarországi előfordulásáról az 1920-as évektől vannak adatok, a XX. század közepén már tizennyolc település térségéből jelzik. A szakirodalom szerint a XX. század végére országszerte meghonosodott, különösen a Középhegységben és a Dunántúlon. Azonban csak elenyésző mértékben lehet jelen, s adatainak túlnyomó többsége a hibrid japánkeserűfűre vonatkozhat. Szórványos előfordulása egykori ültetési környezetében jellemző, elsősorban települési ruderális élőhelyeken.

6.4.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.4.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

Ismereteink szerint a faj igen ritka a tárgyalt térségben. A korábbi adatok alapján 2 ETRS négyzetből vannak adatai. A WeCon projekthez kapcsolódó egyéb adatgyűjtések során az ártéri japánkeserűfüvet (*Fallopia japonica*) nem találtuk, így további ETRS négyzettel nem tudtuk kiegészíteni a flóratérképezési adatokat.



15. ábra. Az ártéri japánkeserűfű (Fallopia japonica) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja

6.4.2.2. A faj elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése" és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése" alapján

Az ártéri japánkeserűfű (*Fallopia japonica*) a projektterületen ritka faj. A ritka özöngyomok térképezésére kijelölt 101 km^2 (100 km^2 élőhelytérkép és 101,6 ha határon átfolyó vízfolyás vizsgálati terület) területen nem azonosítottuk egyetlen állományát sem.

6.4.2.3. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A faj mennyiségi viszonyainak és elterjedési mintázatának alapvető jellegzetességeinek bemutatásától a faj ritkasága miatt eltekintünk.

6.4.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Mechanikai védekezés

A kézi kihúzása kis állományoknál nehézkes, a kiásás több eredménnyel jár. A nagyoknál ezek a módszerek már nehezebben vagy nem járható utat jelentenek. A szárak levágása fokozza a rizómák oldalirányú növekedését. A Brit-szigeteken kipróbált kora nyári legeltetés szarvasmarhákkal, birkákkal és kecskékkel szignifikánsan csökkentette a hajtássűrűséget. A legeltetés természetesen főleg a tavaszi, zsenge kihajtási időszakban folytatható, mivel a nagyra nőtt szárak már kemények, parásodó tövűek. A három faj kísérleti parcellákba ültetett rizómadarabjaiból fejlődő fiatal növényeken végzett cseh vizsgálatok a kaszálást és legeltetést mindazonáltal negatív hatásúnak találták az egyedek túlélése szempontjából ($P < 0{,}001$). Ugyanakkor a F. japonica és a F. × bohemica esetében szignifikánsan jobb megmaradást tapasztaltak, mint a F. sachalinensisnél, például az áttelelést tekintve is. A kaszálás és legeltetés – mint hagyományos kezelési módok – rendszeres alkalmazása tehát hatékony módszernek tekinthető, amely az állományok kifárasztásával hatékony gátat szabhat az inváziónak. Kaszálás esetén brit szakirodalmi források a kéthetes gyakoriságot javasolják. Megkezdése előtt azonban szükség van az előző évi kórók eltávolítására, esetleg

elégetésére. Ha azonban ez abbamarad, akkor az inváziós potenciál felerősödik, és amennyiben fellép az invázió, úgy további védekezési módszerek bevetésére is szükség lehet az állományok hatékony felszámolása érdekében (BOTTA-D & DANCZA 2004).

Kémiai védekezés

Az óriáskeserűfű (Fallopia spp.) ellen Angliában glifozát hatóanyagú készítményt alkalmaztak a levágott hajtásvégek kezelésére. Ugyanakkor ezen eljárás a vizekhez közeli területek esetében nem alkalmazható. Az évenként legalább hatszori kaszálással és gyomirtó szeres kezeléssel a növény eredményesen visszaszorítható volt. (CSISZÁR & KORDA 2015).

Egy ír hivatkozás részletesen számba veszi a 2,4-D, a triklopir és a pikloram hatóanyagok alkalmazásának lehetőségét óriáskeserűfű (Fallopia spp.), kaukázusi medvetalp (Heracleum mantegazzianum) és bíbor nebáncsvirág (Impatiens grandulifera) ellen, ugyanakkor arra is felhívja a figyelmet, hogy alkalmazásuknak esetenként korlátot szab a beporzó rovarok védelme és a víztestek közelsége. (CSISZÁR & KORDA 2015).

A japánkeserűfű-fajok kémiai módszerekkel való irtásának nehézségét gyakori vízközeli előfordulásuk okozza. Tekintettel arra, hogy a vízi szervezetekre nem mérgező herbicidekkel is kötelező az ötméteres védőtávolság betartása, a kezelés elvégezhetősége gyakorlatilag az eseti hatósági jóváhagyástól függ. Az egyedüli kivétel a diklobenil hatóanyag lehet, mivel csatornák, élővizek gyomirtására engedélyezték. A kezelést védett területeken kizárólag a vízzel el nem áraszott részeken végezzük. Tekintettel arra, hogy a készítmény granulátum formájú, különös figyelmet kell fordítani a kezelt sávok csatlakozására. A kezelést a kora tavaszi időszakban a növény preemergens (kihajtás előtti) fenológiai stádiumában kell elvégezni. A hazai kísérletekben az irtás hatékonysága 80% körül alakult. A nem összefüggő borítású területen lehetőség volt az egyedi kenéses, pontpermetezéses vagy injekciós tűvel (állatorvosi tömegoltó) való injektálásos kezelés elvégzésére. A kísérletek szerint pontpermetezéssel újrasarjadzás nélküli gyomirtó hatásra a dikamba hatóanyag volt képes, viszont ennek a hatóanyagnak a vizes élőhelyen való alkalmazása megkérdőjelezhető és további részletes vizsgálatokat igényel. A tömény glifozátot tartalmazó herbicidek kenéses alkalmazása szintén hatékony lehet. Ez a kezelés a megfelelői technológia rendelkezésre állása esetén – különös tekintettel a tömény glifozátoldat elcsöppenésére – környezetvédelmi szempontból is kívánatos. Kísérleteink szerint a glifozáttartalmú készítményeknek az engedélyokiratban levő dózisa pontpermetezéses eljárással fitotoxikus hatású volt a kezelt növényeken.

A gyomirtó szeres védekezés előtt a kezelendő területről el kell szállítani az előző években felhalmozódott elhalt növényrészeket. Ezek összezúzhatók vagy elégethetők. A már vegyszerrel kezelt elhalt növényi maradékot fokozott körültekintéssel kell megsemmisíteni (elégetés, talajba való forgatás). A gyomirtó szerek alkalmazásának követelményeit szigorúan be kell tartani, különös tekintettel a nem célnövények és élőhelyek épségére.

Eredményes használat esetén gondoskodni kell a japánkeserűfüvek és a gyomirtó szer együttes hatása nyomán kialakult csupasz felszínek rehabilitációjáról, növényzettel való fedettségéről. Különös jelentőségű, de egyben nehéz problémát is jelent ez a víz által erodált partokon (BOTTA-D & DANCZA 2004).

Biológiai védekezés

A CABI – mint a biológiai védekezéssel foglalkozó, világvezető, nonprofit kutató szervezet – az elmúlt 50 évben 35 országban 75 természetes ellenséget (ízeltlábú és gombafajt) bocsátott ki 30 gyomnövény ellen. A munkájuk leglátványosabb európai eredménye, hogy óriáskeserűfű ellen – 10 év vizsgálatot követően – engedélyezték az Aphalara itadori (Hemiptera, Psyllidae) szabadtéri alkalmazását az Egyesült Királyságban. Az eseményről 2010. március 9-én még a BBC is beszámolt. A kibocsátást követő 5 éves monitoring eredményének függvényében ez lehet az első olyan, özönfajok ellen alkalmazott egzotikus eredetű természetes ellenség, amely az Európai Unió országaiban biológiai védekezési céllal felhasználásra kerülhet (CSISZÁR & KORDA 2015).

Jelenleg még a tudományos vizsgálati szakaszban vannak azok a kísérletek, amelyek a két szülőfaj távol-keleti hazájában honos kártevőire, mint lehetséges biológiai védekezési ágensekre vonatkoznak. Szóba jöttek már Japánban honos gerinctelenek, például bogárfajok, de lehet, hogy patogének is felmerülnek, mint például a károsító rozsdagombák vagy levélfoltosodást okozó gombák (pl. Phyllosticta rayoutina) (BOTTA-D & DANCZA 2004).

Konkrét esettanulmányok kivonatos ismertetése a forrás megjelölésével

Inváziós és egyéb adventív fás szárú fajok irtásának tervezése és kivitelezése a csepeli Tamariska-dombon (2010-ben kezdődő beavatkozás) (CSISZÁR & KORDA 2015).

Az esettanulmány több inváziós faj visszaszorításáról számol be ezért a többi érintett fajnál hivatkozni fogunk erre a kivonatos leírásra.

A Tamariska-domb a Csepeli-síkság kistájon, a Csepel-sziget északi részén, Budapest XXI. kerületében (Csepel) található. Kiterjedése mindössze 5,22 ha. Domborzati adottságaira jellemző, hogy a környéken egykor uralkodó ÉNy–DK-i irányú homokbuckák utolsó hírmondója. A terület tengerszint feletti magassága 116,8 m, ez egyben Csepel legmagasabb pontja. A területen humuszos homoktalaj alakult ki. A városi környezet miatt igen jelentősek az antropogén hatások. Napjainkban a terület üzemtervezett erdőként van nyilvántartva, jelenleg azonban gyakorlatilag közparkként funkcionál. A csepeli Tamariska-domb területén az Alföld eredeti erdőssztyepp növényzetének maradványait találjuk meg. Megjelenésben ez a fás és fátlan növénytársulások állománytöredékeinek térben többé-kevésbé elváló, sajátosan mozaikos komplexét jelenti.

Alkalmazott módszerek

A fás szárú özönfajok nagyobb mértékű eltávolítása 2010-ben kezdődött meg. Ennek során elsősorban a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) visszaszorítása volt az elsődleges cél, ez a növény ugyanis igen jelentős részeket foglal el a Tamariska-domb területéből. A kiválasztott területen az MME élőhely-kezelési beavatkozása előtt 2010 kora tavaszán a Csepeli Zöld Kör a Fővárosi Önkormányzat megbízásából eltávolított 10–12 darab, kb. 30 éves keskenylevelű ezüstfát, ezt megelőzően a területrészen több évtizede nem történt semmiféle természetvédelmi célú beavatkozás (kivételt képez a parlagfű irtása, amely azonban elsősorban humán-egészségügyi célokat szolgált). A kezelés folytatásaként a teljesen erdősült területekről eltávolítottuk a keskenylevelű ezüstfákat, a lepényfákat, néhány keletitamariska-tövet és a nyugati ostorfákat. Ennek során az őshonos fehér nyárakat, illetve a hozzájuk tartozó természetközeli cserjeszintet megkíméltük. Ahol ős- és idegenhonos fajok egyaránt előfordultak, ott szelektíven távolítottuk el az adventív növényeket. Az akciónap során kb. 3000 m2ről vágtuk ki a nemkívánatos növényegyedeket. A 2010 decemberében végzett első – kifejezetten önkéntes munkára építő – kezelés után 2011. év végén még egy alkalommal szervezett az MME ugyanezen területrészen gyepmegnyitást. Ennek nyomán a 3000 m2-re kiterjesztett – a kiinduláskor csupán mintegy 1000 m2-re kiterjedő – homoki gyepfragmentumot tovább bővítettük, és sikerült elérnünk a korábban két részre oszló nyílt élőhelyek összenyitását, valamint ezek 5000 m2-esre történő kibővítését. A későbbiekben a terület kezelőjének megrendelésére 2012-ben részletes élőhely-rekonstrukciós tervet készítettünk. A terv elsődleges célja a területen megtalálható védett fajok és természetes élőhelyek állományainak megőrzése, illetve az élőhelyek helyreállításával állományuk növelése. A célok elérése érdekében a legfontosabb feladat az inváziós, illetve az egyéb adventív fajok irtásának tervezése volt. A tervezést alapvetően befolyásolta a tervezési terület meglehetősen kis kiterjedése (5,2 ha), a jó állapotú élőhelyek fragmentális volta és a jelentős rekreációs szerep. Mivel a terület Csepel családi házas övezete által teljesen közrezárt, így rendkívül jelentős a kertekből kivadult, illetve a szándékosan betelepített idegenhonos fajok aránya (34 faj). A tervezést megelőző felvételezés során az adventív fajok előfordulásáról pontos térképeket készítettünk, és megbecsültük az egyedszámukat, melyek az irtás megtervezésének alapját jelentették. A terület kis kiterjedése indokolttá tette, hogy az inváziós fajokon túl az egyéb adventív növények eltávolítását is megtervezzük, hogy minél nagyobb területen regenerálódhasson a természetes növényzet. Az előforduló, jelentős problémát okozó agresszíven terjedő inváziós fajok jellemzői a területen:

Zöld juhar (*Acer negundo*): A felmérés során mintegy 120 egyed került regisztrálásra. Előfordulása szórványosan az egész területen megfigyelhető volt.

Bálványfa (*Ailanthus altissima*): Egy nagyobb foltban, illetve elszórva a területen mintegy 500 egyed fordult elő. Ennek döntő többsége fiatalabb sarj volt, de számos idősebb, magtermő egyed is volt.

Gyalogakác (*Amorpha fruticosa*): A Tamariskadombon szórványosan, mintegy 70–80 egyeddel jelen lévő inváziós cserjefaj.

Nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*): A Tamariskadomb kétségkívül leggyakoribb fás szárú inváziós növényfaja. A területen előforduló összes egyed száma kb. 2000 db-ra volt becsülhető. Ennek legalább a fele fiatal, néhány éves magonc. A vizsgált területen kb. 100 db bőséges magtermő idős példány is élt.

Keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*): A Tamariska-domb igen jelentős inváziós fafaja. Megközelítőleg 500–600 egyed előfordulását regisztráltuk, melynek csaknem a fele idős, bőségesen termő, a maradék jellemzően középkorú. A fiatal példányok viszonylag ritkák.

Kései meggy (*Prunus serotina*): A területen elszórva mintegy 150, különböző korú egyed került regisztrálásra.

Aranyribiszke (*Ribes aureum*): A területen elszórva mintegy 300 tő él.

Fehér akác (*Robinia pseudoacacia*): A vizsgált terület faállománnyal borított részén mindenütt elterjedt inváziós fafaj. Állománya 400–500 egyedre volt becsülhető, melyből mintegy 200 egyed idős vagy középkorú, magtermő példány.

Selyemkóró (*Asclepias syriaca*): A felméréskor a terület 3 pontján mintegy 30 egyed fordult elő, de ismerve a homoki élőhelyeken tapasztalható agreszszív invázióját feltétlenül a jelentős fajok közé kellett sorolni.

Cseh óriáskeserűfű (japánkeserűfű) (*Fallopia ×bohemica*): A területen egy kisebb polikormonja vált ismertté, de inváziós potenciálja miatt jelentős fajnak tekintendő.

A terület kis kiterjedése és a tény, hogy a tervezési időszakban már be volt kerítve, nem tette lehetővé a járművekkel való behajtást. Ennek megfelelően minden elvégzendő feladatot kézi eszközökre, illetve emberi erőre kellett tervezni. Ebben a tekintetben a legnagyobb problémát a kitermelt özönfajok területről történő kijuttatása jelentette. Ezt figyelembe véve számos kezelési egységet alakítottunk ki, melyek lehatárolását többek között az adott foltról kitermelt növényi anyag legrövidebb úton történő kijuttatásának lehetősége határozta meg. A beavatkozás során kizárólag a mechanikai munkálatokra helyeztük a hangsúlyt, vagyis az idegenhonos cserje- és faállományok eltávolítását végeztük mindkét alkalommal. A vékonyabb sarjakat és kisebb fákat, illetve cserjéket fűrészlapos és dikicskéses fűkaszákkal távolítottuk el, de ahol azt szükségesnek tartottuk, ott a gyepterületet is lekaszáltuk. A nagyobb fák – elsősorban keskenylevelű ezüstfa, lepényfa és nyugati ostorfa – esetén láncfűrésszel történő döntést alkalmaztunk. A 2012–2014 közötti években a kezelések új lendületet kaptak. Az inváziós lágyszárúak (elsősorban a parlagfű) irtása 2006-tól folyamatos, évente többszöri alkalommal megtörtént. Előbb a Csepeli Zöld Kör önkéntesei, majd 2012-től a Csepeli Városgazda Zrt. munkatársai végzik a munkát kézi gyomlálással (tövek kihúzása kézzel). A beavatkozás sikeresnek mondható, a nyílt homokpusztagyepek megszabadultak az inváziós lágyszárúaktól, azonban a munkálatokat rendszeresen ismételni kell.

Tapasztalatok

A természetvédelmi kezelési tervekkel összhangban lévő élőhelykezelés, az idegenhonos fajok kíméletes eltávolítása és a folyamatos munkavégzés eredményeként ma már több olyan védett növényfaj is megtalálható a területen, amelyeket korábbi források nem említenek. A 2006-ban megkezdett élőhely-rekonstrukciós munkálatoknak köszönhetően a homoki növényzet állománya stabilizálódott, illetve gyarapodásnak indult. A területen eddig összesen 10 védett növényfaj került elő, amelyek főleg a homokpusztagyepek jellemző elemei. A 2010 és 2011 decemberében végzett, egy-egy napos élőhelykezelési beavatkozásaink nyomán a védett terület északi oldalán található,

részben degradálódott, két részre szakadó homoki gyepfragmentumok kiterjedését sikerült kb. ötszörösére bővíteni. Az elsődleges célunk a közel eső, de döntően egymástól már izolálódott gyepfoltok összenyitása volt a negatív szegélyhatások csökkentése és a hosszú távú fenntartás elősegítése érdekében. A kedvező eredmények – vagyis az őshonos fajok lassú térhódítása az idegenhonos taxonokkal szemben – már 2011-ben láthatóvá váltak. Ennek tudományos igazolására növénycönológiai vizsgálatokat indítottunk 2011-ben, melyek alátámasztották fenti felvetéseinket. 2012 és 2014 között a központi helyzetű, nyugatias kitettségű gyepet összenyitottuk két kisebb gyepfragmentummal (6. ábra), valamint a pincebejáratok környéki értékes homokpusztagyepet is megtisztítottuk az inváziós fajoktól. A vizsgálatok a területen tovább folynak, hogy hosszú távú hatásokat tudjunk igazolni és alátámasztani, így az adatok részletes kiértékelése még nem történt meg. Összességében elmondható, hogy a mechanikai kezelés hatására az érintett területrész állapota természetvédelmi szempontból kedvező változásokat mutat, ugyanakkor ezt csak akkor van lehetőség fenntartani és tovább javítani, ha a kezelések folytatódhatnak. A beavatkozásokat – hasonlóan a 2006tól folyamatosan zajló, szintén homoki gyepek védelmét szolgáló Homoktövis Természetvédelmi Terület élőhely-kezelési munkálataihoz – szükséges lesz kiegészíteni kémiai kezeléssel, pontosabban sarjleszárítással, metszlapecseteléssel, valamint injektálással. Az élőhely-kezelési munkálatok eredményességét és a terület védettségének a megerősödését támasztják alá a homoki csüdfű, a budai imola (Centaurea sadleriana), a kései szegfű (Dianthus serotinus) és a homoki bakszakáll állományának örvendetes gyarapodása. 2012-ben 10 védett lágy szárú faj felvételezése történt meg, ekkor a védett fajok állományának mintegy 40%-át a homoki árvalányhaj és a homoki fátyolvirág adta (CSISZÁR & KORDA 2015).

6.5. Kaukázusi medvetalp – *Heracleum mantegazzianum*

6.5.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

A *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. magas termetű, 3–5 m-es magasságot, 10 cm-es szárvastagságot is elérő évelő faj. Levelei feltűnően nagy méretűek, a második évtől képződő tőlevelek akár az 1 méteres hosszúságot és átmérőt is meghaladhatják. Mélyen szeldelt, keskeny hegyű, élesen fogas levélszeletei vannak. A virágzat végálló, összetett ernyő, átmérője elérheti az egy métert is.

Évelő hemikriptofiton, három-négy évig tartó vegetatív növekedést követően érik el a virágzás idejét.

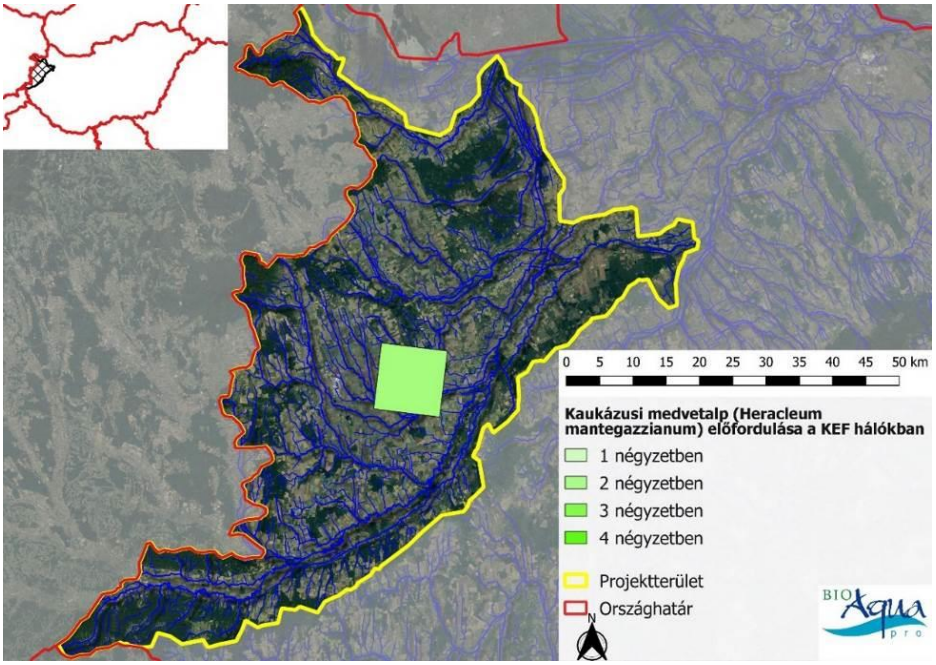
A *Heracleum mantegazzianum* a Nyugat-Kaukázusból származó faj, ahonnan dekoratív évelő dísznövényként került az európai botanikus kertekbe. A Kew Royal Botanical Garden gyűjteményi nyilvántartása szerint az első tövek Oroszországból, a Gorenki Botanikus Kertből érkeztek Angliába 1817-ben. Az 1840-es évekre Angliában a nagyobb botanikus kertekbe magcserével terjedt el. Az első kivadulásait csatornák mentéről jelezték. A fokozott terjedés a második világháború után indult meg, amely az emberi, antropogén hatásoknak tulajdonítható. Európában 23 országban adventív (jövevény) növényfajként fordul elő.

A *Heracleum mantegazzianum* hazánkba – hasonlóan a többi közép-európai országhoz – dísznövényként került, botanikus kertekbe és arborétumokba. Első hazai előfordulási adata 1880-ból származik. A mai napig ritka Magyarországon, szórványos előfordulásai vannak (t. k. Budapest, Vácrátót, Rostalló, Mátraszentimre, Pusztazámor).

6.5.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.5.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

Ismereteink szerint a fajnak egyetlen adata van a tárgyalt térségből (Borzó-patak), egyetlen ETRS négyzet érintett. A WeCon projekthez kapcsolódó egyéb adatgyűjtések során a kaukázusi medvetalpat (*Heracleum mantegazzianum*) nem találtuk, így további ETRS négyzettel nem tudtuk kiegészíteni a flóratérképezési adatokat.



16. ábra. A kaukázusi medvetalp (Heracleum mantegazzianum) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja

6.5.2.2. A faj elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése” és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése” alapján

A kaukázusi medvetalpnak (*Heracleum mantegazzianum*) a projektterületen egyetlen ismert állománya van a Borzó-patak mentén (Vép és Bozzai települések) (KOVÁCS 2003). A ritka özöngyomok térképezésére kijelölt 101 km^2 (100 km^2 élőhelytérkép és 101,6 ha határon átfolyó vízfolyás vizsgálati terület) területen nem azonosítottuk egyetlen állományát sem.

6.5.2.3. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A faj mennyiségi viszonyainak és elterjedési mintázatának alapvető jellegzetességeinek bemutatásától a faj ritkasága miatt eltekintünk.

6.5.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Mechanikai védekezés

Az Európába a 19. században dísznövényként betelepített, majd a kertekből kiszabadult kaukázusi medvetalp (*Heracleum mantegazzianum*) elleni védekezésről mostanra jelentős mennyiségű nemzetközi tapasztalat áll rendelkezésre. Legfontosabb, hogy a növény bármely részével való érintkezés fokozott körültekintést (védőruházat) igényel. A mechanikai beavatkozásokat (vágás és

legeltetés) a virágzás és magprodukció előtt el kell végezni. A leghatékonyabb, egyben legmunkaigényesebb eljárás a gyökerek 10 cm-es mélységben történő elvágása (CSISZÁR & KORDA 2015).

A növény fiatal leveleit a juhok, sertések és szarvasmarhák legelik. Dániában a rendszeres legeltetés nagyban csökkentette a tövek vitalitását és terjedését. Hét évvel a juhokkal való legeltetés bevezetése után a talajban nem fordult elő csírázóképes termés (BOTTA-D & DANCZA 2004).

A kaszálás kevésbé eredményes védekezési módszer, amelyet követően két héten belül újabb levelek regenerálódnak, valamint újabb ernyővirágzat alakul ki. Virágzás idején a talaj felszínén lekaszált tövek esetében a gyökér hónalj- (axilláris) rügyei kihajtanak.

A kísérletek azt mutatják, hogy ha a töveket a virágzás előtt lekaszálták, akkor a karógyökérből a lomblevelek és a virágzó hajtások gyorsan regenerálódtak, a következő évben a virágzás erőteljesebb volt. Írországban a kora márciusban és májusban, virágzás idején kaszált töveknek a kaszálatlan tövekkel való összehasonlítása szerint a májusi kaszálás csökkentette a növények magasságát és a termések számát. A júniusban különböző származásban (0, 5, 15, 50 cm) lekaszált tövek esetében augusztus közepére az 5–15 cm származás alatti kaszálás után a töveken nem képződött virágzat. A virágzást és termésérlelést megelőző rendszeres kaszálások után, a legeltetéshez hasonlóan, hét év elteltével nem találtak életképes terméseket a talajban (BOTTA-D & DANCZA 2004).

Keszthelyen kaszálatlan, illetve rendszertelenül kaszált termőhelyen a Heracleum mantegazzianum átlagos borítási értéke meghaladta a 75%-ot. Évente kétszer kaszált lucernásban 39%-os, rendszeresen kaszált útszélen 13%-os volt a borítási értéke. A kaszálásnál hatásosabb, ha a vastag áttelelő karógyökereket 8–12 cm mélységben elvágják, így a tövek ugyanis elpusztíthatók. A vastag, fásodott gyökereket azonban nehéz elvágni. A fertőzés kezdeti szakaszában, a megtelepedés idején a legjobb megelőzési mód a fiatal tövek eltávolítása, kiásása a gyökérzettel együtt (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

Kémiai védekezés

Egy ír hivatkozás részletesen számba veszi a 2,4-D, a triklopir és a pikloram hatóanyagok alkalmazásának lehetőségét óriáskeserűfű (Fallopia spp.), kaukázusi medvetalp (*Heracleum mantegazzianum*) és bíbor nebáncsvirág (*Impatiens grandulifera*) ellen, ugyanakkor arra is felhívja a figyelmet, hogy alkalmazásuknak esetenként korlátot szab a beporzó rovarok védelme és a víztestek közelsége (CSISZÁR & KORDA 2015).

Nehezen irtható faj, de a virágzás és magérlelés közötti kaszálást követően az üreges szárba juttatott glifozát hatóanyagú vegyszerrel állománya visszaszorítható (CSISZÁR & KORDA M. 2015).

Leghatékonyabb védekezési mód a kémiai védekezés. A gyomirtó szerek csak tavasszal, a vegetációs időszak elején alkalmazhatók megbízhatóan. A helytelen időpontban történő alkalmazást követően a tövek ismét virágozhatnak. A herbicidek nyári, illetve későbbi alkalmazása a tövek kisebb vitalitása miatt kevésbé hatásos. A kaukázusi medvetalp ellen javasolt gyomirtószer-hatóanyagok az alábbiak: 2,4-D, MCPA, dikamba, triklopyr és glifozátszármazékok (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004:).

Biológiai védekezés

A kiterjedt vizsgálatok ellenére a biológiai védekezéshez használható természetes ellenséget a mai napig nem sikerült felderíteni (CSISZÁR & KORDA M. 2015).

Konkrét esettanulmányok kivonatos ismertetése a forrás megjelölésével

Kaukázusi medvetalp Vas megyei állományának felszámolása (Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, 2018-2019)

[web27]

2018 májusában munkatársaink felmérték a faj Vas megyei előfordulását. Több helyről kerültek elő tövek a Kozár-Borzó patak mentén; Vépről, Tanakajdról és Bozzaiból, mely települések vezetőivel egyeztetések kezdődtek a közös munkáról, a patak menti populáció mielőbbi felszámolása céljából.

2018 nyarán a legsűrűbb, Vép belterületén található állomány vegyszeres kezelésére került sor, melynek eredményeképp 2019 tavaszán már csak magról kelt, fiatal egyedek mechanikai eltávolítására volt szükség. Mivel a faj talajban lévő magbankja lassan merül ki, ezt a következő években is többször ismételni szükséges. A közvetlen patak menti előfordulások vegyszeres kezelésénél kiemelten fontos a körültekintő munkavégzés, a víz közelsége miatt itt permetezésre nem kerülhet sor a bemosódás veszélye miatt. Ezekben az esetekben munkatársaink az idei év júniusában és júliusában injektálva juttatták a vegyszert a növények üreges szárába. Az első kezelések hatásosnak bizonyultak, azonban szükséges a beoltott növények további megfigyelése, esetleges utókezelése. A vegyszeres kezelés egyik fő eleme, hogy a növények nem távolíthatók el, kaszálhatók le a teljes pusztulás és száradás bekövetkeztéig (október), ugyanis a túl korán lekaszált tövek így újra kihajthatnak.

6.6. Egynyári seprence – *Erigeron annuus*

6.6.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

Az *Erigeron anuus* (L.) Pers. egyéves, kétéves vagy évelő, 60(–150) cm magas növény. A fészkek összetett sátorszerű virágzatban állnak.

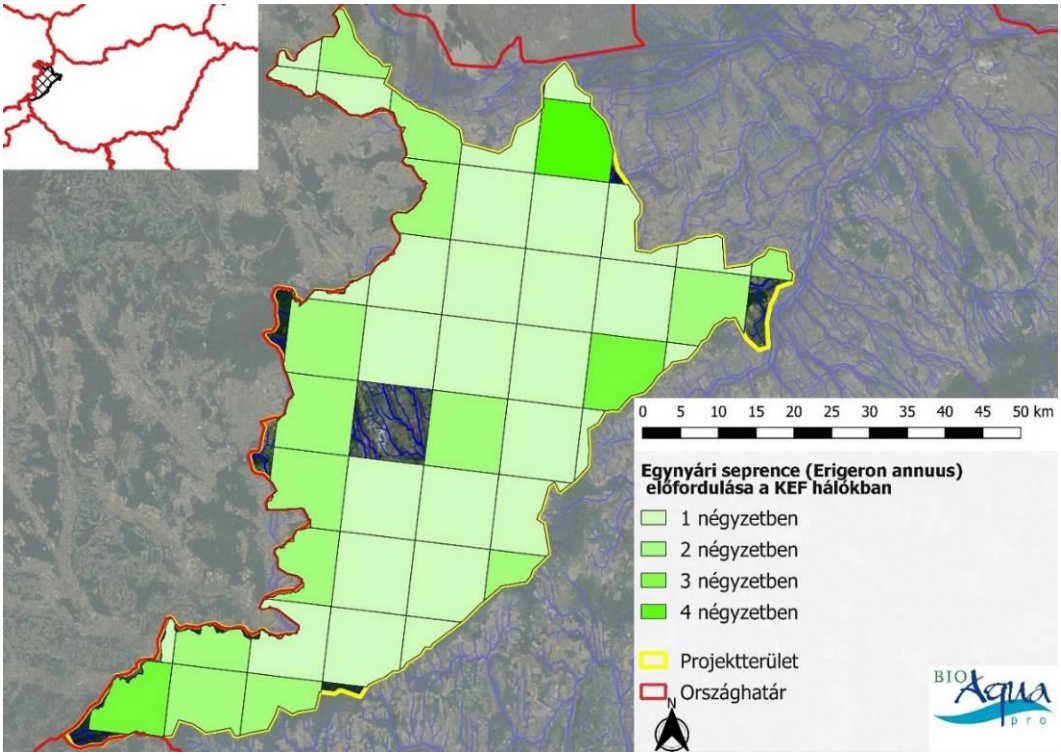
Az egynyári seprence őshazája Észak-Amerika, ahol a hosszúfüvű préríken, zavart gyepekben, nyílt erdőségekben és ruderális területeken honos. Természetes areáján kívül azonban a világ számos részére eljutott, beleértve Ázsiát, Ausztráliát és Európa szinte minden országát. Aktuális európai elterjedésének északi határa a skandináv országokig tart. Délkelet-Európában pedig a faj elterjedési területe nem éri el Görögországot. A seprence Európába dísznövényként került be a XVII. században. Nagyobb mértékű szubspontán terjedése elsősorban ruderális területeken az 1700-as évek végére tehető.

Az egynyári seprence hazánkban már az 1800-as évek második felében gyakori gyom volt egyes tájakon. A faj napjainkra Magyarország teljes területén általánosan elterjedt, egyedül a száraz homokterületeken szórványosabb a jelenléte.

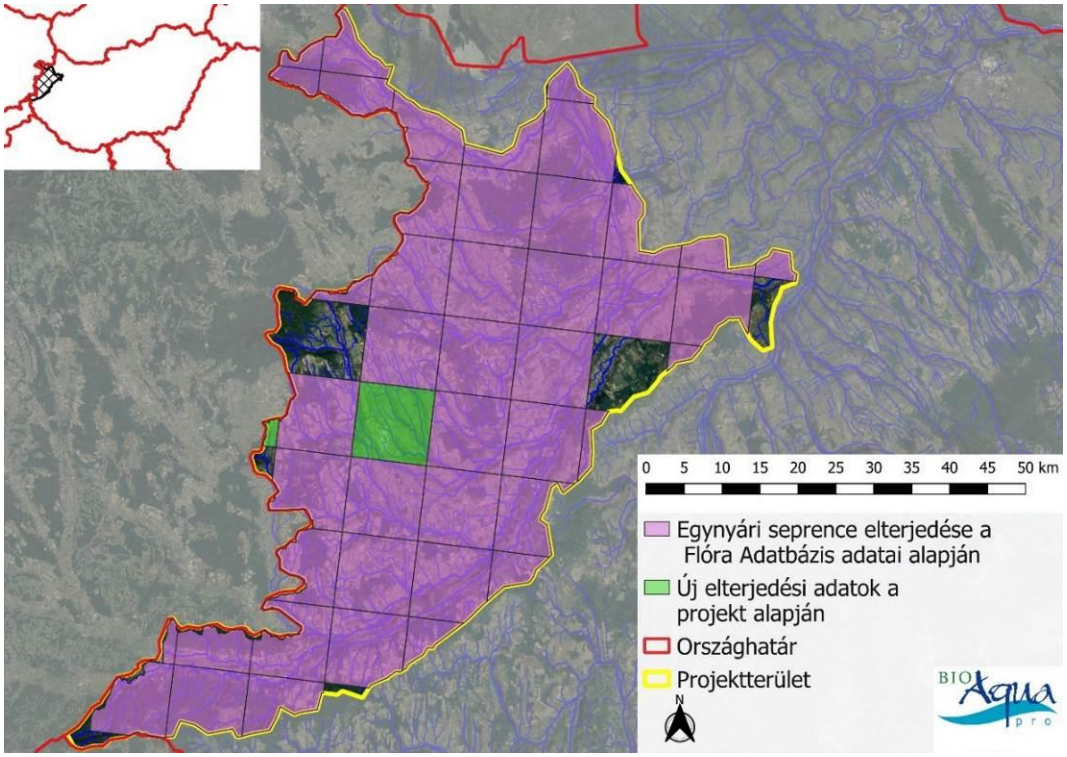
6.6.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.6.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

A korábbi adatok és a WeCon projekt felmérései szerint ez a faj fordul elő a legtöbb (49) ETRS négyzetben a projektterület magyarországi részén.



17. ábra. Az egynyári seprence (Erigeron annuus) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja



18. ábra. Az egynyári seprence (Erigeron annuus) előfordulását mutató ETRS háló. Zölddel jelöltük az olyan kvadrátokat, amelyekben a WeCon projekt adatgyűjtése során került elő a faj. Megjegyezzük, hogy mivel a MFA KEF hálóban gyűjti az adatokat, maradhatott üresen olyan ETRS kvadrát, amelyben látszólag előfordul a faj

6.6.2.2. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

Az érintett tájegységekben nagyobb borítással útszéleken, frissen bolygatott felszíneken, irtásterületeken, jellegtelen élőhelyeken fordul elő a faj. Jobb állapotú természetes és természetközeli gyepeken (legelőkön és/vagy kaszálókon), zárt erdőkben azonban csak ritkán jelenik meg. Véleményünk szerint az előforduló természetes és természetközeli élőhelyek szerkezetére és természetességére természetvédelmi-botanikai szempontból nincs jelentős hatása a fajnak, ezért a faj mennyiségi viszonyainak és elterjedési mintázatának alapvető jellegzetességeinek bemutatásától eltekintünk. Ugyanezen okok miatt a fajt a továbbiakban nem szerepeltetjük.

6.6.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Mechanikai védekezés

[web25]

A mezőgazdasági területeken jelentős problémát okoz. Szőlőültetvényekben és gyümölcsösökben virágzás előtti kaszálással visszaszorítható, azonban egyes tanulmányok tanulsága szerint a kaszáláshoz jól alkalmazkodik, kompetíciós képessége azonban gyenge.

6.6.4. Megjegyzés

Véleményünk szerint a faj a vizsgálati területen előforduló természetes és természetközeli élőhelyek szerkezetére és természetességére nincs jelentős hatással, ezért a további fejezetekben ezt a növényfajt nem szerepeltetjük.

6.7. Bálványfa – *Ailanthus altissima*

6.7.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

A bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) közepes termetű fa, elérheti a 25–30 m-es magasságot. Levelei szórt állásúak, 13–41 levélkéből páratlanul szárnyaltan összetettek. A levélkéken apró mirigyszőrök helyezkednek el, melyek kellemetlen szagú illóolajokat termelnek.

Rövid életű (80–130–150 év), gyorsan növő fafaj. Magja hosszú ideig csírázóképes. A gyökereken kialakuló járulékos rügyek sűrű sarjtelep kialakítását és gyors vegetatív szaporodást tesznek lehetővé. A bálványfa okozta természetvédelmi problémák okai jelentős részben a faj hatékony vegetatív terjedő képességében keresendők.

A bálványfa eredeti elterjedési területe Északkelet-, Közép-Kínában és Koreában húzódik. A XVIII. sz. folyamán került Nyugat-Európába és Észak-Amerikába, ahol kezdetben díszfaként ültették. 1856-ban, Dél-Tirol területéről már természetes erdőben előforduló állományáról számolnak be a források. Kedvezőnek ítélt tulajdonságai miatt az elmúlt évszázadokban minden lakott földrészen elterjedt. Gyakran ültetik szubtrópusi és északi mérsékelt égövi területekre.

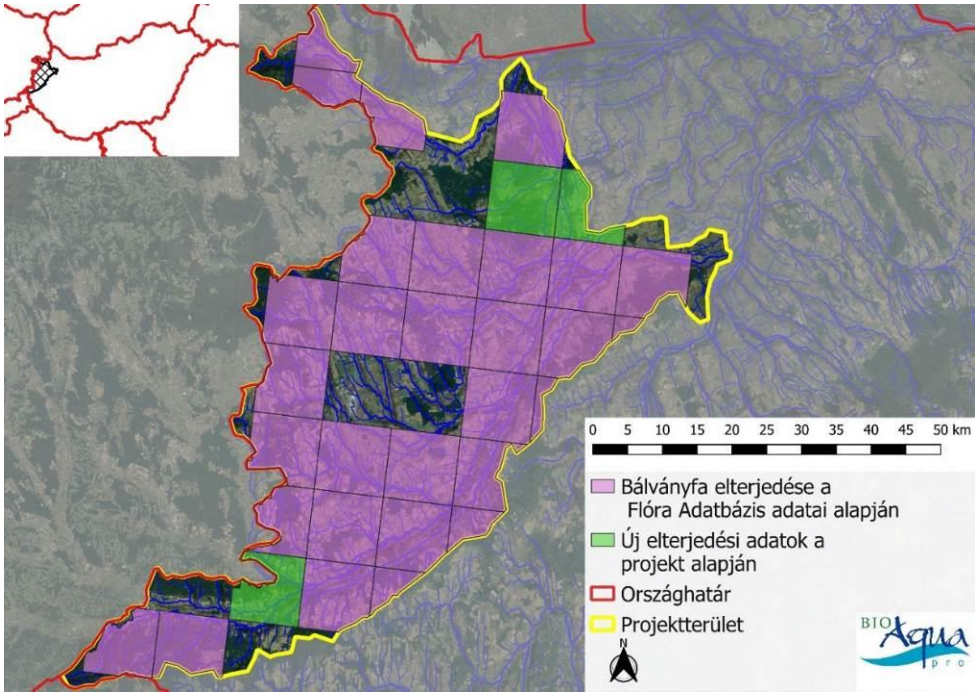
Spontán módon megjelent a faj Közép-Európában.

A bálványfa első, 1841–43-ból származó magyarországi adatai a fafaj mesterséges telepítési kísérleteiről tanúskodnak a nagyharsányi Szársomlyó-hegy déli lábánál. A XX. sz. közepétől már meghonosodottnak tekinthető az Alföld területén, köszönhetően állományszerű, tudatos telepítéseinek és spontán kivadulásainak. Napjainkban az ország melegebb klímájú dombvidéki, alföldi területein szinte mindenhol előfordul, viszonylag ritka a Nyugat-Dunántúlon és középhegységeink magasabb régióiban. Előfordulásának súlypontjai közé tartozik a meszes homokú Kiskunság, a Tolnai-hegyhát, a Keszthelyi-hegység és Külső-Somogy.

6.7.2. A faj előfordulása a projekt területén

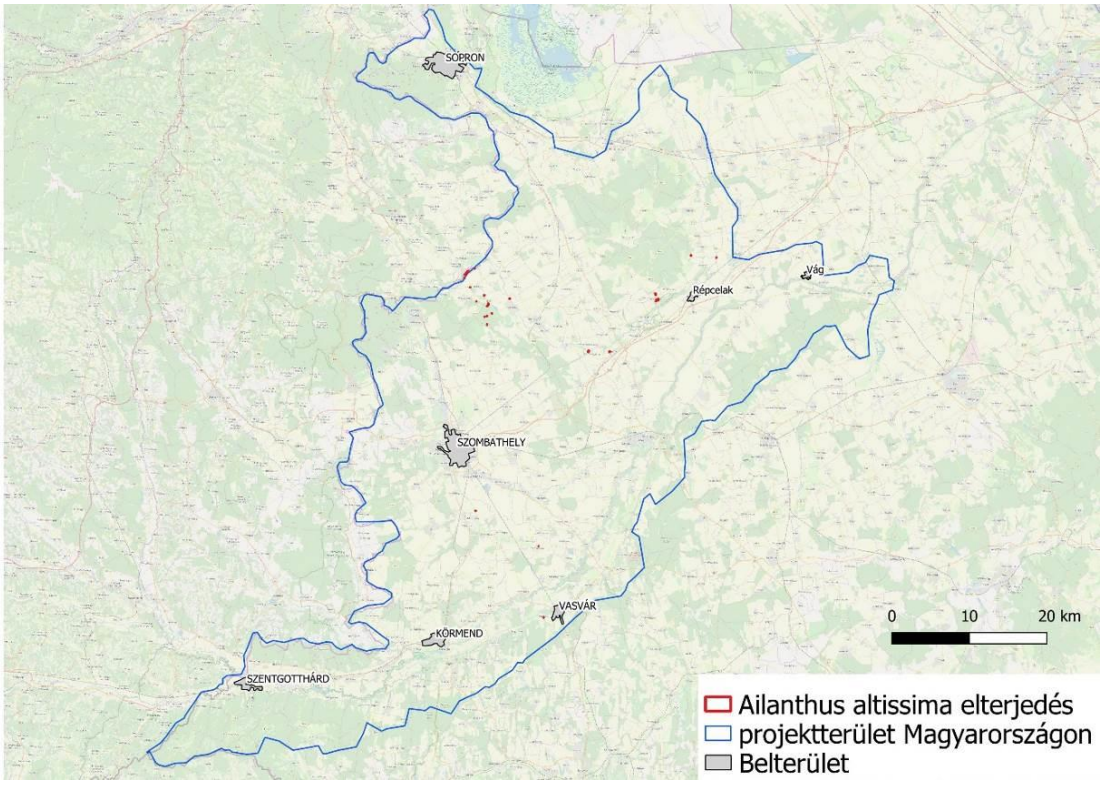
6.7.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

A korábbi adatok és a WeCon projekt felmérései szerint a fajnak összeségében 41 ETRS négyzetből van előfordulási adata a projektterület magyarországi részéről.



19. ábra. A bálványfa (Ailanthus altissima) előfordulását mutató ETRS háló. Zölddel jelöltük az olyan kvadrátokat, amelyekben a WeCon projekt adatgyűjtése során került elő a faj. Megjegyezzük, hogy mivel a MFA KEF hálóban gyűjti az adatokat, maradhatott üresen olyan ETRS kvadrát, amelyben látszólag előfordul a faj

6.7.2.2. A faj elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése” és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése” alapján



20. ábra. A bálványfa (Ailanthus altissima) elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése” és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése” alapján

6.7.2.3. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A felmérések során 38 helyszínen mutattuk ki a fajt. Az összes kiterjedése 1,7 ha-nak adódott. Elsősorban a projektterület északi részén, a Répce-mentén kerültek elő állományai. Legtöbb esetben jellegtelen erdőkben, fiatalosokban fordul elő (RDa, RDb, P1, P3, RC, S5, S1), de ritkán Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek élőhelyen is előfordul. Az előfordulások jelentős része Peresznye, Kiszsidány és Csepreg térségében található, jellemzően erősen erdősült területeken. Peresznyétől északnyugatra a határsáv magyar oldalán is jellemző az ottani erdőtömbben. Ezen túlmenően néhány ponton a Répce és a Sorok mentén is megtaláltuk a fajt (Csáfordjánosfa, Hegyfalu, Répceszentgyörgy, Balogunyom, Nemeskolta). Jellemző fajnak azonban ezeknél a vízfolyásknál sem mondható.

6.7.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Mechanikai védekezés

A bálványfa (*Ailanthus altissima*) esetében a magas regeneratív képesség miatt kizárólag a kombinált eljárások (fiatal gyökérsarjak folyamatos kézi eltávolítása, vágása, a törzs gyűrűzése) vezettek sikerre. Már a kezelést követő évtől megfigyelhető a fa vitalitásának csökkenése, ugyanakkor a végleges hatás eléréséhez több évre van szükség (CSISZÁR & KORDA M. 2015).

A bálványfa egyetlen sebezhető pontja a gyökérzete. Ha azt időről időre nagyobb károsodás éri, a növény elpusztul. Kevésbé értékes, könnyen regenerálódó gyepek esetén, ha a bálványfa nem túl nagy egyedszámban jelentik meg, a fiatalabb példányok vízszintes gyökérzetükkel együtt kézzel kihúzhatók, majd a felszakadt gyepet vissza kell helyezni és be kell taposni. Ha a fának csupán a föld

feletti részeit távolítjuk el, azzal fokozzuk gyökérzetének a terjeszkedését (ahhoz, hogy ebben a bálványfa „kifáradjon”, hetente kellene az új hajtásokat letörni) (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

Figyelembe véve a bálványfa újrasarjadzó képességét, a legnagyobb hibát akkor követjük el, ha álló, fejlett egyedet vágunk ki. Erre ugyanis a fa erőltetett gyökérsarjképződéssel válaszol, és a környéken bálványfasarjak tömege jelenik meg a következő években (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

Kémiai védekezés

A bálványfa az életmódja és újrasarjadzó képessége miatt az egyik legnehezebben irtható inváziós faj. Irtásakor cél az újrasarjadzás megakadályozása. Jelen tudásunk szerint egyszeri gyomirtó szeres kezeléssel 100%-os hatást elérni nem tudunk. Gyakorlati szempontból meg kell különböztetni a fiatal, illetve a kifejlett fák (5 cm-es törzsátmérőtől) irtásának technológiáját, valamint a gyökérsarjak, magoncok irtásának technológiáját (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

A leghatásosabb minél gyorsabban felszívódó gyomirtó szert juttatni az egyed szállítószöveteibe, hogy az eljusson a gyökerekbe. Ennek módja olajos kéregecsetelés, a fák megsebzése vagy megfúrása és a lyukba gyomirtó szer csorgatása, illetve fainjektálás lehet. Hipotézisünk szerint a bálványfa kész a gyors immunválaszra, és valószínűsíthetően a nem specifikus immunválasza az, hogy fiziológiai folyamat révén lezárja a gyökérrészei felé vezető utat, mert ez segíti az egyed túlélését. A tapasztalatunk azt mutatja, hogy nyomás alatt történő injektáláskor a dikambahatóanyag gyorsabban halad az immunválasznál, és teljesen el tudja pusztítani a fát, miközben mérsékelten erős fitotoxikus tüneteket mutató gyökérsarjak képződnek. Nyílt technológiák esetén különösen nagy figyelmet fordítsunk a tömény gyomirtó szerek elcsöpögésének megakadályozására, a gyomirtó szerrel kezelt rész lezárására, ami fasebkezelővel, gittel, agyaggal történhet, mert ez megakadályozza a gyomirtó szer elpárolgását vagy kimosódását eső esetén. A lezárásra a zárt injektálási technológia esetén is sort kell keríteni. A kezelés elvégzésére a szakirodalmi adatok szerint a nyár végi, kora őszi időpont a legjobb. Mi injektálás esetén nem találtunk szignifikáns eltérést az őszi és a tavaszi időpont között (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

Konkrét esettanulmányok kivonatos ismertetése a forrás megjelölésével

Inváziós és egyéb adventív fás szárú fajok irtásának tervezése és kivitelezése a csepeli Tamariska-dombon (2010-ben kezdődő beavatkozás) (CSISZÁR & KORDA M. 2015).

Az esettanulmány leírása az ártéri japánkeserűfű (Fallopia japonica) leírásánál olvasható.

Glifozát-trimesium hatóanyagú készítménnyel végzett kísérletek az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság területén (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

Tornanádaska, Bódvarákó térségében legnagyobb problémát a bálványfa (*Ailanthus altissima*) jelenti, mivel a fokozottan védett *Onosma tornense* élőhelyét – és ezáltal a fajt – veszélyezteti. Az információk gyűjtése során kiderült, hogy az egyetlen hatékony megoldás a vegyszerhasználat. A konkrét kezelések előtt kísérleteket végeztünk a glifozát-trimesium hatóanyagú, kedvező környezetvédelmi megítélésű MEDALLON készítménnyel, hogy meghatározzuk a legbiztonságosabb vegyszer-kijuttatási módszert és a leghatékonyabb vegyszer-koncentrációt.

A kísérletek során kétféle kijuttatási módszert alkalmaztunk. 1. Lombozat összefogása és permetezése kézi permetezővel. 2. A törzsön a talajszint közelében vágási seb ejtése, és a vegyszernek a vágási sebbe való befecskendezése. A kétféle kijuttatási technika egy hígítási sorral párosult (5%, 15%, 25%, 50%). Minden kísérletnél ötven-ötven bálványfa megszámozása és kezelése történt, így összesen négyszáz fa lett kezelve. A felvételezés során a fák körüli 25 centiméteres sugarú körben előforduló növényfajokat és a fajok közti dominanciasort is feljegyeztük annak kiderítésére, hogy a vegyszer hogyan hat a kezelt egyed környezetére különböző hígításokban és kijuttatási technikák esetén.

A következő évben az ellenőrzés szempontjai az alábbiak voltak: – levél megjelenése a kezelt példányon a kezelést követő évben, – sarj megjelenése a kezelt egyed körül a kezelést követő évben, – a növényzet sérülése a kezelt egyed körüli 25 centiméteres sugarú körben.

A kísérletek során az alábbi módszerek bizonyultak a leghatékonyabbnak: 1. Lombozat összefogása és 15%-os vegyszerrel való befedése kézi permetezővel, amely a lombozat 70–80%-át érintette. 2. Talajszint közelében vágási seb ejtése és abba 15%-os vegyszer fecskendezése.

Az 1. módszer kísérleti tapasztalatai azt mutatták, hogy 100%-os arányban pusztultak el a fák, mivel sem sarj, sem levél nem jelent meg a kísérletet követő évben. A permetező használatakor a legkörültekintőbb alkalmazás esetén is a környező növényzetre jut a vegyszer bizonyos mennyisége. Ennek következtében a kezelt egyedek körüli növényzet láthatóan sérült. Amennyiben kevés bálványfa van a területen, a lombozat kezelésének a területre nézve biztonságosabb módszere a levelek vegyszeres textíliával való lekenése.

A 2. pontban vázolt módszer 86%-os sikert hozott. Alkalmazását a környezet növényzetének minimális sérülése indokolja. A vágási sebbe való fecskendezés biztonságos szerkijuttatási technika, amely értékes növényzet jelenlétében, illetve magasabb lombkorona esetén javasolható. A nagyobb koncentrációjú vegyszeres kísérletekkel kapcsolatos tapasztalatokat nem részletezzük, mivel a természetvédelmi terület védelme érdekében a lehető legkevesebb vegyszermennyiség kijuttatása indokolt. Jól megfigyelhető volt, hogy a kezelt példányok körül ezúttal is sérült a gyep, bár sokkal kisebb mértékben, mint az előző módszernél.

6.8. Keskenylevelű ezüstfa – *Elaeagnus angustifolia*

6.8.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

Az *Elaeagnus angustifolia* L. változatos megjelenésű, 8−10 m magasságra megnövő fa, de gyakran csak cserjetermetű marad. Törzse többnyire, megdőlt, alacsonyan elágazó, vastag oldalágakra bomló.

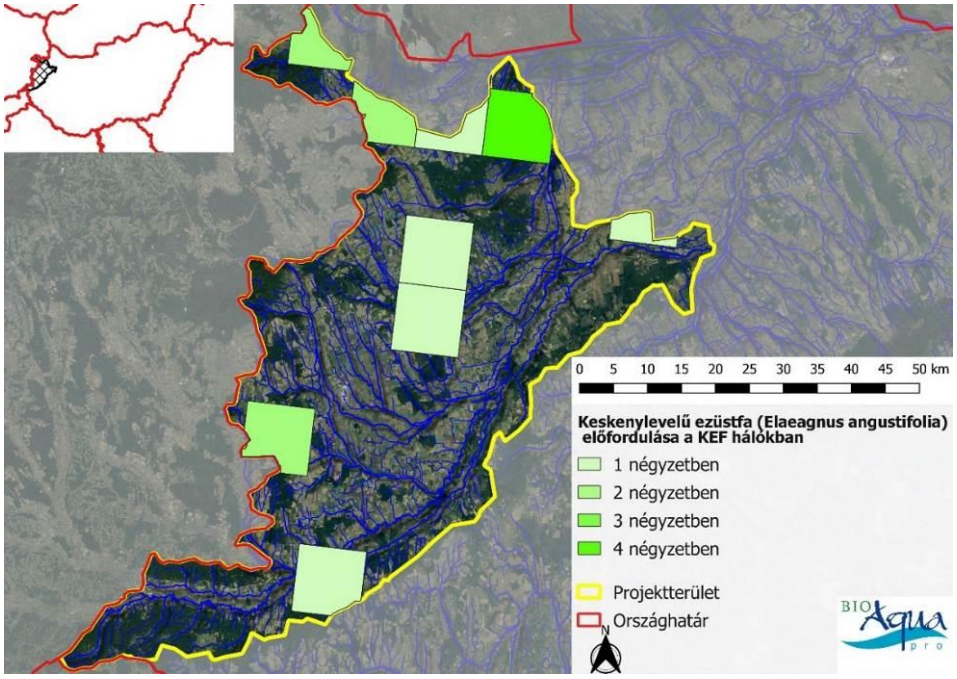
Kezdetben gyors növekedésű, magassági növekedése 10−12 éves koráig tart, vastagsági növekedése folyamatos. Kisebb emlősök, madarak és halak bizonyítottan terjesztik a magját, de a termések és a csontár víz által, a víz színén úszva, ill. a folyóhordalékban eltemetve is terjedhetnek. Várható élettartama 65−85 év, de akár a 100 évet is megérheti.

A keskenylevelű ezüstfa Ázsia meleg kontinentális területein honos. Magyarországra valószínűleg a török uralom idején került be. Elsősorban a szikesek és a különböző romtalajok, roncsterületek fásítására használták, kiterjedten alkalmazták mezővédő erdősávokban is. Elsősorban sík vidékeinken találjuk, középhegységeinkben, Nyugat- és Dél-Dunántúlon viszont ritka.

6.8.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.8.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

Ismereteink szerint a faj ritka a tárgyalt térségben, 9 ETRS négyzetből van adata. A WeCon projekthez kapcsolódó egyéb adatgyűjtések során a keskenylevelű ezüstfát (*Elaeagnus angustifolia*) nem találtuk, így más ETRS négyzettel nem tudtuk kiegészíteni a flóratérképezési adatokat.



21. ábra. A keskenylevelű ezüstfa (Elaeagnus angustifolia) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja

6.8.2.2. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A faj mennyiségi viszonyainak és elterjedési mintázatának alapvető jellegzetességeinek bemutatásától a faj ritkasága miatt eltekintünk.

6.8.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

A keskenylevelű ezüstfa leveleinek színe lehetővé teszi a megbízható fotóoptikai felderítést. 10 cm-es terepi felbontásnál már nagy biztonsággal tudunk térképet készíteni a faj borításáról, de általában már 20 cm-es részletességnél is jól észlelhetőek lombcsoportjai. Nagyjából 14 cm-es terepi részletességtől a felmérés hatékony és megbízható, gazdaságos, mert pusztán RGB (valós színes) felvételezéssel is jól detektálható a tenyészidőszakban. A téli időszakban is könnyen azonosítható a légi felvételeken ágszerkezete és az ágak színe miatt, de ekkor csak 6 cm-es terepi felbontású vagy annál részletesebb ortofotókkal térképezhető. A fásszárúak elemzését a háromdimenziós felmérések is támogatják, mivel a magasságadatok a textúra és a spektrális elemzés mellett újabb szűrési lehetőséget kínálnak arra, hogy elválasszuk a keresett folttípust a környezetétől (CSISZÁR & KORDA M., 2015).

Mechanikai védekezés

Gyökerestől való kihúzás erőgéppel: Egyes esetekben (pl.: az igen sekélyen gyökerező keskenylevelű ezüstfa) erőgépek segítségével idősebb egyedek is kitéphetőek gyökerestől a törzshöz rögzített sodronykötél húzásával, vagy homlokrakodós traktorral a fa alá nyúlva és kifordítva azt. Hangsúlyozandó, hogy ez a módszer csak megfelelő termőhelyi körülmények között alkalmazható anélkül, hogy az erőgép jelentős károkat okozna az élőhelyen (CSISZÁR & KORDA 2015)

Mechanikai irtásának különösen szelektív módja az egyedek kitépése különböző erőgépek segítségével, a módszer sikeres kivitelezéséhez azonban megfelelő talajállapot szükséges. Mechanikai kezelését megnehezíti, hogy noha a faj vegetatív terjeszkedése beavatkozás nélkül gyenge; sérülés esetén a gyökérnyakból és a távolabbi gyökerekből feltörő sarjhajtásokkal

hatékonyan regenerálódik. A kezelés során eltávolított faanyaga tűzifaként hasznosítható, melyet célszerű azonnal feldolgozni és eltávolítani, ugyanis szárazon nehezen hasítható. Az irtás során nagy nehézséget okoz terebélyes, szerteágazó és szúrós ágrendszere, amely a törzs megközelítését erősen megnehezíti. A probléma megoldására a mentesíteni kívánt területeket gyakran szürke marhával legeltetik, amely az ágakhoz való dörgölődzésével a törzset felszabadítja, és a fiatalabb sarjakat fogyasztja is (CSISZÁR & KORDA., 2015).

Kémiai védekezés

Megfigyeléseink szerint a tiszta mechanikai irtás nem vezet eredményre, csak a mechanikai és a vegyszeres irtás együttesen hatásos. Az irtás javasolt menete a következő. A kijelölt foltok fáit a nyár folyamán kell kivágni, és a tönköket közvetlenül vágás után le kell permetezni (GARLON 4 E, 10% keverék vízzel vagy gázolajjal). A következő évben a felverődött sarjakat ismét vágni és permetezni kell. A legtöbb területen a kétszeri kezelés elégséges. A felverődött sarjak kezelésére megoldás a kizárólagos permetezés is, de ebben az esetben az elszáradt sarjak a területen maradnak. Az irtás során keletkező hulladékot a területen el kell égetni (MIHÁLY & BOTTA-D., 2004).

Konkrét esettanulmányok kivonatos ismertetése a forrás megjelölésével

Inváziós és egyéb adventív fás szárú fajok irtásának tervezése és kivitelezése a csepeli Tamariska-dombon (2010-ben kezdődő beavatkozás) (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Az esettanulmány leírása az ártéri japánkeserűfű (Fallopia japonica) leírásánál olvasható.

Az inváziós növényfajok visszaszorításának tapasztalatai a Felső-kiskunsági Turjánvidéken (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Az esettanulmány több inváziós faj visszaszorításáról számol be ezért a többi érintett fajnál hivatkozni fogunk erre a kivonatos leírásra.

A tanulmányban bemutatott terület Kunpeszér, illetve részben Kunadacs, Kunbaracs és Tatárszentgyörgy közigazgatási területén helyezkedik el, lefedi a Felsőkiskunsági Turjánvidék Natura 2000 terület északi felét, amely magában foglalja a Kiskunsági Nemzeti Park Peszéradacsi-rétek elnevezésű törzsterületének északi részét, számos ex lege védelem alatt álló természeti területet, valamint természetvédelmi oltalom alá nem eső területeket is. A terület három legfontosabb jellemzője a gyenge termőképesség, a kedvezőtlen környezeti adottságok és a magas természeti érték.

A bemutatott terület legnagyobb része napjainkban már gyep (legelő vagy kaszáló) művelési ágú, illetve gyepként van hasznosítva. A természetvédelem 1997-től nyert érdemi befolyást a területkezelések felügyeletében, ekkorra datálható az inváziós fajok elleni fellépés kezdete. Tekintettel arra, hogy az azóta eltelt, mintegy másfél évtizedben közel 2000 ha szántó került visszagyepesítésre (a pontosság kedvéért ezek jelentős része felhagyásuk után spontán gyepesedett vissza), az inváziós lágy szárú (selyemkóró (Asclepias syriaca), magas aranyvessző (Solidago gigantea)) és fás szárú (keskenylevelű ezüstfa (Elaeagnus angustifolia)) fajok megtelepedése és potenciális elterjedése szempontjából kedvező viszonyok alakultak ki.

Alkalmazott módszerek

A jelenleg használt, általunk a legcélszerűbbnek tartott irtási technológiákat az alábbiakban tárgyaljuk. Az inváziós fás szárú fajok közül a fehér akác, a nyugati ostorfa, a zöld juhar, a kései meggy, a bálványfa, a keskenylevelű ezüstfa és az orgona visszaszorításában szereztünk tapasztalatokat. Ezek közül a keskenylevelű ezüstfa és részben az orgona, valamint a fehér akác esetében van lehetőség a mechanikai módszerek alkalmazására, a többi faj esetében nem találtunk produktív (hatékony) módszert a vegyszermentes védekezésre.

A keskenylevelű ezüstfa mechanikai módszerekkel történő irtását úgy valósítjuk meg, hogy vagy homlokrakodós traktorral az egyébként igen sekélyen elterülő gyökérzetű fa alá nyúlva a teljes gyökérzettel együtt kifordítjuk a tövet, vagy a fához sodronykötelet erősítve kitépjük azt. Az első módszer csak bizonyos tőátmérőig működik, és nagyban függ az erőgép és a munkagép

teljesítményétől, terhelhetőségétől is. Általános tapasztalat, hogy mindkét módszerrel a megfelelő talajállapot mellett (amikor a traktor még nem vágja szét a gyepet, de nem is száraz a talaj annyira, hogy a gyökerek beleszakadjanak), a tövek döntő többsége (70–80%-a) úgy eltávolítható, hogy a következő évben sem jelentkeznek gyökéreredetű sarjhajtások. Mindkét módszernél fontos a kiemelt tövek további sorsának gyors eldöntése. A gyepen maradó törzsek, szúrós ágak ugyan kiváló búvóhelyet biztosíthatnak számos állatfajnak, azonban nagymértékben megnehezítik a terület szakszerű hasznosítását (pl. a legelők tisztítókaszálását, ahol szükséges), illetve az ezüstfára irányuló esetleges utómunkákat (sarjak kezelése), valamint a más inváziós növényfajok kezelését. A keskenylevelű ezüstfa egyik rossz tulajdonsága, hogy nyersen rendkívül rossz tüzelő (a magas víztartalma miatt), szárazon azonban már nehezen vágható. Tehát a tűzifaként hasznosítandó törzseket és ágakat az eltávolítás után azonnal érdemes feldolgozni – így kevesebb munkát is igényel, másrészt a területkezelést sem akadályozza a következő évben. A vékonyabb gallyak aprítását és elszállítását – megfelelő mennyiség mellett – a vállalkozók gyakorlatilag ingyen elvégzik.

A fehér akác jól ismert – és a természetes felújítás során fel is használt – tulajdonsága, hogy jó visszaszerző képességű, és a tőelválasztást követően gyökér-, gyökfő- és tuskósarjakat növeszt. Több helyen tapasztaltuk, hogy a korábban kivágott tő sarjai – évenként egyszeri zúzás mellett – akár még 7–8 év után is jelentkeznek (tehát nagyon költséges az utómunka ebben az esetben). Ami mégis lehetővé teszi a vegyszermentes módszerekkel történő visszaszorítását, az a legelő állatfajoknak az akác irányában megnyilvánuló erős preferenciája. Az akác friss hajtásait rendszeresen visszarágatva (évente többször, hogy ne nőjön ki a jószág szájából), 1–2 év alatt kimerül a föld alatt raktározott tartalék, és az egyed elpusztul, nem hoz új hajtásokat. Ugyanakkor, ha évente csak egyszer, rövid időszakban van lehetőség legeltetni az akácsarjakat, úgy borítékolható, hogy ki fog nőni a jószág szájából, és már csak vegyszerhasználattal lesz megoldható a probléma. Ez a módszer erdő művelési ágban levő területeken (az erdei legeltetés tiltott volta miatt) értelemszerűen nem kivitelezhető.

A fentiekből leszűrhető, hogy csak néhány fajnál találtuk meg a vegyszermentes technológiát a visszaszorításra, illetve a tövek elpusztítására, és még a vegyszermentesen kezelhető fajoknál is erős kényszerfeltételeknek kell megfelelni (pl.: kellő gyakorisággal legyen visszarágatva az akác- vagy az orgonasarj, illetve optimális talajállapot mellett legyen kiemelve a keskenylevelű ezüstfa). Azonban mindezek mellett úgy gondoljuk, hogy ahol lehetőség van vegyszermentes technológia alkalmazására, ott mindenképpen vegyszermentesen is kívánjuk megoldani az inváziós növényfaj állományainak visszaszorítását, egyedeinek elpusztítását. Ahol nincs lehetőség a vegyszermentes technológia alkalmazására, ott az alábbi – minden fás szárú faj (tehát a fehér akác, a nyugati ostorfa, a zöld juhar, a kései meggy, a bálványfa, a keskenylevelű ezüstfa és az orgona) esetében eredményes és hatékony – módszereket alkalmazzuk. A vegyszer kijuttatásának módját a kezelni kívánt tő vastagsága határozza meg.

A 8 cm-nél kisebb mellmagassági átmérőjű egyedek mechanikus (kacorral, késsel, kétkézvonóval történő) kéregsebzését követően a sebzési felület ecsetelésével juttatjuk ki a vegyszert. A kérget soha nem teljes körfelületen hántjuk le a tőről, hanem úgy végezzük el a sebzést, hogy a gyökfő felett az egyik oldalon kb. a teljes hengerpalást 60%-án (ez 3–5 húzást jelent a késsel) kb. 40 cm hosszan eltávolítjuk a kérget, majd a másik oldalon – ügyelve arra, hogy kb. 10 cm-es magasságban ép kéreg maradjon a teljes hengerpaláston a két sebzés között – ezt megismételjük. Így az első sebzés a gyökfő felett kezdődik, és kb. 40 cm-es magasságban végződik az egyik oldalon, a másik sebzés pedig kb. 50 cm-es magasságban kezdődik, és kb. 90 cm-es magasságban végződik a másik oldalon. Felülről nézve kb. 5–5%-ban átfed a két sebzés. Azért ilyen mintázatban alkalmazzuk a sebzést, mert számos fajnál tapasztaltuk, hogy a pusztán egyoldali sebzést követően a lombkorona csak részben száradt le (a tő túlélte a vegyszeres kezelést), ha pedig teljes körben lehúztuk a kérget (főleg a bálványfa esetében) a kezelt tő keringése teljesen megszakadt, és nem jutott le a vegyszer a gyökerekig (ami elképesztő mennyiségű sarj növesztésében jelentkezett általában). A 8 cm mellmagassági átmérőt elérő egyedek esetében pedig kézi/elektromos/robbanómotoros fúróval készített 8–10 mm átmérőjű, a geszt közepéig mélyített, a függőleges hajtástengellyel 45°-os szöget bezáró, lefelé mutató irányban kialakított lyukakba történik a vegyszer kijuttatása, állatorvosi tömegoltóval, desztillált vizes flaskával vagy műanyag fecskendővel. A lyukak száma a törzs átmérőjétől függ: fő szabály szerint a

kerület minden 5 cm-ére jusson egy lyuk, tehát egy 10 cm átmérőjű tőre kb. 6 lyuk kell, hogy kerüljön. A vegyszerrel való feltöltés után a lyukakat lezárjuk. Erre korábban gittet használtunk, ez azonban meglehetősen költséges (jelenleg 300– 400 Ft/kg), és áttértünk a legolcsóbb ragasztóanyag (a nem fagyálló csemperagasztó) alkalmazására. Ennek ugyan hátránya, hogy sokkal hamarabb beszárad (tehát csak annyit kell bekeverni egyszerre, ami 30–40 percen belül felhasználható), viszont csak 700–800 Ft-ba kerül egy 25 kg-os zsák (bekeverve kevesebb, mint 25 Ft-ra jön ki egy kg tapasz). A tapaszt általában spatulával visszük fel a lyukak szájára. Akár a sebzett felszín ecseteléséről, akár a lyukak feltöltéséről van szó, a használt vegyszer mindig valamilyen, tömény glifozáttartalmú, szabad forgalmú, totális gyomirtó szer (Medallon Premium, Fozát 480, Figaro, Clinic 480 SL, NASA stb.). Ezekben az esetekben egyéb adalékokat (felszívódás vagy tapadássegítő anyagokat) nem keverünk a vegyszerbe. Nagyon fontos, hogy a kijuttatás időpontja az augusztus 1. és október 31. közötti (de legkésőbb az első fagyok bekövetkeztéig tartó) időszakba essen. Az egyedek döntő többségének esetében elegendő az egyszeri alkalommal elvégzett kezelés, azonban azokon az egyedeken, amelyeken a teljes lombkorona leszáradása nem tapasztalható, ismételt kezelést szükséges végezni (általában pár nap alatt látványos hatása van a kezelésnek). Az első kezelést követő, megfelelő időpontban (amikor már látszik az első kezelés hatása) végzett javítással közel 100%-osra növelhető a kezelt tövek aránya. Tettünk kísérletet a más időszakban való kijuttatásra is, de a vegyszeres kezelést túlélő tövek magas aránya miatt már csak ebben az időszakban végezzük a fás szárú inváziós növényfajok irtását. A pontos fiziológiai magyarázatot nem ismerjük, de úgy gondoljuk, hogy a tövek a késő nyári, illetve őszi időszakban „pumpálják vissza" a gyökerekbe a tápanyagokat, míg korábban inkább az alulról felfelé irányuló tápanyagmozgás a jellemző – ez utóbbi esetben a hajtás akár el is pusztul, de a gyökér túlél, és sarjhajtásokat képest hozni. Az előbb ismertetett kijuttatási módszerek 100%ban szelektívnek tekinthetők, a véletlen elcseppenés megelőzése érdekében a vegyszeres göngyölegeket leterített műanyag fólián érdemes tárolni a kijuttatás ideje alatt. A fás szárú fajok irtására korábban használtuk a sarjak permetezését is, azonban annak a módszernek jóval kisebb a szelektivitása és jóval nagyobb a vegyszerigénye, időigénye (háti permetezős kijuttatással összehasonlítva) pedig nem kisebb.

Tapasztalatok

Fontos kiemelni, hogy mindig csak a következő évben értékelhető igazán egy adott év kezelésének hatékonysága, mert mind a fás, mind a lágy szárú fajoknál előfordulhat, hogy a föld feletti hajtásrészt a vegyszer leégeti, de a gyökereket nem pusztítja el, és a tő a következő évben újra kihajt. Az előbb ismertetett technológiákkal – a megfelelő időben, a megfelelő módon, a megfelelő mennyiségben kijuttatott vegyszerrel, az időben elvégzett javító kezelés mellett – a következő évre kb. 90%-kal csökkenthető a tőszám. Ez azt jelenti, hogy egy adott területen 3 év alatt az eredeti állománysűrűség kb. 1/1000 részére csökkenthető az inváziós növények denzitása (ahol már inkább az észlelhetőség szab határt a teljes kipusztításnak). Fontos azt is kiemelni, hogy a különböző években jelentős különbségek adódtak a kezelések hatékonyságában. Azokban az években, amikor a növények jó fi ziológiai állapotban voltak (megfelelő mennyiségű csapadékot kaptak a vegetációs időszakban), a vegyszeres kezelések általában 20–30%-kal kevésbé voltak hatékonyak. Azokban az években, amikor – pl. a tartós aszály miatt – amúgy is fiziológiai stresszben voltak a növények, a kezelés hatékonysága közelített a 100%-hoz.

A Peszéradacsi-réteken az inváziós növények visszaszorításának terén elért eredmények magyarázataként mindig meg kell említeni, hogy itt sikerült fenntartani (a korábbi, évszázadokon keresztül végzett) a gyenge termőképességű terület adottságait figyelembe vevő extenzív, legeltetésre alapozott tájhasználatot. Hazánk egyik meghatározó húsmarhaállománya itt található (amely tovább már nem növelhető, mert az állománynagyság már elérte a terület természetvédelmi szempontból vett eltartóképességét, tehát optimálisnak tekinthető). A területen valós mezőgazdasági termelés folyik (nem egy „skanzen nemzeti park"), a megfelelő faj- és fajtaválasztáson, valamint az optimális legelőnyomás megválasztásán keresztül olyan diverzifikáló kezelési rendszert alakítottunk ki, amely alapvetően nem kedvez az inváziós növényfajok terjedésének (szemben a tendenciózusan túllegeltetett, vagy akár az alulhasznosított hazai gyepekkel), viszont összeegyeztethető a természetvédelmi szempontból fontos fajok megőrzésével (sőt, szükséges is ahhoz). Éppen ezért a

helyi gyepeken nemcsak a klasszikus értelemben vett inváziós növényfajok által reprezentált probléma súlya kisebb, mint az ország egyéb területein, hanem más problémák (pl. az ún. belső inváziós növények – közönséges nád, siska nádtippan, fenyérfű) kezelését is megoldja ez a kezelésiterülethasznosítási rendszer. Számunkra az inváziós növényfajok visszaszorításának érdekében tett lépések csak egyik elemét jelentik a kezelési rendszernek. Ennek megfelelően az inváziós növények irtása nem cél, csak egy eszköz ahhoz, hogy megőrizzük a helyi természeti rendszerek – országos szempontból is egyedülálló – fajgazdagságát.

6.9. Kései meggy – *Prunus serotina*

6.9.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

A rózsafélék (*Rosaceae*) családjába tartozó *Prunus serotina* Ehrh. közepes termetű fa, nálunk megfigyelt legnagyobb magassága 24–25m, de általában ennél alacsonyabb, gyakran cserje termetű. Levelei egyszerűek, szórtan állnak, alakjuk megnyúlt tojásdad vagy elliptikus, csúcsuk kihegyesedő. Virágzata 8–14cm hosszú hengeres fürt, mely eleinte felálló, később csüngő, a szirmok sárgásfehérek. Közép-Európában nem hosszú életű, 50 éves kora után vitalitása gyorsan csökken.

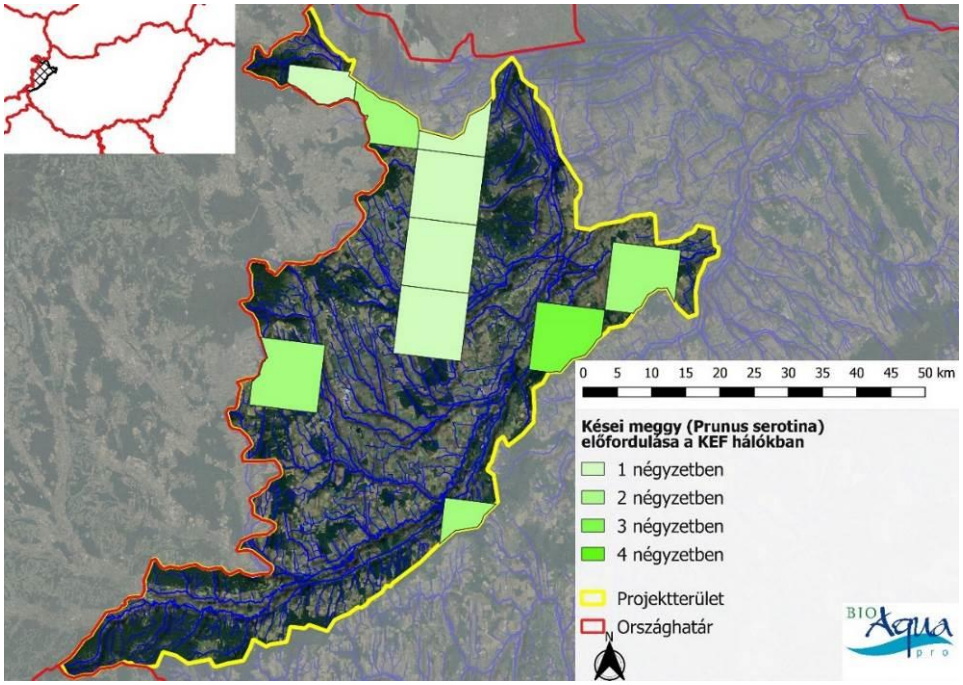
Hazája Észak-Amerika keleti fele és Közép-Amerika hegyvidékei, ezen a területen az erdők legkülönbözőbb típusaiban elterjedt elegyfaj. Először 1623-ban ültették Párizs közelében, majd több mint két évszázadon át díszfaként ültették kertekbe, parkokba. Napjainkban elterjedt az európai kontinens síkságainak nagy részén. Előfordulási térképek szerint elterjedése nagyjából egybeesik a homoki talajok elterjedésével.

Első előfordulási adata a Kárpát-medencében 1897-ben egy pusztaszentlőrinci nyaraló kertje. 1934 és 1949 közötti jelenlétéről a gödöllői erdészeti kísérleti telepen számos herbáriumi lap tanúskodik. Erdőgazdasági célból később főként homokvidékeken ültették, nem fő fafajként, hanem elsősorban alátelepítésre került. Az 1960-as években végzett tömeges telepítések után a kései meggy második nemzedéke az 1970-es évek elején jelent meg és robbanásszerű terjedése a mai napig is tart. Hazai előfordulásának súlypontja is homokvidékeken van (Nyírség, Kiskunság, Belső-Somogy), de más síksági, dombsági és középhegységi területeken is jelen van szórványosan.

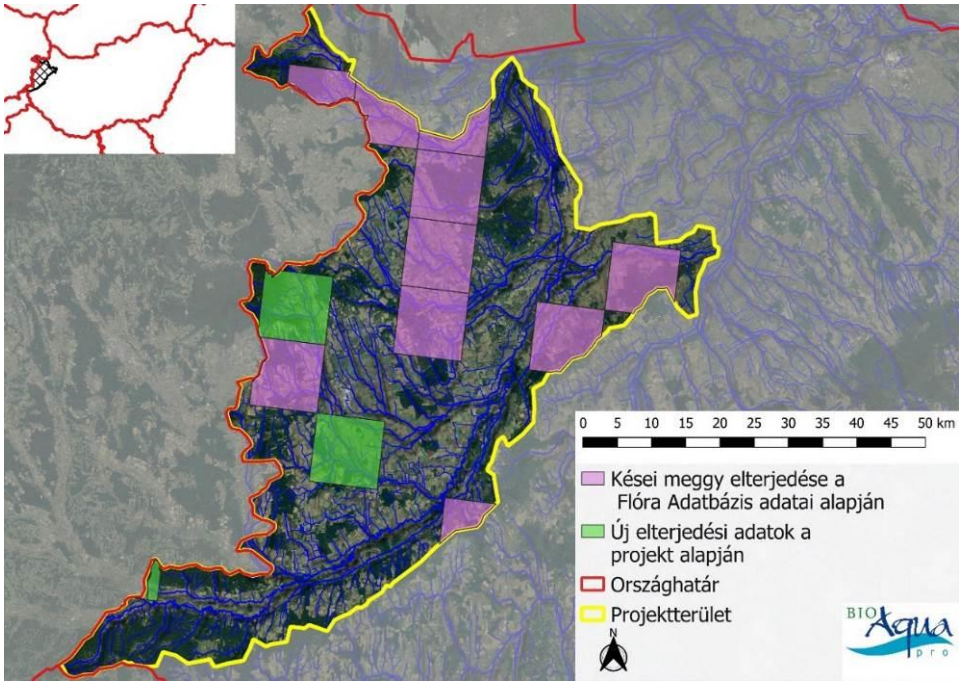
6.9.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.9.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

A korábbi adatok és a WeCon projekt felmérései szerint a fajnak összeségében 13 ETRS négyzetből van előfordulási adata a projektterület magyarországi részéről.

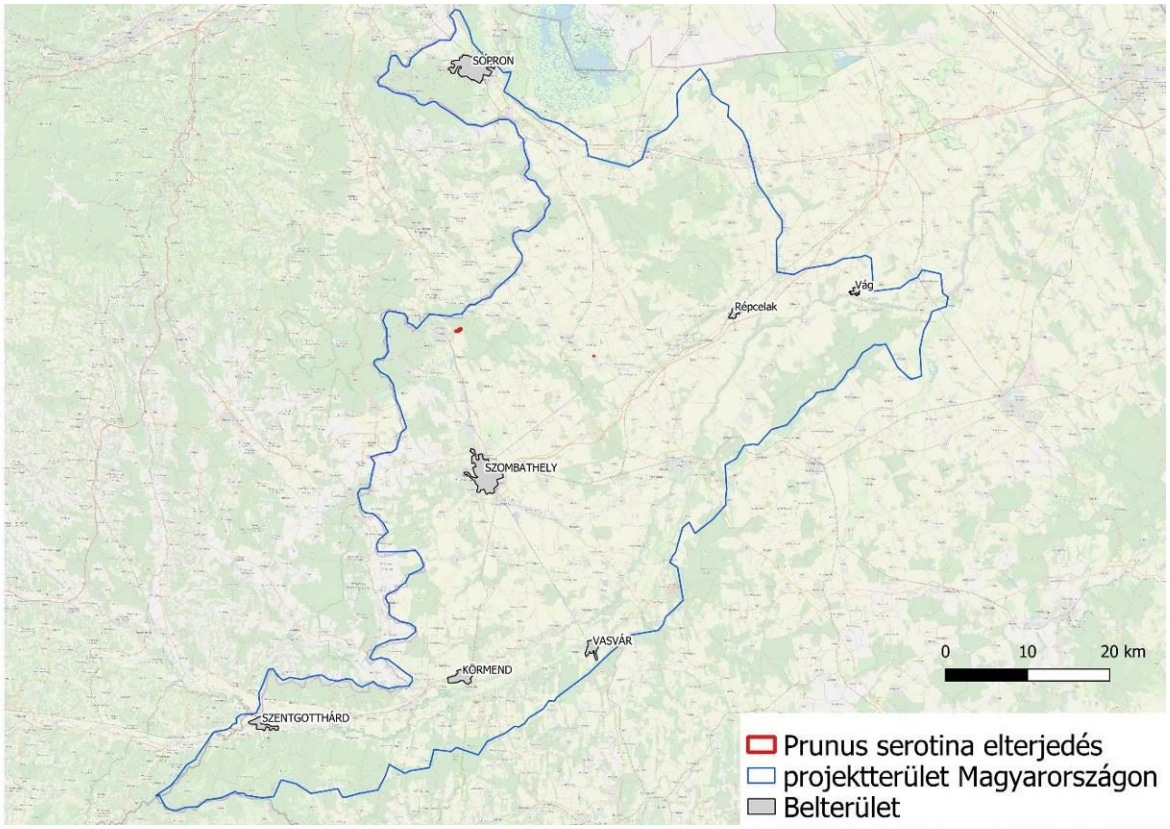


22. ábra. A kései meggy (Prunus serotina) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja



23. ábra. A kései meggy (Prunus serotina) előfordulását mutató ETRS háló. Zölddel jelöltük az olyan kvadrátokat, amelyekben a WeCon projekt adatgyűjtése során került elő a faj. Megjegyezzük, hogy mivel a MFA KEF hálóban gyűjti az adatokat, maradhatott üresen olyan ETRS kvadrát, amelyben látszólag előfordul a faj

6.9.2.2. A faj elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése” és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése” alapján



24. ábra. A kései meggy (Prunus serotina) elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése” és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése” alapján

6.9.2.3. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A felmérések során mindössze 8 helyszínen mutattuk ki a fajt. Az összes kiterjedése 1,8 ha-nak adódott. Legtöbb foltja Kőszeg mellett került elő, de Szentgotthárdnál, a Lapincs határszelvényében is előfordul. A Kőszeg melletti előfordulások viszonylag kis területen csoportosulnak. Itt, a Csepregi út melletti S4 és S6 élőhelyeken (mindkettő idegenhonos fafajok uralta erdők) fordul elő a faj.

6.9.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Mechanikai védekezés

Intenzíven képződő tuskósarjai miatt a tőelválasztás önmagában nem sikeres módszer. A mechanikai módszerek közül sikerrel alkalmazzák a kéreggyűrűzést, illetve a magoncok kézzel való kihúzását. Ez utóbbi eljárás homokterületeken még idősebb példányok esetében is sikeres lehet. Vegyszeres irtása a fásszárúak körében általánosan elterjedt módszerekkel jellemzően eredményesen végezhető. Lombjának permetezése esetén, vastag bőrnemű levelei miatt, tapadássegítő szerek alkalmazása szükséges a várt siker eléréséhez (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Kémiai védekezés

Vegyszeres irtása a fásszárúak körében általánosan elterjedt módszerekkel jellemzően eredményesen végezhető. Lombjának permetezése esetén, vastag bőrnemű levelei miatt, tapadássegítő szerek alkalmazása szükséges a várt siker eléréséhez (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Konkrét esettanulmányok kivonatos ismertetése a forrás megjelölésével

Inváziós és egyéb adventív fás szárú fajok irtásának tervezése és kivitelezése a csepeli Tamariska-dombon (2010-ben kezdődő beavatkozás) (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Az esettanulmány leírása az ártéri japánkeserűfű (*Fallopia japonica*) leírásánál olvasható.

Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Nyírség déli része, védekezés kezdete: 2002

A kései meggy irtását a vágáslap vegyszeres lekenésével 2002-ben kezdtük a magyar nőszirom élőhelyéül szolgáló pusztaitölgyes-maradványfoltokban. Tömény glifozát hatóanyagú vegyszereket alkalmaztunk az ecsetelés során. Az akácnál is alkalmazott fúrásos-injektálásos kezelést szintén kipróbáltuk, jó eredménnyel. A tősarjak pontpermetezését nagyon ritkán használjuk, pl. az akác legeltetéses irtása esetén, mivel az akáccal együtt levágott kései meggyek sarjait az állatok nem szívesen legelik le. A kései meggy irtásának kéreggyűrűzéses eljárását nagyobb volumenben 2007 óta alkalmazzuk. A motorfűrész láncával végzett kéreggyűrűzés néhány módjának értékelésére kísérletet is végeztünk. Ennek tapasztalatait egy közreműködő hallgató szakdolgozatban is összefoglalta. Magát a gyűrű kialakítását a „Biológiai inváziók Magyarországon – Özönnövények" című könyvben ismertetett módon végeztük: motoros fűrész láncából készített „gyűrűzőlánccal" átvágtuk a törzs háncsszövetét és a kambiumot, valamint a faszövet külső részét (ez tulajdonképpen a gyűrűzés lényege). A kezelést 3 csoportban végeztük. Az egyiken egy gyűrűt képeztünk szimpla lánccal, a másikon szintén egy gyűrűt, de két, egymás mellé fogatott (dupla) lánccal. A harmadik esetben dupla lánccal két, egymás alatt 10–15 centiméterre levő gyűrűben szakítottuk meg a kérget. Alkalmazott (általában közhasznúként foglalkoztatott) munkásaink jobban kedvelik a bozótvágó késsel vagy kétnyelű késsel (vonókés) végzett gyűrűzést. Ilyenkor 15–20 cm szélességben hántják le a kérget gyűrű alakban, többnyire mellmagasságban. A fiatal, apró példányok (magoncok, kis csemeték) mechanikus irtását egyszerű kihúzással végeztük.

Tapasztalatok

Ecsetelés során, ha a vágáslap széleit precízen sikerült kezelni, a pusztulás szinte 100%-osnak bizonyult az egész vegetációs időszakban, minden méretben és különféle csapadékviszonyok mellett is. A fúrásos-injektálásos kezelést a teljes vegetációs időszakban hatékonynak találtuk. Az akácnál alkalmazotthoz képest kisebb dózisú gyomirtószer is szinte 100%-os pusztulási arányt adott. Az akác permetezéséhez hasonlóan a használati útmutatóban megadott hígítás a kései meggy pontpermetezése során is hatékonynak bizonyult. A kemény, kissé bőrnemű leveleken a tapadásfokozó szerek alkalmazása még fontosabb. A gyűrűzőláncos gyűrűzés során – ahogy várható volt – a dupla gyűrű vált be legjobban, többnyire a fák teljes pusztulását okozta. A szimpla gyűrűt a nagyobb fák (kb. 10–15 cm-től) szövetei gyakran átnőtték, és a lombkorona legalább részben túlélt. A dupla láncos szimpla gyűrűzés pedig átmeneti eredményt adott. A februárban kezelt fák többnyire csak nyár elején száradtak ki. A gyűrű alatt hosszú vízhajtások képződtek, amik a lombkorona leszáradását követően szintén elszáradtak. Csapadékos években a gyűrű alatti vízhajtások gyakran nem száradtak le, és a fa alsó része így életben maradt, noha a lombkorona elszáradt. A késsel végzett gyűrűzés során is fontos a precíz munka, mert a kéreg vékony maradványain keresztül a fa új kéregsávot fejleszt a gyűrűn keresztül, és túléli a beavatkozást. A nyáron és ősszel végzett munka után, a nedves őszi időjárásban gyakran tapasztaltuk, hogy a lehántott felületet egy kékes színű, penésszerű gomba fertőzte meg. Az ilyen fertőzött fák pusztulása gyakorlatilag biztosra vehető volt. A fiatal, apró példányok kihúzgálásának nagy szerepe volt a kezdeti irtást követő években folytatott utókezelések során. Kvantitatív elemzést nem végeztünk, de úgy érzékeltük, hogy 3–4 év kellett ahhoz, hogy a magtermő fák kiirtása után az újulat képződése drasztikusan visszaessen, azaz legalább eddig javasolt az utókezelés és monitoring (CSISZÁR & KORDA. 2015).

6.10. Fehér akác – *Robinia pseudo-acacia*

6.10.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

A fehér akácot (*Robinia pseudoacacia* L.) a *Fabaceae* (pillangósvirágúak) család *Robinia* nemzetségébe sorolják, melybe összesen mintegy 10 lombhullató faj tartozik. Jellemző elterjedési területük Észak-Amerika és Mexikó meleg, időszakosan száraz részei. Hazánkban a fehér akác 9 szelektált erdészeti fajtáját és számos kertészeti kultúrváltozatát ültetik.

Zárt állományban és jó termőhelyen elérheti a 30–35 m-es magasságot. Lombozata laza.

Hosszú életű (200–250 év), gyorsan növő fafaj. A fehér akác optimális csírázási ideje április vége. Magjai csírázóképességüket akár 40 évig is megőrzik. Természetes körülmények között a magok csak kis százaléka csírázik ki évente. Az akác magassági növekedése 20 éves koráig igen erőteljes, majd csökken. Az akác jól regenerálódik, tőről és gyökérről is igen jól sarjad. Föld feletti részeinek vagy gyökérzetének sérülését követően nagyszámú gyökérsarjat fejleszt, melyek a tősarjaknál intenzívebb növekedésűek.

A fehér akác Észak-Amerika keleti részének belső területein őshonos. Elterjedési területének egyik fő centruma az Appalache-hegység 150–1500 tengerszint feletti magasság közötti régiója. 1601-ben Virginiából került Franciaországba. Az 1700-as években már gyakori volt Németországban is.

Magyarországra 1710–1720 között hozták be az akácot. Első jelentősebb telepítésére (290 ha) 1750-ben a Komárom melletti erődítési munkálatok kapcsán került sor. Első tömeges telepítésének időszaka 1865–1895 közé esik. A faj az ország teljes területén jelen van. Az országos átlagnál nagyobb a jelentősége az alföldi homokterületeken, a Nyírségben és a Duna–Tisza közén, a Cserhátban, a Heves–Borsodi-dombságban, a Pannonhalmi-dombságban és a Kemenesháton.

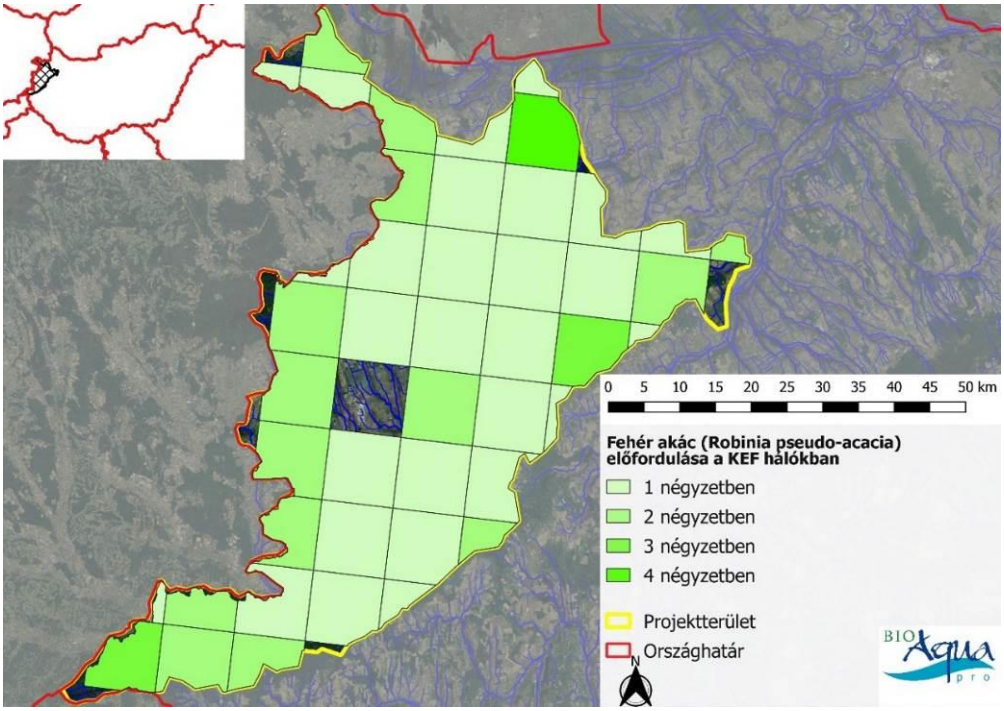
A fehér akác hazánk legnagyobb területet borító fafaja, gazdasági, erdészeti jelentősége kiemelkedő. Az akác termesztését elősegíti könnyű ültethetősége, egyszerű nevelése, gyors növekedése, viszonylagos szárazságtűrése, nem túlzottan nagy tápanyagigénye és jó vegetatív felújuló képessége.

A fehér akác természetvédelmi szempontból rendkívül veszélyes faj. Ahol telepítették vagy spontán módon megtelepszik, onnan igen nehéz eltávolítani, köszönhetően kiváló tő- és gyökérsarjképző képességének, valamint hosszú távú perzisztens magbankjának. Az akácosok jellemző, negatív ökológiai folyamata a talaj nitrogéntartalmának feldúsulása az akác gyökereinek gümőiben élő Rhizobium baktériumok közreműködésével, valamint a gyepszint fajkészletének átalakulása, gyomosodása, a nitrofil növényfajok előretörése. A fafaj termőhelyének átalakulásához a talaj tápanyagkészletének egyoldalú „kizsarolásával” és lehulló lombjának allelopátiás hatásával is hozzájárul. Az akác mesterséges visszaszorítását kiváló területmegőrző képessége nagyban megnehezíti.

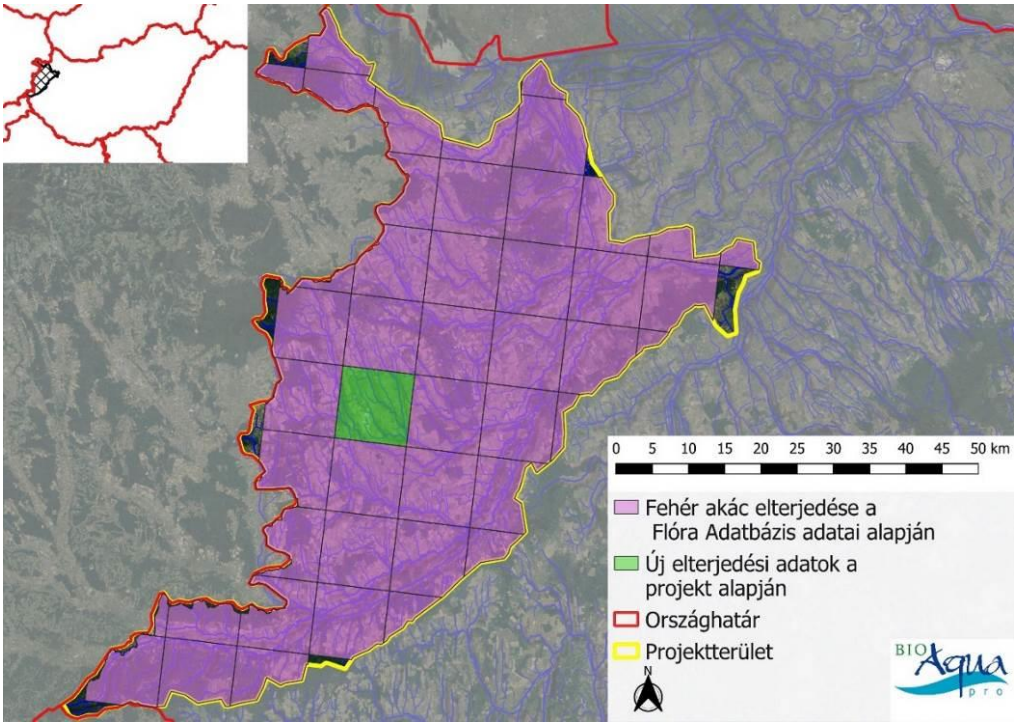
6.10.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.10.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

A korábbi adatok és a WeCon projekt felmérései szerint a fajnak összeségében 47 ETRS négyzetből van előfordulási adata a projektterület magyarországi részéről.

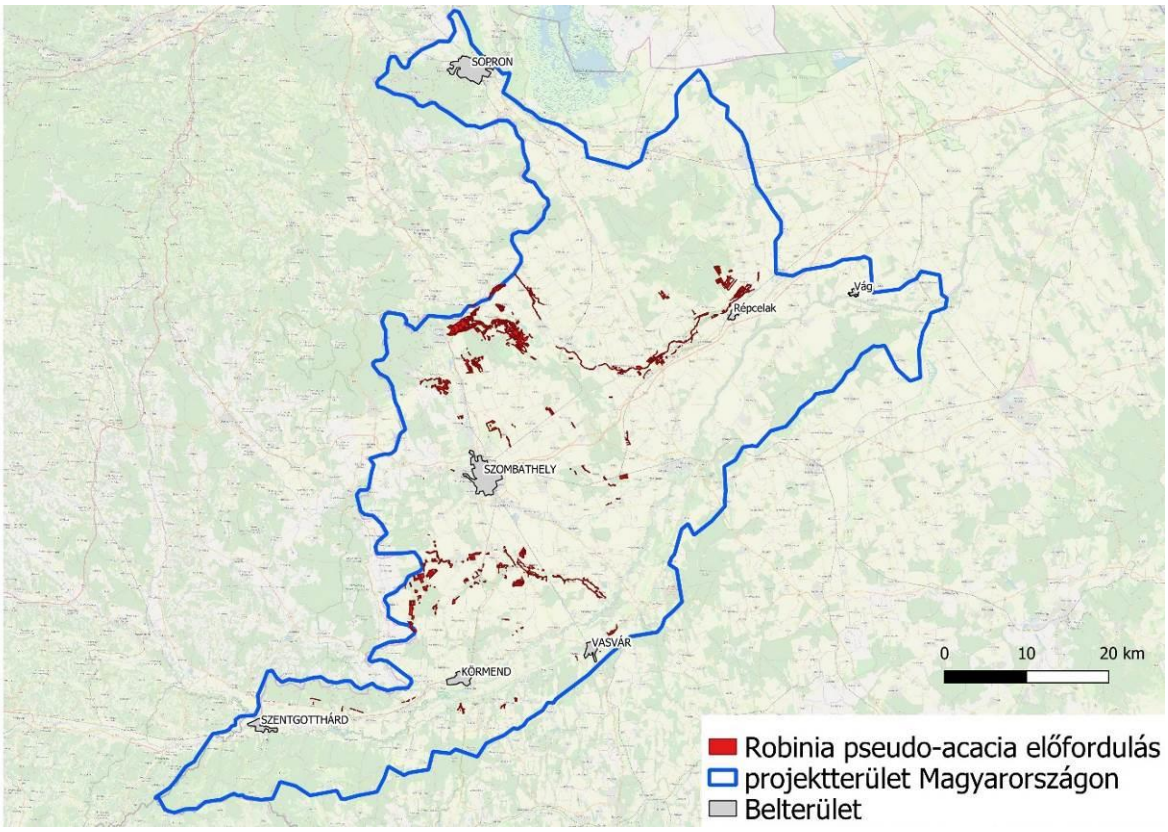


25. ábra. A fehér akác (Robinia pseudo-acacia) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja



26. ábra. A fehér akác (Robinia pseudo-acacia) előfordulását mutató ETRS háló. Zölddel jelöltük az olyan kvadrátokat, amelyekben a WeCon projekt adatgyűjtése során került elő a faj. Megjegyezzük, hogy mivel a MFA KEF hálóban gyűjti az adatokat, maradhatott üresen olyan ETRS kvadrát, amelyben látszólag előfordul a faj

6.10.2.2. A faj elterjedési mintázata a „gyakori özöngyomok felmérése” alapján



27. ábra. A fehér akác (Robinia pseudo-acacia) poligonok előfordulási mintázata

6.10.2.3. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A gyűjtött adatok alapján látszik, hogy a faj állományai mindenütt jelen vannak, nem emelhető ki olyan környezeti tényező, amely egyértelműen befolyásolná az állományok térbeli mintázatát a felmérésre kijelölt területen belül. A fehér akác erdőművelés alatt álló nagyobb erdőtömbökben szinte mindenütt megtalálható. Sok esetben önálló, nagyobb állományokat alkot. Ezek az állományok az Idegenhonos fafajok uralta erdők és faültetvények élőhelycsoportba tartoznak (S1, S6). Természetvédelmi-botanikai szempontból nagyobb probléma, hogy a jellegtelen erdők közé ékelődő természetes és természetközeli erdőkbe is beszivárog a faj. A nagyobb erdőtömbök közül az északabbra lévő (Kőszeg és Csepreg között) erdőtömbökben a faj jóval nagyobb arányban van jelen, mint a délebbi (Szentpéterfa, Ják, Kisunyom, Sorokpolány) erdőtömbökben. A zárt erdőkön kívül szintén elterjedt faj a vízfolyások mentén. Itt általában a meder kissé magasabb partéli részein válik tömegessé, de megfigyelhető, hogy a kimondottan üde ártéri területeken is dominánssá válhat.

Mennyiségi viszonyok elemzése

Faj	**poligon adat (db)**	**összterület (ha)**	**arány (%)**	**ebből ültetvény (ha)**	**ültetvény aránya (%)**
Robinia pseudoacacia	981	3018, 5	30,2	1626,1	1,6

6.10.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Mechanikai védekezés

Visszaszorításának tervezésekor nem csupán az éveken keresztül feltörő sarjakat kell figyelembe venni, hanem a magról történő felújulásának évtizedekig fennálló lehetőségét is. A legtöbb esetben mechanikai megoldások önmagukban nem, vagy csak hosszú idő alatt tudják visszaszorítani. Abban az esetben, ha a kivágást követően felverődő fiatal (még el nem fásodott tövisű) sarjak legeltetése megoldható, akkor ez vegyszermentes megoldást nyújthat. Vegyszeres irtása a fás szárú fajok esetében általánosan elterjedt módszerekkel sikerrel végezhető (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Kémiai védekezés

Vegyszeres irtása a fás szárú fajok esetében általánosan elterjedt módszerekkel sikerrel végezhető (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Konkrét esettanulmányok kivonatos ismertetése a forrás megjelölésével

Inváziós és egyéb adventív fás szárú fajok irtásának tervezése és kivitelezése a csepeli Tamariska-dombon (2010-ben kezdődő beavatkozás) (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Az esettanulmány leírása az ártéri japánkeserűfű (*Fallopia japonica*) leírásánál olvasható.

Az inváziós növényfajok visszaszorításának tapasztalatai a Felső-kiskunsági Turjánvidéken (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Az esettanulmány leírása a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) leírásánál olvasható.

Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Nyírség déli része (CSISZÁR & KORDA. 2015).

A legelő állatok szívesen fogyasztják az akác zsenge hajtásait, amikor tövisei még lágyak. Ez kitűnő lehetőséget ad a legelőkön letermelt akácosok sarjadásának visszaszorítására. Először 2003-ban a nyírábrányi Keszler-tag nyírlápja feletti magas homokbuckán próbálkoztunk ezzel a megoldással. Az ott felverődött sarjakat az 1990-es évek végén egyszer letermelték, minek következtében az állomány besűrűsödött. A mintegy 2 hektárnyi sarjast 2003-ban levágattuk. A gallyak eltakarítása után a területen folyamatosan juhlegeltetés folyt, amely hatékonynak bizonyult. Ettől kezdve rendszeresen alkalmazzuk ezt a módszert a homoki legelők akácosainak visszaszorítására. A fák törzsébe mélyített furatba történő injektáláson alapuló irtási módszert ott használjuk az akácok visszaszorítására, ahol legeltetés nem végezhető vagy nem megoldott (pl. értékes őshonos erdőállományok szórványos akácfáin, szegélyein, egyes védett növények élőhelyén, nem legeltetett gyepeken stb.). Némi tesztelés után 2002-ben kezdtük alkalmazni a módszert nagyobb kiterjedésben a Dél-Nyírség talán legszebb pusztaitölgyes-maradványának, az Állóhegyi-tölgyes egy összefüggő foltjának helyreállításában. A törzsek fúrásához hordozható áramfejlesztőről üzemeltetett villanyfúrókat, valamit nagy teljesítményű akkumulátoros fúrókat használtunk. Általában 8-as méretű fúrószárral dolgoztunk. A furatokat lehetőleg húrirányban lefelé, egymástól 10–15 cm-enként mélyítettük a törzsbe. Glifozát hatóanyagú vegyszereket használtunk: Medallon Premium, Fozát 480, Glyfos. A vegyszert a laborokban használt műanyag „spriccflaskával” juttattuk a furatokba. A vágáslap, illetve kéreghántás vegyszeres lekenését vékony sarjak (3–4 cm-ig) kezelésére használjuk, gyakran az előző módszer kiegészítésére. A hajtások elvágása után a metszlapot vagy a lehántott kéreg helyét a fúrás esetén is alkalmazott tömény vegyszerrel ecseteljük. Az akác permetezéses irtását csak kivételes esetekben végeztük. Ilyen például a teljes talaj-előkészítéssel végzett erdőfelújítás akáctuskóprizmájának kezelése, valamint a legelés elmaradása miatti sarjkezelés. Ekkor is a fentebb említett vegyszereket használtuk a használati útmutató szerinti 3,5–5%-os hígításban, tapadásfokozó szer (pl. Nonit) adagolása mellett. A kijuttatást igyekeztünk alacsony nyomáson, nagyobb cseppmérettel kivitelezni, hogy kisebb legyen az elsodródás veszélye, és nagyobb a célba juttatás pontossága.

Tapasztalatok

A Keszler-tagban 2003-ban levágott 2 hektárnyi akácsarjasban két évnyi juhlegeltetést követően az akác sarjadása teljesen megszűnt. A látványos eredményben bizonyára a meglehetősen száraz termőhelyi viszonyok is közrejátszottak. A homoki legelőkön levágott akácos foltok sarjainak visszaszorítására a legeltetés többfelé bevált. A tapasztalatok szerint a juh és a szarvasmarha egyaránt bevált a sarjak legeltetésére. Noha figyelmet fordítunk a visszaszorítás tervezésénél arra, hogy a legeltetés nagy biztonsággal megoldható legyen a következő 2–3 évben, néha mégis adódtak problémák. A legelés rövidebb idejű elmaradását kezelni tudtuk azzal, hogy a felnövő, – már megkeményedett tövisű – sarjakat motoros kaszák segítségével levágattuk a legelés újraindítása előtt. Volt példa arra is, hogy a legeltetés 2 évig szünetelt, mivel a kezelt homokbucka a 2006–2007-es nagy belvizek idején gyakorlatilag szigetté változott. A helyzetet ekkor a mechanikus irtás (fejsze, láncfűrész) és a vegyszeres kezelés (glifozát hatóanyagú szerek) kombinációjával tudtuk viszonylag röviden lezárni. Érdemes megfontolni, hogy amennyiben a fakitermelés során a tuskókat talajszintre visszavágják, egy ilyen váratlan legeltetési szünet esetén a sarjak gépi szárzúzására is lehetőség van. Ez persze némi többletköltséget eredményez, hiszen a tuskók visszavágása egy plusz munkafolyamat, a fűrész talajjal való érintkezése pedig a lánc és a vezetőlemez fokozott kopását eredményezi. Fontos, hogy nagy sűrűség esetén a levágott, már fásodott sarjak (ágak) összegyűjtésre, ideális esetben eltávolításra kerüljenek, mivel a földön heverő szúrós ágakat a legelő jószág lehetőség szerint kikerüli. Ilyen módon ez lehetőséget ad az újrasarjadzásra és a gyomosodásra. A fák tuskói értelemszerűen a legeltetéses irtás esetén a talajban maradnak, aminek előre nem tervezett természetvédelmi hozadékát is tapasztaltuk. Az elhalt tuskókban néhány évvel később orrszarvúbogarak (*Oryctes nasicornis*) kezdtek nagy számban szaporodni. Ezzel párhuzamosan a lárvákat parazitáló óriás-tőrösdarazsak (*Megascolia maculata*) is megjelentek. A törzsfúrásos-injektálásos módszer esetében végeztünk néhány próbát a gyomirtó szer hígításával. Úgy tapasztaltuk, hogy az 1:1 arányú hígítás még hasonló hatást eredményezett, mint a tömény szer. A kezelés eredménye másfél–két hét múlva már látható. A fák néhány százaléka valamilyen okból mindig túléli az első beavatkozást. Többnyire azt tapasztaltuk, hogy egy–két hónap múlva néhány águkon újra, – de többnyire deformált – leveleket hajtanak. Ezért lehetőleg várunk egy-két hónapot, vagy megvárjuk a következő vegetációs időszakot. Az újra kihajtó fákon újabb kezelést végzünk, és csak ezt követi a letermelés. Legjobb eredményt a nyár második felében és ősszel kaptunk. A téli pihenőre készülő fákban az anyagszállítás növekszik a gyökérzet felé, így a vegyszer jó hatásfokkal bejut a fa teljes testébe, kiemelve a gyökérzetet is. A Bátorligeti-legelőn végzett beavatkozások során kitűnt, hogy zárt akácos állományban a látszólag elpusztult akácok letermelése után is jelentős lehet a megjelenő gyökérsarjak mennyisége. A vágáslap, illetve kéreghántás vegyszeres lekenése esetén aszályos időszakokban igen hatásosnak mutatkozott ez a módszer, míg nedves években több a túlélő. Végeztünk kezdetben néhány próbát a nagyobb fák tuskóinak kivágás utáni lekenésével is. Ez hatékonynak bizonyult a tuskósarjak képződésének visszaszorítására, ellenben a gyökérsarjak képződését nem akadályozta meg, így azokkal szemben utókezelésre van szükség. Az akác permetezéses irtását – az előzőekben említett módon – csak kivételes esetekben végeztük. A használati útmutató szerinti 3,5–5%-os hígításban, tapadásfokozó szerrel (pl. Nonit) végzett kezelés tökéletesen hatékonynak bizonyult.

Fontos kiemelni, hogy az elszóródott akácmagokból – akár a fák eltávolítása után – a benapozott, bolygatott nyílt homokfelszíneken, azok átforrósodásával, néhol jelentős lehet a magról kelt újulatok aránya is. A felmelegedő homok, illetve a mechanikai bolygatás így megfeleltethető az akácmagok hatékony csíráztatásához szükséges szkarifikálásnak. Egyes esetekben jelentős probléma lehet ez erdőkben futó földutak, erdőszéleket érintő út- vagy egyéb vonalas infrastruktúra építése vagy karbantartása esetén. Ekkor akár több száz méteren keresztül akácújulat alkotta sáv jelenhet meg az őshonos állományokban vagy gyepekben (ilyen történt például a Debrecent elkerülő út építése során a hajdúböszörményi–debreceni erdőket érintő szakaszon). Emiatt ahol erre esély van, ezért (is) érdemes nyomon követni a kezelt terület állapotát a fák eltávolítása után (CSISZÁR & KORDA. 2015).

6.11. Kanadai aranyvessző – *Solidago canadensis*

6.11.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

Magaskórós, évelő növény. Geofiton, tarackjai a talajfelszín közelében hipokotilból erednek, a talajban 10–20 cm mélyen helyezkednek el. Szára a virágzatrendszerig nem elágazó. A *S. canadensis* szára tömötten rövid szőrű, később alul kopaszodó.

A *Solidago canadensis* az USA államaiban, Kanadában a 26. és 65. földrajzi szélességi fok között fordul elő.

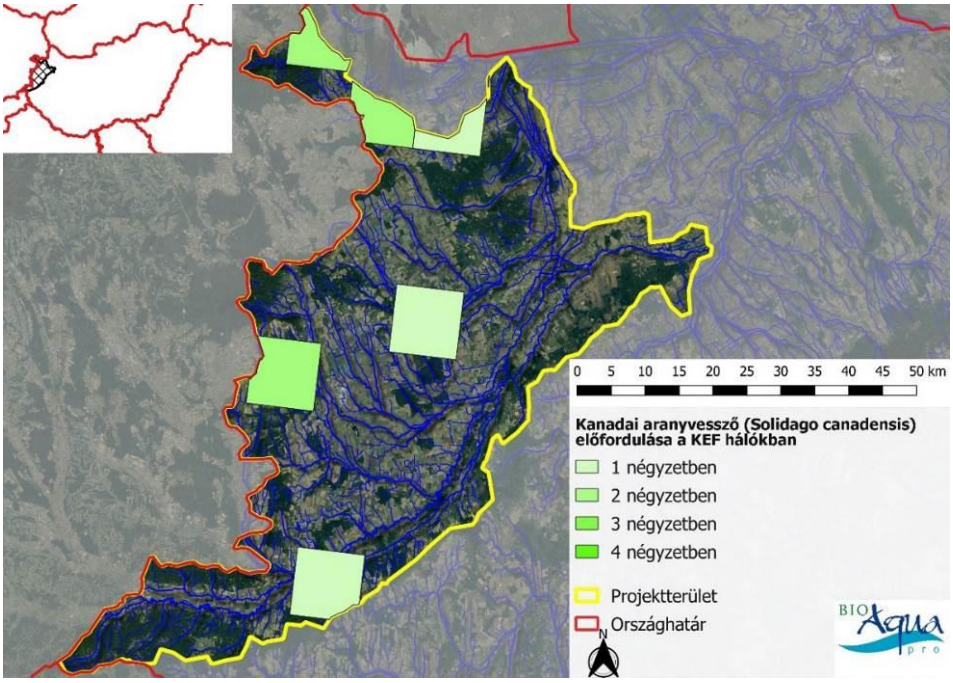
A *S. canadensis* a XVII. században, mint dísznövény került az európai botanikus kertekbe. Az első kivadulások a XIX. század közepén történtek. A kivadulást követő néhány évtized elteltével rohamosan terjedő inváziós fajjá vált Európában. A *S. canadensis* elterjedési területe 741 km^2-rel növekedett évente.

A *Solidago* fajok magyarországi terjedéséről először Moesz Gusztáv számol be 1909-ben. Habár a *S. canadensis* és a *S. gigantea* közel azonos időpontban jelent meg, a magas aranyvessző gyorsabban terjedt és ma is nagyobb területen fordul elő. A *S. canadensis* elsősorban az Északi-középhegységben és Pest megyében fordul elő, de országszerte találkozhatunk ezzel a fajjal is. Érdekes, hogy Délnyugat-Magyarországon, ahol a másik faj a legtömegesebb, ritkábban fordul elő.

6.11.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.11.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

Ismereteink szerint a faj ritka a tárgyalt térségben. 6 ETRS kvadrát érintett. A WeCon projekthez kapcsolódó egyéb adatgyűjtések során a kanadai aranyvesszőt (*Solidago canadensis*) nem találtuk, így más ETRS négyzettel nem tudtuk kiegészíteni a flóratérképezési adatokat.



28. ábra. A kanadai aranyvessző (Solidago canadensis) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja

6.11.2.2. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A felmérések során mindössze 8 helyszínen mutattuk ki a fajt. Az összes kiterjedése 1,8 ha-nak adódott. Legtöbb foltja Kőszeg mellett került elő, de Szentgotthárdnál, a Lapincs határszelvényében is előfordul.

6.11.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

A faj mennyiségi viszonyainak és elterjedési mintázatának alapvető jellegzetességeinek bemutatásától a faj ritkasága miatt eltekintünk.

6.12. Magas aranyvessző – *Solidago gigantea*

6.12.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

Magaskórós, évelő növény. Geofiton, tarackjai a talajfelszín közelében hipokotilból erednek, a talajban 10–20 cm mélyen helyezkednek el. Szára a virágzatrendszerig nem elágazó. A *S. gigantea* szára kopasz, csak a virágzatban lehetnek rövid szőrök.

A *S. gigantea* a XVII. században, mint dísznövény került az európai botanikus kertekbe. Az első kivadulások a XIX. század közepén történtek. A kivadulást követő néhány évtized elteltével rohamosan terjedő inváziós fajjá vált Európában. A *S. gigantea* elterjedési területe 910 km^2-rel növekedett évente.

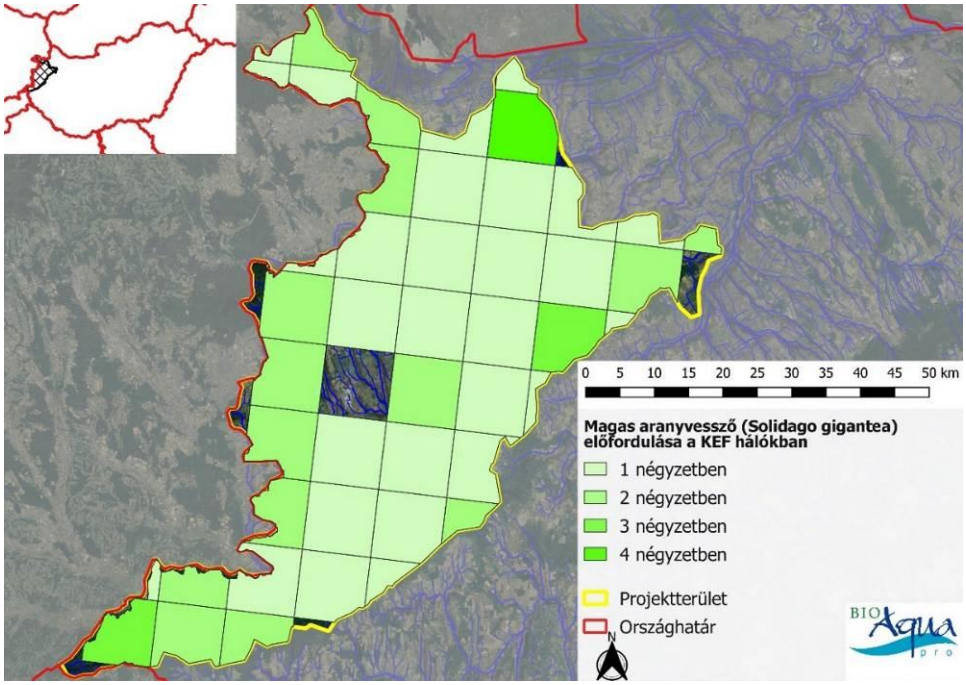
A *Solidago* fajok magyarországi terjedéséről először Moesz Gusztáv számol be 1909-ben. A magas aranyvessző első herbáriumi adata sajnos pontos helymegjelölés nélkül, valószínűleg a Duna valamelyik szigetéről (feltehetően a Duna-kanyarból), 1848-ból származik. Első tömeges előfordulásairól a Duna mentéről számoltak be (1865 Csallóköz, 1873 Csepel-sziget). Terjedése valószínűleg nem egy pontról indult. 1880-as években a Dunántúl több pontján is észlelték, a Dunától keletre első alkalommal csak 1902-ben Szolnok közelében észlelték és a későbbiekben is jóval ritkábbak a kelet-magyarországi előfordulások. Habár a *S. canadensis* és a *S. gigantea* közel azonos időpontban jelent meg, a magas aranyvessző gyorsabban terjedt és ma is nagyobb területen fordul elő. Az egész országban előfordul, de főleg a csapadékosabb dunántúli területeken gyakori. Az Alföld legszárazabb részén előfordulása főleg a felszíni vizekhez kötődő.

A *Solidago* sarjtelepek nagyarányú kialakulása közvetett eredménye a természetes és természeteshez közeli termőhelyek helytelen kezelésének. A zárt állományok kialakulása együtt jár az eredeti növénytakaró pusztulásával, de kedvezőtlenül érinti a gerinces faunát is.

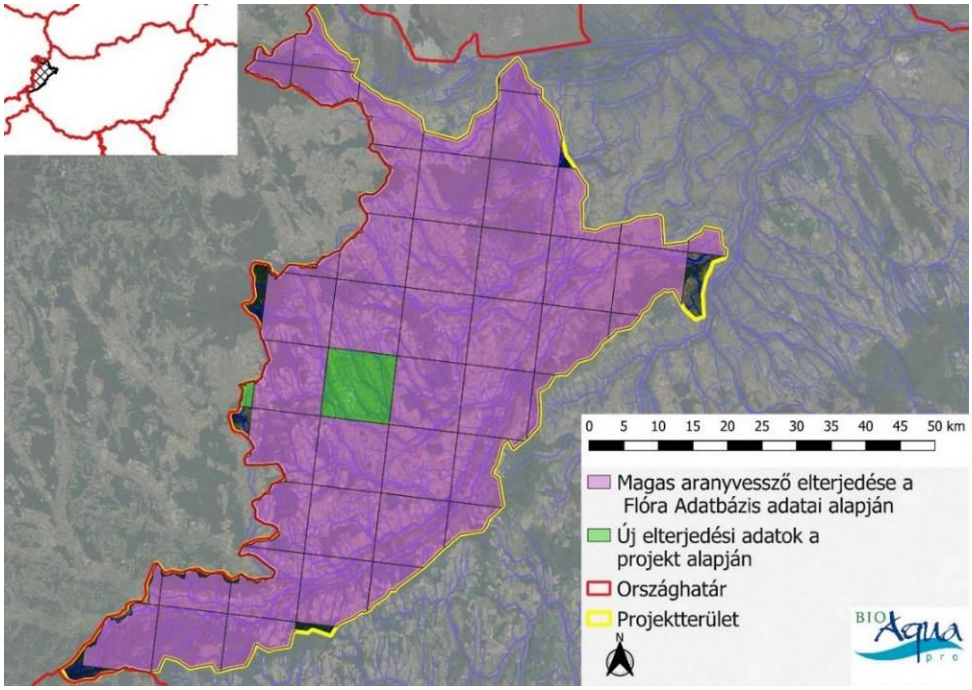
6.12.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.12.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

A magas aranyvessző országszerte igen elterjedt faj. Az ETRS adatgyűjtés során a területet lefedő 58 kvadrátból 48 területéről előkerült.

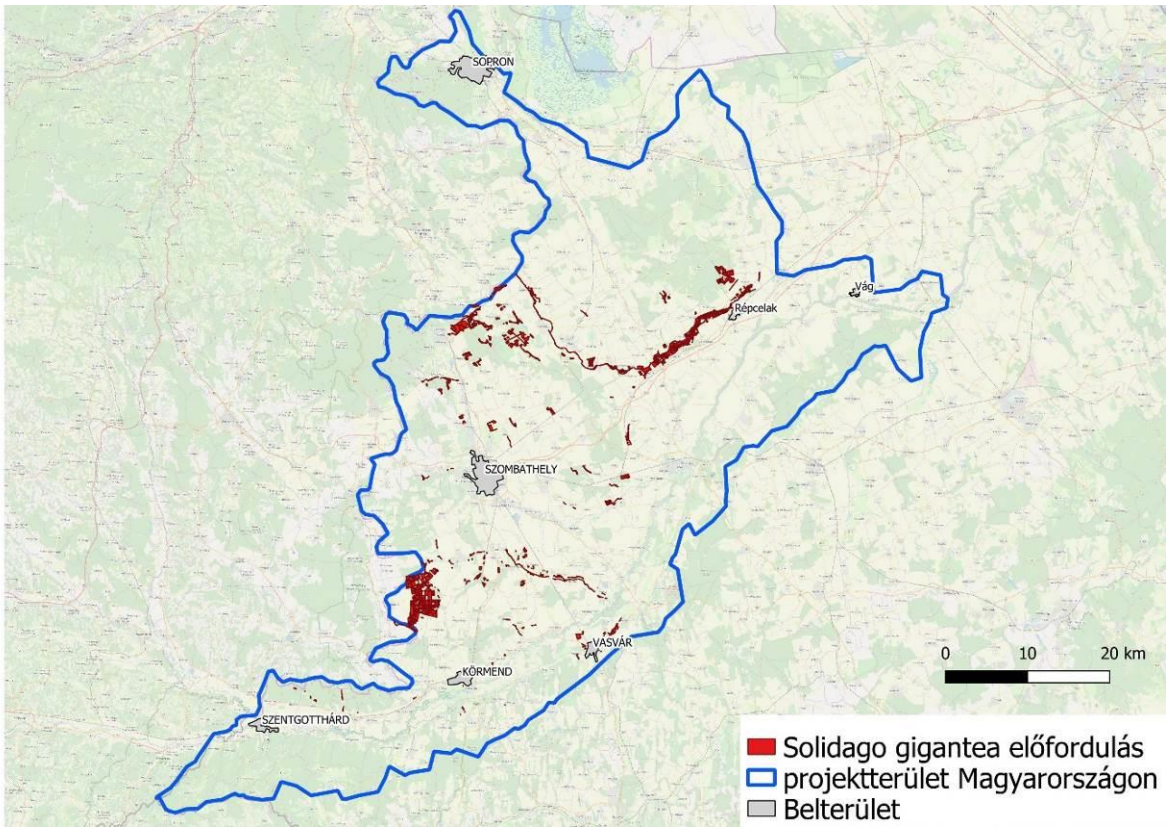


29. ábra. A magas aranyvessző (Solidago gigantea) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja



30. ábra. A magas aranyvessző (Solidago gigantea) előfordulását mutató ETRS háló. Zölddel jelöltük az olyan kvadrátokat, amelyekben a WeCon projekt adatgyűjtése során került elő a faj. Megjegyezzük, hogy mivel a MFA KEF hálóban gyűjti az adatokat, maradhatott üresen olyan ETRS kvadrát, amelyben látszólag előfordul a faj

6.12.2.2. A faj elterjedési mintázata a „gyakori özöngyomok felmérése” alapján



31. ábra. A magas aranyvessző (Solidago gigantea) poligonok előfordulási mintázata.

6.12.2.3. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A gyűjtött adatok alapján látszik, hogy a faj általánosan elterjedt. Az erős árnyékolást nem tűri, ezért gyengébbek az állományai azokon a területeken, ahová nyáron nem jut elég fény (pl. gyertyános-tölgyesek). Ettől függetlenül a nagyobb erdőtömbökben is meghatározó a faj. Véghasználatok után, illetve erdőfelújítás során a nyílt területeken hamar tömegessé válik. A zárt erdőkön kívül szintén elterjedt faj a vízfolyások mentén lévő nyílt területeken. A rendszeresen végzett kaszálás és/vagy legeltetés jelentős mértékben gátolja a faj tömegessé válását, de általában ezeken a helyeken is jelen van (legalább a szegélyeken). Erdőszegélyeken, felhagyott mezőgazdasági területeken a magas aranyvessző kimondottan jellemző faj.

Mennyiségi viszonyok elemzése

Faj	poligon adat (db)	összterület (ha)	arány (%)
Solidago gigantea	1234	4045,1	40,4

6.12.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

A Solidago-fajok elleni védekezés legkönnyebb módja a megelőzés. A kaszálórétek, legelők és egyéb fátlan vegetációjú területeken a rendszeres kaszálás, valamint a mezőgazdasági területeken a rendszeres talajművelés meggátolja a Solidago-fajok megtelepedését (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

Mechanikai védekezés

Természetvédelmi célból a vegyszeres védekezést az aranyvesszőfajok ellen nem javasolják, de hatékony megoldást jelent a növény mechanikai irtása talajműveléssel. Ez a beavatkozás azonban a fertőzött foltok megközelítésekor, a felvonulási útvonalakon és a hibásan a fertőzött folthoz sorolt egészséges területek felesleges talajművelésével a természetes növénytakaró bolygatásán keresztül utat nyithat az aranyvessző továbbterjedésének, újra megtelepedésének. Az elözönlött gyepterületeken az aranyvessző-maradványok őszi–tél végi szárzúzását követő tárcsázása, az azt követő rendszeres kaszálása a terület kezelésének megfelelő tervezése mellett javasolt (BOTTA-D & DANCZA, 1998).

A zárt, monodomináns állományok kezelése a tarackrendszer folyamatos gyengítésére irányuló tisztító kaszálásokkal, az avarréteg eltávolításával oldható meg. A kaszálás egyrészt megakadályozza a virágzást és az ivaros szaporodást, másrészt csökkenti a tarackprodukciót, és növeli a tarackok mortalitását.

Számos szántóföldi gyomnövénytől (Elymus repens, Cynodon dactylon, Cirsium arvense) eltérően a talajművelés hatására keletkező tarackszegmentumok ritkán hajtanak ki. Ezért hatékony megoldást jelent a növény mechanikai irtása talajműveléssel. Az elözönlött gyepterületeken a Solidago-maradványok őszi-tél végi szárzúzását követő tárcsázása, azt követő rendszeres kaszálása a terület kezelésének megfelelő tervezése mellett javasolt.

A Solidago zöld részeinek magas szaponintartalma az állatoknál emésztőszervi problémát, felfúvódást okozhat, ezért a Solidagóval fertőzött területek legeltetése előtt ebben a kérdésben állattenyésztő szakember tanácsát kell kérni (BOTTA-D & MIHÁLY 2004

A vízellátottság javításával, a talajvízszint megemelésével az aranyvessző is visszaszorítható. A csapadékos években alkalmazható időszakos árasztások még hatékonyabbak, mivel az aranyvessző nehezen viseli a tartós vízborítás (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Az évente legalább kétszer (vagy még többször) elvégzett kaszálással eredményesen gátolható a Solidago gigantea terjedése (BOTTA-D, DANCZA, SZABÓ 1998).

Az ellenük való védekezés elsősorban vegyszermentesen történik. Hajtásukat számos háziállat legeli, de pl. a marhafélék csak a virágzást megelőző időszakban. Megfigyelések szerint a ló és a szamár a virágzó hajtásokat is szívesen fogyasztja. A védekezés gyakran kaszálással történik. A tapasztalatok szerint az évi egyszeri kaszálás nem alkalmas a faj visszaszorítására, sőt esetenként vegetatív terjedését idézi elő. Évente kétszer (nyár elején és ősszel) végzett kaszálással az állományok többnyire visszaszoríthatók. Kedvező tapasztalatok ismertek nedves, üde élőhelyek vízháztartásának helyreállítása kapcsán is, mely során a korábban homogénen borított élőhelyekről látványosan visszaszorult a magas aranyvessző (CSISZÁR & KORDA. 2015:).

Kémiai védekezés

Természetvédelmi célból a vegyszeres védekezést a Solidago-fajok ellen csak a természetvédelmi szempontból fontos területekkel szomszédos parlagokon javasoljuk (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

Vegyszeres kezelésük kevésbé elterjedt, inkább csak a fenti kezelések kiegészítéseként fordul elő (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Biológiai védekezés

Hazai tapasztalatokra nem találtunk példát. Vélhetően nem a biológiai védekezés hoz majd áttörést a Solidago fajok visszaszorításában.

Konkrét esettanulmányok kivonatos ismertetése a forrás megjelölésével

Felső-Kongó rétek (2007-2009 évek tapasztalatai) (CSISZÁR & KORDA. 2015).

A szigligeti Felső-Kongó rétek egy részén a Balatonfelvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, illetve haszonbérlők végzik a gyepek extenzív kezelését. A projektterület mintegy harmada azonban a kaszálás elmaradása folytán elgyomosodott, rajta a szukcessziós folyamatok megindultak. A

területen a kutyabenge (Frangula alnus), illetve az inváziós magas aranyvessző (Solidago gigantea) homogén foltjai alakultak ki. A projektterület két alapvető természetvédelmi szempontú problémája tehát a vízellátás rapszodikussága, leginkább kiszáradása aszályos években, ezáltal az élőhelyek kedvezőtlen irányú átalakulása, illetve a kutyabenge és az inváziós aranyvessző terjedése. A Felső-Kongó rét vizes élőhelyeinek megőrzését a vízellátás szabályozhatóságával, valamint a problémás fajok visszaszorításával igyekeztünk megoldani. A vízellátottság javításával, a talajvízszint megemelésével az aranyvessző is visszaszorítható. A csapadékos években alkalmazható időszakos árasztások még hatékonyabbak, mivel az aranyvessző nehezen viseli a tartós vízborítást. A vízkormányzás a Kétöles-patakon létesített duzzasztómű és két oldalcsatorna kialakításával, az özönnövények által borított terület rehabilitációja pedig aktív tisztító és fenntartó gyepkezeléssel történt. A létesített műtárgyak segítségével mind a gyepek tavaszi és őszi vízborítása, mind a kaszálási szezonban kívánatos mélyebb talajvízszint biztosítható. Az új, kanyargós csatornák középtáján és végeinél sekély, enyhén lejtős rézsűjű mélyedéseket terveztünk, melyek a nagyvizes szezonban mocsaras foltként funkcionálnak, így kiváló szaporodóhelyet biztosítva a kétéltűek számára. A cserjésedett, de zömében magas aranyvesszővel borított területeken gépi szárzúzást alkalmaztunk. A homogén aranyvesszősök kaszálhatók is, ekkor a szerves anyag eltávolítása bálázással könnyen megoldható. Az aranyvesszővel erősen fertőzött területeken általánosságban évi két kezelés szükséges: egy a virágzás és a magérlelés közti időszakban (általában augusztus), egy pedig vegetációs időn kívül (november és február között). A kezeléseket követően mindig a következő vegetációs időszakban határozható meg, hogy szükséges ismétlő kezelés. Az aranyvesszővel fertőzött cserjés területek általában két–három szárzúzás után a kaszálásba vonhatók. A két csatorna környékén kialakított tavaszi vízborításnak köszönhetően az inváziós magas aranyvessző állományának erőteljes átalakulása kezdődött meg. A csatornák mentén és a sekély vizű „békabölcsőkben” gyorsan kialakult a mocsári vegetáció. A tavaszi nagyvizeket követően a nyári hónapokra a kaszálással fenntartott területek a műtárgyak segítségével többnyire leszáríthatóvá váltak. A kaszálással történő gazdálkodásra alkalmas és értékes gyepek összterülete néhány év alatt a Felső-Kongó mezőn mintegy 30%-kal nőtt.

Aranyvessző fajok állományának visszaszorítása

[web24]

Az aranyvessző fajok állományának visszaszorítása 4 évvel ezelőtt kezdődtek el, mely során hozzávetőlegesen 60 hektáron történtek a beavatkozások.

Alkalmazott kezelési módszer:

<u>1. Szárzúzás (20 cm magasságban, augusztus 15-30. között)</u>

A 20 cm-es tarlómagasság a tapasztalat szerint jó lehetőséget ad a gyepben található többi (elsősorban egyszikű) faj regenerálódására. Az adott tarlómagasság és a kezelési időpont (úgy tűnik) előnyösen befolyásolja egyes orchideák (pl. agárkosbor) terjedését mivel a még dormanciába nem került kosbormagok a szárzúzó által kicsépelésre kerülnek és a talajra kerülve sikeresen csíráznak.

A szárzúzó használata:

- Kalapácsos, vízszintes tengelyű: a Solidago spp. szára nagy felületen roncsolódik (szálakra szakad), a kezelt magasság alatt is visszaszárad a megmaradt rügyek nagy része elhal.
- Maximum 3 m széles. A kezelés hatékonysága már kielégítő, de a gyepben élő állatok még viszonylag jó eséllyel el tudnak menekülni.

<u>2. Legeltetés juhokkal (őszi időszakban)</u>

- A juhok a szárzúzás után újra sarjadó Solidago spp. üde hajtásait előszeretettel rágják vissza a magas tarlómagasság miatt nem igazán sarjadó gyepben. A juhokhoz hasonlón esetleg lovakat is lehetne alkalmazni, azonban az eddigi tapasztalataink szerint a nagy területen

táplálkozó lovak nem kedvelik a hajtásait.

- Az ilyen módon kezelt növények az adott évben nem hoznak virágot és nem nevelnek szárat, csak tőlevélrózsát.

3. A kiritkult, egyesével álló, legyengített egyedek pontpermetezése (2,5%-os glifozáttal, gliphosate-isopropilamin) április-május, illetve augusztus-október)

Engedélyezett, III. forgalmi kategóriájú (szabadforgalmú) totál-gyomirtó szer.

Veszélyességi kategóriák:

- méregkategóriája: „gyakorlatilag nem mérgező”,
- méhveszélyességi kategória: „méhekre nem veszélyes”,
- vízi szervezetekre vonatkozó veszélyesség: „vizekre nem veszélyes”.

Alkalmazni tervezett koncentráció: 2,5 %-os vizes oldat.

- Már ez a koncentráció is 95-97 %-os mortalitást okozott az adott évben a kezelt egyedeknél, így nagyobb koncentráció használata (bár az 5%-os és a 10%-os koncentráció 100-os mortalitást okozott) az egyéb növények elpusztításának kockázatát is mérlegelve nem indokolt. (El kell végezni egy kísérletet kisebb hatóanyag koncentrációk hatékonyságának megállapítására, hogy tovább lehessen csökkenteni az egyéb növényekre gyakorolt károsító hatást.)
- A következő évben az így kezelt egyedek nem hajtottak ki. Két év elteltével azonban néhány tő ismét kihajtott. Az összes kezelt egyed viszonylatában ez csak néhány 0,001 vagy 0,0001, de az egy egyeden képződő magok száma miatt indokolttá teszi az ellenőrzést legalább kétévente.
- A vegyszerrel kezelt egyedek magjai nem voltak csíraképesek.

A kijuttatás módja:

- A kezelést végzők egymástól 10 m-re egymással párhuzamosan mozognak. A kijuttatandó anyagot a többszöri kezelés elkerülése érdekében szerves festékkel célszerű színezni.
- A kezelés a gyepeken, erdőszegélyeken egyesével, illetve néhány m^2-es foltokat alkotó növényekre terjed ki (kifejezetten tilos a tömegesen előforduló aranyvessző, vegyszeres irtása. /ezek mechanikus és legeltetéssel történő gyengítése folyik/).
- A nedves, alkalmilag vízállásos és/vagy vérfűvel borított, területeken az első kezelést el kell hagyni. A második kezelést ilyen értékes élőhelyeken csak botanikus jelenlétében és irányításával javasolt végezni.
- A hatóanyagot szélcsendes időben kézi pumpás kis permetezővel, pontpermetezéssel, illetve ecsettel javasolt kijuttatni a kezelendő növények lombfelületére. A vegyszerezés kizárólag a kezelendő egyedeket érintheti.

Kaszálás és az avar eltávolításának hatása a Solidago gigantea Ait. növekedésére

A Természetvédelmi Közleményekben (Botta-Dukát, Dancza és Szabó) megjelent tanulmányban Tanyakeresztnél (Keszthely déli határában) elterülő homogén Solidago gigantea állományban különböző kezeléseket alkalmaztak az egyes területeken 1994-ben és 1995-ben.

Következtetések:

„Kaszálás hatására a magas arany vessző produkciója és vitalitása csökken. Nemcsak a sarjú produkciója kisebb a zavartalanul fejlődő egyedekénél, hanem a következő tavaszi kihajtás is gyengébb a kaszált területen. A kaszálás hatására a tarackok tápanyagtartalékai feltehetően csökkennek. Az évente legalább kétszer (vagy még többször) elvégzett kaszálással eredményesen gátolható a Solidago gigantea terjedése. Ez a beavatkozás ott is alkalmazható, ahol a vegyszeres gyomirtás tiltott vagy nem kívánatos (pl. élővizek közvetlen közelében, természetvédelmi

területeken). A kaszálás időpontját a területen előforduló védett fajok fenológiai ritmusához igazítva, azok visszahúzódása, illetve magérlelése után kell elvégezni."

A magas aranyvessző természetvédelmi célú kezelésének tapasztalatai az Őrségi Nemzeti Park területén (2007-től kezdődő projekt)

Megfigyeléseinket két, egyenként 0,64 ha kiterjedésű, különböző kezelési típusok szerint felosztott területen végeztük. A területek a Szentgyörgyvölgyi-patak mentén, egymástól 250 m távolságra helyezkednek el, közéjük egy 100 m széles erdősáv és közepes állapotú kaszálók ékelődnek. Mindkét terület a vízfolyás és az azzal párhuzamos földút között található, térszínük az úttól a patak felé enyhe (2–3%-os) lejtést mutat, tengerszint feletti magasságuk megközelítőleg 210 m körüli. Az évtized végétől a kísérlet beállításáig a jelenlegi kísérleti területek helyszínét is csupán évente egyszer, rendszertelen időpontban végzett kaszálással kezelték, kisebb foltokban és szórványosan már ekkor jelen volt az aranyvessző. Az 1. területen az egyszeri korai kaszálásra jelölt kezelési sáv úthoz közeli mintavételi egységeiben készült felvételek 2008-ban 40, 25 és 4%-ban rögzítették az aranyvessző jelenlétét, de a későn kaszált sáv úthoz közeli egységében, és a kétszer kaszált sáv közepén is 10%-ot meghaladó értékkel volt jelen a faj. A 2. területen minden kezelési típus egy-két egységében már az alapállapot felvételekor magasabb arányban is megtalálható volt az aranyvessző, főként az út közelében és középtájon. A fennmaradó egységekben viszont mindkét helyszínen csak elenyésző mennyiségben jegyeztük fel előzőleg az aranyvessző borítását. A váltakozó értékek azt igazolják, hogy a kísérlet összesített eredményeire a kezdeti fertőzöttségi állapot csak kismértékben hatott. A 2. terület néhány évig kezeletlenül is állt a vizsgálat elindítása előtti évtizedben, itt ez is hozzájárult az aranyvessző megtelepedéséhez és térnyeréséhez. E területtől 50 m-re található egy gázkút, melynek kialakításával járó földmunkák kedveztek az aranyvessző felszaporodásának. Mindezek miatt a 2. terület üdébb volta mellett a jelentősebb aranyvessző-terhelésben is különbözik valamelyest az 1. területtől.

Alkalmazott módszerek

A magas aranyvessző állományainak különböző időpontban végzett és eltérő intenzitású kaszálás hatására adott válaszát Magyarszombatfa község határában, egy 2007-ben beállított kaszálási kísérlet két helyszínén tanulmányoztuk. Mindkét vizsgálati terület egyenként 16 db, 20 m × 20 m-es, fakarókkal megjelölt mintavételi egységre osztott az alábbi négy kezelési típus szerint: egyszeri június eleji kaszálás, egyszeri szeptember eleji kaszálás, mindkét időpontban végzett kaszálás és kaszálatlan területrészek. Kezelési típusonként tehát mindkét helyszínen 4–4 mintavételi egység található. A kísérleti területek első botanikai állapotfelmérése 2008 augusztusában történt meg (BODONCZI 2008), melyet 2014-ben megismételtünk. Ennek során minden egyes 20 m × 20 m-es mintavételi egység É–ÉNy-i sarkában, egy 2 m × 2 m-es mintanégyzetben készült cönológiai felvétel. A mintanégyzetek sarokhelyzetben való felvételezését a könnyű állandósíthatóság ötlete indokolta. Tapasztalataink és javaslataink tárgyalásánál e felvételek magas aranyvesszőre vonatkozó adatainak összehasonlítását mutatjuk be, kitérve az azokon előforduló jelentősebb védett növény- és állatfajok kezelésre adott válaszaira is.

Tapasztalatok

Vizsgálatunk alapján megállapítható, hogy a különbözően kaszált területeken, a 8 éve tartó kezelés során, az egyes kaszálási típusok hatására a magas aranyvessző eltérő mértékben szaporodott fel, illetve ritkult meg. A kaszálatlan területrészeken a leglátványosabb a faj felszaporodása mindkét területen: a kísérlet kezdete óta egy kivételével minden felhagyott mintavételi egységben uralkodóvá vált. Táji szintű tapasztalat, hogy az aranyvessző elsősorban a völgyalji, üde, de jellemzően nem tocsogós réteken képes egyöntetű állományokat alkotni, ezek kezelés hiányában stabilak, rajtuk az erdősödés is lassúbb. Általánosságban elmondható, hogy az egyszeri, korai kaszálás nem alkalmas az aranyvessző terjedésének megállítására, mindkét területen jelentősen növekedett az átlagos borításérték ebben a kezelési típusban is. Bár a korai kaszálás után már nem hoz virágot a növény, az újrasarjadást követően nagy erélyű vegetatív terjedésbe kezd, kiszorítva ezzel környezetéből számos

honos növényfajt. A terjedéshez a vegetációs idő ekkor még hátralévő hónapjai elegendő időt biztosítanak. Több természetvédelmi őr is beszámolt arról, hogy a hosszabb ideje csak egyszer, júniusban kaszált rétek állapota évről évre romlik, ezeken az aranyvessző folyamatos terjedésben van. Az egyszeri késői kaszálás azonban a legtöbb kezelési egységben képes volt alacsony szinten tartani vagy akár csökkenteni a faj borításértékét. Egyedül az 1. terület úthoz legközelebbi egysége mond ellent ennek, itt azonban feltehetőleg az út és az azt szegélyező árok karbantartásából adódó zavarás hatása fejeződik ki amellett, hogy a talaj vízállapota ezen a térszínen a legkiegyenlítettebb. A késői kaszálás a virágzás vége felé éri a növényt, ami akkorra már minden energiáját a hajtásnövesztésbe és a virág, illetve termésképzésbe fektette. Az ilyenkor végzett kaszálás jobban legyengíti a sarjtelepeket, mint a tavaszi kisarjadást követően, néhány tíz centiméteres hajtásmagasság mellett. A késői kaszálás másik hatása, hogy kedvez az őshonos, kompetitor típusú fajok felszaporodásának, melyek hatékonyabban ellenállnak a társulásba betörő aranyvessző kolonizálásának. Mindkét területen tapasztalható, hogy a patak irányában kezeléstől függetlenül csökken a faj borítása, és állományai kisebb foltokra szakadoznak fel. E jelenség hátterében az állhat, hogy a bevágódott patakmeder vizet szív el a területről, ezért a patakhoz közeledve a termőhelyi viszonyok összessége távolodik az aranyvessző optimumától. Ilyen körülmények között érthető módon érzékenyebben reagál a faj a mechanikus kezelésre. A patak közelében található kezelési egységek esetében az egyszer, korán kaszált területrészen is csak kisebb foltokban találhatók az aranyvessző sarjtelepei, melyek csökkent vitalitását a magasabb térszíneken mértekhez képest alacsonyabb termetük is mutatja. A kísérleti területeken átütő eredményt egyedül az évi kétszeri kaszálás hozott, mely hatékonyan megakadályozta az aranyvessző elterjedését, ahol pedig már 2008-ban nagyobb arányban jelen volt, onnan képes volt szinte teljesen kiszorítani azt. Meg kell jegyeznünk azonban, hogy a kísérleti terület egyetlen, kétszeri kaszálásra kijelölt mintanégyzetében sem volt 20% felett az aranyvessző borítása 2008-ban. A kétszeri kaszálás sem hoz ugyanis minden esetben néhány év alatt látványos eredményeket. Egy Szőce község határában végzett, célzott terepi bejárás során tapasztaltuk, hogy üde termőhelyi viszonyok mellett, egy a kezelést megelőzően hosszú időn át egyöntetűen aranyvesszővel borított, kisméretű (2–300 m2-es), erdővel övezett kaszálón tíz év kétszeri kaszálás után még mindig dominál az özönnövény állomány. Bár 100 m-en belül van a közelben jó fajkészletű gyepfolt, a gyepi fajok betelepülése az erdős környezetben igen lassan megy végbe. A párás, nedves körülmények mellett több időt igényel az aranyvessző tarackjainak kifárasztása. A Szőce-patakhoz közelebb eső területrész azonban itt is kevésbé fertőzött. A kísérleti területek fontosabb védett fajai közül a sárga sásliliom, a kornistárnics és a kenyérbél cickafark a későn kaszált és jó vízellátottságú területeken ér el nagyobb egyedszámot. A korán vagy kétszer kaszált kezelési egységekben e fajok letörpülnek, nem vagy csak kis számban hoznak virágot. Más vizsgálatokból tudjuk, hogy a hangyaboglárkák lárváinak gazdaszervezeteiként funkcionáló hangyafajok, valamint a haris egyedei is a későn vagy egyáltalán nem kaszált területeket részesítik előnyben. A kezeletlenség azonban hamar eljellegtelenedéshez, gyomosodáshoz vagy a terület beerdősüléséhez vezet, a késő nyáron kaszált széna takarmányként már nem hasznosítható, gazdasági értéke csekély. Az aranyvessző hatékony visszaszorítása és az üde kaszálórétek fajkészletének helyreállítása érdekében célszerű ezért az évi kétszeri kaszálást is számításba venni. A kezelés tervezésekor azonban sohasem lehet sémákban gondolkodni. Minden kezelt területen az ott érvényes legfontosabb természetvédelmi cél meghatározása az elsődleges feladat, tekintetbe véve a terület aktuális termőhelyi állapotát és fertőzöttségének, valamint a lehetséges magforrásoktól való elszigeteltségének mértékét. Amennyiben nem cél például egy láprét gazdasági hasznosítása, és a területen nem vagy csak kismértékben van jelen az aranyvessző, akkor a területfenntartás és az invázió megelőzése céljából elegendő az évi egyszeri, késő nyáron végzett kaszálás, mely egyes években – az aranyvesszőtől mentes területeken – akár el is maradhat. A más időben kaszált, gazdaságilag is hasznosított területeken – ott, ahol kellő méretű is ehhez az adott terület – az egyes védett fajok érdekében, 5–20% kaszálatlanul hagyott, egybefüggő folt kialakítása javasolt, de ügyelni kell arra, hogy a fennmaradó gyeprészben ne legyen aranyvessző. Az erősen fertőzött területeken eredmény csak az évi kétszeri kaszálással várható, de akár a háromszori kaszálás is indokolt lehet. Fontos, hogy a lekaszált anyagot minden esetben haladéktalanul eltávolítsuk a kezelt területekről! A magforrástól elzárt területeken lassabb a regeneráció, de amennyiben rendelkezésre állnak a szükséges erőforrások, és természetvédelmi szempontból fontos területről van szó, az évente

többszöri, akár pontszerűen végzett sokkoló kaszálást is érdemes megfontolni a kisebb, foltszerű állományok felszámolása érdekében. Szárazodó mocsárréteken, domboldali franciaperjés kaszálókon, ahol nincsen természetvédelmi szempontból prioritásként kezelt faj, elegendő az egyszeri, korai kaszálás is, de az aranyvessző terjedését ekkor érdemes rendszeresen figyelemmel kísérni, és szükség esetén – legalább pontszerűen – kétszeri kaszálást kell alkalmazni. Célravezető lehet a kaszálás gyakoriságának és időzítésének néhány évenkénti váltogatása is, kaszálatlanul hagyott területrészek kijelölése mellett. Ha azt tapasztaljuk, hogy egy értékes, védett fajoknak is élőhelyül szolgáló területen jelentősen megnő az aranyvessző térfoglalása, akkor 3–4 évre érdemes lehet áttérni a kétszeri kaszálásra, a védett fajok igényeinek megfelelően fennhagyott, özönnövényektől mentes területrészek meghagyása mellett.

Felmerülő kérdések

A legeltetésnek az aranyvessző elleni védekezésben való szerepével kapcsolatban nincsenek pontosabb, számszerűsíthető, helyi tapasztalataink. Ezt fontos lesz a jövőben vizsgálni. Annyi bizonyos, hogy a nemzeti parkban jelenleg leggyakoribb legelő állat, a szarvasmarha, az aranyvessző idősebb egyedeit nem legeli. A zsenge egyedeket viszont – különösen, ha rá van kényszerítve – elfogyasztja, és taposásával a tarackokat károsítja. A nemzeti park igazgatóság őriszentpéteri állattartó telepe közelében egy fiatal, szinte teljes egészében aranyvesszővel borított parlagterületet egész évben járták és legelték a szarvasmarhák, ennek hatására néhány év alatt szinte teljesen eltűnt a faj. Ez alapján degradált, a regeneráció elején járó, egyöntetűen aranyvesszős területeken időleges kezelés gyanánt megfelelőnek tartjuk a legeltetés alkalmazását, jobb állapotú réteken (különösen üde rétek esetében) viszont a gyomosodás veszélye miatt inkább a többszöri kaszálást ajánljuk (CSISZÁR & KORDA., 2015).

6.13. Bíbor nebáncsvirág – *Impatiens glandulifera*

6.13.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

Magas termetű [1–2(−2,5) m], nyári egyéves növény. Szára felálló, egyszerű vagy néha elágazó, vöröslőn áttetsző, nedvdús, üreges, a csomókon vastagabb; az egész növény kopasz.

A bíbor nebáncsvirág Európa egyik legnagyobbra növő egyéves lágyszárú növénye.

A bíbor nebáncsvirág a Nyugat-Himalája mérsékelt, csapadékos éghajlatú, 1800–3200 (–4300) tszf. magasságú térségeiben őshonos. Európába dísz- és mézelő növényként hozták be a XIX. század első felében. Előbb a Brit-szigeteken, később kontinentális Európa mérsékelt éghajlatú területeinek nagy részén is meghonosodott. Közép-Európában tömeges elterjedésű özönnövénnyé a XX. század közepétől vált. Napjainkra a kontinens nagy részén elterjedt az é. sz. 64°-áig.

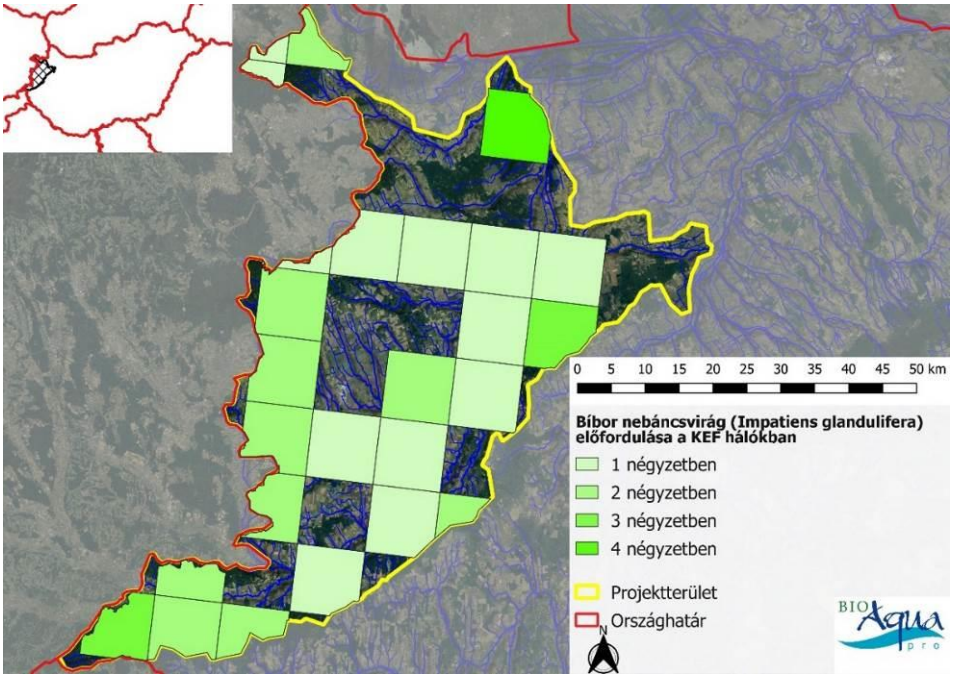
Magyarországon az 1960-as évekig csak Nyugat-Magyarország egyes vízfolyásai mellől volt ismert (Alpokalja: Gyöngyös- és Perint-patakok, Szigetköz: Duna). Azóta elsősorban a nagyobb folyók, ritkábban hegyi, dombvidéki patakok mentén tovább terjed. Napjainkban elterjedt például a Nyugat- (pl. Rába, Zala) és Délnyugat-Dunántúlon (pl. Dráva), a Duna mentén (a Szigetközben tömeges), de Észak-Magyarország vízfolyásai mellett is több helyütt előfordul, különösen jellemző a Zempléni-hegységben. Élőhelyeit tekintve leggyakoribb az ártéri növényzetben, főként a bokorfüzesek és puhafaligetek fáciesalkotójaként, alluviális gyomtársulásokban, gyakran társulásalkotóként is.

Sűrű állományképzésével fölé nő és elnyomja az eredetileg ott élő növényzetet, nehezen bomló avarja gátolhatja a honos fajok felújulását.

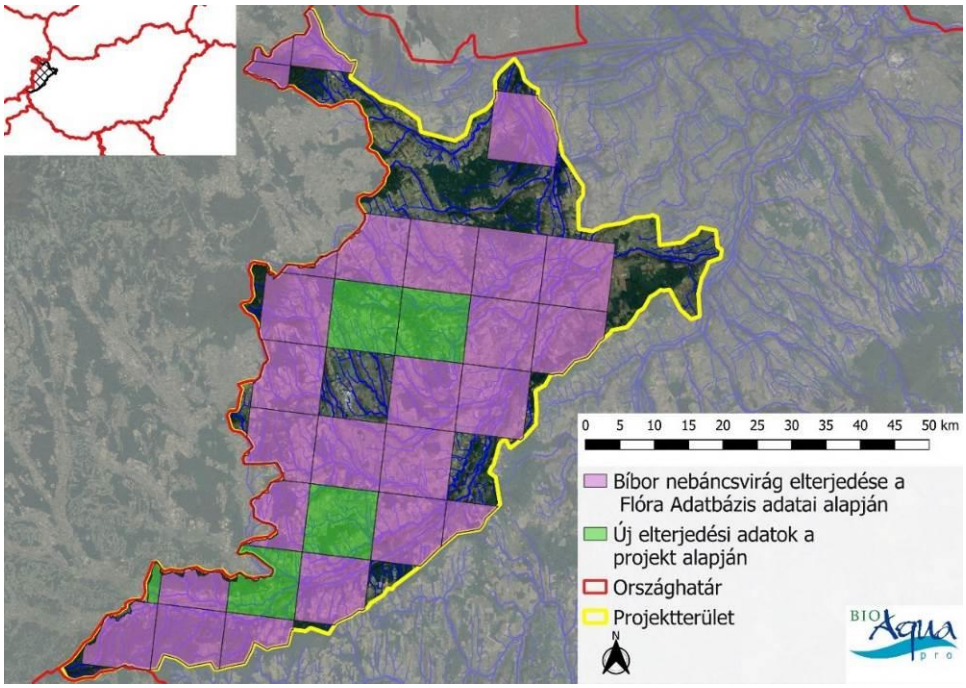
6.13.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.13.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

A korábbi adatok és a WeCon projekt felmérései szerint a fajnak összeségében 31 ETRS négyzetből van előfordulási adata a projektterület magyarországi részéről.



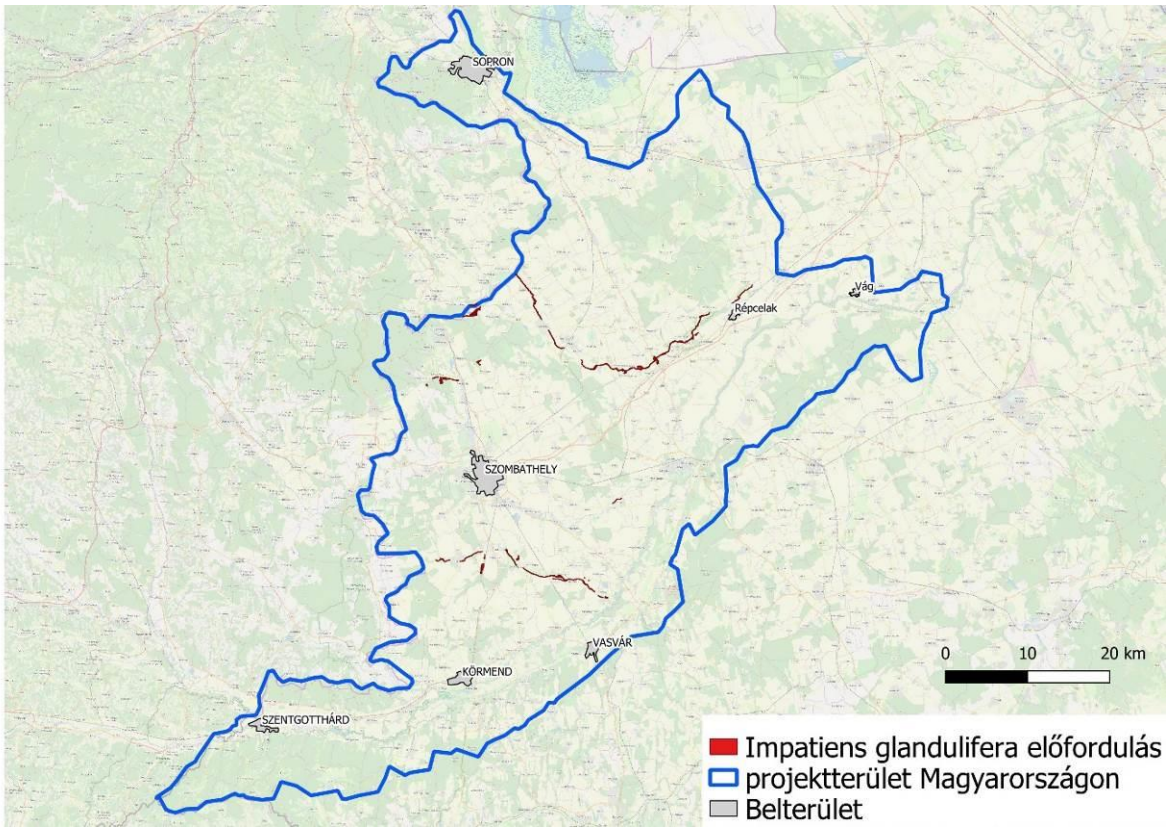
32. ábra. A bíbor nebáncsvirág (Impatiens glandulifera) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja



33. ábra. A bíbor nebáncsvirág (Impatiens glandulifera) előfordulását mutató ETRS háló. Zölddel jelöltük az olyan kvadrátokat, amelyekben a WeCon projekt adatgyűjtése során került elő a faj. Megjegyezzük, hogy

mivel a MFA KEF hálóban gyűjti az adatokat, maradhatott üresen olyan ETRS kvadrát, amelyben látszólag előfordul a faj

6.13.2.2. A faj elterjedési mintázata a „gyakori özönfajok felmérése” alapján



34. ábra. A bíbor nebáncsvirág (Impatiens glandulifera) poligonok előfordulási mintázata

6.13.2.3. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A 2018-2019-ben elvégzett terepi vizsgálatok eredményeinek térbeli ábrázolása és elemzése során megállapítható volt, hogy a faj szorosan kötődik a vízfolyásokhoz, azok medréhez (I. csoport a továbbiakban – lásd később). Vízfolyásoktól távol, a csatlakozó nagyobb erdőtömbökben, vagy az árterek távolabbi területein ez a faj hiányzik.

Az előfordulások túlnyomó része a Répce (Répce, Ásás-csatorna, Boldogasszony-patak), a Sorok, a Jáki-Sorok, a Hideg-kúti-patak mentén található. Az ezektől délebbre lévő vízfolyások kevésbé fertőzöttek. Nyilvánvalóan a terjedési útvonal maga a vízfolyás. A hasznosítás nélküli nyílt területeken (pl. felhagyott kaszálók) hamar megtelepszik. Rendszeresen kaszált és/vagy legeltetett nyílt területeken azonban általában hiányzik. Zárt erdőkben, cserjésekben hiányzik, vagy csak alacsony borítással van jelen. Az ártéri erdők tisztásain azonban sok esetben tömeges.

Faj	poligon adat (db)	összterület (ha)	arány (%)
Impatiens glandulifera	123	342,4	3,4

6.13.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Mechanikai védekezés

Mivel gyökérzete kis kiterjedésű és sekély, ezért a talajból könnyen kihúzható. Termésérés előtti mechanikus irtása (kihúzás, kaszálás, legeltetés) sikeres lehet, de a folyóvíz által folyamatosan szállított propagulumok miatt tartós eredményhez nem vezet; ezért hosszú távú kontrollállása csak a felsőbb szakaszok mentesítésével valósítható meg sikeresen. Mechanikus irtását nehezíti, hogy állományai gyakran nehezen megközelíthető élőhelyeken találhatók (CSISZÁR & KORDA. 2015).

E viszonylag szűk környezeti tűrőképességű, egyéves faj szaporodási sikere mindenekelőtt a nagyszámú mag létrehozásán alapul. Noha nincs hosszabb távú, tartósabb magbankja, a talajban néhány évig elfekvő magok miatt bármilyen védekezés csak több (min. három) éven át tartó kezelés eredményeképpen hozhat eredményt. Mivel a magvak legfontosabb terjedési útját a folyóvizek jelentik, különös hangsúlyt kap az ismételt invázió forrásául szolgálható felső szakaszok mentesítése. Ebből következik, hogy a legfelsőbb állományoktól lefelé haladva célszerű a kezeléseket végezni. (Hazánk területének sajátos földrajzi elhelyezkedéséből, az Alpokból és a Kárpátokból, vagyis a szomszédos országok területéről érkező vízfolyások [propagulumfolyosók] miatt a nemzetek közötti kapcsolattartás különösen fontos a védekezés eredményessége szempontjából.) Szinte minden kezelési módra érvényes, hogy bevetésére a virágzás előtt – noha különböző fejlődési stádiumokban –, de mindenképpen a termésérés előtt kell sort keríteni (MIHÁLY & BOTTA).

Kisebb állományok esetében leginkább ajánlott módszer a sekély gyökérzet miatt viszonylag könnyen végezhető kézi kihúzás. Nagyobb állományok esetében a kaszálás ajánlott, de ha ez korán történik, akkor a növény újrahajthat. A júniusban lekaszált növény azonban már nem tud virágozni. Német szerzők megemlítik, hogy a nádasokhoz kissé hasonlító fiziognómiájú állományaiban előfordulhatnak fészkelő és költő madarak is, ezért célszerű az előzetes terepi tájékozódás. A keletkezett növényi almot mindkét említett módszer alkalmazása után el kell távolítani a területről, mert elfeküdve akadályozza a honos növényzet (újra)fejlődését. Művelési védekezési módszerként egyrészt a legeltetés jöhet számba, mert brit tapasztalatok szerint a juh és a szarvasmarha válogatás nélkül legeli a teljes növényt (BEERLING & PERRINS 1993) (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

Kémiai védekezés

Egy ír hivatkozás részletesen számba veszi a 2,4-D, a triklopir és a pikloram hatóanyagok alkalmazásának lehetőségét óriáskeserűfű (Fallopia spp.), kaukázusi medvetalp (Heracleum mantegazzianum) és bíbor nebáncsvirág (Impatiens grandulifera) ellen, ugyanakkor arra is felhívja a figyelmet, hogy alkalmazásuknak esetenként korlátot szab a beporzó rovarok védelme és a víztestek közelsége (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Konkrét esettanulmányok kivonatos ismertetése a forrás megjelölésével

A bíbor nebáncsvirág visszaszorítása a kőszegi Alsó-réten, 2008-tól kezdődő projekt (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Az egykoron nagy kiterjedésű gyepeket legeltetéssel hasznosították, és jócskán akadt szántóként kezelt terület is. A tájhasználat megváltozásával, az állattartás visszaszorulásával a parcellákat magukra hagyták, teret engedve a cserjésedésnek, a beerdősülésnek, valamint az inváziós növények elterjedésének. Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság munkatársaival ezen folyamatot mérséklendő 2008-ban egy olyan kezdeményezésbe fogtunk, amellyel kettős szándékunk volt. Elsősorban a zergeboglár egyik több száz tőből álló, viszonylag elszigetelt populációjának fennmaradását, megóvását tűztük ki célul, amelynek élőhelyét egyre erőteljesebben veszélyeztette a bíbor nebáncsvirág (Impatiens glandulifera). Másfelől szerettük volna a problémát a civil lakossággal is megismertetni, egyúttal betekintést nyújtani a szakemberek által végzett gyakorlati természetvédelmi munkába.

Alkalmazott módszerek

A fentiek eredményeként meghirdettük tehát a „Védjük együtt a zergeboglárt az özönnövényektől!” című akciónkat, és önkéntesek bevonásával egy kb. félhektáros rétfolton bíbor nebáncsvirágot irtottunk. Az irtás lehető legegyszerűbb módját választottuk, amit gyermek, felnőtt egyaránt végezhet. Kézzel tövestől kihúztuk a gyomokat, majd százasával egy helyre, kupacokba gyűjtöttük (1. ábra), hogy végül összesíteni tudjuk, hány nebáncsvirágtól szabadítottuk meg a területet, ezt követően lehordtuk őket a rétről. Első alkalommal 5000 példányt számoltunk meg. A programot azóta minden év májusában megrendezzük átlagosan 6–10 fő részvételével. A május végi időpont mind a zergeboglár, mind a nebáncsvirág szempontjából ideális: a zergeboglár még éppen virágzik, tehát megmutatható az önkénteseknek, a nebáncsvirág pedig még nem érlel magot, és nem nőtt olyan magasra, hogy nehézséget okozna az eltávolítása. A program résztvevői között vannak állandó segítőink, akikre mindig számíthatunk, és mindig vannak új önkéntesek, akik egyszer-egyszer csatlakoznak a szombat délelőtti akcióhoz. Az alacsony létszámból fakadóan a beavatkozás során a taposás olyan csekély mértékű, hogy nem jelent számottevő problémát.

Tapasztalatok

Az első évben a rét egy nagyobb része piroslott a nebáncsvirágtól. Hat év elteltével, évente 5000–8000 példány bíbor nebáncsvirág eltávolításával az eredmény biztató, hiszen idén már csak a rét szélén, az égerfák alatt találtuk az inváziós gyomot. Minden bizonnyal nem a mi módszerünk a leghatékonyabb fellépés az özönnövényekkel szemben, viszont kétségtelenül a legolcsóbb, a legkevésbé eszközigényes, és a lelkes csapatnak köszönhetően még szórakoztató is…

6.14. Süntök – *Echinocystis lobata*

6.14.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

A süntök levélhónalji 2−3 ágú kacsokkal kapaszkodó, akár 7−8(−12) m magasra felfutó, vékony szárú, legfeljebb a szárcsomókban szőrös, egyéves növény.

Őshazája Északkelet-Amerika, az északi szélesség 35 és 53°-a között, valamint az Atlanti-óceán partvidékétől a nyugati hosszúság 110°-ig. Európában csak kivételesen fordul elő a faj azokon a területeken, ahol a januári középhőmérséklet nem 0 és mínusz 5 °C közé esik. A süntök európai terjedése az Osztrák-Magyar Monarchia területén kezdődött a XX. század elején. Bekerülésére két lehetőség jöhet szóba: gyapotszállítmányokkal való véletlen behurcolás, valamint dísznövényként történt szándékos betelepítés. A korai megtelepedési fázisban mindkét mód szerepet játszhatott, az 1920-as és 1930-as években azonban már az a valószínű, hogy dísznövényként való alkalmazása terítette szét a térség számos, egymástól távol eső, vízrajzilag is izolált területén.

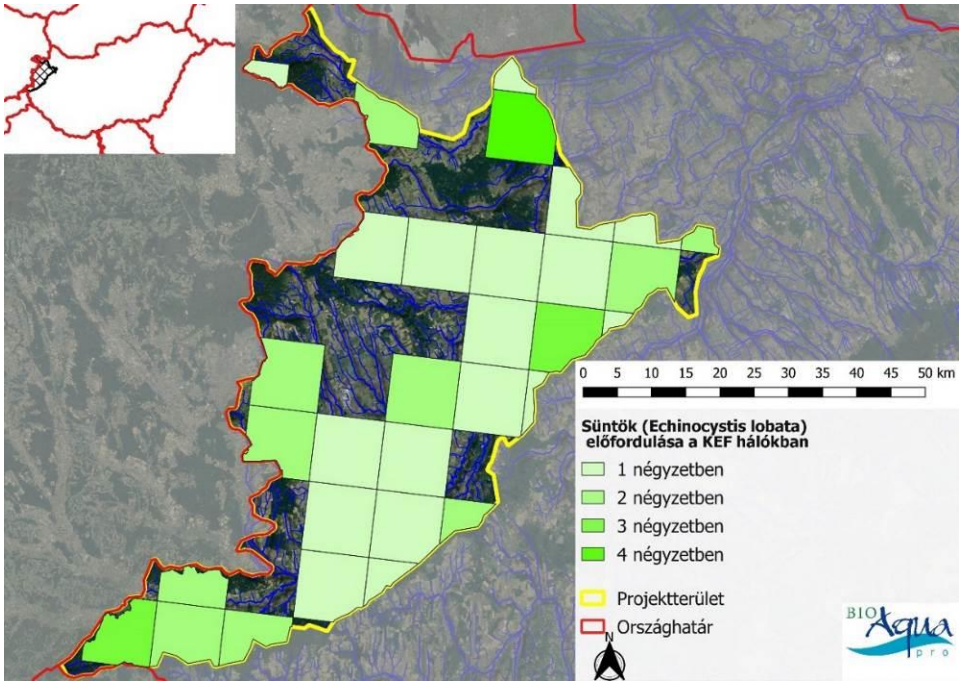
Az ország mai területén, Debrecen-Pallagon először 1913-ban Rapaics Rajmund gyűjtötte. Folyó menti terjedési stratégiájából adódóan Magyarországon elsősorban ártéri-hullámtéri társulásokban tömeges: ligeterdőkben, bokorfüzesekben, ártéri magaskórós gyomtársulásokban. A fentieken kívül a dombsági-hegyvidéki patakmenti magaskórós társulásokban, üdébb ligetes-fás vegetációban jelentős.

Mivel a süntök felkapaszkodó életmódot folytat, a támasztékul szolgáló növényzetet elnyomhatja, fátyoltársulásokat alkothat, ezáltal megváltoztatja a növényzet struktúráját. A folyómenti élőhelyeken véletlenszerűen keletkező lékeket gyorsan kolonizálja.

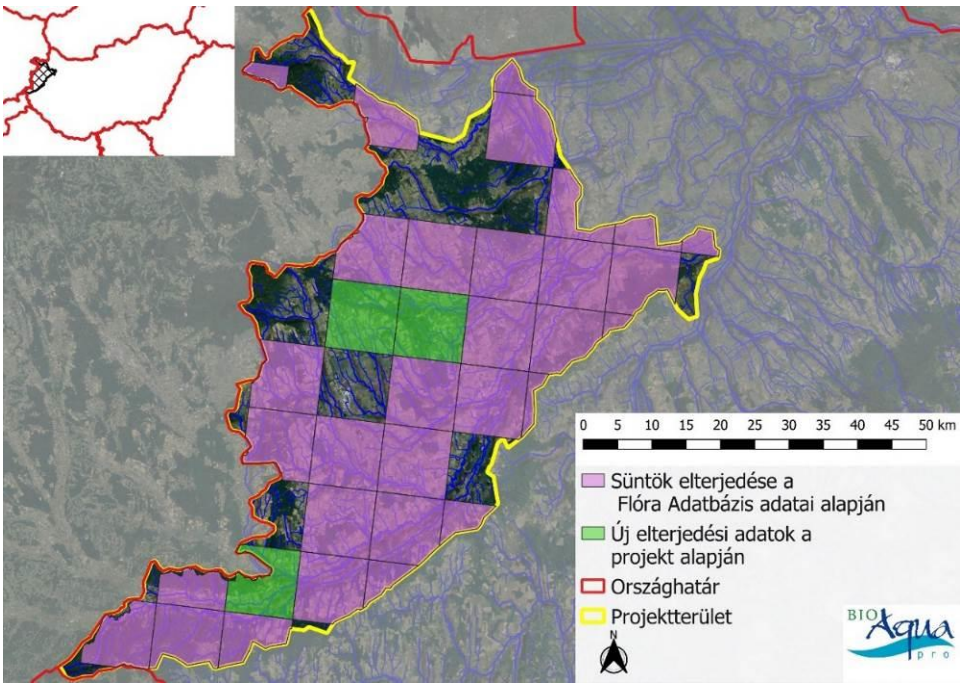
6.14.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.14.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

A korábbi adatok és a WeCon projekt felmérései szerint a fajnak összeségében 34 ETRS négyzetből van előfordulási adata a projektterület magyarországi részéről.



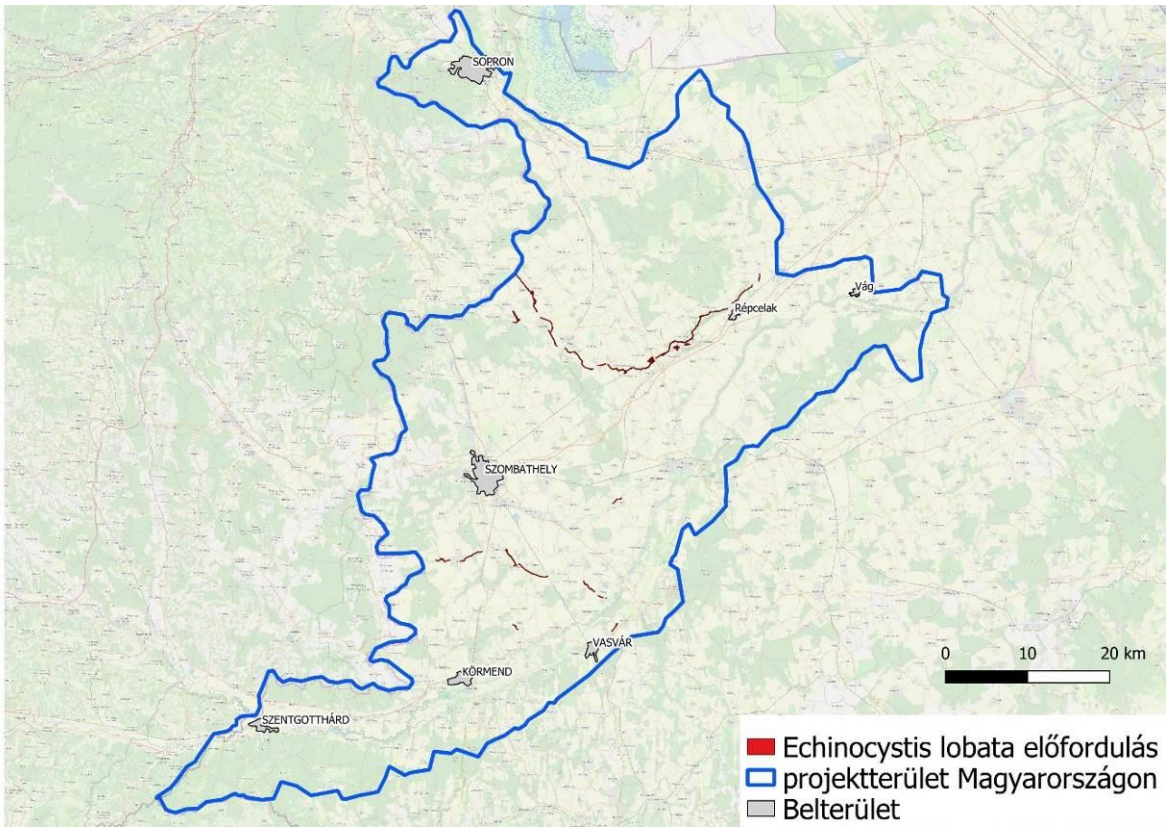
35. ábra. A süntök (Echinocystis lobata) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja



36. ábra. A süntök (Echinocystis lobata) előfordulását mutató ETRS háló. Zölddel jelöltük az olyan kvadrátokat, amelyekben a WeCon projekt adatgyűjtése során került elő a faj. Megjegyezzük, hogy mivel a

MFA KEF hálóban gyűjti az adatokat, maradhatott üresen olyan ETRS kvadrát, amelyben látszólag előfordul a faj

6.14.2.2. A faj elterjedési mintázata a „gyakori özönfajok felmérése” alapján



37. ábra. A süntök (Echinocystis lobata) poligonok előfordulási mintázata

6.14.2.3. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A 2018-2019-ben elvégzett terepi vizsgálatok eredményeinek térbeli ábrázolása és elemzése során megállapítható volt, hogy a faj szorosan kötődik a vízfolyásokhoz, azok medréhez (I. csoport a továbbiakban – lásd később). Vízfolyásoktól távol, a csatlakozó nagyobb erdőtömbökben, vagy az árterek távolabbi területein ez a faj hiányzik. A Répce, a Sorok és a Jáki-Sorok mentén gyakori fajnak mondható, de a többi vizsgált vízfolyás mentén is megtalálható. Ez a faj általában más inváziós fajokkal együtt (sok esetben azokra kapaszkodva) fordul elő. Megjegyezzük, hogy az egyéves növény csíranövényeivel sok helyen találkozhatunk a tavaszi hónapokban (akár zárt erdőkben is), de nagyobb borítást elérni és a virágzásig eljutni csak benapozott és üde talajú szegélyélőhelyeken képes.

Faj	poligon adat (db)	összterület (ha)	arány (%)
Echinocystis lobata	71	222,6	2,2

6.14.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Mechanikai védekezés

Egy élőhely-rekonstrukciós kísérlet eredményei szerint a terület elárasztásával visszaszorítható (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Kémiai védekezés

Mivel más növényfajokra kapaszkodik, ezért a vegyszeres kezelés szelektivitását gyakorlatilag nem lehet biztosítani, de tekintve, hogy gyakran vízfolyások vagy más víztestek közelében fordul elő, ezért ennek jogi akadályai is vannak. Egy élőhely-rekonstrukciós kísérlet eredményei szerint a terület elárasztásával visszaszorítható (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Konkrét esettanulmányok kivonatos ismertetése a forrás megjelölésével

Konkrét esettanulmányt ennél a fajnál nem ismertetünk. Véleményünk szerint visszaszorítása más inváziós növényfajokkal párhuzamosan (azokkal kapcsoltan) megoldható. A legtöbb esetben más inváziós fajokra kapaszkodva jelenik meg a faj. Azok eltávolítása egyben ennek a fajnak a termőhelyét is felszámolja. Rendszeresen kaszált és/vagy legeltetett területen (rétek, legelők) és zárt fa- és cserjeállományokban nem jelenik meg tömegesen. Erősen árnyékolt termőhelyeken legfeljebb néhány lombleveles állapotig jut el. Jellegzetes, nagy szikleveleiről könnyen felismerhető egyedei zárt erdőkben évről-évre megjelennek, azonban nagyobb borítást nem ér el a növény ezeken a termőhelyeken.

6.15. Zöld juhar – *Acer negundo*

6.15.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

A zöld juhar 12–15 m (hazájában akár 21 m) magas, közepes termetű fa. Törzse gyakran a talajhoz közel ágazik el, és széles, egyenlőtlen koronát növeszt.

Növekedési üteme kezdetben gyors, idősebb korban lelassul, élettartama legfeljebb 100 év.

Észak- és Közép-Amerika folyóparti és mocsári élőhelyein széles körben elterjedt a faj. Nyugat-, Dél- és Közép-Európában széles körben elterjedt.

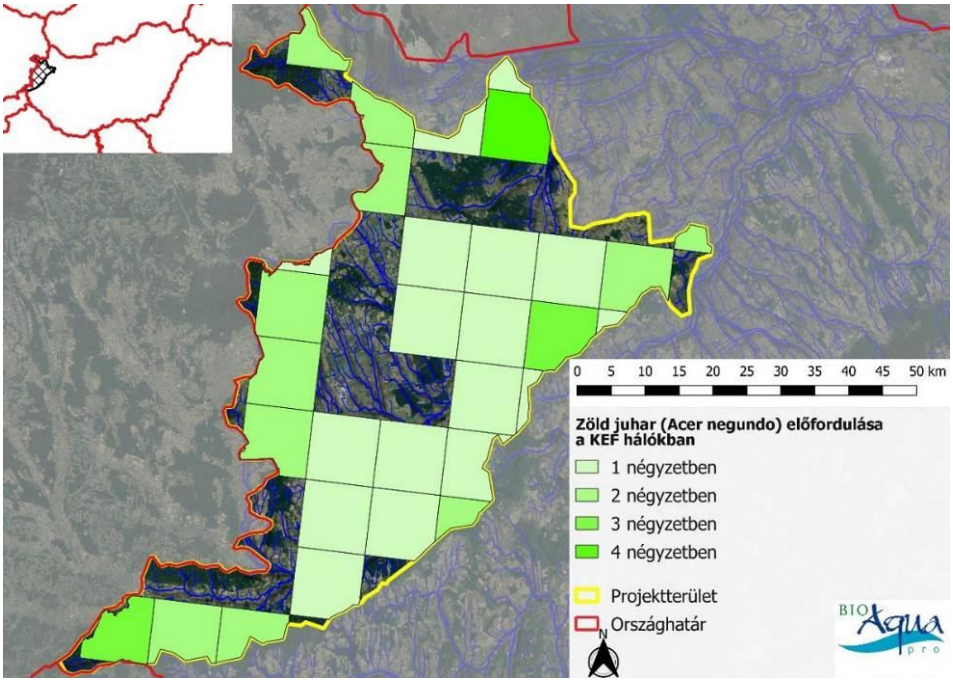
Első hazai adatai Priszter Szaniszló szerint 1872-ből valók. Az 1960-as években az Alföld ártereire, valamint homok- és gyengén szikes talajokra már tömegesen ültették. Az ártéri erdőkben és a homoki akácosokban meghonosodott, és átalakító képességű özönnövénnyé vált. Ma a hazai erdőterület 0,1%-át foglalja el. Magyarország minden táján előfordul, a Rábaközben, a Kemenesháton, Belső-Somogy, a Dunántúli- és az Északi-középhegység területén azonban szórványosabb. Az egész Duna–Tisza-közén elterjedt.

Természetvédelmi problémát hazánkban az ártéri puhafaligetekben és a beerdősülő ártéri kaszálóréteken jelent.

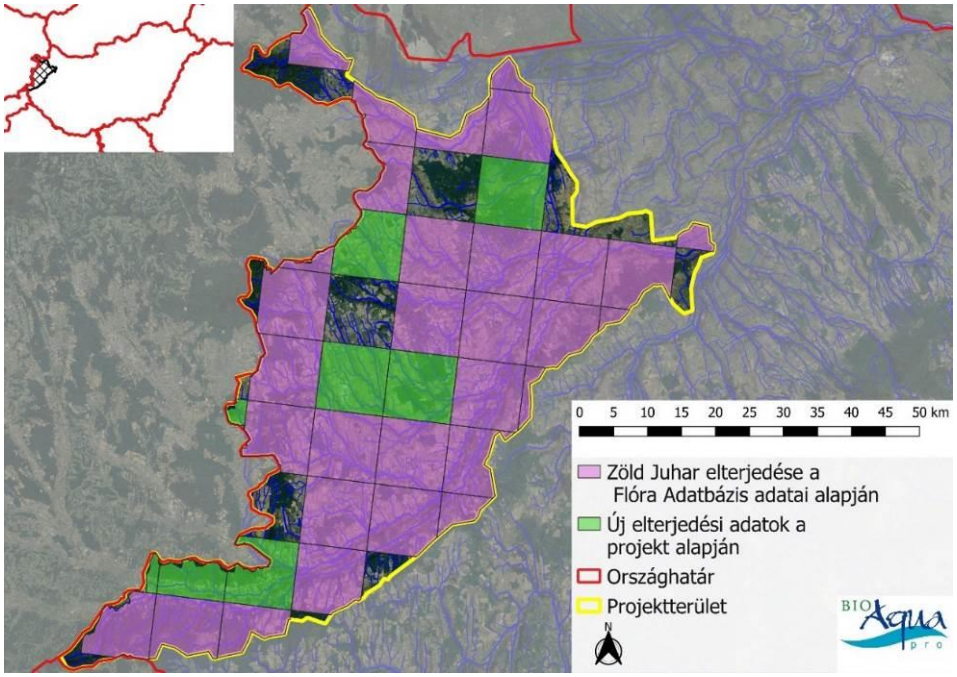
6.15.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.15.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

A korábbi adatok és a WeCon projekt felmérései szerint a fajnak összeségében 39 ETRS négyzetből van előfordulási adata a projektterület magyarországi részéről.

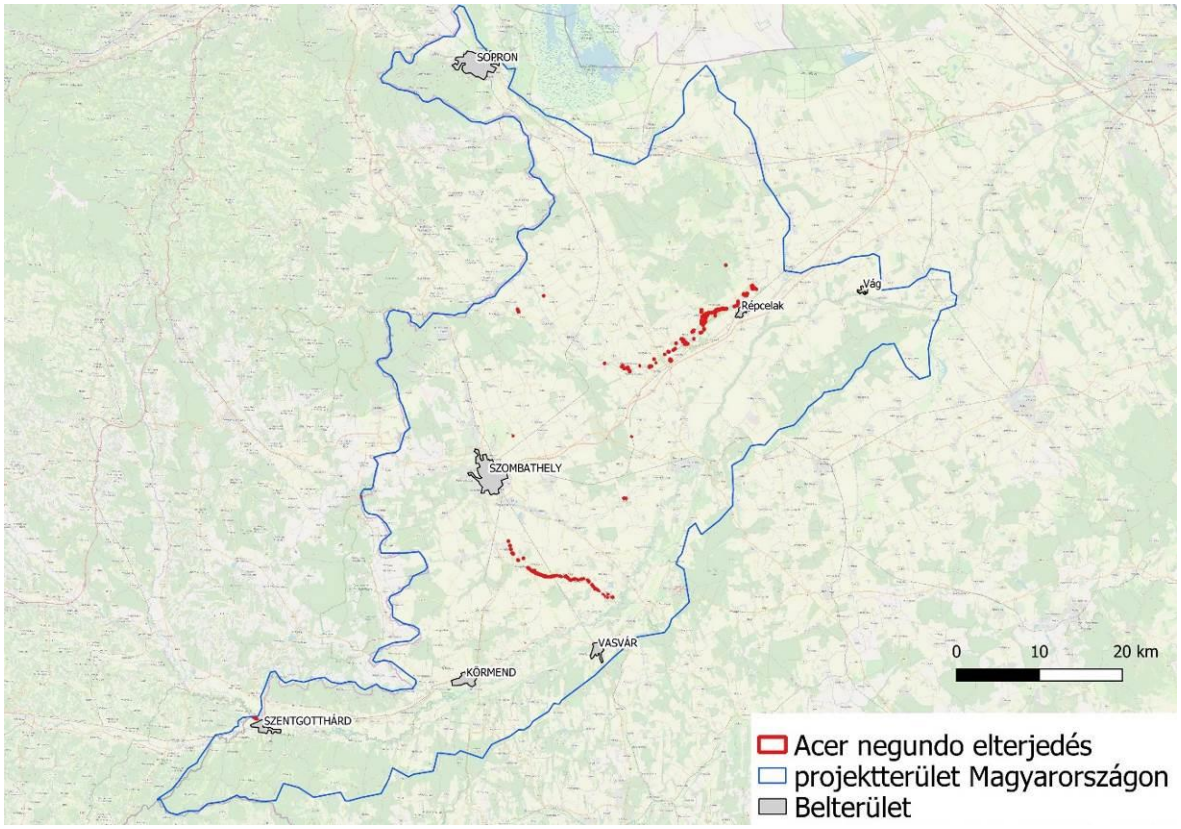


38. ábra. A zöld juhar (Acer negundo) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja



39. ábra. A zöld juhar (Acer negundo) előfordulását mutató ETRS háló. Zölddel jelöltük az olyan kvadrátokat, amelyekben a WeCon projekt adatgyűjtése során került elő a faj. Megjegyezzük, hogy mivel a MFA KEF hálóban gyűjti az adatokat, maradhatott üresen olyan ETRS kvadrát, amelyben látszólag előfordul a faj

6.15.2.2. A faj elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése” és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése” alapján



40. ábra. A zöld juhar (Acer negundo) elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése” és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése” alapján

6.15.2.3. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A „ritka özöngyomok” között a második leggyakoribb faj volt. A felmérések során 218 helyszínen vettük fel a fajt. Az összes kiterjedése 31,2 ha-nak adódott. A mintázatból érzékelhető, hogy elsősorban vízfolyások mentén fordul elő.

A 2018-2019-ben elvégzett terepi vizsgálatok eredményeinek térbeli ábrázolása és elemzése során megállapítható volt, hogy a faj szorosan kötődik a vízfolyásokhoz, azok medréhez (I. csoport a továbbiakban – lásd később). Vízfolyásoktól távol, a csatlakozó nagyobb erdőtömbökben, vagy az árterek távolabbi szárazabb területein ez a faj hiányzik vagy ritka. A vizsgált területen a Répce és a Sorok mentén jellemző a faj, a többi vizsgált vízfolyás mentén hiányzik, vagy ritka. Érdekes, hogy a Répce mentén a vizsgált szakasz alvízi (Górtól keletre) oldalán válik jellemzővé. Ezt a mintázatot szemlélve, felmerül annak a gyanúja, hogy a faj nem felvízi irányból terjed alvízi irányba.

6.15.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Mechanikai védekezés

Eddigi tapasztalataink alapján visszaszorítása vegyszermentesen csak a csemeték kihúzásával valósítható meg sikeresen (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Olyan területeken, ahol a zöld juhar a gyomosításával nagy gazdasági vagy esztétikai károkat okoz, az ellene való védekezést (az erdősültség mértékétől függően mintegy 100–500 m-es körzeten belül) a termős példányok kivágásával kell kezdeni, hogy minél hamarabb elejét vegyük a további

magszóródásnak. A kivágott termős egyedek tőkéjét, ha lehetőség van rá, tőkefúróval szét kell forgácsolni (a feltételezések szerint a gyökérnyak elpusztulásakor a zöld juhar nem tud miből sarjadni). Tőkefúró hiányában a tőkét 20–30 cm talajmélységig kibontjuk, és fűrésszel, fejszével, csákánnyal a gyökérnyak alatti részig visszavágjuk. Ennek hiányában a tuskóból hamarosan sűrű bokorfa fejlődik, amely négy-öt év múlva ismét ontja terméseit. Ha minden termős példányt kivágtunk, és a porzósak jelenléte nem zavaró, akkor a korosabb egyedeket meghagyhatjuk (árnyékadó fának vagy az őshonos fafajok újulatának védelme érdekében, továbbá fészkelőhelynek, mert puha, korhadó gesztű fáját a harkályok könnyen vájják), ugyanis pionír jellegének köszönhetően száz-százötven éven belül úgyis elpusztulnak. Amennyiben van rá lehetőség, a tuskót arboricid szerekkel is elpusztíthatjuk (ilyen például a triklopir hatóanyagú GARLON 4E készítmény, amely hazánkban jelenleg I-es forgalmi kategóriájú szer, felhasználása felsőfokú növényvédelmi végzettséghez kötött) (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

Kémiai védekezés

Az általánosan elterjedt vegyszeres eljárásokkal jól irtható (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Konkrét esettanulmányok kivonatos ismertetése a forrás megjelölésével

Inváziós és egyéb adventív fás szárú fajok irtásának tervezése és kivitelezése a csepeli Tamariska-dombon (2010-ben kezdődő beavatkozás) (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Az esettanulmány leírása az ártéri japánkeserűfű (*Fallopia japonica*) leírásánál olvasható.

A zöld juhar visszaszorítása kémiai és mechanikai módszerekkel, az Ócsai Tájvédelmi Körzet idős keményfás ligeterdeiben (CSISZÁR & KORDA. 2015).

A zöld juhar (Acer negundo) visszaszorításával kapcsolatban 2013-ban több helyszínen, többféle kísérletet végeztünk. A beavatkozásainkat egyrészről a védett természeti területen lévő állami erdőben történő gazdálkodás, valamint az inváziósan terjedő, idegen honos fafaj visszaszorítása motiválta. A zöld juhar irtását több helyszínen, eltérő módszerekkel végeztük, így a területek, a módszerek és a tapasztalatok részterületenként kerülnek ismertetésre.

A kezelt területek mindegyike az Ócsai Tájvédelmi Körzetben található, fokozottan védett állomány.

1. terület: Vágásos üzemmódú származék erdő. Magyar kőris (Fraxinus angustifolia subsp. danubialis) (70%) és mézgás éger (Alnus glutinosa) (30%) 85 éves szálankénti, illetve foltosan elegyes állománya. Szálanként előfordul továbbá a kocsányos tölgy (Quercus robur), a vénic szil (Ulmus laevis), a fehér fűz (Salix alba), a szürke nyár (Populus ×canescens) és a fekete nyár (Populus nigra). Az állomány átlagos magassága 27 m, a törzsek átlagos átmérője 38 cm. A záródás 80%. Az állományban a főfafajhoz hasonlóan a zöld juhar esetében is elkülöníthető foltokban egy idősebb (3–7 m magas, 5–15 cm átmérőjű) és egy fiatalabb (1 m alatti) újulati szint. A zöld juharok zöme az erdőrészleten belüli magasabb térszínekben a magyar kőrisek alatt jelent meg. Szálanként és foltokban találni idősebb (15–50 cm vastag) második koronaszintben levő zöld juharokat is.

2. terület: Erdőrezervátum védőzónájában levő szálaló üzemmódú származékerdő. Magyar kőris (68%), mézgás éger (22%) és szürke nyár (10%) fafajok által alkotott 65 éves állomány. Az állomány átlagos magassága 37 m, záródása 84%, a törzsek átlagos átmérője 34 cm. Az előző erdőgazdálkodó a második koronaszintben fellelhető 10–20 cm vastag zöld juharokat példás alapossággal az éppen aktuális fakitermelési munkák során kivágatta. Ennek eredményeként egy-egy fa helyén lett 10–20 db 2–4 cm átmérőjű, 4–6 m magas sarj, ami permetezéshez nagy, injektáláshoz kicsi.

3. terület: Vágásos üzemmódú származékerdő. Magyar kőris (100%) fafajjal leírt 31 éves állomány szálanként kocsányos tölgy eleggyel. Az állomány átlagos magassága 27 m, záródása 86%, a törzsek átlagos átmérője 20 cm. Az állomány alatt összefüggő, zárt 100%-os sűrűségű zöld juhar újulatfoltok alakultak ki. A zöld juhar csemeték magassága 50–150 cm között, koruk pedig – évgyűrűszámlálás alapján – 3–15 év között ingadozott, a foltok mérete 100–4000 m2 között volt.

Alkalmazott módszerek

1. terület: A területen 3-féle kezelést végeztünk. 1. Emberi erővel kihúzható csemeték mechanikus eltávolítása. Az alkalmazni kívánt kezelés végrehajtására nehéz volt vállalkozót találni, mivel a módszert a legtöbben nehezen kivitelezhetőnek ítélték. Végül sikerült egy vállalkozót találni, aki ajánlatot tett, és el is végezte a munkát. A területet párhuzamos pásztákban átvizsgálták, és kihúzták a zöldjuhar-csemetéket. A kivitelezés szempontjából az április vége lett volna a legalkalmasabb, mivel a zöld juhar korábban fakad, mint a magyar kőris, és a levélszíne is kicsit világosabb zöld. Pályázati adminisztratív okok miatt azonban a munkakezdés időpontja augusztusra tolódott. Az emberek szeme kb. 2 óra után ráállt a „gyomlálásra", és a kihúzott csemetéket 30-as kötegekbe gyűjtötték. 2. Emberi erővel ki nem húzható egyedek vegyszeres kezelése. Az előbbi kezeléssel egy menetben zajlott, minden csapatban volt kettő kézifűrészes és egy kémiai védekezést végrehajtó ember. A kézifűrészesek kb. 50 cm magasságban elvágták a 2–15 cm átmérőjű fákat, a megfelelő engedélyekkel rendelkező, vegyszeres kezelést végző ember pedig egy szivacsos végű cseppmentes kijuttatást biztosító kézi szerkezettel adagolta a Garlon 4E és gázolaj 1:1 arányú keverékét a vágáslapokra. A vágás és a vegyszer kijuttatása között így nem telt el kettő perc sem. Az 50 cm-es vágásmagasságot azért találtuk ki, hogy következő évben a hirtelen meginduló magas aljnövényzetben hamar észrevegyük azokat az egyedeket, amelyek utókezelést igényelnek. 3. Nagyméretű fák kivágása és vegyszeres kezelése. Ez a technológia már régóta ismert az özönnövények elleni küzdelemben. A 15–50 cm vastag zöld juharokat motoros láncfűrésszel kivágtuk, aztán a vágáslapot Garlon 4E és gázolaj 1:1 arányú keverékével gyorsan lekentük. A kivágott faanyag az erdő holtfakészletét gyarapította.

2. terület: A sarjcsokrok le lettek vágva, és az újrasarjadó hajtásokat 30–50 cm magas korukban árnyékolós szórófejű háti permetezőgéppel glifozát hatóanyagú szerrel (Medallon Premium; 5 l gyomirtó szer 300 l permetlében) kezeltük. Azokon a területeken, ahol a már meglevő magyarkőris-újulat a zöld juharral vegyesen jelent meg, megpróbálkoztunk az ecseteléssel is. Ebben az esetben van egy szivacsos végű kijuttató szerkezet (olyan, mint egy bot, szivaccsal a végén), melynek a nyelében van a tömény glifozát hatóanyagú vegyszer. A vegyszer kijuttatása úgy történik, hogy a szivacsos véggel rá kell „bökni" a zöldjuhar-csemetékre.

3. terület: A zöldjuhar-foltokat egyszerű háti permetezővel szélcsendes időben glifozát-tartalmú (Medallon Premium, 5 l szer 300 l vízbe) szerrel lefújtuk. Annyira sűrű volt a zöldjuhar-újulat, hogy az alatta levő – erős árnyékhatás alatt sínylődő – gyepszintet nem károsította a beavatkozás.

Tapasztalatok

1. terület: Az 1. technológia után alig maradt kis csemete (a munka sikerét 98%-osra becsüljük), a 2. technológia után kellett némi utókezelés. Az egyedek kb. 20%-a kihajtott, és ennek felét kellett utókezelni. A másik fele kihajtott és lekókadt. A 3. technológia során a nagy fák közül alig hajtott ki néhány (valószínűleg a nagy vágáslap miatt több vegyszert kaptak). A 2. és 3. technológia érdekes eredményt hozott. A nagyméretű zöld juharok teljesen leárnyékolták maguk alatt a talajt, lágy szárú növényzet is alig volt. Ezen nagyobb egyedek eltávolítása után a koronájuk alatti foltokban rengeteg csemete jelent meg. A csemeték között kb. 70% a magyar kőris, kb. 10% az éger aránya, az őshonosok közül előfordul még szálanként: kocsányos tölgy, vénic szil és sajnos van kb. 20% zöld juhar.

2. terület: A sarjcsokrok fent ismertetett módon történő permetezése hatékonynak tűnik, és a környező gyepszintet sem károsítottuk. Az ecseteléses technológia a csemeték teljes pusztulását eredményezte.

3. terület: A gyepszint nem sérült, következő évben már tapasztalható volt a regenerálódás. Újulatként (a zöld juhar „újulati szint" teljes árnyékolásának megszűnése után a magyar kőris a lombkoronaszinten keresztül szűrt fényt kapott) megjelentek a magyar kőris (kb. 70%), a zöld juhar (kb. 20%) és egyéb kemény lombos fafajok (kb. 10%), – zömmel szilek – csemetéi.

6.16. Gyalogakác – *Amorpha fruticosa*

6.16.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája

Az *Amorpha fruticosa* átlagosan 3–4 méter magasra növő laza, felfelé törő, majd kihajló ágú, széles bokrokat képező cserje.

Viszonylag rövid életű, hamar termőre forduló faj. Vegetatív sarjadzóképessége jó. A generatív mellett vegetatív életciklusa is ismert.

A gyalogakác Észak-Amerika keleti részéről származik. Az USA délkeleti, Mexikó északkeleti államaiban őshonos. A fajt 1724-ben hozták először Angliába dísznövényként, majd 1750 körül került Európa kontinentális részébe. Európa számos országában meghonosodott.

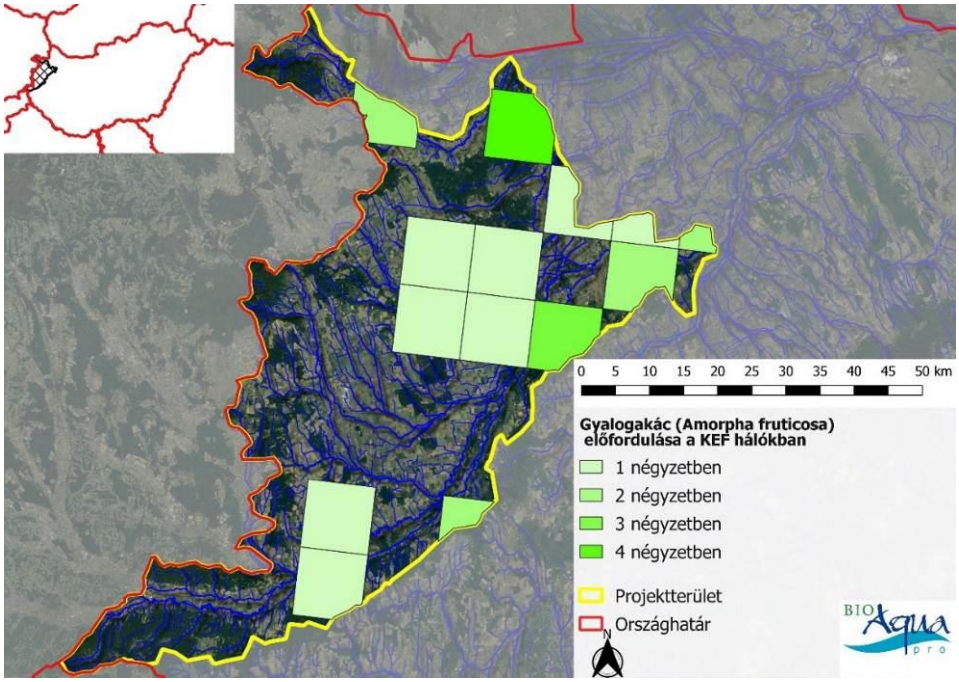
Magyarországról első adata 1907-ből való. Gyors terjedésének kezdete az első világháború utánra tehető, elsősorban a Tisza és a Duna völgyében. Országos léptékben a legalkalmasabb élőhelyeken már a XX. század közepén jelen volt. A vízfolyásoktól távol különböző élőhelyeken – elsősorban öntözőcsatornák mentéről, illetve mesterséges telepítésekből kiinduló gócpontokból – lassabban, de a mai napig folytatódik terjeszkedése. Tömeges előfordulása ma síkvidéki folyóink völgyére jellemző.

Elsősorban a hullámtéren az erdőfelújítások és telepítések nehezen visszaszorítható gyomnövénye. Elöntött területeken a szántó- és gyepgazdálkodást is korlátozza, továbbá gyorsítja a csatornák, fokok eltömődését. Természetvédelmi szempontból elsődlegesen az ártéri fátlan növényzetre, különösen a gyepekre van katasztrofális hatással.

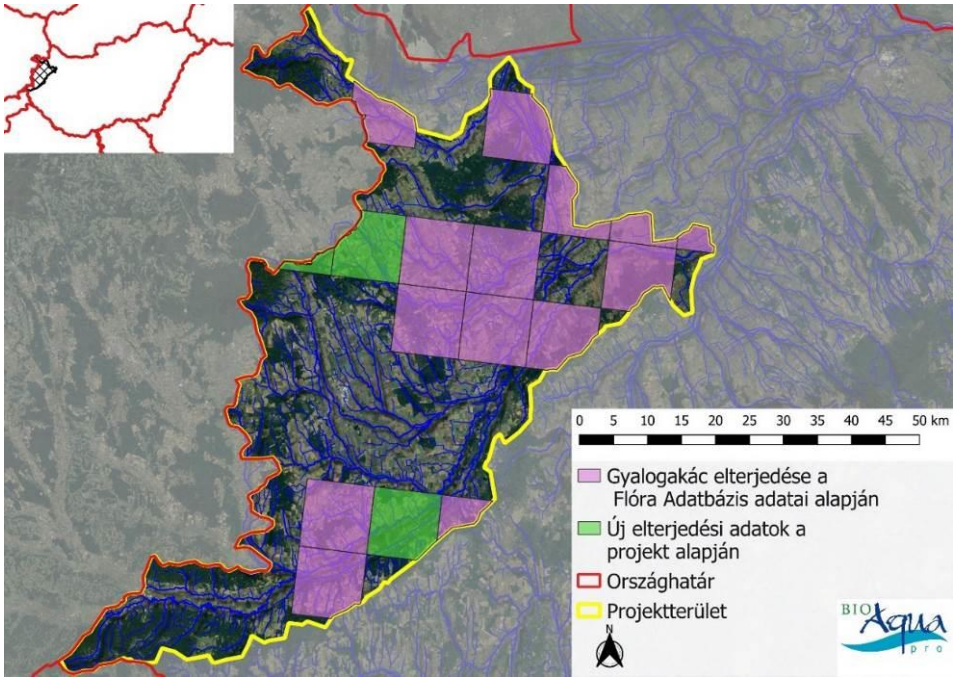
6.16.2. A faj előfordulása a projekt területén

6.16.2.1. A faj elterjedése a teljes projektterületen

A korábbi adatok és a WeCon projekt felmérései szerint a fajnak összeségében 17 ETRS négyzetből van előfordulási adata a projektterület magyarországi részéről.

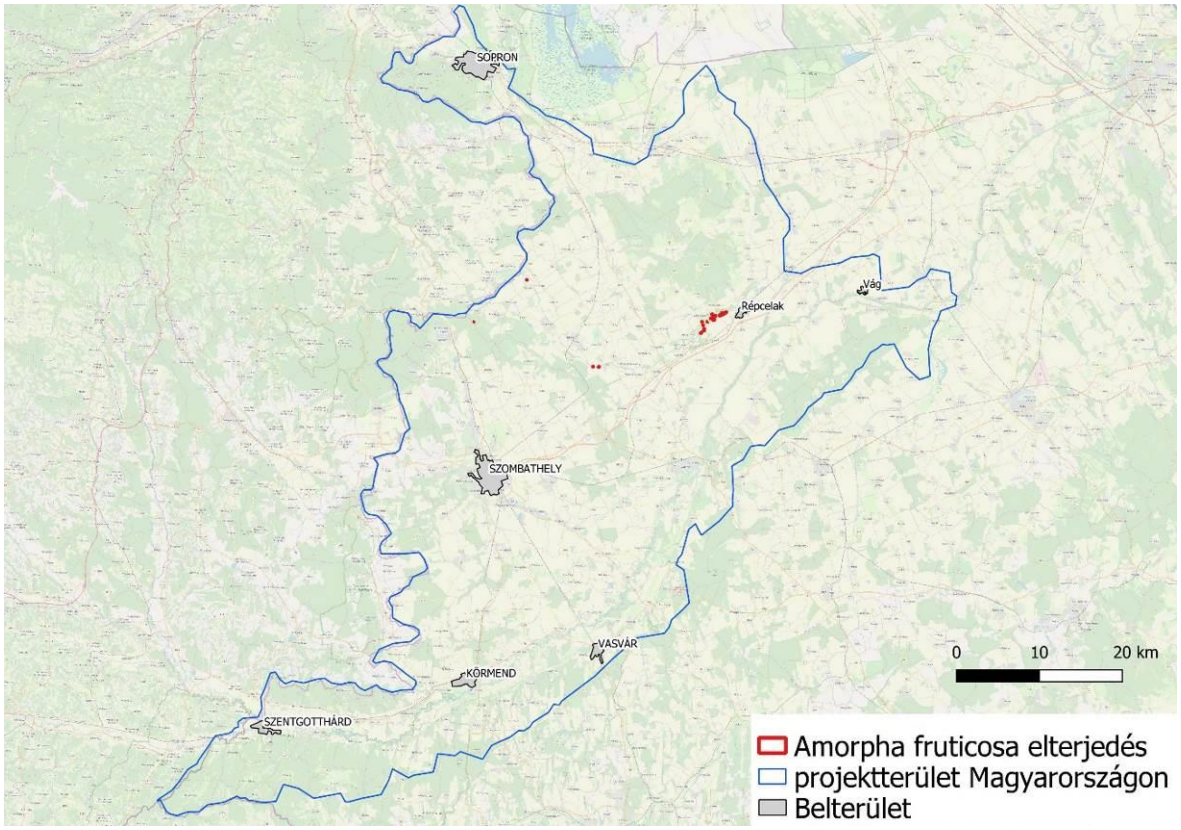


41. ábra. A gyalogakác (Amorpha fruticosa) ETRS-hálóban megadható gyakoriságai a projektterület magyarországi részén. A gyakoriságot a Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások száma adja



42. ábra. A gyalogakác (Amorpha fruticosa) előfordulását mutató ETRS háló. Zölddel jelöltük az olyan kvadrátokat, amelyekben a WeCon projekt adatgyűjtése során került elő a faj. Megjegyezzük, hogy mivel a MFA KEF hálóban gyűjti az adatokat, maradhatott üresen olyan ETRS kvadrát, amelyben látszólag előfordul a faj

6.16.2.2. A faj elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése” és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése” alapján



43. ábra. A gyalogakác (Amorpha fruticosa) elterjedési mintázata a „ritka özönfajok állományainak felmérése” és a „határon átnyúló vízfolyások felmérése” alapján

6.16.2.3. Mennyiségi viszonyok és elterjedési mintázat alapvető jellegzetességei

A faj a térségben nem gyakori, a felmérések során 25 helyszínen vettük fel a fajt. A „ritka özöngyomok” térképezése során majdnem kizárólag a Répce mentén került elő, egyetlen állomány (Ólmod külterület) kivételével. Az összes kiterjedése 7,4 ha-nak adódott. A Répce mentén az előfordulások Répcelak és Vámoscsanád térségében csoportosulnak ártéri területeken. A faj alacsony természetességű, jellegtelen területeken kívül természetközeli élőhelyeken is előfordul (D34, E1, J6). A faj további terjedésére számítani lehet.

6.16.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Mechanikai védekezés

Irtását megnehezíti, hogy az elözönlött terület gyakran folyóvíz közelében található, így vegyszeres beavatkozásra csak korlátozottan van lehetőség. Vegyszermentes irtására több bevált módszert is alkalmaznak a gyakorlatban. Számos haszonállat, de főként a szürke marha esetében ismert, hogy lombját, illetve fiatal hajtásait szívesen fogyasztja. A szürke marha a rágáson túl taposásával, vakaródzásával sűrű állományok felnyitására is alkalmas. Gyalogakáccal erősen fertőzött, korábbi legelők és kaszálók esetében szárzúzással visszaszorítható, és néhány kezelést követően a korábbi használat visszaállítható. A fiatal sarjak legeltethetők és kaszálhatók is. Hangsúlyozandó, hogy a kezelést fenntartó jelleggel rendszeresíteni kell. Többfelé ismert faanyagának tűzifaként való

hasznosítása, de használják például árvízvédelmi célokra és kihelyezett gólyafészek alapjának is (CSISZÁR & KORDA. 2015).

A Közép-Tiszai Tájvédelmi Körzetben (Tiszakürt-Tiszaug) a gyalogakác (Amorpha fruticosa) visszaszorítása érdekében ismétlődő mechanikai irtás (szárzúzás) folyik, kielégítő eredménnyel. A megfelelő eredmény elérésének alapvető feltétele a kezelés folytatása (a legeltetés elmaradása esetén kaszálás) (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

A Tiszatelek-Tiszabercel hullámtér Természetvédelmi Területen, Gávavencsellő (Tündérek-rétje) térségében a gyalogakáccal benőtt területen vegyes ligeterdő telepítése folyik. A harmadik éves erdősítés hatására a gyalogakác visszaszorul (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004: 397).

Kémiai védekezés

Ha a gyalogakácnak az adott területről való teljes eltüntetése a cél, indokolt a vegyszeres kezelés. Glifozát hatóanyagot tartalmazó, a gyökérzetbe is eljutó herbicidekkel a faj hatékonyan irtható. A kijuttatásra több technológia ismeretes: a gyalogakácot vagy le kell zúzni, majd a tuskófelületet a szerrel be kell kenni, vagy a lábon álló növényt kell bepermetezni. A szer a gyökérbe vagy a levelekre jutva kiszárítja, elpusztítja a cserjét. A módszer nagyon gondos, körültekintő munkát kíván, mivel a felhasznált vegyszerek nem szelektívek, azaz minden növényre hatnak. A vegyszert a kivágott, lezúzott növények vágásfelületére vagy a növények leveleire kell kijuttatni.

Elszigetelt, folyamatos invázióval nem veszélyeztetett helyeken a vegyszeres kezelés megoldás lehet, de pl. hullámtereken, ahol a propagulumok tömegesen és szüntelenül termelődnek, ezt az eljárást is időről időre meg kell ismételni (MIHÁLY & BOTTA-D. 2004).

Konkrét esettanulmányok kivonatos ismertetése a forrás megjelölésével

Inváziós és egyéb adventív fás szárú fajok irtásának tervezése és kivitelezése a csepeli Tamariska-dombon (2010-ben kezdődő beavatkozás) (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Az esettanulmány leírása az ártéri japánkeserűfű (*Fallopia japonica*) leírásánál olvasható.

Gyalogakác irtási eredmények az ÉMVÍZIG területén 2007–2014 között (CSISZÁR & KORDA. 2015).

Az Észak-magyarországi Vízügyi Igazgatóság területén, mint minden ártéri területen, hatalmas gondot okoz a gyalogakác (Amorpha fruticosa) egyre intenzívebb térhódítása. Kiszorít minden őshonos növényt a területről, nitrogénnel dúsítja a talajt, ami az esetleges irtást követően elősegíti a nitrogénfrekvens fajok tömeges elszaporodását, ezzel együtt megnehezítve az ökológiai szempontból értékesebb fajok megtelepedését és elterjedését. Árvízvédelmi szempontból is nagyon káros faj, hiszen árvíz idején felfogja a hordalékot, szemetet, gátolja az árvíz levonulását, és gyökérzetével rongálja a gát szerkezetét.

2005 előtt, korlátozott anyagi források miatt elsősorban a gátakat sikerült folyamatos kaszálással mentesíteni a gyalogakáctól. A 2005-ben indult közmunkaprogramnak köszönhetően lehetőség nyílt más területek megtisztítására is. Az összefüggő gyalogakác-cserjést kis baltával, fejszével levágták a közfoglalkoztatottak, majd elégették a helyszínen. A tuskókat – a természetvédelmi előírásoknak megfelelően, a folyóvíztől 5 m-es védősávon kívül – lekenték piros festék, 1 liter gázolaj és 1.5 dl Garlon 4E keverékével. (A Garlon 4E használatához azóta szükséghelyzeti eseti engedélyt kell kérni a Nébihtől). Ez sajnos nem hozta meg a kívánt eredményt, ugyanis hiába pusztultak el a tuskók, a következő árhullám újra beborította a már tiszta területet maggal, amiből egy év múlva már 2–3 méteres növények nőttek. Mivel a gyalogakác nem bírja hosszú távon az árnyalást – idős, megfelelően zárt erdők alatt az árvíz által odahordott magból kikelt növények 1–2 év alatt elpusztulnak – felmerült a megtisztított területek beerdősítésének gondolata, mint végleges megoldási lehetőség.

Alkalmazott módszerek

Mivel Tiszakeszi községhatárában egy erdőfelújítás nem lett sikeres, ezért 2007-ben csereerdősítést kellett végezni Ároktőnél (Ároktő 0342/4 hrsz.), amelyet megnehezített, hogy az erdősítendő területet gyalogakác borította. Egy vállalkozó együttműködési ajánlatot tett, melynek része volt egy kedvező eredményekkel biztató közös kísérlet is. A megállapodás értelmében az ÉMVÍZIG közfoglalkoztatottakkal levágatta a gyalogakácot, és kötegekbe hordatta, a vállalkozó egy német – fenyvesekben használt – MAN kamionra szerelt rakásoló-kötegelő harvesterrel öszszekötözte a kötegeket, és rakásolta. A kötegek egy részét a vízügy megkapta az árvízi védekezés céljára gátvédelemhez, ugyanis ezeket az árvíz idején, illetve azt megelőzően a töltés rézsűjére terítik, és árvízvédelmi karókkal rögzítik, ez védi a töltést, például az elhabolás ellen. Az ilyen védekezésre ott van szükség, ahol nincs vagy nem megfelelő szerkezetű a töltés vízoldalán lévő véderdősáv. A kötegek nagyobb részét az elvégzett munka fejében a vállalkozó kapta meg. Ennek fűtőértékét Ausztriában vizsgáltatta be, aminek eredménye annyira kedvező lett, hogy külföldről is lett volna igény erre a biomasszára. (A konkrét eredmények nincsenek a birtokunkban, mert a vállalkozó maga vizsgáltatta be, és nem bocsátotta a rendelkezésünkre.) Magyarországon nem volt érdeklődés a fűtőanyag iránt, egyedül a kazincbarcikai erőmű fogadta be a kötegeket, abban az esetben, ha önköltségen odaszállítják. A megtisztított területből 1 ha-t egy erdészeti vállalkozó közreműködésével erdősítettünk be. Első lépésként a tuskókat lekenték a fent említett Garlon 4E keverékkel, utána gyökérfésűvel megszaggatták a területet, és kézzel kiszedték a gyökereket. Egy sekély (20–30 cm mély) talaj-előkészítés után 2 m-es fekete nyár (Populus nigra) csemetékkel erdősítettünk annak érdekében, hogy nagyobb eséllyel vészeljék át a tavaszi árvizet. Az ÉMVÍZIG még 2013-ban kipróbált egy másik módszert is, ami szintén eredményesnek bizonyult. Egy 5 ha-os területen szárzúzták a gyalogakácot AGRIMASTER AF erdészeti szárzúzóval, 5 nap alatt végezték el a munkát. A szárzúzott anyag a helyszínen maradt, a talaj tápanyag-utánpótlását segíti, a tuskók szétzúzásából maradt nagyobb darabokat kézzel öszszegyűjtötték a közfoglalkoztatottak. A talajt talajmaróval átdolgozták, a sorok helyét altalajlazítóval meghúzták, és kézzel ültették be szürke nyárral (Populus ×canescens).

Tapasztalatok

Az első mintaterületnél az erdősítést követő évben alig jött fel gyalogakác, ami feljött, azt a gondos ápolás eltüntette. A fejlett, elég nagy koronájú fekete nyár alatt a folyó által odahordott magból kikelt gyalogakác a kedvezőtlen fényviszonyok miatt eléggé kiritkult, a megmaradt egyedeket az ápolás eltüntette. Sajnos a feketenyár-csemeték fertőzöttek voltak, valószínűleg még az anyatelepen fertőződtek meg, ugyanis a második év nyarán súlyos bögölyszitkár kár jelentkezett szinte minden nyárfa törzsén. A törzseket visszavágták, ekkor viszont egy újabb árvíz bevakította a vágásfelületet (iszap rakódott rá), amely így már alig hajtott ki, végül némi aszálykár után az erdősítés elpusztult 2011-ben. Sajnos megfelelő hazai érdeklődés híján a vállalkozó kénytelen volt visszavinni a gépet Németországba. A 2013-ban erdészeti szárzúzóval végzett irtás után a szabad rendelkezésű erdőterületet ápolják, és a mai napig alig jött fel gyalogakác rajta.

Gyalogakáccal fertőzött területek gyeppé alakítása legeltetéssel (CSISZÁR & KORDA. 2015).

A Hármas-Körös és a Közép-Tisza hullámterében, összesen öt mintaterületen (gyepek és felhagyott szántók) dolgoztunk.

A kezeléssel érintett területeket korábban gyepként, illetve szántóként hasznosították, melyeken a megváltozott területhasználat miatt kisebb-nagyobb mértékben felnőtt a gyalogakác. A munkánk során több területrészen dolgoztunk, melyeket adottságaik és a gyalogakác-fertőzöttség mértéke alapján az alábbi csoportokba soroltunk (a „fertőzöttség” mértékének megállapításánál a gyalogakác állományának sűrűségét, illetve egyedeinek magasságát vettük figyelembe).

„A” = Nemrég felhagyott gyep maximum derékig érő 1–2 éves gyalogakáccal, melyek közt összefüggő gyeptakaró van.

„B” = Régebben felhagyott gyep, ahol a gyalogakác sűrű állományt alkot, magassága 2–3 méter, közte a gyep csak nyomokban fi gyelhető meg.

„C” = Felhagyott szántó vagy gyep, ahol a lágy szárú növényzet hiányzik, a gyalogakác állománya sűrű, és a 4–6 méteres magasságot is eléri.

Alkalmazott módszerek

A kezelés során a szárzúzást és a legeltetést kombináltan alkalmaztuk. A szürke marha a gyalogakác leveleit és fiatal, még puha hajtásait rágta, az idősebb szárakat taposta-törte, vakaródzással és dörgölődzéssel károsította. Ahol a gyalogakác sűrű, erős szárú és közte a gyep már nem vagy alig volt meg („B” és „C” területtípus), szárzúzást követően legeltettünk. A zúzást évente meg kellett ismételni, amit ősszel– télen végeztünk, tapasztalataink szerint leghatékonyabb fagy esetén. A nagyon fertőzött területeken a vegetációs időszakban is végeztünk zúzást egy alkalommal. Relatíve tiszta területen is zúztunk, amolyan tisztítókaszálás céllal. A szárzúzó géptípus megválasztása igazodott a gyalogakácszárak erősségéhez: az egyéves, fásodott állományban elegendő volt a kukoricaszár-zúzó, míg az idősebb állományban indokolt volt az erdészeti (láncos, kalapácsos) szárzúzó alkalmazása. A 4–6 m magas, 10 cm körüli átmérőjű gyalogakácszárakat Stihl FS 400, illetve 450 motoros kaszával vágtuk (bozótvágókés, illetve körfűrészlap alkalmazásával).

A területeket szürkemarha-gulya legelte szakaszolva, ezzel beállítva a gyalogakác-terheltséghez igazodva a rágás-tiprás intenzitását. Mind a gulyalétszám-lekerített terület aránya, mind a tartózkodás időtartama szerepelt a beállított paraméterek közt. A paramétereket nem tudományosan határoztuk meg, és nem is vizsgáltuk a hatást tudományos módszerekkel, hanem „szabad szemmel megfi gyelhető” értékelést végeztünk. Általánosan az mondható el, hogy a legeltetett terület nagysága úgy lett beállítva, hogy a gulya 6–8 nap alatt tarra rágja. Megfelelő villanypásztor kellett, hogy a gulya kitörését megelőzzük. Egy legeltetési szezonban 3–4–5 alkalommal járt a gulya a területen. A területről való lehajtás és a visszatérés közt 3–4 hét telt el, ami alatt a gyalogakác sarjadt és kihajtott, legelhető zöldtömeget biztosítva. A gulya létszáma az egyes mintaterületeken eltérő volt, a legkisebb 50–60 kifejlett állatból, míg a legnagyobb mintegy 400 borjas tehénből állt. A módszer lényege a gyalogakáctövek kimerítése, valamint a területen valamilyen formában meglévő gyepi fajok állományának növelése a terület megnyitásával, a konkurencia csökkentésével. Alkalmazott villanypásztor: 2 sorosan 2 mm-es acélhuzal jól megfeszítve, elég erős feszültséggel, hogy a jószág ne akarjon átmenni rajta.

Tapasztalatok

Az „A” területtípus 2–3 év után gyeppé alakult. Ekkor már a legeltetést tarra rágatás helyett a „normál” legeltetés szokásai szerint végeztük, azaz nagyobb területen oszlattuk el ugyanazt az állatlétszámot. A legeltetési szezonok végén tisztítókaszálást vagy -zúzást végeztünk a tövek vastagsága szerint. Zúzásra 2–3 évig volt szükség a sarjadás miatt, utána a tövek kimerülésének köszönhetően csak a víz által hozott, magról kelő példányok jöttek fel, de ezeket a legeltetés, illetve kaszálás megfelelően tudta kezelni. A „B” területtípus esetében már inkább 4–5 év után mondhattuk, hogy gyeppé alakult. A szárzúzásnak ebben az esetben fokozott jelentősége volt. A „C” területtípuson a „B”-hez hasonló volt a helyzet, de itt nehezebb volt a zúzás, illetve vastagon borította a területet a zúzalék, ahol az árvíz meg a szél összehordta. Jobbnak bizonyult a fűrészlapos kasza használata a levágott anyag hasznosítása (eladása) miatt, mert így kötegelve energetikai felhasználásra el tudták szállítani a területről. A gyep kialakulása lényegében nem volt lassabb, mint a „B” területtípus esetében. A „B” és a „C” területtípus esetében nagyban befolyásolta sikereinket a folyó áradása. A mélyfekvésű részeken, ahol hosszabb ideig pangóvíz alakul ki, a növényzet az ezt tolerálni képes fajokból áll. Hiába fejlődik 2–4 évig szépen a gyep a tervszerű legeltetés és a rendszeres szárzúzás hatására, egy elhúzódó árvíz visszaveti a folyamatot, mert lehetőséget biztosít a kötött, nedves talajt, pangóvizet jól toleráló, néhány fajból álló növényzet (réti füzény (*Lythrum salicaria*), közönséges lizinka (*Lysimachia vulgaris*), szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum*), fehér fűz (*Salix alba*), tiszaparti margitvirág (*Chrysanthemum serotinum*, védett), zsióka (*Bolboschoenus maritimus*), fehér mályva (*Althaea officinalis*), lósóskafajok (*Rumex spp.*), igazi édesgyökér (*Glycyrrhiza glabra*) újbóli kialakulására. De újraindul a gyepesedés, halad is, amíg egy újabb elhúzódó árvíz megint be nem következik. Az ilyen területeket is lehet hasznosítani: a Ha hasonló adottságú területeken a legeltetés valamely oknál fogva nem valósítható meg, akkor megfontolandó a természetes ártéri

ligeterdők visszaállítása, akár mesterségesen, vagy a természetes újulatra alapozva. A gyalogakác visszaszorítása ezzel a módszerrel mintegy tíz éve kezdődött el, és napjainkban is folytatódik. A területek nagyobb részén egybefüggő gyep alakult ki, ezeken a területeken a gyalogakác-visszaszorító rehabilitáció már átadta helyét a szokványos legeltetéses területhasználatnak. Az említett mélyfekvésű, pangóvizes területrészeken valószínűleg nem fog kialakulni jó hozamú, szénának való, kaszálható gyep, de legeltetéssel hasznosítható és egyúttal a gyalogakác térnyerése megelőzhető.

7. Eredmények – inváziós vízi makroszkópikus gerinctelenek (vízi puhatestű, rák) és halak

Az inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen- és halfajok projektterületen belüli előfordulásának vizsgálata során, az előfordulási adatokat bemutató táblázatban kizárólag a 2000 és 2019 közötti (recens), BioAqua Pro adatbázisában található (GAP analízisből, vagy a WeCon projektből származó) előfordulási adatok lettek listázva. A különböző ETRS négyzetekre jellemző inváziós fertőzöttségi érték kiszámításakor az összes rendelkezésre álló adatállomány felhasználásra került, beleértve a 2000 előtt keletkezett és a Fertő-Hanság, illetve az Őrségi Nemzeti Park adatbázisában szereplő biotikai adatokat is. A térképi ábrázolás is ezen adatok figyelembevételével történt. Az egyes kvadrátok fertőzöttségének megítélése során pedig figyelembe vettük az adott kvadrátban található bizonyított előfordulások számát (gyűjtőhelyek száma), valamint az egyes mintavételi szelvényekben gyűjtött példányok mennyiségét.

A fejezetben a következő idegenhonos, inváziós fajokat tárgyaljuk:

- amuri kagyló (*Synanodonta woodiana*),
- cifrarák (*Orconectes limosus*),
- jelzőrák (*Pacifastacus leniusculus*),
- tömzsi hólyagcsiga (*Physella acuta*),
- új-zélandi iszapcsiga (*Potamopyrgus antipodarum*),
- kosárkagyló fajok (*Corbicula* spp.),
- *Barbronia weberi* (újonnan megtalált piócafaj, nincs magyar neve).
- naphal (*Lepomis gibbosus*)
- amurgéb (*Perccottus glehnii*)
- kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*)
- ezüstkárász (*Carassius gibelio*)
- törpeharcsa fajok (*Ameiurus* spp.)

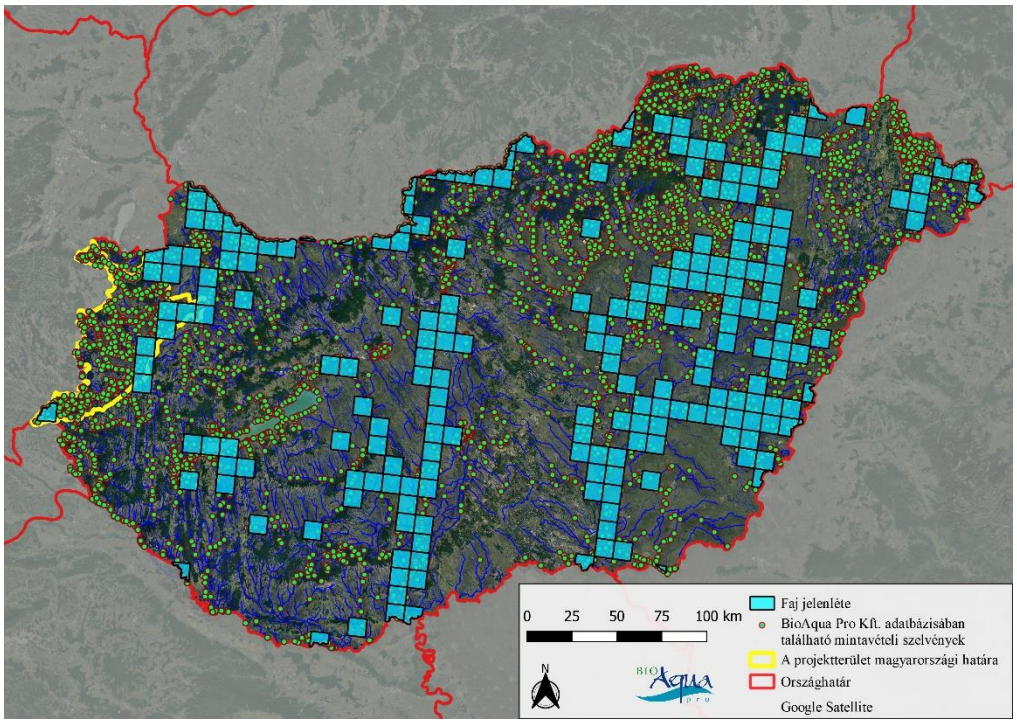
7.1. Amuri kagyló – *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834)

7.1.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére

Az amuri kagyló nagy folyók epi- és metapotamális élettáján, béta-mezoszaprób vizekben fordul elő. Szűrő típusú táplálkozási módot folytat. Elsősorban a vastag iszapos mederfeneken telepszik meg. Megtalálja életfeltételeit az eutróf állóvizekben is. Jól megél magas oldott szervesanyag-tartalmú, tápanyagdús, oxigénszegény vizekben is, így ez a kagylófaj néha igen nagy egyedszámmal található meg intenzív művelésű halastavakban, ahonnan lárvális alakban, a kijutó halak és ivadékok közvetítésével nagy távolságokra eljuthat.

Az amuri kagyló (más néven: kínai tavikagyló) Kelet-Ázsiából származó édesvízi faj. Természetes areája az Amur folyó vízgyűjtő területén, a Hanka-tavon, Japán, Thaiföld, Kambodzsa, Tajvan, Hong Kong, Kína területén található. Két alfaja ismert, a *S. woodiana woodiana* Lea, 1834 és a *S. woodiana japonica* Martens, 1874, melyek közül az előbbi jelent meg Európában a múlt század második felében. Először Romániából jelezték előfordulását, 1979-ben (SÁRKÁNY-KISS 1986). Az amuri kagyló rövid idő alatt elterjedt a kontinensen, napjainkra Európa legtöbb országában már megfigyelték a faj jelenlétét. Eddig nincsenek adatai Portugáliából, Szicíliából, Svájcból, az Egyesült Királyságból, Norvégiából, Finnországból, illetve a balti országokból.

Hazánkban 1984-ben kerültek elő első példányai a Gyulai Halgazdaság területéről történt gyűjtés során. 1985-ben az amuri kagyló bekerült a Szarvasi Halgazdaság halastavaiba, feltételezhetően egy Krasnodarból (Oroszország), az Amur folyó vízgyűjtő területéről származó ivadék szállítmánnyal. Végül a kagyló a biharugrai halastavakból a környék minden jelentősebb vízterébe kijutott és intenzív terjedésbe kezdett hazai vizeinkben. Az 1990-es évekig csupán a Tiszántúlról volt ismert. Innen terjedt szét az országban halászati hasznosítás, víziszárnyasok, illetve egyéb emberi tényező révén. Mára a faj mind a Duna, mind a Tisza vízrendszerében elterjedt, úgy a folyóvizekben, mint a velük kapcsolatban lévő állóvizekben, különösen az intenzív halászati hasznosítással jellemezhető vizekben. A faj azóta rohamosan terjed a Duna és a Tisza vízgyűjtőjén. A Tisza mellékvízfolyásaiból, így a Sajóból, Hernádból, a Körösökből és a Túrból is ismert előfordulása. A Tisza-tóban is jelentős méretű populációi élnek a fajnak. A Dunából, a Mosoni-Dunából, a Rábából és a Sióból is ismert előfordulása. Számos állóvízi előfordulásáról is tudomásunk van, az országból szétszórtan. (44. ábra).



44. ábra. Az amuri kagyló (Sinanodonta woodiana) hazai elterjedése (BioAqua Pro adatbázisa alapján)

Az amuri kagyló az egyik leggyorsabban terjedő inváziós vízi gerinctelen fajunk. Kevesebb, mint 10 évébe került a fajnak, hogy a romániai területekről eljusson hazánkba, illetve a Duna-deltába. A gyors elterjedés egyik oka, hogy a faj a szennyezésekkel szemben jóval ellenállóbb, illetve az oldott oxigén koncentráció ingadozására kevésbé érzékeny, mint az őshonos kagylófajok. Előnye továbbá az őshonos fajokkal szemben, hogy parazita életmódot folytató glochidium lárvák nem fajspecifikusak, így bármelyik halfaj egyedei által messzire eljuthatnak lárvális életszakaszuk során. A hazai kagylófajok állományaira, illetve a meghódított vízterek ökológiai állapotára gyakorolt hatása kevéssé ismert, őshonos fajokra gyakorolt jelentős mértékű negatív hatásról egyelőre nem tudunk, de

valószínűsíthető, hogy erőforrás-konkurrensként (táplálék) negatív hatással van azok állományaira. Olaszországban – ahol az első, 1996-os itáliai adatok óta benépesítette már a Pó, az Adige, a Piave, a Reno, az Arno és a Tevere folyó medencéjét is és terjedése jelenleg is folyamatban van – publikációk szerint egyes csatornákban teljesen kiszorította az őshonos kis tavikagylót (*Anodonta anatina)*. Megemlítendő az is, hogy nyári időszakban mára már rendszeresnek mondhatóak a faj állományainak nagy mértékű pusztulásai is (pl. Tisza-tó), mely elsősorban esztétikai-közegészségügyi problémának minősíthető.

A legtöbb Távol-Keletről betelepült inváziós makrogerinctelen fajunkhoz hasonlóan, a magasabb vízhőmérséklet növeli a faj reprodukciós képességét (URBAŃSKA et al. 2019), míg természetes körülmények között a vízhőmérséklet csökkenésével a faj túlélési és terjedési képessége is csökken (DUDGEON AND MORTON 1984; URBAŃSKA et al. 2019).

7.1.2. A faj előfordulása a projekt területén

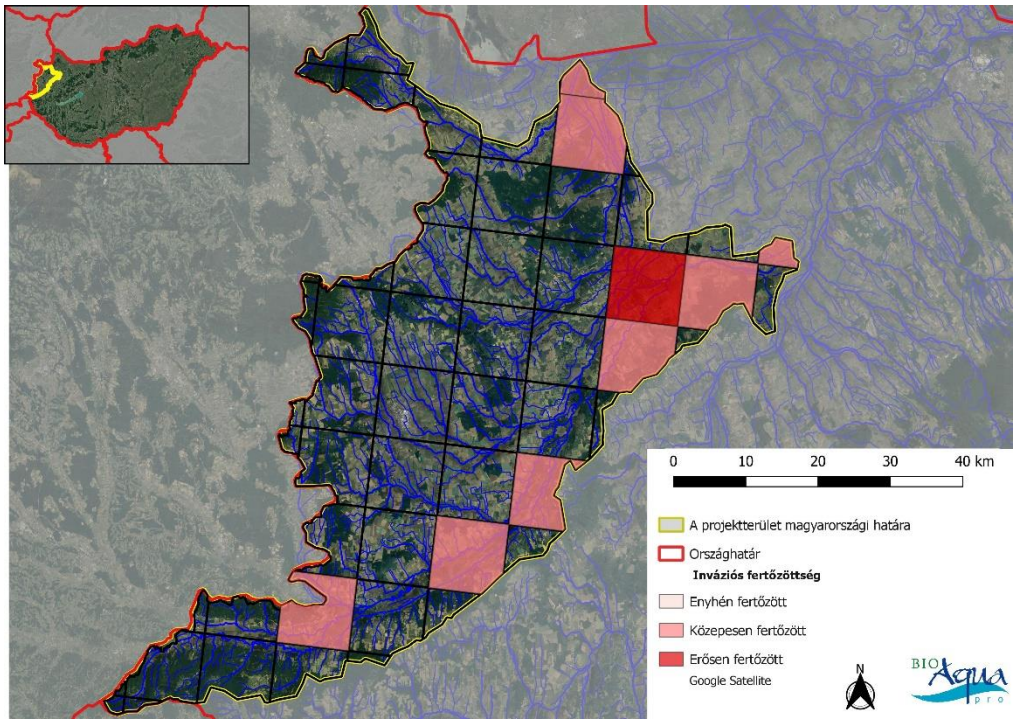
A projekt előtti, 2000 és 2018 közötti időszakban a faj előfordulása 6 ETRS hálónégyzetből bizonyított. A faj állományai kimutatásra kerültek az alábbi vízterekből: Kardos-ér, Ikva, Rába, Tardosa-csatorna. A projekt keretében végzett felmérések a faj egyedeinek jelenlétét már 7 ETRS hálónégyzetből igazolták, az alábbi vízfolyásokból: Kis-Répce, Répce, Keszeg-ér, Kis-Rába, Strém-patak, Csörnöc-Herpenyő. Ebből a Strém-patak, a Csörnöc-Herpenyő, a Kis-Répce, a Répce, a Kis-Rába és a Keszeg-ér előfordulási adatai újak a faj elterjedése tekintetében (5. táblázat és 45. ábra). A faj megjelenése további vízterekben is várható.

Érintett ETRS hálónégyzet	A faj bizonyított elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi területén
E481N267	Strém-patak (Kemestaródfa)
E484N268	Csörnöc-Herpenyő (Alsóújlak)
E484N269	Rába (Rum)
E484N270	Csörnöc-Herpenyő (Sárvár)
E484N274	Kardos-ér (Agyagosszergény), Kardos-ér (Hövej), Kardos-ér (Vitnyéd), Kis-Répce (Kapuvár)
E484N275	Ikva (Fertőd), Répce (Kapuvár)
E485N272	Keszeg-ér (Vásárosfalu), Kis-Rába (Répcelak), Rába (Kenyeri)
E485N274	Tardosa-csatorna (Babót)
E486N272	Rába (Kemenesszentpéter)
E487N272	Rába (Várkesző)

5. táblázat, Az amuri kagyló (Sinanodonta woodiana) előfordulási adatai a projektterület nyugat-magyarországi részén (vízfolyás és érintett külterület)

Az amúri kagyló előfordulását faunisztikai és mennyiségi típusú mintavétellel is igazoltuk a projektterületen. Az egyes vízterekben felvett, „előfordulás/denzitás" viszonyaira vonatkozó kiegészítő információk (pl. „néhány", „sok héj") arra engednek következtetni, hogy a ***Kis-Répcében (Kapuvár) és a Csörnöc-Herpenyőben (Sárvár, Alsóújlak)*** is erős populációi vannak jelen a fajnak, ezek erősen fertőzött víztereknek tekinthetőek. Mennyiségi típusú felméréseink ugyanakkor sokkal pontosabb képet adnak, ezek szerint a ***Rába a 64–71. fkm (Kenyeri és Csönge)*** között mutatja a legnagyobb fertőzöttséget.

A többi vízfolyásszakasz, ahol a faj példányait megfogtuk, csupán közepesen fertőzöttnek tekinthető. Ilyen kevésbé fertőzött vízfolyásszakaszok voltak a ***Kardos-ér (Agyagosszergény)***, a ***Kis-Rába (Répcelak),*** a ***Keszeg-ér (Vásárosfalu),*** az ***Ikva (Fertőd)*** és a ***Strém-patak (Kemestaródfa)*** felmérés által érintett szakaszai.



45. ábra. Az amuri kagyló (Sinanodonta woodiana) előfordulása és a 10×10 ETRS hálónégyzetek fertőzöttsége a projekt nyugat-magyarországi területén

7.1.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

A faj visszaszorítására tett konkrét intézkedésről nem találtunk leírást a szakirodalomban, csupán a tevékenység végzésére tett javaslatokról.

Egyes szerzők szerint a faj visszaszorítását a halgazdaságokba bekerülő halak szigorú kontrolljával kellene kezdeni. A halak kopoltyúinak glochidium-fertőzöttségének ellenőrzése jelenleg sokkal egyszerűbb, mint a szabadon élő példányok befogása, és ezzel a rendszerbe bekerülő halak egészségi állapota is jobb lesz, ami a gazdálkodók számára is előnyt jelent (URBAŃSKA et al. 2019).

Más szerzők szerint az őshonos kagylófajok szaporításán keresztül kellene kompenzálni a *S. woodiana* őshonos fajokra (Unionida rend) gyakorolt negatív hatásait. Mivel a gazdaszervezet elérhetősége és kompatibilitása kritikus tényező a veszélyeztetett unionid kagylófajok populációinak fenntartásában (DOUDA et al. 2014; HAAG & STOECKEL 2015; SCHWALB et al. 2011), a halak immunológiai tulajdonságainak átfogó ismerete elengedhetetlen. Az adaptív immunitás időtartamának, gyakoriságának és mechanizmusának teljes ismerete elősegítheti a veszélyeztetett édesvízi kagylófajok védelmét az egész világon (DODD et al. 2006). Ezeknek az időkereteknek a megértése a tenyészállatok (halak) hatékony „fertőzöttségéhez” vezethet a tenyésztési programok során, és ezáltal hozzájárulhat a mesterséges szaporításhoz. Ennél is fontosabb, hogy a gazdaszervezet kompatibilitását befolyásoló mechanizmusok megértése elengedhetetlen a veszélyeztetett kagylófajok megfelelő gazdaforrásának biztosításához a természetes élőhelyeken (DONROVICH et al. 2017).

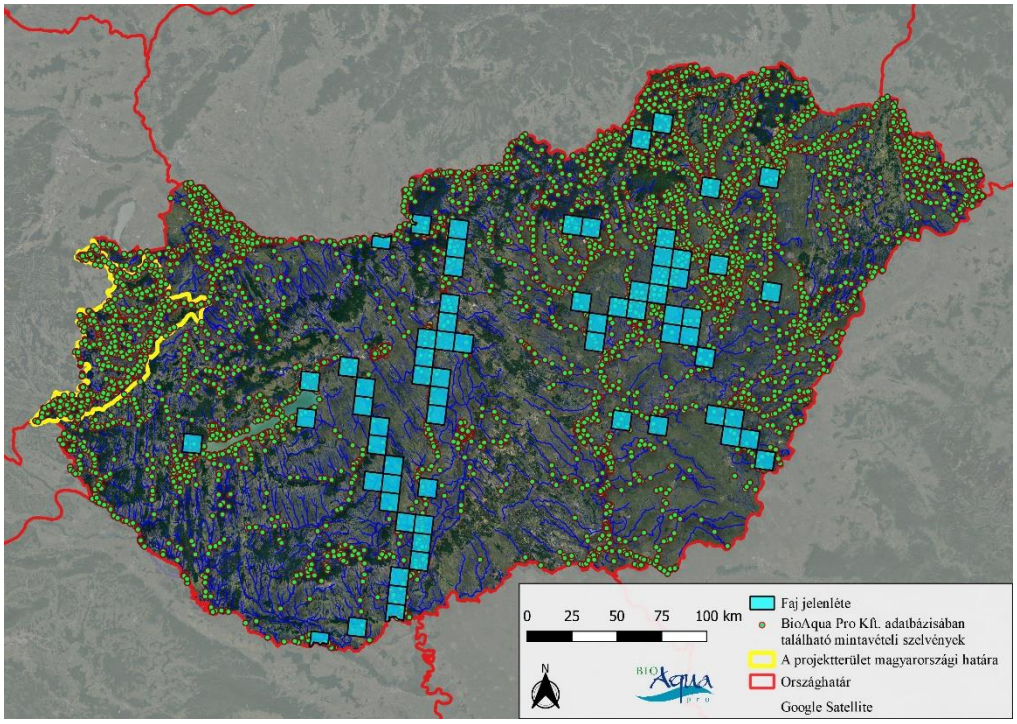
7.2. Cifrarák – *Orconectes limosus* (Rafinesques, 1817)

7.2.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére

A cifrarák elsősorban nagy folyók potamális tájékán él. Detrituszfaló-ragadozó táplákozásmódot folytat. A lassabban áramló szakaszokat részesíti előnyben, ritkábban előfordulhat gyorsabb folyású, kavicsos medrű víztest-részletekben is. Kedveli a búvóhelyekben gazdag, zegzugos szerkezetű aljzatot, így mocsárinövényzet közül, összetorlódott törmelékből (ágak, gallyak) illetve például kagylóhéjakkal borított mederfelszínről nagy számban kerülhet elő.

A cifrarák Észak-Amerika keleti partvidékén, a mai Maine és Virginia államok területén őshonos. Az első európai betelepítések 1890-ben történtek, Németország területén. Ezt további betelepítési hullámok követték, Lengyelországban, Franciaországban, illetve Németország további területein. A betelepített állományok igen gyorsan elterjedtek a környező természetes vízfolyásokban, csatornákban, és napjainkra Európa leggyakoribb édesvízi tízlábú rákja lett. Jelenleg legalább húsz országból vannak biztos előfordulási adatai. Immár megjelent az Ibériai félszigeten, és a faj terjeszkedése során elérte Skandináviát is. A Brit-szigetekről első adata 1995-ből származik, egy akvarisztikai üzlet polcairól, természetes vízből először 2000-ben jelezték jelenlétét. Azóta egyre több helyről jelennek meg életképes populációkról szóló adatok. A faj Lengyelországból Fehéroroszországba történő húzódása az utóbbi tíz évben volt megfigyelhető. Olaszországból első adata 1991-ből származik, feltételezhetően haltelepítés során hurcolták be és jelenleg az észak-olasz területek közönséges rákfajának számít. A cifrarák fokozatosan terjeszkedik Európa keleti területei felé. Mára elterjedt Csehország nyugati területein, Magyarországon, és 2004-ben megtalálták Horvátországban és Szerbiában. A faj terjeszkedése minden bizonnyal folytatódni fog a Duna vonala mentén és rövidesen megjelenik Románia, Bulgária, illetve Ukrajna vízfolyásaiban is.

Magyarországon az első szabadon élő populációját 1985-ben mutatták ki, a Dunából. A publikáció szerzőinek véleménye szerint az itt élő cifrarákok nem a Németországból származó betelepítésből származnak, hanem az európai állomány természetes terjedése révén jutottak el Magyarországra is. Az elmúlt évek során a faj egyedei egyre több helyről kerültek elő a Dunából és annak mellékfolyóiból (pl. Ipoly, Sió, Sárvíz), illetve a folyóval közvetlen kapcsolatban álló mellékágaiból is ismert (Ráckevei-Duna, Apostagi-mellékág, Dömösdi-Holt-Duna). Ezen túlmenően rendszeresek fogásai a Tiszában (főleg Tiszafüred alatt) és vízrendszerének több vízfolyásában is (Körösök, Hortobágy-Berettyó, Zagyva). Legjelentősebb állományai a lassabb áramlási sebességgel rendelkező vízfolyásainkban jellemzőek. Kifejezetten kedveli a dús növényzeti borítottságot. A mesterséges csatornák igen kedvező élőhelyi adottságokat biztosítanak a fajnak, így nem véletlen, hogy a legnagyobb egyedsűrűségű populációi a Kiskunsági-főcsatornában, a Nádor-csatornában és a Nagykunsági-főcsatornában telepedtek meg. Nagyobb kiterjedésű állóvizeink közül a Tisza-tóban találhatóak a legjelentősebb állományai a fajnak. Az ország déli részén pedig Külső-Béda területe a leginkább érintett a cifrarák megtelepedésével. (46. ábra).



46. ábra. A cifrarák (Orconestes limosus) hazai elterjedése (BioAqua Pro adatbázisa alapján)

A cifrarák az első idegenhonos rákfaj, amelynek Európába történő betelepítése szándékosan történt. Ezzel a fajjal akarták pótolni a rákpestis következtében erősen megfogyatkozott, ugyanakkor gazdasági jelentőséggel bíró őshonos folyami rák (*Astacus astacus*) állományait. A betelepítés után hamar kiderült, hogy – több másik Észak-Amerikában őshonos tízlábú rákhoz hasonlóan – a cifrarák is terjeszti a rákpestist (THURÁNSZKY & FORRÓ 1987; DIÉGUEZ-URIBEONDO et al. 1997; LUDÁNYI et al. 2016), ő maga viszont immunis rá. A betelepítés-sorozatnak következtében így még jobban visszaszorultak az őshonos tízlábú rák fajok.

A cifrarák ökológiai igényei szempontjából nagyon hasonló a kecskerákhoz (*Astacus leptodactylus*), emiatt annak komoly kompetitoraként kell számon tartanunk.

Az inváziósan terjedő tízlábú rákok a mindenevők csoportjába tartoznak, amelyhez igen tekintélyes testméret is párosul, így kulcsfontosságú szerepet tölthetnek be a vízi ökoszisztémákban (STRAYER 2010, REYNOLDS & SOUTY-GROSSET 2012), és közvetlen, illetve közvetett hatást gyakorolnak a táplálkozási láncra (MOMOT 1995, MCCARTHY et al. 2006, TWARDOCHLEB et al. 2013). A cifrarák nagyobb testméretének köszönhetően több energiát igényel, mint őshonos társai, amelyet leginkább a vízben található makrogerinctelen szervezetekből fedez (WHITLEDGE & RABENI 1997, HOLLOWS et al. 2002, MAGOULICK & PIERCEY 2016). Ennek a tulajdonságuknak köszönhetően állományai jelentős változásokat tudnak előidézni a makrogerinctelen faunában. A faj megtelepedésének további hatásaként a partfalkárosítás is megemlíthető, hiszen beássa magát abba, így gyengítve annak állékonyságát [web20]. Halikrákkal és haltáplálékszervezetekkel is előszeretettel táplálkozik (SOUTY-GROSSET et al. 2006; ALDRIDGE 2011), ami a halászat és horgászat szempontjából jelent negatív hatást. Bioturbáció révén megváltoztathatja a mederfenék morfológiai viszonyait, a homok arányát a kavicsos rétegen, illetve az algaborítást, ezáltal hatással lehet a bentikus közösségek összetételére és denzitására. Mindenevőként csökkenti a makrofita borítást, befolyásolja a makrogerinctelen közösségek denzitását és összetételét, amely a vízi ökoszisztéma működésének megváltozásához vezet (VOJKOVSKÁ et al. 2014; ŠIDAGYTĖ et al. 2017).

7.2.2. A faj előfordulása a projekt területén

A projekt kezdete előtti időszak adatait és a projekt során gyűjtött adatok ***nem bizonyítják a faj állományának előfordulását az érintett területen***. A projektterület által lefedett víztestek között azonban vannak olyanok, ahol a faj megtalálhatja a számára megfelelő környezeti feltételeket, így jövőbeli megtelepedését nem lehet kizárni.

7.2.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

A Global Invasive Species Database szerint a faj terjedésének megakadályozására a leghatékonyabb módszer a megelőzés, kellő mélységű és mennyiségű információ szolgáltatásával meg lehetne előzni a faj újabb térhódítását.

Biológiai védekezéssel is kísérleteztek már, így a *Spiroplama penaeiled* nevű baktérium és a White Spot szindróma vírusának hatékonyságát vizsgálták meg egy közelrokon faj, az *Orconectes virilis* potenciális biológiai kontrolljának szempontjából (DAVIDSON et al., 2010). A baktérium 100%-os halálozást eredményezett, amikor közvetlenül a kísérleti alanyba injekciózták be. Az élő egyedek táplálékába (a kísérletben rák testrészek) injektált baktérium-kultúra azonban nem okozott mortalitást, vagyis a kannibál táplálkozás útján történő átvitel nem működőképes módszer. A White Spot szindróma vírus 100%-os halálozást eredményezett, bármely mérettartományba eső rák egyed esetében, közvetlen injektálás és fertőzött táplálékkal etetés útján is, amely arra enged következtetni, hogy a kannibalisztikus táplálkozás útján elterjedhet a vírus a megcélzott állományban. A tanulmány ugyanakkor megjegyzi, hogy más rákfajokra (a kísérletben *Procambarus clarkii*) ugyanilyen hatással van a vírus, ami a természetes élőhelyeken történő gyakorlati alkalmazhatóságot szinte a nullára csökkenti (őshonos fajok veszélyeztetése).

Fizikai úton történő védekezésre csalival töltött csapdákat (rákvarsa) alkalmaznak az egyedek befogására, így csökkentve az *O. limosus* populációk nagyságát. Ugyanakkor ez a módszer nem bizonyult hatásosnak a juvenilis és a termékeny nőstény egyedek befogásában. A kisebb tavak kármentesítésére teljes lecsapolást javasolnak, de az egyedek önbeásása miatt ez sem tekinthető teljesen sikeres módszernek (HOLDICH & BLACK 2007). Hatékonyan működhet a gyérítés olyan őshonos ragadozó halak betelepítése útján is, amelyek az üledékben található juvenilis egyedeket fogyasztják (HEIN et al. 2007).

A vízfolyáson lévő, keresztirányú barrierek (pl. víztározók zárógátjai) hatékonyan blokkolhatják a rákok terjedését, vagy legalábbis lassíthatják azokat, ugyanakkor ebben az esetben fennáll a lehetősége annak, hogy az akadály az adott vízterület más, fontos fajainak vándorlását, terjedését is befolyásolhatja (KERBY et al. 2005, GHERARDI et al. 2011).

A faj populációinak kémiai úton történő megtizedelésére eddig nem születtek kifejezetten hatékony módszerek. Franciaországban különböző szerves foszfát alapú rovarölőket teszteltek a Genfi-tóból származó cifrarák egyedek mortalitás-vizsgálata során, de igen alacsony mortalitást okozott és más élőlényekre is hatással volt (LAURENT 1995).

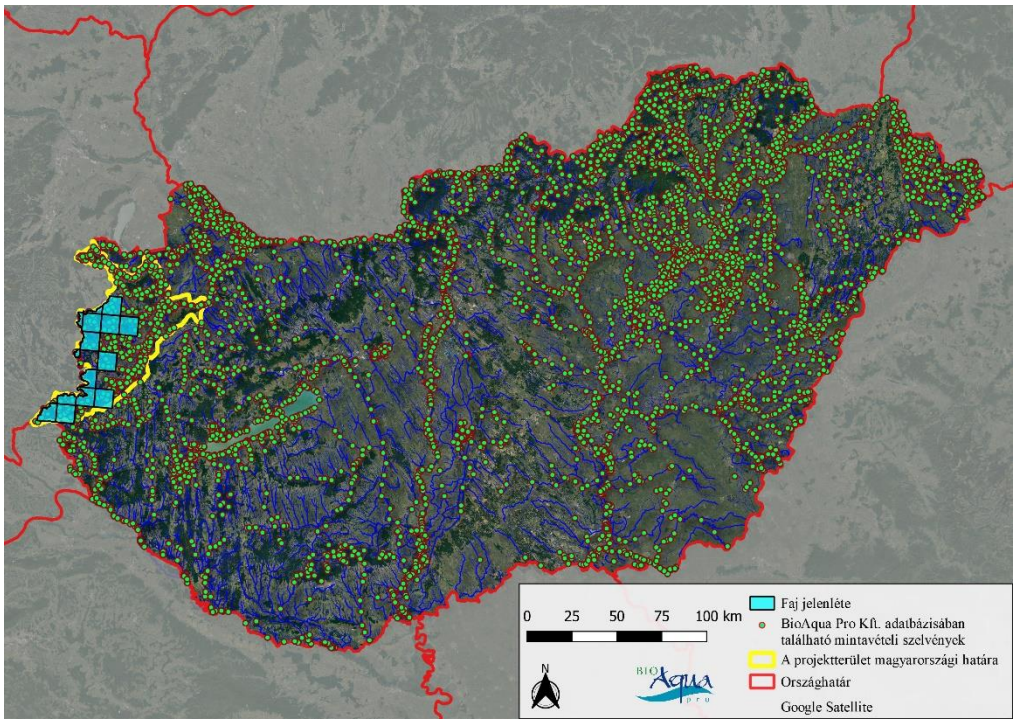
7.3. Jelzőrák – *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852)

7.3.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére

Legnagyobbra növő idegenhonos rákfajunk, nagyobb példányai a 18–20 cm-es nagyságot is elérhetik. Tágtűrésű faj, elviseli a magasabb hőmérsékletet, és akár a brakkvizet is. Nagyon sokféle élőhelyen előfordulhat: folyamok, folyók, kisvízfolyások mellett a hozzájuk kapcsolódó egyes állóvizekben is megjelenhet.

Észak-amerikai faj, eredeti elterjedési területe a Sziklás-hegység nyugati része, a mai Washinton, Oregon, Idaho (USA) és Brit-Kolumbia (Kanada) államok területe. Innen a múlt század elején az USA más államaiba (Kalifornia, Utah, Nevada) telepítették be, majd az 1960-as években hozták be Svédországba és Finnországba. Azóta 29 európai országban jelent meg, és terjed folyamatosan.

Magyarországi észlelései egyelőre a nyugati peremvidékre korlátozódnak: Pinka teljes hazai szakasza, Rába felső szakasza, Lapincs, Gyöngyös, Arany-patak, Répce országhatárhoz közeli szakasza. A projektterületen kívül a Lajtából, a Murából, a Drávából és a Lendvából is ismert előfordulása. A fontosabb, nagyobb méretű populációinak lokalitásait, a fontosabb fertőzöttségi gócpontokat ezért a következő fejezetben részletezzük. (47. ábra).



47. ábra. A jelzőrák (Pacifastacus leniusculus) hazai elterjedése (BioAqua Pro adatbázisa alapján)

A jelzőrák a folyami rákéhoz (*Astacus astacus*) hasonló ökológiai igényekkel rendelkezik. Észak-Amerikában nem ásnak maguknak üregeket, de Európában a folyami rákhoz hasonlóan lyukakat hoz létre a mederoldalban (HOLDICH & REEVE 1991, [Web 22]). Opportunista politrofikus fogyasztóként detrituszt is fogyaszt, így fontos szerepet játszik a halott szerves anyagok lebontásában és mineralizációjában. Jelentős trofikus nyomást (fogyasztás) gyakorolhat a makrofitákra, vízi rovarokra, csigákra, bentikus halakra és kétéltű lárvákra. Számos tanulmány rámutat arra, hogy a jelzőrákok erősebb hatással vannak az tápláléklánc szerkezetére, mint az őshonos rákok (GUAN & WILES 1997, NYSTRÖM 1999, 2002). A meghódított víztestek élővilágát azáltal is veszélyeztetik, hogy nagyobb testméretüknek köszönhetően sokkal több táplálékra is van szükségük, ami jelentős hatással lehet adott terület makrogerinctelen együttesére (ALBERTSON & DANIELS 2016, AXELSSON et al. 1997, NYSTRÖM et al. 2001, DORN & MITTELBACH 2004, USIO & TOWNSEND 2004, MCCARTHY et al. 2006, JACKSON et al. 2014, JAMES et al. 2014, MOORHOUSE et al. 2014, VAEßEN & HOLLERT 2015, JAMES et al. 2015, PARKYN et al. 2001). A jelzőrákok megjelenésének legsúlyosabb következménye a folyami rákok pusztulása, amelyet a rákpestis átterjedése okozott (ALDERMAN 1997). Az őshonos európai rákfajok nem mutatnak ellenállást a betegséggel szemben és a pusztulásukhoz vezet, az észak-amerikai rákfajok azonban megbetegedés nélkül tudják hordozni és terjeszteni ezeket a parazita betegségeket (UNESTAM 1972, EVANS & EDGERTON 2002). Azokban a folyóvizekben, ahol a jelzőrák populáció kialakul, kicsi az esély az őshonos rákok állományainak fennmaradására. Külföldi kutatások alapján a faj terjedési rátája felvízi és alvízi irányba is igen hatékony, ami tovább növeli a vízi ökoszisztémákra gyakorolt negatív hatását (HUDINA et al. 2017).

7.3.2. A faj előfordulása a projekt területén

A 2000 és 2018 közötti időszakban 9 ETRS hálónégyzetben volt bizonyított a jelzőrák jelenléte. A faj állományai kimutatásra kerültek az alábbi vízterekből: Arany-patak, Gyöngyös, Lapincs, Nyeste-Nyárs-patak, Pinka, Rába, Répce. A projekt keretében végzett felmérések a faj egyedeinek jelenlétét már 11 ETRS hálónégyzetből igazolták, az alábbi vízfolyásokból: Arany-patak, Gyöngyös-patak, Hármos-patak-mellékága, Láhn-patak, Nyeste-Nyárs-patak, Pinka, Rába, Répce, Strém-patak. A jelzőrák jelenléte jelenleg a nyugati határszélre koncentrálódik, jól mutatva a faj Ausztria felől történő terjedését (*48. ábra, 6. táblázat*)

Érintett ETRS hálónégyzet	A faj bizonyított elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi területén
E479N266	Lapincs (Szentgotthárd), Rába (Alsószölnök), Rába (Szentgotthárd)
E480N266	Rába (Csörötnek), Rába (Rábagyarmat), Rába (Szentgotthárd)
E480N267	Láhn-patak (Rönök)
E480N271	Hármos-patak-mellékága (Kőszeg)
E481N267	Pinka (Kemestaródfa), Pinka (Magyarnádalja), Pinka (Pinkamindszent), Pinka (Vasalja), Strém-patak (Kemestaródfa)
E481N268	Pinka (Szentpéterfa)
E481N270	Arany-patak (Dozmat), Arany-patak (Torony), Gyöngyös-patak (Gencsapáti), Nyeste-Nyárs-patak (Torony)
E481N271	Gyöngyös (Kőszeg), Gyöngyös (Kőszegdoroszló), Gyöngyös (Lukácsháza)
E481N272	Gyöngyös (Kőszeg), Gyöngyös-patak (Kőszeg)
E482N267	Pinka (Körmend), Rába (Körmend)
E482N269	Gyöngyös (Táplánszentkereszt)
E482N271	Répce (Csepreg)
E482N272	Répce (Csepreg), Répce (Répcevis), Répce (Szakony)
E483N271	Répce (Bő)

6. táblázat. A jelzőrák (Pacifastacus leniusculus) előfordulási adatai a projektterület nyugat-magyarországi részén (vízfolyás és érintett külterület)

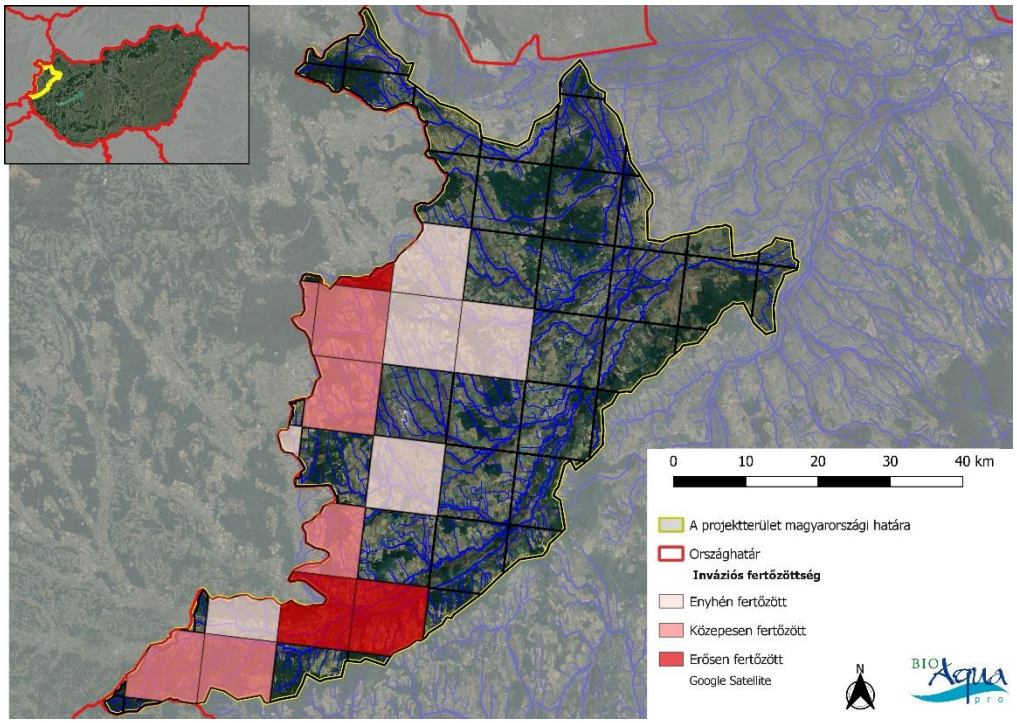
A faj elterjedési viszonyaira vonatkozó eredmények faunisztikai és mennyiségi mintavételekből is ismertek. Bár a faunisztikai eredmények kevéssé alkalmasak a denzitás értékek becslésére, a mintavételezésre fordított – általában ugyanolyan hosszúságú – időtartam alatt megfogott egyedek száma irányadó lehet arra nézve, hogy mely víztestek a legfertőzöttebbek a jelzőrák állományokkal. Természetesen a mennyiségi adatsorok pontosabb becslést tesznek lehetővé.

Az eddigi ismereteink azt mutatják, jelentős fertőzési gócpontok találhatók ***a Pinkában (teljes hazai szakasz, különösen Kemestaródfa és Körmend), a Strém-patakban (Kemestaródfa), az Arany-patakban (Dozmat) és a Gyöngyösben (Kőszeg)***. Eddigi kutatások felhívják a figyelmet arra, hogy a kisvízfolyások makroszkópikus vízi gerinctelen közösségére a jelentősebb jelzőrák állomány nagy mértékű negatív hatást tud kifejteni, így az Arany-patak és a Gyöngyös vízi makroszkopikus gerinctelen közösségének érintettsége lehet a legjelentősebb.

A jelzőrák jelenléte jelentős hatással lehet több makrogerinctelen taxoncsoport egyedsűrűségére és fajszámára is, így a kérészek, szitakötők és tegzesek fajszáma jóval alacsonyabb ott, ahol a jelzőrákot kimutattuk, mint a fertőzöttségtől teljesen mentes vízterekben. Az egyedsűrűség értékek is jóval alacsonyabbak voltak a jelzőrák jelenlétekor a bogarak, kérészek, piócák, tegzesek és szitakötők esetében.

Kevésbé fertőzött a Rába, a Répce, a Láhn-patak és a Hármos-patak-mellékága (Kőszeg). A Rábában a jelzőrákot a 158. fkm-ig (Körmend) mutattuk ki, innen a torkolat felé haladva már nem igazoltuk a jelenlétét, azonban terjedésére jó eséllyel számíthatunk a jövőben. Irodalmi adatokból tudjuk, hogy a faj terjedése rendkívül intenzív, így a Rába alsóbb szakaszain történő megjelenése mind a Rába felsőbb szakaszai felől, mind pedig annak mellékvízfolyásai felől várható. A Répcében már a Bőig, míg a Gyöngyösben Táplánszentkeresztig (30–31. fkm) hatolt a faj.

A ***Hármos-patak-mellékágában (Kőszeg)*** *é*szlelt előfordulás különös figyelmet érdemel, hiszen a faj állományainak megjelenése a kövirák (*Austropotamobius torrentium*) Kőszegi-hegységben található utolsó élőhelyeit veszélyezteti.



48. ábra. A jelzőrák (Pacifastacus leniusculus) előfordulása és a 10×10 ETRS hálónégyzetek fertőzöttsége a projekt nyugat-magyarországi területén

7.3.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

MOORHOUSE és munkatársai 2014-ben megjelent publikációjukban számolnak be arról a néhány hónapig tartó kísérletükről, amely során a Temze két mellékágából csapdázásos módszerrel 6181 jelzőrák egyedet távolítottak el. Az egyedek eltávolítása előtt és után is elvégezték a makrogerinctelen fauna felmérését, amely eredményeként azt kapták, hogy a makrogerinctelenek száma és fajgazdagsága is növekedett a beavatkozás elvégzése után.

Érdekes módon azonban nem csupán fizikai úton lehet csökkenteni a jelzőrák makrogerinctelen szervezetekre gyakorolt negatív hatását. JAMES és munkatársai (2015) a *P. leniusculus* és annak egyik ektoparazitájának a *Xironogiton victoriensis*nek (Annelida: Clitellata) a kapcsolatát vizsgálták. Arra a következtetésre jutottak, hogy az *X. victoriensis* fertőzés – az agresszió és a táplálékszerzési hatékonyság csökkentése útján – megzavarhatja a jelzőrák populációk struktúráját és befolyásolhatja inváziós dinamikájukat. Egy másik cikk (MARTÍN-TORRIJOS ET AL. 2018) ugyanakkor felhívja a figyelmet arra, hogy a *X. victoriensis*-t megtalálták egy európai őshonos rákfaj (*Austropotamobius pallipes*) egyedein is, ami – a legnagyobb elővigyázatosság elvét szem előtt tartva – kizárja a fajnak, mint biológiai védekezés eszközének természetes élőhelyeken történő alkalmazási lehetőségét.

Kémiai úton történő védekezésre is találhatunk példát a szakirodalomban (STEBBING et al. 2003), itt a feromonok útján történő megtévesztés eszközét használták. A kutatók kísérleteik során ivari, stressz és riasztó feromonokat helyeztek rákcsapdákba, terepi és laboratóriumi körülmények között. Az ivari feromonok csak a hím egyedekre hatottak, míg a stressz és riasztó feromonok mind a két nemre egyformán hatást gyakoroltak, utóbbi sokkal hatékonyabb is volt. Összevetve a táplálékcsapdákkal, a feromonok ugyanolyan hatásos, vagy még hatékonyabb csalinak mondhatók. Emellett nem elhanyagolható körülmény, hogy hatásuk fajspecifikus, így nem kerülnek befogásra más, esetleg őshonos rákfajok egyedei. A módszer hátránya, hogy természetes körülmények között igen nehéz meghatározni a megfelelő feromon-koncentrációt.

A legtöbb országában a nem őshonos rákfajok élő egyedeinek behozatala nem engedélyezett (SKURDAL et al. 1999). Lettországban az élő egyedek bevitele megengedett, de állatorvosi bizonyítványra van szükség (ARENS & TAUGBØL 2005). Az élő rák egyedek természetes vizekben történő tartásához valamennyi országban a hatóságok engedélye szükséges, a hatékony ellenőrzés és végrehajtás hiánya azonban problémát jelent.

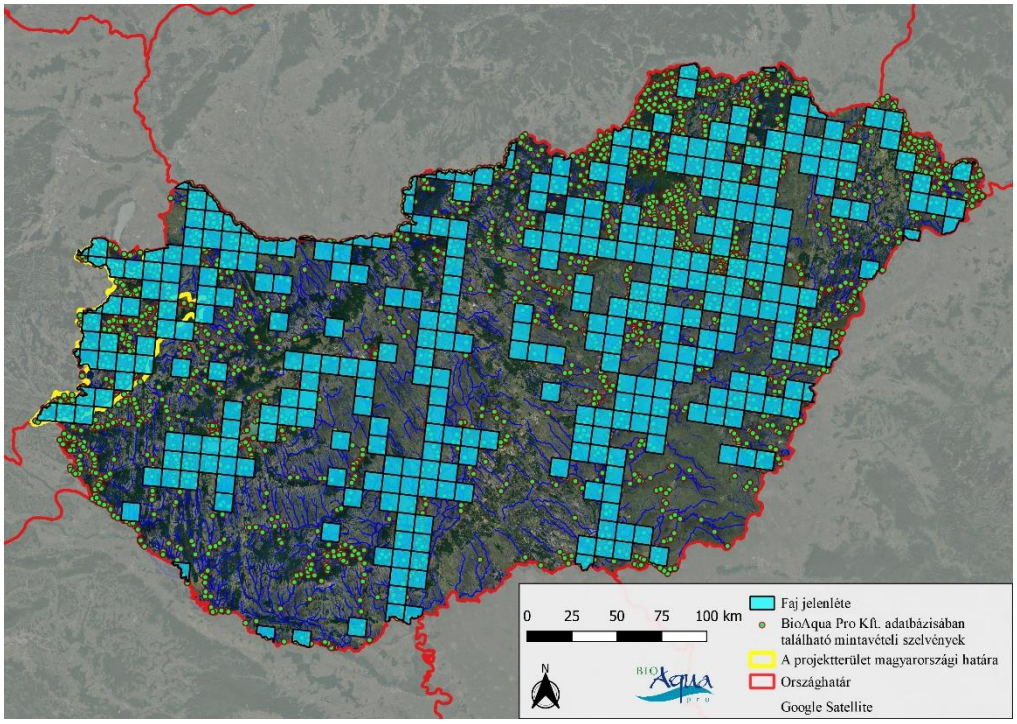
7.4. Tömzsi hólyagcsiga – *Physella acuta* (Draparnaud, 1805)

7.4.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére

Tágtűrésű csigafaj, szinte mindenféle víztípusban képes megtelepedni, a szennyezett vizekben is előfordul. Elsősorban áramló vízterek potamális élettájékán, béta-alfa-mezoszaprób vizekben él, de állóvizekben is megtalálható. Legelő, aprító táplálkozásmódot folytat. Kőszórásokon, víz alá merült fákon, mocsári növényzeten és hínarasokban is megtelepszik. Természetes körülmények között évente két generáció fejlődik ki.

Eredeti elterjedési területe Észak-Amerika keleti és középső része, de mára az egész világon (Eurázsia, Afrika, Óceánia) elterjedt. Európába valószínűleg a 19. században, vagy azelőtt került. Európában Svédországtól a Kanári-szigetekig, Nagy-Britanniától Oroszországig megtalálható. Előfordul Indiában, Japánban és Francia-Polinéziában is.

Első hazai észlelése 1938-ban történt, Pécsen. A hazai vizekbe kerülésének módja nem ismert, de mára az ország folyó- és állóvizeiben széles körűen elterjedt, gyakori faj. Eddigi kutatások alapján a legnagyobb egyedsűrűségű állományok a Tisza vízrendszerében a Bodrogban, a Keleti-főcsatornában, a Kiskunsági-főcsatornában, a Köselyben és magában a Tiszában találhatóak. A Duna vízrendszeréből ugyancsak ismert, így a Dömsödi-Holt-Dunából, a Nádor-csatornából, a Ráckevei-Dunából és a Sárvíz-malomcsatornából ismertek a jelentősebb állományai a fajnak. Azonban a felsoroltak csupán ízelítőt nyújtanak arról, hogy milyen széles ökológiai valenciával rendelkezik a faj (49.).



49. ábra. Az tömzsi hólyagcsiga (Physella acuta) hazai elterjedése (BioAqua Pro adatbázisa alapján)

A hazai csigafajok állományaira, illetve a meghódított vízterek ökológiai állapotára gyakorolt hatása kevéssé ismert, őshonos fajokra gyakorolt jelentős mértékű negatív hatásról egyelőre nem tudunk (SPYRA & STRZELEC 2014). Külföldi irodalmak alapján elmondható, hogy igen széles ökológiai valenciájának köszönhetően üres ökológiai niche-ket is be tud népesíteni. Mivel rendkívül módon ellenálló a szennyezések hatásaival szemben (pl. nehézfém), olyan vízterekben is meg tud telepedni, ahol őshonos fajaink már nem képesek megélni (SPYRA ET AL. 2019).

A faj humán szempontból is jelenthet veszélyforrást, mivel egyik köztigazdája az *Echinostoma revolutum* nevű laposféreg-fajnak (BENELLI et al. 2015), amely emberi szervezetbe kerülve – legsúlyosabb esetben – vérzéses bélgyulladást okozhat.

7.4.2. A faj előfordulása a projekt területén

A projekt előtti időszakban 16 ETRS hálónégyzetben igazoltuk a faj előfordulását, ezen belül is 12 víztestet érintett a faj elterjedése: Brennbergi-tározó, Csörnöc-Herpenyő, Kardos-ér, Ikva, Szalamandra-tó, Kavicsbánya-tó I., Kavicsbánya-tó II, Pinka, Rába, Répce, Sorok, Tardosa-csatorna.

A projekt során végzett vizsgálatok alapján a faj elterjedése 17 ETRS hálónégyzetet és 17 víztestet érint. A projekt során az alábbi víztestekből újonnan kerültek kimutatásra a tömzsi hólyagcsiga állományai: Boldogasszony-patak, Bolygó-patak, Bozsoki-patak, Csörgető-patak, Doroszlói-patak, Hársas-patak, Hársas-tó, rumi holtmeder, Ikva, Kis-Rába, Liget-patak, Perint, Strém-patak, Szerdahelyi-patak, Tamás-árok (7. táblázat és 50.).

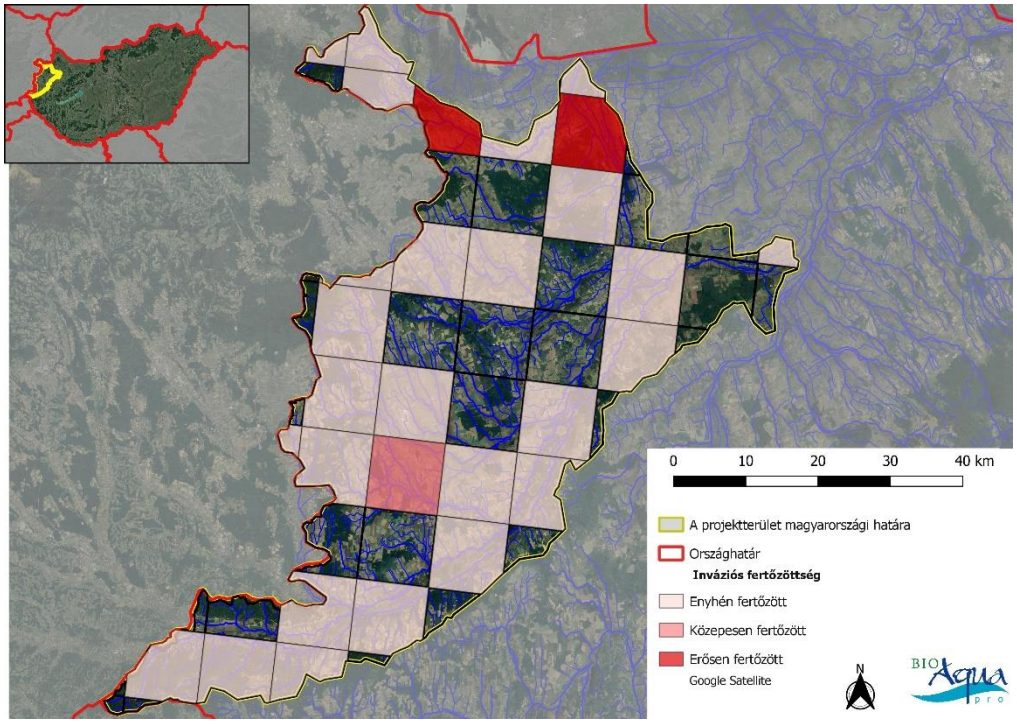
Érintett ETRS hálónégyzet	A faj bizonyított elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi területén
E479N266	Rába (Alsószölnök), Rába (Szentgotthárd)
E480N266	Hársas-patak (Szentgotthárd), Hársas-tó (Szentgotthárd), Kavicsbánya-tó I. (Rátót), Kavicsbánya-tó II. (Rátót), Rába (Magyarlak)
E480N269	Pinka (Felsőcsatár)
E480N275	Brennbergi-tározó (Ágfalva)
E481N266	Rába (Gasztony)
E481N267	Strém-patak (Kemestaródfa)
E481N269	Bolygó-patak (Ják)
E481N270	Bozsoki-patak (Bucsu)
E481N271	Doroszlói-patak (Kőszegdoroszló), Szerdahelyi-patak (Kőszegdoroszló), Tamás-árok (Kőszeg)
E481N274	Ikva (Sopron), Szalamandra-tó (Sopron)
E481N275	Ikva (Sopron), Liget-patak (Sopron)
E482N267	Csörnöc-Herpenyő (Körmend), Rába (Körmend)
E482N269	Perint (Balogunyom), Perint (Szombathely), Sorok (Sorokpolány)
E482N270	Perint (Szombathely)
E482N272	Boldogasszony-patak (Csepreg), Répce (Répcevis)
E482N274	Csörgető-patak (Pereszteg), Ikva (Kópháza), Ikva (Nagycenk)
E483N268	holtmeder (Rum)
E483N269	Sorok (Gyanógeregye), Sorok (Sorkifalud), Sorok (Sorkikisfalud)
E483N274	Ikva (Fertőendréd), Ikva (Nagylózs)
E484N270	Rába (Ikervár)
E484N274	Ikva (Fertőd), Ikva (Agyagosszergény), Ikva (Fertőendréd), Kardos-ér (Agyagosszergény), Kis-Rába (Kapuvár)
E484N275	Ikva (Fertőd)
E485N271	Rába (Uraiújfalu)
E485N272	Kis-Rába (Rábakecöl)
E485N274	Tardosa-csatorna (Babót)
E487N272	Rába (Várkesző)

7. táblázat A tömzsi hólyagcsiga (Physella acuta) előfordulási adatai a projektterület nyugat-magyarországi részén (vízfolyás és érintett külterület)

A tömzsi hólyagcsiga elterjedését faunisztikai és mennyiségi típusú felmérésekkel is vizsgáltuk. Széles ökológiai valenciájának köszönhetően szinte minden típusú víztérben megtalálható, megtelepedésének egyedüli feltétele a legalább minimális makrofita borítottság. Ezen tulajdonságából kifolyólag, a projektterület számos vízterében megtalálható és a vízfolyások szinte teljes hosszszelvényét lefedi az előfordulásuk.

A felmérési eredmények alapján a legfertőzöttebb víztér-részletek ***az Ikvában (Fertőd, Nagycenk), a Perintben (Balogunyom) és a Kardos-érben (Agyagosszegény)*** vannak.

A többi víztérben a faj kisebb előfordulási gyakorisággal vagy alacsonyabb egyedsűrűségű állományokkal jellemezhető, ezért ezeket a szakaszokat csupán enyhén fertőzöttnek tekinthetjük.



50. ábra. Az tömzsi hólyagcsiga (Physella acuta) előfordulása és a 10×10 ETRS hálónégyzetek fertőzöttsége a projekt nyugat-magyarországi területén

7.4.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

A hazai és külföldi irodalomban is igen kevés információ található a faj visszaszorítása érdekében tett intézkedésekről, mivel jelenlétének negatív ökológiai hatása nem ismert, így terjedésének megakadályozása sem szerepel a (természetvédelmi) kezelések központi kérdései között. Az ipari kenderben és a komlóban található esszenciális olajok bioaktivitásának vizsgálata (BEDINI ET AL. 2016) során tesztalanyként *Physella acuta* egyedeket is felhasználtak. A vizsgálatok eredményeként megállapították, hogy a kenderolaj 100%-os hatékonysággal, a komló pedig valamivel kisebb arányban, de szintén hatékonyan elpusztította a *P. acuta* egyedeket. Ha tehát a jövőben valahol szükségessé válna a faj visszaszorítására intézkedéseket tenni, akkor a fentebb említett növényi származékok szóba jöhetnek – természetesen a vízi életközösségekre és különösen az egyes fajokra vonatkozó széles körű vizsgálatok megnyugtató eredményeinek birtokában.

A közönséges cickafark (*Achillea millefolium*) és néhány egyéb, a Mediterráneumban fellelhető növényfaj (pl.: *Haplophyllum tuberculatum, Citrus sinensis, C. limon, C. aurantium*) olajai szintén hatékonyan használhatóak a *P. acuta* populációinak gyérítésére (BENELLI et al. 2015).

SEELAND és munkatársai (2012) gombaölőszerek különböző koncentrációjú készítményeinek hatását vizsgálták a *Physella acuta* különböző fejlődési stádiumában lévő egyedein 15, 20 és 25°C-on. A vizsgálatok során a *Physella acuta* nagyon érzékenyen reagált a gombaölőszerre, és azt is megállapították, hogy a szer toxicitása életciklus-specifikus. Ugyanakkor a vizsgált szer (pyrimethanil) hatását a vízi szervezetekre több tanulmány is vizsgálja, melyek potenciális vagy tényleges negatív hatást (toxicitás) mutattak ki, például kétéltű fajokra vonatkoztatva.

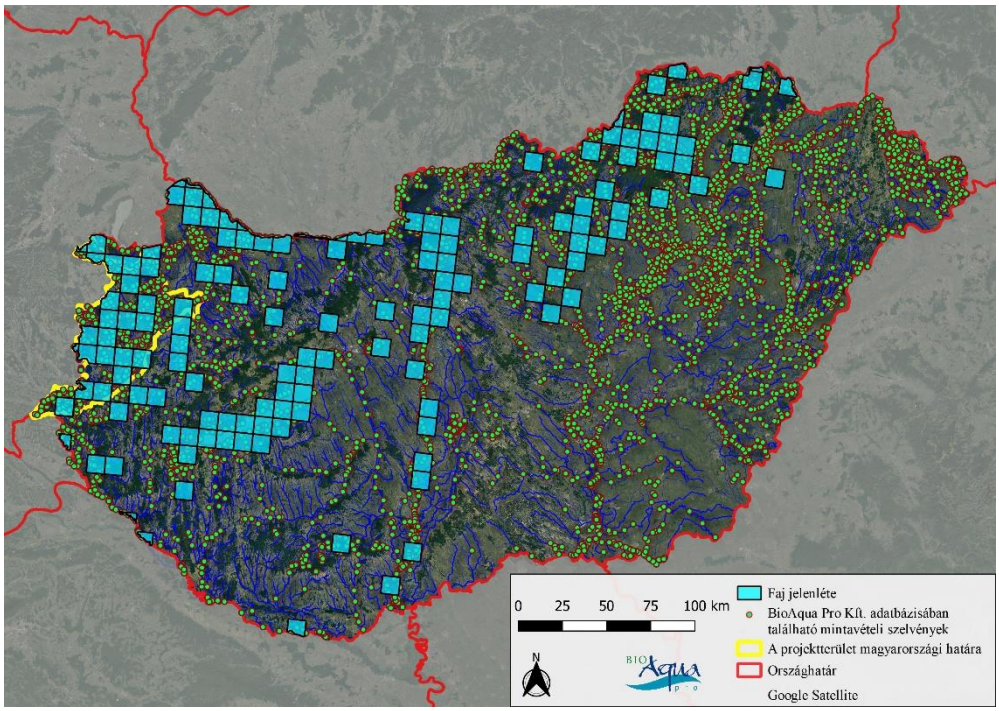
7.5. Új-zélandi iszapcsiga – *Potamopyrgus antipodarum* (J. E. Gray, 1843)

7.5.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére

Az új-zélandi iszapcsiga változatos élőhelyeken előforduló faj. Tározókban és tavakban éppúgy megtalálható, mint vízfolyásokban, elviseli akár a 17–24%-os oldott sótartalmat is, így folyótorkolatokban sem ritka. Denzitása általában a magas elsődleges produktivitású, egyenletes áramlású élőhelyeken a legnagyobb. Változatos mederanyagú vizekben élhet (iszapos, homokos, kavicsos, köves), jellemző a növényzetben való előfordulása. Képes túlélni bizonyos fokú kiszáradást is, és a hőmérséklet változásait is tág határok között képes elviselni. Terjedését nagyban elősegíti a faj ellenállóképessége, továbbá az, hogy a faj nőstényei parthenogenezissel is képesek szaporodni.

Az új-zélandi iszapcsiga eredeti elterjedési területe Új-Zélandra korlátozódik, ahonnan először az ausztrál kontinensre került, valószínűleg ivóvizes hordókkal. Európában először a Temze torkolatából került elő (1900-as évek), majd innen terjedt el az egész kontinensen, majd később Észak-Amerikában is.

Hazánkban 1977-ben találták először a Balatonban. A 2000-es évekig csupán a Balatonból, a Mosoni-Duna mellékágrendszeréből és a Tisza néhány mellékvízfolyásából ismertük. Azóta a Dunántúl és az Északi-középhegység folyóvizeinek jelentős részét és a nagyobb, nyíltabb állóvizek egy részét (pl. Balaton) is meghódította. Terjedése hajózás és víziszárnyasok útján is megvalósul, így mára már rendkívül sok vízteret benépesített. Jelenlegi ismereteink szerint, mennyiségi felmérések alapján a Sárvízben, a Séd-sárvízi-malomcsatornában, a Tarnóca-patakban, az Arany-patakban, a Répcében és a Balatonban is igen kiterjedt állományai élnek a fajnak. (51. ábra. Az új-zélandi iszapcsiga (Potamopyrgus antipodarum) hazai elterjedése(BioAqua Pro adatbázisa alapján)51. ábra).



51. ábra. Az új-zélandi iszapcsiga (Potamopyrgus antipodarum) hazai elterjedése(BioAqua Pro adatbázisa alapján)

A hazai csigafajok állományaira, illetve a meghódított vízterek ökológiai állapotára gyakorolt hatása kevéssé ismert, őshonos fajokra gyakorolt jelentős mértékű negatív hatásról egyelőre nem tudunk.

A Global Invasive Species Database leírása alapján a faj populációinak denzitása egyes víztestekben olyan méreteket is ölthet, hogy a bruttó elsődleges termelés 75%-át is felhasználhatja, uralja a másodlagos termelést azáltal, hogy a makrogerinctelen biomassza akár 97%-át is kiteheti, továbbá jelentősen befolyásolhatja a C és N ciklust.

A *P. antipodarum* kiszoríthat az élőhelyükről más gerinctelen fajokat, illetve versenyezhetnek az táplálékforrásokért, amely szintén negatív hatással lehet az őshonos faunára (ALONSO & CASTRO-DIEZ 2008, COWIE et al. 2009, DAVIDSON et al. 2008, HALL et al. 2006, KERANS et al. 2005).

A *P. antipodarum* a vízvezetékcsövekbe kerülve elzárhatja azokat, illetve a különböző vízháztartást szabályozó készülékeket, öntözőrendszereket is károsíthatja (PONDER 1988, ZARANKO 1997).

A *P. antipodarum* egyedei az azokat elfogyasztó halak emésztőrendszerében is túlélhetnek. Azok a halak, amelyek főleg ezzel a csigával táplálkoznak, veszíthetnek súlyukból, mivel számukra emészthetetlen a csiga (VINSON & BAKER 2008). Ezenkívül köztigazdája egy *Sanguinicola* nemzetségbe tartozó bakteriális kórokozónak, a vérmételynek is (GERARD & LELANNIC, 2003).

7.5.2. A faj előfordulása a projekt területén

Az új-zélandi iszapcsiga már a projekt előtti időszakban is igen kiterjedt elterjedési területtel bírt. Ebben az időszakban összesen 12 ETRS hálónégyzetből és 7 víztestből kerültek elő a faj állományai: Ablánc-patak, Ikva, Kardos-ér, Liget-patak, Rák-patak, Répce és Rába. A 2018–2019-es felmérések során 18 ETRS hálónégyzetből mutattuk ki a fajt, amely 15 vízfolyást foglal magába: Arany-patak, Boldogasszony-patak, Bozsoki-patak, Csörnöc-Herpenyő, Gyöngyös-patak, Ikva, Kozár-Borzó, Liget-patak, Perint, Pinka, Rák-patak, Répce, Sorok, Strém, Szünösei-patak. (8. táblázat és 52.)

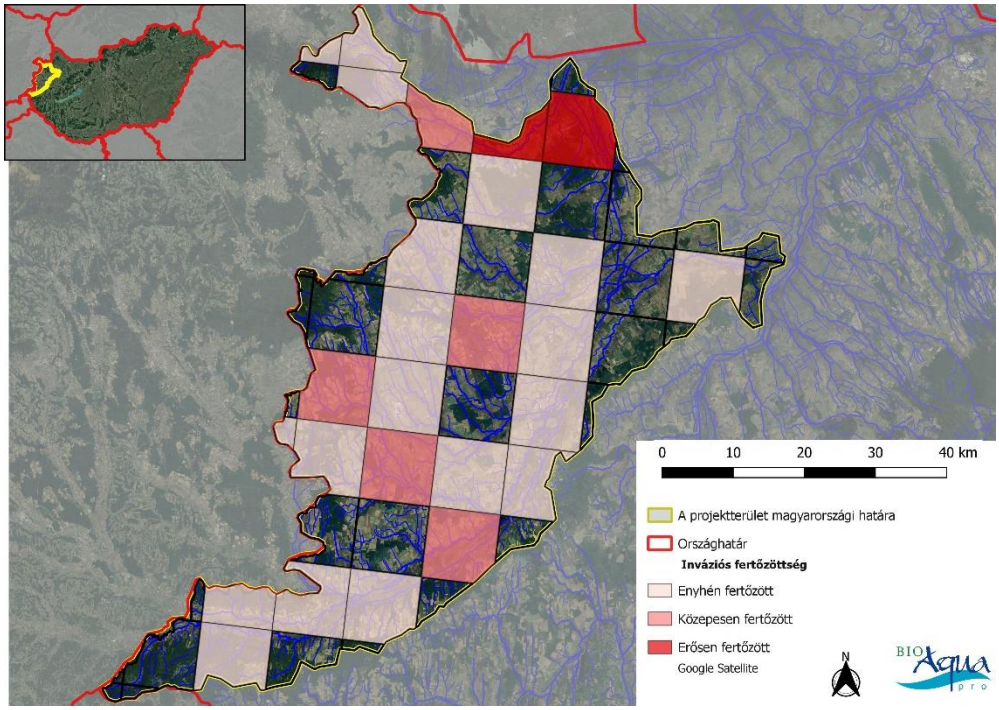
Érintett ETRS hálónégyzet	A faj bizonyított elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi területén
E480N275	Rák-patak (Sopron)
E481N267	Strém-patak (Kemestaródfa)
E481N269	Pinka (Pornóapáti)
E481N270	Arany-patak (Bucsu), Arany-patak (Szombathely), Arany-patak (Torony), Bozsoki-patak (Bucsu), Szünösei-patak (Sé)
E481N274	Ikva (Kópháza), Ikva (Sopron)
E481N275	Ikva (Sopron), Liget-patak (Sopron), Rák-patak (Sopron)
E482N267	Csörnöc-Herpenyő (Körmend)
E482N269	Perint (Balogunyom), Perint (Szombathely), Sorok (Sorkikápolna), Sorok (Sorokpolány)
E482N270	Arany-patak (Szombathely), Gyöngyös-patak (Szombathely), Kozár-Borzó (Söpte), Perint (Szombathely)
E482N271	Boldogasszony-patak (Csepreg), Kozár-Borzó (Kőszegpaty), Répce (Csepreg)
E482N272	Boldogasszony-patak (Csepreg), Répce (Csepreg), Répce (Répcevis), Répce (Szakony)
E482N274	Arany-patak (Nagycenk), Ikva (Kópháza), Ikva (Nagycenk), Ikva (Pereszteg)
E483N268	Sorok (Zsennye)
E483N269	Gyöngyös-patak (Vasszécseny), Sorok (Rábatöttös), Sorok (Sorkifalud)
E483N271	Ablánc-patak (Csepreg), Répce (Bük), Répce (Bő), Répce (Chernelházadamonya), Répce (Répceszentgyörgy)
E483N273	Kardos-ér (Újkér)
E483N274	Ikva (Fertőszentmiklós), Ikva (Ebergőc), Ikva (Nagylózs), Ikva (Röjtökmuzsaj)
E484N269	Rába (Meggyeskovácsi)
E484N271	Répce (Vasegerszeg)
E484N272	Répce (Csáfordjánosfa), Répce (Nagygeresd), Répce (Répceszemere), Répce (Vámoscsalád)
E484N274	Ikva (Fertőd), Ikva (Agyagosszergény), Ikva (Fertőendréd)
E486N272	Rába (Vág)

8. táblázat. Az új-zélandi iszapcsiga (Potamopyrgus antipodarum) előfordulási adatai a projektterület nyugat-magyarországi részén (vízfolyás és érintett külterület)

A projekt keretében végzett faunisztikai és mennyiségi típusú mintavételeink is kitűnően igazolják az új-zélandi iszapcsiga rendkívül erős kolonizációs képességét, amely a projektterület kisebb vízfolyásainak élénkebb áramlási sebességgel jellemezhető hossz-szelvényeiben érvényesül leginkább.

A felmért vízfolyások szinte mindegyikében kimutattuk a *P. antipodarum* példányait és az Ikva, a Répce és a Perint szinte teljes hazai hosszszelvényében megtalálhatóak populációi. A Pinkában jobbára Pornóapátinál és a felsőcsatári duzzasztómű felvízén fogtuk meg a faj példányait. A Rábában leginkább szigetszerűnek tekinthető az elterjedése, így Vág, Meggyeskovácsi (ikervári duzzasztó felvize) és Magyarlak (duzzasztó felvize) környékén mutattuk ki a faj jelenlétét. A legfertőzöttebb vízfolyásszakaszokat ***az Ikván (Agyagosszergény, Fertőendréd, Ebergőc, Nagylóc, Pereszteg), a Répcén (Chernelházadamonya, Répceszentgyörgy, Bük) az Arany-patakon (Dozmat, Szombathely) és a Perinten (Balogunyom)*** találtuk. Ezekben a vízterekben az egyedsűrűségük már olyan méreteket ért el, amely nagyságrendek esetében már feltételezhető a vízi ökoszisztémára kifejtett negatív hatása (pl. biomassza növekedés stb.).

A mennyiségi felmérések adatai szerint a legkevésbé fertőzött víztestek a Gyöngyös, a Rába, a Csörnöc-Herpenyő és a Strém.



52. ábra. Az Új-zélandi iszapcsiga (Potamopyrgus antipodarum) előfordulása és a 10×10 ETRS hálónégyzetek fertőzöttsége a projekt nyugat-magyarországi területén

7.5.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

A faj visszaszorításának érdekében tehető intézkedések a Global Invasive Species Database alapján több csoportba sorolhatók.

A *P. antipodarum* fizikai úton történő visszaszorítása a legnagyobb hatékonysággal viszonylag kis méretű, elszigetelt élőhelyeken valósítható meg, mint például kis tavak, öntözőcsatornák és halkeltetők. Ezeknek az élőhelyeknek a teljes (!) lecsapolása után az üledék felmelegedik és teljesen kiszárad, vagy (télen) megfagy, ami megsemmisíti a *P. antipodarum* egyedeit [web23] A lángszórókat is hatékonyan alkalmaztak már halneveldék leengedett tavaiban (RICHARDS et al. 2004a; DWYER et al. 2003). A mesterségesen kialakított, hidrociklikus szeparációra kifejlesztett berendezések is gátolhatják a faj terjedését [web23].

Richardson és munkatársai szerint (2004) a *P. antipodarummal* „szennyezett" csatornák, vezetékek, vízháztartást szabályozó műtárgyak stb, jó eséllyel megtisztíthatóak a fajtól szárítás vagy fagyasztás segítségével, ahogy azt a fentebbi bekezdésekben is tárgyaltuk.

A vízi rendszerek kémiai kezelése igen korlátozottan használható, mivel ez kockázatos lehet a kezelt és csatlakozó víztestek élővilágára nézve. A kémia kezelés szintén kisebb kiterjedésű, főleg állóvizek esetében célravezető. A Bayer 73 réz-szulfát és 4-nitro-3-trifluor-metil-fenol-nátriumsó (TFM) képezi az alapját a kémiai védekezés során használt anyagoknak. Az egyetlen molluscicid anyag, amelyről közzétették, hogy a *P. antipodarum* elleni védekezés kapcsán vizsgálták, a Bayluscide (niklosamid), mellyel csaknem 100%-os mortalitást sikerült elérni (MCMILLIN & TRUMBO 2009). Azt is közli ugyanakkor a cikk, hogy a szer toxicitása hasonló a többi csigafajra, a kagylókra és a halakra nézve is.

A GreenClean® PRO nevű, nem réz alapú algaölő szer hatékony eszköznek bizonyult a *P. antipodarum* terjedésének megelőzésében és populációik eltávolításában, azonban ezt a szert eddig csak laboratóriumban tesztelték [web23].

Biológiai védekezés során a *P. antipodarum* parazitáit lehetne bevetni, mint potenciális kontroll módszer. A trematoda-parazita biológiai kontrollként alkalmazható hatékonyságát és specifitását vizsgáló tanulmányok ígéretes eredményeket mutattak (DYBDAHL et al. 2005, [web23]), a *Microphallus* sp. élősködőről kimutatták, hogy rendkívül specifikus és hatékony a *P. antipodarum* legtöbb genotípusában (DYBDAHL & LIVELY 1998 in NZMS WORKING GROUP 2007).

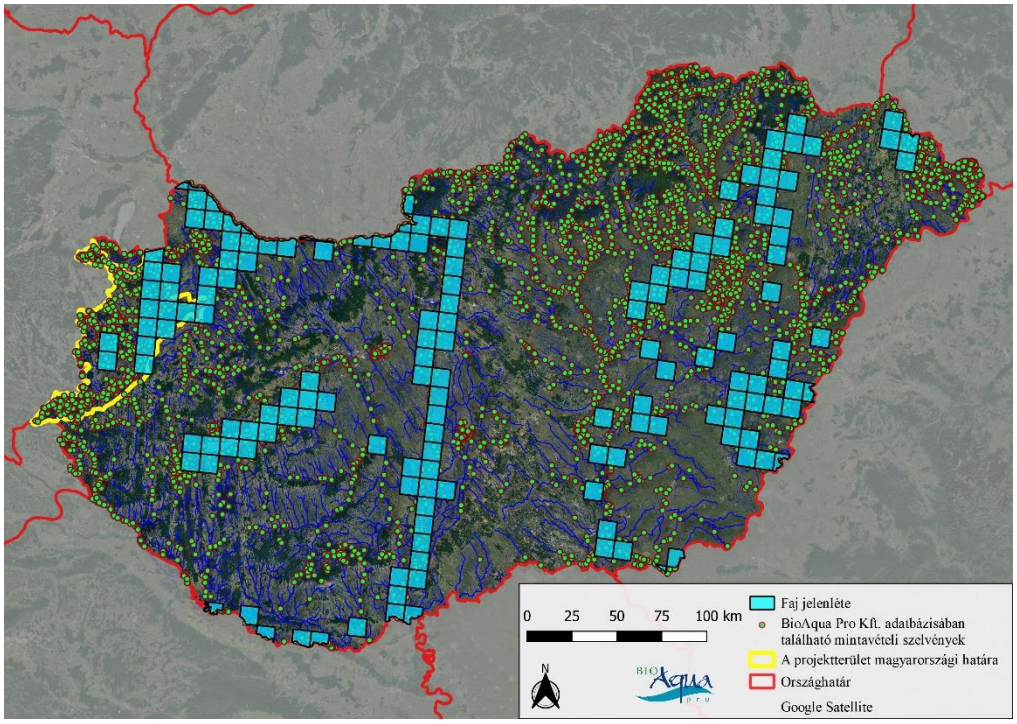
7.6. Kosárkagyló fajok – *Corbicula* spp.

7.6.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére

Két, hasonló ökológiai igényű és viselkedésű, viszonylag nehezen megkülönböztethető fajt tárgyalunk itt egyben, egyik a *C. fluminea* (O. F. Müller, 1774), másik a *C. fluminalis* (O. F. Müller, 1774). A két faj taxonómiai viszonya vitatott, egyes szerzők vitatják a külön fajba sorolást. Kis termetű (< 28 mm) kagylófajok, az aljzat felszínén, vagy abba félig besüllyedve szűrik a vizet. Kagylók viszonylatában nagyon aktív hely- és helyzetváltoztatásra képesek, ez teszi lehetővé, hogy olyan helyeket is benépesítsenek (pl. sodorvonal), ahol más vízi gerinctelen fajok alig-alig képesek megmaradni. Rendkívül gyors szaporodásúak, rövid idő alatt hatalmas állományaik alakulhatnak ki.

A két faj eredetileg kelet- és délkelet-ázsiai elterjedésű, valószínűleg a hajózás közvetítésével (ballasztvíz útján) terjedt el az egész világon. Igen agresszívan terjeszkedő fajok.

Magyarországon először a Duna bajai szakaszán regisztrálták a *C. fluminea* előfordulását, 1997-ben. 2000 és 2010 között már a Duna teljes hazai szakaszát meghódította és már akkor lehetett sejteni, hogy a Tiszán alvízi irányból fölfelé terjedve további víztereket fog benépesíteni. Ez a következő évtized során be is igazolódott, hiszen populációi mára már a Körösöket is elfoglalták, csakúgy mint az itt található csatornákat (Nagykunsági-főcsatorna, Keleti-főcsatorna). A Dunából terjedt át a Rábára, a Mosoni-Dunára és az ezekkel kapcsolatban lévő vízfolyásokra is. Mára nagyobb folyóinkban nagy egyedszámmal található (Duna teljes hazai szakasza, Dráva, Rába, Répce, Tisza Vásárosnamény alatt, Bodrog, Hortobágy-Berettyó, Körösök, Maros), és egyes állóvizekben is előfordul (pl. Balaton). (53. ábra).



53. ábra. A kosárkagylók (Corbicula spp.) hazai elterjedése (BioAqua Pro adatbázisa alapján)

A kosárkagyló fajoknak a többi hazai kagylófaj állományaira, illetve a meghódított vízterek ökológiai állapotára gyakorolt hatása kevéssé ismert, azonban külföldi kutatások alapján számos veszéllyel kell számolnunk. Tömeges megjelenése olyan Európában őshonos fajokra lehet negatív hatással, mint a *Margaritifera margaritifera* (REIS 2003; GEIST & KUEHN 2005, SOUSA et al. 2008). Több európai és észak-amerikai víztérben, ahol a faj megjelent, igen gyorsan felváltotta az őshonos kagylóközösségeket (VAUGHN & HAKENKAMP 2001, SOUSA et al. 2008), nagy valószínűséggel erőforrás-konkurrensként (táplálék) jelentős negatív hatással van azok állományaira (SOUSA et al. 2005). A kosárkagyló fajok állományainak jelenléte közvetlen gazdasági károkat is okoz, egyes vízkormányzó művekben, illetve vízvezeték-rendszerekben való tömeges megjelenéssel, így például zsilipek mozgó elemein mechanikai akadályt képezhet, erőművek hűtővíz-rendszerét eltömítheti (POTTER & LIDEN 1986).

A kosárkagylók táplálkozási hatékonysága (szűrési rátája) messze felülemelkedik a hazai kagylófajok (*Sphaeridae*, *Unionidae*) szűrési hatékonyságán. Ezzel a tulajdonságukkal planktonikus közösségekre igen nagy hatással vannak (COHEN et al. 1984, LAURITSEN & MOZLEY 1989, LEFF et al. 1990). A szűrés során nagy mennyiségű őshonos kagylólárvát és glochidiumot és megemészthetnek, ezáltal is negatív hatást gyakorolva az őshonos kagylófaunára (MCMAHON 1991, STRAYER 1999). Igen hatékony szűrésük elősegíti a fény behatolását a víz mélyebb rétegeibe, ami (a lassú folyású vizekben) a makrofita vegetáció térhódítását lendítheti előre (PHELPS 1994; KARATAYEV et al. 2005a). A szesztont alkotó részecskéket ürülékként juttatja vissza a környezetbe (PROKOPOVICH 1965), ezáltal összekapcsolja a bentikus és pelágikus folyamatokat, hiszen szerves anyagokat használ föl mind az üledékből, mind pedig a vízoszlopból (LEFF et al. 1990, HAKENKAMP & PALMER 1999, COELHO et al. 2018, CHAPPEL et al. 2019). A faj makrozoobenthoszra gyakorolt hatása a nitrogén körforgásban és a nitrogén tartalmú anyagok újrahasznosításában játszik szerepet (YAMAMURO & KOIKE 1993). Az üledékek bioturbációja révén növeli az üledékek víz- és oxigéntartalmát, tápanyagokat és fémeket szabadít fel az üledékből a vízoszlopba juttatva (VAUGHN & HAKENKAMP 2001, CIUTAT & BOUDOU 2003). A kosárkagyló fajok hatással lehetnek ezáltal az élőhelyek szerkezetére, a biomineralizációra, az oxigénellátásra és a bentikus planktonikus közösség felépítésére. Tömeges jelenlétük megváltoztathatja a tápanyag-ciklust és a táplálkozási lánc szerkezetét, és megzavarhatja a közösség stabilitását (MATTICE 1979, PHELPS 1994, CROOKS 2002,

KARATAYEV et al. 2005b, KARATAYEV et al. 2007, SOUSA et al. 2009). GARCÍA és PROTOGINO (2005) kimutatták, hogy Dél-Amerika egyes folyóiban a kosárkagyló fontos táplálékforrás lehet a halak számára, ami viszont elősegítheti a nehézfémek felhalmozódását a magasabb trofikus szinteken (POURANG 1996). A kosárkagyló-fajok paraziták és egyéb kórokozók vektoraként is ismertek (SOUSA et al. 2008).

7.6.2. A faj előfordulása a projekt területén

A fajpár előfordulása a 2000 és 2018 közötti felmérések adatai alapján 3 ETRS hálónégyzetből és 3 vízfolyásból (Kardos-ér, Kis-Rába, Tardosa-csatorna) bizonyított. A 2018–2019. évi vizsgálatok során 11 ETRS hálónégyzetből igazoltuk a fajpár előfordulását és az adatok szerint 7 víztest ad otthont a *Corbicula* fajok populációinak: Csörnöc-Herpenyő, Gyöngyös-patak, Kis-Rába, Kőris-patak, Rába, Répce, Répce-árapasztó (9. táblázat és 54. ábra)

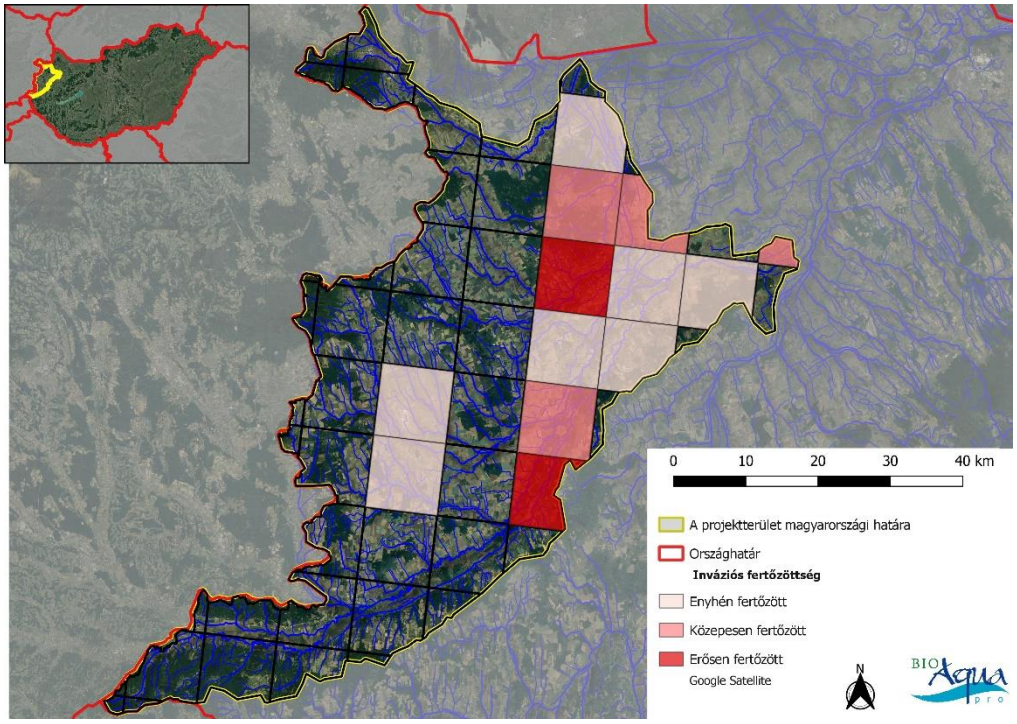
Érintett ETRS hálónégyzet	A faj bizonyított elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi területén
E482N269	Gyöngyös-patak (Szombathely), Gyöngyös-patak (Táplánszentkereszt)
E482N270	Gyöngyös-patak (Szombathely)
E484N269	Rába (Meggyeskovácsi), Rába (Rum)
E484N270	Csörnöc-Herpenyő (Sárvár), Csörnöc-Herpenyő (Sótony), Rába (Ikervár), Rába (Sárvár)
E484N271	Rába (Rábapaty), Rába (Sárvár)
E484N272	Répce (Répceszemere)
E484N273	Répce (Himod)
E484N274	Kardos-ér (Hövej), Kardos-ér (Vitnyéd), Répce (Hövej)
E485N272	Kis-Rába (Répcelak), Kőris-patak (Nick), Rába (Pápoc), Rába (Rábakecöl), Répce (Csánig), Répce-árapasztó (Rábakecöl), Répce-árapasztó (Répcelak)
E485N273	Kis-Rába (Beled)
E485N274	Tardosa-csatorna (Babót)
E486N272	Rába (Kemenesszentpéter)
E487N272	Rába (Várkesző)

9. táblázat. A kosárkagyló fajok (Corbicula spp). előfordulási adatai a projektterület nyugat-magyarországi részén (vízfolyás és érintett külterület)

A kosárkagylóknak rendkívül stabil, s gyorsan terjedő állományai élnek a projektterületen, amelyet a faunisztikai típusú mintavételeken túl a mennyiségi eredményeink is igazolnak.

A faunisztikai típusú mintavételek során megfogott egyedek száma alapján és a mennyiségi felméréseink eredményei alapján számított egyedsűrűség értékek alátámasztják, hogy ***a Rába (Ikervár és Meggyeskovácsi között: 99–107. fkm), a Répce (Gyóró térsége: 26–29. fkm között; Répcelak térsége: 36–42. fkm között), a Kis-Rába (Beled) és a Csörnöc-Herpenyő (torkolati szakasz)*** rendelkezik a legstabilabb *Corbicula* populációkkal, így ezek tekinthetők a legfertőzöttebb gócpontoknak a projektterületen. A Rábában eddig Rum térségéig mutattuk ki a fajt, tehát rohamos mértékben terjed a határmenti régiók felé, így jövőbeni előfordulása a felsőbb szakaszok mentén várható a jövőben.

A Gyöngyös, a Kőris-patak, a Kardos-ér és a Tardosa-csatorna kevésbé tekinthetők fertőzöttnek. A Gyöngyösön csupán Szombathely térségében a 30. és 37. fkm között fogtuk meg a kosárkagylók példányait. A Kardos-érben Vitnyédig húzódik el a faj jelenlegi elterjedési területe. A Kőris-patakban egyedül Nicknél, míg a Tardosa-csatornában Babótnál fogtuk meg a faj egyedeit.



54. ábra. A kosárkagyló fajok (Corbicula spp.) előfordulása és a 10×10 ETRS hálónégyzetek fertőzöttsége a projekt nyugat-magyarországi területén

7.6.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Az idegenhonos kagylófajok állományainak eltávolítása szinte lehetetlen és ha lenne is rá módszer, annak kivitelezése bizonyosan rendkívül költséges és valószínűleg erősen környezetkárosító lenne.

ALDRIDGE és munkatársai (2006) a *Dreissena* fajok visszaszorítására fejlesztett ki olyan „biolövedéket" (mikrokapszula alakban kijuttatott toxint) amely hatékonynak bizonyult. Ez a módszer nagy valószínűséggel bevethető a *Corbicula* állományok megtizedelésére is. Ha viszont erre a két fajra hatással bír a szer, fennáll a veszélye az őshonos kagylófajokra gyakorolt negatív hatásnak is.

Tapasztalati úton bizonyították (WERNER & ROTHHAUPT 2008), hogy a gyors vízszintcsökkenés az inváziós kagylófajok pusztulását okozhatja a víztározókban.

A faj terjedését a hajók, uszályok, vízkezelő műtárgyak, berendezések, eszközök (hálók) forró (50°C feletti) és klórozott vízzel történő tisztításával is meg lehet akadályozni (THOMPSON & SPARKS 1977, ALDRIDGE & MÜLLERS 2001).

A kosárkagylók biológiai úton történő kontrolálására eddig nem volt példa, habár kagylót fogyasztó rákokkal és halakkal esetleg lehetne a populációk sűrűségét csökkenteni (COVICH et al. 1981, ROBINSON & WELBORN 1988, PEREIRA et al. 2016).

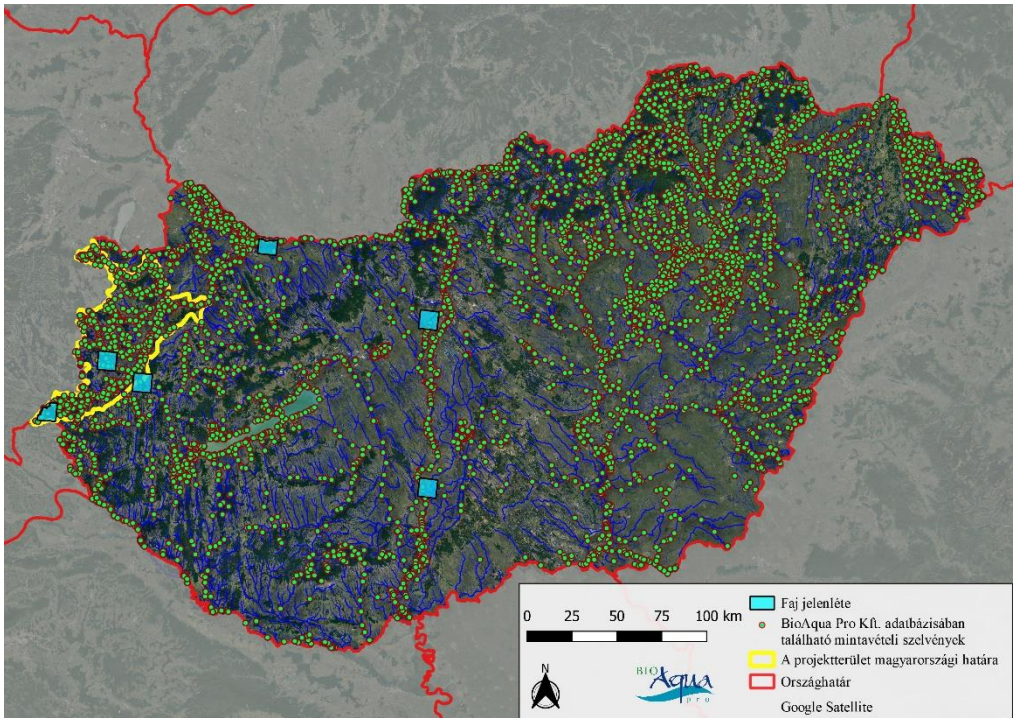
7.7. *Barbronia weberi* (nincs magyar neve)

7.7.1. A faj elterjedése, hazai előfordulása, terjedési dinamikája, és hatásai a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség összetételére

Ennek a hazánkban még frissen, 2018-ban kimutatott piócafajnak (LUDÁNYI et al. 2019) ökológiai igényeiről a nemzetközi irodalom alapján is keveset tudunk. Leginkább kisebb makrogerinctelen szervezetek (pl. csigák, vízi kevéssertéjű gyűrűsférgek, rovarlárvák) ragadozójaként ismert. Folyóvizekben ugyanúgy megtalálható, mint kisebb tavakban és tápanyagdús állóvizekben, de nagy valószínűséggel a makrovegetáció előfordulása és a kissé melegebb vízhőmérséklet kedvezően hat a faj megtelepedésére.

A faj eredeti elterjedési területe Afganisztán, Pakisztán, Jáva, Szumátra, Borneó, Korea és Délkelet-Kína. Eredeti elterjedési területe alapján tulajdonképpen az egyik legelterjedtebb piócafajként tartják számon. Európában először Angliában fogták meg az 1970-es években. Azóta folyamatos terjedést mutat, már Németországban, Olaszországban, Spanyolországban és Hollandiában is kimutatták a faj egyedeit.

Hazánkban elsőként 2018-ban mutatták ki a Dunában és a Perintben. További előfordulása várható, bármilyen, akár szennyezések által érintett víztestekben is. A 2018. évi kimutatása óta a fajnak további populációit mutattuk ki a Dunában és a Csörnöc-Herpenyőben. Jelen ismereteink szerint legnagyobb egyedsűrűségű állományai eddig a Dunában, Paks térségében találhatók. (55. ábra). A WeCon projekt terepei mintavételeinek lezárása után a pióca egyedei előkerültek Szentgotthárd térségéből is.



55. ábra. A Barbronia weberi hazai elterjedése (BioAqua Pro adatbázisa alapján)

Feltételezések szerint leginkább vízinövényzettel történő kereskedés során tud teret hódítani. Gyors növekedési rátájának és előbb említett terjedési mechanizmusának köszönhetően számos élőhelyet benépesíthet. Természetes úton is terjedhet, teknősök, víziszárnyasok révén, ugyanis azok béltraktusán való áthaladást is túlélhetik a petecsomóik.

A *Barbronia weberi* hazai vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatása nem ismert, őshonos fajokra gyakorolt negatív hatásról egyelőre nem tudunk. A makrogerinctelen taxonok széles skáláját képesek elfogyasztani, előfordulhat, hogy kiszorít őshonos fajokat az élőhelyről, vagy éppen azokat fogyasztja el. Igen magas reprodukciós rátájuknak és széles ökológiai valenciájuknak köszönhetően sikeres invádorok lehetnek (GOVEDICH et al. 2003).

7.7.2. A faj előfordulása a projekt területén

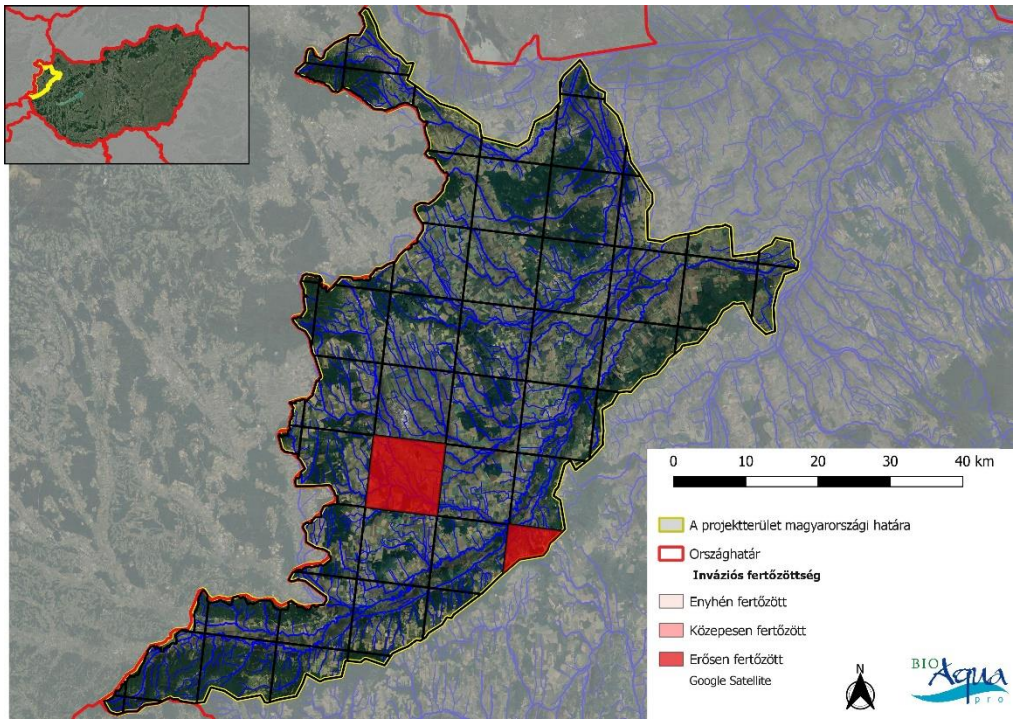
A faj előfordulását a projekt előtti időszakból nem bizonyítottuk és olyannyira újdonság a faj projekt során történő előkerülése, hogy egész Magyarországról az első előfordulási adat a Perintből (2018) származik. Majd 2019-ben a Csörnöc-Herpenyő alsóújlaki mintavételi szelvényéből is bizonyítottuk a faj előfordulását. (10. táblázat és 56.)

Jövőbeli terjedése várható, tekintettel arra, hogy bár Magyarországon 2018-ban mutatták ki, de azóta már a Duna főmedrében is kimutatásra került a faj.

Érintett ETRS hálónégyzet	A faj bizonyított elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi területén
E482N269	Perint (Szombathely)
E484N268	Csörnöc-Herpenyő (Alsóújlak)

10. táblázat. A Barbronia weberi előfordulási adatai a projektterület nyugat-magyarországi részén (vízfolyás és érintett külterület)

A faj előfordulását faunisztikai és mennyiségi mintavételekkel is igazoltuk, melyek során csupán 1-1 példányt sikerült megfognunk, azonban az ország más részeiről származó adatsorok alapján (Duna), stabilabb populációi is megjelenhetnek egy-egy arra alkalmas vízfolyásszakaszokon. Így nem zárható ki, hogy pár éven belül a projektterület legfertőzöttebb gócpontjai a ***Perint és a Csörnöc-Herpenyő*** lesznek.



56. ábra. A Barbronia weberi előfordulása és a 10×10 ETRS hálónégyzetek fertőzöttsége a projekt nyugat-magyarországi területén

7.7.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

A faj állományainak visszaszorítását célzó intézkedésekről nincs tudomásunk. Tömeges előfordulása igen ritka, így egyelőre, nem jelölhető meg tényleges veszélyforrásként a vízi ökoszisztémák szempontjából. Számos halfaj előszeretettel fogyasztja ezeket a szervezeteket, így természetes módon csökkentik populációik nagyságát. A réztartalmú szerek halálosak számukra, de az ilyen készítmények más élőlények számára is veszélyt jelentenek [web29].

7.8. Naphal – *Lepomis gibbosus* (LINNAEUS, 1758)

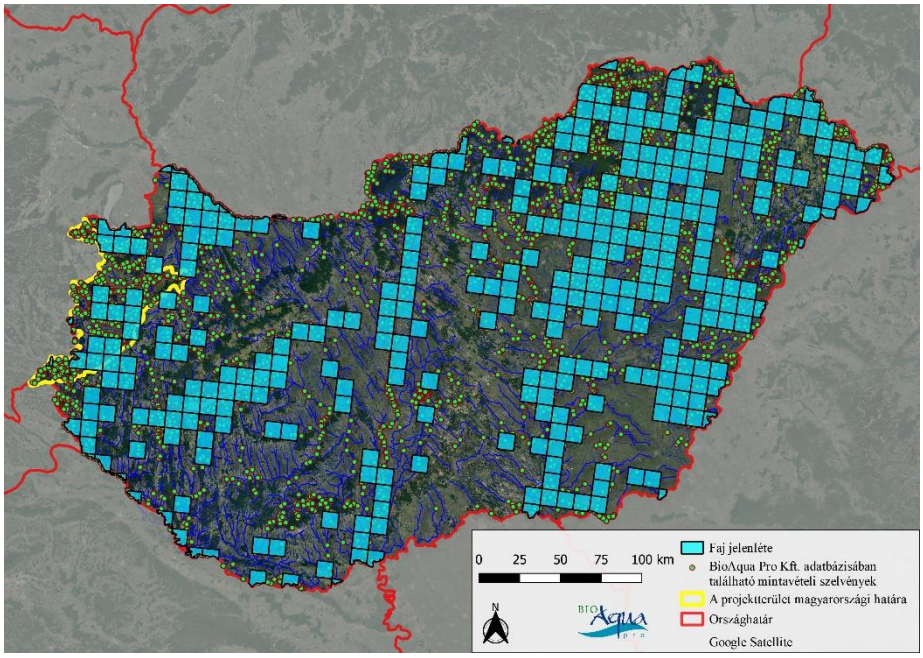
7.8.1. A faj jellemzői, elterjedési területe és terjedési dinamikája, hazai előfordulása és természetvédelmi jelentősége

A naphal szinte minden tiszta álló- vagy lassú áramlású víz növényzettel részben benőtt, sekély, partszegélyi részén megtalálható. Nagyobb folyókban ritkán fordul elő, ha mégis megtalálható, akkor a márna-szinttájban, még inkább a dévér-zónában. Kisebb folyókban a domolykó- és sügérzónában található meg, a hegyi patakokból viszont hiányzik. Táplálékát főként gerinctelen állatok alkotják, de fogyasztja a halikrákat és -ivadékokat, de a kétéltűek lárváira is fenyegetést jelenthet.

Eredeti elterjedési területén maximális hosszúsága 40 cm, de Európában átlagos testhossza 10 cm. Élettartamuk elérheti a 12 évet is [web2], ivarérettségét 2–3 éves korában éri el. Szaporodási időszaka május–június, de kedvező körülmények között július–augusztusban másodszor is szaporodhat. A hím egy gödör alakú fészket épít a homokos vagy köves aljzatú fenékre, a nőstény ebbe helyezi az ikráit, akár 1000 darabot is. Megtermékenyítés után a hímek őrzik és gondozzák a fészket, kikelés után még 11 napig óvják az ivadékokat, de rövidebb időt is feljegyeztek már Európában. A hímek több nősténnyel is ívhatnak [web1, web2].

ZIĘBA (2015) eredményei azt mutatják, hogy a melegedő klíma pozitívan fogja befolyásolni mind a faj terjedését, mind az egyedek szaporodását és növekedését, ebből adódóan viszont valamivel kisebb egyedszámra számíthatunk (értsd: kevesebb egyed, nagyobb átlagméret).

Észak-Amerika keleti részén őshonos, Kanadától Mexikóig. Európába 1887-ben jutott el Kanadából, mint kedvelt akváriumi hal, később tógazdaságokban is foglalkoztak tenyésztésével. Mára egész Európában széles körűen elterjedt. Az inváziós populációk főként Dél-Európára koncentrálódnak, de Észak-Európa halegyütteseinek is a számottevő hányadát képezik azokban a vizekben, amelyek erőteljes emberi hatásoknak vannak kitéve [web1]. Hazánkba egy Németországból származó import útján került 1905-ben, az iharosi tógazdaságba, ahonnan hamar eljutott a Balatonba, a Drávába majd a Duna egész vízrendszerébe. Hazai lelőhelyei: Duna és mellékfolyói, Tisza és mellékfolyói, Balaton, Tisza-tó, Velencei-tó, Fertő, bányatavak, holtágak, csatornák és kisebb vízfolyások. A Tiszántúlon a leggyakoribb, de az ország középső részén, a Duna mellékágaiban és a holt-Dunákban is elterjedt. Szintén nagyon gyakori a Szigetközben és a Balatonban (57. ábra).



57. ábra. A naphal (Lepomis gibbosus) hazai elterjedése (BioAqua Pro adatbázisa alapján)

Jelenlétének több, az őshonos fajokra gyakorolt negatív hatása ismert. Az 1930-as években az Európában őshonos csapósügér (*Perca fluviatilis*) állományainak csökkenéséért a naphalat vádolták, de ezt a hipotézist soha nem bizonyították [web1].

Halivadékot, ikrát nagy mennyiségben fogyaszt, így csökkenti más halfajok egyedeinek túlélési esélyeit, kiszoríthatja natív halfajainkat a kialakuló táplálékkonkurencia és az ívási helyek elfoglalása által. A kétéltűek lárváira és a makogerinctelenekre is fenyegetést jelent. Parazitákat is hordozhatnak, nem őshonos Monogenea (a laposférgek egyik osztálya) fajokat korábban találtak a norvégiai és az angliai populációknál, de ezek lehetséges hatásai az őshonos fajokon még nem tisztázottak [web1]. Mediterrán víztározókban és egy dániai tóban megfigyelték, hogy a nagyobb méretű zooplankton-állományt kifalta. Hibridizál más *Lepomis* fajokkal, különösképpen az *L. cyanellus*-szal, amit szintén betelepítettek néhány európai országba. Az utódok gyorsan növő, steril hím hibridek, de a kereszteződés eredményezhet fertilis egyedeket is (PRZYBYLSKI & ZIĘBA 2011).
Gazdasági jelentősége nincs, pedig húsa ízletes, de inkább csak különlegességként, alkalmilag kerül az asztalra [web3].

7.8.2. A faj előfordulása a projekt területén

A 2000 és 2018 közötti időszakban 6 ETRS hálónégyzetben bizonyított a naphal jelenléte. A faj állományai kimutatásra kerültek az alábbi vízterekből: Csörnöc-Herpenyő, Gyöngyös-patak, Holt-Rába, Ikva, Kis-Herpenyő, Kőris-patak, Rába, Répce, Vörös-patak, halastó Szentgotthárd közigazgatási területén.

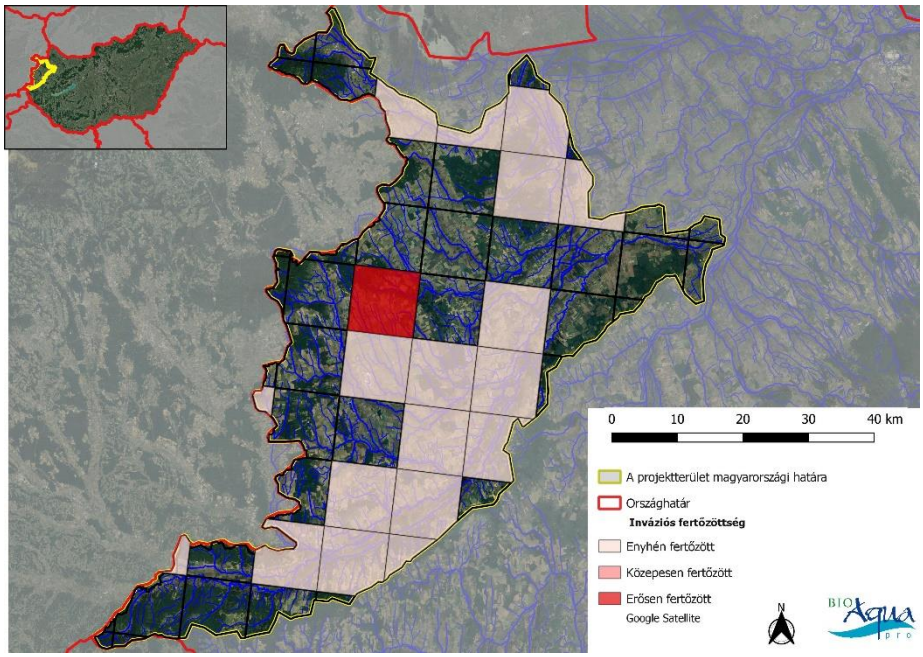
A projekt keretében végzett felmérések a faj egyedeinek jelenlétét már 12 ETRS hálónégyzetből igazolták, az alábbi vízterekből: BográcS-patak, Csörnöc-Herpenyő, Gyöngyös-patak, Holt-Rába, Ikva, Kozár-Borzó, Kőris-patak, Kőris-pataki víztározó, Mukucs-patak, Répce, agyaggödör Vasasszonyfa közigazgatási területén, kubikgödör Kám közigazgatási területén. (*58. ábra, 11. táblázat*). A naphal projektterületen kimutatott legtöbb előfordulása a Rába középső szakaszán volt. Feltehetően a folyóvizek segítségével terjednek a faj állományai.

érintett ETRS hálónégyzet	A faj bizonyított elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi területén
E479N267	halastó (Szentgotthárd)
E481N267	Holt-Rába (Körmend), Vörös-patak (Gasztony)
E482N267	Csörnöc-Herpenyő (Körmend)
E482N268	Mukucs-patak (Egyházashollós)
E482N270	Kozár-Borzó (Vép)
E482N271	anyaggödör (Vasasszonyfa)
E482N274	Ikva (Nagycenk)
E483N267	Bográcс-patak (Döröske)
E483N268	Csörnöc-Herpenyő (Alsóújlak), Csörnöc-Herpenyő (Vasvár), Holt-Rába (Rábahidvég), Holt-Rába (Zennye)
E483N270	Kőris-pataki víztározó (Vát)
E483N274	Ikva (Fertőszentmiklós)
E484N269	Csörnöc-Herpenyő (Ikervár), Csörnöc-Herpenyő (Kám), Holt-Rába (Meggyeskovácsi), kubikgödör (Kám), Rába (Rum)
E484N270	Csörnöc-Herpenyő (Sótony), Gyöngyös-patak (Sárvár), Kis-Herpenyő (Ikervár)
E484N271	Kőris-patak (Hegyfalu)
E484N274	Ikva (Fertőd), Ikva (Fertőendréd), Répce (Agyagosszergény)

11. táblázat. A naphal (Lepomis gibbosus) elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi vízfolyásaiban (víztér neve és érintett külterület)

A faj elterjedési viszonyaira vonatkozó eredmények mennyiségi mintavételekből ismertek. Az eddigi ismereteink azt mutatják, hogy a faj a projektterület É-i és KDK-i részén van jelen, és az ETRS hálónégyzetekben található vízterek – Bográcс-patak, Csörnöc-Herpenyő, Holt-Rába, Ikva, Kis-Herpenyő, Kozár-Borzó, Kőris-patak, Mukucs-patak, Rába, Vörös-patak, halastó Szentgotthárd közigazgatási területén, kubikgödör Kám közigazgatási területén – enyhén fertőzöttek.

Egy ETRS hálónégyzet azonban erősen fertőzött. Itt azonban csak a ***Vasasszonyfa*** közigazgatási területén található anyaggödörben mutattuk ki nagy egyedszámban a naphalat.



58. ábra. A naphal (Lepomis gibbosus) általi fertőzöttség a projektterületen

7.8.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

A Burgundy Egyetem (Franciaország) kutatói próbálkoztak állományok fizikai eltávolításával. Használtak hálókat, horgokat, végeztek elektromos halászatot is, de eredménytelenül. Az egyetlen sikeres, de meglehetősen radikális megoldás a víztest teljes kiszárítása volt. A finom szemű háló alkalmazását egyes kutatók javasolják, kiemelve, hogy ennek a hatékonysága nem 100%-os, és erősen destruktív az élőhelyre nézve [web4].

A Rotenone nevezetű szerves peszticid (alacsony árú és erősen toxikus a halakra) hatásos lehet eltávolításukhoz, de a használata jelenleg nem engedélyezett Európában. Régebben úgy tartották, hogy nem veszélyes a környezetre, az emberekre és a többi emlősre, de később kiderült, hogy nem így van, csupán viszonylag alacsony a kockázata [web4, web16]. Feltehetőleg koncentrációtól függ a toxikus hatása, gyorsan degradálódik és nem halmozódik fel. Talán legnagyobb pozitívuma, hogy a Rotenone egy természetesen is előforduló vegyület: számos növényfaj gyökerében megtalálható és széles körben használták régebben, inszekticidként és halak megölésére [web16]. Manapság egyes országokban ültetvényeken (pl. banán) még használják. Toxikus a kétéltűek lárvájára, de a vízi gerinctelenekre is. Olyan tanulmányok is megjelentek, amelyek a Parkinson-kórt összefüggésbe hozták a Rotenone-nal.

Egy másik természetes anyag a szegfűszeg olaj (clove oil), melyet Indonéziában évszázadok óta használnak érzéstelenítésre. Gyakran használják halak altatására beavatkozások előtt (ERDMANN 1999), de túladagolása pusztuláshoz vezet.

Összességében a peszticidek (és általában a kemikáliák) alkalmazása nem a legjobb választás, mert legalább annyi hátránya lehet, mint előnye. Patakoknál volt példa eredményes alkalmazására – írta a Birmingham Egyetem egyik hallgatója [web4].

A naphal állományok szabályzására nem permanens megoldás lehet a csuka (*Esox lucius*) használata, mérlegelve annak kockázatát a jelenlévő többi fajra, például a kétéltűekre nézve. Legtöbben a biológiai kontrollt találják a legjobb módszernek, annak szabályozhatósága (eltávolíthatóság) ls környezetbarát volta miatt [web4].

A faj gyérítése kis szembőségű varsával, speciálisan csalétekkel (pl. kutyatáp) szelektíven lehetséges. A kis méretű fiatal példányok esetén nem hatékony, azonban rendszeres használatával nagy hatásfokú lehet. (HAINES et al. 1986)

7.9. Amurgéb – *Perccottus glenii* (DYBOWSKI, 1877)

7.9.1. A faj jellemzői, elterjedési területe és terjedési dinamikája, hazai előfordulása és természetvédelmi jelentősége

Az amurgéb preferált élőhelyei a vízi növényzettel benőtt, csendesebb kisvízfolyások vagy állóvizek, ám a környezeti feltételekkel szemben támasztott rendkívül tág tűrőképessége révén gyakorlatilag az összes víztér-típusban előfordulhat, de folyók főmedrében nem található. Eddigi tapasztalatok szerint az izolált, időszakosan oxigénhiányos, erős vízinövényzettel és vastag üledékréteggel jellemezhető víztestek kínálják az optimális habitatot számukra, de olyan víztesteket is kolonizálnak, amelyek nem alkalmasak a legtöbb édesvízi faj számára Észak-Európában (RAKAUSKAS 2019).

Eredeti hazája Távol-Keleten, az Amur vízgyűjtőjén található. Európában (Szentpétervár) akváriumi halként tűnt fel 1912-ben, de a 70-es évektől kezdve természetes vizekből is kimutatták jelenlétét. Szúnyogírtás céljából előbb Moszkva környékének, majd az ország többi régiójának számos tavacskáját népesítettek be vele. Kevéssel később a Balti-tenger mellékén, néhány éve pedig Lengyelországban figyelték meg, ahová feltételezhetően keletről érkező halszállítmányok útján került be, esetleg illegális betelepítés révén. A faj terjedéséről viszonylag hiányosak az adataink, de az világos, hogy a terjedési rátája impresszív, a Visztula folyóban 44–197, átlagosan 88 km/év

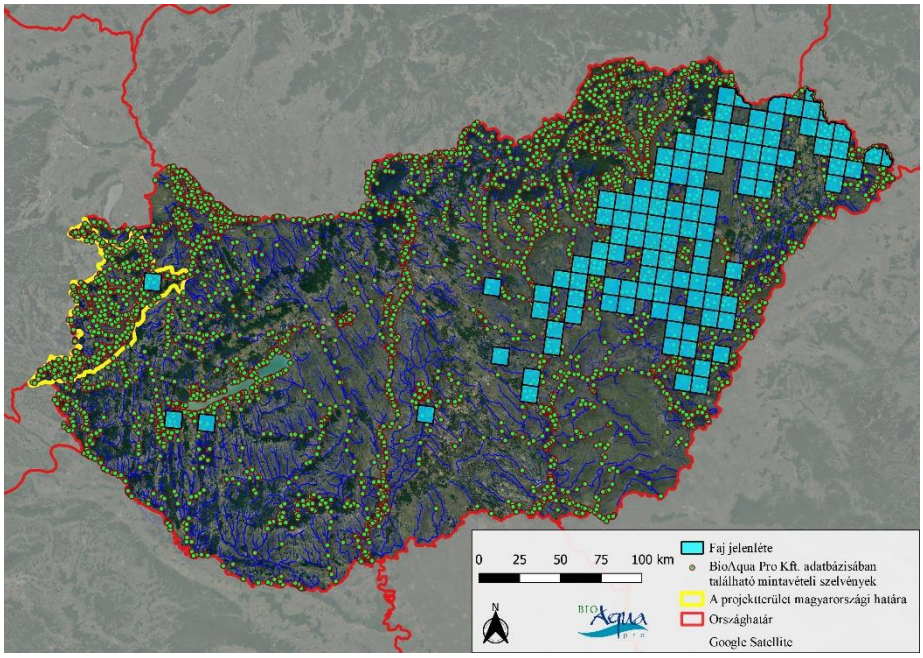
(SEMENCHENKO et al. 2011). 1993-ban fedezték fel az első egyedet a Visztulában, a kilencvenes években pedig egyre több felé kezdett feltűnni: Fekete-tenger vízgyűjtői, Don melléke, Dnyeper vidéke, Kijev környéki kisebb folyók és víztározók, Dnyeszter felső szakasza. Hazai előkerülése (1997-ben – HARKA 1998) után több országban is felfedezték: Szlovákia (KOŠČO et al. 2003), Ukrajna (KAUTMAN 1999, LITVINCSUK & BORKIN 2002), Szerbia (GERGELY & TUCAKOV 2003), Románia (NALBANT et al. 2004), Bulgária (JURAJDA et al. 2006), Horvátország (ĆALETA et al. 2010). Feltételezhetően bejut majd a Rajna-Majna-Duna csatornába, amin keresztül várhatóan elterjed majd Nyugat-Európában is (MÜLLER et al. 2002).

Európa legszélesebb körben elterjedt édesvízi inváziós halfaja és Eurázsia számos régiójában nagy a veszélye az amurgéb inváziójának a bioklimatikus feltételek alkalmassága miatt, bár az európai hegyvidékek akadályt jelentenek e faj számára (RAKAUSKAS 2019). Hazai megjelenésekor nagy reményt fűztek ahhoz (Harka 1998), hogy majd eredményesen lesz használható a csípőszúnyogok (*Culicidae*) ellen, de – a többi makrogerinctelen faj egyedei mellett – inkább csak árvaszúnyog lárvát fogyaszt. Más európai táplálkozásökológiai vizsgálatok is hasonló eredményeket mutattak (KOŠČO et al. 2008, GRABOWSKA et al. 2009).

Magyarországon 1997-ben találták meg először a Tisza-tó tiszafüredi szakaszán, de feltehetőleg évekkel korábbra tehető a megtelepedése (Harka 1998), azóta pedig folyamatosan terjed. Pontosan ma sem tudjuk, hogy az amurgéb mikor és honnan érkezett a Tisza vízrendszerébe. Mivel 1998-ban már a Bodrog teljes magyar szakaszán jelen volt, felmerült, hogy északkelet felől érkezhetett az országba. A Dunántúlon eddig csak a Kis-Balaton térségéből (Marót-völgyi-csatorna) jelezték előfordulását, és megjelent a Duna mentén is (TAKÁCS & VITÁL 2012). Terjedése vélhetően kelet-nyugati irányú (59. ábra).

Magyarországi elterjedési területe jelenleg döntően kelet, főleg északkeleten van. A Tiszából legdélebben Tiszakürtnél mutatták ki. A Tiszától keletre a vízfolyások közül az 5/120. mellékcsatornából, a Bodrogból, a Bodrog-zugi-főcsatornából, a Csincséből, a Dobai-belvízfőcsatornából, a Hanyi-érből, a Határ-érből, a Hejőből, a Hejő-mellék-csatornából, az Inérháti-főcsatornából, a Kácsi-patakból, a Kánya-patakból, a Körös-érből, a Lakitelki-Alpári-Holt-Tisza-összekötő-csatornából, a Nagy-montaji-csatornából, a Nagy-tó-Alpári-Holt-Tisza-összekötő-csatornából, az Ó-Ronyvából, az Orosz-érből, a Rigósból, a Rimából, a Saj-foki-belvízcsatornából, a Sály-patakból, a Sarud-Sajfoki-főcsatornából, a Sulymos-főcsatornából, a Szék-laposi-csatornából, a Taktából, a Taktqaközi-öntöző-főcsatornából, a Tápióból, a Tiszakarádi-főcsatornából, a tisza-tavi-szivárgócsatornából, a Tiszavalki-főcsatornából és a Zagyvából, az állóvizek közül az Alpári-Holt-Tiszából, a Bogdány-tóból, a Csatló-Holt-Tiszából, a Fekete-tóból, a Füzes-tóból, a Holt-Bodrogból, a Hosszú-tóból, a Lakiteleki-Holt-Tiszából, a Mocsolyából, a Nagy-pap-tóból, a Nagy-tóból, a Takács-réti-mocsárból, a Telekesi-Holt-Tiszából, a Tiszalúci-Holt-Tiszából, a Tisza-tóból és a Vajdácskai-Holt-Bodrogból mutatták ki.

Ettől nyugatabbra már szórványos az előfordulása, a Felső-Tápióból 2004-ben, a Körös-érből 2016-ban és 2018-ban mutatták ki. Jóval nyugatabbra, a Duna-völgyi-főcsatornából egy helyről került kimutatásra 2005-ben. Az ország nyugati részéről mindössze néhány adat bizonyítja a faj egyedeinek jelenlétét. A Balatontól délre, a Nyugati-övcsatornából mutattuk ki 2020-ban, a Marót-völgy-csatornából pedig 2008-ban mutatták ki több mintavételi szelvényből. Eddigi legnyugatibb példánya a projektterületen, a Kis-Rábából került elő.



59. ábra. Az amurgéb (Perccottus glenii) hazai elterjedése (BioAqua Pro adatbázisa alapján)

Táplálékának zömét vízi gerinctelen állatok, elsősorban rovarlárvák teszik ki, de ikrát, hal- és kétéltű ivadékot is fogyaszt. Ivarérettségét két-háromévesen éri el. Eredeti elterjedési területén májustól júniusig szaporodik [web1]. Hazánkban a gyorsan felmelegedő sekély állóvizekben áprilistól szeptemberig is találkozhatunk nászruhás hímekkel, ami az elhúzódó szaporodást bizonyítja. Az amurgéb frissen kolonizált élőhelyein mutatott opportunista stratégiája, a szaporodásba fordított nagy mennyiségű energia nemcsak az ivartermékek képzését, hanem például a korai ivarérést és az elhúzódó szaporodást is jelentik. Mindezek ugyanakkor csökkentik azt az energiamennyiséget, melyet a növekedésbe tudnak fektetni (NYESTE et al. 2017). Ikráit a nőstény vízben lévő tereptárgyakra, faágakra, gyökerekre ragasztja, melyet megtermékenyítés után a hím agresszíven őriz egészen a kikelésig. A fekunditás függ a nőstények méretétől. A nagyobbak hosszabb ideig ívnak egy szaporodási szezon alatt és több ikrát is raknak [web1].

Embrionális fejlődése 19°C-os vízben 10–12 napig tart. Kikeléskor a lárvaméret 4,5–5,0 mm. Növekedése eltérő viszonyok között különbözhet, de 25 centiméternél nem nő nagyobbra [web1], a legmagasabb feljegyzett életkor 7 év volt [web2].

Agresszív terjeszkedése, igen nagy ökológiai tűrőképessége, valamint ragadozó életmódja miatt jelentős veszélyt jelent a hazai halfajok állományaira. Képesek kimeríteni a tápanyagforrásokat, ami eredményezhet helyi kihalásokat, de legalábbis erős fajszám-csökkenést. Természetes vizeinkben rendszerint ott szaporodik el, ahol hiányoznak a nagyobb ragadozók. Tömeges jelenléte a védett kétéltűeket is veszélyezteti. Számos tenyésztett halunknak táplálékkonkurense, és ivadéknevelő tavakba bekerülve jelentős károkat okoz.

Az amurgéb terjedése a lápi póc (*Umbra krameri*) állományait fenyegeti leginkább hazánkban, mert élőhelyigényük és táplálékspektrumuk nagyon hasonló, továbbá a lápi póc élőhelyein az amurgében kívül kevés halfaj képes erősebb állományokat kialakítani. Míg a lápi póc legfeljebb egyszer szaporodik évente, addig az amurgéb akár többször is. Mindemellett az amurgéb nagyobb végső testméretéből adódóan, mint ragadozó is veszélyes lehet a lápi póc egyedekre nézve. Mindebből következik, hogy ahol megjelennek az amurgéb állományai, ott előbb-utóbb visszaszorulnak a lápi póc állományok, rosszabb esetben el is tűnhetnek (HARKA et al. 2008, web17). Az kedvezőtlen környezeti hatások mellett – kiszáradás, szennyezések – az amurgéb játszotta a fő szerepet a lápi póc Szatmár–Beregi-síkról történt eltűnésében. A lápi póc és az amurgéb populációk jelenleg még együtt is megtalálhatók a Borsodi-mezőség egyes víztereiben, de valószínűleg itt is csak idő kérdése az

előbbi faj állományainak eltűnése. A lápi póc állományok fennmaradását csak az amurgéb populációk kontrollálásával érhetjük el (GRABOWSKA et al. 2019).

7.9.2. A faj előfordulása a projekt területén

A 2000 és 2018 közötti időszakban az amurgébet a projektterületen nem mutatták ki.

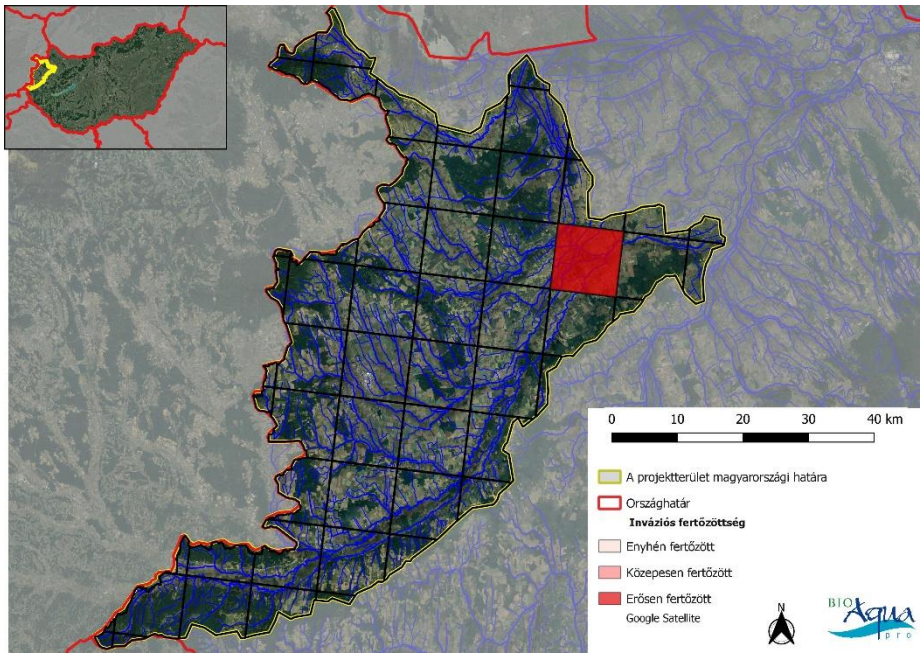
A projekt keretében végzett felmérések a faj egyedeinek jelenlétét 1 ETRS hálónégyzetből igazolták, a Kis-Rábából. (*60. ábra, 12. táblázat*).

Az amurgéb jelenléte a projektterületen súlyos következményekkel járhat, hiszen agresszívan terjeszkedő és ragadozó (ikrafaló) életmódot folytató fajként gyorsan elterjedhet a nyugat-magyarországi vízterületekben is. A faj megjelenését és terjedését a lápi póc (*Umbra krameri*) szempontjából kiemelt veszélyeztető tényezőként kell kezelni, észak-alföldi tapasztalatok alapján a két faj között kialakuló kompetíciós/predációs viszony néhány év leforgása alatt a lápi póc állományok teljes eltűnését eredményezheti egy víztérben. Mivel a felmérés egyetlen példány jelenlétét igazolta, így 2-3 napos, a teljes potenciálisan fertőzött területre vonatkozó felmérést kell végezni. Amennyiben újabb példány/példányok kerülnek elő, úgy a faj állományainak teljes (!) felszámolására kell törekedni.

érintett ETRS hálónégyzet	**A faj bizonyított elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi területén**
E485N272	Kis-Rába (Rábakecöl)

12. táblázat. Az amurgéb (Perccottus glenii) elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi vízfolyásaiban (vízfolyás neve és érintett külterület)

A faj elterjedési viszonyaira vonatkozó eredmények mennyiségi mintavételekből ismertek. Az amurgéb jelenlétét ugyan mindössze egy ETRS hálónégyzet egy vízteréből, a ***Kis-Rábából*** mutattuk ki Rábakecöl közigazgatási területén, azonban a 2019 előttről nem rendelkezünk a faj jelenlétét a projektterületen bizonyító adattal. Az amurgéb hazánkban jelenleg a Tisza vízrendszerében szélesen elterjedt, a Dunántúlon eddig csupán egy szűk térségben volt ismert előfordulása. Térhódítása annak is köszönhető, hogy rendkívül könnyen alkalmazkodik az új környezeti feltételekhez és életmenetét is formálja az állományok fennmaradása érdekében.



60. ábra. Az amurgéb (Perccottus glenii) általi fertőzöttség a projektterületen

7.9.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Litvániában egy kísérletben négy tóban próbálkoztak az amurgéb populációk eltávolításával, biokontrollt (ragadozó halfajok – csuka és sügér) alkalmazva (RAKAUSKAS, 2019).

A kísérletek végére az őshonos fajok váltak dominánssá, de a halközösségek diverzitása alacsony maradt. A ragadozók táplálék-analízise azt mutatta, hogy a kis sügerek tették ki mind a csukák, mind a (nagyobb) sügerek táplálékának nagy részét (47–63%). A kurta baing (*Leucaspius delineatus*) további 38%-át tette ki a csuka táplálékának, de a sügér nem fogyasztotta azt. Megállapították, hogy a csuka táplálékának az amurgéb csak a 14%-át, a sügérnek viszont a 38%-át tette ki. A csuka szitakötőlárvákat evett még, de a sügér csak kis sügereket és amurgébet. A kísérlet kezdetekor minden tóban 80% fölött volt az amurgéb állomány abundanciája, a kísérlet végére három tóból teljesen eltűnt a faj, egyetlen tóban maradt meg, de ott is szignifikáns volt a csökkenés. A köztes időszakban már csak a kis méretű amurgébek maradtak meg a sűrű vegetációban, de az idősebbek (5+ évesek) teljesen eltűntek egy év után. Kivétel ez alól csak egy tó volt, de meg kell említeni, hogy ennél a tónál csak csukát használtak és a halállomány száma egységnyi területen ennél volt a legkisebb (*61. ábra*).

Table 4. Metrics of *Perccottus glenii* populations in studied water bodies during 2012–2017: pre-stocking period 2012–2013 (Pre), transitional period 2014–2015 (Transitional), and post-stocking period 2017 (Post).

Population metrics	Pre	Transitional	Post
Beržuvis			
Abundance, %	87.8	0.9	0.0
TL max, cm	26.0	14.1	–
Age, min–max	0+–11+	0+–4+	–
Mean weight, g	18.5 ± 36.9	8.1 ± 9.3	–
Bevardis			
Abundance, %	88.2	92.3	0.0
TL max, cm	24.5	15.9	–
Age, min–max	0+–10+	0+–4+	–
Mean weight, g	22.1 ± 28.3	10.7 ± 12.1	–
Cirkliškis			
Abundance, %	97.7	98.8	1.9
TL max, cm	22.2	17.9	18.0
Age, min–max	0+–9+	0+–5+	0+–5+
Mean weight, g	20.7 ± 25.2	5.11 ± 10.8	16.0 ± 27.2
Stūgliai			
Abundance, %	80.9	3.3	0.0
TL max, cm	20.2	20.9	–
Age, min–max	0+–7+	0+–7+	–
Mean weight, g	17.2 ± 14.2	28.4 ± 32.7	–

61. ábra. RAKAUSKAS 2019-es tanulmányának összefoglaló táblázata (a magyarázatot lásd a szövegben)

Más tanulmányokban (LITVINOV & O'GORMAN 1996; TELCEAN & CICORT-LUCACIU 2016) is azt állapították meg, hogy az amurgéb a csukának kedvelt tápláléka, viszont az ezekben leírt esetekben nem használtak sügereket.

7.10. Kínai razbóra – *Pseudorasbora parva* (TEMMINCK ET SCHLEGEL, 1842)

7.10.1. A faj jellemzői, elterjedési területe és terjedési dinamikája, hazai előfordulása és természetvédelmi jelentősége

A razbóra főleg álló-, illetve mérsékelt áramlású kisvizek, csatornák lakója, főleg a part menti, mocsári növényzettel, illetve hínáros állományokkal borított területeket kedveli. Ugyanakkor két dániai lelőhelyén alig volt jellemző a vegetáció (OLESEN, pers. comm.; WITKOWSKI 2011). Jól tolerálja a rossz ökológiai állapotúnak minősített vizeket is (BRITTON 2006). Előnyben részesíti a könnyen felmelegedő sekélyebb vizeket, melyek szaporodásához is a legmegfelelőbbek. Ugyanakkor kiváló alkalmazkodóképességének következtében – az erős áramlású hegyi patakok kivételével – szinte minden típusú halas vízben fellelhető. Eredeti hazájában hidegebb folyóvizekben való előfordulásáról is említést tesznek.
Táplálékát főként nagyobb planktonszervezetek (pl. kerekesférgek) és apró rovarlárvák alkotják, de ezt illetően a szakirodalmi adatok némileg ellentmondásosak. Egyes szerzők szerint a rendelkezésre állás függvényében hasznosítja a különböző táplálékforrásokat, a detritusztól kezdve a planktonikus szervezeteken át a rovarlárvákig mindent fogyaszt (CSORBAI 2016). Esetenként nagytestű halak parazitájaként is viselkedhet, ehhez azonban nagy halsűrűség szükséges (ADAMEK et al. 1996).

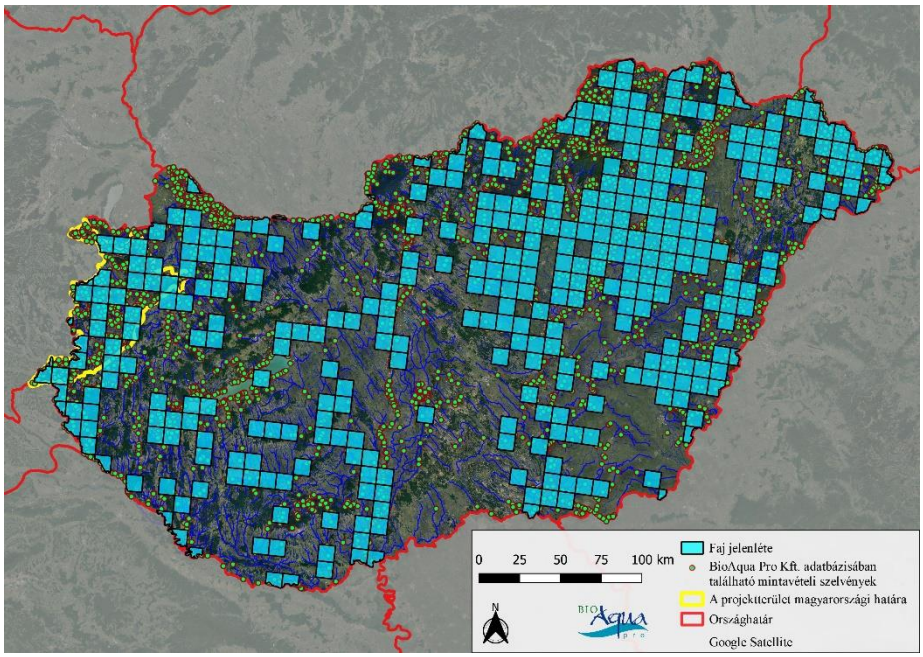
Március közepétől június végéig ívik. A nőstény ikráit szilárd aljzatra (kövek, ágak, levelek, mesterséges felületek) rakja, melyeket kikelésig a hím őriz, közben takarítja a fészek környékét és eltávolítja a penészedő szemeket A fészekben 57-560 közötti ikraszem található [web6, web7]. Szaporodási periódusa a többi pontyféléhez képest hosszú, többször ívnak évente és utódgondozás jellemző rájuk, amely biztosítja az utódok nagy arányú túlélését. A nőstények évi 3-4-szer ívnak [web1, web2]. Maximális hosszúsága 12,5 cm, de átlagosan 8 cm méretű. A legnagyobb jelentett életkor 5 év [web2].

A razbóra eredeti elterjedési területe Kelet-Ázsia, az Amur folyó vízrendszerétől Dél-Kínáig, illetve megtalálható még Korea egy részén, Japánban és Tajvan szigetén. Innen az 1960-as években került át Közép-Ázsia és Kazahsztán tógazdaságaiba, feltehetően véletlen áttelepítéssel [web1]. Romániába is hasonló módon került a faj, első tömeges megjelenését 1961-ben figyelték meg. Előkerülése földrajzilag véletlenszerű, általában halastavi haltelepítésekhez köthető. Hazai megjelenésével egy időben jelezték előfordulását a Dnyeszter vízrendszeréből és Ukrajna több területéről. Az 1980-as évek közepére a faj eljutott Nyugat-Európába is. Először a Duna vízrendszeréről jelentették egyre több helyről, majd Olaszországból, Görögországból, Franciaországból. Napjainkra megjelent a Brit-szigetek állóvizeiben is. Angliában és Walesben a horgásztavakba feltehetőleg mesterséges betelepítéssel kerültek be, más fajokkal együtt. 2002-ben megtalálták az első dániai egyedet (WITKOWSKI 2011; OLESEN et al. 2003), Ibériában is megtelepedtek populációik, és már a Skandináv-félszigetre, Hollandiába, Luxemburgba és Belgiumba is eljutott a faj. Néhány balkáni országból még nem került elő, viszont ezekről a területekről is várható a faj előkerülése.

Elterjedésüket segíti kicsi testméretük és életmódjuk (a sűrű vegetációban rejtőzködnek, többször ívnak évente és utódgondozás jellemző rájuk). Ezeken kívül az emberi tevékenységek is elősegítik terjedésüket, így például a horgászvizek haltelepítései, illetve az, hogy gyakran használják csalihalként. A razbórákkal nem szándékosan betelepített halastavakból gyorsan tovább terjed a nyílt vizekbe is (WITKOWSKI 2011, BŁACHUTA et al. 1993). Véletlenszerűen és passzívan is terjednek, azáltal, hogy ikrái minden elérhető felülethez hozzátapadnak (pl. vízimadarak lába), így kerülve másik víztérbe.

Magyarországra véletlenül került, ázsiai eredetű halfajok (busa, amur) telepítésekor. Első hazai adata 1963-ból származik, a paksi tógazdaság területéről. Jelentős számban viszont csak 1967-ben, a biharugrai halgazdaságból jelentették először. Első, nem halastavi adata 1968-ból származik, amikor is a Városligeti-tóból került elő. 1971-ben adtak hírt a faj balatoni megjelenéséről. A hetvenes években a razbóra, a romániai esethez hasonlóan, igen gyorsan elterjedt, rövid idő alatt kolonizálva a hazai állóvizek döntő többségét. Ma már hazánkban közönséges, szélesen elterjedt. A Tisza

vízrendszerében, a Ráckevei-Soroksári-dunaágban, a Duna alsó szakaszának holtágaiban és a Rába felső szakaszán általánosan elterjedt (62. ábra).



62. ábra. A kínai razbóra (Pseudorasbora parva) hazai elterjedése (BioAqua Pro adatbázisa alapján)

Az eddigi kutatási eredmények azt valószínűsítik, hogy a razbóra jelenléte az őshonos fajok állományainak csökkenése irányába hat. Állományainak gyors növekedése az őshonos fajok ikrának és lárváinak elfogyasztását is eredményezi, ezen kívül erős táplálék-kompetítorként jelenik meg. Mivel a nagyobb planktonikus fajok egyedeit is fogyasztja (Rotatoria, Crustacea), kedvező körülmények alakulhatnak ki a fitoplankton elszaporodáshoz, az eutrofizációhoz az érintett vizekben (ADAMEK & SUKOP 2000).

Hibridizálhat egy veszélyeztetett őshonos fajjal, a kurta bainggal (*Leucaspius delineatus*), ami fenyegetést jelenthet annak állományaira (GOZLAN & BEYER 2006). Olyan parazitákat hordozhat, amivel sok más fajt is megfertőzhet, ezzel gátolva az ívást, de akár pusztulást is okozva. Ez a parazita genetikailag nagyon hasonló a „rozetta-ágenshez" (*Sphaerothecum destruens* / rosette agent), ami a lazacféléknél nagyarányú pusztulást vált ki Észak-Amerikában. Ugyanakkor egy tanulmányban (SPIKMANS et al. 2019) azt találták, hogy a razbórák eltávolítása és populációs kontrollja nem feltétlen minimalizálja a rozetta-ágens által okozott betegségeket, mert egy másik faj, a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus)* is hordozhatja ezt a kórokozót. A razbóra jellemző specifikus vektorszervezete még a *Dactylogyrus squameus* parazitának. Emellett számos őshonos generalista patogén (jellemzően zoopórás gombák), vírus (mint a rhabdovírus), fakultatív parazita köthetők hozzá (WITKOWSKI 2011).

Eddig leírt egyetlen előnyös tulajdonsága, hogy az egynyaras fogassüllő neveléséhez tökéletes táplálékhal, jobb az ezüstkárásznál (NÉMETH 2013).

7.10.2. A faj előfordulása a projekt területén

A 2000 és 2018 közötti időszakban 15 ETRS hálónégyzetben bizonyított a kínai razbóra jelenléte. A faj állományai kimutatásra kerültek az alábbi vízterekből: Csörnöc-Herpenyő, Gyöngyös, Holt-Rába, Ikva, Pinka, Rába, Répce, Sorok, Vörös-patak, halastó Szentgotthárd közigazgatási területén, mocsárfolt Sárvár közigazgatási területén.

A projekt keretében végzett felmérések a faj egyedeinek jelenlétét 11 ETRS hálónégyzetből igazolták, az alábbi vízterekből: Csencsi-patak, Gyarmati-patak, Hideg-kúti-patak, Holt-Rába, Kis-Répce, Perint, Rába, Répce, Strém-patak, Vörös-patak, kubikgödör Iván közigazgatási területén. (*63. ábra, 13. táblázat*).

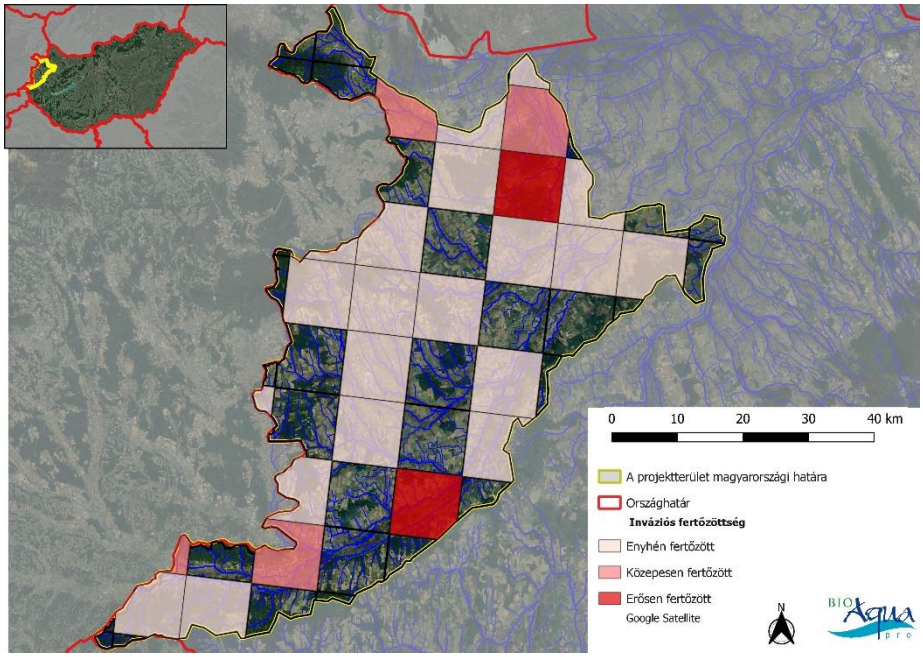
érintett ETRS hálónégyzet	**A faj bizonyított elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi területén**
E479N267	halastó (Szentgotthárd)
E480N266	Gyarmati-patak (Rábagyarmat), Rába (Magyarlak), Rába (Rábagyarmat)
E481N267	Csencsi-patak (Vasalja), Holt-Rába (Körmend), Strém-patak (Kemestaródfa), Vörös-patak (Csákánydoroszló), Vörös-patak (Gasztony)
E481N268	Pinka (Szentpéterfa)
E481N271	Gyöngyös (Kőszegdoroszló)
E481N272	Gyöngyös (Kőszeg)
E482N269	Hideg-kúti-patak (Kisunyom), Sorok (Balogunyom)
E482N270	Perint (Szombathely)
E482N271	Répce (Csepreg)
E482N272	Répce (Répcevis), Répce (Szakony)
E482N274	Ikva (Nagycenk)
E483N268	Holt-Rába (Rábahidvég), Holt-Rába (Zennye)
E483N271	Répce (Bük)
E483N274	Ikva (Nagylózs)
E484N269	Csörnöc-Herpenyő (Kám), Holt-Rába (Meggyeskovácsi), Rába (Ikervár)
E484N270	mocsárfolt (Sárvár)
E484N272	Répce (Csáfordjánosfa), Répce (Nagygeresd)
E484N273	kubikgödör (Iván)
E484N274	Ikva (Fertőendréd), Kis-Répce (Kapuvár)

13. táblázat. A kínai razbóra (Pseudorasbora parva) elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi vízfolyásaiban (vízfolyás neve és érintett külterület)

A faj elterjedési viszonyaira vonatkozó eredmények mennyiségi mintavételekből ismertek.

Az eddigi ismereteink azt mutatják, jelentős fertőzési gócpontok találhatók a projektterület É-i részén a ***Kis-Répcében*** és az ***Iván közigazgatási területén lévő kubikgödörben***, illetve a Projektterület DK-i részén, a ***Zsennye és Rábahídvég közigazgatási területén lévő Holt-Rábákban***.

Kevésbé fertőzött az Ikva, a Kis-Répce, a Vörös-patak, a Holt-Rába (Körmend) és a Szentgotthárd közigazgatási területén lévő halastó. A projektterületnek főleg az legdélebbi része és az É-i része – a fent megnevezett, erősen és közepesen fertőzött részek kivételével – enyhén fertőzött.

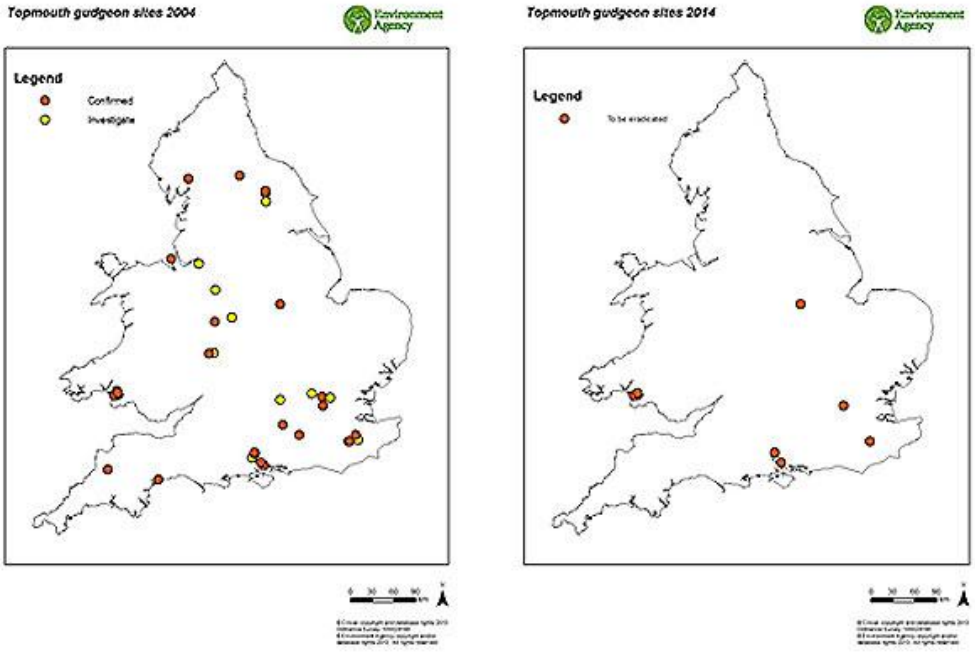


63. ábra. A kínai razbóra (Pseudorasbora parva) általi fertőzöttség a projektterületen

7.10.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

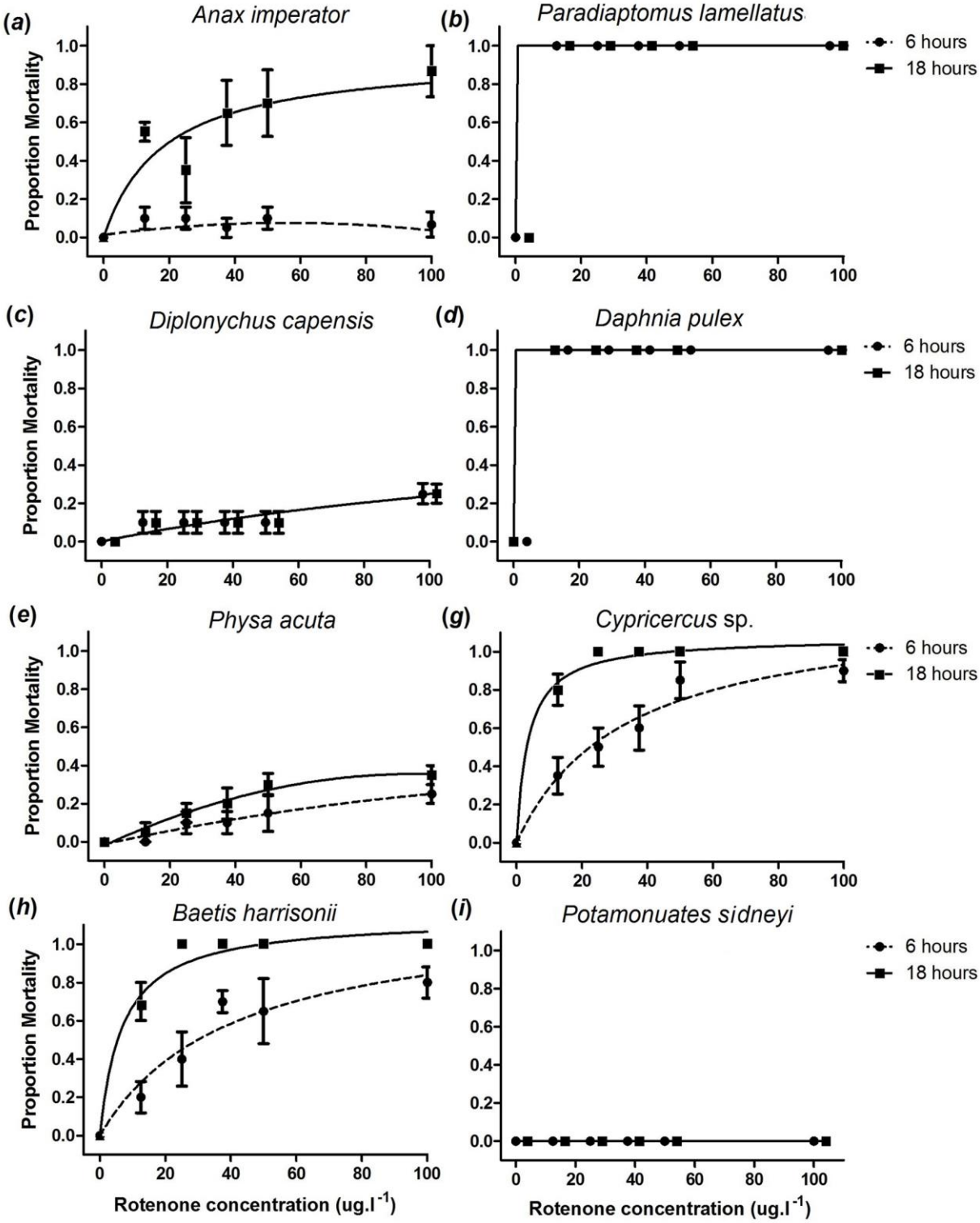
A horgászoknak azt javasolják, hogy a felszereléseiket, beleértve a ruhát és lábbelit (csizma, gázlóruha) legalább szappanos vízzel tisztítsák meg, majd meleg helyen szárítsák ki. Habár nem 100%-os megoldás az ikrák tovább terjedésének megakadályozására, csökkenti a kockázatot [web6].

Ami a kémiai védekezést illeti, a razbóra jól tolerálja a Rotenone-t a többi pontyféléhez képest, ráadásul a szer nem hatásos az ikrák ellen (BRITTON 2006). Angliában 2005-2006-ban próbálkoztak ezzel a mára már betiltott peszticiddel. (Angliában és Walesben az eltávolítási költség a belföldi vizekből az elmúlt 25 évben £3 milliárd volt, kb. £27.000/ha/év [web1] – *64. ábra*.) Úgy találták, hogy a szer hatása akár 100%-os is lehet, viszont nem fajspecifikus. Az víztér „kezelése” előtt az őshonos fajok egyedeit (vagy legalábbis azok nagy részét) eltávolították a tengerszemből, karanténba helyezték, majd a beavatkozás után visszatelepítették a tóba. A beavatkozással a razbórát sikerült kiirtani a víztérből (ALLEN et al. 2006).



64. ábra. A kínai razbóra elterjedése Anglia es Wales területén. A bal oldali térkép a 2004-es helyzetet mutatja, a jobb oldalin az eltávolítási program utáni (2014) állapotot láthatjuk [web8].

A Rotenone negatív hatásával DALU és munkatársai (2015) foglalkoztak, azt vizsgálták, hogy milyen hatással van a szer egyes gerinctelen fajokra (*65. ábra*). Az ALLEN és mtsai. (2006) által meghatározott koncentrációtartomány középértékét választották (0,15 mg/L), ezt azonban hígították több különböző koncentrációban. Az első hipotézisük helytálló volt, miszerint a vízirovarok sokkal érzékenyebbek lesznek rá, mint például a tízlábú rákok. Feltehetőleg a halaknál is érzékenyebbek, és az eredmények arra is utaltak, hogy a nagyobb testméretű fajok sokkal jobban tolerálták a szer hatását, mint a kisebbek. A tízlábú rákokon kívül a csigák és a bogarak voltak viszonylag ellenállóak, egyiknél se tapasztaltak 100%-os mortalitást. Másik hipotézisük is beigazolódott, miszerint a kérészek érzékenyebbek a szerre a szitakötőknél. Más, szabad szemmel alig látható fajok (pl. *Daphnia pulex*) viszont már a legkisebb koncentrációnál is 100%-os mortalitást produkált.



65. ábra. Különböző rendszertani csoportokba (szitakötő, kisrák, vízipoloska, vízicsiga, kérész, tízlábú rák) tartozó fajok kísérletes mortalitási aránya a Rotenone koncentráció összefüggésében (DALU et al. 2015)

Biológiai védekezésként pontyos tavakban azt ajánlják, hogy mielőtt betelepítik a pontyokat, egy rövid ideig tartsanak ragadozó halakat a tavakban (sügér, süllő, csuka). ADAMEK & SUKOP (2000) ugyanakkor úgy gondolják, hogy a razbóra – kis mérete miatt – a nagyobb testű őshonos ragadozók

(fogassüllő, csuka, lesőharcsa) nem mutatnak érdeklődést irántuk, így csak a csapósügér lehet megoldás ellenük (WITKOWSKI 2011).

7.11. Ezüstkárász – *Carassius gibelio* (BLOCH, 1782)

7.11.1. A faj jellemzői, elterjedési területe és terjedési dinamikája, hazai előfordulása és természetvédelmi jelentősége

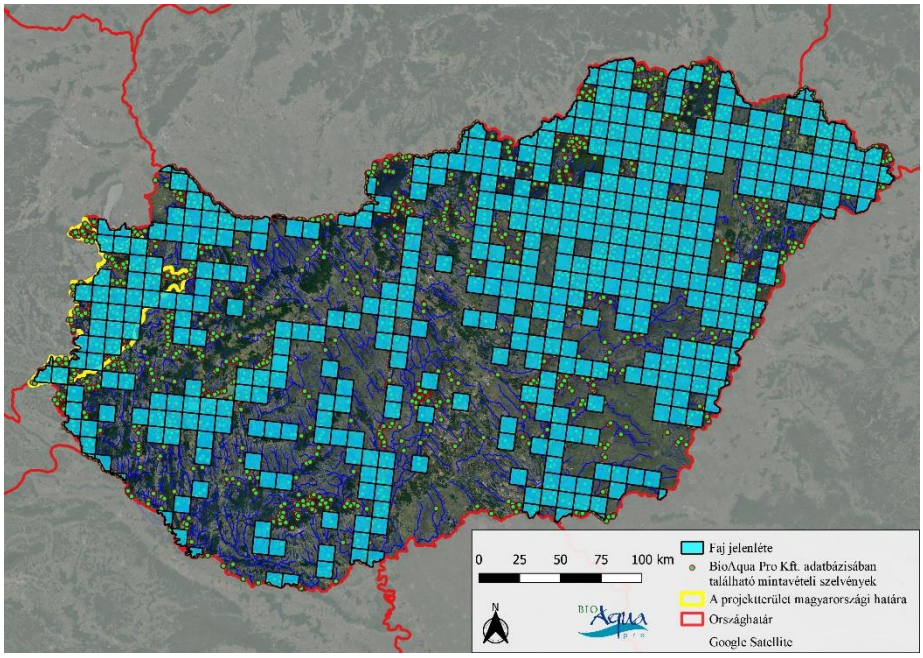
Az ezüstkárász domb- és síkvidéki lassú áramlású vízfolyásokban, csatornákban, illetve különböző típusú állóvizekben általánosan elterjedt. Meleg vizet kedvelő fajként preferálja a sűrű vegetációval rendelkező sekély, eutróf vizeket [web1], mert az alámerült növényzet közt él és táplálkozik, illetve a növényzetre is ívik. Természetes vizeink fokozódó eutrofizációja, a tavak és holtágak gyorsuló szukcessziója egyre nagyobb létszámú populációk kialakulásának kedvez.
Vegyes táplálkozású hal, étrendjének főbb alkotói az apró gerinctelen állatok (beleértve a nagyobb méretű planktont is), élőbevonat, növényi anyagok, és szerves törmelékek.

Ivarérettségét 2–3 éves korban éri el. Ívási parazitizmus jellemző rá. Predominánsak a triploid nőstények. Kevés diploid nőstény, és még annál is kevesebb diploid hím fordul elő. Európában feltehetőleg csak triploid nőstényeket tartalmazó populációk fordulnak elő, de egyes helyeken lehetséges, hogy az állományban 25% diploid hím is megtalálható (KEITH 2001). A triploiditás eredménye, hogy gynogenezissel a triploid nőstények ezüstkárász hím nélkül is tudnak szaporodni, úgy, hogy ezek a nőstények más pontyfélék (*Cyprinus carpio, Carassius carassius, Rutilus rutilus, Abramis brama, Scardinius erythrophthalmus, Blicca bjoerkna, stb.*) sperma parazitái. A spermium valójában csak az ikrában lévő embrió feljődésének megindításában játszik szerepet, anélkül, hogy valójában történne megtermékenyítés, így a kikelő utódok nem hibridek, hanem tiszta ezüstkárászok, amelyek ivaréretten mind nőstények lesznek. Új vízterületek benépesülése során ez különösen előnyös magatartásforma, ebből kifolyólag pedig igen gyorsan tudnak terjedni, kolonizálni. Ragadós tojásait a növényekre és egyéb alámerült objektumokra ragasztja [web1, web2]. A legnagyobb jelentett életkor 10 év. Maximum elért hosszúság 46,6 cm volt, de átlagosan 20 cm-re nőnek.

Eredeti elterjedéséről nincs pontos leírás, őshonosnak tekinthető Kelet-Európától Szibériáig. A tudomány eredeti élőhelyének az Amur folyó vízrendszerét, az Aral-tó vízgyűjtőjét és Szibériát jelöli meg. Elterjedésének nyugati határát jelenleg pontosan nem ismerjük. Az 1980-as évek második felében már csaknem egész Európa területén elterjedt a faj. A Balti-tenger mellékén, a Skandináv-félsziget északi és keleti részén, Izlandon, Írországban, Skóciában, Horvátországban, a Peloponnészosz-félszigeten, Dél-Olaszországban és a mediterrán szigeteken nem található még meg [web1]. Egy török tanulmány szerint nagyobb reprodukciós erőfeszítésbe kerül benépesíteniük egy természetes ökoszisztémát, mint egy mesterséges vizet (TARKAN et al. 2012).

Hazánkba 1954-ben hozták be Bulgáriából a Körösök menti halastavakba, tógazdasági hasznosításra, mert jól növekedő, hasvízkórral szemben ellenálló halfajnak tartották. Az utóbbi állítás nem igazolódott be, sőt, mára elmondhatjuk, hogy ez a faj az egyik fő terjesztője a betegségnek [web11]. A Duna hazai szakaszán az 1970-es évek közepén jelent meg az ezüstkárász, de napjainkra gyakorlatilag az egész országban elterjedt fajnak számít. Érdekesség, hogy bár 1954-re teszik az ezüstkárász megjelenését, korábban már Herman Ottó is írt a halfajról, „kövi kárász” néven [web11].

A Tisza vízrendszerében, a Szigetközben, a Ráckevei-Soroksári-dunaágban, a Duna alsó szakaszának holtágaiban, a Velencei-tóban és a Rába felső szakaszán általánosan elterjedt. Az áttekintő ETRS hálónégyzet térkép szerint gyakorlatilag az egész országban általánosan elterjedt (66. ábra).



66. ábra. Az ezüstkárász (Carassius gibelio) hazai elterjedése (BioAqua Pro adatbázisa alapján)

Rohamos állománynövekedése veszélyezteti természetes vizeink halegyütteseinek összetételét, de tógazdaságaink produktivitását is. Rendkívül széles ökológiai tűrőképessége van, így képes túlélni akár olyan viszonyokat is, amelyek más halfajok számára már pusztulást jelentenek. Monopolizálja a táplálékforrásokat, csökkenti a biodiverzitást, átalakítja a tápanyagrendszert és a természetes bentikus közösséget. Detritusszal és makrofitákkal való táplálkozása közben felbolygatja az üledéket, ezzel növelve a turbiditást [web1].

Számos parazitája lehet, de ahol még újonnan jelent meg (Észak-Amerika), ott egyelőre kevesebb. Kanadában a vizsgált egyedekben csak egyféle parazitát találtak, míg Eurázsiában sokkal nagyobb diverzitás jellemezte a parazitáikat (KUCHER 2019).

7.11.2. A faj előfordulása a projekt területén

Az ezüstkárász a projektterület leggyakoribb előfordulású inváziós halfaja. A 2000 és 2018 közötti időszakban 17 ETRS hálónégyzetben bizonyított az ezüstkárász jelenléte. A faj állományai kimutatásra kerültek az alábbi vízterekből: Gyöngyös, Holt-Rába, Ikva, Kis-Herpenyő, Köles-ér, Pinka, Rába, Répce, Vörös-patak, Szentgotthárd közigazgatási területén lévő halastó, Molnaszecsőd közigazgatási területén lévő mocsárfolt, Rábahídvég közigazgatási területén lévő mocsárfolt.

A projekt keretében végzett felmérések a faj egyedeinek jelenlétét 20 ETRS hálónégyzetből igazolták, az alábbi vízterekből: Arany-patak, Csencsi-patak, Csörnöc-Herpenyő, Gerencsér-tó, Gyöngyös-patak, Holt-Rába, Hosszú-víz, Huszászi-patak, Ikva, Kozár-Borzó, Kőris-pataki víztározó, Nagytó, Mukucs-patak, Perint, Pinka, Répce, Sorok, Strém-patak, anyaggödör Iván közigazgatási területén, anyaggödör Vasasszonyfa közigazgatási területén, kubikgödör Iván közigazgatási területén, mocsárfolt Kemenessömjén közigazgatási területén. (*67. ábra, 13. táblázat*).

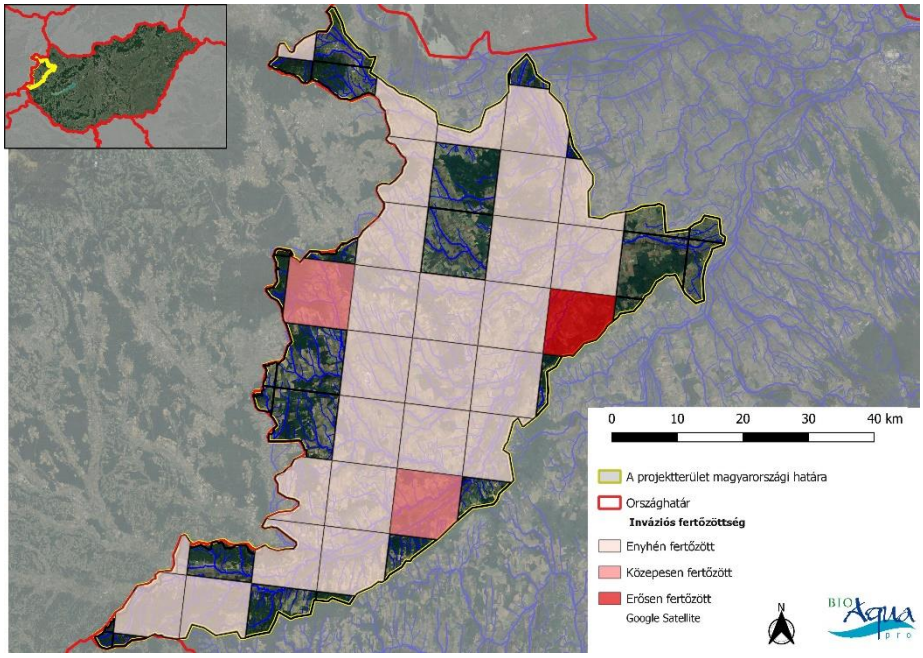
érintett ETRS hálónégyzet	**A faj bizonyított elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi területén**
E479N266	Rába (Szakonyfalu)
E479N267	halastó (Szentgotthárd)
E480N266	Huszászi-patak (Csörötnek), Huszászi-patak (Szentgotthárd), Rába (Csörötnek)

E481N267	Csencsi-patak (Magyarnádalja), Csencsi-patak (Vasalja), Holt-Rába (Körmend), Pinka (Körmend), Pinka (Pinkamindszent), Strém-patak (Kemestaródfa), Vörös-patak (Gasztony)
E481N268	Pinka (Szentpéterfa)
E481N271	Gyöngyös (Kőszeg)
E482N267	Csörnöc-Herpenyő (Körmend), Holt-Rába (Körmend), Pinka (Körmend)
E482N268	Mukucs-patak (Egyházashollós), mocsárfolt (Molnaszecsőd)
E482N269	Gyöngyös-patak (Táplánszentkereszt), Perint (Balogunyom), Sorok (Sorokpolány)
E482N270	Kozár-Borzó (Vép)
E482N271	Nagytó (Tömörd), anyaggödör (Vasasszonyfa)
E482N272	Répce (Répcevis), Répce (Szakony)
E482N274	Arany-patak (Nagycenk), Ikva (Nagycenk), Ikva (Pereszteg)
E483N268	Holt-Rába (Püspökmolnári), Holt-Rába (Rábahidvég), mocsárfolt (Rábahidvég)
E483N269	Sorok (Rábatöttös)
E483N270	Hosszú-víz (Csénye), Kőris-pataki víztározó (Vát)
E483N271	Répce (Bük)
E483N274	Ikva (Fertőszentmiklós), Ikva (Petőháza)
E484N269	Csörnöc-Herpenyő (Kám), Holt-Rába (Ikervár), Holt-Rába (Meggyeskovácsi), Rába (Ikervár)
E484N270	Holt-Rába (Sárvár), Kis-Herpenyő (Ikervár)
E484N271	Gerencsér-tó (Ölbő)
E484N272	Répce (Répcelak), anyaggödör (Iván)
E484N273	Köles-ér (Himod), kubikgödör (Iván)
E484N274	Ikva (Fertőd), Ikva (Agyagosszergény), Ikva (Fertőendréd), Répce (Agyagosszergény)
E485N271	Rába (Uraiújfalu), mocsárfolt (Kemenessömjén)

14. táblázat. Az ezüstkárász (Carassius gibelio) elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi vízfolyásaiban (vízfolyás neve és érintett külterület)

A faj elterjedési viszonyaira vonatkozó eredmények mennyiségi mintavételekből ismertek.

Az eddigi ismereteink azt mutatják, hogy a projektterület nagyrésze enyhén fertőzött. Jelentős fertőzési gócpontok találhatók a ***Rábahídvég*** közigazgatási területén található ***Holt-Rábákban*** és a ***Gyöngyös-patakban (Kőszeg)***, a legfertőzöttebb víztér pedig a ***Kemenessömjén*** közigazgatási területén lévő ***mocsárfolt*** volt.



67. ábra. Az ezüstkárász (Carassius gibelio) általi fertőzöttség a projektterületen

7.11.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

Észak-Amerikában, ahol még kisebbek a faj állományai, a fizikai akadályokat említik meg elsőként (gátak, kapuk, kerítések), melyek bár hatásosak lehetnek, gyakran drágák (mind megépítésük, mind fenntartásuk), továbbá az őshonos fajok mozgását is korlátozzák. Vannak olyan akadályok is, amikkel viselkedésbeli változások érhetők el (pl. buborékfüggöny, elektromos kerítés, villódzó fény). A publikációk konklúziója, hogy szinte lehetetlen az egész állományt kiirtani, de bizonyos intézkedésekkel csökkenteni (lassítani) lehetne a terjedésüket (DOCHERTY et al. 2017).

A vegyszeres védekezés lehetőségeit a fajjal kapcsolatban bár említik, leírják róla, hogy annak negatív hatásai jóval nagyobbak, mint a megcélzott inváziós fajok eltávolításából származó pozitív hatás, így alkalmazását nem javasolják.

Csehországban a „CyHV-2" herpeszvírus – mint a biológiai kontroll eszköze – nagy mortalitást okozott a triploid nőstényeknél (DANĚK et al. 2012). A magas mortalitást DOSZPOLY és mtsai. (2011) az alacsony genetikai variabilitásnak tudják be. A herpeszvírust Japánban izoltálták először aranyhalból (*Carassius auratus*), azóta valamennyi földrészen igazolták jelenlétét. Ezüstkárászból Magyarországon mutatták ki először PCR technikával, ami azért jelentős felfedezés, mert ez előtt csak aranyhalban mutatták ki a vírust. Úgy tűnik, hogy a vírus nem patogén a széles kárászra (JEFFERY et al. 2006) vagy a pontyra (JUNG & MIYAZAKI 2006). A vírus számára optimális hőmérséklet 15–25°C, efölött nem képes szaporodni.

7.12. Törpeharcsa fajok – *Ameiurus* spp. (RAFINESQUE, 1820)

7.12.1. A faj jellemzői, elterjedési területe és terjedési dinamikája, hazai előfordulása és természetvédelmi jelentősége

A barna törpeharcsa [*Ameiurus nebulosus* (LE SUEUR, 1819)] és a fekete törpeharcsa [*Ameiurus melas (RAFINESQUE, 1820)*] tipikus élőhelyei a növényzettel benőtt, változó vízjárású, lassan áramló vízfolyások, alföldi csatornák, valamint állóvizek (holtmedrek, holtágak, halastavak),

homokos, vagy iszapos mederrel. A fajokra jellemző populációik gyors gradációja és akár ugyanilyen gyors összeomlása is. Hát- és mellúszójának erős, hegyes tüskéi minimalizálják a rá irányuló predációs hatást, és az utódgondozás is csökkenti a fiatalok halálozási arányát, ennek (is) köszönhetően nagy egyedsűrűségű állományai alakulhatnak ki.

Nappal kevésbé mozog, ilyenkor az aljzaton tartózkodik, éjjel aktívabb. Táplálékát főként gerinctelen állatok alkotják (kisebb puhatestűek és rovarok, akár szárazföldiek is, piócák, rákok), de olykor növényi részeket is fogyaszt, nagyobb korában pedig apró halakat is szívesen zsákmányol. Előszeretettel fogyaszt árvaszúnyogot lárvát, emiatt sok más halnak táplálék-konkurense. A fiatalok a kisebb vízi gerincteleneket preferálják (árvaszúnyog lárva, kagylósrákok és lárváik, felemáslábú rákok, kérészek) [web1].

A barna törpeharcsa késő tavasszal – nyár elején ívik, mikor a vízhőmérséklet eléri a 20,1°C-ot. Azokon a területeken, ahol nincs, vagy rövid az éves lehűlési időszak, évente többször is ívhat. Egy nőstény 2000–13000 ikrát is lerakhat. Az ikrák átlagosan 6–9 nap alatt kelnek ki, növekedésük gyors, a növekedési időszak végére 51–122 mm-t is elérhetik (SCOTT & CROSSMAN 1973). Ivarérettségét 3 év után éri el, legnagyobb hosszúsága 55 cm, de átlagosan csak 25 cm-re nő. Legmagasabb feljegyzett életkora 9 év [web2].

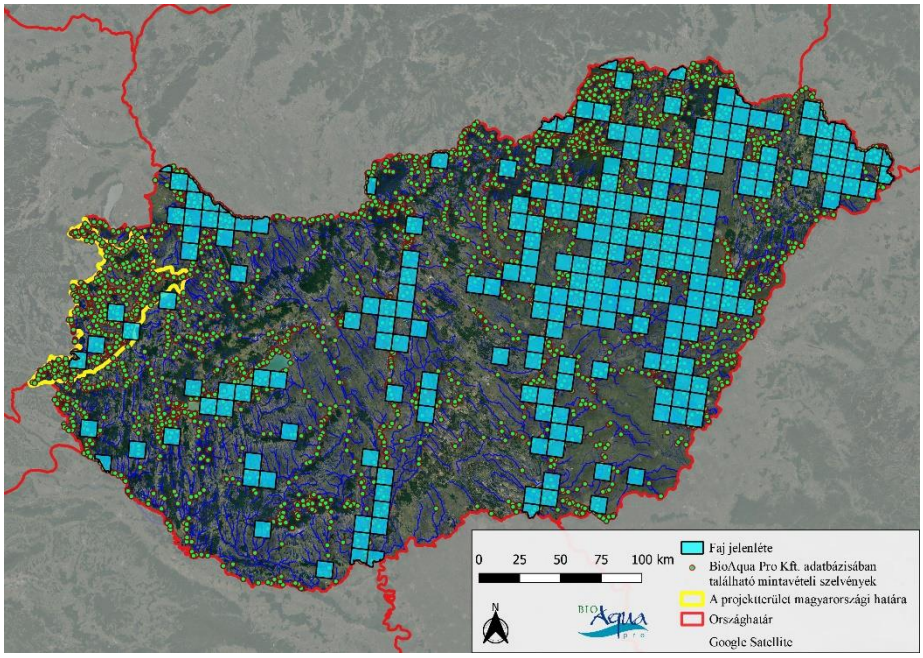
A fekete törpeharcsa esetében az ívás késő áprilistól júliusig tarthat. A nőstény 2000–3800 ikrát rak le. Mindkét nem őrzi és gondozza az utódokat (SCOTT & CROSSMAN 1973). Átlagosan 4–10 nap a kikelés, és ez után is még két hétig a hímhez közel maradnak az ivadékok (ETNIER & STANES, 1993) [web12]. Legnagyobb hosszúsága 66 cm is lehet, de átlagosan 26,6 cm-re nő meg. Legnagyobb elért életkora 10 év, ivarérettségét 1–3 év után érik el [web2].

A barna törpeharcsa Észak-Amerikában őshonos. Amerika más területeire, Európába, Ázsiába és a csendes óceáni szigetekre később telepítették be, elsősorban rekreációs horgászat céljából. Először a csendes-óceáni szigeteken engedtek el 100–200 egyedet (1877-ben), 1885-ben pedig Európába is behozták, elsőként Németországba, innen tovább terjedt egész Európa területére [web1].

A fekete törpeharcsa is Észak-Amerikában őshonos. Európa számos országába telepítették be, illetve Dél-Amerikában Chilébe is (1907). Franciaországban először 1871-ben, Németországba pedig 1885-ben jelent meg. Lengyelországba valószínűleg a barna törpeharcsával együtt vitték be a 19. század végén. Elterjedési mechanizmusa az európai vizekben nem teljesen tisztázott, de közrejátszhatott benne a véletlen behurcolás, az illegális betelepítés, és a természetes terjedés is.

A barna törpeharcsa hazánkba kerülésének időpontját 1902-re teszik, Németországból került be egy iharosi tógazda segítségével. Abban a reményben hozták be, hogy szürke harcsa (*Silurus glanis*) minőségű hal lehet, értékes tagja lesz a hazai halfaunának és nagy hasznot reméltek tőle ízletes húsa miatt. Az Európába behurcolt három faj közül csak az barna és a fekete törpeharcsa terjedt el hazánkban, a pettyes harcsa (*Ictalurus punctatus*) kevés kivétellel csak akvakultúrákban található meg. ANTONESCU 1934-ben már a Marosból jelezte a fekete harcsa előfordulást, később pedig Olaszországból importálták egyedeit, 1980-ban. Mára a fekete törpeharcsa szinte kiszorította a barna törpeharcsát, utóbbi állományai jelentősen megfogyatkoztak (SZABÓNÉ 2018).

Az *Ameiurus nebulosus* és az *Ameiurus melas* fajok a Tisza vízrendszerében általánosan elterjedtek. Megtalálhatóak a Körösökben és a Berettyóban. Gyakoriak a Bodrogzugban, a Tisza-tóban, a Keleti-főcsatornában, a Jászsági-főcsatornában és a Kurcában. Az ország középső részén a Ráckevei-Soroksári-Dunaágban, a Duna-völgyi-főcsatornában és a Duna déli szakaszának mellékágaiban a leggyakoribb. A fent említett fajok Nyugat-Magyarországon sokkal ritkábbak, szórványos elterjedésűek, de gyakorinak mondhatóak a Szigetközben. A Balatonban és a déli befolyóiban megtalálhatóak (68. ábra).



68. ábra. A törpeharcsa fajok (Ameiurus spp.) hazai elterjedése (BioAqua Pro adatbázisa alapján)

Mindkét fajról leírták, hogy ikra- és ivadékfogyasztása, továbbá nagy tömegben történő előfordulása (táplálék-konkurencia) miatt negatív hatással van a natív halközösségekre. Indirekt hatása lehet a detritivor táplálkozásnak a turbiditás növelése, annak következményeivel.

7.12.2. A faj előfordulása a projekt területén

A 2000 és 2018 közötti időszakban 4 ETRS hálónégyzetben bizonyított a törpeharcsa fajok jelenléte. A fajok állományai kimutatásra kerültek az alábbi vízterekből: Holt-Rába, Rába, mocsárfolt Molnaszecsőd közigazgatási területén.

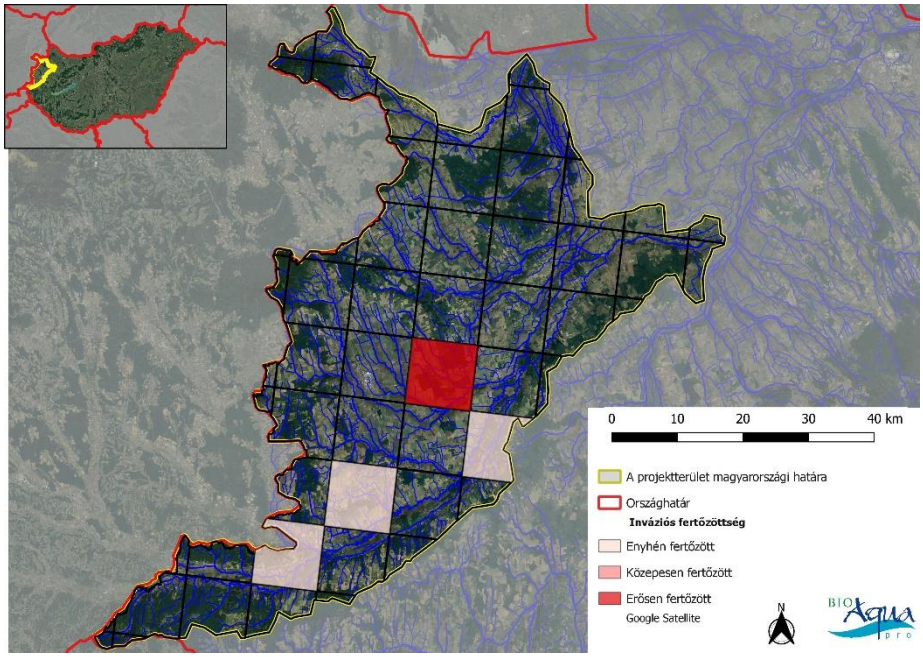
A projekt keretében végzett felmérések a fajok egyedeinek jelenlétét 1 ETRS hálónégyzetből igazolták a Kőris-pataki víztározóból. (*48. ábra, 13. táblázat*).

érintett ETRS hálónégyzet	A faj bizonyított elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi területén
E481N267	Holt-Rába (Körmend)
E482N268	mocsárfolt (Molnaszecsőd)
E484N269	Rába (Ikervár)
E483N270	Kőris-pataki víztározó (Vát)

15. táblázat. Az ezüstkárász (Carassius gibelio) elterjedése a projektterület nyugat-magyarországi vízfolyásaiban (vízfolyás neve és érintett külterület)

Az eddigi ismereteink alapján a törpeharcsa fajokkal leginkább fertőzött víztér a Vát közigazgatási területén lévő ***Kőris-pataki víztározó***. Ezen kívül csak a projektterület K-i részén, Ikervár közigazgatási területén a Rábából, illetve a projektterület D-i részén, Körmend közigazgatási területén a Holt-Rábából és a Molnaszecsőd közigazgatási területén lévő mocsárfoltból kerültek kimutatásra a tárgyalt fajok egyedei.

Annak ellenére, hogy a két törpeharcsa faj egyedeit nem sikerült kimutatnunk más vízterületeken, úgy gondoljuk, hogy a két faj megtalálható a projektterület más vizeiben is.



69. ábra. A törpeharcsa fajok (Ameiurus spp.) általi fertőzöttség a projektterületen

7.12.3. A faj állományainak visszaszorítására tett eddigi kísérletek bemutatása

A törpeharcsa állományok gyérítésre hazánkban is számos példa van már. Varsával történő lehalászásuk során némely vízből akár több száz mázsa egyed eltávolításra kerül. Elektromos halászgéppel kifogott törpeharcsabolyok is több tíz kg-nyi ivadék eltávolítását eredményezik. Ez nem tűnik túl soknak, de ha belegondolunk, hogy 1 grammos egyedekről van szó, akkor könnyen megállapítható, hogy több mint 100.000 db ivadék kerül ki a vízből egy ilyen halászat után [web18].

A kémiai védekezés (pl. Rotenone) lehetőségeit ennél a fajnál is vizsgálták [web15], de ennek korlátaival fentebb már foglalkoztunk.

Az egyedek fizikai adottságai (erős tüskék) miatt a biológiai védekezés korlátozott (a legtöbb ragadozó elkerüli), de például a fekete sügér (*Micropterus dolomieu*), a pisztrángsügér (*Micropterus salmoides*), a gémek és néhány teknősfaj néha fogyasztja a fiatal egyedeket.

Bizonyos vírusok okozhatnak megbetegedéseket a harcsafélékben. Ilyen a CCV (channel catfish herpesvirus) a pettyes harcsákban (*Ictalurus punctatus*), illetve az SVC (tavaszi virémia, rhabdovirus) vírus, ami okozhat még vérzéses megbetegedéseket más harcsafélékben. Ezen kívül az ECV (european catfish ranavirus) nevezetű vírus, az ESV (european sheatfish ranavirus), illetve egy eddig még meg nem határozott ranavírus okozott és okoz a napjainkban is járványos megbetegedéseket (JUHÁSZ et al. 2013). A fent említett vírusok biológiai védekezés céljaira való lehetséges felhasználásának körülményei még tisztázásra szorulnak.

8. Intézkedési terv készítése az özönnövények visszaszorítására

Részben ebben a fejezetben kap helyet az egyes özöngyomokra vonatkozó vizsgálati eredmények kiértékelése, így az az érintett fajok állománynagyságának, térbeli mintázatának, elterjedésének meghatározása alapján a fertőzési gócpontok lehatárolása. A leginkább fertőzött területek, fertőzési gócpontok jellemzése, állapotleírása, a terjedést segítő tényezők meghatározása, értékelése, a terjedési vektorok definiálása. Ezen tényezőket is figyelembe véve igyekszünk a leghatékonyabb védekezési lehetőségek meghatározására.

8.1. Bevezető, általános irányelvek

Az intézkedési terv kidolgozása során alapvető szempontunk volt a forráshatékonyság szem előtt tartása. A projektterület jelentős kiterjedése (58 db 10×10 kilométeres érintett ETRS grid négyzet) és a részletesen vizsgált 100 km^2 mintaterület méretei eleve predesztinálják, hogy milyen célokat tűzhetünk ki az egyes özöngyomok visszaszorításában. Az általunk szem előtt tartott időkeret illeszkedik a monitoringtervekben meghatározott 3 évente ismétlődő monitoringperiódusokhoz. Ez lehetővé teszi, hogy a visszaszorítást célzó kezelések eredményességét és hatékonyságát mérjük (detektáljuk) és az eredmények alapján szükség esetén módosítsunk a „kezelései terveken". Ki kell emelni, hogy az eddig rendelkezésre álló előfordulási adatok a terepen felmért területen (100 km^2 mintaterület) teszik lehetővé konkrét beavatkozások tervezését (itt sem a teljes területre és minden fajra vonatkozóan), a teljes projektterületen nem. A jóval nagyobb projektterületen az egyes fajok előfordulása csak érintőlegesen ismert (jelenlét/hiány szinten) meglehetősen durva térléptékben (ETRS grid négyzetek).

Ezen az „óriási", több kistájat érintő területen is van azonban lehetőség az özöngyomok terjedésének lassítására, ha figyelembe vesszük a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeit is.

8.1.1. Védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei

Néhány, laikusok által könnyen azonosítható faj (esetleg fajpár) esetén a közösségi adatgyűjtés és térképezés lehetőségével párhuzamosan a terjedés lassítása, egyes fajok lokális visszaszorítása is megvalósítható (pl. *Acer negundo, Impatiens glandulifera, Fallopia × bohemica* (praktikusan a következő fajtól való elválasztás ebben az esetben nem kiemelten fontos), *Fallopia japonica* (praktikusan az előző fajtól való elválasztás ebben az esetben nem kiemelten fontos), *Amorpha fruticosa, Robinia pseudo-acacia, Ailanthus altissima, Elaeagnus angustifolia, Heracleum mantegazzianum, Solidago gigantea* (praktikusan a következő fajtól való elválasztás ebben az esetben nem kiemelten fontos), *Solidago canadensis* (praktikusan az előző fajtól való elválasztás ebben az esetben nem kiemelten fontos). A javasolt módszer egyrészt magában foglalja a tájékoztatást, az özöngyomok (és azok veszélyeinek) megismertetését a lakossággal. Ennek részeként annak hangsúlyozását, hogy ezeknek a fajoknak az ültetése települési környezetben sem kívánatos, mivel sok esetben a természetes vagy természetközeli élőhelyek az ültetett (kertészeti, közterületi) állományokból „fertőződhetnek" meg. Egy következő lépés lehet olyan, a lakosság számára szóló útmutató elkészítése, ami települési környezetben alkalmazható, biztonságos és a jogszabályi feltételeknek is megfelelő irtási lehetőségeket tartalmaz. Szintén a visszaszorítással függ össze a fajok közösségi (lakossági, civil) monitorozási lehetőségének a megteremtése is. A nagy kiterjedésű projektterületen a szakemberek által végzett monitorozó tevékenység általában a természetes és természetközeli élőhelyek felmérését célozza, a más jellegű (nem védett vagy Natura 2000 területek) területeken az esetlegesen kialakuló fertőzési gócokat ezek a részletes felmérések nem mutatják ki, hiszen más a célterületük. A lakosságtól érkező, a fajok előfordulásokra vonatkozó konkrét információk viszont éppen ezekre hívnák fel a természetvédelmi kezelő, illetve a szakemberek véleményét. Másrészt ugyanez a tevékenység egyben aktív és hatékony szemléletformálásra is lehetőséget adna és vége nem csak egyoldalú kommunikációs csatornaként működne. Véleményünk szerint pl. mobiltelefonos applikáció alkalmazásával a monitorozó tevékenység ezen típusa

megfelelően működhetne. Ennek a módszernek az eszköztára és a megvalósítás módja azonban nagy mértékben eltér a természetvédelmi kezelők által általánosan alkalmazott módszerektől. Az eltérés abból is adódhat, hogy a természetvédelmi kezelő általában a legértékesebb, leginkább veszélyeztetett természeti értékek védelmét igyekszik biztosítani, tehát azokon a területeken folytatja a védekezést, ahol a lakosság (esetleg kisebb közösségek) konkrét szakirányítás nélkül nem tud bekapcsolódni a védekezésbe. Számos özöngyom terjedése ugyanakkor éppen azokról a területekről indult el (és ez jellemző napjainkban is), ahol jelentős természeti érték nincs és a lakosság viszonylag aktívan befolyásolja a vegetációdinamikai folyamatokat (kertvárosi övezetek, rekreációs célú területek, zártkertek stb.). Jelen munka keretében a közösségi jellegű monitorozással és az özöngyomok elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeivel részletesen nem foglalkozunk, ugyanakkor megjegyezzük, hogy ennek kiemelt szerepe lehet az özöngyomok visszaszorításának sikerességében (illetve sikertelenségében) a természetvédelmi kezelő által szem előtt tartott természetvédelmi szempontból értékes területeken is. Szükségesnek tartjuk egy ilyen terv részletes kidolgozását és magvalósítását. Ennek hiányában elképzelhető, hogy egymással ellentétes irányú (egymást kioltó) folyamatok zajlanak majd a későbbiekben is. Nem ritka, hogy egy-egy impozánsabb megjelenésű özöngyom kertészeti célú alkalmazása zajlik pl. zártkerti területen, míg a közelben lévő (akár szomszédos) természeti területen lévő közösségi jelentőségű természetközeli élőhelyen az özöngyom visszaszorítását és terjedésének monitorozást célzó projekt zajlik.

8.1.2. Védekezés további lehetőségeinél figyelembe vett főbb szempontok

A vizsgált területen az özöngyomok visszaszorításának tervezésénél az alábbi fő szempontokat vettük figyelembe, illetve ezeket a stratégiai alapvetéseket alkalmaztuk.

1.

Az intézkedési terv ütemezését és tervezését 3 éves periódusokra bontva igyekszünk meghatározni. 2 db 3 éves periódust figyelembe véve 6 évet ölel át az akcióterv időtartama. Az alapvetően 3 (és/vagy 6 évente) ismétlődő monitorozási tevékenységek ezáltal összhangban lesznek az özönfajok visszaszorítását célzó tevékenységekkel. Utóbbi tevékenységek eredményei tehát mérhetőek (detektálhatóak) lesznek a monitoringtevékenység során. Ez az időbeli tagolás a monitoringeredményeket figyelembe véve az akcióterv módosítására (visszacsatolásra), további hatékonyabb forráshasznosításra (itt most elsősorban finanszírozási értelemben) is lehetőséget adhat a későbbiekben.

2.

Az intézkedési tervben állománycsökkentésre javasolt minden özöngyommal kapcsolatban és minden beavatkozásra javasolt terület esetén annak vizsgálata is célunk, hogy az akciótervben szereplő javaslat megvalósulása esetén mi lesz az eltávolított özöngyomok által korábban uralt területek sorsa. Várható-e például ugyanannak a fajnak (esetleg más özöngyomoknak) az újbóli megjelenése? Milyen változtatás javasolható a területhasználat módjában annak érdekében, hogy a terület a beavatkozások után ne legyen újra özöngyomok termőhelye?

3.

A vizsgált özöngyomok elterjedési viszonyainak ismeretében azoknak a területeknek a kiválasztása, amelyek még jelentős természeti értékkel (elsősorban természetes és természetközeli élőhelyeket figyelembe véve) bírnak, de az özöngyomok borítása már olyan mértékű, hogy feltételezhetően az élőhelyet aktuálisan (1-3 év távlatában is) veszélyezteti a faj(fajok) inváziója. Ez az elv elsősorban a III. csoportba tartozó fajoknál meghatározó, de más fajoknál és területeknél is fontos szerepe lehet. Ez a szempont egy, a természetvédelmi érdekeket szem előtt tartó sürgősségi skálaként is értelmezhető. Ott javasoljuk az elsődleges (1-es sürgősség) beavatkozást az akcióterv során, ahol az özöngyom jelenléte következtében a természetes vagy természetközeli élőhelyek aktuálisan veszélyeztetettek, illetve ahol a természetes vagy természetközeli élőhelyeken az adott özöngyom további terjedése valószínűsíthető. A többi élőhely esetében (jellemzően a jellegtelen élőhelyek) részletesen vizsgálni szükséges az érintett területek gazdasági hasznosítását és egyéb attribútumait

(tulajdonviszonyok és ingatlannyilvántartással kapcsolatos egyéb jellemzők) annak érdekében, hogy a faj visszaszorítását optimalizálni tudjuk. Pl. erdőtervezett erdők esetén lehetséges, hogy az esedékes véghasználat során érdemes a faj kiirtását az erdőgazdálkodóval közösen (az erdőgazdálkodót segítve) megcélozni. Ezeken a területeken tehát 2-es sürgősséggel javasoljuk a faj visszaszorítását (kiirtását) az akcióterv során.

4.

Az intézkedési tervben megfogalmazott lehetőségek megvalósulása előtt mindenképpen szükséges az érinett területek természetvédelmi kezelőjével és tulajdonosával/vagyonkezelőjével történő részletes egyeztetés, hiszen számos olyan szempontot a tervezés során nem tudtunk figyelembe venni, ami döntő fontosságú lehet a terv megvalósítása szempontjából. A részletes egyeztetés és véleményezés eredményeit felhasználva lehet azt a konkrét cselekvési tervet kidolgozni, ami alapján már a konkrét, gyakorlati munka megkezdhető.

8.2. A javasolt védekezés alapvonásai az egyes fajcsoportok (I., II., III.) esetében

8.2.1. A II. csoportba (ritkának minősülő özöngyomok) tartozó fajok

A II. csoportba tartozó fajok esetén (ritkának minősülő fajok) célkitűzésként merülhet föl egy-egy faj ismert állományának gyors (maximálisan 6 év - első térképezési ciklusban történő) és teljes visszaszorítása (kiirtás) a vizsgált területről. A WeCon projekthez kapcsolódó terepi adatgyűjtések során a keskenylevelű ezüstfát (*Elaeagnus angustifolia*), az ártéri japánkeserűfüvet (*Fallopia japonica*), a kaukázusi medvetalpat (*Heracleum mantegazzianum*) és a kanadai aranyvesszőt (*Solidago canadensis*) nem találtuk a vizsgált területen. Ezeknek a fajoknak a jelenlétéről Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások alapján van információnk. Ezek az adatok nem teszik lehetővé a konkrét állományok topográfiai lokalizációját, másrészt ezek az előfordulások (legalábbis jelentős részben) nem a vizsgált 100 négyzetkilométeres területen vannak.

Ugyanakkor az előbb említett fajok és az *Elaeagnus angustifolia*, a *Fallopia japonica* (praktikusan a másik *Fallopia* fajtól való elválasztás ebben az esetben nem kiemelten fontos) és a *Heracleum mantegazzianum* fajok visszaszorítása a közösségi jellegű monitorozással és az özöngyomok elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek kiaknázásával részben megoldható lenne (8.1.1). Megjegyezzük, hogy ezek a „közösségi" lehetőségek ezeknél a fajoknál valóban kiemelten eredményesek lehetnek, hiszen a projektterületen még ritkák és némi tájékozódás után könnyen felismerhetők. A gyakoribb fajpárokkal (*Solidago gigantea, Fallopia × bohemica*) való összetévesztés nem okoz problémát, hiszek ezek szintén visszaszorítandó inváziós növényfajok. Ezeknél a fajoknál tehát minden feltétel adott, hogy a projektterületen a további terjedésük gátolva legyen az említett módszerrel.

A II. csoportba tartozó fajok közül a *Prunus serotina* az *Amorpha fruticosa* és a *Ailanthus altissima* fajok előfordulásairól pontos adatokkal rendelkezünk a vizsgálati területről. A *Prunus serotina* 8 előfordulási adatából 6 (poligonnal lehatárolt terület) egy csoportban található Kőszeg mellett. 1 előfordulás a Lapincs vízfolyás határt átlépő mintaterületén került elő, 1 pedig Bük város külterületén. Az *Amorpha fruticosa* előfordulások Vámoscsalád, Répcelak térségében sűrűsödnek a Répce mentén. Ez a csoportosuló mintázat segítheti a faj visszaszorítását. A csoportos megjelenés az *Ailanthus altissima* fajt is jellemzi. A Boldogasszony-patak (Csepreg külterület) és Peresznye település térségben van az előfordulások jelentős része. A Répce mentén Répceszentgyörgy, Hegyfalu és Csáfordjánosfa térségében is van néhány előfordulás. A faj a legtöbb esetben *Egyéb erdők és fás élőhelyek* élőhelycsoportba tartozó élőhelyeknél került elő (tehát jellegtelen fás élőhelyek), de néhány esetben *Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek*ben (K2) is megjelent. Utóbbi élőhelyekről való eltávolítását elsődlegesen javasoljuk (1-es sürgősség), a többi élőhely esetében

vizsgálni szükséges az érintett területek gazdasági hasznosítását és egyéb attribútumait (tulajdonviszonyok és ingatlannyilvántartással kapcsolatos egyéb jellemzők) annak érdekében, hogy a faj visszaszorítását optimalizálni tudjuk. Pl. erdőtervezett erdők esetén lehetséges, hogy az esedékes véghasználat során érdemes a faj kiirtását az erdőgazdálkodóval közösen (az erdőgazdálkodót segítve) megcélozni. Ezeken a területeken tehát 2-es sürgősséggel javasoljuk a faj kiirtását az akcióterv során. A 2018-2019-es felmérés eredményei szerint az *Amorpha fruticosa* természetes, vagy természetközeli élőhelyeken való előfordulása nem kimondottan jellemző, tehát a *Nedves gyepek és magaskórósok* és a *Domb- és hegyvidéki üde gyepek* élőhelycsoportokba tartozó, a vizsgált terület vonatkozásában jelentős természeti értéknek minősülő élőhelyeken a faj még nem elterjedt (D1, D2, D34, D6, E1, E2, H4 élőhelyek). A faj az *Egyéb erdők és fás élőhelyek* és az *Idegenhonos fafajok uralta erdők és faültetvények* csoportokba tartozó „jellegtelen fás és cserjés élőhelyeken", esetleg *Egyéb fátlan élőhelyek*en (jellegtelen gyepek) fordul elő. Ezek az élőhelyek természetvédelmi-botanikai szempontból kevésbé értékesek. Ebből a megfontolásból a faj elleni védekezést 2-es sürgősséggel javasoljuk. Összefoglalva az *Amorpha fruticosa*, a *Prunus serotina* és az *Ailanthus altissima* fajok teljes mértékű eltávolítását javasoljuk a térképezett területről.

8.2.2. A III. csoportba (általánosan elterjedt, gyakori özöngyomok) tartozó fajok

A III. csoportba tartozó két, általánosan elterjedt és gyakori faj, a *Robinia pseudo-acacia* és a *Solidago gigantea* esetében a fajok jelentős mértékű visszaszorítását a tervezés során figyelembe vett 2 db, 3 éves periódusban (6 év) nem javasoljuk célkitűzésnek. A *Robinia pseudo-acacia* esetén az erdészeti ágazatnak az üzemterveken keresztül ennél az időszaknál jelentősen hosszabb kifutási időre van szüksége egy-egy területen a fafajváltás megvalósítására. A *Solidago gigantea* esetében pedig a védekezés lehetőségei jelentős részben szintén az erdészeti ágazathoz kötődnek, hiszen az előfordulások jelentős része erdőkhöz kapcsolódik. Ezeknél a fajoknál az erdőben (lásd. Erdőtörvény) lévő állományok okozta problémákkal a Natura2000 területek kezelési tervei iránymutatást adnak (főleg a *Robinia pseudo-acacia* esetében). Itt, az erre vonatkozó önkéntesen vállalható kezelési javaslatokat és a kötelezően betartandó előírásokat a körzeti erdőtervezés során legalább részben figyelembe kell venni, illetve érvényesíteni kell.

Az erdőterületeken kívül, a *Solidago gigantea* jellemzően nyílt, mezőgazdasági hasznosítású területen is nagy arányban van jelen. Répceszentgyörgy és Dénesfa között a vízfolyás mentén sok helyen pl. tömegesen jelenik meg, de legalább szórványosan a legtöbb élőhelyfoltban megtalálható a faj. A szűken értelmezett vízfolyások mentén is általánosan előfordul. A nagy kiterjedésű, nyílt élőhelyfoltokat érintő előfordulások véleményünk szerint elsősorban a rét- és legelőgazdálkodás háttérbe szorulásával függ össze, így ebben a tekintetben az esetleges kedvező változások is ennek az ágazatnak a talpra állásától várhatók. Ezeken a területeken a jelenleg érvényben lévő Natura 2000 fenntartási tervek a kötelező előírások mellett minden esetben tartalmaznak olyan, a gazdálkodáshoz kapcsolódó, önkéntesen vállalható előírás-javaslatokat, amelyek az özöngyomok visszaszorítását, illetve terjedésük ütemének csökkentését célozzák. Az élőhelytérképezés során lehatárolt 3222 lehatárolt élőhelyfoltból 271 olyan nyílt, természetes és/vagy természetközeli gyepvegetációval borított területet találtunk (D1, D2, D34, D6, E1, E2, H4 élőhelyek a generalizált Á-NÉR kódok alapján), amely területeken a természeti értékek (első közelítésben élőhelyek) megőrzése érdekében prioritást javaslunk a faj visszaszorításával kapcsolatban. Ebből a 271 foltból kereken 100 élőhelyfolt esetén bizonyosodott be a *Solidago gigantea* jelenléte. Ebből 56 folt esetén a faj borítása nem haladta meg az 5%-ot. Ezeknél a foltoknál feltételezhetően az élőhelyet aktuálisan nem veszélyezteti a faj inváziója. Feltételezhetően azért nem (túlnyomó részben vélhetően azért), mert a gazdasági hasznosítás (kaszálás vagy legeltetés) gátolja a faj térnyerését. A maradék 44 folt esetében a faj tömegessége jelentős mértékű (5-55% közötti), ami alatt azt értjük, hogy az élőhely természetességének csökkenése jelentős és aktuális veszély (1-3 éves távlatban is), illetve várható az élőhely átalakulása is valamely jellegtelen élőhely-típusba. Javasoljuk, hogy a természeti értékek tekintetében kiemelt nyílt (gyepes) élőhelyek közül ez a 44 élőhelyfolt legyen az intézkedési terv első körben érintett területe a faj vonatkozásában (1-es sürgősség). Ezeknek a foltoknak a túlnyomó része

Bő (Répceszentgyörgy mellett) és Dénesfa közötti Répce ártéren található (24 db, jellemzően nagy területű folt). A többi ilyen élőhelyfolt a vizsgált terület más részein „elszórva” található.

Megemlítjük továbbá, hogy az I. csoportba tartozó fajok (szorosan a vízfolyáshoz kötődő özöngyomok) esetén javasolt védekezési lehetőségek a *Solidago gigantea* és a *Robinia pseudo-acacia* fajokat is érintik a vízfolyások mentén. Így a fajokat érintő további javaslataink a következő fejezetben lesznek kifejtve.

A csoportba tartozó fajok elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.2.3. Az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő özöngyomok) tartozó fajok

Az I. csoportba tartozó fajok (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok): *Impatiens glandulifera, Echinocystis lobata, Acer negundo, Fallopia × bohemica*.

Az említett négy faj a vízfolyások mentén gyakori. Jellemző a fajok együttes előfordulása is. A csoportba tartozó négy faj mellett a *Solidago gigantea* és a *Robinia pseudo-acacia* fajok ugyanolyan gyakori (sokszor tömeges) fajok a medrekben, mint az említett négy faj. Emiatt a javasolt kezelések során valójában 6 faj visszaszorítását kell megoldani. Ez a 6 faj sok esetben olyan mozaikosan jelenik meg, hogy részletes és pontos térképezésük az általánosan használt 1: 10 000 léptékű élőhelytérképezéssel nem is megvalósítható. Ugyanez a jelenség azt is jelenti, hogy a kezelések tervezésénél és megvalósításánál számos, nagyobb méretű nyílt (vagy fa- és cserjeállománnyal borított) területen bevált módszer (pl. erőgéppel végzett beavatkozások) használhatatlan. Tovább nehezíti a védekezést, hogy maga a meder, mint geomorfológiai forma nehéz (ezáltal költséges) mozgást biztosít a területen a géppel történő munkavégzés esetén. További nehezítő tényező, hogy a kezelési egységek hosszan elnyúló területei munkaszervezési, szállítási szempontból a legkevésbé ideálisak. Látható tehát, hogy ennek a fajcsoportnak a visszaszorítását és a védekezést ezeken a területeken számos tényező nehezíti. Az egyik, eddig nem említett tényező, hogy a vízfolyások medre (itt most a vízügyi értelemben vett meder és a csatlakozó, általában gazdasági hasznosítás nélküli területek) nem tartozik (túlnyomó részben) a támogatható mezőgazdasági területek közé és általában az erdőtervezett erdők területéhez sem. Természetvédelmi szempontból ez persze számtalan előnnyel jár, hiszen például nagyrészt spontán vegetációdinamikai folyamatok érvényesülhetnek. Másfelől viszont az özöngyomok elleni védekezést nem lehetséges automatikusan társítani az egyes mező- vagy erdőgazdálkodási munkafázishoz (például a kaszálás és/vagy legeltetés rendjének módosításával). Másképpen fogalmazva nem kötődik alapvető gazdálkodói érdek a területekhez, így a természetvédelmi kezelő nehezen találhat partnert (együttműködő felet) a céljai megvalósításához.

Mindezeket a nehezítő tényezőket, a stratégiai alapvetéseket és az eddigi gyakorlati tapasztalatokat (SCHINDLER ET AL.2016) figyelembe véve javaslataink a következők:

Javasoljuk, hogy a felsorolt vízfolyások mentén csak bizonyos területegységeken (részterületeken) történjen meg a részletes cselekvési terv kidolgozása és megvalósítása (az inváziós növényfajok eltávolítása). Javasoljuk, hogy mindez a helyi gazdálkodók bevonásával történjen. Közülük is lehetőleg a jelenleg (a terepi vizsgálatok idején tapasztaltakat alapul véve) legeltetést is folytató gazdálkodókkal történő közös projektet javaslunk. A magyarországi ártéri területeken történő eddigi bőséges tapasztalatok alapján állítható, hogy a célterületek szabályozott és kontrolált legeltetése óriási előnyt biztosít. A legeltetés, mint természetvédelmi kezelés véleményünk szerint nagyban hozzájárulhat a szóban forgó fajok állományainak csökkentéséhez és az elért kedvező állapotok fenntartásához. A vizsgált területen 40 olyan élőhelyfoltot találtunk, amelynél legeltetéssel történő hasznosítást tapasztalt a térképező a 2018-2019-es térképezés során. Ebbe nem tartoznak bele a „fáslegelők”, mivel azoknál nem tudtuk eldönteni, hogy jelenleg is legeltetve vannak-e, vagy csak korábbi időszakból megmaradt struktúrát ismert-e fel a térképező (4 ilyen folt van a térképezett területen). Ezek a „legeltetett” területek általában nem érintik magát a medret, de legtöbb esetben közvetlenül határosak azzal. A legeltetés részleteiről részletes információink nincsenek, a foltok szöveges jellemzése (szöveges foltjellemzés) ad csupán támpontot. Ez alapján szarvasmarhával és

birkával történő legeltetésről van tudomásunk. A legeltetett területek leginkább természetközeli gyepek (D34, E1), de más élőhelyek is érintettek. A meglévő információkat alapul véve hozzávetőlegesen 8-10 olyan helyszín jöhet szóba, ahol legeltetésre alapozott cselekvési terv kidolgozása szóba jöhet. A potenciális helyszínek a Répce Bő és Dénesfa közötti szakaszán és a Sorok Sorokpolány és Zsennye közötti szakaszán csoportosulnak (bár máshol is lehetnek még alkalmas helyszínek). Ezeken a részterületeken a projektterületeket úgy javasoljuk kijelölni, hogy lehetőleg az ártéri peremtől (általában egyben a hullámtér széle) egészen a folyóig minden élőhelyet, tehát lehetőleg a teljes területet érintse az inváziós fajok eltávolítását célzó projekt a (természetesen a jelenleg legeltetett területeket „centrumnak" véve). Ezáltal az érintett vízfolyás medre (jobb vagy bal partja) is a projektterület része lenne. Tehát éppen azok a területek, amelyek az inváziós fajok terjedésében kiemelt szerepet játszanak, illetve, ahol az inváziós fajok a legnagyobb fajszámmal és jellemzően a legnagyobb tömegességgel fordulnak elő. Az érintett projektterületeken lévő élőhelyek nagyrészt jellegtelen és alacsony természetességű élőhelyek lennének a jelenleg is legelt foltok kivételével (hiszen ezek épp a legelés/kaszálás miatt maradtak „jó" állapotban). Ezt fontosnak tartjuk kiemelni annak elkerülése érdekében, hogy egy esetleges „Van-e keresnivalója legelő haszonállatnak erdőterületen?" témájú szakmai vita fellángolását megelőzzük. A potenciális helyszíneket szemlélve egyértelműen látható, hogy itt nagyrészt mesterségesen létrehozott medrek rézsűjének nagyrészt jellegtelen élőhelyeinek) közöttük az inváziós fajok zárt állományai!) és kisebb facsoportok, fasorok szabályozott legeltetéséről lenne szó. Javaslatunk nem a nagyobb zárt faállományok kezelését célozza meg. Előző fejezetekben több helyen említettük, hogy ezeknek az élőhelyeknek (az egyszerűség kedvéért erdők) az inváziós fajokkal kapcsolatos természetvédelmi problémáinak megoldását szorosan az erdőgazdálkodás keretein belül tartjuk megvalósíthatónak. A javaslatunk alapján megvalósuló projektek során felgyűlt tapasztalatok lehetőséget adnának, hogy a későbbiek során az alkalmazott és optimalizált módszereket kiterjedten alkalmazzák a többi vízfolyás mentén. Kiemeljük továbbá, hogy az általunk itt javasolt módszer valójában egy komplex, fajonként és területenként eltérő és célirányos tevékenységsor, amelynek a legeltetés csak az egyik eleme. Ezt azért emeltük ki a többi közül, mert ennek alkalmazása talán újszerűen hat a szóban forgó kisebb vízfolyások mentén. Másrészt, a többi módszerrel karöltve véleményünk szerint a siker kulcsa lehet az inváziós fajok visszaszorítása terén a 6 faj esetében a projektbe bevont területeken.

További megjegyzések:

A szóban forgó 6 faj mindegyikével kapcsolatban vannak kedvező legeltetési tapasztalatok (Eredmények - inváziós növényfajok című fejezet) legeltetési tapasztalatok. Ezek általában a fiatal hajtásokra (virágzás előtt) vonatkoznak. Általánosságban javasoljuk, hogy az inváziós fajok zárt állományainak eltávolítása elsőként mechanikai úton történjék (pl. fakivágás, szárzúzás, kaszálás). Ezután egyes fajoknál kémiai védekezésre is szükség lehet. Ezek után (biomassza eltávolítás és kémiai kezelés) történhet meg a fiatal, regenerálódó hajtások legeltetése. Ez egy általános séma. A részleteket a cselekvési terv elkészítése során javasoljuk kidolgozni.

A projektterületek várhatóan meglehetősen változatos földterületeket fognak érinteni, mind művelési ágak szerint, mind a vonatkozó jogszabályok tekintetében. Vélhetően több tulajdonos lesz érintett, a medrek jellemzően állami tulajdonban vannak. Működésüket, kezelésüket számos jogszabály szabályozza. Véleményünk szerint ezeknek az ágazati (vízügyi, erdészeti, természetvédelemi, vadászati, gazdálkodói stb.) szabályozásoknak és érdekeknek az összehangolása a kívánt természetvédelmi kezelés megvalósítása során jelentős többletmunkát igényelnek majd. Az ezzel kapcsolatos feladatok jelentős része a cselekvési terv elkészítése során realizálódik majd.

Itt említjük meg továbbá, hogy az összetett feladatok megvalósításakor vélhetően hatékonyabb közös munka valósítható meg a gazdálkodóval szorosan együttműködve, mint vállalkozó bevonásával. A tervezett beavatkozások utáni években a gazdálkodónak kell majd a fenntartó jellegű beavatkozások túlnyomó részét elvégezni.

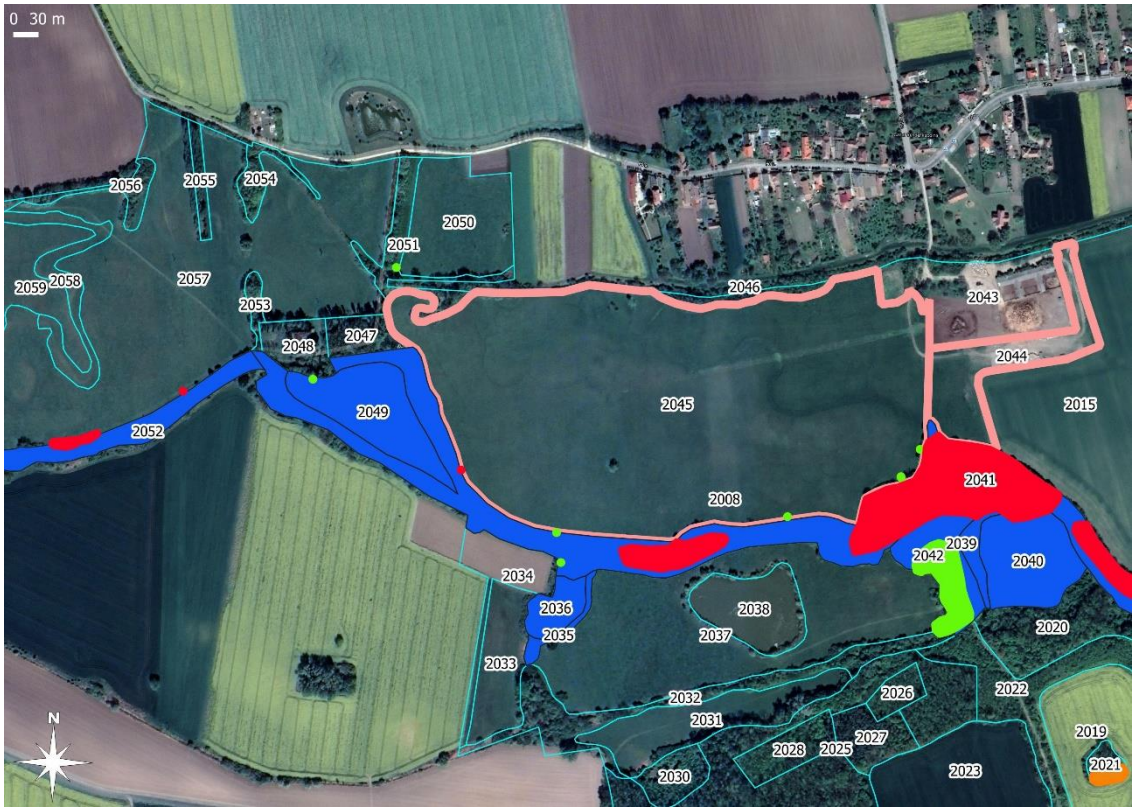
Végül megemlítjük, hogy a csoportba tartozó fajok elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.2.3.1. Inváziós fajok visszaszorítására vonatkozó legeltetésre alapozott javaslat részletes bemutatása konkrét mintaterület bemutatásával

Elképzelésünk szemléltetésére a 40 db „legeltetéssel érintett" élőhelyfoltból kiválasztottunk 2 élőhelyfoltot Chernelházadamonya településtől délre. Itt, a nagyobb legeltetett terület egy fajgazdag, mozaikos gyep (AZONOSITO: 2045, 2044) (70. ábra, 71. ábra). ÁNÉR kód: E1×D34. Foltjellemzés: „Mezofil és xeromezofil típusú kaszálórét foltok váltakoznak ebben a legeltetett gyepben. Fajgazdag, mozaikos gyep. Mocsárrét csak az egykori holtmedrek keskeny mélyedéseiben van jelen. Északi része szárazabb." Ettől a folttól keletre található (AZONOSITO: 2044) egy kisebb területű, erősen túllegeltetett, gyomos gyep. ÁNÉR kód: OB. Ettől északra található a 2043-as (AZONOSITO) folt, ami mezőgazdasági telephely (jószágállás, karám) (71. ábra). ÁNÉR kód: U4. Vélhetően az ezen a telephelyen tartott szarvasmarhával legeltetik a 2045-ös foltot, ahol természetközeli üde gyepek találhatók. Ezen a három folton a vizsgált inváziós fajok jóformán hiányoznak. Egyedül az *Acer negundo* fajnak van 3 pontadata a 2045-ös folt déli szegélyén (72. ábra). A foltokat körülvevő területeken ugyanakkor özönfajok jelentős állománya jellemző. A *Robinia pseudo-acacia* és a *Solidago gigantea* fajok jóformán mindegyik szomszédos élőhelyen előfordulnak (74. ábra, 75. ábra). Ezek a fajok gyakran tömegesen jelennek meg. Az *Impatiens glandulifera* és az *Echinocystis lobata* a legelt területekhez délről csatlakozó Répce medre mentén végig jellemzők (73. ábra). Ezeken kívül szintén a Répce medrében előfordul még a *Fallopia × bohemica* és az *Acer negundo* (72. ábra). A környező területeken tehát az inváziós fajok száma magas. Összességében az inváziós fertőzöttség jelentős mértékű. Javasoljuk, hogy a közvetlenül szomszédos és a közeli élőhelyfoltok közül a 2054, 2055, 2046, 2048, 2047, 2052, 2053, 2008 és a 2051 foltokon történjen meg az inváziós fajok eltávolítása mechanikai (tőelválasztás) és kémiai módszerek alkalmazásával, majd a fenntartó jellegű kezelés (utókezelés) alapvetően a legeltetés és/vagy a legeltetéssel kiegészített kaszálás (szárzúzás) legyen a 2048-as folt kivételével. A 2048-as folton (ez egy áramtelep) a további kezelések is mechanikai (kaszálás) és kémiai módszerek legyenek. A felsorolt foltokon jellemző ÁNÉR élőhelyek részben alacsony természetességű és jellegtelen élőhelyek (OB, U4, S2, S7), részben pedig természetes vagy természetközeli, de kiemelhető természetvédelmi-botanikai értéket nem hordozó alacsony-közepes természetességű élőhelyek (P2b, RA, RC). A foltok fajlistáiban védett és florisztikailag értékesebb vagy érdekesebb növényfajok nem szerepelnek.

70. ábra. Chernelházadamonya településtől délre két élőhelyfolton tapasztaltunk legeltetést a terepi felmérések során. Ezek határait vastag, rózsaszín vonallal jelöltük. Sárga színezéssel azokat a csatlakozó élőhelyeket színeztük, amelyek esetében a legeltetést ideális utókezelésnek tartjuk az inváziós növényfajok mechanikai és kémiai kezelése után. Az ábrázolt foltok esetében a jellemző ÁNÉR kódokat tüntettük fel az ábrán

71. ábra. Chernelházadamonya településtől délre két élőhelyfolton tapasztaltunk legeltetést a terepi felmérések során. Ezek határait vastag, rózsaszín vonallal jelöltük (2044, 2045 számú foltok). A legeltetett foltok környezetében lévő foltokat és azok számát (AZONOSITO) is jelöltük a térképen



72. ábra. A jelenleg is legeltetett területeken (vastag, rózsaszín vonallal határolva) az inváziós fajok jóformán hiányoznak. Egyedül az Acer negundo fajnak van 3 pontadata a 2045-ös folt déli szegélyén (zöld ponttal jelölve). Az Acer negundo előfordulásait zöld színnel, a Fallopia × bohemica előfordulásait pirossal, az Impatiens glandulifera előfordulásait kékkel, míg az Ailanthus altissima előfordulását narancssárga színezéssel jelöltük

73. ábra. Zölddel színeztük azokat a foltokat, ahol az Echinocystis lobata előfordul

74. ábra. Sárgával színeztük azokat a foltokat, ahol a Robinia pseudo-acacia előfordul

75. ábra. Narancssárgával színeztük azokat a foltokat, ahol a Solidago gigantea előfordul

Erdőtervezett erdők nem érintettek [web28] a felsorolt területeken.

Művelési ág szerint a felsorolt foltok legnagyobb arányban „rét” kategóriát érintenek. Előfordul még szántó és gyep is. Ezek mellett jelentős még a „művelés alól kivett” területek aránya. Ezek a vízfolyások és vízgazdálkodással kapcsolatos területek (Malom árok, Répce, Nagyér patak, árok) és út, illetve udvar és transzformátorház. A rét és gyep művelési ágak esetében terület helyreállításnak minősülne a javasolt beavatkozás, de véleményünk szerint a többi esetben sem adódnak jelentős ütközések a művelési ágakra vonatkozó jogszabályokkal kapcsolatban.

A HUFH20010 Répce-mente kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület fenntartási tervével alapvetően összhangban van a javaslatunk, bár vannak tisztázásra szoruló kérdések. Arányaiban jelentősek a GY-01 (D2, D34, E1, B5 ÁNÉR élőhelyek tartoznak ide), ER-01 (A Répce mentén található puhafás ligeterdők tartoznak a kezelési egységbe), ER-05 (Őshonos fajú facsoportok, fasorok, erdősávok – RA élőhelyek tartoznak ide). Az ER-01 esetében megjegyezzük, hogy az érintett (a mellékletben lévő térképen látható) területen a Répce mentén valójában jellegtelen erdők találhatók, nem pedig *Fűz-nyár ártéri erdők* (J4) és *Folyó-menti bokorfüzesek* (J3). Ez azonban lényegében nem befolyásolja a javaslatunkat. A fenntartási terv több ponton kiemeli az inváziós fajok visszaszorításának szükségességét.

Végül kiemeljük, hogy az inváziós fajok visszaszorítására tett javaslatunk alapvetően és jelentősen nem eredményezi majd a jó állapotú természetközeli gyepeken (kaszálók és legelők) a legelőnyomás emelkedését. Ezeknek a gyepeknek a továbbiakban is a kaszálás marad az alapvető hasznosítása. A példaként vizsgált mintaterületet nézve tehát a 2045-ös és a 2047-es foltokon (mindkettő E1×D34) nem cél a legelőnyomás növelése. Ezeknek a foltoknak a szegélyén azonban mégis számítani kell némi növekedésre a legelőnyomást illetően, mivel az inváziós fajok állományai ezeknek a foltoknak a szegélyén (amelyek nagyrészt már a szomszédos élőhelyfoltok) találhatók. A legeltetni kívánt regenerálódó inváziós faj állományok innen közelíthetők meg, ez azonban véleményünk szerint a természetközeli gyepek természetvédelmi helyzetét nem fogja negatívan érinteni. Különösen sérülékeny lokális értékek (növény és állatfajok) esetén természetesen a részletes cselekvési terv kitér majd a szükséges korlátozásokra.

A Répce mentén, a rézsű lejtőjén lévő állományok legeltetése nem megvalósítható, erre nem is számítunk. Továbbá természetesen csak a bal part legeltetésére lenne lehetőség, annak ellenére, hogy a Répcét is lefedő foltok mindkét partot érintik.

8.3. A vizsgált özöngyomok visszaszorításának javasolt lehetőségei az egyes fajok esetében

8.3.1. Hibrid japánkeserűfű – Fallopia × bohemica

Az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok) tartozó faj.

A csoportnál leírt javaslataink szolgálhatják a faj visszaszorítását a kijelölt projektterületeken. Mechanikai és kémiai módszerek alkalmazását tartjuk szükségesnek a faj visszaszorításának érdekében. A kedvező állapotok fenntartását (aktív beavatkozás utáni) elsősorban legelésre és kaszálásra alapozott természetvédelmi kezelésben látjuk. Legeltetés főleg a tavaszi időszakban folytatható, mivel a nagyra nőtt szárak már kemények, parásodó tövűek. Glifozát és diklobenil hatóanyagú készítmények hatásosak a fajnál. Glifozát esetében a vízközeli állományoknál védőtávolság betartása szükséges. A másik szert kora tavaszi időszakban a növény kihajtás előtti stádiumában kell alkalmazni.

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.3.2. Ártéri japánkeserűfű – Fallopia japonica

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

Ismereteink szerint a faj igen ritka a tárgyalt térségben. A korábbi adatok alapján 2 ETRS négyzetből vannak adatai. A WeCon projekthez kapcsolódó egyéb adatgyűjtések során az ártéri japánkeserűfüvet (*Fallopia japonica*) nem találtuk. A *Fallopia × bohemica* és *Fallopia japonica* fajok hasonlósága (megjelenés, termőhely- és élőhelypreferencia) nagymértékű, véleményünk szerint együtt tárgyalhatók a továbbiakban, így a faj visszaszorításának lehetőségei lényegében megegyeznek a Fallopia × bohemica esetében leírtakkal.

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.3.3. Kaukázusi medvetalp – Heracleum mantegazzianum

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

Ismereteink szerint a fajnak egyetlen adata van a tárgyalt térségből (Borzó-patak), egyetlen ETRS négyzet érintett. A WeCon projekthez kapcsolódó egyéb adatgyűjtések során a kaukázusi medvetalpat (*Heracleum mantegazzianum*) nem találtuk. A faj teljes mértékű eltávolítását javasoljuk az ismert termőhelyről. Kémiai módszer alkalmazását tartjuk szükségesnek. Júniusában és júliusában injektálva juttatható a vegyszer (dikamba, triklopyr és glifozátszármazékok) a növények üreges szárába. Az első kezelés után szükséges a beoltott növények további megfigyelése, esetleges utókezelése. A vegyszeres kezelés egyik fő eleme, hogy a növények nem távolíthatók el, kaszálhatók le a teljes pusztulás és száradás bekövetkeztéig (október), ugyanis a túl korán lekaszált tövek így újra kihajthatnak.

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.3.4. Bálványfa – Ailanthus altissima

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

A faj teljes mértékű eltávolítását javasoljuk a térképezett területről függetlenül attól, hogy természetes és természetközeli vagy jellegtelen élőhelyeken található a faj. Kémiai és mechanikai módszerek alkalmazását tartjuk szükségesnek. Nehezen írtható faj. Egyszeri gyomírtó szeres kezeléssel 100%-os hatás nem érhető el. A leghatásosabb minél gyorsabban felszívódó gyomirtó szert juttatni az egyed szállítószöveteibe, hogy az eljusson a gyökerekbe. Ennek módja olajos kéregecsetelés, a fák megsebzése vagy megfúrása és a lyukba gyomirtó szer csorgatása, illetve fainjektálás. A kezelés elvégzésére a szakirodalmi adatok szerint a nyár végi, kora őszi időpont a legjobb, de hazai vizsgálatok szerint tavaszi időpont is megfelelő.

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.3.5. Keskenylevelű ezüstfa – Elaeagnus angustifolia

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

Ismereteink szerint a faj ritka a tárgyalt térségben, 9 ETRS négyzetből van adata. A WeCon projekthez kapcsolódó egyéb adatgyűjtések során a keskenylevelű ezüstfát (*Elaeagnus angustifolia*) nem találtuk. Jelen fázisban a faj visszaszorítását célzó tevékenységet nem tartunk szükségesnek a térképezett területen, mivel pontos lokalitásadatokkal nem rendelkezünk. a későbbiekben azonban a gyökerestől való kihúzás erőgéppel alkalmazható (talajállapottól függően). Vágás esetén fáit a nyár

folyamán kell kivágni, és a tönköket közvetlenül vágás után le kell permetezni (GARLON 4 E, 10% keverék vízzel vagy gázolajjal). A következő évben a felverődött sarjakat ismét vágni és permetezni kell. A legtöbb területen a kétszeri kezelés elégséges.

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.3.6. Kései meggy – Prunus serotina

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

A faj teljes mértékű eltávolítását javasoljuk a térképezett területről függetlenül attól, hogy természetes és természetközeli vagy jellegtelen élőhelyeken található a faj. Kémiai és mechanikai módszerek alkalmazását tartjuk szükségesnek. Intenzíven képződő tuskósarjai miatt a tőelválasztás önmagában nem sikeres módszer. A mechanikai módszerek közül sikerrel alkalmazzák a kéreggyűrűzést, illetve a magoncok kézzel való kihúzását. Vegyszeres irtása a fásszárúak körében általánosan elterjedt módszerekkel jellemzően eredményesen végezhető (glifozát hatóanyagú szerek). Lombjának permetezése esetén, vastag bőrnemű levelei miatt, tapadássegítő szerek alkalmazása szükséges a várt siker eléréséhez.

8.3.7. Fehér akác – Robinia pseudo-acacia

Az III. csoportba (általánosan elterjedt, gyakori fajok) tartozó faj.

A csoportnál leírt javaslataink szolgálhatják a faj visszaszorítását a kijelölt projektterületeken. Mechanikai és kémiai módszerek alkalmazását tartjuk szükségesnek a faj visszaszorításának érdekében. Visszaszorításának tervezésekor nem csupán az éveken keresztül feltörő sarjakat kell figyelembe venni, hanem a magról történő felújulásának évtizedekig fennálló lehetőségét is. A legtöbb esetben mechanikai megoldások önmagukban nem, vagy csak hosszú idő alatt tudják visszaszorítani. Vegyszeres irtása a fás szárú fajok esetében általánosan elterjedt módszerekkel sikerrel végezhető (glifozát hatóanyagú szerek).

A védekezés lehetőségei jelentős részben az erdészeti ágazathoz kötődnek, hiszen az előfordulások jelentős része erdőtervezett erdőhöz kapcsolódik. Ezeknél a fajoknál az erdőben (lásd. Erdőtörvény) lévő állományok okozta problémákkal a Natura2000 területek kezelési tervei iránymutatást adnak.

Továbbá, az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok) tartozó fajoknál leírt védekezési lehetőségek (projektterületek kijelölése a vízfolyások mentén – legeltetés) szintén vonatkoznak a fajra. Ebben az esetben elsősorban a nyílt területek és vízfolyások szegélyén lévő kisebb állományok érintettek.

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.3.8. Kanadai aranyvessző – Solidago canadensis

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

Ismereteink szerint a faj ritka a tárgyalt térségben, 6 ETRS négyzetből van adata. A WeCon projekthez kapcsolódó egyéb adatgyűjtések során a kanadai aranyvesszőt (*Solidago canadensis*) nem találtuk. Jelen fázisban a faj visszaszorítását célzó tevékenységet nem tartunk szükségesnek a térképezett területen, mivel pontos lokalitásadatokkal nem rendelkezünk. A későbbiekben azonban a *Solidago gigantea* faj esetében leírt visszaszorítási módszerek alkalmazhatók.

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.3.9. Magas aranyvessző – Solidago gigantea

Az III. csoportba (általánosan elterjedt, gyakori fajok) tartozó faj.

A csoportnál leírt javaslataink szolgálhatják a faj visszaszorítását a kijelölt projektterületeken. Mechanikai és kémiai módszerek alkalmazását tartjuk szükségesnek a faj visszaszorításának érdekében. A kedvező állapotok fenntartását elsősorban legelésre és kaszálásra alapozott természetvédelmi kezelésben látjuk a nyílt területeken. A rendszeres (évente minimum kétszeri!) kaszálás alapvető védekezési mód. Hajtásukat számos háziállat legeli, de pl. a marhafélék csak a virágzást megelőző időszakban. Megfigyelések szerint a ló és a szamár a virágzó hajtásokat is szívesen fogyasztja. Magas szaponintartalma problémát okozhat, legeltetés előtt állattenyésztő szakemberekkel egyeztetni szükséges. Természetvédelmi célból a vegyszeres védekezést a Solidago-fajok ellen csak a természetvédelmi szempontból fontos területekkel szomszédos parlagokon javasoljuk.

A védekezés lehetőségei jelentős részben az erdészeti ágazathoz kötődnek, hiszen az előfordulások jelentős része erdőtervezett erdőhöz kapcsolódik.

Továbbá, az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok) tartozó fajoknál leírt védekezési lehetőségek (projektterületek kijelölése a vízfolyások mentén – legeltetés) szintén vonatkoznak a fajra. Ebben az esetben elsősorban a nyílt területek és vízfolyások szegélyén lévő kisebb állományok érintettek.

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.3.10. Bíbor nebáncsvirág – Impatiens glandulifera

Az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok) tartozó faj.

A csoportnál leírt javaslataink szolgálhatják a faj visszaszorítását a kijelölt projektterületeken. Mechanikai módszerek alkalmazását tartjuk szükségesnek a faj visszaszorításának érdekében. A kedvező állapotok fenntartását elsősorban legelésre és kaszálásra alapozott természetvédelmi kezelésben látjuk. Mivel gyökérzete kis kiterjedésű és sekély, ezért a talajból könnyen kihúzható (virágzás előtt kisebb állományoknál alkalmazható). Művelési védekezési módszerként egyrészt a legeltetés jöhet számba. Brit tapasztalatok szerint a juh és a szarvasmarha válogatás nélkül legeli a teljes növényt. Nagyobb állományok esetében a kaszálás ajánlott, de ha ez korán történik, akkor a növény újrahajthat. A júniusban lekaszált növény azonban már nem tud virágozni.

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.3.11. Süntök – Echinocystis lobata

Az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok) tartozó faj.

A csoportnál leírt javaslataink szolgálhatják a faj visszaszorítását a kijelölt projektterületeken. Mechanikai módszerek alkalmazását tartjuk szükségesnek más inváziós növényfajok visszaszorítása során (ahhoz kapcsoltan). A kedvező állapotok fenntartását elsősorban legelésre és kaszálásra alapozott természetvédelmi kezelésben látjuk.

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.3.12. Zöld juhar – Acer negundo

Az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok) tartozó faj.

A csoportnál leírt javaslataink szolgálhatják a faj visszaszorítását a kijelölt projektterületeken. Mechanikai és kémiai módszerek alkalmazását tartjuk szükségesnek a faj visszaszorításának érdekében. Eddigi tapasztalataink alapján visszaszorítása vegyszermentesen csak a csemeték kihúzásával valósítható meg sikeresen. Az általánosan elterjedt vegyszeres eljárásokkal jól irtható (glifozát hatóanyagú szerek). A kedvező állapotok fenntartását elsősorban legelésre és kaszálásra alapozott természetvédelmi kezelésben látjuk.

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

8.3.13. Gyalogakác – Amorpha fruticosa

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

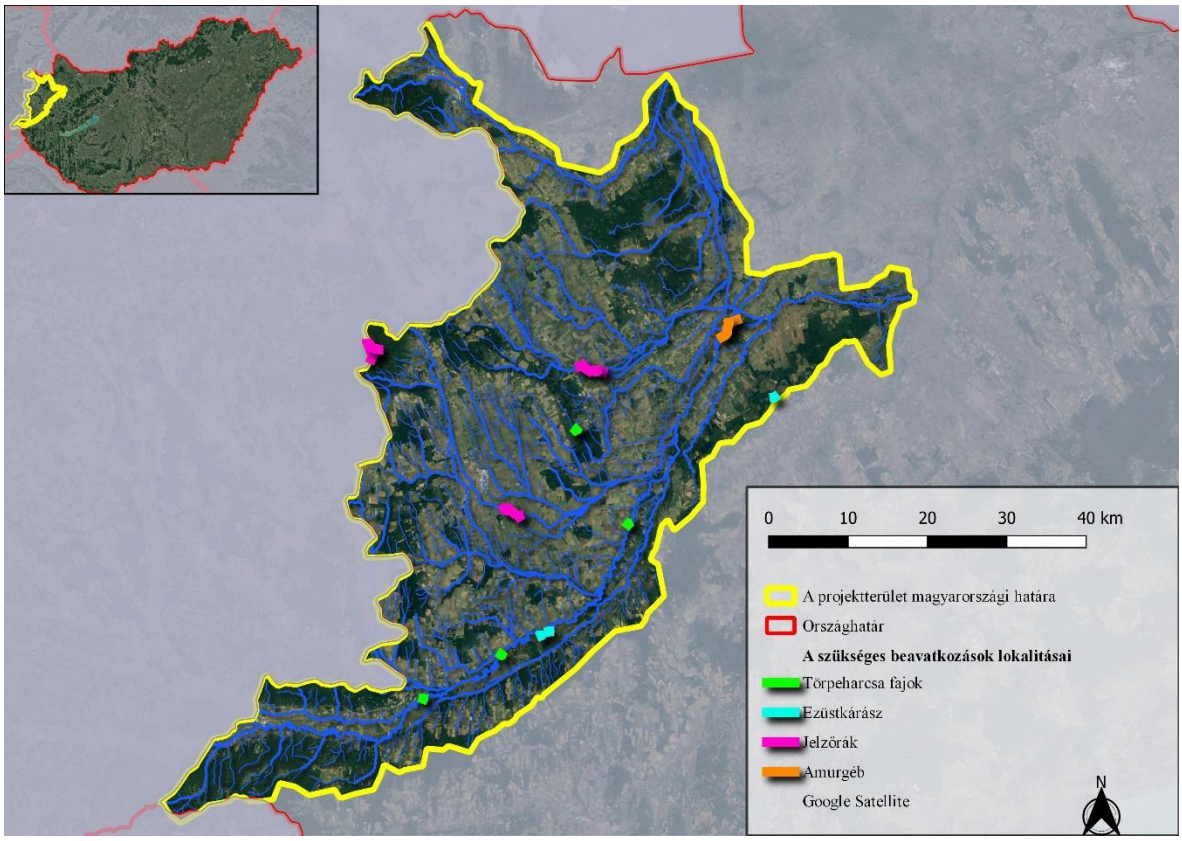
A faj teljes mértékű eltávolítását javasoljuk a térképezett területről függetlenül attól, hogy természetes és természetközeli vagy jellegtelen élőhelyeken található a faj. Kémiai és mechanikai módszerek alkalmazását tartjuk szükségesnek. Vegyszermentes irtására több bevált módszert is alkalmaznak a gyakorlatban. Számos haszonállat, de főként a szürke marha esetében ismert, hogy lombját, illetve fiatal hajtásait szívesen fogyasztja. Elszigetelt, folyamatos invázióval nem veszélyeztetett helyeken a vegyszeres kezelés megoldás lehet (glifozát hatóanyagú szerek).

A faj elleni védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségei a teljes projektterület nem térképezett részén kiemelten fontosak lehetnek (8.1.1).

9. Intézkedési terv készítése inváziós vízi makroszkópikus gerinctelenek és halak visszaszorítására

A vízi makroszkópikus gerinctelenekre és halakra vonatkozó intézkedési tervben minden egyes fajjal foglalkozunk, amelyek a projekt keretében vizsgálatra kerültek. Azon fajok is bekerültek az itt található értékelésbe, melyeket nem mutatunk ki, de jövőbeni megjelenésüknek nagy jelentősége lehet (pl. *Orconectes limosus*). Szintén tárgyaljuk azt a hazánkban elmúlt években megjelen piócafajt (*Barbronia weberi*) is, mely vizsgálataink szerint már több hazai vízből is előkerült, s vélhetően hamarosan számos vízfolyásunkban meg fog jelenni.

A fajok között számos olyan van, melyek elleni védekezés vélhetően nem lenne eredményes, még akkor sem, ha erőforrásaink sokkal bővebben állnának rendelkezésre (pl. *Synanodonta woodiana*). Ezeknek a fajoknak vagy már nagy állományai élnek a területen, vagy olyan testméretűek mely nem teszi lehetővé ellenük való, alapvetően „manuális" védekezést (pl. *Corbicula* fajok), illetve a kolonizációjukhoz terjedési útvonalak nem definiálható (pl. *Potamopyrgus antipodarum*).



76. ábra Az inváziós fajok állományának visszaszorítása kapcsán eredménnyel kecsegtető beavatkozási területek áttekintő térképe

Részletesen négy fajt tárgyalunk. Ezek esetében látunk esélyt az ismert állományok szabályozására. Az állományok vagy a terjedési útvonal meghatározása révén jelenleg azonosítható lokalitásban gyéríthetők, vagy elszigetelt állományaikról van tudomásunk, vagy olyan módszer áll rendelkezésre, mellyel akár fel is lehet számolni az állományunkat. Sajnos azonban még ezekben az esetekben is számítani kell a terület újra népesedésére. Ezért a követő monitorozásnak kiemelkedő szerepe lesz a jövőben. Amennyiben azt mutatják a vizsgálatok eredményei, hogy az újra népesedés megindult, újra nagy energiákat kell fordítani az állomány gyérítésre.

9.1. Intézkedési terv inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen- és halfajok állományainak kiirtására

9.1.1. Jelzőrák (Pacifastacus leniusculus)

A faj állományainak hazai elterjedése, jelen tudásunk szerint, az ország nyugati részére korlátozódik (Lajta, Répce, Gyöngyös, Arany-patak, Pinka, Láhn-patak, Strém, Lapincs, Rába, Lendva, Mura, Dráva). Vízfolyásainkba elsősorban Ausztria felől terjedve jelent meg, s rendkívül gyorsan kolonizálja a számára alkalmas, általában alvízi irányba elhelyezkedő, vízfolyás-szakaszokat. Jó példa erre a Pinka torkolata alatti Rába szakasz, ahol már Körmend térségében is előfordulnak példányai. Ugyanakkor a Pinka torkolat feletti Rába szakaszon, egészen Rábagyarmat térségéig, nem bizonyított jelenléte. Ezt követően felvízi irányba haladva egészen az országhatárig újra előfordul a faj.

A faj nyugat-magyarországi, igen kiterjedt előfordulása több okból kifolyólag is aggodalomra adhat okot. Az egyik legfontosabb veszélyforrás, amit a faj kapcsán megemlíthetünk, az a rákpestis kórokozója, egy, a moszatgombák törzsébe tartozó taxon, az *Aphanomyces astacii* (DIÉGUEZ-URIBOENDO et al. 1997), amelyet jó eséllyel minden jelzőrák egyed hordoz, de nem betegednek meg attól. Azonban őshonos rákfajaink korántsem ilyen ellenállóak a betegséggel szemben és a lehető legnagyobb veszélyt jelenti rájuk, mivel a korokozó megtelepszik azok kültakaróján, amelyet a fertőzés helyén sötét színű elszíneződés jelez és szétterjedve az egészséges sejtekben, az egyed pusztulását okozza. A betegség lefolyása alatt a fertőzött egyedek könnyűszerrel átadhatják a spórákat fajtársaiknak, így drasztikus állománycsökkenést vagy éppen teljes állományok eltűnését okozhatják.

További problémaként nagyon fontos megemlítenünk a jelzőrák makrogerinctelen közösségre gyakorolt hatását. Irodalmi adatok, kísérleti leírások és saját, a faj makrogerinctelen közösségekre gyakorolt hatásainak vizsgálati eredményei alapján biztosra mondható, hogy a faj megtelepedése súlyos károkat tud okozni a makroszkópikus vízi gerinctelen faunába, ami leginkább a fajgazdagság csökkenésében és az egyes makrogerinctelen taxoncsoportok egyedsűrűség csökkenésében manifesztálódik. Kutatásaink bebizonyították, hogy a kérész, szitakötő és tegzes taxonok száma jelentősen alacsonyabb volt azokban a vízfolyásokban, ahol a jelzőrák populációit kimutattuk. Továbbá a jelzőrák előfordulása negatívan befolyásolta a Coleoptera, Ephemeroptera, Hirudinea, Odonata és Trichoptera taxoncsoportok egyedsűrűség értékeit is a fertőzéssel érintett vízfolyásokban. Sajnálatos módon úgy tűnik, hogy védett fajaink közül a *Calopteryx virgo* és az *Ophiogomphus forcipatus* fajok egyedsűrűség viszonyaira is negatív hatással bír a jelzőrák előfordulása. Természetesen más, természetvédelmi szempontból értékes fajokat sem zárhatunk a hatásviselő élőlények köréből, azonban ezek feltárására sűrűbb monitoring hálózat kiépítése adna egyértelemű választ.

CRAWFORD et al. 2006-os cikke alapján a vízi élőlényközösség diverzitása és fajgazdagsága sokkal alacsonyabb volt azokban a mintavételi szelvényekben, ahol a jelzőrák előfordulását detektálták. Természetesen ebben az esetben is voltak olyan taxonok, amelyekre nagyobb hatással volt a faj előfordulása (pl.: Plecoptera, Hirudinea, Tricladida, Hydracarina). Más szerzők (pl.: MATHERS et al. 2018) szintén említik a jelzőrák makrogerinctelen közösségre kifejtett negatív hatását, miszerint annak összetételét megváltoztathatja.

A fentieken kívül még számos példa hozható a szakirodalomból, amelyek a hatásviselő szervezetek válaszreakcióit, minőségi és mennyiségi viszonyaiknak változásában történő változást taglalják. Ebből is jól látszik, hogy a faj terjedésének megakadályozása és populációik méretének csökkentése igen aktuális probléma. A faj állományainak megtizedelése, visszaszorítása, azonban nem lehetetlen feladat. Fizikai úton történő gyérítésünk már több esetben is sikeres volt. MOORHOUSE et al. (2014) számol be arról, hogy a Temzéből, intenzív csapdázással több ezer jelzőrák egyedet távolítottak el, ami jótékony hatással bírt a vízi szervezetekre, így a makrogerinctelen fauna fajgazdagsága az idő előrehaladtával növekvő tendenciát mutatott.

Kisebb, elszigeteltebb vízterekben szintén sikerrel alkalmazták a faj fizikai úton történő eltávolítását (DANA et al. 2010), melynek során rákcsapdákból, mesterségesen kialakított menedékekből távolították el az egyedeket, illetve elektromos halászgéppel is kiegészítették a módszert.

Eddigi ismereteink szerint, a faj állományának terjedése a nagyobb vízfolyásokban (pl. Rába) is korlátozható, bár nagy valószínűséggel kisebb hatékonysággal. Ugyanakkor a kisebb vízfolyásokban nem esélytelen az állomány hatékony gyérítése, bizonyos esetekben a kiirtása.

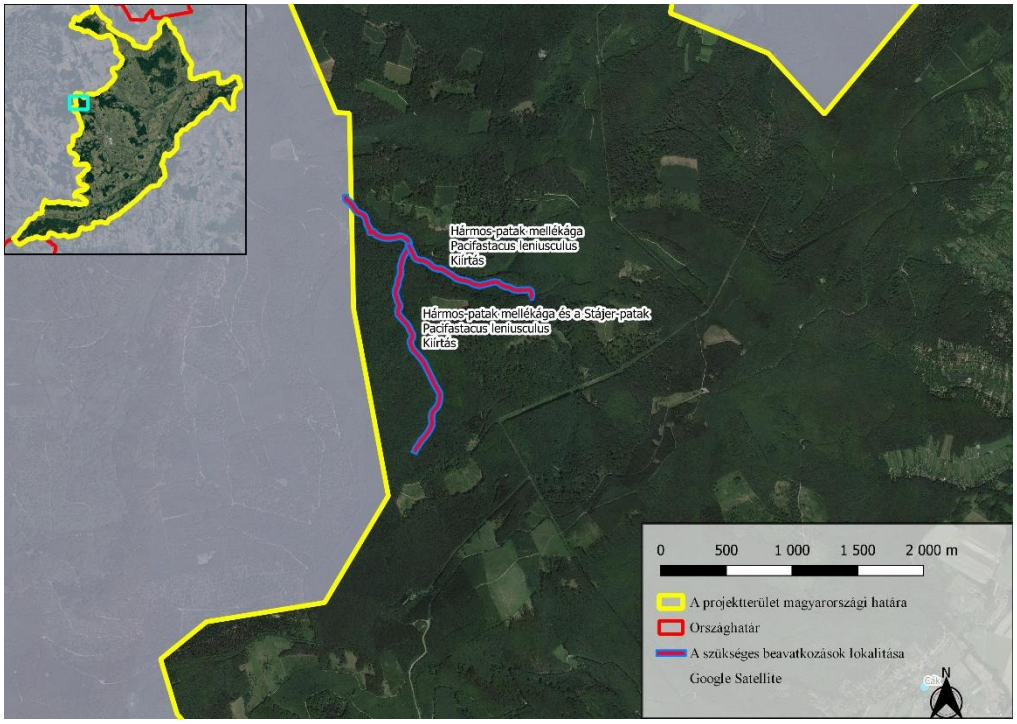
A fentiekben ismertetett rákpestis terjesztésében játszott szerepe miatt, a jelzőrákra jelentős veszélyforrásként kell tekintenünk a projektterület kövi rák állományainak védelme során.

A kövi rák (*Austropotamobius torrentium*) utolsó nyugati, országhatárhoz közeli állományának bizonyított lelőhelye a Kőszegi-hegység. A fajnak mind európai, mind hazai állományai nagyon jelentősen csökkennek. Kiemelt közösségi jelentőségű faj, szerepel az Élőhelyvédelmi Irányelv II. és V. függelékében. A faj Magyarországon védett, természetvédelmi értéke 50.000 Ft. Eddigi ismereteink szerint előfordul a hegység patakjaiban (pl. Stájer-patak, Ciklámen-forrás környéke), mely a Hármos-patakba torkollik, ahol felméréseink szerint a jelzőrák is megjelent (Hármos-patak-mellékágában előfordulása bizonyított). Természetesen, minthogy a hegység patakjainak jelentős része a jelzőrákkal igen fertőzött Gyöngyössel van közvetlen, vagy közvetett kapcsolatban, várható is volt a faj példányainak megjelenése. Ehhez hasonlóan a Doroszlói-patakból is ismert a jelzőrák előfordulása (Kőszegdoroszló térségéig).

Mindezek figyelembevételével javasoljuk a Hármos-patak-mellékágának intenzív vizsgálatát (77. ábra), illetve azzal párhuzamosan a jelzőrák állomány folyamatos irtását. A folyamatos gyérítés azért is fontos, mert a mederből eltávolított állomány utánpótlása állandó lehet a Gyöngyös irányából.

Az állomány ritkítására, intenzív kezelése esetén esetleges kiirtására kétféle megoldás alkalmazható.

Az egyik elképzelhető alternatíva, hogy ***élvefogó varsacsapda használat***ával gyérítjük az állományt. Az élve fogó csapdával való gyűjtésre, mindenképpen rugalmas műanyagból készült csapdákat használjunk (ebbe a védett halak nem nyaklanak bele). A csapdákat számozzuk meg, s a számozott flakont, jól láthatóan rögzítsük egy közeli fa törzséhez (a csapdák pontos helyét célszerű GPS segítségével megjelölni). Ez nem csak a feltalálást, hanem később az adatkezelést is jelentősen megkönnyíti. Csalinak alkalmazhatunk parizert, csirkehúst, vagy májat (érdemes használat előtt azt „érlelni”). A csapdákat késő délután, alkonyati időszakban kell kihelyezni, mivel a tízlábú rákok éjszaka aktívak, s ebben az éjszakai időszakban leghatékonyabb a csapdázásuk (különösen igaz ez a hegyvidéki patakokra). A csapdákat másnap reggel mindenképpen fel kell nézni. Az exponálási idő lehetőleg, az egyéb fajok pusztulásának elkerülése érdekében, ne haladja meg a 12 órát. A csapdába kerülhetnek halak vagy egyéb vízi gerinctelenek (leginkább védett hazai tízlábú rákok). Ezeket határozást követően engedjük szabadon. A csapdázást csak megfelelő taxonómiai tudással rendelkező szakember végezze, hiszen a mintavétel során akár kövi rák is kerülhet a csapdába.



77. ábra A Kőszegi-hegységben, a kövi rák állományának megóvása érdekében javasolt beavatkozási terület (cél: a jelzőrák állomány jelentős gyérítése, felszámolása)

A csapdákat 100 méteres blokkokban alkalmazzuk. Eddigi tapasztalatok alapján (WESTMAN et al. 2021; BIOAQUA PRO KFT. 2021 és ZORIČ et al. 2018) a varsacsapdák egymástól 10-20 méterre elhelyezve alkalmazhatóak a leghatékonyabban [a vízmélység alapvetően meghatározza a csapda alkalmazhatóságát (a csapdák szájadékát el kell lepje a víz, ezért azokat a mélyebb gödrökbe telepítsük)]. Az állománygyérítést a Hármas-patak-mellékágának határszelvényében kezdjük, majd folyamatosan felvízi irányba haladva 100-100 méterenként ismételjük meg csapdázást. Természetesen 10 csapda alkalmazása esetén a lefedett vízfolyás-szakasz akár 200 méteres is lehet. Az idegenhonos rákot feltalálás után mindenképpen távolítsuk el (szállítsuk el) a területről. Amennyiben a faj példányait a Stájer-patakan is megtaláljuk, úgy a patakon felfelé haladva folytassuk a csapdázást. A csapda méretszelektivitása miatt a mintavételeket egy-egy héten keresztül, két-három havi gyakorisággal célszerű végezni.

Szintén jó eredményt adhat az ***akkumulátoros üzemű egyenáramú elektromos halászgép*** való gyűjtés (SAMUS 725MP, Hans Grassl IG 200). A halászatot végző szakembernek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel. A hatékonyság növelése érdekében célszerű segédszákos bevonása is a mintavételbe. A gyűjtés során kiemelten kell mintázni a rák által preferált, nappali búvóhelyként használt, élőhelyrészleteket. Ezek közül is kiemelkedőek a mederbe nyúló gyökerek, partfalban található üregek, nagyobb kövek alatti üregek/mögöttük levő holtterek. A halászatot lassan gázolva végezzük, megfelelő biztonságot nyújtó (0,7 m-nél nem mélyebb) vízben, parttól-partig cikkcakkban haladva. Elektromos halászatot nem célszerű a búvóhelyek közvetlen közelében kezdeni, mivel így nem alakul ki elektrotaxis az anód irányába (az elektromos erőtérben lévő rákok/halak tetanizált állapotban a búvóhelyen rekednek).

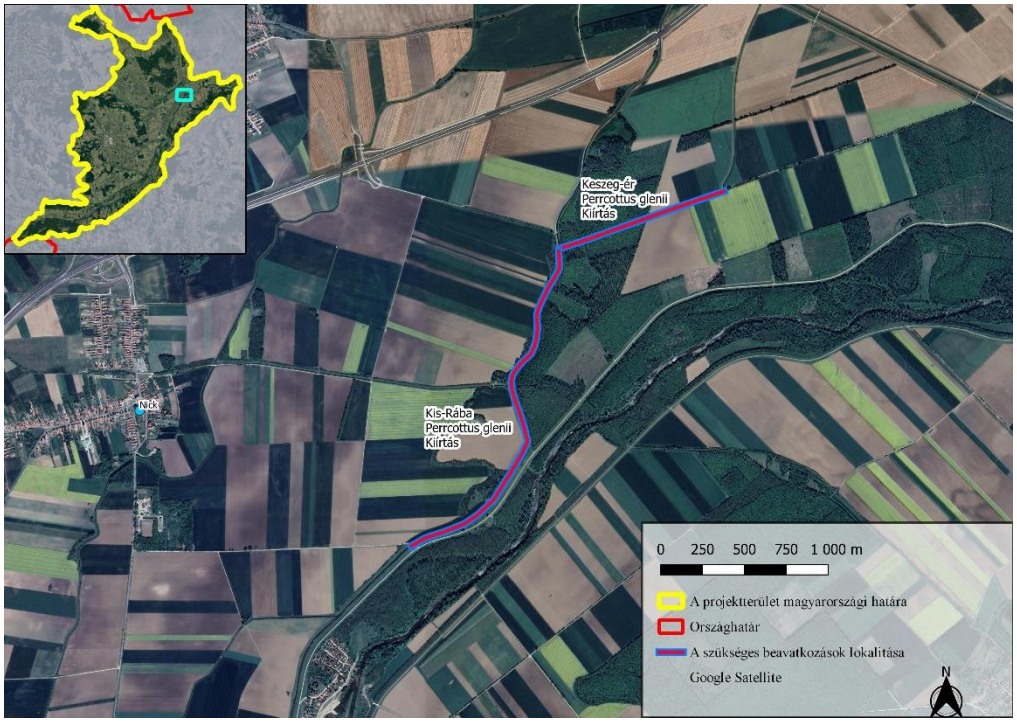
Véleményünk szerint a fent leírt módszerek párhuzamos használatával jelentősen csökkenthető, kedvező esetben pedig ki is írtható a jelzőrák a patakból.

9.1.2. Amurgéb (Perccottus glenii)

Az amurgébet a projektterületen egy víztérben, a Kis-Rábában mutattuk ki. Szerencsére csak egy példány került elő a felmérés során. A faj területhez legközelebbi bizonyított előfordulása a Concó

torkolati szakasza (TÓTH et al. 2020). Az amurgéb rendkívül agresszíven terjedő halfaj, mely egyes őshonos fajok, különösen a lápi póc (*Umbra krameri*) élőhely- és táplálékkonkurense. Ha egy vízben megjelenik, nincs igazán hatásos mód az állomány kiirtására. Az amurgéb állományának szabályozása őshonos ragadozó halak betelepítésével lehetséges, azonban ennek is lehetnek hátrányai. A csuka (*Esox lucius*) fogyasztja ugyan az amurgébet is, de a nagyobb csukák a kistermetű amurgéb helyett már inkább a más fajhoz tartozó nagyobb halakat zsákmányolják. Ugyanakkor a fiatalabb, kisebb méretű csukák túl nagy egyedszámban való jelenléte a terület makroszkópikus vízi gerinctelen faunájára is kedvezőtlen hatást gyakorolhatnak. A csukánál jobb választás a sügér (*Perca fluviatilis*), mely kisebb termetű, tehát az amurgéb ideálisabb méretű táplálék neki.

Törekedni kell a projektterület amurgéb állományának teljes kiirtására, amit ebben a korai fázisban még véghez lehet vinni (78. ábra). Nem lehet pontosan tudni, hogy a faj egyetlen példánya hogyan került a projektterületre. Amurgéb előfordulási adatok a projektterület közelében ugyan korábbról is vannak, azonban szerencsére Nyugat-Magyarországon, különösen az érintett terület környékén még ritka. Az sincs kizárva, hogy az egyetlen előkerült példány akváriumi hal volt, és szerencsés esetben csak egy egyed van a területen, tehát nem fog szaporodni. Mindazonáltal az érintett víztestet folyamatosan monitorozni kell, és az elektromos halászgéppel történő halászat során esetlegesen előkerülő amurgéb egyedeket nem szabad visszaengedni. Mivel a felmérés egyetlen példány jelenlétét igazolta, így 2–3 napos, a teljes potenciálisan fertőzött területre vonatkozó felmérést kell végezni. Amennyiben újabb példány/példányok kerülnek elő, úgy a faj állományainak teljes (!) felszámolására kell törekedni.

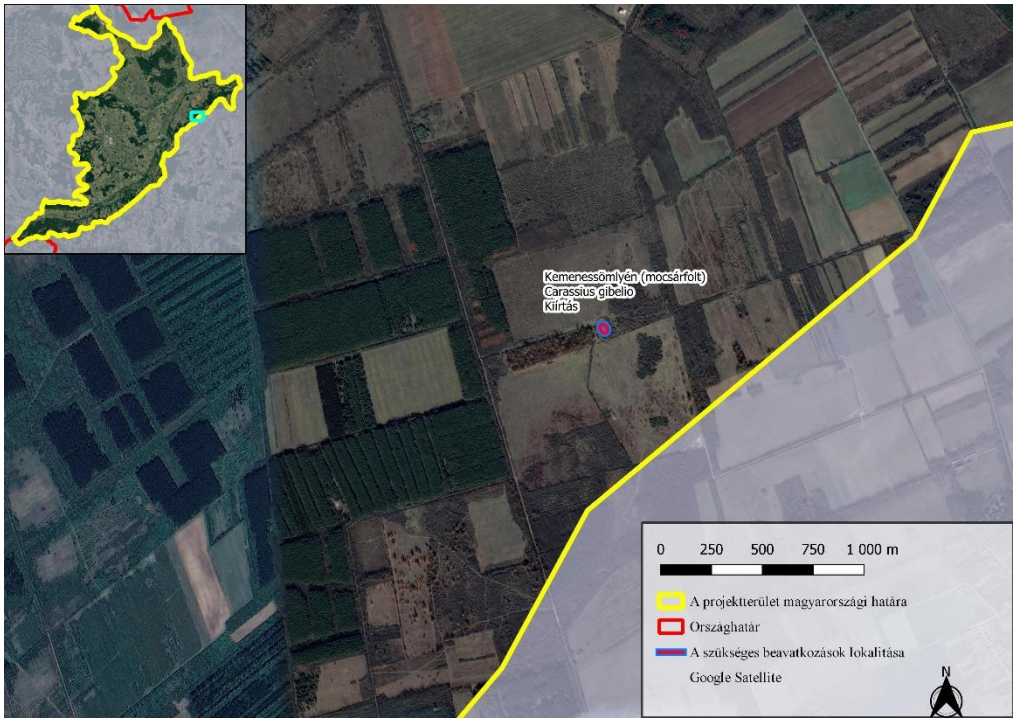


78. ábra Javasolt mintaterület az amurgéb kiirtására

A gyérítést ***egyenáramú elektromos halászgéppel*** kell végezni csónakból vagy gázolva. Érdemes a potenciálisan fertőzött maximális terület lehalászása, mégpedig a vízfolyás jobb- és bal partja mentén egyaránt. A mintavétel módszere megfelel a 10.3.1.2 fejezetben leírtaknak. A kis-Rába érintett szakasza mellett, javasoljuk a Keszeg-ér Kis-Rábával kapcsolatban levő szakaszának is a vizsgálatát.

9.1.3. *Ezüstkárász (Carassius gibelio)*

Az ezüstkárász a projektterületen általánosan elterjedt, de országos léptékben a projektterület állományai nem kifejezetten számottevőek. A vizsgált szelvények közül egyetlen nagy állománya került elő, a Kemenessömjén közigazgatási területén lévő mocsárfoltból (79. ábra). Ezt az állományt mindenképpen érdemes felszámolni, ugyanis a mintavétel során 972 példányát észleltük. Az itt lévő állomány kiirtásának több módja is lehetséges, ugyanis egy jól lehatárolt állóvízről van szó.



79. ábra Az ezüstkárász elszigetelt állományának felszámolására javasolt mintaterület Kemenessömjén külterületén

A populáció felszámolásának egyik lehetséges módja a mocsárfolt elektromos halászgéppel történő totális lehalászása, mely során az előkerült ezüstkárász egyedeket el kell pusztítani. Hatásos lehet táplálékcsapdával történő eltávolítás is, mely során a kihelyezett varsákat kell üríteni, és a bennük lévő ezüstkárász példányokat elpusztítani. a harmadik mód az őshonos ragadozóhalak betelepítése, melyek közül az ezüstkárász ellen a csuka (*Esox lucius*) a leghatásosabb. Ennél a módszernél azonban figyelembe kell azt is venni, hogy a csuka fiatalabb egyedei a makroszkópikus vízi gerinctelen szervezeteknek is erős predátora, és így a terület vízigerinctelen faunájára kedvezőtlen hatást gyakorolhat.

A gyérítést ***egyenáramú elektromos halászgéppel*** kell végezni csónakból vagy gázolva. Érdemes a potenciálisan fertőzött maximális terület lehalászása, a teljes víztérre kiterjedt módon. A mintavétel módszere megfelel a 10.3.1.2 fejezetben leírtaknak.

9.2. Intézkedési terv inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen- és halfajok állományának szabályozására, további terjedésének lassítására

9.2.1. *Jelzőrák (Pacifastacus leniusculus)*

A projektterületen megtalálható inváziós fajok közül az egyik legnagyobb veszélyforrást a jelzőrák jelenti. Rendkívül hatékony invádorként működik, hiszen évente akár több kilométernyi

folyószakaszt is meg tud fertőzni. A Dráván végzett legfrissebb kutatások szerint, 21,3 km/év a faj terjedési rátája (DRAGIČEVIĆ et al. 2020). A faj szaporodási és növekedési rátája is kifejezetten magas. Az egyedek tekintet nélkül azok ivari hovatartozására, igen nagy testméretet tudnak elérni, amihez sokkal több makrogerinctelen taxon elfogyasztása szükséges, mint őshonos Decapoda fajainknak. Agresszívabb viselkedésüknek köszönhetően sokkal nagyobb eséllyel kerekednek felül őshonos rákfajainkon a táplálékért vagy búvóhelyért történő versengés során. Éppen ezért, képes lehet olyan őshonos fajokat is kiszorítani élőhelyeikről, mint például az *Astacus astacus* vagy az *Austropotamobius torrentium*. Ez utóbbi fajnak, utolsó Kőszegi-hegységi populációival, szinte közös elterjedési területet képez, mivel a kövi rák populációi által preferált Stájer-patak a Hármos-patak-mellékágába torkollik, ahol bizonyítottan megtalálható a jelzőrák.

Azonban nem csak az élelemért és territóriumért folytatott kompetíció miatt kell fokozott figyelemmel kísérnünk a jelzőrák terjedését, hanem azért is, mert a rákpestis (*Aphanomyces astacii*) egyik igen hatékony vektoraként működik. A rákpestis őshonos fajokra gyakorolt letális hatása közismert. A betegség kezelése nem lehetséges, csupán preventív intézkedések megvalósításán keresztül védhetjük meg őshonos fajaink állományait.

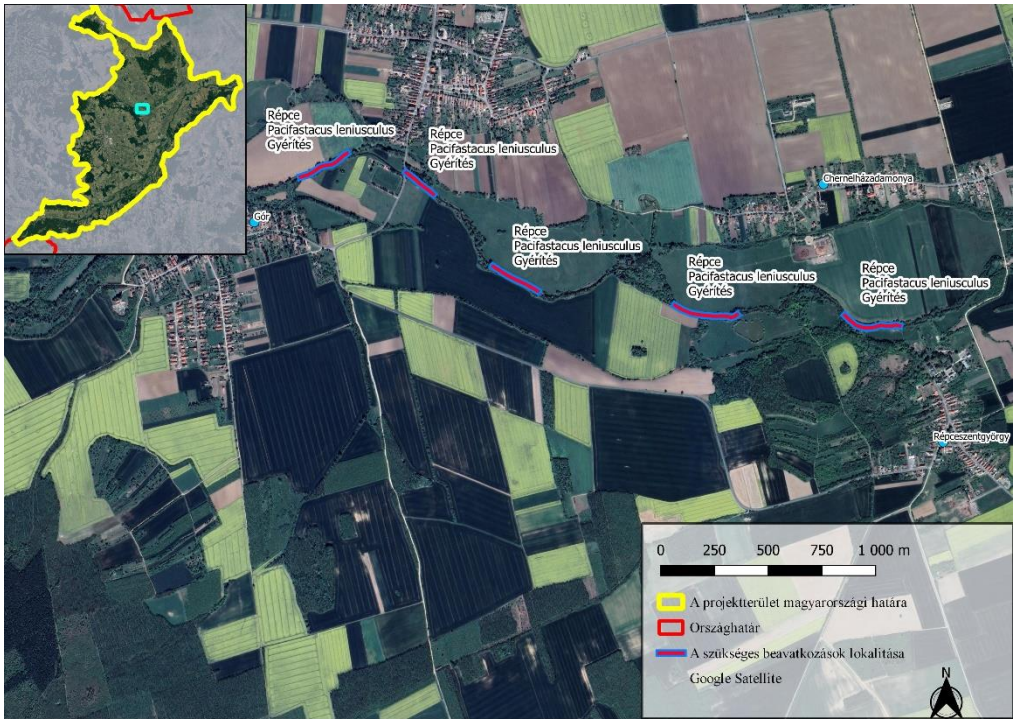
A faj egyedeinek táplálékigénye jelentős, az irodalom és vizsgálataink is azt sugallják, hogy állományai negatív hatással vannak számos vízi makrogerinctelen taxoncsoportunkra is (pl.: kérészek, tegzesek, szitakötők, bogarak, piócák), mind a fajszámuk, mind az egyedsűrűségük csökkentésén keresztül. Természetesen nem csupán a makrogerinctelen állományokra van negatív hatása a jelzőrák populációinak, hanem a halivadékok fogyasztásán keresztük a halközösségekre is. Hasonló negatív hatást figyeltek meg a kétéltűek populációira kifejtett hatásuk tekintetében is.

A vízinövényzetet alkotó fajokat ugyancsak hatásviselőként jelölhetjük meg, mivel a jelzőrák egyedei is, hasonlóan más Decapoda fajok egyedeihez, búvóhelyet keresnek maguknak és ha nagyobb kövek közötti rések nem állnak rendelkezésükre, akkor a partfalba a növények gyökerei közé ássák járataikat, ami a partfal erodálódását, illetve a növényzet pusztulását okozhatja.

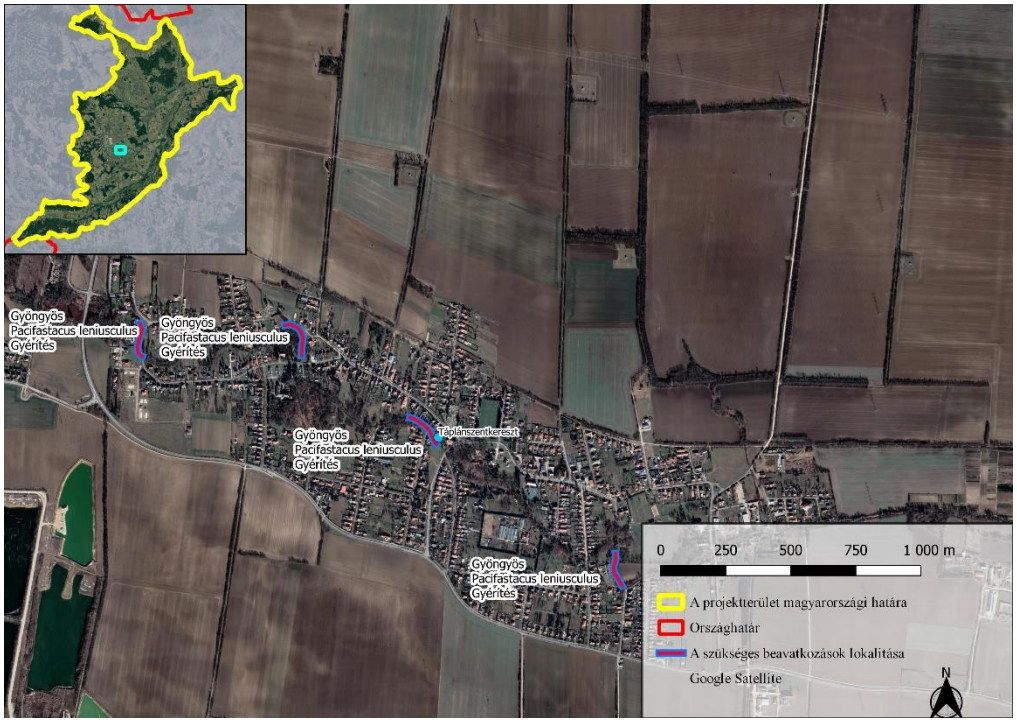
A fentebb ismertetett néhány példából is jól látszik, hogy a jelzőrák populációinak jelenléte számos vízi szervezetre hatással van, így terjedésük megállítása és ismert populációik felszámolása égető kérdés az egyes vízfolyásszakaszokat érintő intézkedési tervek kidolgozása kapcsán.

Az állomány terjedése a nagyobb folyóinkban (pl. Rába) minden bizonnyal megállíthatatlan, ugyanakkor a kisebb vízfolyásokban (Gyöngyös, Répce) nem lehetetlen az állomány hatékony gyérítése. Különösen fontos lehet ez, az ismert terjedési útvonalak mentén. Természetesen ezzel a jelzőrák terjedését csak lassítani lehet, megállítani nem.

Addigi ismereteink szerint a Pinka és a Lapincs teljes hazai szakaszát, valamint a Rába Körmendig terjedő szakaszát már sikerrel kolonizálta a jelzőrák. Itt nem látunk értelmes alternatívát a terjedés hatékony mérséklésére. A terjedés lassítására a kisebb vízfolyások esetében nyílik leginkább lehetőség. Ilyenek lehetnek például a Gyöngyös Táplánszentkereszt alatti (81. ábra), valamint a Répce Bő (80. ábra) alatti szakaszai.



80. ábra A jelzőrák terjedésének lassítására javasolt mintaterület a Répce Bő alatti szakaszán



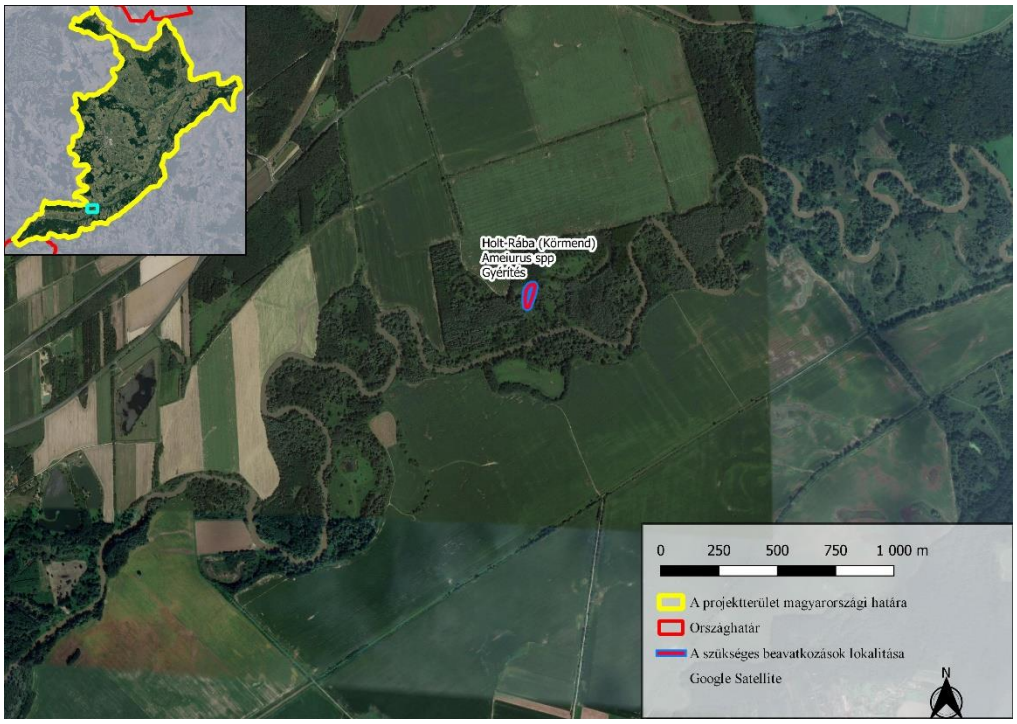
81. ábra A jelzőrák továbbterjedésének lassítására javasolt mintaterület a táplánszentkereszti Gyöngyös szakaszon

Mintavételi módszer tekintetében elsőbbséget élvez az ***élve fogó varsacsapda***. 100-150 méteres blokkokban (20-20 méteres távolságokban) kihelyezve, napi ürítéssel megtizedelhetők a jelenleg még vélhetően kis egyedszámban kolonizáló jelzőrákok. A mintavétel módszertana minden tekintetben hasonlatos a 9.1.1 fejezetben leírtakhoz. A csapdákat célszerű a parthoz közelebbi mederrészletekre kihelyezni. A gyérítés kisebb hatékonysággal, de megkísérelhető ***akkumulátoros***

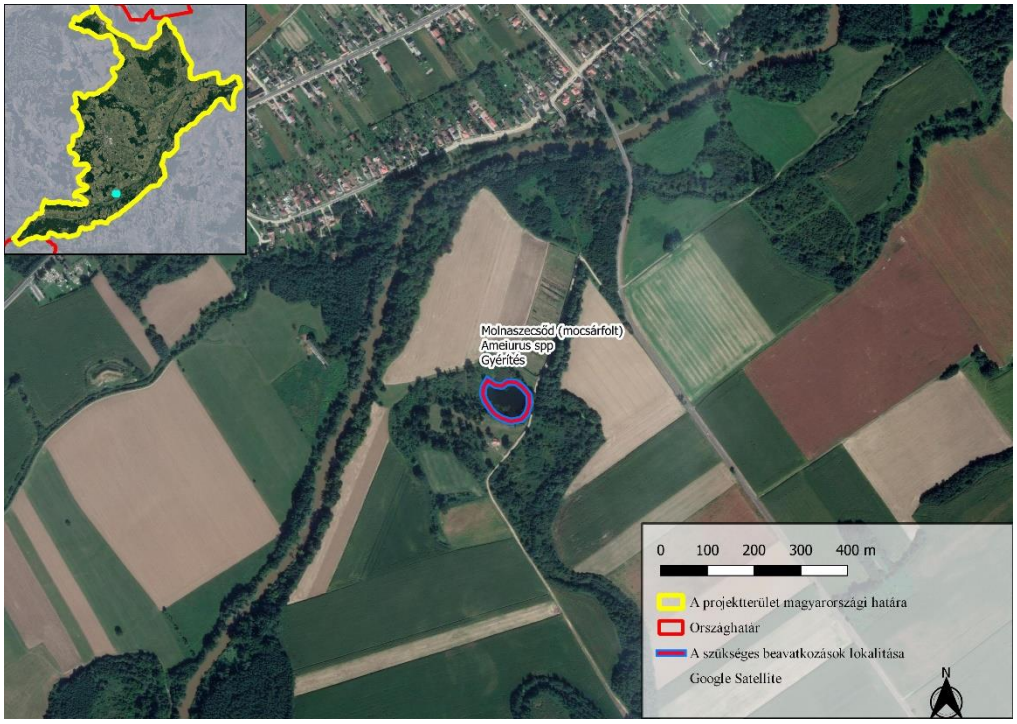
üzemű egyenáramú elektromos halászgép használatával is. Alkalmazása elsősorban a gázlós szakaszokon lehet eredményes, csónakból való halászat vélhetően nem elég hatékony. Az elektromos halászgéppel való mintázás módszere azonos a 9.1.1 fejezetben leírtakkal.

9.2.2. Törpeharcsa fajok (Ameiurus spp.)

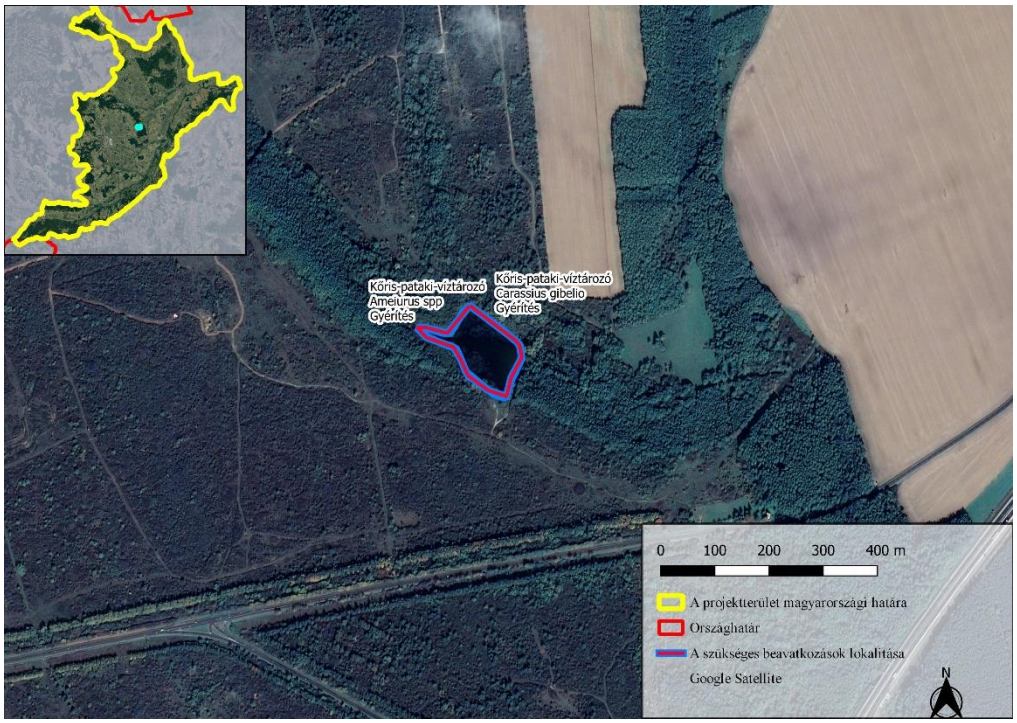
A törpeharcsa fajok gyérítésére, speciálisan erre a célra használt 10-20 mm szembőségű „***rugós" merevítésű dobvarsák*** használata javasolt, mint amilyen a Jättimerta típusú varsa. A kis szembőségű hálócsapdák alkalmazásával a kis méretű egyedek begyűjtésére is nagyobb mennyiségben van mód. A dobvarsák csalogatóanyaggal, törpeharcsa esetén, száraz kenyérszeletekkel hatékonyabbá tehetők. Az egyedek főként a partszegélyhez közel, a növényzeti sávok vízfelőli oldalán, a fenékrégióban aktívak, ezért a varsák elhelyezése elsősorban ezeken a mederrészeken javasolt. A partmenti zónában a rendelkezésre álló hálócsapdákat egyesével, egymástól 15-20 méteres távolságban javasolt telepíteni. A hálócsapdák ürítését naponta, a reggeli órákban célszerű elvégezni. A hálócsapdák kihelyezésére a tavaszi, nyár eleji, illetve az őszi időszakok alkalmasak. Vízterenként minimum 20 db varsacsapda kihelyezése javasolt. A leginkább javasolt csapdázási időszak az április, ugyanis a szaporodási időszak előtt nincsenek olyan fiatal, kisméretű példányok, amelyek a varsán kiférnek. A gyérítést addig szükséges végezni, amíg szignifikánsan nem csökken az állomány nagysága.



82. ábra Az Ameiurus fajok állományának gyérítésére javasolt mintaterület Körmend térségében



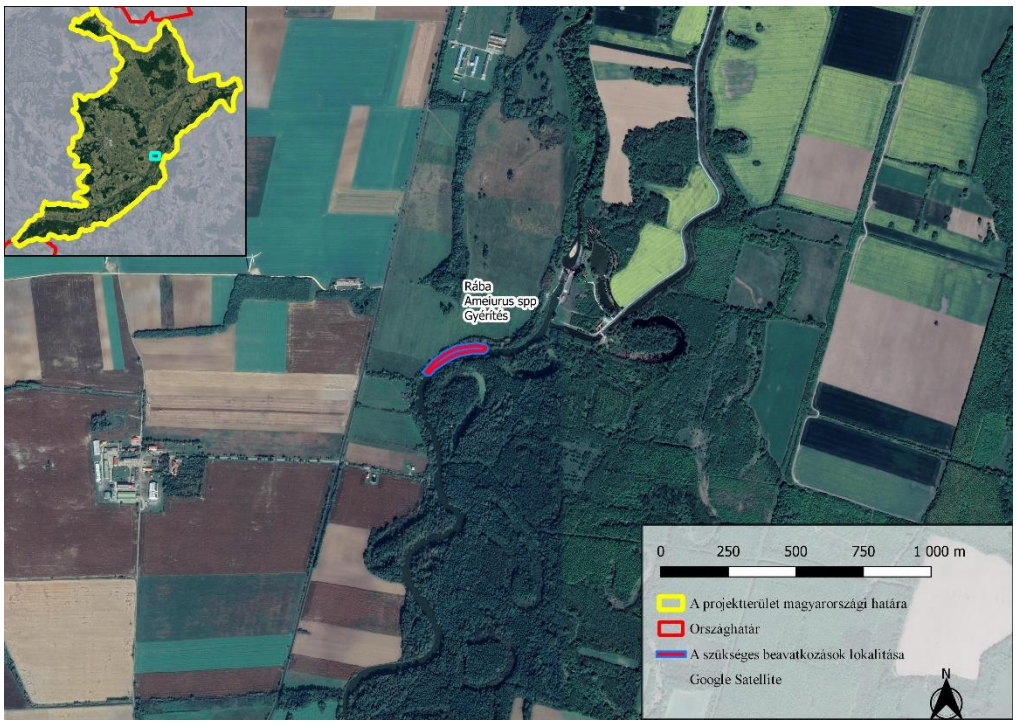
83. ábra Az Ameiurus fajok állományának gyérítésére javasolt mintaterület Molnaszecsőd külterületén található élőhelyen



84. ábra Az Ameiurus fajok állományának gyérítésére javasolt Kőris-pataki-víztározó

Az eddigi ismereteink alapján a törpeharcsa fajokkal leginkább fertőzött víztér a Vát közigazgatási területén lévő Kőris-pataki-víztározó (84. *ábra*) és a Molnaszecsőd közigazgatási területén lévő mocsárfolt (83. ábra). Leginkább itt ajánlott az állomány gyérítése. Mivel a faj állományai országos viszonylatban is kisebbek a területen, a gyérítésbe bevonható területek opcionálisan kiegészíthetők

még a Rába Ikervári duzzasztó felvizén (85. ábra) és a Körmend feletti Holt-Rábában (82. ábra) való gyérítéssel.



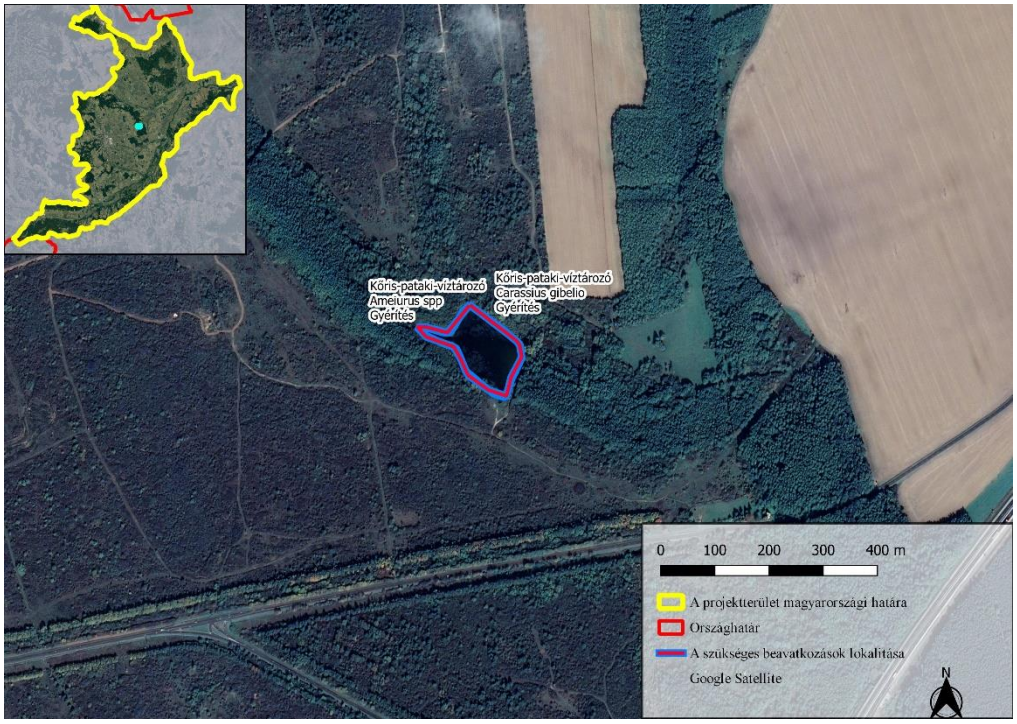
85. ábra Az Ameiurus fajok állományszabályozási lehetősége a Rábán az Ikervári duzzasztó felett

9.2.3. Ezüstkárász (Carassius gibelio)

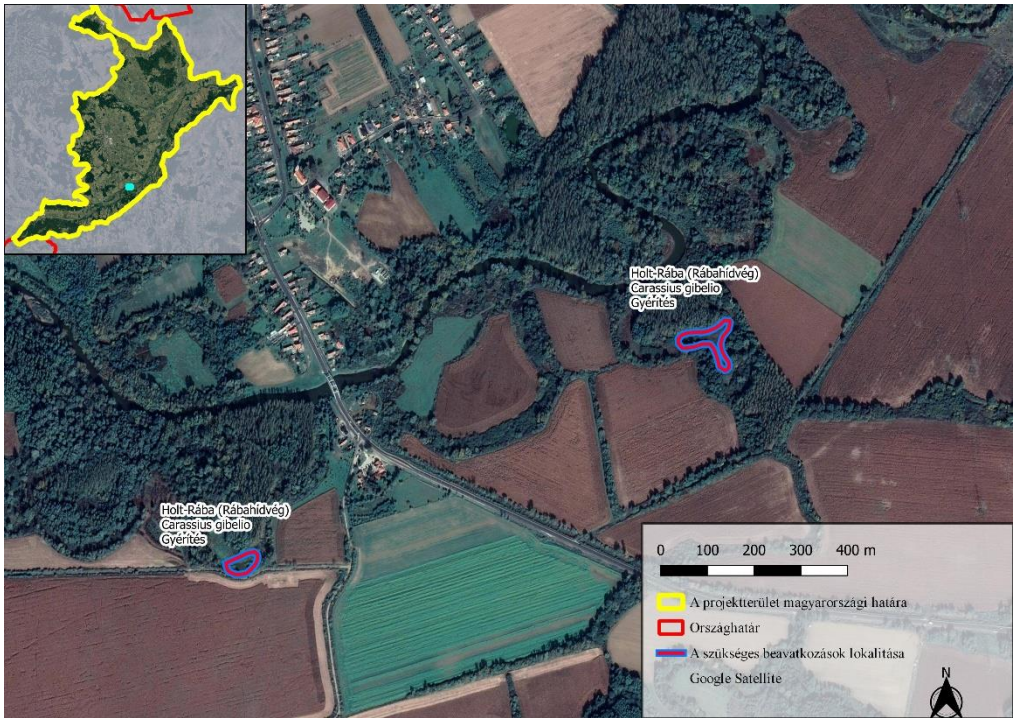
Az ezüstkárász a projektterületen általánosan elterjedt, de országos léptékben a projektterület állományai nem kifejezetten számottevőek. Az ezüstkárász állományának szabályozására több módszer alkalmas. Az állományszabályozás egyik módja az elektromos halászgéppel történő halászat, mely során az előkerült ezüstkárász egyedeket el kell pusztítani. Hatásos lehet táplálékcsapdával történő eltávolítás is, mely során a kihelyezett varsákat kell üríteni, és a bennük lévő ezüstkárász példányokat elpusztítani. A harmadik mód az őshonos ragadozóhalak betelepítése, melyek közül az ezüstkárász ellen a csuka (*Esox lucius*) a leghatásosabb. Ennél a módszernél azonban figyelembe kell azt is venni, hogy a csuka fiatalabb egyedei a makroszkópikus vízi gerinctelen szervezeteknek is erős predátora, és így a terület vízigerinctelen faunájára kedvezőtlen hatást gyakorolhat.

Ezeket a módszereket a projektterület azon helyein ajánljuk, ahol az ezüstkárásznak az átlagosnál erősebb állománya van jelen. Ilyen a Kőris-pataki-víztározó (Vát) (86. ábra) és a Rábahídvég közigazgatási területén lévő két Holt-Rába (87. ábra). Ez utóbbi két lokalitás az árhullám során Rábába történő bejutás esélyét is csökkenti, bár a faj a Rábában természetesen már jelen van.

A gyérítést ***egyenáramú elektromos halászgéppel*** kell végezni csónakból vagy gázolva. Érdemes a potenciálisan fertőzött maximális terület lehalászása, a teljes víztérre kiterjedt módon. A mintavétel módszere megfelel a 10.3.1.2 fejezetben leírtaknak.



86. ábra Az ezüstkárász állományának gyérítési lehetősége a Kőris-pataki-víztározó területén



87. ábra Az ezüstkárász állományának gyérítési lehetősége a Rábahidvég térségében található Holt-Rába medrek esetében

9.3. Intézkedéssel reálisan nem csökkenthető inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen- és halfajok

9.3.1. Amuri kagyló (Synanodonta woodiana)

Az amúri kagyló rendkívül agresszívan terjedő kagylófaj, melynek inváziós sikeressége az igen széles ökológia valenciáján kívül (élőhely generalista), a szaporodási stratégiájában keresendő. Más Unionidae fajokhoz hasonlóan kajmacsos lárvákkal szaporodik (glochidium), amelyek a kifejlett, felnőtt egyed testét elhagyva a víz sodrására bízva magát, gazdatestet keres, azaz halakat, amelyek kültakaróján cisztálódik. Ezek a kajmacsos lárvák 0.1 – 0.4 mm közöttiek és egy-egy felnőtt példány több milliót ereszt ki magából egy-egy szaporodási időszak alkalmával (évente 2-3 alkalommal). Tehát rendkívül hatékonyan szaporodik, amelynek gátat szabni lehetetlen.

Az állományaik szabályozására olyan módon lenne lehetőség, ha a fertőzött vizeket a partközeli részeken kézi kotróhálóval, míg a mélységi régiókat fenékkotró segítségével átvizsgálnák, a kitermelt kagylókat szakértők bevonásával az őshonos fajok példányaitól elkülönítenék. Azonban ez óriási idő, energia és költségráfordítást jelent, a hatékonyság azonban ehhez képest elenyésző, tekintettel a faj fentebb leírt tulajdonságaira.

Hasonló energia-költség arányról beszélhetünk a szakirodalmak között már tárgyalt módszer kapcsán (vö. 7.1.3 fejezet), amikor a rendszerbe bekerülő halak kopoltyúinak glochidium fertőzöttségét vizsgálják és a gazdatestről távolítják el a lárvákat. Ily módon, az adott víztest fertőzöttsége valamelyest kontrolálható, azonban csakis zárt rendszerek esetében érhetünk el kis mértékű sikert, mivel minden egyes hal egyed átvizsgálása és akár több száz kajmacsos lárvától történő megtisztítása hatalmas munkát igényelne.

Összességében elmondható, hogy jelenleg nem áll rendelkezésünkre olyan módszer, amellyel a faj elterjedési területét vagy csupán állományainak nagyságát hatékonyan csökkenthetnénk. Folyamatos monitorozása abból a szempontból lehetne célszerű, hogy adott víztest állapotát nyomon tudjuk követni és az esetleges tömeges elszaporodást alkalomszerű beavatkozásokkal meg tudjuk akadályozni (vö.10.3.2 fejezet).

9.3.2. Tömzsi hólyagcsiga (Physella acuta)

A tömzsi hólyagcsiga, a legtöbb sikeres invádorhoz hasonlóan, rendkívül tágtűrésű fajnak tekinthető. A legtöbb víztestben megtalálható, ahol legalább kis százalékban vízinövényzet borítottság is megfigyelhető. Valószínűnek látszik, hogy ez az első és egyetlen élőhelyeivel szemben támasztott igénye. A meghódított vízterek ökológiai állapotára gyakorolt hatása kevéssé ismert, őshonos fajokra gyakorolt jelentős mértékű negatív hatásáról egyelőre nem tudunk. Emiatt nagyon kevés információnk van arra vonatkozóan, hogy hogyan lehetne megfékezni a faj terjedését, mivel nem jelent aktuális problémát.

A 7.4.3 fejezetben tárgyalt módszerek szerint, növényi olajok (*Achillea millefolium, Haplophyllum tuberculatum, Humulus lupulus, Cannabis sativa, Citrus sinensis, C. limon, C. aurantium*) bejuttatásával hatékonyan lehetne csökkenteni a faj populációinak méretét. Azonban arról nincs tudomásunk, hogy más, a vízi élőlényközösségeket alkotó taxonokra milyen hatással lehetnek ezeknek a növényeknek az olajai. Tehát az olajok alkalmazását, megfelelő mélységű kutatómunka kellene, hogy megelőzze, amely szintén igen költség és időigényes.

Továbbá a gombaölőszerek hatékonyságát említi még a szakirodalom, azonban ezek más fajokra (pl.: kétéltűek) is bizonyítottan negatív hatást gyakorolnak.

Terjedése szinte alig, vagy egyáltalán nem akadályozható, így reális cél az állományok méretének nyomon követése lehet. Mivel a vízi életközösségekre gyakorolt hatásáról, s az állományszabályozás

lehetséges módozatairól keveset tudunk legfontosabb célként a monitorozást jelölhetjük meg (vö. 10.3.5 fejezet).

9.3.3. Új-zélandi iszapcsiga (Potamopyrgus antipodarum)

A *P. antipodarum* hatékony terjedési mechanizmusának számos oka van, amelyek megismerésével választ kapunk arra, hogy miért is tekinthető szélmalomharcnak az ellene való védekezés. Elképesztően ellenállóak a környezeti viszontagságokkal szemben, hiszen túléli a halak és a madarak tápcsatornáján történő áthaladást is, így ezek a szervezetek rendkívül jó vektorai terjedésüknek. Azonban apró méretüknél fogva óhatatlan, hogy a vízben közlekedő mintavevő, halász, horgász stb. csizmájára, eszközeire ráragadjanak, így kijutva élőhelyükről más vízterekbe is könnyűszerrel eljuthatnak. Jól megélnek a magas tápanyagtartalmú vizekben, illetve elevenszülők és szűznemzéssel szaporodnak. Rövid időt (1 nap) teljesen száraz körülmények között is kibírnak. A vizes élőhelyek széles spektrumát lefedi elterjedésük.

A 7.5.3 fejezetben, a rendelkezésünkre álló irodalmak alapján, a faj visszaszorításának lehetőségeire számos módszert ismertettünk, azonban ezek közül egyiket sem tekinthetjük igazán hatékonynak. A fizikai úton történő eltávolítás (kiszárítás, elégetés) és a hidrociklikus szeparáció kis kiterjedésű, zárt rendszerekben működhet. A különböző műtárgyak tisztítása rendkívül költségigényes és csupán lokális megoldást nyújt. A kémiai védekezés, hasonlóan a fentebb tárgyaltakhoz, nem csupán a csigafaj egyedeire lehet letális hatású, hanem más vízi szervezetekre is. A biológiai védekezés (*Microphallus* sp. bevezetése a befogadóba) pedig olyannyira bizonytalan, hogy kivitelezése nem javallott.

A faj állományainak monitorozása, terjedési mechanizmusuk és intenzitásuk vizsgálata azonban fontos lehet a vízi élőlényközösségekre gyakorolt hatásuk vizsgálata kapcsán (vö. 10.3.6 fejezet).

9.3.4. Kosárkagyló fajok (Corbicula spp.)

A kosárkagylók fajcsoportjába tartozó mindkét hazai fajunk (*C. fluminea*, *C. fluminalis*) igen agresszívan terjeszkedő fajnak tekinthető. Sikerességének több oka is van, így a széles ökológiai valenciája, gyors növekedés és magas szaporodási rátája (milliós nagyságrendű lárvaszám). A hideg vizeket kevésbé tolerálja, így a melegebb években ugrásszerű állománynövekedés figyelhető meg.

Apró méretükből és tömeges előfordulásukból kifolyólag vízkezelő objektumokban nagy kárt tudnak okozni, ezen túlmenően az őshonos nagyméretű kagylófajaink kajmacsos lárváit könnyűszerrel megemésztik. A 7.6.1 fejezetben taglaltak alapján azonban, még számos negatív hatásával számolhatunk a fajnak, ami indokolja, hogy populációikat a lehető legnagyobb mértékben visszaszorítsuk. A 7.6.1 fejezetben bemutatott irodalmi adatok alapján ismerünk néhány módszert arra vonatkozóan, hogy hogyan lehetne megfékezni a faj előre nyomulását, azonban ezek kivitelezése szinte lehetetlen, költséges és valószínűleg erősen környezetkárosító is lenne.

A fajpár állományainak vizsgálata mindenképpen szükséges részben azért, hogy minél pontosabb képet kapjunk a terjedési mechanizmusáról, valamint mennyiségi vizsgálatokkal a vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatásáról (vö. 10.3.7 fejezet).

9.3.5. Barbronia weberi

A faj ökológiai igényeiről és vízi ökoszisztémákban kifejtett hatásáról még igen keveset tudunk és irodalmi adatok is csupán korlátozott számba állnak rendelkezésünkre. Eddigi ismereteink szerint nem jelentenek valós veszélyforrást a különböző vízi élőlénycsoportokra.

Visszaszorításukra tett kísérletek éppen ezért nincsenek. Apró testméretükből kifolyólag azonban élővízből történő 100 %-os eltávolításuk igencsak nehézkes lenne, a ráfordított idő és energia pedig nem hozná meg a várt eredményt. Jó eséllyel azonban a jövőben sem kell tényleges veszélyforrásként

tekintenünk a fajra, hiszen természetes ellenségeik is vannak, amelyek előszeretettel fogyasztják ezeket a szervezeteket.

Populációk vizsgálata javasolható a jövőben annak érdekében, hogy pontosabb képet kapjunk a faj terjedéséről, állományaik változásáról, s a vízi ökoszisztémára gyakorolt esetleges negatív hatásáról (vö. 10.3.8 fejezet).

9.3.6. Naphal (Lepomis gibbosus)

A Burgundy Egyetem kutatói a naphal állományainak teljes eltávolítására egyetlen hatásos, azonban nagyon drasztikus módod találtak, mégpedig a víztest teljes kiszárítását. Ez a módszer azonban egyértelműen nem használható mivel a naphallal együtt az összes hal pusztulását okozza, amennyiben azok teljes áttelepítése vagy „karanténba" helyezése nem történik meg. A halak mellett a makrovegetáció, a kétéltűek lárvája és a vízi gerinctelenek pusztulását is okozza a víztest kiszárítása. Továbbá ugyan a naphal kifejezetten állóvízkedvelő, áramláskerülő, de a projektterületen található vízfolyások közül többől (pl. Csörnöc-Herpenyő, Gyöngyös-patak, Rába, Répce) is kimutatásra került. Ezek kiszárítása pedig pont annyira lehetetlen, mint észszerűtlen.

Az egyes kutatók által javasolt finom szemű háló amellett, hogy nem 100%-os hatékonyságú, erősen destruktív az élőhelyre nézve is.

A Rotenone nevű szerves peszticid alkalmazása nem javasolt, mivel a naphalon kívül a többi halra nézve is erősen károsító, halálos, és a halak mellett a kétéltűek lárváit és a vízi gerincteleneket is elpusztíthatja. Tulajdonképpen mivel fajspecifikus, csak a naphal pusztulását okozó kémiai szer nem ismert, semmilyen kemikália használata nem ajánlott.

A naphal egyedek gyérítése kis szembőségű varsával, speciálisan csalétekkel (kutyatáp) szelektíven lehetséges. Bizonyos vizsgálatok ugyanis azt mutatják, hogy a rugós varsacsapda (pl. a Jättimerta típusú varsa) hatékonya a faj egyedeinek befogására (GYÖRE et al. 2013). Azonban a kis méretű fiatal példányok esetén nem hatékony (azok kiúsznak a hálóból). A varsa telepítésével és rendszeres használatával azonban meg lehet próbálkozni, s talán rendszeres használatával nagy hatásfokot lehet elérni.

A naphal állományainak szabályozására a csuka (*Esox lucius*) alkalmas lehet, azonban mérlegelni kell annak kockázatát, hogy más fajokat mennyire pusztít. Mindamellett a naphal projektterületen lévő állományának teljes felszámolására reális esély nincs, és sajnos az állomány érzékelhető mértékű csökkentésre sem.

A populációk vizsgálata javasolható a jövőben annak érdekében, hogy pontosabb képet kapjunk a faj terjedéséről, állományaik változásáról, s a vízi ökoszisztémára gyakorolt esetleges negatív hatásáról.

9.3.7. Kínai razbóra (Pseudorasbora parva)

A kínai razbóra elleni védekezésre irodalmi adatok alapján kevés lehetőség van, és ezek közül egyik sem bizonyult elég hatékonynak.

A kínai razbóra elleni biológiai védekezés a nagyobb termetű halfajoktól eltérően mindössze megelőző jellegű lehet. Pontyos tavakban a pontyok betelepítése előtt, rövid ideig ragadozó halak tartását javasolják a tóban. Ugyanakkor a kisméretű kínai razbóra iránt az őshonos ragadozók közül a süllő (*Sander lucioperca*), a csuka (*Esox lucius*) és a harcsa (*Silurus glanis*) nem mutat érdeklődést, így csak a sügér lehet megoldás ellene. A sügérrel történő biológiai védekezés azonban megelőző jellegű, így nem megoldás a projektterületen már stabil populációkkal jelenlévő állomány ellen.

A kínai razbóra tovább terjedését, más vízterekben történő megjelenését lassíthatja, ha a horgászok felszereléseiket – beleértve a ruhájukat is – legalább szappanos vízzel megtisztítják. Ez a megtapadt ikrák egy részét elpusztítja, így a razbóra tovább terjedése valamelyest lassul. Azonban a területen jelenlévő állomány csökkentésére ez sem jelent megoldást.

A naphalnál már részletezett Rotenone nevű szerves peszticiddel történő kémiai védekezés sem jelent megoldást a területen már stabil állománnyal jelenlévő razbóra ellen. A Rotenone-t a razbóra a többi pontyféléhez képest jobban tolerálja, az ikrák ellen pedig a szer nem hatásos. Más kutatások szerint a szer akár 100%-os hatékonyságú is lehet, azonban mivel nem fajspecifikus, a területen jelenlévő többi halfaj egyedeit, a kétéltű lárvákat és a makroszkópikus vízi gerincteleneket is elpusztítja, különösen a kisebb termetűeket, ahol már a Rotenone nagyon kis koncentrációban is letális.

9.4. Jelenleg még nem előforduló inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen- és halfajok további vizsgálatának lehetőségei

9.4.1. Cifrarák (Orconectes limosus)

A cifrarák előfordulása eddig nem bizonyított a projektterületről, azonban terjedési dinamikáját és élőhely preferenciáját nézve, jó eséllyel számíthatunk megjelenésére, főleg a Rába alsóbb szakaszain. Ezért ennek a fajnak a tárgyalása rendkívüli fontossággal bír.

A 7.2.1-es fejezetben tárgyaltak alapján megállapíthatjuk, hogy a faj 1985-ös dunai megjelenése óta már számos hazai víztestet benépesített, így a Dunát, annak mellékvízfolyásait és mellékágait, illetve a Tiszát és annak mellékvízfolyásait is cifrarák fertőzöttség jellemzi. Terjedésének sikeressége, hasonlóan más inváziós fajokhoz, magas reprodukciós rátájában, széles ökológiai valenciájában, rejlik és könnyűszerrel alkalmazkodik szélsőséges környezeti körülményekhez is (pl.: szárazra kerülése esetén kilométereket tud gyalogolni, hogy újra vizet találjon). Vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatása már széles körben kutatott és bizonyítottan negatív hatással bír a vízi élőlényközösséget alkotó csoportok legtöbbjére (pl.: halak, kétéltűek, makrogerinctelenek stb.). Azonban az sem elhanyagolható tény, hogy terjeszti a rákpestist, amely a cifrarákot nem, de őshonos Decapoda fajainkat (pl.: *Astacus leptodactylus*) megbetegíti.

A szakirodalmi adatok alapján (7.2.3 fejezet) nincs hatékony módszer a faj elterjedésének csökkentésére, csupán preventív módon léphetünk föl a fertőzöttség további terjedése ellen. Természetesen voltak már törekvések a faj visszaszorítására vonatkozóan, de ezek hatékonysága elenyésző. Biológiai úton történő védekezésre irányuló vizsgálatok alapján, ismerünk olyan baktérium-és vírustörzsek, amelyek közvetlen beinjektálása vagy fertőzött táplálékkal való bejuttatása révén képesek a faj egyedeit szinte 100%-ban elpusztítani. Azonban ezeknek a módszereknek élővízben történő felhasználása nem javasolt, mivel őshonos fajainkra is veszélyt jelentenek.

Hasonlóan alacsony hatásfokkal működnek a kémiai védekezés módszerei. Rovarölőszerek letális hatással bírhatnak a faj egyedeire, de ezek a szerek nem fajspecifikusak, ami ugyancsak kizárja használatukat.

Fizikai úton történő gyérítésében rejlik a legtöbb potenciál, ami a rákcsapdák kihelyezésével és a kifogott rák egyedek szakszerű, más őshonos fajainktól való elkülönítésével és előbbiek kezelésében (elszállítás, megsemmisítés) rejlik. Azonban, ha figyelembe vesszük azt a tényt, hogy ez a módszer sem hatásos a juvenilis és megtermékenyített egyedek esetében, akkor ténylegesen a leghatékonyabb megoldásnak a prevenció maradt.

A fertőzöttség megelőzése érdekében, a projektterületen javasolt olyan monitorozó rendszer felállítása (vö. 10.3.3 fejezet), amelyek révén időben detektálhatjuk a faj megjelenését és megfelelő, célzott tevékenységekkel (pl.: azonnali eltávolítás csapdákkal, barrierek telepítése) megakadályozhatjuk a területre történő bejutását.

10. Inváziós fajok állományváltozásának nyomonkövetésére javasolt monitorozó hálózat

10.1. A 2018-2019-ben részletesen vizsgált (élőhelytérképezett) területek és az országhatárt átlépő vízfolyásokon kijelölt mintaterületek monitorozási terve (özöngyomok)

A javasolt monitorozó hálózat tervezésénél a vizsgált fajok (gyakori és ritka özöngyomok) feltárt előfordulási viszonyait és azok fenológiai jellegzetességeit is figyelembe vettük. Véleményünk szerint jelentősen eltérő stratégia szükséges az egyes fajok esetében azok visszaszorítására, korai észlelésére és monitorozására vonatkozóan is. Ugyanakkor ezeket a célokat (visszaszorítás, korai észlelés, monitorozás) szem előtt tartva a fajok jól és egységesen kezelhető csoportokra oszthatók, ami nagyban könnyíti a célok megvalósítását kezdve a kezelési és monitorozási tervek elkészítésétől egészen a visszaszorítás gyakorlati megvalósításáig.

Az alábbi két fejezetben részletesen ismertetett monitorozó hálózat szolgálja az érintett fajok:

- Korai észlelését
- A meglévő állományok változásának nyomonkövetését
- A beavatkozások ellenőrzését

10.1.1. A vizsgált özöngyomok monitorozásának lehetőségei, javasolt módszerek az egyes fajcsoportok vonatkozásában

10.1.1.1. I. csoportba tartozó (vízfolyásokhoz szorosan kötődő) özöngyomok monitorozásának lehetőségei

A fajok állományainak ismételt felmérésén alapuló, élőhelytérképezéssel kombinált monitorozása

A 2018-2019-ben elvégzett terepi vizsgálatok eredményeinek térbeli ábrázolása és elemzése során megállapítható volt, hogy a vizsgált fajok jelentős része szorosan kötődik a vízfolyásokhoz, azok medréhez (I. csoport a továbbiakban). Az *Impatiens glandulifera*, az *Echinocystis lobata*, az *Acer negundo* és a *Fallopia × bohemica* előfordulások túlnyomó többségét a vízfolyások mentén detektáltuk. Azoktól távol, a csatlakozó nagyobb erdőtömbökben, vagy az árterek távolabbi területein ezek a fajok jellemzően hiányoznak. Térbeli elhelyezkedésük alapján ezek a fajok együttesen (egy időpontban és azonos módszer alkalmazásával) felmérhetők. Az említett négy faj a vízfolyások mentén gyakori. Jellemző a fajok együttes előfordulása is. Mind a négy említett növényfaj felmérésére ideális időpont a nyár végén, ősz elején történő terepi bejárásra alapozott felmérés. Az említett fajok felmérését 3 évente javasoljuk. 6 évente a felmérést a területek élőhelytérképezéséhez kapcsolódóan javasoljuk elvégezni. Az élőhelytérképezés során az *Impatiens glandulifera* és az *Echinocystis lobata* fajokra minden élőhelyfoltban megadható az özönfaj jelenlétére (vagy hiányára) vonatkozó adat és a százalékos becsült borításérték, valamint az aggregáltságra (szórványosan vagy csoportosan fordul elő) vonatkozó információ. Az *Impatiens glandulifera* és az *Echinocystis lobata* a gyakori önöngyomok csoportba tartoznak, míg a másik két faj a ritka özöngyomok közé (ez a csoportosítás csak ehhez a projekthez kapcsolódóan értelmezendő). A jelen vizsgálatban a ritka özöngyomok közé sorolt két fajt (*Acer negundo, Fallopia × bohemica*) a ritka özöngyomok felmérésére alkalmazott módszerrel javasoljuk felmérni az élőhelytérképezéssel egy időben és a köztes felmérés alkalmával is. A 6 évente ismétlődő élőhelytérképezések között, azaz a térképezést követő harmadik évben javasoljuk a 4 faj felmérését olyan módon, hogy a legutóbb készült élőhelytérkép foltjait bejárva csak a négy említett fajra vonatkozó adatok begyűjtése történjen meg

ugyanazokkal a módszerekkel (gyakori és ritka özönfajok felmérésére már alkalmazott módszerek az egyes fajoknak megfelelően) a vízfolyások mentén. Ilyen módon a 3 évente keletkező adatok teljes mértékben összevethetőek lesznek egymással és a már rendelkezésre álló adatokkal. Ugyanakkor az élőhelytérképezések közötti időben történő felmérések forrásigénye (terepnapok száma) jelentősen csökkenthető. Az említett fajok terjedése, a térbeli változások detektálása a javasolt módszerrel és gyakorisággal véleményünk szerint meglehetősen pontos képet ad majd az özöngyomok terjedéséről és megfelelő alapot szolgáltat majd a fajok visszaszorításának gyakorlati tervezéséhez.

A csoportba tartozó fajok monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

Transzekt mentén történő özönnövény-felmérés

Az I. csoportra vonatkozóan a transzekt mentén történő özönnövény-felmérés lehetősége is mérlegelhető, hiszen a vízfolyások mentén bevált és kipróbált módszerről van szó. Az Ipoly (Ipel') folyó közös határszakaszi részén (Balassagyarmat /Slovenské Ďarmoty/ – Ipolytarnóc /Kalonda/ között) a magyar és a szlovák oldalon a víztest parti sávjában az alábbi módszerrel történt az özöngyomok monitorozása. Az alábbiakban a hivatkozott vizsgálatot alapul véve, azt a jelen projektre átalakítva adjuk meg javaslatunkat. Megjegyezzük, hogy a transzekt mentén történő özönnövény-felmérés alkalmazása esetén nem csak az I. csoportba tartozó özöngyomok felmérését érdemes elvégezni, hanem minimálisan a projektben eddig vizsgált faj mindegyikét, de mérlegelendő, hogy a transzektek területén elő összes özönnövény felmérésre kerüljön.

Anyag és módszer

A transzektek egységesen 200 méter hosszúságúak, melyek helyét előzetesen – a megfelelő mintázateloszlás érdekében – légifotó felhasználásával random jelöljük ki.

A felmérő a terep ismeretében, a transzekt pontos helyét pontosítja a helyszínen, az előzetesen kijelölt mintapont környezetében. A transzekt átlagos szélessége 20 méter, mely a vízfolyás parti élétől kezdődik. Az így lehatárolt transzekt (terület) a terepi bejárás során könnyen bejárható, áttekinthető.

A felmérés során kiemelt fontosságú a mintaterületek lehatárolását követően a minél pontosabb lehatárolás dokumentálása (sarokpontok GPS-es bemérése, vázrajz készítése, ill. fotódokumentáció).

A 4.000 m2-es mintaterületen belül felmérésre kerültek az idegenhonos (adventív) növények, kötelező jelleggel az özönnövények. A fajok jelenlét / hiány adatán kívül megbecslésre kerül a faj összborítása is (5-ös borítási skála alapján: <0,1%; 0,1-1%; 1-5%, 5-15% és 15%>). A florisztikai adatokon túl feljegyzésre kerültek további, elsősorban az élőhelyekre vonatkozó paraméterek is:

- általános élőhelyi és termőhelyi adatok (Á-NÉR kód, esetleges Natura 2000 élőhelykód, kitettség, jelenlegi és egykori használat, stb.). Az adatok egy része térinformatikai módszerekkel is lekérdezhető.
- fajkészlet (a domináns, jellemző és színező elemekre vonatkoztatva)
- cserjésedés, fásodás foka

A kiértékeléskor – mivel borításbecslést és végeztünk 5-ös skálán (l. fent) – lehetőség nyílt arra is, hogy a fajok borításával súlyozott kiértékelést is megadjunk a hagyományos jelenlét / hiány adatokon túl.

Előzetes kalkulációink szerint, az Ipoly folyó mentén 2010-ben végzett, mintaként szolgáló vizsgálat folyókilométer/mintavételi egység közelítő adatait figyelembe véve mintegy 160 db 200 méter hosszúságú független mintavételi egység 3 évente történő (20 méter átlagos szélességű transzekt) felmérésére lenne szükség jelen projekt esetében.

A felmérés során használt terepi adatlap felépítése és kitöltési útmutatója

Alapadatok

• Mintakód (kötelező): Az előzetesen lehatárolt mintakód alkalmazandó.

• Mintahely megnevezése (kötelező): Az előzetesen lehatárolt fedvényben szereplő mintahely megnevezés használandó (település / dűlő). A mintahely neve utólagosan ArcGIS-ből is leolvasható.

• Felmérő neve (kötelező): A felmérést végző személy(ek) neve(i).

• Dátum (kötelező): A felmérés időpontja (é.h.n.).

• Mintaterület mérete (kötelező): A transzekt szélességének függvényében adható meg (m2-ben). A hossz minden esetben 200 méter.

• Mintaterület alakja (kötelező): A mintavételi terület alakja lehet (1) szabályos v. ahhoz közelítő téglalap v. (2) szabálytalan (víztérkövető; pl. meanderező patak esetén).

• Fényképek kódjai (fájlnév) (kötelező): A fotózás során a transzekt jellegzetes tereptárgyaival célszerű dokumentálni az adott állapotot. A fotókhoz GPS koordinátát is célszerű megadni. A fájlnevek generálását a laborfeldolgozás során, a mintaterület kódjából kell levezetni (pl. „INVSA_008_F_02.JPG" – az INVSA_008 minta 2. fotóját jelenti).

• Minta koordinátáinak változása (kötelező): Az előzetesen meghatározott fedvényhez képest való elmozdulás adandó meg: (1) változatlan, azaz a megadott koordinátától kezdve el lehet végezni a felmérést, ill. (2) változott (pl. a kaszálás v. egyéb tényező miatt) a megadott ponton nem lehet elvégezni a felmérést (és ennek megfelelően „új" mintaterület lett meghatározva a terepmunka során).

• Minta koordinátái (kötelező): A mintakvadrát négy sarokpontjának a koordinátája (EOV formátumban/HU/ ill. WGS-84 formátumban /nem HU/.

• Vázrajz a mintaterületről (kötelező): A mintaterület pontos kijelölése és állandósítása a monitorozás szempontjából kulcsfontosságú. Ha az ismételt felmérés nem állandó kvadrátokban történik, az a monitorozás hatékonyságát (néhány kivételtől eltekintve) alapvetően csökkenti, súlyos hibákhoz, torz becslésekhez vezet, és az egész felmérés értelmét veszélyeztetheti. Ezért a mintaterület kijelölését különös gonddal és előrelátással kell elvégezni. A skiccre tüntessük fel a vízfolyás közelítő alakját, az érintkező élőhelyek határait (Á-NÉR 2007 javasolt), a tereptárgyakat (pl. híd, gázló, keresztező villanyvezeték). Az élőhelyfoltról készített fénykép készítésének helyét és irányát a vázlatrajzon is célszerű bejelölni.

Általános élőhelyi és termőhelyi adatok

• Natura 2000 élőhely kódja(i) (kötelező): Adja meg a mintaterületen (kvadrátban) előforduló jelölő Natura 2000 élőhelyeket, az Élőhelyvédelmi Irányelv II. függeléke alapján; a fragmentált, nem egyértelműen azonosítható élőhelyeknél alkalmazza a csillag (*) megjelölést. Ha Natura 2000 élőhely nem azonosítható, mert nem fordul elő, akkor húzza ki a jelölőmezőt.

• Á-NÉR kódja(i) (kötelező): Adja meg a mintaterületen (kvadrátban) előforduló élőhelyek Á-NÉR 2007 listáját; a lista során a legjelentősebb borítottságú („legtipikusabb") élőhelytől listázza az élőhelyeket a kevésbé gyakori (legkisebb borítással rendelkező) élőhelyekig. A fragmentált élőhelyeknél használjon csillag megjelölést, ha szükségesnek látja. Például: OB, J4, P2b, H5a* – gyomosodó nádasos mocsárrét, fragmentális fűzligettel, az érintkező töltésen löszgyepmaradvánnyal, kökénycserjéssel.

• Lejtőszög (kötelező): Amennyiben nem sík területen található a mintaterület, akkor a megadott skálán jelölje be a jellemző lejtőszög értéket.

• Kitettség (kötelező): Amennyiben nem sík területen található a mintaterület, akkor adja meg a jellemző kitettségi értéket. Több érték is megjelölhető. (A bevágódott medret szegélyező partfalat nem kell figyelembe venni!).

• Jelenlegi használat van-e? (opcionális): A mintaterületen belüli élőhelyfoltokat érintő jelenlegi (tárgyévi) használati megléte (IGEN/NEM).

• Jelenlegi használat formája (opcionális): A mintaterületen belüli élőhelyfoltok jelenlegi (tárgyévi) használati módja.

• Egykori használat volt-e? (opcionális): A mintaterületen belüli élőhelyfoltot érintő egykori használat megléte (IGEN/NEM). A mintaterületen belüli élőhelyfolt múltbeli, korabeli vagy közelmúltbeli, a jelenlegivel megegyező vagy eltérő használati módja. Ha az egykori használat akár csak kisebb időszakra is a jelenlegitől lényegesen eltérő volt, akkor az feltétlenül megadandó.

• Egykori használat formája (opcionális): A mintaterületen belüli élőhelyfoltok egykori használati módja.

• Érintkező élőhelyek (opcionális): A mintaterületet határoló (szomszédos) jellemző élőhelyek listája (a megadott élőhely kategóriákat kell használni; több érték is megjeleníthető). ArcGIS alkalmazás is felhasználható (pl. légifotó).

• Töltés megléte (opcionális): Az árvízvédelmi töltés meglétének a jelölése (IGEN/NEM).

• Természetesség (kötelező): A NÉMETH – SEREGÉLYES (1989) által kidolgozott 5 fokozatú természetességi skála alkalmazandó.

Özönnövények adatai

• Kötelezően értékelt fajok (kötelező): A kötelezően értékelendő fajok esetében (*Fallopia × bohemica, Fallopia japonica, Solidago gigantea, Solidago canadensis, Impatiens glandulifera, Heracleum mantegazzianum, Echinocystis lobata, Erigeron annuus, Robinia pseudoacacia, Ailanthus altissima, Acer negudo, Eleagnus angustifolia, Prunus Serotina, Amorpha fruticosa*) a faj előfordulás (+), hiány (-) megadását követően, jelöljük azt is, ha az adott faj a transzektben nem fordul elő, de a szomszédos élőhelyeken vagy a víztér mentén előfordul (*). A transzekten belüli összborításnál az alábbi skála alkalmazandó: „>0,1%; 0,1-1%; 1-5%; 5-15%; 15%>”. Egy 200×20 méteres kvadrát esetén 1% borításnak 40 m2 borítás feleltethető meg.

• További özönnövények (opcionális): A kötelezően előforduló fajok mellett egyéb özönnövény (neofiton) is megadható és értékelhető. A neofitonok jegyzékét BALOGH-DANCZA-KIRÁLY (2004) munkája tartalmazza.

Fajkészlet (a mintaterületen belül)

• Domináns fajok (kötelező): Dominánsak azok a fajok, amelyek borítása eléri a 40–50%-ot, vagy ha nem éri el, akkor a fajok dominancia-sorrendjében az első 3 helyen állnak.

• Jellemző fajok (kötelező): Az adott természetes, természetszerű élőhelyre jellemző növényfajok listája.

• Színező fajok (kötelező): Az adott természetes, természetszerű élőhelyre jellemző színező (ritka) elemek listája.

Cserjésedés, fásodás (a mintaterületen belül)

• 2 m alatti fásszárúak összborítása (%) (kötelező): A cserjésedés, fásodás adatát – a 2 méter feletti fásszárúakra vetítve – az alábbi skála alapján kell megadni: „>1%; 1-5%; 5-15%; 15-50%; 50%>”

• 2 m feletti fásszárúak borítása (%) (kötelező): A cserjésedés, fásodás adatát – a 2 méter alatti fásszárúakra vetítve – az alábbi skála alapján kell megadni: „>1%; 1-5%; 5-15%; 15-50%; 50%>”

• Fajok (kötelező): A mintaterületen előforduló fásszárúak (cserjék és fák) listája. Javasolt a gyakoriságértéknek megfelelően haladni a gyakoribbtól a ritkább felé.

• Cserjék és fák mintázata (kötelező): A felvételezett fásszárúak (cserjék és fák) mintázatát az alábbi skála alapján kell megadni: „szórványos – foltokban – záródó”.

• Cserjék és fák magassága (kötelező): A felvételezett fásszárúak (cserjék és fák) magasságát az alábbi skála alapján kell megadni: „< 20cm – 50cm – 1m – 2m – 5m <”.

Megjegyzés

• Itt adható meg minden olyan tényező, megfigyelés, közlés, mely a mintaterületen belüli özönnövény-fertőzöttséghez kapcsolódik és a fentebbi pontoknál nem adható meg (opcionális).

10.1.1.2. II. csoportba tartozó (sporadikus vagy ritka) özöngyomok monitorozásának lehetőségei

A monitorozó hálózat egy másik csoportját (II. csoport a továbbiakban) azok az özöngyomok alkotják, amelyek a 2018-2019-es vizsgálatok során sporadikus előfordulásúak vagy ritkák voltak (esetleg hiányoztak). Ezek: *Solidago canadensis, Elaeagnus angustifolia, Fallopia japonica, Heracleum mantegazzianum, Prunus serotina.* Ebbe a csoportba sorolható még az *Amorpha fruticosa* és a *Ailanthus altissima* is. A gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) a térségben nem gyakori, a felmérések során 25 helyszínen vettük fel a fajt. A „ritka özöngyomok” térképezése során majdnem kizárólag a Répce mentén került elő, egyetlen állomány (Ólmod külterület) kivételével. Az összes kiterjedése 7,4 ha-nak adódott. A bálványfát (*Ailanthus altissima*) a felmérések során 38 helyszínen mutattuk ki. Az összes kiterjedése 1,7 ha-nak adódott. Elsősorban a projektterület északi részén, a Répce-mentén kerültek elő állományai. Ezek a fajok két faj kivételével (*Solidago canadensis, Elaeagnus angustifolia*) a ritka özöngyomok közé voltak besorolva a projekt kapcsán. A két fajról pedig a 2018-2019-es terepi vizsgálatok alapján bizonyosodott be, hogy nem tartoznak a gyakori fajok közé. Ezeknél a fajoknál szintén 3 évente történő monitorozó vizsgálatot javaslunk a következők szerint. Szükségesnek látjuk a 3 évente történő felmérést a ritka özöngyomokra 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel azokat az élőhelyfoltokat alapul véve, ahol a szóban forgó fajok jelenléte bármely korábbi terepi vizsgálat során bebizonyosodott. Javasoljuk azoknak a szomszédos foltoknak a terepi vizsgálatba való bevonását is, amelyen a fajok nem fordultak elő. Ezeknek a fajoknak az előfordulási viszonyai ritkaságuk miatt az élőhelytérképezés során csak korlátozottan (esetlegesen) térképezhetők fel, ezért nem javasoljuk, hogy a monitorozó felmérések az élőhelytérképezek terepi bejárásai során valósuljanak meg. Javasoljuk, hogy a ritka özöngyomok felmérésére alkalmazott módszerrel 3 évente célzottan a korábbi lokalitásokra koncentrálva történjenek meg a felmérések. A felmérések során az érintett élőhelyfoltok (szomszédos foltok is!) minél alaposabb lejárását javasoljuk. Erre azért van szükség, hogy a fajok terjedését detektálni tudjuk, illetve pontosítsuk a fajokra vonatkozó előfordulásokat. Ezen túlmenően természetesen a 6 évente történő élőhelytérképezések során is

kerülnek elő újabb előfordulások. A 6 évente történő térképezések során elegendő, ha az adott fajok szerepelnek az élőhelyfoltra vonatkozó fajlistákban. A következő célzott felméréskor azok az élőhelyfoltok már a részletesen felmérendő területek között lesznek, amelyekhez valamely (II. csoportba tartozó) fajra vonatkozóan új előfordulás társul.

A csoportba tartozó fajok monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.1.3. III. csoportba tartozó (gyakori, de nem vízfolyásokhoz kötődő) özöngyomok monitorozásának lehetőségei

A harmadik csoportba tartozó fajok (III. csoport a továbbiakban) a vizsgált területen általánosan elterjedt, gyakori fajok. Sokszor tömegesen vannak jelen. Két fajt tartozik ebbe a kategóriába, a *Robinia pseudo-acacia* és a *Solidago gigantea*. A két faj (részben tömegességük miatt is) általában az egész vegetációs periódusban jól észlelhető. A 6 évente történő élőhelytérképezések alapvetően elegendő információval szolgálnak majd a fajok elterjedésével kapcsolatban. A 2018-2019-ben alkalmazott módszer, azaz a fajok jelenlétre (vagy hiányára) vonatkozó adat és a százalékos becsült borításérték, valamint az aggregáltságra (szórványosan vagy csoportosan fordul elő) vonatkozó információ véleményünk szerint alapvetően elegendő információt nyújt mindkét fajra vonatkozóan, ugyanakkor alapvetően a *Solidago gigantea* esetében (de a többi vizsgált özöngyom vonatkozásában is) kiegészítő monitorozó vizsgálatra is javaslatot teszünk az alábbiak miatt. A jelenlét/hiány megállapítása a *Solidago gigantea* esetében leginkább azoknál az élőhelyfoltoknál okoz gondot, ahol alacsony borítással, esetleg csak szálanként fordul elő a faj. Az Á-NÉR alapú, 1: 10000 léptékű élőhelytérképezés esetén egy-egy jól lehatárolható élőhelyfolt esetén gyakran nincs szükség az élőhelyfolt „alapos” bejárására, hiszen a szükséges attribútumok (főleg alacsonyabb természetességű jellegtelen élőhelyek esetén) könnyen és gyorsan megállapíthatók. Ebből azonban az is következik, hogy a csak szálanként előforduló fajok észlelése esetlegessé válik. Igaz ez a *Solidago gigantea* fajra is abban az esetben, ha az éppen nem virágzik. A faj virágzási ideje meglehetősen hosszú, ez azonban csak részben küszöböli ki az alacsony borításértékek miatt fellépő észlelés problémákat. Nyílt területeken gyakran a kaszálás rejti el a fajt, erdőkben pedig a kevésbé vitális (gyakran nem is virágzó) egyedek gyors észlelése problémás. Véleményünk szerint feltételezhető, hogy a 2018-2019-ben elvégzett terepi felmérések a faj elterjedését ebből adódóan (a módszer jellegéből következően) alábecsülte a térképezett területeken. A *Solidago gigantea* példáján leírt módszertani probléma a többi vizsgált faj esetén is fennáll, azonban az I. és a II. csoportba tartozó fajoknál talán az esetlegesen fellépő hiba jóval kevésbé befolyásolja a fajok elterjedéséről kialakult összképet, mivel a fajok vagy eleve ritkák, vagy pedig előfordulásuk jól definiálható felszínalaktani (geomorfológiai) egységekhez, a vízfolyásokhoz köthetők.

A csoportba tartozó fajok monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

50×50 méteres kvadrátok alkalmazása az özöngyomok elterjedési viszonyainak pontosítása, azok korai észlelése és az előzőekben alkalmazott módszerek hibáinak mértékének becslése céljából

Az előzőekben ismertetett módszertani probléma kontrollálására, az abból adódó hiba (a módszer hibájának) mértékének megállapítására, illetve a fajok elterjedési viszonyainak pontosítására egy olyan kiegészítő mintavételi módszer alkalmazását javasoljuk, amelynek térbeli felbontása nagyságrendekkel finomabb, mint az eddig alkalmazott, alapvetően a vizsgált terület teljes bejárására alapozott módszerek. A kvadrátokban történő felmérés területegységre vonatkoztatott nagyságrendekkel nagyobb időigénye határt szab a felmérendő kvadrátok számával kapcsolatban. Javasoljuk, hogy a kvadrátok véletlenszerű kijelölése azokon a területeken történjen, ahol a 2018-2019-es terepi vizsgálatok a vizsgált (ritka és gyakori) özöngyomok egyikét sem mutatta ki. Véleményünk szerint 25 db állandó kvadrát kihelyezése és 3 évente történő felmérése a javasolt

területen elegendő lenne az ismertetett módszertani probléma kontrollálására és a fajok elterjedési viszonyainak pontosítására.

Anyag és módszer

A felmérő a terep ismeretében, a kvadrát pontos helyét pontosítja a helyszínen, az előzetesen kijelölt mintapont környezetében. A kvadrát szélessége 50 méter. A kvadrát kijelölésénél nem feltétel, hogy a kvadrát teljes területe egy élőhelyfoltba kerüljön, de feltétele, hogy olyan élőhelyfoltokat érintsen, amelyben (amelyekben) a vizsgált özöngyomoknak nem volt korábbi adata. A felmérés során kiemelt fontosságú a mintaterületek lehatárolását követően a lehatárolás minél pontosabb dokumentálása (sarokpontok GPS-es bemérése, vázrajz készítése, ill. fotódokumentáció). A 2500 m2-es mintaterületen belül felmérésre kerültek az idegenhonos (adventív) növények, kötelező jelleggel az özönnövények. A fajok jelenlét / hiány adatán kívül megbecslésre kerül a faj összborítása is (5-ös borítási skála alapján: <0,1%; 0,1-1%; 1-5%, 5-15% és 15%>). A florisztikai adatokon túl feljegyzésre kerültek további, elsősorban az élőhelyekre vonatkozó paraméterek is:

• általános élőhelyi és termőhelyi adatok (Á-NÉR kód, esetleges Natura 2000 élőhelykód, kitettség, jelenlegi és egykori használat, töltés megléte, település távolsága, iránya, stb.). Az adatok egy része térinformatikai módszerekkel is lekérdezhető.

• fajkészlet (a domináns, jellemző és színező elemekre vonatkoztatva)

• cserjésedés, fásodás foka

A felmérés során használt terepi adatlap felépítése és kitöltési útmutatója

Alapadatok

• Mintakód (kötelező): Az előzetesen lehatárolt mintakód alkalmazandó.

• Mintahely megnevezése (kötelező): Az előzetesen lehatárolt fedvényben szereplő mintahely megnevezés használandó (település / dűlő). A mintahely neve utólagosan ArcGIS-ből is leolvasható.

• Felmérő neve (kötelező): A felmérést végző személy(ek) neve(i).

• Dátum (kötelező): A felmérés időpontja (é.h.n.).

• Mintaterület alakja (kötelező): A mintavételi terület alakja lehet (1) szabályos v. ahhoz közelítő négyzet v. (2) az adott területegység alakjához alkalmazkodva téglalap.

• Fényképek kódjai (fájlnév) (kötelező): A fotózás során a transzekt jellegzetes tereptárgyaival célszerű dokumentálni az adott állapotot. A fotókhoz GPS koordinátát is célszerű megadni. A fájlnevek generálását a laborfeldolgozás során, a mintaterület kódjából kell levezetni (pl. „INVSA_008_F_02.JPG" – az INVSA_008 minta 2. fotóját jelenti).

• Minta koordinátáinak változása (kötelező): Az előzetesen meghatározott fedvényhez képest való elmozdulás adandó meg: (1) változatlan, azaz a megadott koordinátától kezdve el lehet végezni a felmérést, ill. (2) változott (pl. a kaszálás v. egyéb tényező miatt) a megadott ponton nem lehet elvégezni a felmérést (és ennek megfelelően „új" mintaterület lett meghatározva a terepmunka során).

• Minta koordinátái (kötelező): A mintakvadrát négy sarokpontjának a koordinátája (EOV formátumban).

Általános élőhelyi és termőhelyi adatok

• Natura 2000 élőhely kódja(i) (kötelező): Adja meg a mintaterületen (kvadrátban) előforduló jelölő Natura 2000 élőhelyeket, az Élőhelyvédelmi Irányelv II. függeléke alapján; a fragmentált, nem

egyértelműen azonosítható élőhelyeknél alkalmazza a csillag (*) megjelölést. Ha Natura 2000 élőhely nem azonosítható, mert nem fordul elő, akkor húzza ki a jelölőmezőt.

• Á-NÉR kódja(i) (kötelező): Adja meg a mintaterületen (kvadrátban) előforduló élőhelyek Á-NÉR 2011 listáját; a lista során a legjelentősebb borítottságú („legtipikusabb") élőhelytől listázza az élőhelyeket a kevésbé gyakori (legkisebb borítással rendelkező) élőhelyekig. A fragmentált élőhelyeknél használjon csillag megjelölést, ha szükségesnek látja. Például: OB, J4, P2b, H5a* – gyomosodó nádasos mocsárrét, fragmentális fűzligettel, az érintkező töltésen löszgyepmaradvánnyal, kökénycserjéssel.

• Lejtőszög (kötelező): Amennyiben nem sík területen található a mintaterület, akkor a megadott skálán jelölje be a jellemző lejtőszög értéket.

• Kitettség (kötelező): Amennyiben nem sík területen található a mintaterület, akkor adja meg a jellemző kitettségi értéket. Több érték is megjelölhető. (A bevágódott medret szegélyező partfalat nem kell figyelembe venni!).

• Jelenlegi használat van-e? (kötelező): A mintaterületen belüli élőhelyfoltokat érintő jelenlegi (tárgyévi) használati megléte (IGEN/NEM).

• Jelenlegi használat formája (kötelező): A mintaterületen belüli élőhelyfoltok jelenlegi (tárgyévi) használati módja. (beírandó).

• Egykori használat nyomai látszódnak-e? (opcionális): A mintaterületen belüli élőhelyfoltot érintő egykori használat megléte (IGEN/NEM). A mintaterületen belüli élőhelyfolt múltbeli, korabeli vagy közelmúltbeli, a jelenlegivel megegyező vagy eltérő használati módja. Ha az egykori használat akár csak kisebb időszakra is a jelenlegitől lényegesen eltérő volt, akkor az feltétlenül megadandó.

• Egykori használat formája (opcionális): A mintaterületen belüli élőhelyfoltok egykori használati módja. (beírandó).

• Természetesség (kötelező): A NÉMETH – SEREGÉLYES (1989) által kidolgozott 5 fokozatú természetességi skála alkalmazandó.

Özönnövények adatai

• Kötelezően értékelt fajok (kötelező): A kötelezően értékelendő fajok esetében (*Fallopia × bohemica, Fallopia japonica, Solidago gigantea, Solidago canadensis, Impatiens glandulifera, Heracleum mantegazzianum, Echinocystis lobata, Erigeron annuus, Robinia pseudoacacia, Ailanthus altissima, Acer negudo, Eleagnus angustifolia, Prunus Serotina, Amorpha fruticosa*) a faj előfordulás (+), hiány (-) megadását követően, jelöljük azt is, ha az adott faj a transzektben nem fordul elő, de a szomszédos élőhelyeken előfordul. A transzekten belüli összborításnál az alábbi skála alkalmazandó: „>0,1%; 0,1-1%; 1-5%; 5-15%; 15%>". Egy 50×50 méteres kvadrát esetén 1% borításnak 25 m2 borítás feleltethető meg.

• További özönnövények (kötelező): A kötelezően előforduló fajok mellett egyéb özönnövények és neofitonok is megadhatók és értékelhetők. A neofitonok jegyzékét BALOGH-DANCZA-KIRÁLY (2004) munkája tartalmazza.

Fajkészlet (a mintaterületen belül)

• Domináns fajok (kötelező): Dominánsak azok a fajok, amelyek borítása eléri a 40–50%-ot, vagy ha nem éri el, akkor a fajok dominanciasorrendjében az első 3 helyen állnak.

• Jellemző fajok (kötelező): Az adott természetes, természetszerű élőhelyre jellemző növényfajok listája.

• Színező fajok (kötelező): Az adott természetes, természetszerű élőhelyre jellemző színező (ritka) elemek listája.

Cserjésedés, fásodás (a mintaterületen belül)

• 2 m alatti fásszárúak összborítása (%) (kötelező): A cserjésedés, fásodás adatát – a 2 méter alatti fásszárúakra vonatkozóan – az alábbi skála alapján kell megadni: „>1%; 1-5%; 5-15%; 15-50%; 50%>”

• 2 m feletti fásszárúak borítása (%) (kötelező): A cserjésedés, fásodás adatát – a 2 méter feletti fásszárúakra vonatkoztatva – az alábbi skála alapján kell megadni: „>1%; 1-5%; 5-15%; 15-50%; 50%>”

• Fajok (kötelező): A mintaterületen előforduló fásszárúak (cserjék és fák) listája. Javasolt a gyakoriságértéknek megfelelően haladni a gyakoribbtól a ritkább felé.

• Cserjék és fák mintázata (kötelező): A felvételezett fásszárúak (cserjék és fák) mintázatát az alábbi skála alapján kell megadni: „szórványos – foltokban – záródó”.

Megjegyzés

• (opcionálisan) itt adható meg minden olyan tényező, megfigyelés, közlés, mely a mintaterületen belüli özönnövény-fertőzöttséghez kapcsolódik és a fentebbi pontoknál nem adható meg.

10.1.1.4. Az országhatárt átlépő vízfolyásokon kijelölt mintaterületek özöngyomok elterjedését érintő monitorozási terve

A határral érintkező 6 vízfolyás (Lapincs, Rába, Strém, Gyöngyös, Pinka, Répce) határszelvénye mentén poligonnal előzetesen lehatárolt területen (500 m hosszan, a vízfolyás hullámterének szélességében) az özöngyomok felmérését 3 évente tartjuk szükségesnek elvégezni a 2018-2019-ben már alkalmazott módszerrel (teljes állományfelmérés, minden egyed vagy folt felvétele).

10.1.2. A vizsgált özöngyomok monitorozásának javasolt lehetőségeinek áttekintése az egyes fajok vonatkozásában

10.1.2.1. Hibrid japánkeserűfű – *Fallopia × bohemica*

Az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok) tartozó faj.

3 évente javasoljuk a faj állományainak célzott felmérését a vízfolyások mentén a ritka özöngyomok felmérésére 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel. A 6 évente ismétlődő élőhelytérképezéssel egybekötve elvégezhető a felmérés. A 3. részfeladatban meghatározott célok közül ez a felmérés a meglévő állományok változását, a beavatkozások ellenőrzését és a korai észlelést is szolgálja. A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a vízfolyások mentén (előzőekben ismertetett módszerrel) kiválthatja a ritka özöngyomok felmérésére javasolt módszer alkalmazását.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet marginális szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.2. Ártéri japánkeserűfű – *Fallopia japonica*

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

3 évente történő monitorozó vizsgálatot javaslunk a ritka özöngyomokra 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel a következők szerint. Szükségesnek látjuk a 3 évente történő felmérést azoknál az

élőhelyfoltoknál, ahol a szóban forgó fajok jelenléte a korábbi valamely terepi vizsgálat során bebizonyosodott (érintett élőhelyfoltra és azzal szomszédos foltra vonatkozóan). A felmérések során az érintett élőhelyfoltok minél alaposabb lejárását javasoljuk. A 6 évente történő élőhelytérképezések során elegendő, ha az adott faj szerepel az élőhelyfoltokra vonatkozó fajlistákban. A következő célzott felméréskor ezek az élőhelyfoltok már a részletesen felmérendő területek között lesznek. A 3. részfeladatban meghatározott célok közül ez a felmérés a meglévő állományok változását, a beavatkozások ellenőrzését és a korai észlelést is szolgálja.

A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a fajjal kapcsolatban adatot szolgáltathat a vízfolyások mentén elhelyezkedő területen, de annak alkalmazása nem helyettesítheti az előző bekezdésben vázolt javaslatokat.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet fontos szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.3. Kaukázusi medvetalp – *Heracleum mantegazzianum*

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

3 évente történő monitorozó vizsgálatot javaslunk a ritka özöngyomokra 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel a következők szerint. Szükségesnek látjuk a 3 évente történő felmérést azoknál az élőhelyfoltoknál, ahol a szóban forgó fajok jelenléte a korábbi valamely terepi vizsgálat során bebizonyosodott (érintett élőhelyfoltra és azzal szomszédos foltra vonatkozóan). A felmérések során az érintett élőhelyfoltok minél alaposabb lejárását javasoljuk. A 6 évente történő élőhelytérképezések során elegendő, ha az adott faj szerepel az élőhelyfoltokra vonatkozó fajlistákban. A következő célzott felméréskor ezek az élőhelyfoltok már a részletesen felmérendő területek között lesznek. A 3. részfeladatban meghatározott célok közül ez a felmérés a meglévő állományok változását, a beavatkozások ellenőrzését és a korai észlelést is szolgálja.

A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a fajjal kapcsolatban adatot szolgáltathat a vízfolyások mentén elhelyezkedő területen, de annak alkalmazása nem helyettesítheti az előző bekezdésben vázolt javaslatokat.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet fontos szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.4. Bálványfa – *Ailanthus altissima*

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

3 évente történő monitorozó vizsgálatot javaslunk a ritka özöngyomokra 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel a következők szerint. Szükségesnek látjuk a 3 évente történő felmérést azoknál az élőhelyfoltoknál, ahol a szóban forgó fajok jelenléte a korábbi valamely terepi vizsgálat során bebizonyosodott (érintett élőhelyfoltra és azzal szomszédos foltra vonatkozóan). A felmérések során az érintett élőhelyfoltok minél alaposabb lejárását javasoljuk. A 6 évente történő élőhelytérképezések során elegendő, ha az adott faj szerepel az élőhelyfoltokra vonatkozó fajlistákban. A következő célzott felméréskor ezek az élőhelyfoltok már a részletesen felmérendő területek között lesznek. A 3. részfeladatban meghatározott célok közül ez a felmérés a meglévő állományok változását, a beavatkozások ellenőrzését és a korai észlelést is szolgálja.

A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a fajjal kapcsolatban adatot szolgáltathat a vízfolyások mentén elhelyezkedő területen, de annak alkalmazása nem helyettesítheti az előző bekezdésben vázolt javaslatokat.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet fontos szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.5. Keskenylevelű ezüstfa – *Elaeagnus angustifolia*

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

3 évente történő monitorozó vizsgálatot javaslunk a ritka özöngyomokra 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel a következők szerint. Szükségesnek látjuk a 3 évente történő felmérést azoknál az élőhelyfoltoknál, ahol a szóban forgó fajok jelenléte a korábbi valamely terepi vizsgálat során bebizonyosodott (érintett élőhelyfoltra és azzal szomszédos foltra vonatkozóan). A felmérések során az érintett élőhelyfoltok minél alaposabb lejárását javasoljuk. A 6 évente történő élőhelytérképezések során elegendő, ha az adott faj szerepel az élőhelyfoltokra vonatkozó fajlistákban. A következő célzott felméréskor ezek az élőhelyfoltok már a részletesen felmérendő területek között lesznek. A 3. részfeladatban meghatározott célok közül ez a felmérés a meglévő állományok változását, a beavatkozások ellenőrzését és a korai észlelést is szolgálja.

A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a fajjal kapcsolatban adatot szolgáltathat a vízfolyások mentén elhelyezkedő területen, de annak alkalmazása nem helyettesítheti az előző bekezdésben vázolt javaslatokat.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet fontos szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.6. Kései meggy – *Prunus serotina*

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

3 évente történő monitorozó vizsgálatot javaslunk a ritka özöngyomokra 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel a következők szerint. Szükségesnek látjuk a 3 évente történő felmérést azoknál az élőhelyfoltoknál, ahol a szóban forgó fajok jelenléte a korábbi valamely terepi vizsgálat során bebizonyosodott (érintett élőhelyfoltra és azzal szomszédos foltra vonatkozóan). A felmérések során az érintett élőhelyfoltok minél alaposabb lejárását javasoljuk. A 6 évente történő élőhelytérképezések során elegendő, ha az adott faj szerepel az élőhelyfoltokra vonatkozó fajlistákban. A következő célzott felméréskor ezek az élőhelyfoltok már a részletesen felmérendő területek között lesznek. A 3. részfeladatban meghatározott célok közül ez a felmérés a meglévő állományok változását, a beavatkozások ellenőrzését és a korai észlelést is szolgálja.

A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a fajjal kapcsolatban adatot szolgáltathat a vízfolyások mentén elhelyezkedő területen, de annak alkalmazása nem helyettesítheti az előző bekezdésben vázolt javaslatokat.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet fontos szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.7. Fehér akác – *Robinia pseudo-acacia*

A III. csoportba (általánosan elterjedt, gyakori fajok) tartozó faj.

A 6 évente történő élőhelytérképezések alapvetően elegendő információval szolgálnak a faj elterjedésével kapcsolatban. A 2018-2019-ben alkalmazott módszer (gyakori özöngyomoknál alkalmazott módszer), azaz a faj jelenlétre (vagy hiányára) vonatkozó adat és a százalékos becsült borításérték, valamint az aggregáltságra (szórványosan vagy csoportosan fordul elő) vonatkozó információ véleményünk szerint alapvetően elegendő információt nyújt a fajra vonatkozóan.

A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a fajjal kapcsolatban adatot szolgáltathat a vízfolyások mentén elhelyezkedő területen, de annak alkalmazása nem helyettesítheti az előző bekezdésben vázolt javaslatokat.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet meghatározó szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.8. Kanadai aranyvessző – *Solidago canadensis*

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

3 évente történő monitorozó vizsgálatot javaslunk a ritka özöngyomokra 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel a következők szerint. Szükségesnek látjuk a 3 évente történő felmérést azoknál az élőhelyfoltoknál, ahol a szóban forgó fajok jelenléte a korábbi valamely terepi vizsgálat során bebizonyosodott (érintett élőhelyfoltra és azzal szomszédos foltra vonatkozóan). A felmérések során az érintett élőhelyfoltok minél alaposabb lejárását javasoljuk. A 6 évente történő élőhelytérképezések során elegendő, ha az adott faj szerepel az élőhelyfoltokra vonatkozó fajlistákban. A következő célzott felméréskor ezek az élőhelyfoltok már a részletesen felmérendő területek között lesznek. A 3. részfeladatban meghatározott célok közül ez a felmérés a meglévő állományok változását, a beavatkozások ellenőrzését és a korai észlelést is szolgálja.

A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a fajjal kapcsolatban adatot szolgáltathat a vízfolyások mentén elhelyezkedő területen, de annak alkalmazása nem helyettesítheti az előző bekezdésben vázolt javaslatokat.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet fontos szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.9. Magas aranyvessző – *Solidago gigantea*

A III. csoportba (általánosan elterjedt, gyakori fajok) tartozó faj.

A 6 évente történő élőhelytérképezések alapvetően elegendő információval szolgálnak a faj elterjedésével kapcsolatban. A 2018-2019-ben alkalmazott módszer (gyakori özöngyomoknál alkalmazott módszer), azaz a fajok jelenlétre (vagy hiányára) vonatkozó adat és a százalékos becsült borításérték, valamint az aggregáltságra (szórványosan vagy csoportosan fordul elő) vonatkozó információ véleményünk szerint alapvetően elegendő információt nyújt a fajra vonatkozóan.

A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a fajjal kapcsolatban adatot szolgáltathat a vízfolyások mentén elhelyezkedő területen, de annak alkalmazása nem helyettesítheti az előző bekezdésben vázolt javaslatokat.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet meghatározó szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.10. Bíbor nebáncsvirág – *Impatiens glandulifera*

Az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok) tartozó faj.

3 évente javasoljuk a faj állományainak célzott felmérését a vízfolyások mentén a gyakori özöngyomok felmérésére 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel. A 6 évente ismétlődő élőhelytérképezéssel egybekötve elvégezhető a felmérés. A 3. részfeladatban meghatározott célok közül ez a felmérés a meglévő állományok változását, a beavatkozások ellenőrzését és a korai észlelést is szolgálja. A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a vízfolyások mentén (előzőekben ismertetett módszerrel) kiválthatja a ritka özöngyomok felmérésére javasolt módszer alkalmazását.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet marginális szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.11. Süntök – *Echinocystis lobata*

Az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok) tartozó faj.

3 évente javasoljuk a faj állományainak célzott felmérését a vízfolyások mentén a gyakori özöngyomok felmérésére 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel. A 6 évente ismétlődő élőhelytérképezéssel egybekötve elvégezhető a felmérés. A 3. részfeladatban meghatározott célok közül ez a felmérés a meglévő állományok változását, a beavatkozások ellenőrzését és a korai észlelést is szolgálja. A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a vízfolyások mentén (előzőekben ismertetett módszerrel) kiválthatja a ritka özöngyomok felmérésére javasolt módszer alkalmazását.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet marginális szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.12. Zöld juhar – *Acer negundo*

Az I. csoportba (szorosan vízfolyásokhoz kötődő fajok) tartozó faj.

3 évente javasoljuk a faj állományainak célzott felmérését a vízfolyások mentén a ritka özöngyomok felmérésére 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel. A 6 évente ismétlődő élőhelytérképezéssel egybekötve elvégezhető a felmérés. A 3. részfeladatban meghatározott célok közül ez a felmérés a meglévő állományok változását, a beavatkozások ellenőrzését és a korai észlelést is szolgálja. A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a vízfolyások mentén (előzőekben ismertetett módszerrel) kiválthatja a ritka özöngyomok felmérésére javasolt módszer alkalmazását.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet marginális szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.1.2.13. Gyalogakác – *Amorpha fruticosa*

A II. csoportba (ritkának minősülő fajok) tartozó faj.

3 évente történő monitorozó vizsgálatot javaslunk a ritka özöngyomokra 2018-2019-ben alkalmazott módszerrel a következők szerint. Szükségesnek látjuk a 3 évente történő felmérést azoknál az

élőhelyfoltoknál, ahol a szóban forgó fajok jelenléte a korábbi valamely terepi vizsgálat során bebizonyosodott (érintett élőhelyfoltra és azzal szomszédos foltra vonatkozóan). A felmérések során az érintett élőhelyfoltok minél alaposabb lejárását javasoljuk. A 6 évente történő élőhelytérképezések során elegendő, ha az adott faj szerepel az élőhelyfoltokra vonatkozó fajlistákban. A következő célzott felméréskor ezek az élőhelyfoltok már a részletesen felmérendő területek között lesznek. A 3. részfeladatban meghatározott célok közül ez a felmérés a meglévő állományok változását, a beavatkozások ellenőrzését és a korai észlelést is szolgálja.

A transzekt mentén történő özönnövény-felmérés a fajjal kapcsolatban adatot szolgáltathat a vízfolyások mentén elhelyezkedő területen, de annak alkalmazása nem helyettesítheti az előző bekezdésben vázolt javaslatokat.

A 25 db 50×50 méteres állandó kvadrát 3 évente történő felmérésének elsősorban a faj elterjedésének pontosításában, illetve a faj korai észlelésében lehet fontos szerepe.

A faj monitorozásában szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek is a teljes projektterület nem térképezett részein (8.1.1).

10.2. Özöngyomok elterjedésének monitorozása a teljes projektterületen

A teljes projektterületre fektetett, 10×10 km-es ETRS grid kivágata 58 grid négyzetet jelent. Ennek az 58 négyzetnek a területére vonatkoztatva a már ismertetett módon megtörtént az egyes fajok felmérése és értékelése 2018-2019-ben (Magyarország Flóratérképezési Adatbázisában rögzített KEF előfordulások és a projekt kapcsán keletkezett új elterjedési adatok). A továbbiakban az egyes fajok vonatkozásában azokra az ETRS négyzetekre érdemes összpontosítani, amelyekből az adott faj hiányzik. Javasoljuk, hogy az egyes ETRS négyzeteknél célzottan, az élőhelyi preferenciákra alapozva történjen az özöngyomok keresése terepi bejárással. Az adott özöngyom megtalálása esetén a négyzet területén a faj további előfordulásainak a felkutatását nem a jelen projekt keretében javasoljuk megvalósítani. Az „adathiányos” négyzetek újbóli bejárását 3 évente újra javasoljuk.

A fajok monitorozásában kiemelt szerepe lehet a védekezés közösségi (lakossági, civil) lehetőségeinek (8.1.1) a teljes projektterületen.

10.3. Inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen- (vízi puhatestű, rák) és halfajok állományainak monitorozási terve

Az alábbiakban ismertetjük a projekt keretében vizsgált inváziós makroszkópikus vízi gerinctelen- és halfajok állományainak mintavételi lehetőségeit, a felmérések során rögzíteni szükséges információkat, illetve minden egyes faj esetében javaslatot teszünk a mintavételi lokalitások számára, a mintavételek gyakoriságára és eszközigényére vonatkozóan. Azokat a fajokat is tárgyaljuk, amelyek állományainak visszaszorítására vonatkozóan nem látunk reális esélyt, ugyanis ettől függetlenül fontos információkat kaphatunk a terjedési mechanizmusukról, mennyiségi változásaikról, illetve a vízi élőlényközösség tagjaira kifejtett hatásukról. Ha a jövőben szükségessé válik a vizsgált fajok akármelyikének mélyebb vizsgálata, akár információszerzés, akár drasztikusabb ökológiai változás okának kiderítésére, akkor a lentebb kifejtettek jól használható alapot nyújtanak a továbbiakban.

10.3.1. Mintavételi módszertan, gyűjtött adatok, mért változók

10.3.1.1. <u>A terjedési útvonalak mentén javasolt ökofaunisztikai típusú mintavétel</u>

Az egyeléses gyűjtéshez ún. kézi egyelőhálót (0,25 x 0,25 m keret, 950 µm-es lyukbőségű háló, 1,5 méter hosszú nyél) célszerű használni, de nem szabványos kézi kotróháló is alkalmazható.

Jelentősebb áramlási sebesség esetén az un „kick and sweep” technikát célszerű alkalmazni, melynek során az áramlásnak háttal állva lábbal megbolygatjuk az üledéket, ill. a víztest partján álló fák mederbe lógó gyökérzetét, közben az áramlás által elsodort állatokat a kézi hálóval felfogjuk. Áramlási holtterekben, ill. a patakok medence jellegű szakaszain a kézi hálóval meghúzzuk az üledék legfelső 2-3 cm vastag rétegét, valamint a parti fák mederbe lógó gyökérzetét, ill. a mederfal üregeit (***táblázatban kódja: FAUN***).

Az ökofaunisztikai mintavétel körébe tartozik a rákok élve fogó csapdával való gyűjtése is. Elsősorban olyan rugalmas műanyagból készült csapdákat célszerű alkalmazni (szembőségük megakadályozza, hogy védett halak akadjanak fel a hálószemen), melyekben csalitartó kosár is található. A rákcsapda tetején található zárral a mintavételi eszköz könnyen nyitható és csukható. A varsákat célszerű – a könnyebb megtalálás és a felnézés érdekében - számozott pinpong-labdával, vagy flakonnal megjelölni különösen, ha nagyobb mélységű vízben alkalmazzuk azokat (pl. Gyöngyös, Répce). Ezen túlmenően a csapdák helyzetét GPS segítségével is célszerű megjelölni. Csalinak alkalmazhatunk parizert, csirkehúst, vagy májat, de szükséghelyzetben száraz kutya-vagy macskaeledel is megfelelő lehet. A csapdákat a parthoz közel érdemes elhelyezni, s az elsodródás elkerülése érdekében, a kevésbé áramló mederrészleteket kell előnyben részesíteni. A csapdákat késő délután érdemes kihelyezni, majd másnap reggel felnézni (a csapdázás célfajai a tízlábú rákok, melyek elsősorban éjszaka aktívak). Az exponálási idő lehetőleg, az egyéb fajok pusztulásának elkerülése érdekében, ne haladja meg a 12 órát. A csapdába gyakran kerülnek halak (pl. védett szivárványos ökle) vagy egyéb vízi gerinctelenek (pl. védett hazai tízlábú rákok), melyeket a csapdaürítést követően szabadon kell engedni. A csapdázást megfelelő taxonómiai tudással rendelkező szakember végezze (***táblázatban kódja: CSAPDA***).

A fenékrégió felmérésére elektromos kecét célszerű használni. Az e-kece az elektromos halászgépnek egy új típusú perifériája, melyben az anód szerepét az eszköz háromszög alakú keretének felső része (pontosabban a szárak felső, kb. 60 cm hosszú szakaszai) veszik át, katódként pedig a háromszög alsó oldalát adó, ólommal súlyozott rézszalag (alín) funkcionál. A háromszög alakú keretnek az anód és katód közötti része szigetelő anyagból (üvegszál) készül, a keret alján súlyozott kerekek biztosítják az eszköznek az aljzaton tartását, illetve az azon való gördülést. A keretet adó egyenlő szárú háromszög alapjának hossza kb. 1,5 méter, de a súlyozott rézszalag ennél valamivel hosszabb, hogy az aljzatra feküdve, annak egyenetlenségeit kompenzálva, az elektromos kábulat következményeként esetleg az aljzaton "elfekvő" halakat, továbbá a kutatási tevékenység során vizsgálandó egyéb bentikus szervezeteket (pl. tízlábú rákok) is a hálóba juttassa; a háromszög magassága kb. 1,2 m. A keretre felvert háló szembősége 0,6 cm, alakja hosszú (~3 m) zsák. Az áramforrástól (egyenáramú halászgép) a kecéig az elektromos áramot egy kéteres kábellel vezettük le, mely zsugorcsővel van rögzítve – nem túl szorosan – a kece vonókötéléhez.

A mintavétel csónakból vagy hajóból történik, oly módon, hogy a jármű a víz folyásával megegyező irányban halad. A fenékhálót kezelő személy lassú haladás mellett leereszti az eszközt az aljzatra, majd a kötelet kézben, kb. 45°-os szögben tartva, folyamatosan kontrollálva húzza az eszközt az aljzaton (folyásirányban haladva). Ezalatt a hajó vezetője követi a mintavételre kijelölt vonalvezetést, illetve szabályozza a jármű sebességét. Megfelelően megválasztott sebességnél a kezelő személy a kötélen keresztül érzi, ahogy az eszköz kerekei gördülnek az aljzaton, némi tapasztalattal még annak minőségéről (mederanyag, egyenetlenségek) is információt kapva. A tervezett vontatási (mintavételi) hossz eléréskor a kezelő a kecét a hajóhoz húzza, majd a keretet és a hálót a csónakba emeli. A művelet végén a hálósúly zsinórjának megoldásával nyitjuk a háló szájadékát, és a benne lévő állatokat egy előre odakészített, ládába vagy tálcára ürítjük ki (kevés vizet tartalmaz, a kültakaró sérülésének megelőzésére). Ezután a két mintavételező személy láda tartalmát aprólékosan átvizsgálva rögzíti a fogási adatokat, majd a fogott példányokat (inváziós fajok kivételével) folyamatosan helyezi vissza a vízbe. Az e-kecével végzett mintavételek során a húzáshossz 150 méter legyen szakaszonként (***táblázatban kódja: E-KECE***).

10.3.1.2. Az állományok mennyiségi viszonyainak, illetve az állománygyérítés nyomon követésére javasolt mennyiségi típusú mintavételi eljárás

Az állományok mennyiségi vizsgálatára alapvetően a 2006-ban kidolgozott NBmR protokoll használata javasolt. Az NBmR protokoll alapvetően a „kick and sweep" technikán alapuló multihabitat típusú AQEM protokollon alapszik.

A konkrét mintavételt megelőzően a területet be kell járni, az egyes habitat-típusokat, azok egymáshoz viszonyított arányát fel kell deríteni. Kisvízfolyások esetében a lejárt mederszakasz 250 méter, folyók és folyamok (szélesség nagyobb mint 50 m) esetében 500 méter. A bejárás során rögzíteni kell az élőhelyre jellemző háttérváltozókat (terepi jegyzőkönyv).

Kisvízfolyások esetében 3x10 méteres - a 250 m-re reprezentatív – szakaszt kell kiválasztani, majd ezekben a mederrészletekben kell mintát venni (a 10 méteres szakaszokat továbbiakban szekcióknak nevezzük). Folyók és folyamok esetében szintén 3 szekciót kell kiválasztani - 500 méterre reprezentatív módon – de ezek hossza ne 10, hanem 20 méter legyen. Amennyiben a 3x10, illetve 3x20 méteres mintázott szakaszon valamely habitat-típus aránya összességében eléri, illetve meghaladja az 5%-os borítási értéket, abban az esetben minimum egy replikátummal mintázni kell.

Az egyes szekciókban, az habitat-típusok arányának megfelelően, 5-5 AQEM típusú replikátumot kell venni, melyeket egy mintaként kezelünk. A fent leírtakat követve minden egyes mintavételi helyről 3 diszkrét minta (összesen 15 replikátum áll rendelkezésre), melyek későbbi statisztikai elemzésekre alkalmasak.

Azokon a patakokon kialakított tározókon, ahol a fenékszint 1,5 métert meghaladó átlagos mélysége miatt a mintavétel nem terjedhet ki az egész mederre, ott a mintázható, azaz a lábalható sávra kell vonatkoztatni a habitat-típusok arányát. A mintákat terepen kell válogatni. Specialista által végzett mintavétel esetén a határozás is terepen történik, miután az egyedeket vissza lehet helyezni élőhelyére. Taxonómiai bizonytalanságok esetén bizonyító példányok elrakása minden mintavételi helyen szükséges (***táblázatban kódja: MENNY***).

A parti régió vizsgálata csónakból, vagy part mellett gázolva történtjen, kisméretű SAMUS 725MP, vagy Hans Grassl IG 200 típusú, akkumulátoros üzemű egyenáramú elektromos halászgéppel. A berendezések meg kell feleljenek a 90/2000. (XI. 14.) FVM rendeletében rögzített érintésvédelmi és regisztrációs követelményeknek. A felméréseket elektromos halászgép-kezelői szakképesítéssel rendelkező személy végezheti. A felmért szakaszok 50-300 méteres szakaszokból álljnak (kisvízfolyások esetében 3x50 méter, nagyobb vízfolyások esetében 3x300 méter). A szakaszok úgy kerüljenek kijelölésre, hogy azok a vizsgált víztest mintázott szakaszára reprezentatívak legyenek. A mintázott szakaszok hosszát GPS berendezéssel kell mérni, EOV koordináta rendszerben rögzítve a mintavételi szakaszon kezdő- és végpontját. A mintavételi terület biotikus és abiotikus paramétereit, valamint a fogott fajokat, illetve azok egyedszámait digitális diktafonnal kell rögzíteni. Az adatokat a felmérés végén összesíteni kell és jegyzőkönyvben összegezni. A mintázott területről, illetve a fogott halfajok néhány példányáról célszerű fényképet készíteni. Az egységes adatkezelés érdekében a fogási eredményeket CPUE (Catch per unit effort) egységben adjuk meg (***táblázatban kódja: EME***).

10.3.1.3. Vizsgált változók (vízi makroszkópikus gerinctelen fajok)

A populációk térbeni kiterjedésének vizsgálatára javasolt ökofaunisztikai felmérés esetén rögzítendő változók:

- A mintavételi hely EOV koordinátái;
- A mintázott víztest neve;
- A földrajzi alterület neve;
- A mintavételi hely külterületi hovatartozása;
- A mintavétel ideje;
- A mintavevő személye;
- Az inváziós vízi makroszkópikus gerinctelen faj jelenléte/hiánya;
- A célfaj egyedszáma (opcionális)

A populációk denztitásának vizsgálatára javasolt mennyiségi felmérés esetén, a fentieken túlmenően, rögzítendő változók:

- A mintavételekkel párhuzamosan az NBmR protokollhoz kapcsolódó terepi jegyzőkönyvet kell kitölteni, mely a mintavételi helyre, időpontra, mintavételező személyre vonatkozó alapvető információkon túl számos az élőhelyre vonatkozó általános információt, továbbá sok a konkrét mintavételi egységekkel (pl. habitat-típusok aránya, mintaszámok stb.) kapcsolatos adatot tartalmaz;
- A vízoszlopból a következő paraméterek mérése célszerű: vízhőmérséklet; pH; vezetőképesség; szín; szag; átlátszóság; oldott oxigén tartalom és telítettség (vö.: NBmR terepi jegyzőkönyv),
- Vízkémiai háttérváltozók (***opcionális, amennyiben az anyagi keret lehetővé teszi***): Nitrit (mg/l), nitrát (mg/l), ammónium (mg/l), kjeldhal nitrogén (mg/l), összes foszfor (mg/l), dikromátos oxigénfogyasztás (O2 mg/l),
- A célfaj egyedszáma szekciónként.

10.3.1.4. Vizsgált változók (halfajok)

A mintavételi szakaszok és a mintavételi körülmények leírására használandó háttérváltozók:

- A mintavétel helye, a part megjelölésével
- Mintavétel időpontja (év:hó:nap:óra)
- Időjárás: napsütés (0,1,2), szél (0,1,2), csapadék (0,1,2), hőmérséklet
- Vízállás: (alacsony, közepes, magas), vagy vízállási adat egy közeli vízmércén
- Víz hőmérséklete
- Mintavételi szakasz kezdő és végpont (GPS koordináta) – szakasz hossza
- Átlagos vízmélység
- Aljzat összetétel (%): kőtömb >10cm, durva kavics 2-10 cm, apró kavics 0,2-2 cm, homok, iszap, agyag, szerves üledék
- Vízáramlás sebessége (nincs, gyenge, közepes, erős)
- Vízi növényzet borítása (0%, <10%, 10-50%, >50%)
- Uszadékfa mennyisége (0%, <10%, >10%)
- Átlátszóság (<25 cm, 25-50 cm, >50 cm)
- A meder integritása (természetes v. módosított)
- Egyéb hatások: pl. hajóforgalom, vízszennyezés, stb.
- A célfaj egyedszáma (CPUE értéke)

A változók mérési adatait terepi adatlap rögzíti. A mintavételi helyszínről, vagy a mintavételi szakaszokról digitális fénykép készítendő.

10.3.2. Az amuri kagyló (Sinanodonta woodiana) monitorozása

Az amuri kagyló nagy folyók epi- és metapotamális élettáján, béta-mezoszaprób vizekben fordul elő. Szűrő típusú táplálkozási módot folytat. Elsősorban a vastag iszapos mederfeneken telepszik meg.

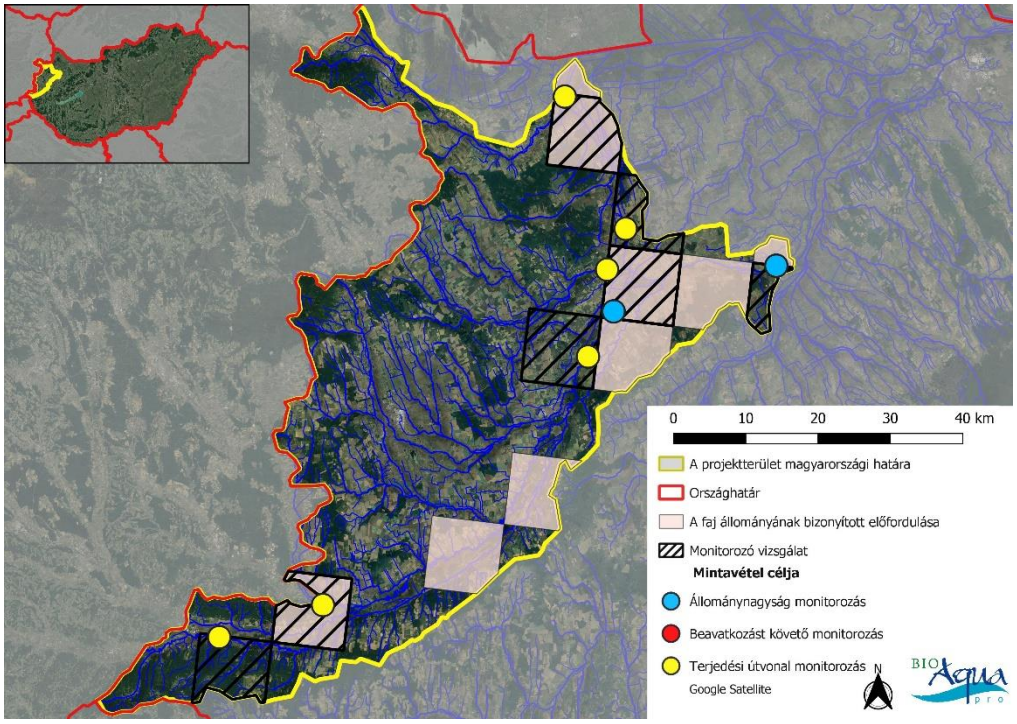
Megtalálja életfeltételeit az eutróf állóvizekben is. Jól megél magas oldott szervesanyag-tartalmú, tápanyagdús, oxigénszegény vizekben is, így ez a kagylófaj néha igen nagy egyedszámmal található meg intenzív művelésű halastavakban, ahonnan lárvális alakban, a kijutó halak és ivadékok közvetítésével nagy távolságokra eljuthat.

A projektterületre vonatkozóan a faj állományairól 16 különböző víztérből, illetve külterületről állnak rendelkezésre előfordulási adatok. A faj állományainak jelenléte 10 különálló 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben bizonyított. Bár az országos fertőzöttséghez képest a terület érintettsége az átlag alatti, a faj állományainak monitorozása fontos feladat lenne. Elsősorban a ***faj további terjedésének nyomon követése*** lehet a cél, míg a Rába nicki duzzasztó feletti szakaszán, az állomány változásának nyomon követése bír jelentőséggel (16. táblázat).

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI		Ikva (Fertőd)	(491133; 257362)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	2
FHNPI	Rábaköz (HUFH20001)	Répce (Cirák)	(499558; 239115)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
FHNPI	Rába (HUFH20011)	Rába (Várkesző)	(520392; 234010)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	2
ŐNPI	Őrség (HUON20018)	Rába (Szentgotthárd)	(443317; 182722)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Strém (Kemestaródfa)	(457671; 187161)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI	Répce mente (HUFH20010)	Répce-árapasztó (Répcelak)	(496972; 233474)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Rába (Rábapaty)	(494341; 221473)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Rába (Nick)	(497886; 227704)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1

16. táblázat: Az amuri kagyló (Sinanodonta woodiana) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A projektterület nyugat-magyarországi részén, 6 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben minimálisan 6 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni az állomány változásának nyomon követésére (optimális mintanagyság 7 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzet 8 mintavételi szelvénye). Minimális program esetében 1 mennyiségi és 5 faunisztikai mintavétel javasolt, míg optimális esetben 2 mennyiségi és 6 faunisztikai felmérés elvégzése célszerű (88. ábra).



88. ábra. Az amuri kagyló (Sinanodonta woodiana) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

A *Sinanodonta woodiana* fenológiai sajátosságai nem befolyásolják a gyűjtés hatékonyságát. A faj állományai elsősorban közepes-, és nagyfolyókban fordulnak elő. Az ilyen típusú víztestek éves szinten jelentős mértékű vízszintingadozással jellemezhetőek, minek következtében nagyvízi-, és középvízi időszakokban a kagyló számára kedvező élőhelyet jelentő mederrészek rendszerint a már nem lábalható (1,5 métert meghaladó) mélységtartományba esnek. Ennek figyelembevételével célszerű a monitorozást a kisvízi időszakra kell tervezni. A konkrét mintavételi időpontokat természetesen az adott év időjárási sajátosságai, vízállás viszonyai befolyásolhatják, de a nyári, vagy kora őszi mintavételi időszak tekinthető optimálisnak. A magasabb hőmérsékletű vízben a kagylók nem húzódnak le a meder mélyebben fekvő régiói felé, és a sekély parti régióban állományaik kisebb energiabefektetéssel is eredményesen vizsgálhatók.

A populációk térbeli kiterjedésének vizsgálatára alkalmas, faunisztikai egyeléses gyűjtésére (***táblázatban kódja: FAUN***) az egész év alkalmas, mivel nincs olyan időszaka az évnek, mikor nem lenne esélyünk egyedek gyűjtésére az alkalmas élőhelyeken (16. táblázat).

Az amuri kagyló populációk egyedsűrűségének vizsgálatára (***táblázatban kódja: MENNY***) javasolt mintavételi időszak június végétől-szeptember közepéig terjed (16. táblázat).

A faj állományinak felmérését mind a minimális, mind az optimális vizsgálatok esetében öt év alatt célszerű elvégezni úgy, hogy az első vizsgálati éveben a 16. táblázat a mintavétel éve (1) kóddal jelölt, míg az ötödik évben a fent említett táblázat mintavétel éve (5) kóddal jelölt szelvény kerüljön mintázásra. Az utolsó vizsgálati évet követően a mintavételeket célszerű a fent említett gyakorisággal megismételni.

Eszközigény, ráfordításbecslés

Terepi mintavétel:

Személyi feltétel: 2 fő; egy fő mintavételező személy, aki lehetőleg nagy tapasztalattal rendelkező makroszkópikus vízi gerinctelen specialista (a faj egyedei terepen nagy biztonsággal határozhatók); további 1 fő válogató személy,

Műszaki feltételek:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: kézi kotróháló (standard pond net; 0,25 x 0,25 m keret, 950 µm-es lyukbőségű háló), 3 db műanyag vödör, 1db válogató tálca, 2-3 db válogató csipesz, 30 ml-es mintatároló üvegek kupakkal, 70%-os etanol; spriccflaska; írószerek, etikett-cimke, cellux; melles csizma

2.: Tartóseszközök: terepjáró gépkocsi, GPS készülék, digitális fényképezőgép; terepi mérőműszer a vízfizikai-kémiai paraméterek vizsgálatára.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

faunisztikai mintavétel esetében 8-10 helyszín/nap

mennyiségi mintavétel esetében 6-8 helyszín/nap

Költségbecslés (mintavétel, adatkezelés):

faunisztikai mintavétel esetében: nettó 25.000 -Ft./minta

mennyiségi mintavétel esetében: nettó 30.000 -Ft./minta

10.3.3. A cifrarák (Orconectes limosus) monitorozása

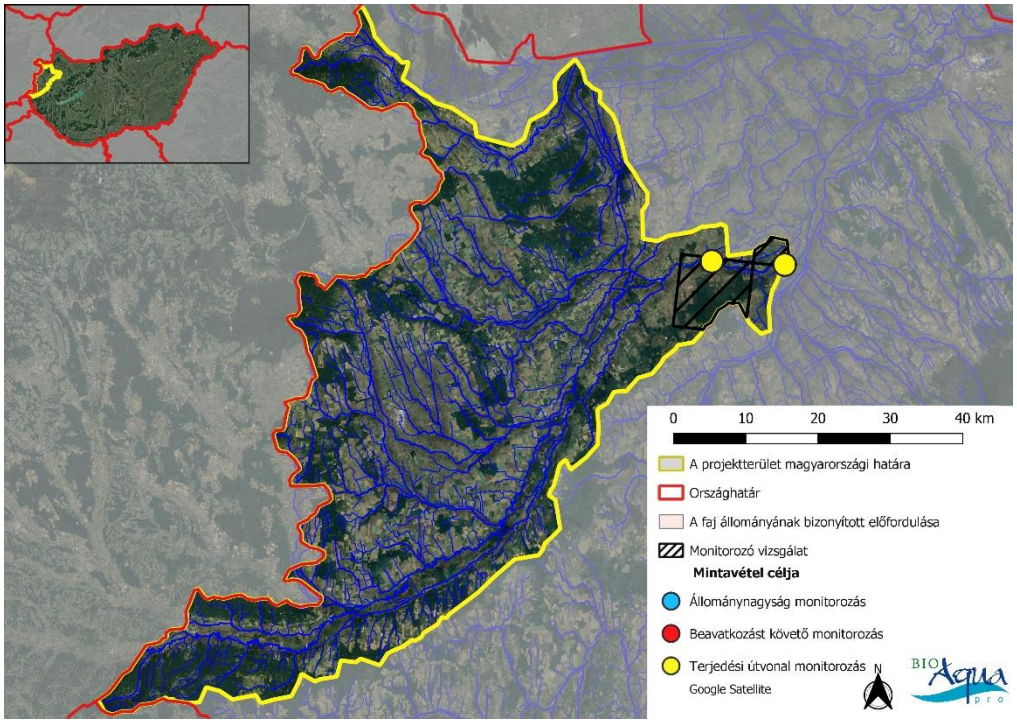
A cifrarák elsősorban nagy folyók potamális tájékán él. Detrituszfaló-ragadozó táplákozásmódot folytat. Inkább a lassabban áramló szakaszokat részesíti előnyben, de előfordulhat sebes, kavicsos medrű víztest-részletekben is. Kedveli a búvóhelyekben gazdag, zegzugos szerkezetű aljzatot, így mocsárinövényzet közül, összetorlódott törmelékből (ágak, gallyak) illetve például kagylóhéjakkal borított mederfelszínről nagy számban kerülhet elő.

A faj állományának jelenlétéről a Rába vízgyűjtő vizsgált területén egyelőre nincs tudomásunk, de egyedeinek megjelenése a Rába alvízi irányából nem zárható ki. Ebből kifolyólag a vízfolyás alsó szakaszának öt évente történő szkennelő jellegű vizsgálata mindenképpen javasolt. Így a monitorozás célja alapvetően a ***terjedés útvonal mentén történő*** vizsgálatok kivitelezése (17. táblázat).

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI	Rába (HUFH20011)	Rába (Várkesző)	(521558; 234150)	5	terjedési útvonal monitorozás	EME, KECE, FAUN	1
FHNPI	Rába (HUFH20011)	Rába (Vág)	(511474; 234617)	5	terjedési útvonal monitorozás	EME, KECE, FAUN	1

17. táblázat: A cifrarák (Orconectes limosus) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A projektterület keleti részén, a Rába alsó szakaszán, 2 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben minimálisan 2 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni az állományok megjelenésének detektálása céljából. A monitorozó program során minden szelvényben elektromos halászgéppel (***táblázatban kódja: EME***) a parti régiót, elektromos KECE-vel (***táblázatban kódja: KECE***) a mélységi régiót, kézihálós kotróhálózással (***táblázatban kódja: FAUN***) pedig a meder parti régióját célszerű vizsgálni (89. ábra).



89. ábra. A cifrarák (Orconectes limosus)állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

A cifrarák (*Orconectes limosus*) állományainak monitorozására a teljes vegetáció periódus alkalmas, mivel fenológiai sajátosságai nem befolyásolják a gyűjtés hatékonyságát, tehát egy vegetációs perióduson belül nincs olyan időszak, mikor nem lenne esélyünk az egyedek gyűjtésére. Az emberi szempontból optimális gyűjtési körülmények (lég- és vízhőmérséklet) által lehatárolt időszak: nyár elejétől-őszig tart. Ebben az idősávban javasoljuk a mintavételek végzését is.

A faj állományinak felmérését öt évente ismételve célszerű elvégezni.

Eszközigény, ráfordításbecslés

Terepi mintavétel (FAUN):

Személyi feltétel: 1 fő; egy fő mintavételező személy, aki lehetőleg nagy tapasztalattal rendelkező makroszkópikus vízi gerinctelen specialista (a faj egyedei terepen nagy biztonsággal határozhatók);

Műszaki feltételek:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: kézi kotróháló (standard pond net; 0,25 x 0,25 m keret, 950 µm-es lyukbőségű háló), 3 db műanyag vödör, 1db válogató tálca, 2-3 db válogató csipesz, 30 ml-es mintatároló üvegek kupakkal, 70%-os etanol; spriccflaska; írószerek, etikett-cimke, cellux; melles csizma

2.: Tartóseszközök: terepjáró gépkocsi, GPS készülék, digitális fényképezőgép; terepi mérőműszer a vízfizikai-kémiai paraméterek vizsgálatára.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

faunisztikai mintavétel esetében 8-10 helyszín/nap

Terepi mintavétel (KECE, EME):

Személyi feltétel: 2-3 fő (egy főnek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel, egy főnek rendelkeznie kell szolgálati hajóvezetői engedéllyel kisgéphajó használata esetén)

Műszaki feltétel:

1.: nagyobb teljesítményű elektromos halászgép tartozékokkal, ezen túlmenően elektromos KECE (kiegészítő külső periféria), gépkocsi/terepjáró gépkocsi, csónak/motorcsónak, hajószállító utánfutó.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

2-3 helyszín/nap

Költségbecslés (mintavétel, adatkezelés)

MZB faunisztikai mintavétel: nettó 25.000 -Ft./minta

parti régió vizsgálata EME-el: nettó 80.000 -Ft./minta

mélységi régió vizsgálata KECE-vel: nettó 70.000 -Ft./minta

10.3.4. A jelzőrák (Pacifastacus leniusculus) monitorozása

Legnagyobbra növő idegenhonos rákfaj, nagyobb példányai a 18–20 cm-es nagyságot is elérhetik. Tágtűrésű faj, elviseli a magasabb hőmérsékletet, és akár a brakkvizet is. Nagyon sokféle élőhelyen előfordulhat: folyamok, folyók, kisvízfolyások mellett a hozzájuk kapcsolódó egyes állóvizekben is megjelenhet. A vízi makroszkópikus gerinctelenek között a legfontosabb monitorozandó faj.

A projektterületre vonatkozóan a faj állományairól 25 különböző víztérből, illetve külterületről állnak rendelkezésre előfordulási adatok. A faj állományainak jelenléte 14 független 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben igazolt. A faj Ausztria irányából, elsősorban a Gyöngyös, Répce, Rába, Pinka vízfolyásokon keresztül kolonizálja a vízfolyásokat, igen gyorsan terjed. Országos léptékben a vízfolyások határhoz közeli szakaszai kiemelten fertőzöttek. Vélhetően a faj populációi nagyon gyorsan befogják népesíteni az említett vízfolyás alsóbb szakaszain túlmenően, azok - a faj megtelepedésére alkalmas - mellékvizeit is. Az állománynagyság csökkentésére reális alternatíva lehet a varsacsapda nagyszámú alkalmazása, illetve bizonyos vízfolyásokban az egyenáramú elektromos halászgép használata.

A faj állományainak monitorozása, a fent leírtakkal harmonizálva, három célt szolgál (18. táblázat):

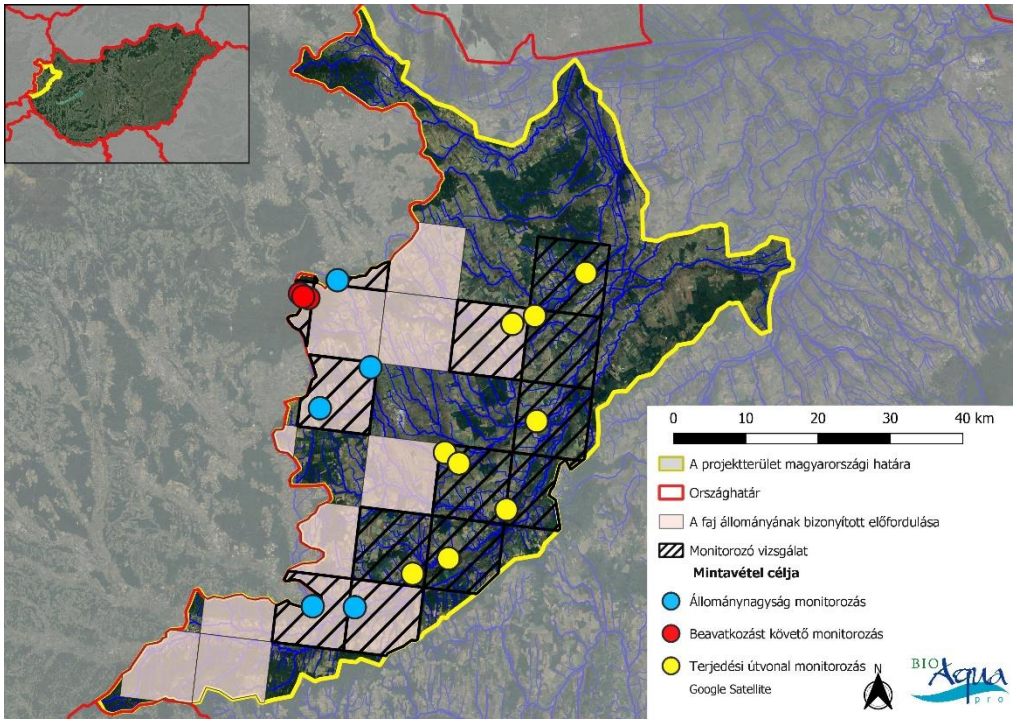
1) ***a faj nyugat-magyarországi terjedésének nyomon követése, a terjedési dinamika dokumentálása,***
2) ***az ismert állományok egyedsűrűség változásának vizsgálata,***
3) ***a faj állomnagyságának csökkentésére irányuló intézkedések sikerességének monitorozása***

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI	Répce mente (HUFH20010)	Répce (Répceszemere)	(494021; 233009)	5	terjedési útvonal monitorozás	FAUN, CSAPDA	2
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Rába (Rábahídvég)	(475035; 193602)	1	terjedési útvonal monitorozás	CSAPDA	2
ŐNPI		Gyöngyös-patak (Tanakajd)	(474538; 208216)	1	terjedési útvonal monitorozás	CSAPDA	1
ŐNPI	Répce mente (HUFH20010)	Répce (Tompaládony)	(486990; 227085)	1	terjedési útvonal monitorozás	CSAPDA	2

ŐNPI		Gyöngyös-patak (Sárvár)	(487251; 212549)	5	terjedési útvonal monitorozás	FAUN, CSAPDA	2
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Rába (Rum)	(483054; 200337)	5	terjedési útvonal monitorozás	FAUN, CSAPDA	2
ŐNPI	Répce mente (HUFH20010)	Répce (Chernelházadamonya)	(483875; 225979)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN, CSAPDA	1
ŐNPI		Gyöngyös-patak (Vasszécseny)	(476490; 206713)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN, CSAPDA	2
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Rába (Molnaszecsőd)	(470071; 191482)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN, CSAPDA	1
ŐNPI	Gyöngyös-patak és kőszegi Alsó-rét (HUON20020)	Gyöngyös-patak (Kőszeg)	(459690; 232010)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
ŐNPI		Arany-patak (Torony)	(457249; 214341)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	2
ŐNPI		Gyöngyös-patak (Gencsapáti)	(464253; 219984)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	2
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Pinka (Körmend)	(462073; 186860)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Strém (Kemestaródfa)	(456253; 186994)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
ŐNPI	Kőszegi-hegység (HUON20002)	Hármos-patak mellékága (Kőszeg)	(454497; 230144)	1	beavatkozást követő monitorozás	MENNY, CSAPDA	1
ŐNPI	Kőszegi-hegység (HUON20002)	Hármos-patak mellékága (Kőszeg)	(454939; 229748)	1	beavatkozást követő monitorozás	MENNY, CSAPDA	1
ŐNPI	Kőszegi-hegység (HUON20002)	Hármos-patak mellékága (Kőszeg)	(455660; 229539)	1	beavatkozást követő monitorozás	MENNY, CSAPDA	1

18. táblázat: A jelzőrák (Pacifastacus leniusculus) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [Mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A projektterület nyugat-magyarországi részén, 6 db. 10x10 km-es ETRS hálónégyzetben minimálisan 9 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni az állomány változásának nyomon követésére (optimális mintanagyság 13 db. 10x10 km-es ETRS hálónégyzet 17 mintavételi szelvénye). Minimális program esetében esetben 6 mennyiségi, 6 varsacsapda és 2 faunisztikai felmérés javasolt, míg optimális esetben 8 mennyiségi, 12 varsacsapda és 6 faunisztikai vizsgálat elvégzése célszerű (90. ábra).



90. ábra. A jelzőrák (Pacifastacus leniusculus) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

A jelzőrák állományainak monitorozására a teljes vegetációs periódus alkalmas, mivel fenológiai sajátosságai nem befolyásolják a gyűjtés hatékonyságát. Így a populációk térbeli kiterjedésének vizsgálatára alkalmas, faunisztikai egyeléses gyűjtésére (***táblázatban kódja: FAUN***) az egész év alkalmas (természetesen a téli időszakon kívül, az aktivitás növekedésével, a gyűjtési hatékonyság növekszik) (18. táblázat).

A mennyiségi mintavételek (***táblázatban kódja: MENNY***) és a varsacsapdák kihelyezése (***táblázatban kódja: CSAPDA***) és üzemeltetése vonatkozásában az emberi szempontból optimális gyűjtési körülmény (lég- és vízhőmérséklet) által lehatárolt időszak: április elejétől október közepéig tart (18. táblázat). Ebben az idősávban javasoljuk a mintavételek végzését is.

A faj állományinak felmérését mind a minimális, mind az optimális vizsgálatok esetében öt év alatt célszerű elvégezni úgy, hogy az első vizsgálati éveben a 18. táblázatban a mintavétel éve (1) kóddal jelölt, míg az ötödik évben a fent említett táblázat mintavétel éve (5) kóddal jelölt szelvény kerüljön mintázásra. Az utolsó vizsgálati évet követően a mintavételeket célszerű a fent említett gyakorisággal megismételni.

Eszközigény, ráfordításbecslés

<u>Terepi mintavétel (FAUN, MENNY):</u>

Személyi feltétel: egy fő mintavételező személy, aki lehetőleg nagy tapasztalattal rendelkező makroszkópikus vízi gerinctelen specialista (a faj egyedei terepen nagy biztonsággal határozhatók), további egy fő mintavételt segítő személy;

Műszaki feltételek:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: kézi kotróháló (standard pond net; 0,25 x 0,25 m keret, 950 µm-es lyukbőségű háló), 3 db műanyag vödör, 1db válogató tálca, 2-3 db válogató csipesz, 30 ml-es mintatároló üvegek kupakkal, 70%-os etanol; spriccflaska; írószerek, etikett-cimke, cellux; melles csizma

2.: Tartóseszközök: terepjáró gépkocsi, GPS készülék, digitális fényképezőgép; terepi mérőműszer a vízfizikai-kémiai paraméterek vizsgálatára.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

faunisztikai mintavétel esetében 8-10 helyszín/nap

Terepi mintavétel (CSAPDA):

Személyi feltétel: egy fő mintavételező személy, aki lehetőleg nagy tapasztalattal rendelkező makroszkópikus vízi gerinctelen specialista (a faj egyedei terepen nagy biztonsággal határozhatók), további egy fő mintavételt segítő személy;

Műszaki feltétel:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: számozott jelző bójával és csalitartó kosárral felszerelt élve fogó varsacsapda, kézi kotróháló, műanyag vödör, csipesz, írószerek, etikett-cimke, cellux, melles csizma, neoprén kesztyű

2.: Tartóseszközök: terepjáró gépkocsi, GPS készülék, digitális fényképezőgép; terepi mérőműszer a vízfizikai-kémiai paraméterek vizsgálatára.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

15-20 csapda/kihelyezés, 15-20 csapda/felnézés,

Költségbecslés (mintavétel, adatkezelés)

MZB faunisztikai mintavétel: nettó 25.000 -Ft./minta

MZB mennyiségi mintavétel: nettó 35.000 -Ft./minta

mintavétel élve fogó varsacsapdával: nettó 10.000 -Ft./csapda

10.3.5. A tömzsi hólyagcsiga (Physella acuta) monitorozása

Tágtűrésű csigafaj, szinte mindenféle víztípusban képes megtelepedni, a szennyezett vizekben is előfordul. Elsősorban áramló vízterek potamális élettájékán, béta-alfa-mezoszaprób vizekben él, de állóvizekben is megtalálható. Legelő, aprító táplálkozásmódot folytat. Kőszórásokon, víz alá merült fákon, mocsári növényzeten és hínarasokban telepszik meg (ez utóbbi két habitatot kifejezetten kedvel). Természetes körülmények között évente két generáció fejlődik ki.

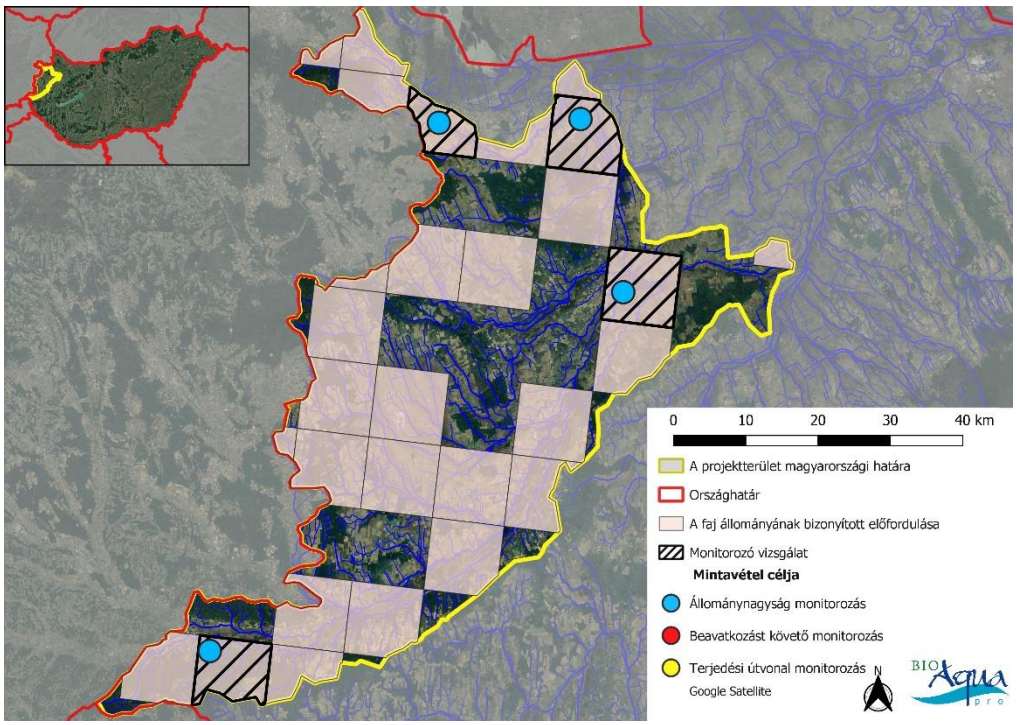
A tömzsi hólyagcsiga állományairól 47 különböző víztérből, illetve külterületről állnak rendelkezésre előfordulási adatok. A faj populációi szinte a teljes projektterületen jelen vannak; összesen 26 különálló 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben bizonyított előfordulása. A terület *P. acuta* fertőzöttség az országos képhez hasonló. Mivel az állományok vízi életközösségre gyakorolt hatásáról keveset tudunk, elsősorban a ***faj állománynagyságának nyomon követése*** a monitorozás célja (19. táblázat), annak érdekében, hogy hatásáról a jövőben képet alkothassunk.

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI	Rábaköz (HUFH20001)	Kardos-ér (Agyagosszergény)	(493297; 254539)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	2
FHNPI		Ikva (Nagycenk)	(473714; 254023)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	2

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI		Kis-Rába (Rábakecöl)	(499211; 230632)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	2
ŐNPI	Őrség (HUON20018)	Hársas-patak (Szentgotthárd)	(442015; 181090)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	2

19. táblázat: A tömzsi hólyagcsiga (Physella acuta) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [Mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A teljes projektterületen, összesen 4 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben 4 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni, olyan vízterekben, ahol erős állományokkal van jelen a faj. A mintavételeket öt évente elégséges megismételni (91. ábra). A monitorozó program során minden szelvényben mennyiségi mintavétel végzése javasolt (***táblázatban kódja: MENNY***).



91. ábra. A tömzsi hólyagcsiga (Physella acuta) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

A *Physella acuta* fenológiai sajátosságai nem befolyásolják a gyűjtés hatékonyságát. A faj aktivitása viszont évszakos periodicitást mutat, ezért a mennyiségi viszonyokat figyelembe vevő monitorozás tervezése szempontjából, meghatározó szempontnak tekinthető a mintavételi időszak. A faj példányai ugyanis legnagyobb számban a növényzet között élnek. Az ősztől tavaszig terjedő fenofázisban, a vizek lehűlésének következményeként a makrovegetáció nyugvó fázisba kerül. A dormancia időszakában a csigafaj is a mederfenékre, a meder mélyebb régióiba (sok esetben felhalmozódott törmelék közé) húzódik és aktivitása lecsökken. A nyugalmi periódus a faj állományainak mennyiségi felmérése szempontjából kevésbé hatékony időszaknak tekinthető. A nyári fenológiai fázisban, a vizek felmelegedésének következményeképpen a makrovegetáció kifejlésével együtt, a tömzsi hólyagcsiga aktivitása is növekszik. Ebben az időszakban a faj jobbára a hínár- és

mocsárinövény állományokhoz kötötten fordul elő. Így állományai eredményesen vizsgálhatók. Ennek figyelembevételével célszerű a monitorozást a nyári vegetációs periódusra tervezni (júliustól-augusztus).

Eszközigény, ráfordításbecslés

Terepi mintavétel:

Személyi feltétel: 2 fő; egy fő mintavételező személy, aki lehetőleg nagy tapasztalattal rendelkező makroszkópikus vízi gerinctelen specialista; további 1 fő válogató személy,

Műszaki feltételek:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: kézi kotróháló (standard pond net; 0,25 x 0,25 m keret, 950 µm-es lyukbőségű háló), 3 db műanyag vödör, 1db válogató tálca, 2-3 db válogató csipesz, 30 ml-es mintatároló üvegek kupakkal, 70%-os etanol; spriccflaska; írószerek, etikett-cimke, cellux; melles csizma

2.: Tartóseszközök: terepjáró gépkocsi, GPS készülék, digitális fényképezőgép; terepi mérőműszer a vízfizikai-kémiai paraméterek vizsgálatára.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

mennyiségi mintavétel esetében 4-5 helyszín/nap

Laboratóriumi munka:

Személyi feltétel: 1 fő az adott csoporttal foglalkozó specialista, 1 fő laboratóriumi válogató személyzet

Műszaki feltétel:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: 1db válogató tálca, 2-3 db válogató csipesz, 30 ml-es mintatároló üvegek kupakkal, 70%-os etanol; spriccflaska; írószerek, etikett-cimke petri csészék, bonctű, 70%-os etanol;

2. Tartóseszközök: sztereomikroszkóp, hidegfény, számítógép

Dologi kiadások: laboratóriumi rezsiköltség

Határozási kapacitás:

15-20 minta/nap

Költségbecslés (mintavétel, laboratóriumi feldolgozás, adatkezelés)

mennyiségi mintavétel esetében: nettó 75.000 -Ft./minta

10.3.6. Az új-zélandi iszapcsiga (Potamopyrgus antipodarum) monitorozása

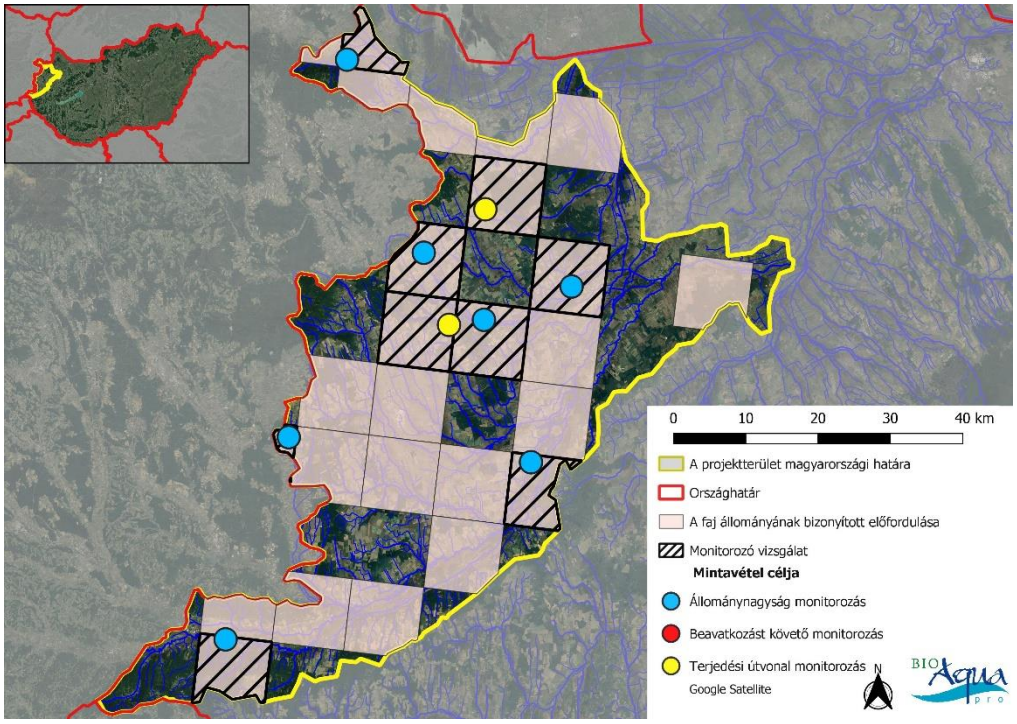
Az új-zélandi iszapcsiga változatos élőhelyeken előforduló faj. Tározókban és tavakban éppúgy megtalálható, mint vízfolyásokban, elviseli akár a 17–24%-os oldott sótartalmat is, így tengeri folyótorkolatokban sem ritka. Denzitása általában a magas elsődleges produktivitású, egyenletes áramlású élőhelyeken a legnagyobb. Változatos mederanyagú vizekben élhet (iszapos, homokos, kavicsos, köves), jellemző a növényzetben való előfordulása. Képes túlélni bizonyos fokú kiszáradást is, és a hőmérséklet változásait is tág határok között képes elviselni. A terjedését nagyban elősegíti a faj ellenállóképessége, továbbá az, hogy a faj nőstényei parthenogenezissel is képesek szaporodni.

Az új-zélandi iszapcsiga állományairól 57 különböző víztérből, illetve külterületről állnak rendelkezésre előfordulási adatok. A faj populációi általánosan elterjedtek, szinte a teljes projektterületen jelen vannak. Ezt jelezi az is, hogy a területet lefedő 55 teljes, vagy töredék 10×10 km-es ETRS hálónégyzetből 22 négyzetből igazolódott elfordulása. A projektterület országos léptékben is fertőzöttnek számít. A faj terjedését szinte lehetetlen megakadályozni, így a terjedési útvonalak monitorozásának sincs kifejezett jelentősége, az legfeljebb a terjedés dokumentálását segíti [akár azonos hálónégyzeten belül is, de más-más víztérből (vö. 92. ábra)]. Az állományok méretének monitorozása azonban (pl. Rábán létesített duzzasztók felvize), a vízi életközösségre gyakorolt hatás pontosabb megismerése érdekében, nagy jelentőséggel bírhat. Ennek megfelelően a ***faj állománynagyság-változásának nyomon követése*** a monitorozás elsődleges célja (20. táblázat).

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI	Rábaköz (HUFH20001)	Kardos-ér (Lövő)	(480133; 241803)	5	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	2
FHNPI	Répce mente (HUFH20010)	Répce (Csáfordjánosfa)	(492065; 231139)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
FHNPI	Soproni-hegység (HUFH20012)	Rák-patak (Sopron)	(461004; 262459)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
FHNPI	Répce mente (HUFH20010)	Répce (Répcevis)	(471620; 235802)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
ŐNPI	Ablánc-patak völgye (HUON20003)	Ablánc-patak (Csepreg)	(475111; 225845)	5	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI	Őrség (HUON20018)	Rába (Magyarlak)	(444200; 182424)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
ŐNPI	Pinka (HUON20006)	Pinka (Felsőcsatár)	(452937; 210338)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
ŐNPI	Répce mente (HUFH20010)	Répce (Bő)	(479938; 226537)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Rába (Ikervár)	(486448; 206885)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1

20. táblázat: Az új-zélandi iszapcsiga (Potamopyrgus antipodarum) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [Mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A projektterület nyugat-magyarországi részén, 8 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben minimálisan 8 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni az állomány változásának nyomon követésére (optimális mintanagyság 9 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzet 9 mintavételi szelvénye). Minimális program esetében 7 mennyiségi és 1 faunisztikai mintavétel javasolt, míg optimális esetben 7 mennyiségi és 2 faunisztikai felmérés elvégzése célszerű (92. ábra).



92. ábra. Az új-zélandi iszapcsiga (Potamopyrgus antipodarum) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

A*z új-zélandi iszapcsiga* fenológiai sajátosságai nem befolyásolják a gyűjtés hatékonyságát, azaz a faj példányai egész évben gyűjthetőek. Ennek megfelelően a populációk térbeli kiterjedésének vizsgálatára alkalmas, faunisztikai egyeléses gyűjtésére (***táblázatban kódja: FAUN***) az egész év alkalmas (20. táblázat). A populációk egyedsűrűségének vizsgálatára (***táblázatban kódja: MENNY***) javasolt mintavételi időszak június elejétől-szeptember végéig terjed (20. táblázat), hiszen a csiga ebben az időszakban van legnagyobb egyedsűrűségben jelen az általa benépesített vízterekben.

A faj állományinak felmérését mind a minimális, mind az optimális vizsgálatok esetében öt év alatt célszerű elvégezni úgy, hogy az első vizsgálati éveben a 20. táblázat a mintavétel éve (1) kóddal jelölt, míg az ötödik évben a fent említett táblázat mintavétel éve (5) kóddal jelölt szelvény kerüljön mintázásra. Az utolsó vizsgálati évet követően a mintavételeket célszerű a fent említett gyakorisággal megismételni.

Eszközigény, ráfordításbecslés

<u>Terepi mintavétel:</u>

Személyi feltétel: 2 fő; egy fő mintavételező személy, aki lehetőleg nagy tapasztalattal rendelkező makroszkópikus vízi gerinctelen specialista; további 1 fő válogató személy,

Műszaki feltételek:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: kézi kotróháló (standard pond net; 0,25 x 0,25 m keret, 950 µm-es lyukbőségű háló), 3 db műanyag vödör, 1db válogató tálca, 2-3 db válogató csipesz, 30 ml-es mintatároló üvegek kupakkal, 70%-os etanol; spriccflaska; írószerek, etikett-cimke, cellux; melles csizma

2.: Tartóseszközök: terepjáró gépkocsi, GPS készülék, digitális fényképezőgép; terepi mérőműszer a vízfizikai-kémiai paraméterek vizsgálatára.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

faunisztikai mintavétel esetében 8-10 helyszín/nap

mennyiségi mintavétel esetében 4-5 helyszín/nap

Laboratóriumi munka:

Személyi feltétel: 1 fő az adott csoporttal foglalkozó specialista, 1 fő laboratóriumi válogató személyzet

Műszaki feltétel:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: 1db válogató tálca, 2-3 db válogató csipesz, 30 ml-es mintatároló üvegek kupakkal, 70%-os etanol; spriccflaska; írószerek, etikett-cimke petri csészék, bonctű, 70%-os etanol;

2. Tartóseszközök: sztereomikroszkóp, hidegfény, számítógép

Dologi kiadások: laboratóriumi rezsiköltség

Határozási kapacitás:

15-20 minta/nap

Költségbecslés (mintavétel, laboratóriumi feldolgozás, adatkezelés)

faunisztikai mintavétel esetében: nettó 25.000 -Ft./minta

mennyiségi mintavétel esetében: nettó 75.000 -Ft./minta

10.3.7. A kosárkagylók (Corbicula spp.) monitorozása

Két, hasonló ökológiai igényű és viselkedésű, nehezen megkülönböztethető fajt tárgyalunk itt egyben, egyik a C. fluminea (O. F. Müller, 1774), másik a C. fluminalis (O. F. Müller, 1774). A két faj taxonómiai viszonya vitatott, egyes szerzők vitatják a külön fajba sorolást. Kis termetű (< 28 mm) kagylófajok, az aljzat felszínén, vagy abba félig besüllyedve szűrik a vizet. Kagylók viszonylatában nagyon aktív hely- és helyzetváltoztatásra képesek, ez teszi lehetővé, hogy olyan helyeket is benépesítsenek (pl. sodorvonal), ahol más vízi gerinctelen fajok alig-alig képesek megmaradni. Rendkívül gyors szaporodásúak, rövid idő alatt hatalmas állományaik alakulhatnak ki.

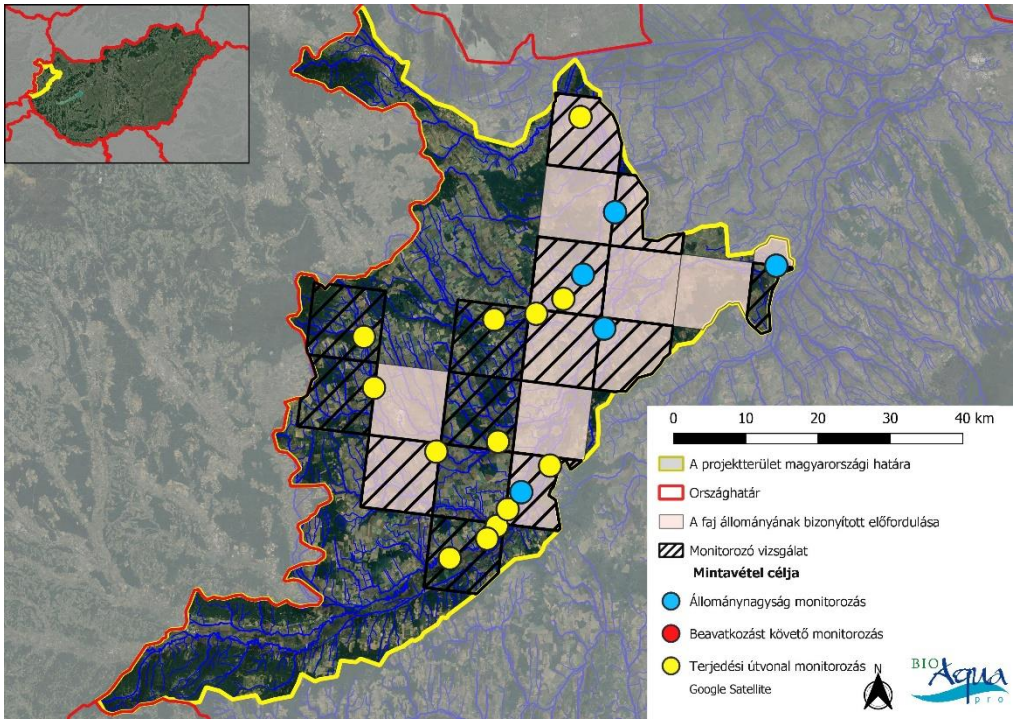
A projektterületre vonatkozóan a faj állományairól 27 különböző víztérből, illetve külterületről állnak rendelkezésre előfordulási adatok. A faj állományainak jelenléte 13 független 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben igazolt. A Duna irányából, azaz a Rába torkolati szakasza felől, rendkívül intenviz az állományok terjedési sebesség a felvíz irányába. Országos léptékben a Rába Rum alatti, a Répce alsó szakaszának fertőzöttsége már jelentősnek mondható, de a faj populációi gyorsan kolonizálni fogják a két említett vízfolyás felsőbb szakaszain túlmenően, a Csörnöc-Herpenyő (alsó szakaszát már kolonizálta) és a Gyöngyös felső szakaszait is. Az állománynagyság csökkentésére nincs reális alternatíva. A ***terjedés követése (dinamika dokumentálása) a monitorozás legfontosabb célja***, illetve ezen túlmenően az ***egyedsűrűség változásának nyomon követése*** bírhat jelentőséggel azokban az esetekben, ahol már ismert jelentős nagyságú állománya (21. táblázat).

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI	Rábaköz (HUFH20001)	Kardos-ér (Agyagosszergény)	(493296; 254538)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
FHNPI	Répce mente (HUFH20010)	Répce (Nagygeresd)	(490925; 229433)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI	Rába (HUFH20011)	Rába (Várkesző)	(520392; 234017)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
FHNPI	Rábaköz (HUFH20001)	Répce (Gyóró)	(498081; 241399)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
FHNPI	Répce mente (HUFH20010)	Répce (Répceszemere)	(493637; 232772)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Sorok (Zsennye)	(481717; 198072)	5	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	2
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Rába (Rum)	(483230; 200389)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Rába (Püspökmolnári)	(480379; 196320)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI		Rába (Rábahídvég)	(475207; 193626)	5	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI	Répce mente (HUFH20010)	Répce (Bő)	(481356; 226567)	5	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	2
ŐNPI		Gyöngyös-patak (Lukácsháza)	(463336; 224198)	5	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI		Gyöngyös-patak (Táplánszentkereszt)	(473354; 208346)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	2
ŐNPI		Gyöngyös-patak (Gencsapáti)	(464727; 217162)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI	Répce mente (HUFH20010)	Répce (Tompaládony)	(487171; 227378)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI		Gyöngyös-patak (Pecöl)	(481872; 209711)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	2
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Csörnöc-Herpenyő (Ikervár)	(489092; 206416)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Rába (Meggyeskovácsi)	(485108; 202747)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Rába (Csönge)	(496591; 225335)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1

21. táblázat. A kosárkagylók (Corbicula spp.) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [Mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A projektterület nyugat-magyarországi részén, 13 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben minimálisan 14 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni az állomány változásának nyomon követésére (optimális mintanagyság 18 mintavételi szelvény). Minimális program esetében 5 mennyiségi és 9 faunisztikai mintavétel javasolt, míg optimális esetben 5 mennyiségi és 13 faunisztikai felmérés elvégzése célszerű (93. ábra).



93. ábra. A kosárkagylók (Corbicula spp.) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

A *C. fluminea* és *C. fluminalis* fenológiai sajátosságai nem befolyásolják a gyűjtés hatékonyságát, de az eredményes gyűjtés érdekében a monitorozást a kisvízi időszakban célszerű végezni. A kagyló sokszor a sodorvonalban - mely gyakran a vízfolyás legmélyebb régióit is kijelöli - található. Ez a régió a kisvizes időszakban gyűjthető a leghatékonyabban, azaz a nyári, vagy kora őszi mintavételi időszak tekinthető optimálisnak. Természetesen a parti régió gyűjtésére is sokkal alkalmasabb a kisvizes időszak.

A populációk térbeli kiterjedésének vizsgálatára alkalmas, faunisztikai egyeléses gyűjtésére (***táblázatban kódja: FAUN***) az egész év alkalmas, mivel nincs olyan időszaka az évnek, mikor nem lenne esélyünk egyedek gyűjtésére az alkalmas élőhelyeken. A kosárkagyló populációk egyedsűrűségének vizsgálatára (***táblázatban kódja: MENNY***) javasolt mintavételi időszak május végétől-szeptember közepéig terjed (21. táblázat).

A faj állományinak felmérését mind a minimális, mind az optimális vizsgálatok esetében öt év alatt célszerű elvégezni úgy, hogy az első vizsgálati éveben a 21. táblázat a mintavétel éve (1) kóddal jelölt, míg az ötödik évben a fent említett táblázat mintavétel éve (5) kóddal jelölt szelvény kerüljön mintázásra. Az utolsó vizsgálati évet követően a mintavételeket célszerű a fent említett gyakorisággal megismételni.

Eszközigény, ráfordításbecslés

Terepi mintavétel:

Személyi feltétel: 2 fő; egy fő mintavételező személy, aki lehetőleg nagy tapasztalattal rendelkező makroszkópikus vízi gerinctelen specialista; további 1 fő válogató személy,

Műszaki feltételek:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: kézi kotróháló (standard pond net; 0,25 x 0,25 m keret, 950 µm-es lyukbőségű háló), 3 db műanyag vödör, 1db válogató tálca, 2-3 db válogató csipesz, 30

ml-es mintatároló üvegek kupakkal, 70%-os etanol; spriccflaska; írószerek, etikett-cimke, cellux; melles csizma

2.: Tartóseszközök: terepjáró gépkocsi, GPS készülék, digitális fényképezőgép; terepi mérőműszer a vízfizikai-kémiai paraméterek vizsgálatára.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

faunisztikai mintavétel esetében 7-8 helyszín/nap

mennyiségi mintavétel esetében 4-5 helyszín/nap

Laboratóriumi munka:

Személyi feltétel: 1 fő az adott csoporttal foglalkozó specialista

Műszaki feltétel:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: petri csészék, csipesz, bonctű, 70%-os etanol;

2. Tartóseszközök: sztereomikroszkóp, hidegfény, számítógép

Dologi kiadások: laboratóriumi rezsiköltség

Határozási kapacitás:

15-20 minta/nap

Költségbecslés (mintavétel, laboratóriumi feldolgozás, adatkezelés):

faunisztikai mintavétel esetében: nettó 25.000 -Ft./minta

mennyiségi mintavétel esetében: nettó 40.000 -Ft./minta

10.3.8. A Barbronia weberi monitorozása

Ennek a hazánkban még frissen (2018) kimutatott piócafajnak ökológiai igényeiről a nemzetközi irodalom alapján is keveset tudunk. Leginkább kisebb makrogerinctelen szervezetek (pl. csigák, vízi kevéssertéjű gyűrűsférgek, rovarlárvák) ragadozójaként ismert. Folyóvizekben ugyanúgy megtalálható, mint kisebb tavakban és tápanyagdús állóvizekben, de nagy valószínűséggel a makrovegetáció előfordulása és a kissé melegebb vízhőmérséklet kedvezően hat a faj megtelepedésére.

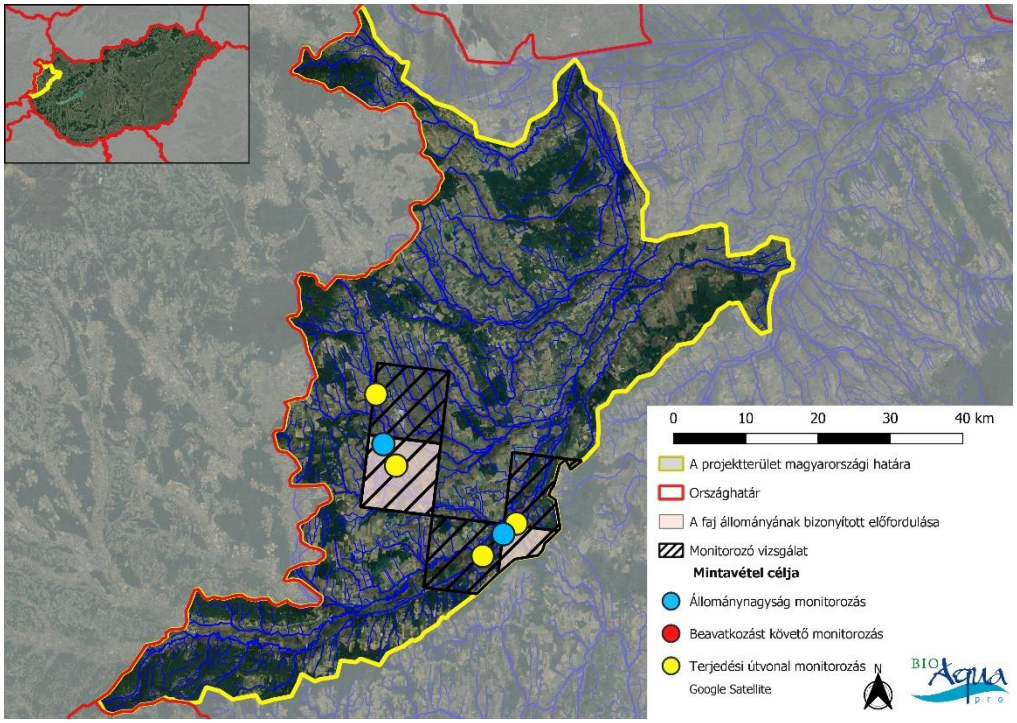
A faj állományairól 2 víztérből, illetve külterületről állnak rendelkezésre előfordulási adatok. Ezek 2 független 10×10 km-es ETRS hálónégyzetre korlátozódnak. Várható, hogy a jövőben a faj populációi meg fognak jelenni az érintett vízfolyások al- és felvízi területén is. Ezért az állomány ***terjedésének követése*** a monitorozás legfontosabb célja, illetve ezen túlmenően az ***egyedsűrűség változásának*** monitorozása bírhat jelentőséggel azokban az esetekben, ahol már ismert előfordulása (22. táblázat).

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
ŐNPI		Perint (Szombathely)	(466029; 209376)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Csörnöc-Herpenyő (Alsóújlak)	(482620; 196947)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY	1
ŐNPI		Gyöngyös-patak (Szombathely)	(465029; 216252)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Csörnöc-Herpenyő (Vasvár)	(479774; 193955)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Csörnöc-Herpenyő (Kám)	(484436; 198412)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	1
ŐNPI		Perint (Balogunyom)	(467787; 206413)	1	terjedési útvonal monitorozás	FAUN	2

22. táblázat: A Barbronia weberi állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [Mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A projektterületen, 5 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben minimálisan 5 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni az állomány változásának nyomon követésére (optimális mintanagyság 6 mintavételi szelvény). Minimális program esetében 2 mennyiségi és 3 faunisztikai mintavétel javasolt, míg optimális esetben 2 mennyiségi és 4 faunisztikai felmérés elvégzése célszerű (94. ábra).



94. ábra. A Barbronia weberi állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

Az *Barbronia weberi* fenológiai sajátosságai (jelen tudásuk szerint) nem befolyásolják a gyűjtés hatékonyságát, azaz a faj példányai egész évben gyűjthetőek. Ennek megfelelően a populációk térbeli kiterjedésének vizsgálatára alkalmas, faunisztikai egyeléses gyűjtésére (***táblázatban kódja: FAUN***) a teljes vegetációs periódus alkalmas (22. táblázat). A populációk egyedsűrűségének vizsgálatára (***táblázatban kódja: MENNY***) javasolt mintavételi időszak május elejétől-szeptember végéig terjed (22. táblázat). A faj állományinak felmérését mind a minimális, mind az optimális vizsgálatok esetében öt év alatt célszerű elvégezni úgy, hogy az első vizsgálati éveben a 22. táblázat a mintavétel

éve (1) kóddal jelölt, míg az ötödik évben a fent említett táblázat mintavétel éve (5) kóddal jelölt szelvény kerüljön mintázásra. Az utolsó vizsgálati évet követően a mintavételeket célszerű a fent említett gyakorisággal megismételni. A faj intenzív terjedése esetén célszerű a monitorozó tervet újra átgondolni, s terjedés ütemének megfelelően módosítani.

Eszközigény, ráfordításbecslés

Terepi mintavétel:

Személyi feltétel: 2 fő; egy fő mintavételező személy, aki lehetőleg nagy tapasztalattal rendelkező makroszkópikus vízi gerinctelen specialista; további 1 fő válogató személy,

Műszaki feltételek:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: kézi kotróháló (standard pond net; 0,25 x 0,25 m keret, 950 µm-es lyukbőségű háló), 3 db műanyag vödör, 1db válogató tálca, 2-3 db válogató csipesz, 30 ml-es mintatároló üvegek kupakkal, 70%-os etanol; spriccflaska; írószerek, etikett-cimke, cellux; melles csizma

2.: Tartóseszközök: terepjáró gépkocsi, GPS készülék, digitális fényképezőgép; terepi mérőműszer a vízfizikai-kémiai paraméterek vizsgálatára.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

faunisztikai mintavétel esetében 8-10 helyszín/nap

mennyiségi mintavétel esetében 4-5 helyszín/nap

Laboratóriumi munka:

Személyi feltétel: 1 fő az adott csoporttal foglalkozó specialista, 1 fő laboratóriumi válogató személyzet

Műszaki feltétel:

1.: Kis értékű és fogyóeszközök: 1db válogató tálca, 2-3 db válogató csipesz, 30 ml-es mintatároló üvegek kupakkal, 70%-os etanol; spriccflaska; írószerek, etikett-cimke petri csészék, bonctű, 70%-os etanol;

2. Tartóseszközök: sztereomikroszkóp, hidegfény, számítógép

Dologi kiadások: laboratóriumi rezsiköltség

Határozási kapacitás:

15-20 minta/nap

Költségbecslés (mintavétel, laboratóriumi feldolgozás, adatkezelés)

faunisztikai mintavétel esetében: nettó 25.000 -Ft./minta

mennyiségi mintavétel esetében: nettó 75.000 -Ft./minta

10.3.9. A naphal (Lepomis gibbosus) monitorozása

A naphal minden tiszta álló- vagy lassú áramlású víz növényzettel benőtt, iszapos vagy homokos medrű részén megtalálható. Nagyobb folyókban ritkán fordul elő, ha mégis megtalálható, akkor a márna-szinttájban, még inkább a dévér-zónában. Kisebb folyókban a domolykó- és sügérzónában található meg, a hegyi patakokból viszont hiányzik. Táplálékát főként gerinctelen állatok alkotják. Ivarérettségét 2–3 éves korában éri el. Szaporodási időszaka május–június, de kedvező körülmények

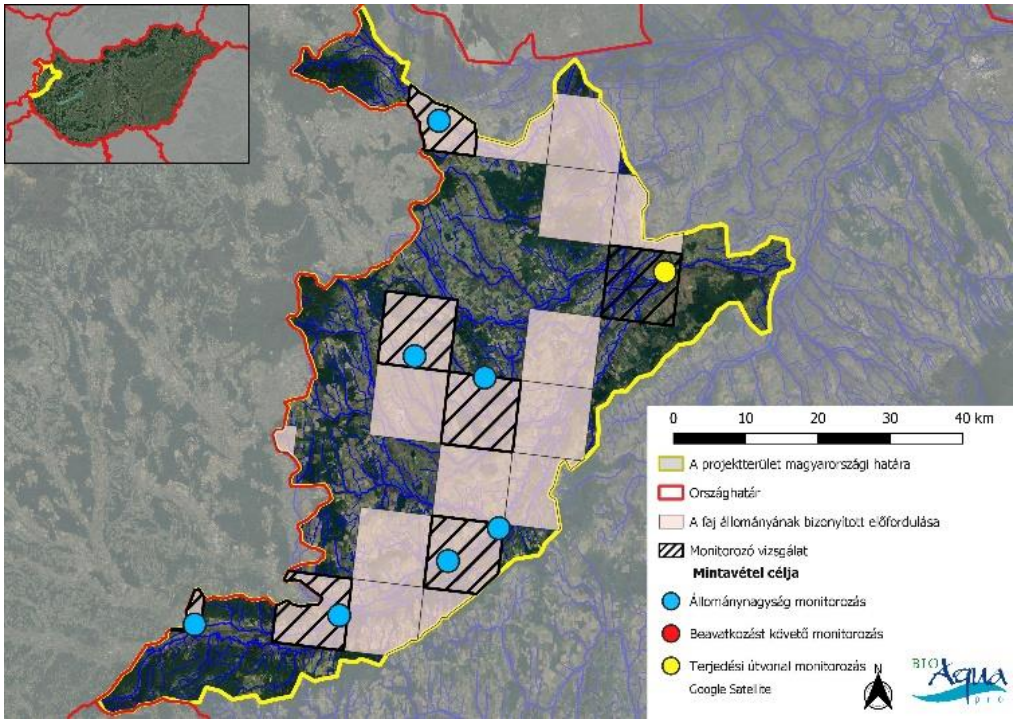
között július–augusztusban másodszor is szaporodhat. A hím fészket épít a homokos vagy köves aljzatú fenékre egy gödör formájában, a nőstény ebbe helyezi az ikráit. Megtermékenyítés után a hímek őrzik és gondozzák a fészket. A kifejlett példányok kopoltyúfedőjének felső részén jellegzetes fekete-piros folttal díszített bőrfüggelék látható.

A faj állományai 27 víztérből, illetve külterületről ismertek; ezek 15 független 10×10 km-es ETRS hálónégyzetre korlátozódnak. Állományaik mérete jelentősen nem csökkenthető, ezért a monitorozás elsősorban az ***egyedsűrűség változásának*** vizsgálatára, illetve az állomány ***terjedésének nyomon követése*** fókuszál (23. táblázat).

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI		Ikva (Nagycenk)	(473719; 254016)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Holt-Rába (Körmend)	(459918; 185733)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	halastó (Szentgotthárd)	(439920; 184473)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Váti gyakorlótér (HUON20005)	Kőris-pataki víztározó (Vát)	(480054; 218579)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI		anyaggödör (Vasasszonyfa)	(470349; 221518)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Holt-Rába (Rábahídvég)	(474973; 193240)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Holt-Rába (Zsennye)	(481999; 197762)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	2
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	kavicsbányató (Pápoc)	(504983; 233181)	1	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	1

23. táblázat: A naphal (Lepomis gibbosus) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [Mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A projektterület 2 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben minimálisan 7 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni az állományok nagyságának és elterjedésének monitorozása céljából (optimális mintanagyság 8 mintavételi szelvény). A monitorozó program során minden szelvényben egyenáramú elektromos halászgéppel (***táblázatban kódja: MENNY EME***) a parti régiót célszerű vizsgálni (95. ábra).



95. ábra. A naphal (Lepomis gibbosus) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

A mennyiségi mintavételeket április közepétől október közepéig célszerű kivitelezni. A faj állományinak felmérését mind a minimális, mind az optimális vizsgálatok esetében öt év alatt célszerű elvégezni úgy, hogy az első vizsgálati éveben a 23. táblázatban a mintavétel éve (1) kóddal jelölt, míg az ötödik évben a fent említett táblázat mintavétel éve (5) kóddal jelölt szelvény kerüljön mintázásra. Az utolsó vizsgálati évet követően a mintavételeket célszerű a fent említett gyakorisággal megismételni.

Eszközigény, ráfordításbecslés

Terepi mintavétel (MENNY EME):

Személyi feltétel:

1: csónakos mintavétel esetében: 2 fő (egy főnek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel, egy főnek rendelkeznie kell csónakvezetői tapasztalattal)

2: gázlós mintavétel esetében: 1-2 fő (egy főnek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel, egy főnek segédszákos a hatékonyabb gyűjtés érdekében)

Műszaki feltétel:

egyenáramú elektromos halászgép tartozékokkal, gépkocsi/terepjáró gépkocsi, csónak/motorcsónak, hajószállító utánfutó.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

3-4 helyszín/nap

Költségbecslés (mintavétel, adatkezelés)

parti régió vizsgálata EME-el (csónakból): nettó 80.000 -Ft./minta

parti régió vizsgálata EME-el (gázolva): nettó 60.000 -Ft./minta

10.3.10. Az amurgéb (Perccottus glenii) monitorozása

Az amurgéb preferált élőhelyei a vízi növényzettel benőtt, csendesebb kisvízfolyások vagy állóvizek. Ám a környezeti feltételekkel szemben támasztott rendkívül tág igényei révén gyakorlatilag az összes víztér-típusban előfordulhat. Megél oxigénhiányos vizekben is, ugyanakkor folyók főmedrében nem fordul elő. Táplálékának zömét vízi gerinctelen állatok, elsősorban rovarlárvák teszik ki, de ikrát és halivadékot is fogyaszt. Ivarérettségét kétévesen éri el, májusban–júniusban szaporodik.

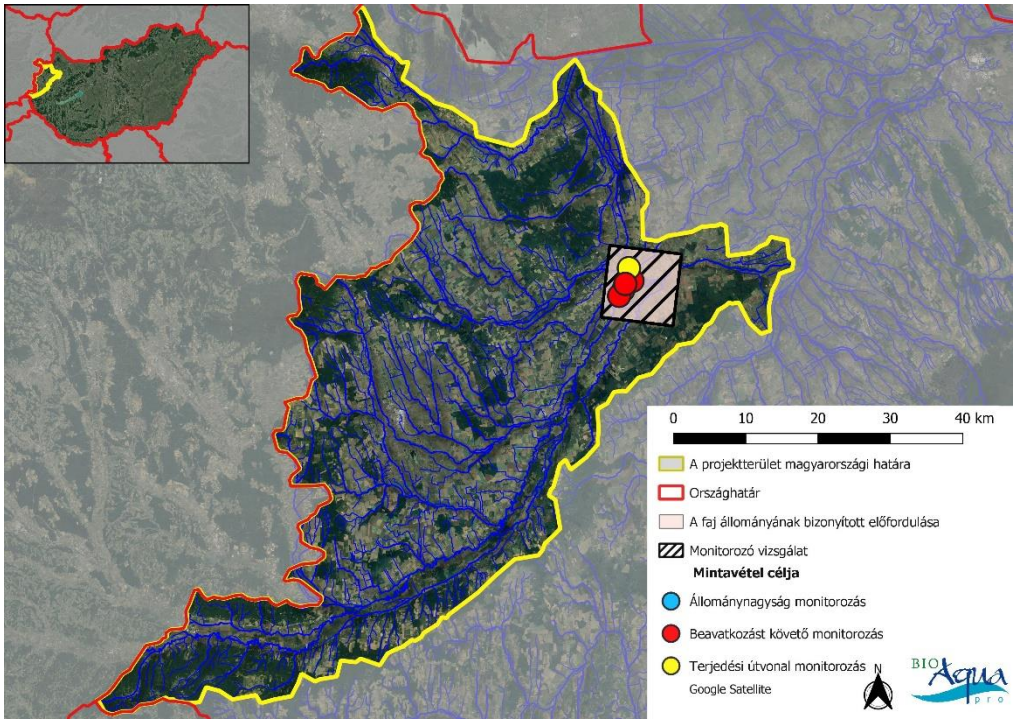
Az amurgéb frissen kolonizált élőhelyein mutatott opportunista stratégiája, a szaporodásba fordított nagy mennyiségű energia nemcsak az ivartermékek képzését, hanem például a korai ivarérést és az elhúzódó szaporodást is jelentik. Számos tenyésztett halunknak táplálékkonkurense, és ivadéknevelő tavakba bekerülve jelentős károkat okoz.

A faj egyetlen példányát a Kis-Rábából mutattuk ki, s eddigi ismeretink szerint a vizsgálati területhez legközelebbi bizonyított előfordulása a Concó torkolati szelvénye. Mivel a felmérés egyetlen példány jelenlétét igazolta, így 2-3 napos, a teljes potenciálisan fertőzött területre vonatkozó felmérést kell végezni. Amennyiben újabb példány/példányok kerülnek elő, úgy a faj állományainak teljes (!) felszámolására kell törekedni. A monitorozás során kiemelten kell kezelni a faj állományának felszámolására tett erőfeszítés hatékonyságának nyomon követését, valamint a potenciális terjedési útvonal vizsgálatát (24. táblázat).

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI		Kis-Rába (Rábakecöl)	(499210; 230630)	1	beavatkozást követő monitorozás	MENNY (EME)	1
FHNPI		Keszeg-ér (Rábakecöl)	(500488; 231931)	1	beavatkozást követő monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI		Kis-Rába (Nick)	(498648; 229859)	1	beavatkozást követő monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI		Kis-Rába (Répcelak)	(499498; 231498)	1	beavatkozást követő monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI		Kis-Rába (Répcelak)	(499997; 233672)	1	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	1

24. táblázat: Az amurgéb (Perccottus glenii) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [Mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A projektterület 2 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben minimálisan 7 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni a beavatkozás sikerességének vizsgálata és a potenciális terjedési útvonal monitorozása céljából (optimális mintanagyság 8 mintavételi szelvény). A monitorozó program során minden szelvényben egyenáramú elektromos halászgéppel (***táblázatban kódja: MENNY EME***) a parti régiót kell vizsgálni (96. ábra). A mennyiségi mintavételeket április közepétől október közepéig célszerű kivitelezni. A faj állományinak felmérését évente egy alkalommal, kiterjedten végezzük. Amennyiben a felmérési eredmény során nem sikerül megfogni a faj példányait, úgy a mintavételeket 5 év múlva lehetne megismételni.



96. ábra. Az amurgéb (Perccottus glenii) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

Eszközigény, ráfordításbecslés

Terepi mintavétel (MENNY EME):

Személyi feltétel:

1: csónakos mintavétel esetében: 2 fő (egy főnek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel, egy főnek rendelkeznie kell csónakvezetői tapasztalattal)

2: gázlós mintavétel esetében: 1-2 fő (egy főnek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel, egy főnek segédszákos a hatékonyabb gyűjtés érdekében)

Műszaki feltétel:

egyenáramú elektromos halászgép tartozékokkal, gépkocsi/terepjáró gépkocsi, csónak/motorcsónak, hajószállító utánfutó.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

4-6 helyszín/nap

Költségbecslés (mintavétel, adatkezelés)

parti régió vizsgálata EME-el (csónakból): nettó 80.000 -Ft./minta

parti régió vizsgálata EME-el (gázolva): nettó 60.000 -Ft./minta

10.3.11. A kínai razbóra (Pseudorasbora parva) monitorozása

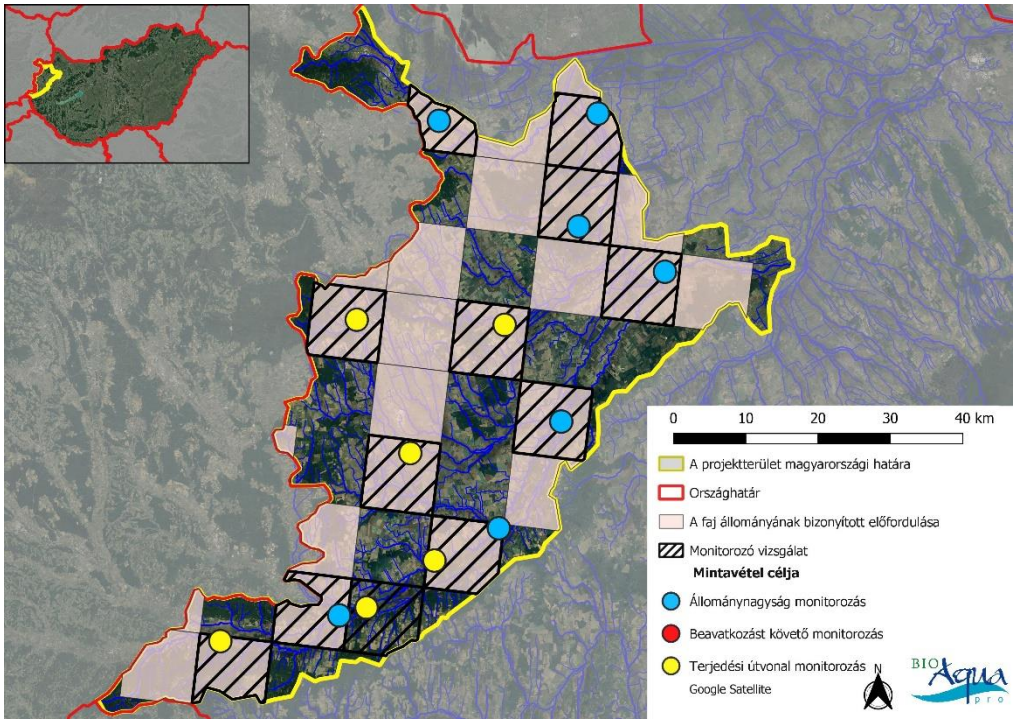
A razbóra főleg állóvizek, illetve enyhe áramlású kisvizek, csatornák lakója, főleg a part menti mocsári növényzettel, illetve hínáros állományokkal borított területeket kedveli. Előnyben részesíti a könnyen felmelegedő sekélyebb vizeket, melyek szaporodásához is a legmegfelelőbbek. Ugyanakkor kiváló alkalmazkodóképességének következtében – az erős áramlású hegyi patakok kivételével – szinte minden típusú halas vízben fellelhető. Eredeti hazájában hidegebb folyóvizekben való előfordulásáról is említést tesznek. Táplálékát főként planktonszervezetek és apró rovarlárvák alkotják.

A faj állományainak jelenléte 32 víztérből, illetve külterületről bizonyított; ezek 19 független 10×10 km-es ETRS hálónégyzetre terjednek ki. Reálisan állományaik mérete jelentősen nem csökkenthető, ezért a monitorozás elsősorban az ***egyedsűrűség változás*** nyomon követésére, valamint az állomány ***terjedésének vizsgálatára*** fókuszál (25. táblázat).

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI		kubikgödör (Iván)	(493042; 239437)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	2
FHNPI		Kis-Répce (Kapuvár)	(495717; 255018)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	2
FHNPI		Ikva (Nagycenk)	(473720; 254018)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	2
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Holt-Rába (Körmend)	(459917; 185732)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Holt-Rába (Zsennye)	(481998; 197764)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	mocsárfolt (Sárvár)	(490637; 212496)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	kavicsbányató (Pápoc)	(504984; 233179)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	2
ŐNPI	Őrség (HUON20018)	Holt-Rába (Magyarlak)	(443472; 182170)	1	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI		horgásztó (Egyházashollós)	(473091; 193304)	1	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	kavicsbányató (Körmend)	(463697; 186806)	1	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Répce mente (HUFH20010)	horgásztó (Répceszentgyörgy)	(482800; 225846)	1	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI		Lukácsházi-víztározó (Kőszeg)	(462348; 226550)	1	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	2
ŐNPI		kavicsbányató (Szombathely)	(469753; 208139)	1	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	2

25. táblázat: A kínai razbóra (Pseudorasbora parva) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [Mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A projektterület 13 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben minimálisan 7 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni az állományok nagyságának és elterjedésének monitorozása céljából (optimális mintanagyság 13 mintavételi szelvény). A monitorozó program során minden szelvényben egyenáramú elektromos halászgéppel (***táblázatban kódja: MENNY EME***) a parti régiót kell vizsgálni (97. ábra). A mennyiségi mintavételeket április közepétől október közepéig célszerű kivitelezni.



97. ábra. A kínai razbóra (Pseudorasbora parva) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

A faj állományinak felmérését mind a minimális, mind az optimális vizsgálatok esetében öt év alatt célszerű elvégezni úgy, hogy az első vizsgálati éveben a 25. táblázatban a mintavétel éve (1) kóddal jelölt, míg az ötödik évben a fent említett táblázat mintavétel éve (5) kóddal jelölt szelvény kerüljön mintázásra. Az utolsó vizsgálati évet követően a mintavételeket célszerű a fent említett gyakorisággal megismételni.

Eszközigény, ráfordításbecslés

Terepi mintavétel (MENNY EME):

Személyi feltétel:

1: csónakos mintavétel esetében: 2 fő (egy főnek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel, egy főnek rendelkeznie kell csónakvezetői tapasztalattal)

2: gázlós mintavétel esetében: 1-2 fő (egy főnek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel, egy főnek segédszákos a hatékonyabb gyűjtés érdekében)

Műszaki feltétel:

egyenáramú elektromos halászgép tartozékokkal, gépkocsi/terepjáró gépkocsi, csónak/motorcsónak, hajószállító utánfutó.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

Mintavételi kapacitás:

3-4 helyszín/nap

Költségbecslés (mintavétel, adatkezelés)

parti régió vizsgálata EME-el (csónakból): nettó 80.000 -Ft./minta

parti régió vizsgálata EME-el (gázolva): nettó 60.000 -Ft./minta

10.3.12. Az ezüstkárász (Carassius gibellio) monitorozása

Az ezüstkárász domb- és síkvidéki lassú áramlású folyókban, csatornákban, illetve állóvizekben általánosan elterjedt. Természetes vizeink fokozódó eutrofizációja, a tavak és holtágak gyorsuló szukcessziója egyre nagyobb létszámú populációk kialakulásának kedvez. A faj a metafitikus és a fitofil guild tagja, vagyis növényzet közt él és táplálkozik, illetve növényzetre ívik. Vegyes táplálkozású hal. Táplálkozásának főbb alkotói az apró gerinctelen állatok, élőbevonat, növényi anyagok, és szerves törmelékek. Ivarérettségét 2–3 éves korban éri el.

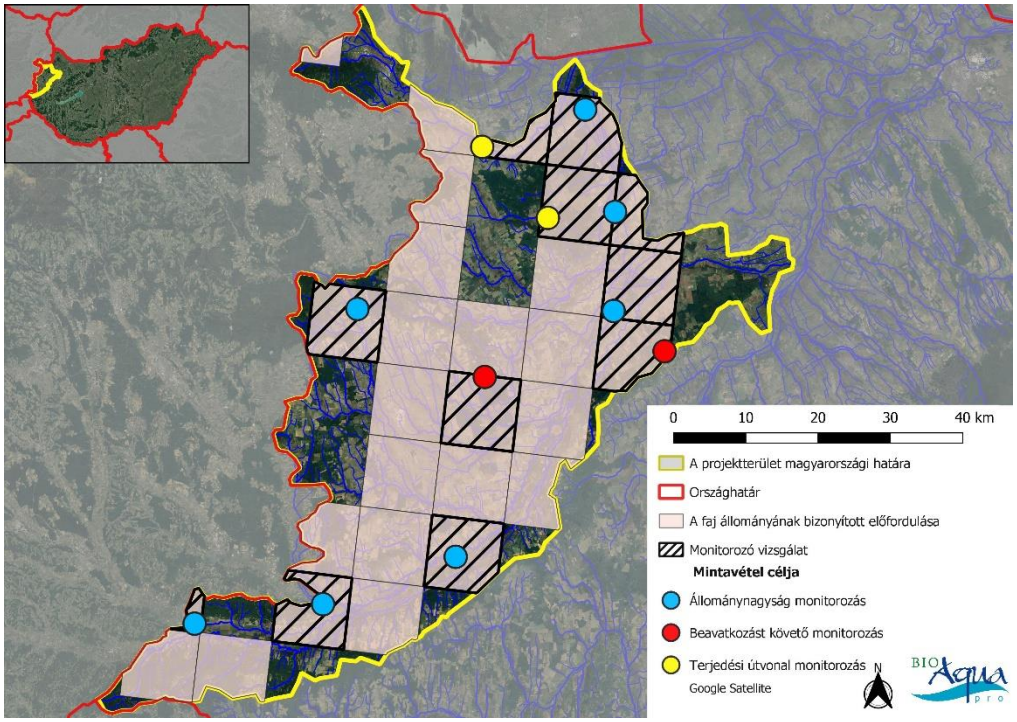
A faj állományainak jelenléte 56 víztérből, illetve külterületről bizonyított; melyek 25 független 10×10 km-es ETRS hálónégyzetre terjednek ki. A projektterületen való általános elterjedése, illetve szinte minden ETRS hálónégyzetben való jelenléte azt mutatja, hogy ellene való védekezés csak nagyon lokálisan oldható meg. Elsősorban olyan jól elszigetelt vízterekben, melyek jól kontrolálhatóan kezelhetők. A monitorozó tervezet ennek megfelelően elsősorban ***beavatkozások hatékonyságának ellenőrzését***, másodsorban a már ismert állomány ***egyedsűrűség változását***, harmadsorban pedig a ***terjedésének nyomon követését*** célozza (26. táblázat).

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
FHNPI	Rábaköz (HUFH20001)	Répce (Gyóró)	(498083; 241396)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
FHNPI	Rábaköz (HUFH20001)	Répce (Agyagosszergény)	(493949; 255550)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	2
FHNPI	Rábaköz (HUFH20001)	Kardor-ér (Pusztacsalád)	(488789; 240574)	5	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	1
FHNPI		Ikva (Nagylózs)	(479700; 250392)	1	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	2
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Holt-Rába (Rábahídvég)	(476032; 193714)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Strém (Kemestaródfa)	(457679; 187161)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Gyöngyös-patak és kőszegi Alsó-rét (HUON20020)	Gyöngyös-patak (Kőszeg)	(462435; 227979)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	halastó (Szentgotthárd)	(439919; 184472)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Rába (Nick)	(497888; 227703)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Kemenessömjéni cserjés legelő (HUON20012)	mocsárfolt (Kemenessömjén)	(504930; 222135)	1	beavatkozást követő monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Váti gyakorlótér (HUON20005)	Kőris-pataki-víztározó (Vát)	(480056; 218579)	1	beavatkozást követő monitorozás	MENNY (EME)	2

26. táblázat: Az ezüstkárász (Carassius gibellio) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [Mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A projektterület 11 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben minimálisan 8 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni a beavatkozás sikerének, az állományok nagyságának és a faj terjedésének monitorozása céljából (optimális mintanagyság 11 mintavételi szelvény). A monitorozó program során minden szelvényben egyenáramú elektromos halászgéppel (***táblázatban kódja:***

MENNY EME) a parti régiót kell vizsgálni (98. ábra). A mennyiségi mintavételeket április közepétől október közepéig célszerű kivitelezni.



98. ábra. Az ezüstkárász (Carassius gibellio) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

A faj állományinak felmérését mind a minimális, mind az optimális vizsgálatok esetében öt év alatt célszerű elvégezni úgy, hogy az első vizsgálati éveben a 26. táblázatban a mintavétel éve (1) kóddal jelölt, míg az ötödik évben a fent említett táblázat mintavétel éve (5) kóddal jelölt szelvény kerüljön mintázásra. Az utolsó vizsgálati évet követően a mintavételeket célszerű a fent említett gyakorisággal megismételni.

Eszközigény, ráfordításbecslés

<u>Terepi mintavétel (MENNY EME):</u>

Személyi feltétel:

1: csónakos mintavétel esetében: 2 fő (egy főnek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel, egy főnek rendelkeznie kell csónakvezetői tapasztalattal)

2: gázlós mintavétel esetében: 1-2 fő (egy főnek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel, egy főnek segédszákos a hatékonyabb gyűjtés érdekében)

Műszaki feltétel:

egyenáramú elektromos halászgép tartozékokkal, gépkocsi/terepjáró gépkocsi, csónak/motorcsónak, hajószállító utánfutó.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

<u>Mintavételi kapacitás:</u>

3-4 helyszín/nap

Költségbecslés (mintavétel, adatkezelés)

parti régió vizsgálata EME-el (csónakból): nettó 80.000 -Ft./minta

parti régió vizsgálata EME-el (gázolva): nettó 60.000 -Ft./minta

10.3.13. A törpeharcsa fajok (Ameiurus spp.) monitorozása

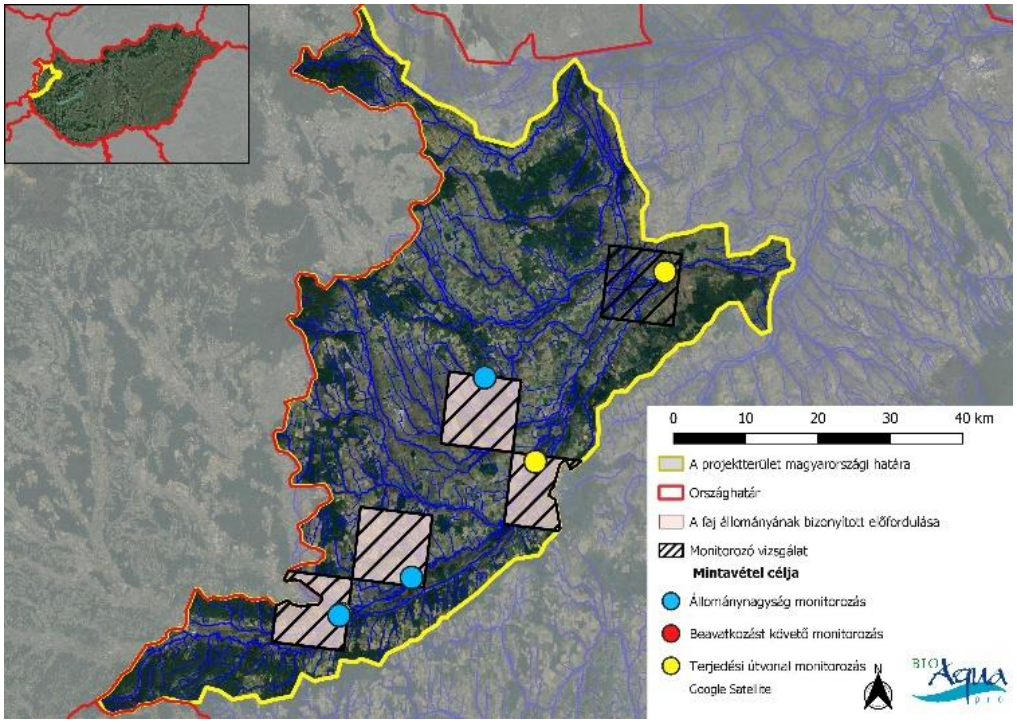
A törpeharcsa [*Ameiurus nebulosus* (LE SUEUR, 1819)] és a fekete törpeharcsa [*Ameiurus melas-(RAFINESQUE, 1820)*] tipikus élőhelyei a növényzettel benőtt, változó vízjárású, lassan áramló vízfolyások, alföldi csatornák, valamint állóvizek (holtmedrek, halastavak), homokos, vagy iszapos mederrel. A fajokra jellemző populációik gyors gradációja és akár ugyanilyen gyors összeomlása is. Nappal kevésbé mozog, ilyenkor az aljzaton tartózkodik, éjjel aktívabb. Táplálékát főként apró gerinctelen állatok alkotják, de olykor növényi részeket is fogyaszt, nagyobb korában pedig apró halakat is szívesen zsákmányol. Ivarérettségét a hím a második, a nőstény a harmadik életévében éri el.

A faj állományainak jelenléte 4 víztérből, illetve külterületről igazolt. Ezek a területek egymástól függetlenül 4 db 10×10 km-es ETRS hálónégyzetre korlátozódnak. Véleményünk szerint állományainak nagysága, hatékonyan végrehajtott varsacsapdázással csökkenthető, de fel nem számolható. Így a monitorozás elsősorban az ***állománygyérítéssel párhuzamosan az egyedsűrűség változásának*** vizsgálatára, illetve az állomány ***terjedésének nyomon követése*** fókuszál (27. táblázat).

Nemzeti Park Igazgatóság	Érintett Natura 2000 terület	Mintavételi helyszín	Geokoordináta (EOV X;Y)	Mintavétel éve	Mintavétel célja	Mintavétel típusa	Mintavétel prioritás
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	mocsárfolt (Molnaszecsőd)	(469939; 190943)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Holt-Rába (Körmend)	(459918; 185730)	5	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Váti gyakorlótér (HUON20005)	Kőris-pataki víztározó (Vát)	(480054; 218582)	1	állománynagyság monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Holt-Rába (Ikervár)	(487054; 206946)	1	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	Holt-Rába (Körmend)	(460169; 185967)	1	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	1
ŐNPI	Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008)	kavicsbányató (Pápoc)	(504983; 233181)	5	terjedési útvonal monitorozás	MENNY (EME)	2

27. táblázat: A törpeharcsa fajok (Ameiurus spp.) állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények [Mintavétel éve (1=monitorozás első éve; 5=monitorozás ötödik éve); Minta típus (FAUN=faunisztikai típusú mintavétel; MENNY=kvantitatív mintavétel, KECE=elektromos fenékháló, EME=elektromos halászgép, CSAPDA=varsacsapda); Minta prioritás (1=minimális program; 2=optimális program)]

A projektterület 6 db. 10×10 km-es ETRS hálónégyzetben minimálisan 5 mintavételi szelvényben célszerű felméréseket végezni a beavatkozás sikerének és az állományok nagyságának (mivel kérdéses a hatékonysága, együtt kezelve) és a faj terjedésének monitorozása céljából (optimális mintanagyság 6 mintavételi szelvény). A monitorozó program során minden szelvényben egyenáramú elektromos halászgéppel (***táblázatban kódja: MENNY EME***) a parti régiót kell vizsgálni (99. ábra).



99. ábra. A törpeharcsa fajok (Ameiurus spp.)állományának monitorozására javasolt mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése (projektterület nyugat-magyarországi része)

A mennyiségi mintavételeket április közepétől október közepéig célszerű kivitelezni. A faj állományinak felmérését mind a minimális, mind az optimális vizsgálatok esetében öt év alatt célszerű elvégezni úgy, hogy az első vizsgálati éveben a 27. táblázatban a mintavétel éve (1) kóddal jelölt, míg az ötödik évben a fent említett táblázat mintavétel éve (5) kóddal jelölt szelvény kerüljön mintázásra. Az utolsó vizsgálati évet követően a mintavételeket célszerű a fent említett gyakorisággal megismételni.

Eszközigény, ráfordításbecslés

<u>Terepi mintavétel (MENNY EME):</u>

Személyi feltétel:

1: csónakos mintavétel esetében: 2 fő (egy főnek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel, egy főnek rendelkeznie kell csónakvezetői tapasztalattal)

2: gázlós mintavétel esetében: 1-2 fő (egy főnek rendelkeznie kell halászgépkezelői képesítéssel, egy főnek segédszákos a hatékonyabb gyűjtés érdekében)

Műszaki feltétel:

egyenáramú elektromos halászgép tartozékokkal, gépkocsi/terepjáró gépkocsi, csónak/motorcsónak, hajószállító utánfutó.

Dologi kiadások: üzemanyag költség, szállásköltség, eszközök fenntartási költségei.

<u>Mintavételi kapacitás:</u>

3-4 helyszín/nap

<u>Költségbecslés (mintavétel, adatkezelés)</u>

parti régió vizsgálata EME-el (csónakból): nettó 80.000 -Ft./minta

parti régió vizsgálata EME-el (gázolva): nettó 60.000 -Ft./minta

11. Idézett irodalom

ADAMEK Z. AND SUKOP I. (2000): Vliv střevličky východni (Pseudorasbora parva) na parametry rybničniho prostředi. Biodiverzita ichtiofauny ČR, 3: 37-43.

ADÁMEK, Z., NAVRÁTIL, S., PALIKOVÁ M. & SIDDIQUI M. A. (1996): Pseudorasbora parva Schlegel 1842, Biology of non nativ species in Chech Republic, Proceeding of scientific Papers to 75th Anniversery of Foundtaion of Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology: 143-152.

ALBERTSON, L.K., DANIELS, M.D. (2016): Effects of invasive crayfish on fine sediment accumulation, gravel movement, and macroinvertebrate communities. Freshwater Sciences 35: 644–650

ALDERMAN, D.J. (1997): History of the spread of crayfish plague in Europe, in: Crustaceans: Bacterial and fungal diseases. QIE Scientific and Technical Review 15: 15-23

ALDRIDGE, D.C, ELLIOTT, P., MOGGRIDGE, G.D. (2006) Microencapsulated Bio Bullets for the control of biofouling zebra mussels. Environmental Science and Technology 40: 975–979

ALDRIDGE, D.C., MÜLLERS, J. (2001): The Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, in Britain: current status and potencial impacts. Journal of Conchology 37: 177–183

ALLEN, Y. & KIRBY, S. & COPP, GORDON & BRAZIER, M. (2006): Toxicity of rotenone to topmouth gudgeon Pseudorasbora parva for eradication of this non-native species from a tarn in Cumbria, England. Fisheries Management and Ecology. 13.: 337 - 340.

ALONSO, A., CASTRO-DIEZ, P. (2008): What explains the invading success of the aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca)? Hydrobiologia. 614(1): 107-116

ANONIM (2012): 100/2012 (IX.28.) VM rendelet „A védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet és a növényvédelmi tevékenységről szóló 43/2010. (IV.23.) FVM rendelet módosításáról". Magyar Közlöny 128: 20903–21019.

ANTONESCU, C.S. (1934): Peştii apelor interioare din România.

ARENS A., TAUGBØL T. (2005): Status of Freshwater Crayfish in Latvia. Bulletin français de la pêche et de la pisciculture: 376-377, 519 – 52

AXELSSON, E., NYSTRÖM, P., SIDENMARK, J., BRONMARK, C. (1997): Crayfish predation on amphibian eggs and larvae. Amphibian and Reptiles, 18: 217–228.

BEDINI, S., FLAMINI, G., COSCI, F., ASCRIZZI, R., BENELLI, G., CONTI, B (2016): *Cannabis sativa* and *Humulus lupulus* essential oils as novel control tools against the invasive mosquito *Aedes albopictus* and freshwater snail *Physella acuta.* Industrial Crops and Products, 85: 318 – 323.

BEERLING, D. J., PERRINS, J. M. (1993): Impatiens glandulifera Royle (Impatiens roylei Walp.). In: Biological Flora of the British Isles, No. 177. Journal of Ecology 81: 367–382.

BENELLI, G., BEDINI, S., FLAMINI, G., COSCI, F., CIONI, P.L., SMAIN, A., BENCHIKH, F., LAOUER, H., GIUSEPPE, G., CONTI, B. (2015): Mediterranean essential oils as effective weapons against the West Nile vector *Culex pipiens* and the *Echinostoma intermediate* host *Physella acuta*: what happens around? An acute toxicity survey on non-target mayflies. Parasitology Research 114(3): 1011-1021

BERNI EGYEZMÉNY (1994): Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Appendices to the Convention. Council of Europe, Strasbourg, T-PVS (94) 2: 21

BIOAQUA PRO KFT. (2021): Action Plan for Stone Crayfish Austropotamobius torrentium (Schrank, 1803). „Supporting the Western Balkan countries in legal harmonization in accordance with EU climate and nature protection directives in order to promote a growing role for the Western Balkans in domestic nature conservation knowledge exports", 26/WBGC-2020/1. project. Debrecen. 22 pp.

BŁACHUTA J., KUSZEWSKI J., KUSZNIERZ J. AND WITKOWSKI A. (1993): Ichtiofauna dorzecza Baryczy. Rocz. Nauk. PZW 6: 19-48.

BODONCZI L. (2008): A kaszálás időzítésének hatása a rétek növényzetére – első (alap-) állapotfelvétel. – Kutatási jelentés, Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság, 4

BOTTA-DUKÁT Z. & DANCZA I. (2004): Magas aranyvessző (Solidago gigantea Ait.) és kanadai aranyvessző (Solidago canadensis L.). – In: Mihály B. és Botta-Dukát Z. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest: 293–319.

BOTTA-DUKÁT Z., DANCZA I. & SZABÓ I. (1998): A kaszálás és az avar eltávolításának hatása a Solidago gigantea Ait. növekedésére. Természetvédelmi Közlemények 7: 65-73.

BRITTON, ROB & BRAIZER, M. (2006): Eradicating the invasive topmouth gudgeon, Pseudorasbora parva, from a recreational fishery in Northern England. FISHERIES MANAGEMENT AND ECOLOGY. 13.: 329-335.

ĆALETA, M., JELIĆ, D., BUJ, I., ZANELLA, D., MARČIĆ, Z., MUSTAFIĆ, P., MRAKOVČIĆ, M. (2010): First record of the alien invasive species rotan (Perccottus glenii Dybowski, 1877) in Croatia. Journal of Applied Ichthyology 27/1, 146–147.

CHAPPEL, J., WHITMIRE, S., SOTOMAYOR, D., MARTINEZ, G. (2019): Effects of *Corbicula fluminea* on the nutrient concentration and phytoplankton biomass of tropical reservoirs. International Aquatic Research 11: 401–415

CIUTAT, A., BOUDOU, A. (2003): Bioturbation effects on cadmium and zinc transfers from a contaminated sediment and on metal bioavailability to benthic bivalves, Environmental Toxicology and Chemistry, 22: 1574-1581.

COELHO, J.P., LILLEBO, A.I., CRESPO, D., LESTON, S., DOLBETH, M. (2018) Effect of the alien invasive bivalve *Corbicula fluminea* on the nutrient dynamics under climate change scenarios. Estuarine, Coastal and Shelf Science 204: 273–282

COHEN, R.R.H., DRESLER, P.V., PHILLIPS, E.J.P., CORY, R.L. (1984): The effect of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, on phytoplankton of the Potomac River, Maryland. Limnology and Oceanography 29(1): 170-180

COVICH, A., WRIGHT, L. & MATTICE, J. (1981): Crayfish Predation on Corbicula under Laboratory Conditions. American Midland Naturalist 105(1): 181–188.

COWIE, R.H., DILLON, R.T. JR., ROBINSON, D.G., SMITH, J.W. (2009): Alien non-marine snails and slugs of priority quarantine importance in the United States: A preliminary risk assessment. American Malacological Bulletin. 27(1-2): 113-132

CRAWFORD L, YEOMANS W, ADAMS C (2006) The impact of introduced signal crayfish Pacifastacus leniusculus on stream invertebrate communities, Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems 16: 611-621.

CROOKS, J.A. (2002): Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. Oikos 97: 153–166

CSISZÁR, Á., KORDA M. (2015): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3. – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239

CSORBAI B. (2016): Szaporodásbiológiai, genetikai, és területválasztási vizsgálatok a kínai razbóra (Pseudorasbora parva) magyarországi állományain.

DALU T, WASSERMAN RJ, JORDAAN M, FRONEMAN WP, WEYL OLF (2015): An Assessment of the Effect of Rotenone on Selected Non-Target Aquatic Fauna. PLoS ONE 10(11): e0142140.

DANA ED, LÓPEZ-SANTIAGO J, GARCÍA-DE-LOMAS J, GARCÍA-OCAÑADM, GÁMEZ V, ORTEGA F. (2010): Long-term management of the invasive Pacifastacus leniusculus (Dana, 1852) in a small mountain stream. Aquatic Invasions 5: 317–322.

DANĚK, T., KALOUS, L., VESEL, T., KRÁSOVÁ, E., RESCHOVÁ, S., RYLKOVÁ, K., KULICH, P., PETRTÝL, M., POKOROVÁ, D. & KNYTL, M. (2012): Massive mortality of Prussian carp Carassius gibelio in the upper Elbe basin associated with herpesviral hematopoietic necrosis (CyHV-2). Diseases of aquatic organisms. 102: 87-95.

DAVIDSON, E.W., SNYDER, J., LIGHTNER, D., RUTHIG, G., LUCAS, J., GILLEY, J. (2010): Exploration of potential microbial control agents for the invasive crayfish, *Orconectes virilis*. Biocontrol Science and Technology, 1360-0478, 20 (3): 297 – 310

DAVIDSON, T.M., VALANCE E.F. BRENNEIS, RIVERA, C., DRAHEIM, R., GILLESPIE, G.E. (2008): Northern range expansion and coastal occurrences of the New Zealand mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) in the northeast Pacific. Aquatic Invasions 3 (3): 349-353.

DIÉGUEZ-URIBEONDO, J., TEMINO,C., MUZQUIZ,J.L. (1997): The crayfish plague fungus (*Aphanomyces astaci*) in Spain. Bulletin français de la pêche et de la pisciculture.347: 753–763

DOCHERTY, C., RUPPERT, J., RUDOLFSEN, T., HAMANN, A. & POESCH, M. (2017): Assessing the spread and potential impact of Prussian Carp Carassius gibelio (Bloch, 1782) to freshwater fishes in western North America. BioInvasions Records 6(3): 291–296.

DODD, B.J., BAMHART, M.C., ROGERS-LOWERY, C.L., FOBIAN, T.B., DIMOCK, R.V. (2005): Persistence of host response against glochidia larvae in *Micropterus salmoides*. Fish and Shellfish Immunology, 21: 473 – 484

DONROVICH, S.W., DOUDA, K., PLECHINGEROVÁ, V. (2017): Invasive Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana* threatens native mussel reproduction by inducing cross-resistance of host fish. Aquatic Conservation: Freshwater Ecosystems. 1: 9.

DORN, N.J., MITTELBACH, G.G. (2004): Effects of a native crayfish (*Orconectes virilis*) on the reproductive success and nesting behavior of sunfish (*Lepomis* spp.): Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61(11): 2135–2143.

DOSZPOLY A., BENKŐ M., CSABA G., DÁN Á., LÁNG, M. & HARRACH B. (2011): Introduction of the family Alloherpesviridae: The first molecular detection of herpesviruses of cyprinid fish in Hungary. Magyar Állatorvosok Lapja 133: 174–181.

DOUDA, K., SELL, J., KUBIKOVÁ-PELÁKOVÁ, L., HORKY, P., KACZMARCZYK, A., MIODUCHOWSKA, M. (2014): Host compatibility as a critical factor in management unit recognition: Population-level differences in mussel-fish relationships. Journal of Applied Ecology, 51: 1085 – 1095.

DRAGIČEVIĆ, P, FALLER, M., KUTLESA, P., HUDINA, S. (2020): Update on the signal crayfish, Pacifastacus leniusculus (Dana, 1852) range expansion in Croatia: a 10-year report, BioInvasions Records 9(4):793-807

DUDGEON, D., MORTON, B. (1984) Site selection and attachment duration of *Anodonta woodiana* (Bivalvia: Unionacea) glochidia on fish hosts. Journal of Zoology 204: 355 – 362.

DWYER, W.P., KERANS, B.L., GANGLOFF, M.M. (2003): Effect of acute exposure to chlorine, copper sulfate, and heat on survival of New Zealand mud snails. Intermountain Journal of Sciences. 9(2-3): 53-58.

DYBDAHL, M.F. & KANE, S.L. (2005): Adaptation vs. phenotypic plasticity in the success of a clonal invader. Ecology (Washington D C): 86(6): 1592-1601.

ERDMANN, M. V. (1999). Clove oil: an 'eco-friendly'alternative to cyanide use in the live reef fish industry. SPC Live Reef Fish Information Bulletin, 5: 4-7.

ETNIER, D., STARNES, W. (1993): The Fishes of Tennessee. The University of Tennessee Press/ Knoxville.

EVANS, L. H., EDGERTON, B. F. (2002): Pathogens, parasites and commensals, in Holdich D. M. (Ed.), Biology of freshwater crayfish. Blackwell Science, Oxford: 377-438.

GARCÍA, M. L., PROTOGINO L. C. (2005): Invasive freshwater mollusks are consumed by native fishes in South America. Journal of Applied Ichthyology 21: 34–38

GEIST, J., KUEHN, R. (2005): Genetic diversity and differentiation of central European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L) populations: implications for conservation and management. Molecular Ecology, 14: 425-439

GERARD, C., LE LANNIC, J. (2003): Establishment of a new host-parasite association between the introduced invasive species *Potamopyrgus antipodarum* (Smith) (Gastropoda) and *Sanguinicola* sp. Plehn (Trematoda) in Europe. Journal of Zoology (London): 261(2): 213-216.

GERGELY, J., TUCAKOV, M. (2003): Az amurgéb (Perccottus glehni Dybowski, 1877) első előfordulása a Vajdaságban. Halászat 96/4: 158–160.

GHERARDI, F., AQUILONI, L., DIÉGUEZ-URIBEONDO, J., TRICARICO, E., (2011): Managing invasive crayfish: is there a hope?. Aquatic Sciences, 73(2): 185-200.

GOVEDICH, F.R., BAIN, B.A., BURD, M, DAVIES, R.W. (2003): Reproductive biology of the invasive Asian freshwater leech *Barbronia weberi* (Blanchard, 1897): Hydrobiologia 510: 125–129

GOZLAN, R.E. & BEYER, K. (2006): Hybridisation between Pseudorasbora parva and Leucaspius delineatus. Folia Zool. 55(1): 53–60.

GRABOWSKA J, BŁOŃSKA D, KATI S, NAGY S.A., KAKAREKO T., KOBAK J., ANTAL L. (2019): Competitive interactions for food resources between the invasive Amur sleeper (Perccottus glenii) and threatened European mudminnow (Umbra krameri). Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst. 2019: 1–9.

GRABOWSKA, J., GRABOWSKI, M., PIETRASZEWSKI, D., GMUR, J. (2009): Non-selective predator – the versatile diet of Amur sleeper (Perccottus glenii Dybowski, 1877) in Vistula River (Poland), a newly invaded ecosystem. Journal of Applied Ichthyology 25: 451–459.

GUAN, R.Z., WILES, P. R. (1997): Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. Conservation Biology 11(3): 641-647

GYÖRE K., JÓZSA V., GÁL D. (2013): Rákvarsák alkalmazásának lehetősége a vízfolyások partszegélyi halközösségének mintázására. Pisces Hungarici 7.: 27-36.

HAAG, W. R., STOECKEL, J. A. (2015): The role of host abundance in regulating populations of freshwater mussels with parasitic larvae. Oecologia, 178: 1159 – 1168.

HAINES, T.A., PAUWELS, S.J., & JAGOE, C.H. (1986): Predicting and evaluating the effects of acidic precipitation on water chemistry and endemic fish populations in the northeastern United States. U.S. Fish and Wildlife Service, Eastern Energy and Land Use Team Biol. Rep. 80(40.23): 139

HAKENKAMP, C.C., PALMER, M.A. (1999): Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. Oecologia 119(3): 445-451.

HALL, R.O. JR., DYBDAHL, M. F.; VANDER LOOP, M.C., (2006): Extremely high secondary production of introduced snails in rivers. Ecological Applications. 16(3): JUN 2006.: 1121-1131

HARKA, Á. (1998): Magyarország faunájának új halfaja: az amurgéb (Perccottus glehni Dybowski, 1877). Halászat 91/1: 32–33.

HARKA, Á., MEGYER, CS., BERECZKI, CS. (2008): Amurgéb (Perccottus glenii) a Balatonnál. Halászat 101/2: 62.

HEIN, C. L., ZANDEN, M. J. VANDER, MAGNUSON, J. J. (2007): Intensive trapping and increased fish predation cause massive population decline of an invasive crayfish. Freshwater Biology, 52(6): 1134-1146.

HOLDICH, D., BLACK, J., (2007): The spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Cambaridae], digs into the UK. Aquatic Invasions, 2(1): 1-16.

HOLDICH, D.M., REEVE, I.D., (1991): The distribution of freshwater crayfish in the British Isles with particular reference to crayfish plague, alien introductions and water quality. Aquatic Conservation, 1 (2): 139-158

HOLLOWS, J.W., TOWNSEND, C.R., COLLIER, K.J. (2002): Diet of the crayfish *Paranephrops zealandicus* in bush and pasture streams: insights from stable isotopes and stomach analysis. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 36: 129–142

HUDINA, S., KUTLESA, P., TRGOVCIC, K., DUPLIC, A. (2017): Dynamics of range expansion of the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in a recently invaded region in Croatia. Aquatic Invasions, 12: 67 – 75.

JACKSON, M.C., JONES, T., MILLIDAN, M., SHEATH, D., TAYLOR, J., ELLIS, A., ENGLAND, J., GREY, J. (2014): Niche differentiation among invasive crayfish and their impacts on ecosystem structure and functioning. Freshwater Biology, 59: 1123-1135

JAMES, J., DAVIDSON, K.E., RICHARDSON, G., GRIMSTEAD, C., CABLE, J. (2015): Reduced aggression and foraging efficiency of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) infested with non-native branchiobdellidans (Annelida:Clitellata): Parasites Vectors 8: 596

JAMES, J., SLATER F., CABLE J. (2014): A.L.I.E.N. databases: addressing the lack in establishment of non-natives databases. Crustaceana 87: 1192–1199.

JEFFERY, K., BATEMAN, K., BAYLEY, A., FEIST, S., HULLAND, J., LONGSHAW, C., STONE, D., WOOLFORD, G. & WAY, K. (2007). Isolation of a cyprinid herpesvirus 2 from goldfish, Carassius auratus (L.), in the UK. Journal of fish diseases 30: 649-656.

JUHÁSZ, T., MÁRIA, W.L., GYÖRGY, C., SZILVIA, F.L., DÁN, Á. (2013). Isolation of ranavirus causing mass mortality in brown bullheads (Ameiurus nebulosus) in Hungary. Magyar Állatorvosok Lapja. 135: 763-768.

JUNG, S. & MIYAZAKI, T. (2006): Herpesviral haematopoietic necrosis of goldfish, Carassius auratus (L.). Journal of Fish Diseases 18: 211–220.

JURAJDA, P, VASSILEV, M., POLACIK, M., TRICHKOVA, T. (2006): A first record of Perccottus glenii (Perciformes: Odontobutidae) in the River Danube in Bulgaria. Acta Zoologica Bulgarica 58/2: 279–282.

KARATAYEV A.Y., HOWELLS R.G., BURLAKOVA L.E., SEWELL B.D. (2005a): History of spread and current distribution of *Corbicula fluminea* (Müller) in Texas. Journal of Shellfisheries Research 24: 553-559

KARATAYEV, A.Y., BURLAKOVA, L.E., PADILLA, D.K. (2005b): Contrasting distribution and impacts of two freshwater exotic suspension feeders, *Dreissena polymorpha* and *Corbicula fluminea*. In Dame, R. and S. Olenin (Eds.): The Comparative Roles of Suspension Feeders in Ecosystems. NATO Science Series: IV – Earth and Environmental Sciences, pp. 239-262.

KARATAYEV, A.Y., PADILLA, D.K., MINCHIN, D., BOLTOVSKOY, D. BURLAKOVA, L.E. (2007): Changes in global economies and trade:the potential spread of exotic freshwater bivalves. Biological Invasions,9: 161-180

KAUTMAN, J. (1999): Perccottus glenii Dybowski, 1877 vo vodách východného Slovenska [Perccottus glenii Dybowski, 1877 from East Slovakian water bodies]. Chránené územia Slovenska, SAŽP Banská Bystrica 40: 20–22.

KEITH, P. AND J. ALLARDI (COORDS.) (2001): Atlas des poissons d'eau douce de France. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Patrimoines naturels, 47:1-387.

KERANS, B. L.; DYBDAHL, M. F.; GANGLOFF, M. M.; JANNOT, J. E. (2005): *Potamopyrgus antipodarum*: distribution, density, and effects on native macroinvertebrate assemblages in the Greater Yellowstone Ecosystem. Journal of the North American Benthological Society. 24(1): 123-138.

KERBY, J.L., RILEY, S.P.D., KATS, L.B., WILSON, P. (2005): Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern California streams. Biological Conservation 126: 402–409.

KOŠČO J. & LUSK S. & HALACKA K. & V, LUSKOVÁ V. (2003): The expansion and occurrence of the Amur sleeper (Perccottus glenii) in eastern Slovakia. Folia Zoologica -Praha-. 52: 329-336.

KOŠČO, J., MANKO, P., MIKLISOVÁ, D., KOŠUTHOVÁ, L. (2008): Feeding ecology of invasive Perccottus glenii (Perciformes, Odontobutidae) in Slovakia. Checz Journal of Animal Science 53/11: 479–486.

KOVÁCS J. A. (2003): Contribution to the Biology and the Vegetation Ecology of Heracleum mantegazzianum Populations in West Transdanubia (Hungary). In: Acta Acad. Paed. Agrensis, Sectio Biologiae XXIV (2003): 273-289

KUCHER, H., STOCK, T. M., & DAS, M. K. (2019). Parasites of Prussian carp (Carassius gibelio): an invasive species in Alberta, Canada. Canadian Journal of Zoology, 97(9): 849-853.

LAURENT, P.J. (1995): Eradication of unwanted crayfish species for astacological management purposes. Freshwater Crayfish, 8: 121-133.

LAURITSEN, D.D., MOZLEY S.C. (1989): Nutrient excretion by the Asiatic clam *Corbicula fluminea*. Journal of the North American Benthological Society 8(2):134-139.

LEFF L.G., BURCH J.L., MCARTHUR J.V. (1990): Spatial distribution, seston removal, and potential competitive interactions of the bivalves *Corbicula fluminea* and *Elliptio complanata*, in a coastal plain stream. Freshwater Biology 24: 409-416

LITVINOV AG, O'GORMAN R. (1996): Biology of amur sleeper (*Perccottus glenii*) in the delta of the Selenga River, Buryatia, Russia. J Gt Lakes Res 22: 370–378.

LUDÁNYI M., BALLA D., MÜLLER Z. & KISS B. (2019): The first occurrence of Barbronia weberi (Blanchard, 1897) (Hirudinea: Arhynchobdellida: Erpobdelliformes: Salifidae) in Hungary. BioInvasions Records Volume 8, Issue 3: 633–639

LUDÁNYI, M., PEETERS, E.T.H.M.E., KISS, B., ROESSINK, I. (2016): Distribution of crayfish species in Hungarian waters. Global ecology and Conservation 8: 254–262.

MAGOULICK, D.D., PIERCEY, G.L. (2016): Trophic overlap between native and invasive stream crayfish. Hydrobiologia 766: 237–246

MARTÍN-TORRIJOS, L., GELDER, S.R. & DIÉGUEZ-URIBEONDO, J. (2018): A new kid in town: First case of an alien worm, Xironogiton victoriensis (Annelida: Clitellata) on a native European freshwater crayfish. Aquaculture, 496: 39–42.

MATHERS KL, RICE SP, WOOD PJ (2018): Temporal variability in lotic macroinvertebrate communities associated with invasive signal crayfish (Pacifastacus leniusculus) activity levels and substrate character. Biol Invasions 20: 567–582.

MATTICE, J.S. (1979): Interactions of *Corbicula* sp. with power plants. In: Proceedings, First International Corbicula Symposium, JC Britton (Ed), Forth Worth, Texas, US: 119 – 138.

MCCARTHY, J.M., HEIN, C.L., OLDEN, J.D., ZANDEN, M.J. VANDER (2006): Coupling long-term studies with meta-analysis to investigate impacts of non-native crayfish on zoobenthic communities. Freshwater Biology 51: 224–235

MCMAHON, R. (1991): Mollusca: Bivalvia. Pp 315-399 in J.H. Thorp and A.P. Covich. (eds.) Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press, Inc., New York: 911

MCMILLIN, S. & TRUMBO, J. (2009): Field assessment of Bayluscide treatments for the control of new zealand mudsnail Potamopyrgus antipodarum in a concrete-lined canal. California Fish and Game 95(4): 147-152

MIHÓK B., PATAKI GY., KOVÁCS E., BALÁZS B., AMBRUS A., BARTHA D., CZIRÁK Z., CSÁNYI S., CSÉPÁNYI P., CSŐSZI M., DUDÁS GY., EGRI CS., ERŐS T., GŐRI SZ., HALMOS G., KOPEK A., MARGÓCZI K., MIKLAY G., MILON L., PODMANICZKY L., SÁRVÁRI J., SCHMIDT A., SIPOS K., SIPOSS V., STANDOVÁR T., SZIGETVÁRI CS., SZEMETHY L., TÓTH B., TÓTH L., TÓTH P., TÖRÖK K., TÖRÖK P., VADÁSZ CS., VARGA I., BÁLDI A. (2014): A magyarországi természetvédelem legfontosabb 50 kutatási kérdése a következő 5 évben. Természetvédelmi Közlemények 20: 1-23.

MOMOT, W.T. (1995): Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. Reviews in Fisheries Science 3: 33–63

MOORHOUSE, T. P., POOLE, A. E., EVANS, L. C., BRADLEY, D. C., MACDONALD, D. W. (2014): Intensive removal of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from rivers increases numbers and taxon richness of macroinvertebrate species. Ecology and Evolution, 4(4): 494-504.

MÜLLER, J.C., HIDDE, D., SEITZ, A. (2002): Canal construction destroys the barrier between major European invasion lineages of the zebra mussel. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 269: 1139–1142.

NALBANT, T.T., BATTES, K.W., PRICOPE, F., URECHE, D. (2004): First record of the Amur sleeper Perccottus glenii (Pisces: Perciformes, Odontobutidae) in Romania. Travaux du Museum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa" XLVII: 279–284.

NÉMETH Á. (2013): Új technológia a fogassüllő (Sander lucioperca l.) mesterséges szaporítására és nevelésére, a dél-dunántúli halastavak gazdaságosabb üzemeltetése érdekében. Doktori értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem.

NYESTE K., KATI S., NAGY S. & ANTAL L. (2017): Growth features of a Hungarian population of Amur sleeper (Perccottus glenii). Pisces Hungarici 11: 67–76.

NYSTRÖM, P. (1999): Ecological impact of introduced and native crayfish on freshwater communities: European perspectives. In Gherardi, F. and Holdich, D.M. (eds.) Crustacean Issues 11: Crayfish in Europe as Alien Species (How to make the best of a bad situation?) A.A. Balkema, Rotterdam, Netherlands: 63-85.

NYSTRÖM, P., (2002): Ecology.In: Holdich D.M. (ed.), Biology of Freshwater Crayfish, Blackwell Science,Oxford: 192–235

NYSTRÖM, P., SVENSSON, O., LARDNER, B., BRONMARK, C., GRANELI, W. (2001): The influence of multiple introduced predator on a littoral pond community. Ecology 82: 1023–1039.

OLESEN T.M, NIELSEN, J.G. AND MØLLER, P.R. (2003): Båndgeundling Pseudorasbora parva (Temminck & Schlegel, 1864) ny ynglefisk i Danmark. Flora og Fauna, 109 (1): 1-5.

PARKYN, S.M., COLLIER, R.J., HICKS, B.J. (2001): New Zealand stream crayfish: functional omnivores but trophic predators? Freshwater Biology 46: 641–652

PEREIRA, J. L., PINHO, S., RÉ, A., COSTA, P.A., COSTA, R., GONCALVES, F.J.M., CASTRO, B.B. (2016): Biological control of the invasive Asian clam, *Corbicula fluminea*: can predators tame the beast? Hydrobiologia 779(1): 209–226

PHELPS, H.L. (1994): The Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) invasion and system-level ecological change in the Potomac River Estuary near Washington, DC. Estuaries 17(3):614-621

PONDER, W. F. (1988): *Potamopyrgus antipodarum*, A Molluscan coloniser of Europe and Australia. Journal of Molluscan Studies 54: 271 – 285.

POTTER, J. M., LIDEN, L. H. (1986): *Corbicula* control at the Potomac River Steam Electric Station, Alexandria, Virginia. American Malacological Bulletin Special Edition 2: 53-58

POURANG, N, (1996): Heavy metal concentrations in surficial sediments and benthic macroinvertebrates from Anzali wetland, Iran. Hydrobiologia. 331 (1-3): 53-61.

PROKOPOVICH, N.P., HEBERT, D.J. (1965): Sedimentation in the Delta-Mendota Canal. Journal of the American Water Works Association 57: 375-382

PRZYBYLSKI, M., ZIĘBA G. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – Lepomis gibbosus. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species.

RAKAUSKAS, VYTAUTAS & VIRBICKAS, TOMAS & STAKĖNAS, SAULIUS & STEPONĖNAS, ANDRIUS. (2019): The use of native piscivorous fishes for the eradication of the invasive Chinese Sleeper, Perccottus glenii. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 420: 21

REIS, J. (2003): The freshwater pearl mussel [*Margaritifera margaritifera* (L)] (Bivalvia, Unionoida) rediscovered in Portugal and threats to its survival. Biological Conservation, 114: 447-452.

REYNOLDS, J., SOUTY-GROSSET, C. (2012) Management of Freshwater Biodiversity: Crayfish as Bioindicators. Cambridge University Press, Cambridge, UK: 388

RICHARDS D.C., O'CONNELL P., SHINN, D.C., (2004a): Simple control method to limit the spread of the New Zealand mudsnail *Potamopyrgus antipodarum*. North American Journal of Fish Management, 24:114-117.

ROBINSON, J. V., WELLBORN, G. A. (1988): Ecological resistance to the invasion of a freshwater clam, *Corbicula fluminea*: fish predation effects. Oecologia 77(4): 445–452

SÁRKÁNY-KISS A. (1986): Anodonta woodiana (Lea, 1834) a new species in Romania (Bivalvia, Unionacea). Travaux du Muséum National d Histoire Naturelle ”Grigore Antipa”, 28: 15–17.

SCHINDLER S, O'NEILL F H, BIRÓ M, DAMM C, GASSO V, KANKA R, VAN DER SLUIS T, KRUG A, LAUWAARS S G, SEBESVARI Z, PUSCH M, BARANOVSKY B, EHLERT T, NEUKIRCHEN B, MARTIN J R, EULLER K, MAUERHOFER V, WRBKA T (2016): Multifunctional floodplain management and biodiversity effects: a knowledge synthesis for six European countries. Biodiversity and Conservation 25: 1349–1382

SCHWALB, A. N., COTTENIE, K., POOS, M. S., ACKERMAN, J: D. (2011): Dispersal limitation of unionid mussels and implications for their conservation. Freshwater Biology, 56: 1509 – 1518.

SCOTT, W.B. & CROSSMAN, E.J. (1973) Freshwater fishes of Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. 184: 1-966.

SEELAND, A., ALBRAND-ERTELT, J., OEHLMANN, J., MÜLLER, R. (2012): Life stage-specific effects of the fungicide pyrimethanil and temperature on the snail *Physella acuta* (Draparnaud, 1805) disclose the pitfalls for the aquatic risk assessment under global climate change. Environmental Pollution 174: 1-9.

SEMENCHENKO, VITALIY & GRABOWSKA, JOANNA & GRABOWSKI, MICHAL & RIZEVSKY, VIKTOR & PLUTA, MICHAIL. (2011). Non-native fish in Belarusian and Polish areas of the European central invasion corridor. Oceanological and Hydrobiological Studies. 40(1): 57-67.

ŠIDAGYTĖ, E., RAZLUTSKIJ, V., ALEKHNOVICH, A., RYBAKOVAS, A., MOROZ, M., ŠNIAUKŠTAITĖ, V., VAITONIS, G., ARBAČIAUSKAS, K. (2017): Predatory diet and potential effects of *Orconectes limosus* on river macroinvertebrate assemblages of the southeastern Baltic Sea basin: implications for ecological assessment. Aquatic Invasions, 12(4): 523-540.

SKURDAL, J., TAUGBØL, T., BURBA, A., EDSMAN, L., SØDERBACK, B., STYRRISHAVE, B., TUUSTI, J., WESTMAN, K. (1999): Crayfish introductions in the Nordic and Baltic countries. in F. Gherardi and D. M. Holdich, eds. Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? A. A. Balkema, Rotterdam and Brookfield.: 193–219

SOUSA, R., ANTUNES, C., GUILHERMINO, L. (2008): Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. Annales de Limnologie – International Journal of Limnology: 44, 85–94.

SOUSA, R., GUILHERMINO, L., ANTUNES, C. (2005): Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the River Minho estuary, NW of Iberian Peninsula. Annales de Limnologie – International Journal of Limnology 41: 141–147.

SOUSA, R., GUTIÉRREZ, J. L. ALDRIDGE, D. C. (2009): 'Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers', Biological Invasions, 11: 2367–2385

SOUTY-GROSSET, C., HOLDICH, D.M., NOEL, P.Y., REYNOLDS, J.D., HAFFNER, P. (edit.) (2006): Atlas of Crayfish in Europe. Collection Patrimoines Naturels: 187.

SPIKMANS, F., LEMMERS, P., OP DEN CAMP, H. J., VAN HAREN, E., KAPPEN, F., BLAAKMEER, A., ... & VAN ALEN, T. A. (2020). Impact of the invasive alien topmouth gudgeon (Pseudorasbora parva) and its associated parasite Sphaerothecum destruens on native fish species. Biological Invasions, 22(2): 587-601.

SPYRA A, STRZELEC M (2014): Identifying factors linked to the occurrence of alien gastropods in isolated woodland water bodies. Naturwissenschaften 101(3): 229–239

SPYRA, A., CIEPLOKA, A., STRZELECA, M., BABCZYŃSKAB, A. (2019): Freshwater alien species *Physella acuta* (Draparnaud, 1805) - A possible model for bioaccumulation of heavy metals, Ecotoxicology and Environmental Safety: 185

STEBBING, P. D., WATSON, G. J., BENTLEY, M. G., FRASER, D., JENNINGS, R., RUSHTON, S. P., & SIBLEY, P. J. (2002). Chemical Ecology: a Role in the control of invasive crayfish. In Management and Conservation of Crayfish. Proceedings of a conference on 7th November: 175-184.

STRAYER, D.L. (1999): Effects of alien species on freshwater mollusks in North America. Journal of the North American Benthological Society 18(1):74-98

STRAYER, D.L. (2010): Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. Freshwater Biology 55: 152–174

SZABÓNÉ BÉRES B. (2018): A magyarországi törpeharcsák (Ameiurus spp.) vizsgálata morfológiai bélyegek, valamint molekuláris genetikai módszerek segítségével, Doktori (PhD) értekezés, Gödöllő.

TAKÁCS, P., VITÁL, Z. (2012): Amurgéb (Perccottus glenii Dybowski, 1877) a Duna mentén. Halászat 105/4: 16.

TARKAN AS, COPP GH, TOP N, ÖZDEMIR N, ÖNSOY B, BILGE G, FILIZ H, YAPICI S, EKMEKÇI FG, KIRANKAYA SG, EMIROGLU Ö, GAYGUSUZ Ö, GAYGUSUZ ÇG, OYMAK A, ÖZCAN G, SAÇ G (2012): Are introduced gibel carp Carassius gibelio in Turkey more invasive in artificial than in natural waters? Fisheries Management and Ecology, 19(2):178-187.

TELCEAN I, CICORT-LUCACIU A. (2016): Messages of invasive Perccottus glenii individuals eaten by an Esox lucius from the Danube Delta. J Fish 4: 435–438.

THOMPSON, C.M., SPARKS, R.E. (1977): Improbability of dispersal of adult Asiatic clains, Corbicula manilensis, via the intestinal tract of migratory fowl. The American Midland Naturalist 98: 219-223.

THURÁNSZKY, M., FORRÓ, L. (1987): Data on distribution of freshwater crayfish (Decapoda: Astacidae) in Hungary in the late 1950s. Miscellania Zoologica Hungarica 4: 65–69.

TÓTH B., SEVCSIK A., SÁLY P. (2020). Amurgéb a Concó patak dunai torkolatánál. A Magyar Haltani Társaság hírei: 113 évf. 2. szám: 14.

TWARDOCHLEB, L. A., OLDEN, J.D., LARSON, E.R. (2013): A global meta-analysis of the ecological impacts of non-native crayfish. Freshwater Science 32: 1367–1382.

UNESTAM, T. (1972): On the host range and origin of of the crayfish plague fungus. Report : Institute of Freshwater Research. Drottningholm, 52: 192-198.

URBAŃSKA, M., KIRSCHENSTEIN, M., OBOLEWSKI, K., & OŻGO, M. (2019). Silent invasion: Sinanodonta woodiana successfully reproduces and possibly endangers native mussels in the north of its invasive range in Europe. International Review of Hydrobiology, 104(5-6): 127-136.

USIO, N., TOWNSEND, C.R. (2004) Roles of crayfish: Consequences of predation and bioturbation for stream invertebrates. Ecology, 85: 807–815.

VAEßEN, S., HOLLERT, H. (2015): Impacts of the North American signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on European ecosystems — Vaaßen and Hollert Environmental Science Europe 27: 33: 1–6.

VAUGHN, C.C., HAKENKAMP, C.C. (2001): The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. Freshwater Biology,46: 1431-1446

VINSON, M.R.; BAKER, M.A. (2008): Poor growth of rainbow trout fed New Zealand mud snails *Potamopyrgus antipodarum*. North American Journal of Fisheries Management. 28(3): 701 - 709.

VOJKOVSKÁ, R., HORKÁ, I., ĎURIŠ, Z. (2014): The diet of the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* in the Czech Republic. Central European Journal of Biology 9: 58 – 69.

WERNER, S., ROTHHAUPT, K-O. (2008): Effects of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea on* benthic macroinvertebrate taxa in laboratory experiments. Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie, 173 (2): 145-152(8)

WESTMAN, K., PURSIAINEN, M. & VILKMAN, R. (1978): A new folding trap model which prevents crayfish from escaping. Freshwater Crayfish 4: 235–242.

WHITLEDGE, G.W., RABENI, C.F. (1997): Energy sources and ecological role of crayfishes in an Ozark stream: insights from stable isotopes and gut analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54: 2555–2563

WITKOWSKI, A. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet –*Pseudorasbora parva*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species.

YAMAMURO, M., KOIKE, I. (1993): Nitrogen metabolism of the filter-feeding bivalve *Corbicula japonica* and its significance in primary production of a brackish lake in Japan. Limnology and Oceanography, 38: 997-1007.

ZARANKO, D. T.; FARARA, D. G.; THOMPSON, F. G. (1997): Another exotic mollusc in the Laurentian Great Lakes: The New Zealand Native *Potamopyrgus antipodarum* (Gray 1843) (Gastropoda, Hydrobiidae): Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences. 54(4): 809 – 814.

ZIĘBA, G., FOX, M.G. & COPP, G.H. (2015): How Will Climate Warming Affect Non-Native Pumpkinseed Lepomis gibbosus Populations in the U.K. PLoS ONE 10(8): e0135482.

ZORIČ, K., ILIČ, M., MARINKOVIČ, N., DJURETANOVIČ, S., MILOSKOVIČ, A., RADOJKOVIČ N., MARKOVIČ, V. (2018): New records of native crayfish Austropotamobius torrentium (Schrank, 1803) in Serbia. "Water & Fish", Conference Proceedings, Belgrade, 418–422 p.

INTERNETES FORRÁSOK

web1 - https://www.cabi.org/isc/

web2 - https://www.fishbase.se

web3 -https://horgaszuniverzum.hu/haltar/

web4 - https://www.researchgate.net/post/Do_you_have_any_idea_for_alien_fish_eradication_Lepomis_gibbosus_pumpkinseed_sunfish

web5 - http://www.chm.bris.ac.uk/motm/rotenone/piscicide.html

web6 - http://www.habitas.org.uk/invasive/species.asp?item=50010

web7 - https://www.haldorado.hu/topikok/magyarorszag-halai-c25/bekes-halak-c28/a-kinai-razbora-a2748

web8 - https://marinescience.blog.gov.uk/2015/07/03/eradicating-topmouth-gudgeon/

web9 - https://haki.naik.hu/hakinapok/2019/haki-a-ponty-cyprinus-carpio-es-az-ezustkarasz-carassius-gibelio-kondiciojanak

web10 - http://www.invaziosfajok.hu/hu/hirek/helyzetjelentes-a-tisza-videkenek-lapi-poc-allomanyairol

web11 - https://www.haldorado.hu/topikok/magyarorszag-halai-c25/bekes-halak-c28/az-ezustkarasz-a855

web12 - https://animaldiversity.org/accounts/Ameiurus_melas/#d835b80ee82cccd35d799c808c7d2826

web13 - https://animaldiversity.org/accounts/Ameiurus_nebulosus/#C20E1904-ED7D-43D8-8F54-0C0BAB12B0B4

web14 - http://www.tavak.hu/halak-horgaszati-modszerei/torpeharcsa-horgaszata.html/

web15 - https://circabc.europa.eu/sd/a/31fa05d1-ee5c-4919-b2bd-7f1efab8679f/TSSR-2016-003%20Ameiurus.pdf

web16- https://www.sciencedirect.com/topics/agricultural-and-biological-sciences/rotenone

web17 - http://www.invaziosfajok.hu/hu/hirek/helyzetjelentes-a-tisza-videkenek-lapi-poc-allomanyairol

web18 - https://kapitalis.eu/2017/07/19/torpeharcsa-gyerites-a-tisza-tavon-nem-csak-varsaval/

web19 - https://www.ferto-hansag.hu/upload/document/281/hufh20010-fenntartasi-terv_2014_web_r_s_.pdf

web20 - http://www.nonnativespecies.org/factsheet/downloadFactsheet.cfm?speciesId=2441

web21 - https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=A1200100.VM&txtreferer=A1000043.FVM

web22 - https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/p/pacifastacus-leniusculus/pacifastacus_leniusculus1.pdf

web23 - https://www.anstaskforce.gov/Documents/NZMS_MgmtControl_Final.pdf

web24 – http://gyepgazdalkodas.hu/index.php?inc=oldal&csoportID2a=00000088&csoportID2b=00000112&csoportID2c=00000116

web25 - http://termeszetvedelmikezeles.hu/adatlap-inovenyek?showAll=0&id=2255

web26 - https://herpterkep.mme.hu/

web27 - https://orseginemzetipark.hu/hu/hirek/2019ben-is-folytattuk-a-kaukazusi-medvetalp-vas-megyei-allomanyanak-felszamolasat.html

web28 - https://erdoterkep.nebih.gov.hu/

web 29 - https://www.aquasabi.com/