

## **INTERREG V-A Ausztria- Magyarország Program**

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

WeCon – ATHU077

# **ZÁRÓJELENTÉS**

Határon átnyúló ökológiai folyosók  
közös kezelési stratégiájának kidolgozása  
(T1.3.1)

**Debrecen**

**2021. 03. 24.**

## **Megbízó**

Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság

H-9435 Sarród, Rév-Kócsagvár



**Megbízás címe**

### **INTERREG V-A Ausztria- Magyarország Program**

„Vizes élőhelyek ökológiai hálózatának fejlesztése az osztrák–magyar határ régióban”

## **Megbízott**

BioAqua Pro Kft.



**Megbízás száma**

78-2361-16/2018

**Felelős kutató**

Dr. Kiss Béla

### **Közreműködő szakértők/kutatók**

Balla Dániel	Kovács Zoltán	Dr. Müller Zoltán	Barbara Waringer
Boros Zoltán	Koncz Dávid	Olajos Péter	Magdalena Weiler
Dr. Gulyás Gergely	Lakatos Anita	Polyák László	Frank Weihmann
Hentes Szabolcs	Ludányi Mercédesz	Simon Szabolcs	Thomas Zechmeister
Horváth Dénes	Mihaliczku Erika	Szabó Tamás	

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

© Fertő-Hanság 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.	<i>Tartalom</i> .....	3
2.	<i>Összefoglaló / Zusammenfassung</i> .....	4
3.	<i>Bevezetés és célkitűzések</i> .....	7
4.	<i>A vizsgálati terület bemutatása</i> .....	8
5.	<i>A vizsgálati módszerek</i> .....	19
6.	<i>Eredmények</i> .....	25
7.	<i>Összegző értékelés</i> .....	44
8.	<i>Felhasznált források</i> .....	51
9.	<i>Mellékletek</i> .....	52

## 2. Összefoglaló / Zusammenfassung

A „Határon átnyúló ökológiai folyosók közös kezelési stratégiájának kidolgozása” című részjelentés a „Vizes élőhelyek ökológiai hálózatának fejlesztése az osztrák–magyar határ régióban” című INTERREG projekt részeként végzett, az osztrák és a magyar oldalon végrehajtott terepi felmérések eredményeinek összehasonlító szintézise, melynek kimenete egy olyan javaslatcsomag, amely a határon átnyúló ökológiai folyosók működőképességének javítására irányul, a két partner ország jövőbeni összehangolt tevékenységére alapozva.

A részjelentés keretében öt kijelölt mintaterület vizsgálati eredményeit dolgoztuk fel, ezek a Rába, a Lapincs, a Pinka, a Gyöngyös és a Répce folyók, illetve ártereiknek (közvetlen környezetüknek) határmenti (15+15 km-es sáv) szakaszai. A tanulmányban az élőhelytérképezés, a vízi makroszkopikus gerinctelen és halközösség felmérés, és az ökológiai barrierék számbavétele alapján teszünk megállapításokat és javaslatokat, a vizsgált ökológiai folyosók működésével kapcsolatban.

A vizsgálati terület és a vizsgálati módszerek rövid rövid bemutatása után értékeljük az eredményeket, külön az élőhelyekre, a vízi gerinctelen közösségekre és a halfaunára nézve, az értékelés fő szempontja a határ két oldalán kapott felmérési eredmények összehasonlítása volt. Ismertetjük továbbá a vizsgált ökológiai folyosókon talált barrieréket, összegzett formában (táblázat, áttekintő térképek) is közzétéve azokat.

Az élőhelytérképezés eredményeit értékelve kijelenthetjük, hogy a Rába, a Lapincs és a Pinka mentén jelentős arányban fordulnak elő természetvédelmi–botanikai szempontból értékes élőhelyek. A Répce ebből a szempontból nem mutat kedvező képet, a Gyöngyös mentén nem történt élőhely-felmérés. Az inváziós fajok jelenléte, és az ebből következő természetvédelmi problémák mindenhol jellemzők a vizsgált területen, ezzel vízfolyásonként és az inváziós növényfajokból képzett csoportonként foglalkozunk, általános és konkrét javaslatokat téve. Véleményünk szerint a magas inváziós fertőzöttség miatt a közvetlenül a vízfolyások mentéhez kötődő, és a vizsgált területen általánosan elterjedt, gyakori fajok (I. és III. csoport) látványos és hosszú szakaszokon történő visszaszorítására a jelenlegi földhasználati és gazdálkodási gyakorlatokat alapul véve nincs reális lehetőség. Az inváziós fajok visszaszorítását célzó tevékenységek során az erőforrásokat érdemes az erdei élőhelyekre (91E0 és 91F0) és azok szűk környezetére összpontosítani, ehhez cselekvési tervet kell készíteni, amely lehetőleg tartalmazza a későbbi (fenntartási jellegű) feladatokat is. Véleményünk szerint ezzel hosszú távon nem oldhatók meg teljes mértékben az inváziós fajok jelenlétéből adódó problémák, hiszen az egyes fajok szaporítóképletei az újbóli megtelepedést, vagy a magkészletből történő regenerációt lehetővé teszik. Ennek ellenére a javaslat végrehajtása jelentős előrelépés lenne, és egyben az alkalmazott módszerek tesztelésére, illetve továbbfejlesztésére is sor kerülne. A nyílt élőhelyeken (gyepek) szinte az egyedüli, a foltok jelentős részén megtalálható inváziós faj a *Solidago gigantea*, ehhez esetenként társulnak az *Impatiens glandulifera* és a Fallopia-fajok. Ezek a fajok az okszerű rét- és legelőgazdálkodás elmaradásával (illetve a rendszertelenné válásával) jelennek meg, illetve válnak tömegessé. A védekezés legfőbb lehetősége ezért elsősorban a rendszeresen és szakszerűen elvégzett kaszálás és/vagy legeltetés. Javasoljuk, hogy az inváziós fajok eltávolítása kisebb területegységeken, a helyi gazdálkodók bevonásával valósuljon meg. A helyi gazdálkodók az állandó jelenlétükből adódóan hatékonyabban tudják kihasználni az egyes beavatkozásokra alkalmas időszakokat. A szarvasmarhával történő ártéri legeltetés garantálhatja a fenntartó jellegű természetvédelmi kezelés sikerét. A Répce mentén a az *Amorpha fruticosa* eddig csupán 7 élőhelyfolton került elő Ausztriában. Véleményünk szerint a faj további, akár jelentős mértékű terjedése várható a vízfolyások mentén. Javasoljuk a faj álmányainal teljes mértékű eltávolítását. Az ismert és egyelőre kis számú előfordulás lehetőséget ad arra, hogy a faj robbanásszerű terjedését aktív, természetvédelmi célú beavatkozással megelőzzük.

Megállapítható, hogy a növényzet (értsd: élőhelytípusok és növényfajok állományai) szempontjából értelmezhető barrierék sem az országhatár mentén, sem a két ország területén húzódó hullámtereken nem azonosíthatók.

Az vízi makroszkopikus gerincteleneken végzett felmérések, illetve azok eredményeinek értékelése alapján az azonosított barrieréknek nincs kimutatható, érzékelhető hatása a gerinctelen fajok állományaira. Az egyetlen látható különbség a Rába ausztriai és magyarországi szakasza közötti

ökológiai állapot eltérés, ami viszont csak közvetetten tulajdonítható a barrieréknek, ti. a duzzasztógátak vízfolyásjelleg-módosító hatásán keresztül.

A halak esetében már egyértelmű barrierékről beszélhetünk az ökológiai folyosókon belül, az azonosított fenékküszöbök kisebb mértékben és időszakosan, a duzzasztógátak viszont jelentősen csökkentik a vízfolyások átjárhatóságát, a halak napi és szezonális mozgásának és vándorlásának akadályozásával. A duzzasztógátak többsége ugyanakkor el van látva a barrier hatást mérséklő berendezéssel (hallépcső), melyek viszont néhány esetben nem képesek ellátni funkciójukat.

Az öt, felmérésre kijelölt vízfolyás összesen kb. 300 km hosszú szakaszán összesen 85 barrieret azonosítottunk és rendeztünk térinformatikai állományba, ebből 68 fenékküszöb, 17 pedig duzzasztógát. A barrier-hatás erőssége szempontjából nem értékeltük az egyes objektumokat, de erre javaslatot teszünk.

A határon átnyúló ökológiai folyosók közös kezelési stratégiájának megvalósítására tett javaslatainkat három fő csoportba sorolva tesszük közzé: barrierék kedvezőtlen hatásainak csökkentése (barrierék szisztematikus és részletes feltérképezése és adatbázisba rendezése, koncepcionális tervezés, műszaki tervek készítése, források felkutatása, intézkedések végrehajtása, monitorozás), inváziós fajok állományainak visszaszorítása, térhódításuk megelőzése (általános és konkrét kezelési javaslatok, javaslat további szükséges beavatkozásra, módszer fejlesztésre, forráskeresés, monitorozás) és az ökológiai folyosók működési hatékonyságának növelése (természetszerű élőhelyek arányának növelése, egyes gazdálkodási formák előtérbe helyezése, a folyó és a hullámtéri vizes élőhelyek állapotát javító fejlesztések, források feltárása, vizsgálatok kiterjesztése, különböző szintű tervekbe történő beépítés, monitorozás).

\* \* \*

Der Teilbericht „Ausarbeitung einer Managementstrategie der grenzüberschreitenden ökologischen Korridore” stellt die komparative Synthese der Ergebnisse von Felderhebungen in Österreich und Ungarn dar, welche als Teil des INTERREG-Projekts „Entwicklung des ökologischen Netzwerks der Feuchtlebensräume in der österreichisch-ungarischen Grenzregion” durchgeführt wurden. Diese Synthese führte zu Vorschlägen, die eine Verbesserung der Funktionsfähigkeit von grenzüberschreitenden ökologischen Korridoren zum Zweck haben, auf der Grundlage der künftigen abgestimmten Tätigkeit beider Partnerländer.

Der Teilbericht enthält die Ergebnisse der Untersuchung von fünf Musterbereichen, und zwar die Grenzregionen der Raab, Lafnitz, Pinka, Güns und Rabnitz (jeweils 15 + 15 km) und deren Auen (unmittelbare Umgebung). Die Studie enthält Feststellungen und Vorschläge zur Funktion der untersuchten ökologischen Korridore auf Grund der Biotopkartierung, der Erhebung aquatischer Makroinvertebraten und Fische sowie der Erfassung der ökologischen Barrieren.

Nach einer kurzen Präsentation des untersuchten Gebiets und der Erhebungsmethoden werden die Ergebnisse ausgewertet, und zwar je nach Biotopen, aquatische Invertebratengemeinschaften und Fischfauna. Das Hauptaugenmerk der Auswertung galt dem Vergleich der Ergebnisse der Erhebungen beiderseits der Staatsgrenze. Weiters werden auch die Barrieren in den untersuchten ökologischen Korridoren beschrieben (Tabellen, Übersichtskarten).

Angesichts der Ergebnisse der Biotopkartierung kann festgestellt werden, dass sich entlang der Raab, der Lafnitz und der Pinka zahlreiche für Naturschutz wie Botanik kostbare Biotope befinden. Die Rabnitz schneidet dabei nicht so gut ab, und entlang der Güns wurde keine Erhebung durchgeführt. Invasive Arten und daraus resultierende Probleme sind typisch für die untersuchten Gebiete. Darauf soll je nach Fluss und Gruppen von invasiven Pflanzenarten eingegangen werden, ergänzt durch allgemeine und konkrete Vorschläge. Unseres Erachtens besteht, bedingt durch die starke Verbreitung invasiver Arten, keine reale Möglichkeit zur spektakulären und breiträumigen Verdrängung der häufigen Arten (Gruppe I und III), und zwar wegen der gegenwärtigen Bodennutzung und Bewirtschaftung. Bei der Verdrängung invasiver Arten sollten die Ressourcen auf Waldbiotope (91E0 und 91F0) sowie deren engste Umgebung konzentriert werden. Dafür sollte ein Aktionsplan erstellt werden, der möglichst auch die anschließenden Aufgaben (Erhaltung) beinhalten sollte. Unseres Erachtens können dadurch die

Probleme mit invasiven Arten auf langer Sicht nicht vollständig gelöst werden, da die Reproduktionsorgane der einzelnen Arten für eine erneute Ausbreitung oder Regeneration durch Samen sorgen können. Nichtsdestotrotz wäre dieser Vorschlag ein wesentlicher Schritt vorwärts – auch könnten die angewandten Methoden getestet bzw. weiterentwickelt werden. Auf offenen Biotopen (Graslandschaften) gilt *Solidago gigantea* als fast die einzige invasive Art, zu ihr gesellen sich hier und da noch *Impatiens glandulifera* und Fallopien-Arten. Diese Arten treten mit Wegfallen (bzw. unregelmäßiger Durchführung) der rationellen Wiesen- und Weidenbewirtschaftung auf, bzw. breiten sich massenhaft aus. Die beste Schutzmaßnahme ist daher die regelmäßige und sachgemäße Mahd und/oder Beweidung. Es wird vorgeschlagen, die Entfernung invasiver Arten auf kleineren Gebietseinheiten, unter Einbeziehung örtlicher Landwirte vorzunehmen. Letztere sind ständig zur Stelle und können effektiver die für den Eingriff geeigneten Zeitpunkte nutzen. Die Beweidung der Überschwemmungsgebiete durch Rinder kann für einen nachhaltigen Naturschutz garantieren. Entlang der Rabnitz in Österreich konnte *Amorpha fruticosa* bislang nur in sieben Teilbiotopen nachgewiesen werden. Unseres Erachtens muss mit einer weiteren, gar bedeutenden Ausbreitung dieser Art entlang von Flüssen gerechnet werden. Es wird vorgeschlagen, die Bestände dieser Spezies restlos zu entfernen. Die vorerst kleine Zahl der bekannten Bestände bietet die Möglichkeit, einer explosionsartigen Verbreitung dieser invasiven Art durch aktives Eingreifen für den Naturschutz vorzubeugen.

Es gilt festzustellen, dass für die Flora (d.h. Biotoptypen und Pflanzenbestände) relevante Barrieren weder entlang der Staatsgrenze noch in den Deichvorländern auf österreichischem oder ungarischem Gebiet vorhanden sind.

Die Erhebungen aquatischer Makroinvertebraten ergaben, dass die identifizierten Barrieren keine nachweisbare Auswirkung auf die Bestände der wirbellosen Spezies haben. Der einzige wahrnehmbare Unterschied ließ sich in der ökologischen Beschaffenheit des österreichischen und ungarischen Raab-Abschnittes feststellen. Dies jedoch ist nur indirekt den Barrieren geschuldet, und zwar durch die Auswirkung der Staudämme.

Bei Fischen ist eindeutig von Barrieren innerhalb der ökologischen Korridore die Rede. Nachgewiesene Sohlschwellen sind weniger und vorübergehend, Staudämme jedoch in bedeutendem Maß für die Minderung der Durchlässigkeit der fließenden Gewässer verantwortlich, indem sie die tägliche und saisonale Bewegung und Wanderung von Fischen behindern. Eine Mehrheit der Staudämme weist entsprechende Vorrichtungen (Fischtreppe) auf, welche der Auswirkung der Barriere entgegenwirken sollen. Sie können allerdings nicht überall die beabsichtigte Funktion erfüllen.

Auf einem Gesamtabschnitt von rund 300 km aller fünf Gewässer wurden insgesamt 85 Barrieren erfasst und in eine rauminformatische Datenbank geordnet. Es sind 68 Sohlschwellen und 17 Staudämme. Die einzelnen Objekte wurden je nach Stärke der Barrierewirkung nicht bewertet, ein diesbezüglicher Vorschlag wird aber gemacht.

Unsere Vorschläge zur gemeinsamen Behandlungsstrategie für grenzüberschreitende ökologische Korridore sind in drei Kategorien aufgeteilt: Minderung negativer Auswirkungen von Barrieren (systematische und detaillierte geografische Erfassung der Barrieren und ihre Unterbringung in Dateien; konzeptionelle Planung, Erstellung von technischen Entwürfen, Erfassung von Ressourcen, Durchführung von Maßnahmen, Monitoring); Zurückdrängung der Bestände von invasiven Arten, Vorbeugung ihrer Ausbreitung (allgemeine und konkrete Vorschläge zur Behandlung, Vorschlag zum weiteren notwendigen Eingriff, Erfassung von Ressourcen, Monitoring), sowie Erhöhung der Effektivität von ökologischen Korridoren (Erhöhung des Anteils an naturnahen Biotopen, Bevorzugung bestimmter Arten von Bewirtschaftung, Maßnahmen zur Zustandsbesserung der Biotope an Flüssen und in Deichvorländern, Erfassung von Ressourcen, Ausweitung der Untersuchungen, Anschluss an Projekte unterschiedlicher Ebene, Monitoring).

### 3. Bevezetés és célkitűzések

A részprojekt fő célkitűzése az, hogy az osztrák–magyar határon áthaladó vízfolyások és hullámterek, mint ökológiai folyosók tekintetében olyan közös kezelési stratégiákra tegyen javaslatot, amelyek a két ország eltérő viszonyai (tájszerkezet, tulajdonosi és kezelői viszonyok, jogrend, vízügyi és természetvédelmi kezelés, stb.), mellett is biztosítják a közös természeti értékek (közösségi jelentőségű és/vagy nemzeti védettség alá eső fajok és élőhelytípusok) elérhető legmagasabb szintű védelmét.

A kutatási tevékenység céljai:

- a vízi és vizes élőhelyekhez kötődő közösségi jelentőségű fajok országhatárokat keresztező vándorlása szempontjából fontos, határon átnyúló ökológiai folyosók azonosítása, működésük elemzése;
- az ökológiai folyosók működését akadályozó tényezők vizsgálata, a közösségi jelentőségű fajoknak a határ két oldalán élő populációi közötti kapcsolatot elősegítő, feltételeit javító tényezők elemzése, értékelése;
- a kutatási tevékenység további célja a közösségi jelentőségű fajok határon átnyúló ökológiai folyosókon történő vándorlását akadályozó ökológiai barrierék azonosítása, hatásuk mérséklésére intézkedési javaslatok megfogalmazása.

Az ökológiai folyosók egyik fontos szerepe, hogy a különböző élettevékenységeik során periodikusan (napszakosan, évszakosan) mozgó (vándorló) fajok állományainak biztosítja a szabad mozgás lehetőségét. A másik fontos szerep az ún. metapopuláció létrehozása és fenntartása. A metapopuláció elmélet szerint a környezet diszkrét élőhelyfoltokból áll, melyekben lokális populációk vannak, ahol az egyedek táplálkoznak, szaporodnak, stb. Ezeknek a lokális populációknak az együttese alkotja a metapopulációt, amelyben az esetenként, vagy időszakosan vándorló, szétszóródó egyedek alkotják a kapcsolatot. A természetvédelem szempontjából a metapopulációk fennmaradása azért fontos, mert így egy faj – vagy faj nagyobb területegységen élő állományának – fennmaradása úgy is lehetséges, hogy egyes lokális állományok időről-időre kipusztulnak (BÁLDI 1998). A lokális állományok között történő mozgások másik fontos eredménye a genetikai diverzitás folyamatos fennmaradása, a beltenyésztettséggel és a palacknyak-effektussal sújtott állományok kialakulásának megelőzése.

Nyilvánvaló, hogy az ökológiai folyosó funkciót másképpen kell értelmezni és vizsgálni az egyes élőlénycsoportok vonatkozásában. Egy hal számára kizárólag a – legalább időszakos – folyamatos vízi út jellegű összeköttetés jelent ökológiai folyosót. Egyes vízi rovarok (pl. szitakötők) esetében az egymástól fizikailag elválasztott, átjárhatatlan víztér-részletek a lárvák számára nem, de a repülő imágók (→ szaporítóképletek terjesztése) számára átjárhatók, vagyis az ilyen vízterek is biztosítják az ökológiai folyosó funkciót a faj számára. Megint más tényezők minősítenek ökológiai folyosóvá egy területet például a kétéltűek, az emlősök, a madarak, vagy éppen a növények számára. Az egyes megmaradt élőhelyfoltok között megmaradó területek sok esetben lehetővé teszik az egyedek lokális populációk közti átjárását, ilyenkor funkcionális értelemben ökológiai folyosóként szolgálnak, még ha topográfiai értelemben nem lineáris és folytonos jellegűek is (JORDÁN 2006).

Összegezve tehát egy ökológiai folyosó alkalmasságát, működőképességét úgy állapíthatjuk meg, hogy az adott élőlénycsoport számára milyen mértékben biztosítja a fent vázolt szükségleteket, vagyis az élettevékenységek során igényelt mozgási lehetőséget, illetve a lokális populációk közötti kapcsolat meglétét.

## 4. A vizsgálati terület bemutatása

A határon átnyúló ökológiai folyosók kezelési stratégiájának kidolgozása céljából az országhatáron keresztülhaladó, kijelölt vízfolyásokat (5), illetve azok hullámtereit, közvetlen környezetét vizsgáltuk, a határtól mért 15-15 km-es sávon belül.

### 4.1. Raab / Rába

A Rába Ausztriában ered, a Stájer-Alpok keleti oldalán, mintegy 1200 m-es magaságban. Két forrása Passail településnél egyesül, majd Stájerországon és Burgenlandon keresztül, körülbelül 100 km megtétele után hagyja el Ausztriát, Mogersdorfnál. Magyarországra Alsószölnök mellett lép be, és nem sokkal ezután, Szentgotthárdnál egyesül a Lapincs folyóval. Ezután többé-kevésbé keleti, majd északkeleti irányban, a Vasi-Hegyhát, a Felső- és Alsó-Kemeneshát, a másik oldalról pedig a Felső-Órség, a Rábai teraszos-sík kistájak által szegélyezett Rába-völgyben haladva éri el a Győri-medencét, ahol is a Kapuvári-sík és a Csornai-sík déli és délkeleti szegélyén tovább haladva Győrnél torkollik a Mosoni-Dunába. Ausztriai főbb mellékvizei a Rabnitzbach és a Weizbach, magyarországi nagyobb mellékfolyói a bal parton a Lapincs, a Pinka, a Gyöngyös, a Sorok-Perint és a Répce, jobb parton pedig a Csörnöc-Herpenyő és a Marcal. A Rába teljes hossza 283 km, amelyből az osztrák 72, a magyar szakasz 211 km-t tesz ki, a folyó vízgyűjtő területe 10 720 km<sup>2</sup>. A Rába viszonylag nagy esésű, szélsőséges vízjárású folyó, magyarországi szakaszán a kisvízhozama 4–6 m<sup>3</sup>/s.

Az ausztriai szakaszon – és különösen igaz ez a felmért területre – a meder és a folyó környezete is jelentősen módosított: a medret számos duzzasztó és fenékküszöb tagolja (csak Studenzen és Hohenbrugg között nyolc vízerőmű található, amelyek a folyó hosszának több mint 40%-át duzzasztják), a folyót szegélyező fás vegetáció általában keskeny, néhány fa szélességű, azon túl jellemzően szántóföldek találhatók. A magyarországi szakaszon a Rába tájképi és természeti értékei kiemelkedőek. A folyó jelentős szakaszokon alig szabályozott, természetközeli állapotúnak nevezhető, mind a folyó, mint az azt kísérő árterek élővilágát – úgy a vízi, mint a szárazföldi élőhelyeket – hazai viszonylatban kiemelkedő természeti értéként tartják számon.

#### 4.1.1. Az ausztriai és a magyarországi szakasz általános összehasonlító leírása

A Rába és hullámterének osztrák oldalon vizsgált szakasza – eredeti, szabályozatlan állapotában – nagyon hasonlít a folyó magyarországi, a Lapincs folyó torkolatáig tartó szakaszára. A leginkább szembetűnő különbség az, hogy az osztrák oldalon lényegesen több a vízügyi módosítás, illetve létesítmény: fenékküszöbök és duzzasztógátak, illetve erőteljes medermódosítások (1. kép).



1. kép. A Rába (Raab) a Hohenbrugg an der Raab melletti duzzasztás alvizén (előtérben a hallépcső)



A Lapincs betorkollásától a folyó jellege is némileg változik, egyrészt a jócskán megnövekvő vízhozam, másrészt a kiszélesedő hullámtér miatt. Jól láthatóan nagyobb a folyó meanderező tevékenysége, ami a hullámtér jellegében is megnyilvánul, jelentős számban található meg a holtmedrek, illetve nagy kiterjedésben vannak jelen a hullámtéren az erdők, illetve gyepek. A folyó medre a vizsgált szakaszon szinte érintetlen (2. kép), kis számú vízügyi beavatkozással terhelt, kevés partvédő kövezés, egyetlen duzzasztómű (Magyarlak) és egy fenékküszöb (Körmend) található rajta.



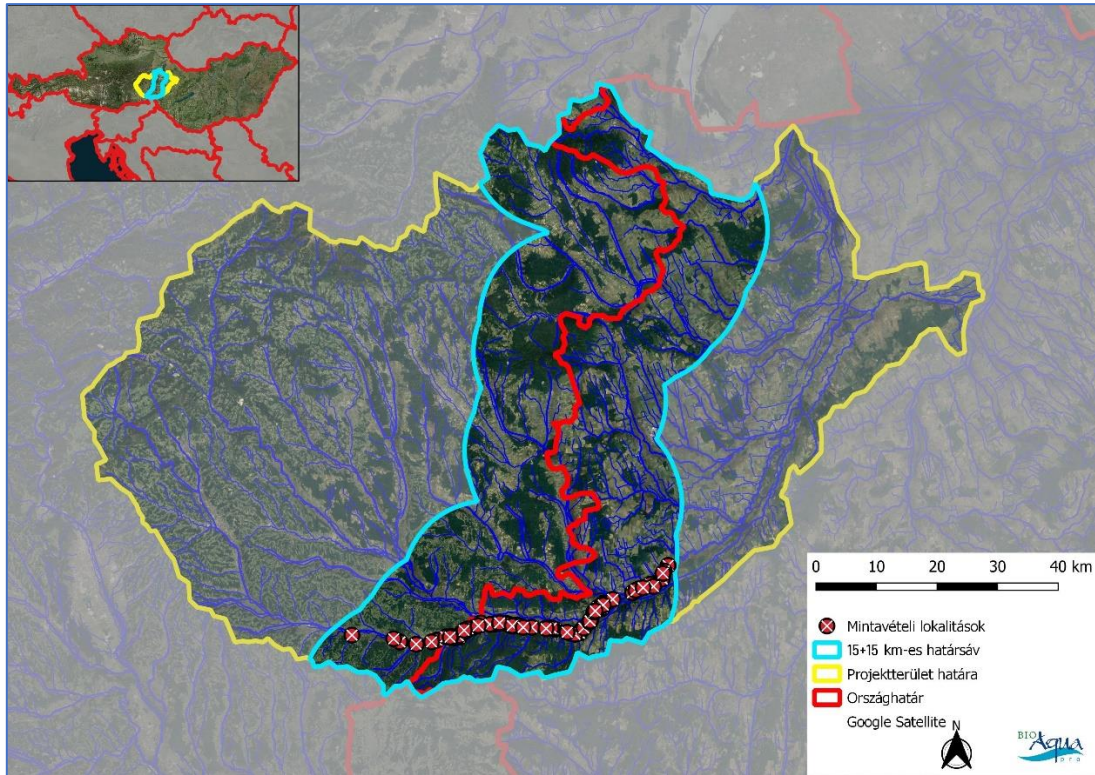
2. kép. A Rába Szentgotthárd mellett

A folyó mentén osztrák oldalon egy (Jennersdorf), magyar oldalon két (Szentgotthárd, Körmend) nagyobb település található.

A Rába felmért magyarországi szakaszát az Őrség (HUON20018) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület, a Rába és Csörnöc-völgy (HUON20008) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület, valamint az Őrség (HUON10001) különleges madárvédelmi terület Natura 2000 területek, az Őrségi Nemzeti Park, az Őrség Fontos Madárélőhely, a Rába-völgy Ramsari-terület és az Ökológiai Hálózat magterület, ökológiai folyosó és pufferterület funkciót betöltő részei érintik. Az osztrák oldalon a Rába felmért szakaszát a Raabtalbäche (AT2255000) Natura 2000 terület érinti.

#### **4.1.2. Mintavételi helyek a folyó vizsgált szakaszán**

A felmért szakaszon 57 mintavételi pont (vízi gerinctelen és hal) helyezkedik el, ebből 8 az osztrák, 49 pedig a magyar oldalon (1. ábra). Élőhelyterképezés az osztrák és magyar oldalon is történt (6. ábra).



1. ábra. A Rába mentén található mintavételi lokalitások az osztrák-magyar határszakasz 15 km-es körzetében

## 4.2. Lafnitz / Lapincs

### 4.2.1. Az ausztriai és a magyarországi szakasz általános összehasonlító leírása

A Lapincs (németül Lafnitz, szlovénül és vendül Lapinč) közel 114 km hosszú mellékfolyója a Rábának. A Joglland hegyvidéken ered, majd tovább folyik a stájer Vorau és Lapincs (Lafnitz) községek mellett egészen Radafalva (Rudersdorf) községig, Stájerország és Burgenland határáig. Miután eléri Feistritz folyót, továbbhalad Burgenland déli részén, és Magyarországra belépve Szentgotthárdnál beletorkollik a Rábába.



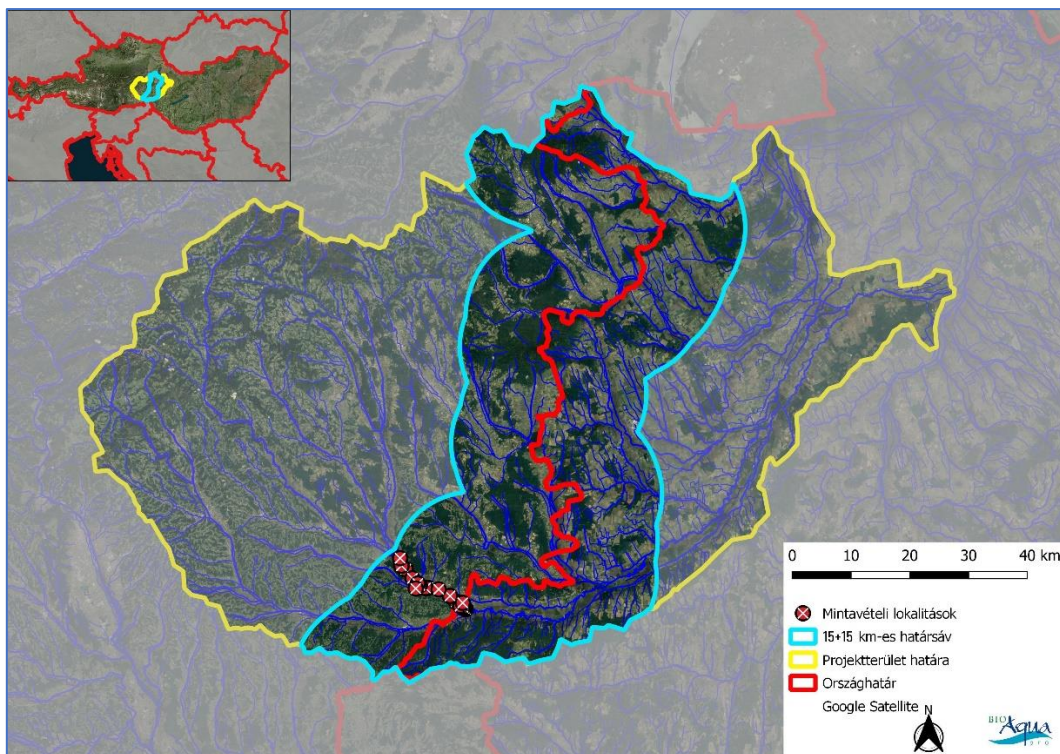
3. kép. A Lapincs Rosendorf mellett

A Lapincs Dobersdorf feletti szakasza a kevés, természetesen kanyargó folyók egyike Ausztriában. Ugyanakkor a partjai mentén igen alacsony a természetszerű élőhelyek aránya, leginkább intenzív termőföldek kísérik. A Dobersdorf alatti szakaszon szintén kevés a folyót kísérő természetszerű élőhely, a folyó medre pedig erőteljesen módosított (rövidített és sok helyen partvédművekkel ellátott, ld. 3. kép). A folyó magyarországi szakasza mindössze 1,4 km, ez a szakasz végig szűk gátak között folyik, a VKI alapján szintén erősen módosított víztestnek tekinthető. A Lapincs vízhozama nagyobb, mint a Rábáé, a torkolati szakaszban a teljes vízgyűjtőre vonatkozó leggyakoribb vízhozama az 1981 és 2010 közötti időszak adatai alapján 8,248 m<sup>3</sup>/s volt. A magyar szakasz rövidege miatt a két oldal összehasonlításának értelme nincsen.

A Lapincs magyarországi szakaszát nem érinti természetvédelmi terület. A felmért ausztriai szakaszát a Lafnitztal (AT1122916) természetmegőrzési terület és a Lafnitztal – Neudauer Teiche (AT2208000) különleges madárvédelmi terület érinti.

#### 4.2.2. Mintavételi helyek a folyó felmért szakaszán

A felmért szakaszon 22 mintavételi pont (vízi gerinctelen és hal) helyezkedik el, ebből 19 az osztrák, 3 pedig a magyar oldalon (2. ábra). Az élőhelytérképezés az osztrák oldalon a vizsgált szakasz teljes egészét lefedi, magyar oldalon – természetszerű élőhelyek hiányában – nem történt felmérés (6. ábra).



2. ábra. A Lapincs mentén található mintavételi lokalitások az osztrák-magyar határszakasz 15 km-es körzetében

### 4.3. Pinka /Pinka

#### 4.3.1. Az ausztriai és a magyarországi szakasz általános összehasonlító leírása

A Pinka a Rába bal oldali mellékfolyója, teljes hossza 94 kilométer, Ausztrián és Magyarországon keresztül folyik. Forrása Stájerországban, a Niederwechsel lábánál (1480 m magasan) található, a stájerországi Schaueregg község területén. A folyó délkeleti irányban halad át Burgenlandon, majd Burg és Felsőcsatár között lép át Magyarországra. Ezután többször keresztezi még a határt, illetve jelentős szakaszon határfolyó is. Végül Körmentdtől délre torkollik a Rábába. A Pinka legalsó (kifolyási) szelvénye fölötti, teljes vízgyűjtőre vonatkozó leggyakoribb vízhozama az 1981 és 2010 közötti időszak adatai alapján 0,297 m<sup>3</sup>/s.



*4. kép. A "Pinka-szurdok" ausztriai szakasza*



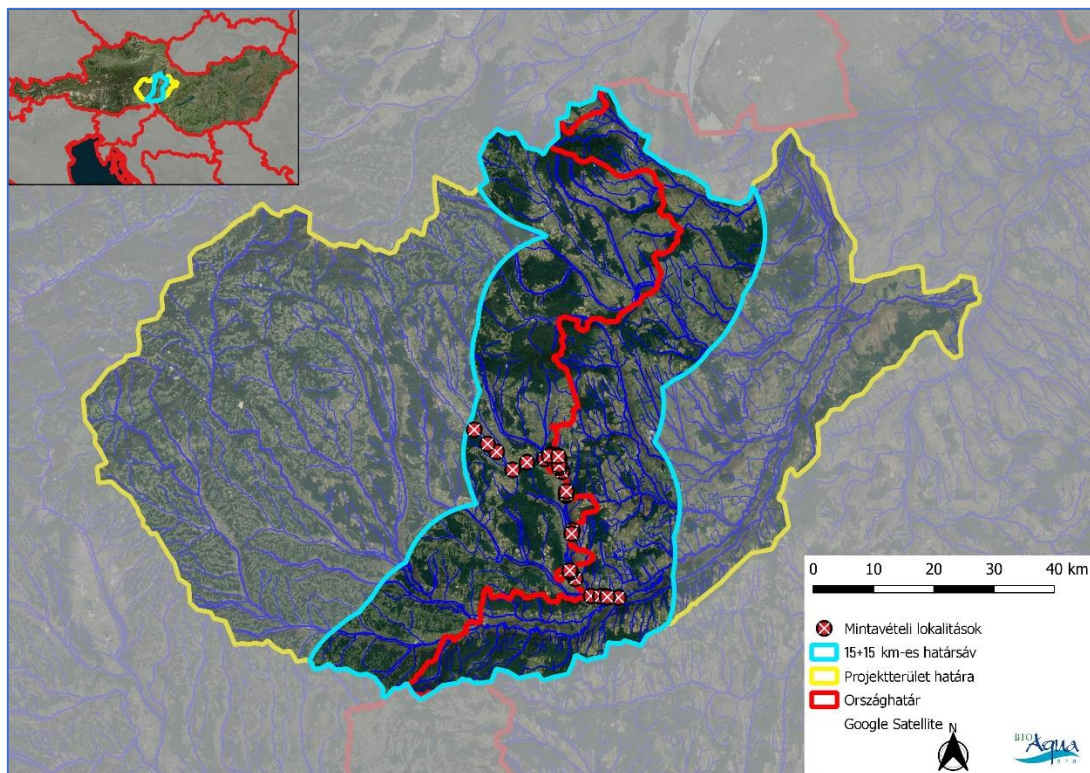
*5. kép. A Pinka erősen módosított medre Horvátország mellett*

Ausztriában a folyó Jabling és Burg települések között egy viszonylag széles völgyben folyik, a vízfolyást egy keskeny, átlagosan 50 m szélességű liget kíséri, azon túl túlnyomórészt intenzív szántóföldi kultúrák helyezkednek el. Burg és Felsőcsatár között a vízfolyás átvág egy kisebb dombosort, itt viszonylag szűk völgyben ("Pinka-szurdok", 4. kép) kanyarogva, erdők és kisebb részben gyepek által kísérve folyik. Felsőcsatár alatt a folyó egy szélesebb síkságra ér ki, a folyót jellemzően néhány tíz méter széles ligeterdősáv szegélyezi, azon túl szántók, de viszonylag nagy területen gyepek is találhatóak. Felsőcsatár alatt a folyó medre nagy szakaszokon erősen módosított: duzzasztott, kiegyenesített, partvédő kövezéssel ellátott (5. kép).

A Pinka felmért magyarországi szakaszát a Pinka (HUON20006) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület, az Őrség Fontos Madaréllőhely, a Rába-völgy Ramsari-terület, illetve az Ökológiai Hálózat magterület, ökológiai folyosó és pufferterület funkciót betöltő részei érintik. A Pinka felmért ausztriai szakaszát a Südburgenländisches Hügel- und Terrassenland (AT1114813) természetmegőrzési terület érinti.

#### 4.3.2. Mintavételi helyek a folyó felmért szakaszán

A felmért szakaszon 32 mintavételi pont (vízi gerinctelen és hal) helyezkedik el, ebből 7 az osztrák, 23 pedig a magyar oldalon (3. ábra). Az élőhelytérképezés mind az osztrák, mind a magyar oldalon a vizsgált szakasz teljes egészét lefedi (6. ábra).



3. ábra. A Pinka mentén található mintavételi lokalitások az osztrák-magyar határszakasz 15 km-es körzetében

## 4.4. Güns / Gyöngyös

### 4.4.1. Az ausztriai és a magyarországi szakasz általános összehasonlító leírása

A Gyöngyös (Gyöngyös-patak) Ausztriában ered, két kisebb patak összefolyásából jön létre. A hosszabb ág Alsó-Ausztria délkeleti határán ered, Zöber település külterületén, ekkor még ez a neve is Zöbern, Zöbernbach. A másik ág a burgenlandi Borostyánkőnél (Bernstein) ered, a neve itt már Güns. Lékánál (Lockenhaus) folyik össze a két ág, Güns néven folytatva útját. A patak Kőszegtől északra lépi át a magyar határt, keresztülfollik a városon. A Gyöngyös nevet Gencsapátiig a patak eredeti medre, Gencsapátitól egy – valószínűleg a rómaiak által épített – csatornában keleti irányba elterelt vízfolyás

viseli, ami keresztülfolyik Szombathelyen, majd Vasszécsenyénél északkelet fordulva Sárvárnál torkollik a Rábába. Az eredeti meder neve Gencsapátitól Perint, majd Szombathelytől délre, a Jáki-Sorokkal való összefolyása után Sorok, amely Zsenyénél torkollik a Rábába. A folyó legalsó (kifolyási) szelvénye fölötti, teljes vízgyűjtőre vonatkozó leggyakoribb vízhozama az 1981 és 2010 közötti időszak adatai alapján  $0,267 \text{ m}^3/\text{s}$ .



6. kép. A Gyöngyös Weißenbachl mellett

Gyöngyös-patak ausztriai szakasza Günseck (Gyöngyösfő) településtől lefelé került felmérésre. A vízfolyás itt még egy tipikus dombvidéki patak (6. kép. A Gyöngyös Weißenbachl mellett), a Zöbern-patakkal történő egyesülése (Miniau település) után már dombvidéki kifestő. A vízfolyást 10–50 m széles liget szegélyezi, azon túl közepes és kisparcellás szántók és gyepek helyezkednek el. Lochenhaus (Léka) település alatt a folyó völgye összeszűkül, a vízfolyás hosszú szakaszokon a szegélyező dombok lábánál folyik, erdei környezetben. Így lép át Magyarországra (6. kép), ahol Kőszeg városán – többnyire erősen módosított mederben – áthaladva kilép egy síkságra, és innentől több helyen módosított, de jelentős szakaszokon természetesen állapotú mederben folyik dél felé.



7. kép. A Gyöngyös Kőszeg felett

A települések közötti szakaszokon néhány tíz méter széles ligeterdő kíséri a folyót, amely a településeken (Lukácsháza, Gyöngyösfalu, Gencsapáti) szakadozottá válik, vagy hiányzik. A Gencsapáti északi részén található régi római gáttól a Gyöngyös (ami innen egy jelentős részben mesterséges mederben folyik tovább) egy erősen módosított, alacsonyabb ökológiai értékességű vízfolyássá válik (8. kép). Ugyanakkor a vízhozam jelentős része a vízfolyás egykori medrében tovább haladva a Perint, majd Sorok néven ismert, ökológiai szempontból jobb állapotú vízfolyásokban folytatja útját a Rába felé.

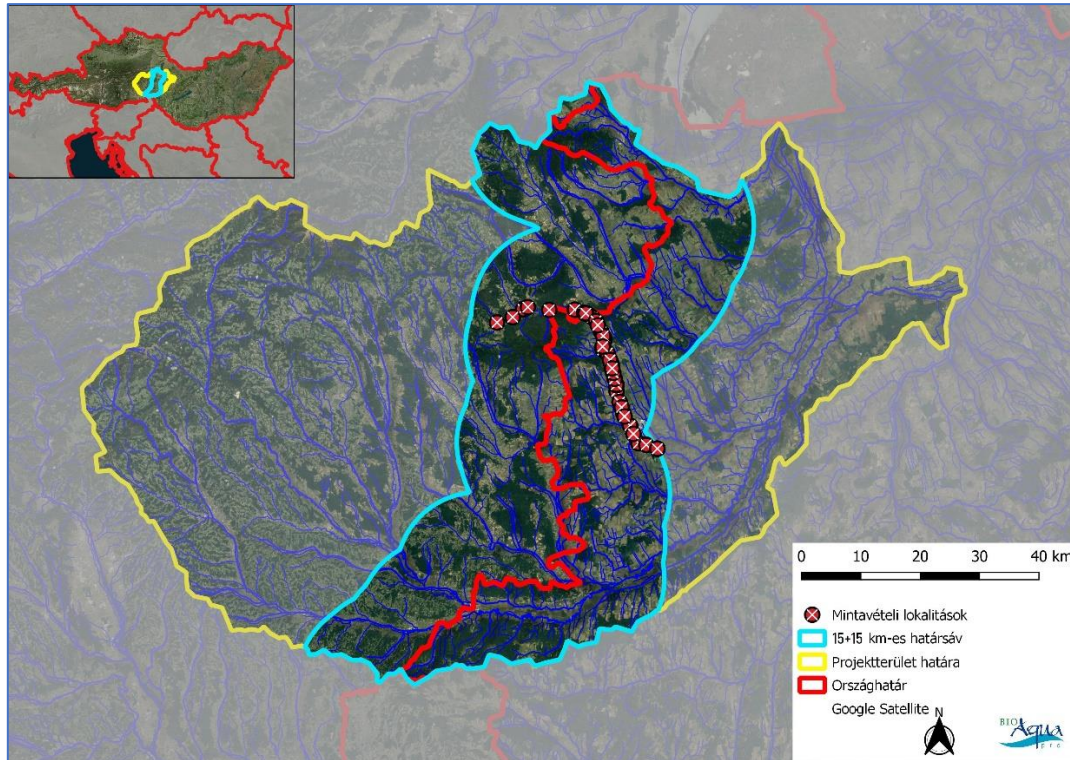
A Gyöngyös-patak hazai felmért szakaszát a Kőszegi-hegység (HUON20002) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület és a Répce mente (HUFH20010) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület Natura 2000 területek, a Kőszegi Tájvédelmi Körzet, az Ökológiai Hálózat magterület és ökológiai folyosó része, valamint az Írottkö Natúrpark érinti. A Gyöngyös-patak felmért ausztriai szakaszát a Bernstein - Lockenhaus - Rechnitz (AT1108813) természetmegőrzési terület érinti.



8. kép. A Gyöngyös Csénye mellett

#### **4.4.2. Mintavételi helyek a folyó felmért szakaszán**

A felmért szakaszon 39 mintavételi pont (vízi gerinctelen és hal) helyezkedik el, ebből 4 az osztrák, 35 pedig a magyar oldalon (4. ábra). A vízfolyás melletti területeken élőhelyterképezés nem történt.



4. ábra. A Gyöngyös mentén található mintavételi lokalitások az osztrák-magyar határszakasz 15 km-es körzetében

## 4.5. Rabnitz / Répce

### 4.5.1. Az ausztriai és a magyarországi szakasz általános összehasonlító leírása

A Répce (Rabnitz) Blumau kerületben (Hollenthon község), a Buckligen Weltben (Alsó-Ausztria) jön létre a Spratzbach és a Thalbach patakokból (9. kép). Átfolyik a középső Burgenlandon, majd a vele csaknem megegyező nagyságú Stooberbach befogadása után eléri az osztrák–magyar határt, Lutzmannsburg és Répcevis települések között.



9. kép. A Répce (Rabnitz) Karl mellett



Magyarországon a Répce gyakorlatilag mesterséges mederben folyik. A felső szakaszon a múlt században kialakított Ásás-csatorna vette át a Répce szerepét, így az árvíz után a felbővített csatorna ma a Répce. Mellette viszont megmaradt az eredeti Répce meder, mely Zsiránál a Rajnapatak torkolati szakasza, Szakonynál a Szakonyi-övesatorna lett. Csepregnél még létezik a völgy baloldalán a régi Répce meder. A folyó Répceszentgyörgyig kelet– délkelet irányba tart, innen északkeletnek, majd északnak fordul. A Hanság területén egyesül a Kis-Rábával, innentől Rábca néven folytatja útját, végül a Mosoni-Dunába torkollik. A folyó legalsó (kifolyási) szelvénye fölötti teljes vízgyűjtőre vonatkozó leggyakoribb vízhozama az 1981 és 2010 közötti időszak adatai alapján  $0,649 \text{ m}^3/\text{s}$  volt.

A felmért szakasz ausztriai részén a vízfolyás és annak mente egy tipikus (burgenlandi) dombvidéki nagyobb patak / kislefolyót és annak környezetét mutatja: a vízfolyást váltakozó szélességű liget kíséri, a völgy művelhető részei gyeppel- vagy szántóföldi gazdálkodásba vannak vonva, a folyás mentén lefelé haladva az utóbbi aránya megnő, a völgy pedig kiszélesedik. A településeken áthaladó szakaszok sok általában módosított állapotúak, de kisebb művi beavatkozások (általában fenékküszöbök) viszonylag sűrűn találhatóak a külterületi szakaszokon is.

A folyó magyarországi felső szakaszát (a felmért terület teljes egészében ide tartozik) a mesterséges, és helyenként módosított meder ellenére is viszonylag természet szerű állapot jellemzi (10. kép), környezete az osztrák oldalhoz hasonló: keskeny, és szakaszosan hiányzó kísérelő liget, azon túl intenzív szántóföldek, a belterületeken általában erősen módosított a meder.

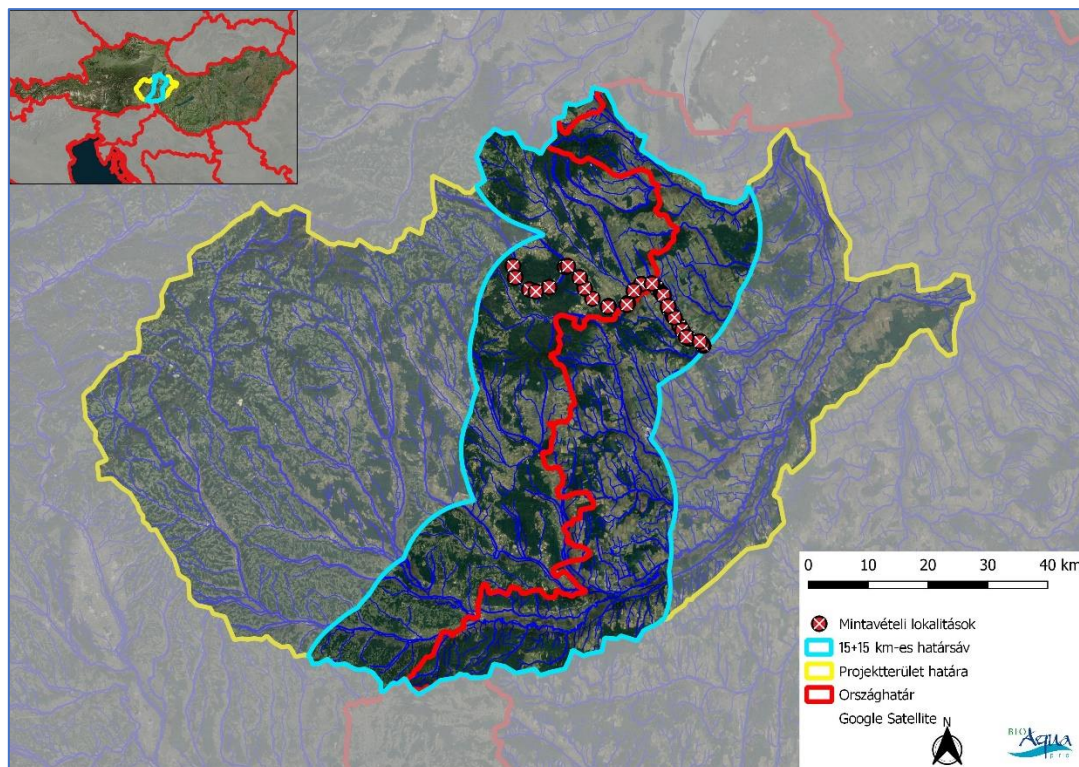


10. kép. A Répce Csepreg felett

A Répce felmért hazai szakaszát a Répce mente (HUFH20010) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület, valamint az Ökológiai Hálózat ökológia folyosó és puffertérület funkciót betöltő részei érintik.

#### 4.5.2. Mintavételi helyek a folyó felmért szakaszán

A felmért szakaszon 30 mintavételi pont (vízi gerinctelen és hal) helyezkedik el, ebből 12 az osztrák, 18 pedig a magyar oldalon (5. ábra). Az élőhelytérképezés mind az osztrák, mind a magyar oldalon a vizsgált szakasz teljes egészét lefedi (6. ábra).



5. ábra. Rápce mentén található mintavételi lokalitások az osztrák-magyar határszakasz 15 km-es körzetében

## 5. A vizsgálati módszerek

A közös munka első fázisában a magyar és az osztrák partnerek egyeztették a felmérési helyszíneket, módszereket, a felmérendő természeti értékek körét. Itt kell leírnunk, hogy az osztrák oldalon a felmérések valamivel jobban fókuszáltak a vízfolyások tágabb környezetére (élőhelytérképezés), mint maguknak a víztesteknek az élővilágára (hal és vízi gerinctelen közösségek), a magyar oldalon viszont ez utóbbi kapott erős hangsúlyt, az élőhely-térképezés pedig szorosabban követte a vízfolyások mentét. Ugyanakkor – ahogyan az a későbbiekben látható lesz – ez az eltérés nem veszélyeztette a kitűzött célok megvalósulását, az összehasonlító értékelésekhez és a közös célok meghatározásához elegendő mennyiségű és minőségű adat áll rendelkezésre.

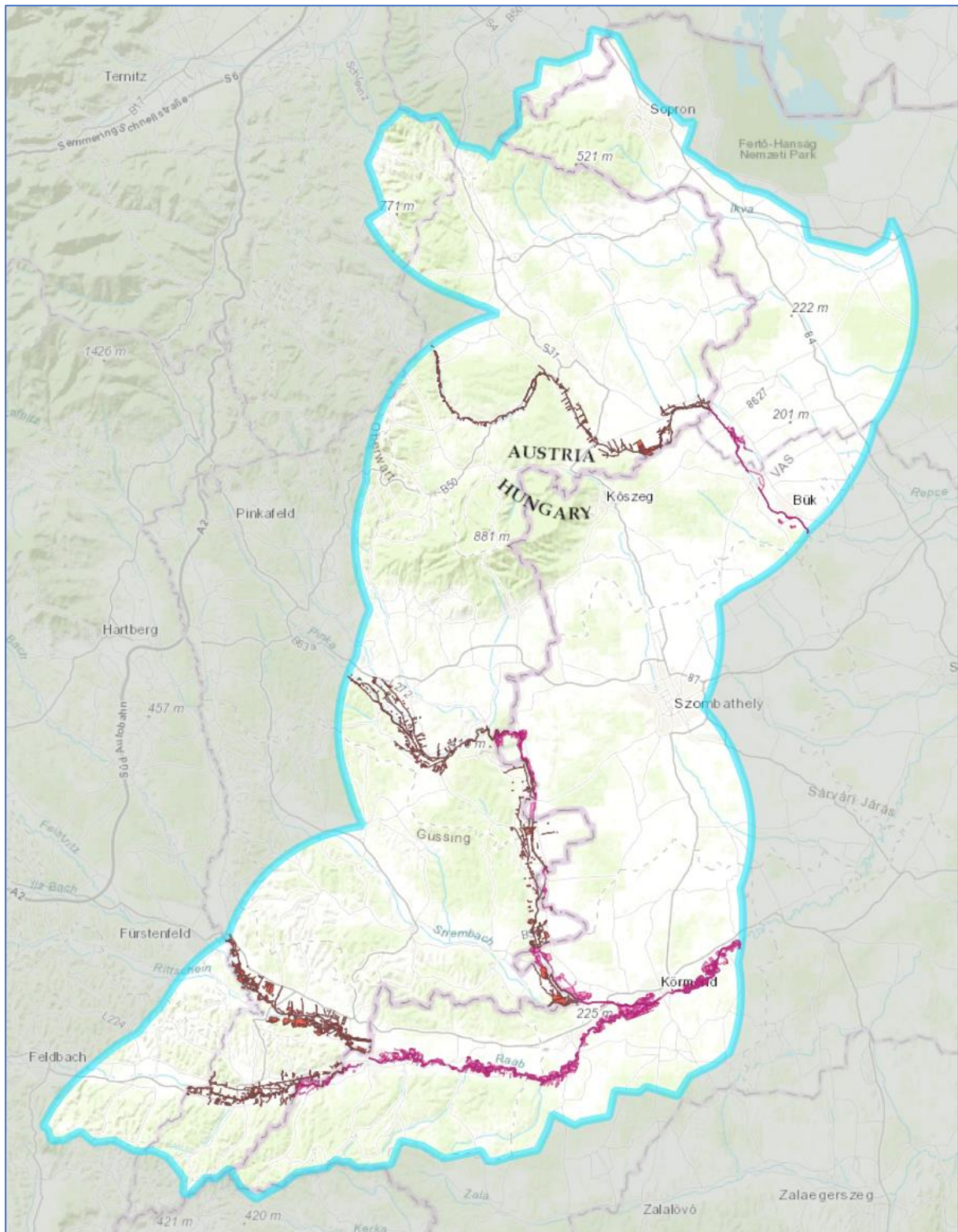
### 5.1. Élőhelyek

#### 5.1.1. A felmérés módszertana

A vegetációtérképezésen alapuló felmérések vegetációs időszakban, nagyrészt 2019-ben valósultak meg, de egyes helyszíneken 2020-ban is történtek felmérések és egyes területeken korábbi évekből származó eredmények is felhasználásra kerültek. A két ország területén elvégzett felmérés egyes vonatkozásokban némileg eltért egymástól, elsősorban az eltérő vegetációosztályozások miatt. A Magyarországon használt ÁNÉR-alapú térképezés (BÖLÖNI et al. 2011) és az Ausztriában használt élőhely osztályozási rendszer (BIOTOPTYPEN-KATALOG DER STEIERMARK 2008) használt alapegységei (élőhelyek) közvetlenül (automatikusan) nem összevethetőek egymással, ugyanakkor kritikai szemlélettel megfeleltethetők egymásnak. A két rendszer hasonló alapelvek mentén formálódott. Mindkettő kiemelten veszi figyelembe a termőhelyet, a növényzet faji összetételét és szerkezetét, és mindkettő esetében megvalósult a széles körű gyakorlati felhasználhatóság lehetősége is. Az említett rendszerek konkrét élőhely kategóriáin túl számos attribútum felmérése megtörtént a terepmunka során: jellemző hasznosítási mód, természetesség stb. A közösségi jelentőségű élőhelyek azonban teljes mértékben egységes definíció alapján kerültek besorolásra, így azok felmérése egységesnek tekinthető. A némileg eltérő „nemzeti” élőhely osztályozási rendszerek (ezek a terepi felmérés elsődleges kategóriái) alapján felmért területek közösségi jelentőségű élőhelyei tehát közvetlenül összevethetők egymással. A térképezett élőhelyek térbeli elhelyezkedése az osztrák-magyar határszakasz 15 km-es körzetében történt meg (6. ábra) a Rába, a Lapincs, a Pinka és a Répce vízfolyások mentén. Az említett vízfolyásokkal párhuzamosan futó kisebb vízfolyások (csatornák) felmérése is megtörtént, így valójában mindhárom vízfolyás esetén egy szélesebb „völgytalpi” terület térképezése valósult meg. Ezen belül mentett és mentetlen ártereket is magába foglal a vizsgálati terület. Az ebben a 15 km-es sávban felmért területek esetében a művelt szántókat (nagyrészt intenzív szántóföldi kultúrák) jelen elemzés során nem vettük figyelembe, azok nem képezték jelen vizsgálat tárgyát.

Az alábbiakban a vizsgálati területen megfigyelt élőhelyeket az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer röviden „Á-NÉR” (Bölöni et al. 2011) által alkalmazott leírásának (fajösszetétel, társulások) megfelelően tárgyaljuk (országától függetlenül). A nevezéktan Király G. (szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság munkáit követi.

Összességében a vizsgált területeken sikerült véleményt alkotni a beavatkozási területek természetességi állapotáról és élőhelyi struktúrájáról.



6. ábra. A térképezett élőhelyek térbeli elhelyezkedése az osztrák-magyar határszakasz 15 km-es körzetében, a Répce, a Pinka, a Lapincs és a Rába folyók mentén (háttér: ESRI World Topo Map)

### 5.1.2. Az összehasonlítás módszertana

#### 5.1.2.1. A közösségi jelentőségű élőhelyek jellemző előfordulásai a vizsgálati területeken

Az összehasonlítás során az Élőhelyvédelmi Irányelv I. mellékletében szereplő ún. közösségi jelentőségű élőhelyekre koncentráltunk. Úgy gondoljuk, hogy ezek az élőhelyek (illetve az általuk

elfoglalt területek) a természetvédelmi–botanikai szempontból jelentős természeti értékek túlnyomó részét lefedik. Másrészt a két felmérés (Ausztria és Magyarország) némileg eltérő módszertana (eltérő vegetációosztályozások) miatt a Magyarországon használt ÁNÉR-alapú térképezés és az Ausztriában használt rendszer eredményeinek közvetlen összehasonlítása számos hibalehetőséget hordozna magában. A közösségi jelentőségű élőhelyek definíciója és értelmezése a két országban egységes, hiszen ezt a típusú vegetációosztályozást épp az európai szintű egységes felmérések, összehasonlítások és egyéb egységes tevékenységek megvalósítása céljából hozták létre.

- Az összehasonlítás során megadjuk a Magyarországon és Ausztriában megtalált közösségi jelentőségű élőhelyek listáját.
- Az egyes közösségi jelentőségű élőhelyek esetén megadjuk, hogy hány darab élőhelyfolt esetén került elő az adott közösségi jelentőségű élőhely (országonként).
- Százalékban megadott értékkel kifejezve megadjuk, hogy a vizsgálatba bevont (felmért) élőhelyfoltok hány százalékán jellemző valamely közösségi jelentőségű élőhely (országonként).
- Területi kiterjedést figyelembe véve százalékban megadott értékkel kifejezve megadjuk, hogy a vizsgálatba bevont (felmért) terület hány százalékán található közösségi jelentőségű élőhely (országonként).
- Feltárjuk a jelölő élőhelyek térbeli mintázatának alapvető jellegzeteségeit. A két ország közötti jellegzetes különbségeket kiemeljük.
- Vizsgáljuk az egyes térképezett vízfolyások (Pinka, Lapincs, Rába, Répce) egyedi jellegzetességeit a közösségi jelentőségű élőhelyek előfordulási viszonyainak tekintetében.

A közösségi jelentőségű élőhelyeket tartalmazó élőhelyfoltok fajlistáit, természetességét, az előforduló inváziós fajok jelenlétét (illetve azok tömegességét), a jellemző gazdálkodási formákat figyelembe vesszük az értékelés és összehasonlítás során. Ezeket az attribútumokat viszont egyedileg nem értékeljük jelen munka során.

#### 5.1.2.2. Az inváziós fajok mintázatának (inváziós fertőzöttség) vizsgálata és a fajok visszaszorításának lehetőségei

A feladatkiírás szerint a vizsgálandó, inváziós jellegű növényfajok 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 elvégzett terepi vizsgálatok eredményeinek térbeli ábrázolása és elemzése során megállapítható volt, hogy a vizsgált fajok három, jól elkülöníthető csoportra oszthatók az alábbiak szerint. Ezek a csoportok nem az egyes fajok ökológiai vagy taxonómiai jellemzői alapján kerültek megállapításra, hanem kimondottan a jellemző előfordulási mintázatok és az esetleges védekezési lehetőségek alapján igyekeztünk csoportokra osztani a szóban forgó fajokat.

## I. csoportba tartozó fajok és a csoportalkotás szempontjai

Az *Impatiens glandulifera*, az *Echinocystis lobata*, az *Acer negundo* és a *Fallopia × bohemica* előfordulások túlnyomó többségét a közvetlenül a vízfolyások mentén detektáltuk (általában a medret is magában foglaló élőhelyfoltok fajai). Azoktól távol, a csatlakozó nagyobb erdőtümbökben, vagy az árterek távolabbi és szárazabb területein ezek a fajok jellemzően hiányoznak. A *Fallopia × bohemica* és a gyakorisága alapján a II. csoportba sorolt *R. japonica* fajokat a továbbiakban összevontan tárgyaljuk az I. csoporton belül. A *Fallopia* előfordulások túlnyomó része a *Fallopia × bohemica* előfordulását takarja. A két faj hasonlósága (megjelenés, termőhely- és élőhelypreferencia) nagymértékű, véleményünk szerint a vizsgálat szempontjából együtt tárgyalhatók.

## II. csoportba tartozó fajok és a csoportalkotás szempontjai

Azok az özöngyomok alkotják, amelyek a terepi vizsgálatok során sporadikus előfordulásúak vagy ritkák voltak (esetleg hiányoztak). Ezek a következők: *Solidago canadensis*, *Elaeagnus angustifolia*, *Heracleum mantegazzianum*, *Prunus serotina*, *Amorpha fruticosa*, *Ailanthus altissima*, *Fallopia japonica* (de: ld. az előző bekezdésben a fajról írtakat). Ebbe a csoportba sorolható leginkább az *Erigeron annuus* is, bár a fajt viszonylag sok helyen megtaláltuk. Véleményünk szerint azonban a vizsgálati területen előforduló természetes és természetközeli élőhelyek szerkezetére és természetességére nincs jelentős hatása a fajnak, ezért a faj előfordulási viszonyait és az egyéb vonatkozó javaslatokat a továbbiakban nem tárgyaljuk.

## III. csoportba tartozó fajok és a csoportalkotás szempontjai

A harmadik csoportba tartozó fajok (III. csoport a továbbiakban) a vizsgált területen általánosan elterjedt, gyakori fajok. Sokszor tömegesen vannak jelen üde és szárazabb termőhelyeken is. Két faj tartozik ebbe a kategóriába, a *Robinia pseudo-acacia* és a *Solidago gigantea*.

Fenti csoportosítást szem előtt tartva a vizsgálati területen ismertetjük a jellegzetes (tipikus) előfordulásokat. Az egyes vízfolyások tárgyalásánál kitérünk az országok közötti esetleges eltérésekre, és az érintett inváziós fajok visszaszorítására vonatkozó javaslatokra is. Ez utóbbiakat elsősorban a közösségi jelentőségű élőhelyek természetvédelmi helyzetének javítását szem előtt tartva tesszük.

## 5.2. Vízi makroszkopikus gerinctelenek

### 5.2.1. A mintavételi módszertan ismertetése

#### A populációk térbeni kiterjedésének vizsgálata szkennelő jellegű, faunisztikai típusú mintavétellel

A vízi makroszkopikus gerinctelenek vizsgálatára faunisztikai egyeléses gyűjtést alkalmaztunk. 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 alkalmaztunk, 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 engedjük, a gyűjtési adatokat diktafonon rögzítettük.

#### A populációk egyedsűrűségének vizsgálata, mennyiségi típusú mintavételi eljárással

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 engedték, a gyűjtési adatokat a jegyzőkönyvben rögzítettük.

#### A minták feldolgozása, az adatok kezelése

A terepen nem azonosítható egyedeket mindkét mintavételi eljárás során begyűjtöttük, a minták tartósítása 70%-os alkohollal történt. A gyűjtött anyag identifikációját laboratóriumi körülmények között, nagy teljesítményű sztereómikroszkóp (Leica M80, Nikon SMZ1000) segítségével végeztük, specialisták bevonásával. A határozás faji szintig történt, ahol erre nem volt lehetőség (pl. a begyűjtött egyed fejlettségi állapota miatt), ott a legalacsonyabb biztosan meghatározható taxonómiai szintet (általában nemzetség) rögzítettük. A meghatározás után a minták a BioAqua Pro Kft. magángyűjteményébe kerültek, az adatokat (háttérváltozók, multimédia és gyűjtési eredmények) pedig adatbázisban rögzítjük.

A gyűjtési eredményeket összehasonlító elemzéssel értékeltük, jelen tanulmány szempontjából meghatározott kritériumok alapján, figyelemmel „a folyóvizek, mint ökológiai folyosók alkalmassága, működőképessége” alapkérdésre.

### **5.3. Halak**

A határon átnyúló öt folyóvíz halközösségeinek összehasonlító értékeléséhez a WeCon projekt halas felméréseinek eredményeit (ezek részletezve megtalálhatók a projekt többi részjelentésében), továbbá az ebben az időszakban (2018–2020) gyűjtött, más irányú felmérések adatait is felhasználtuk. A határ mindkét oldalán elektromos halászgéppel történtek a felmérések, a vizsgált vízterek jellegétől függően gázolva, vagy csónakból.

A két ország felmérési protokolljainak eltérései miatt az eredményeket az előkerült fajok listáinak közösségi jelentőség, őshonosság és áramláskedvelés szempontjából történt elemzése alapján értékeltük, és ebből vontunk le következtetéseket a folyóvizek, mint ökológiai folyosók alkalmasságára, működőképességére vonatkozóan.

### **5.4. Az ökológiai folyosókon lévő barrierék azonosítása**

Amint arra a bevezetőben (3. fejezet) már utaltunk, a különböző élőlénycsoportok – és esetenként az ugyanazon csoportba tartozó fajok – szempontjából más és más szempontok szerint értékelendő egy ökológiai folyosó, annak szerkezete és működése.

A növényzet (*sensu strictu* élőhelytípusok állományai) és növényfajok szempontjából a folyosónak nem feltétlenül kell teljes fizikai folytonosságot mutatnia, hiszen a folyómenti élőhelytípusok fajai jelentős részének szaporítóképleteit a szél (*anemochoria* – pl. fűzek, nyárok) és/vagy a víz (*hydrochoria* – pl. hínárnövényzet) terjeszti, ezenkívül az állatok és az ember általi terjesztés (*zoochoria* – pl. vízimadarak tápcsatornájában, testfelületén; *antropochoria* – pl. vízijárművek útján) is jelen van. Ugyanakkor nyilvánvaló, hogy az egyes élőhelyfoltok kiterjedése és ökológiai állapota, azok egymástól való távolsága, a természetes/természetszerű és a mesterséges élőhelytípusok aránya, továbbá a víz általi

terjedés lehetőségei (pl. hullámtéri holtmedrek vízellátása/vízjárása) jelentősen befolyásolhatják az ökológiai folyosó "működőképességét".

A vízi makroszkopikus gerinctelenek esetében már jóval fontosabb az ökológiai folyosó fizikai folytonossága, de ezeknél sem minden esetben obligát. Egyrészt a fajok egyedei nem csak aktív, hanem passzív terjedés (pl. lesodródás) útján is eljuthatnak egy barrier másik oldalára – ilyen barrier például egy lárva állapotában reofil faj (pl. nagy álkérészek) számára egy duzzasztott – áramlási viszonyaiban, ezáltal élőhelyi jellegében megváltoztatott – folyószakasz, amelyen azonban az időszakonkénti áradások során jutnak át állatok, passzív módon, lefelé. Másrészt a vízi gerinctelenek között vannak olyanok, melyek imágó fejlődési állapotban kifejezetten jól (pl. szitakötők), vagy kevésbé jól (pl. kérészek), de repülnek, így a szaporítóképlet (tojás) átjuthat akár több, barrierként értelmezhető objektumon – egy vízteren belül, de akár elkülönülő vizek viszonylatában értelmezve is. A *zoochoria* jelensége ennél a csoportnál is ismert, példának okáért a kagylók terjedése a halak által is történik, a kajmacsos lárvák (*glochidium*) a halak egyedeinek kopolyáján megkapaszkodva jelentős távolságokat képesek megtenni – a halak barrier-áthidaló képességét igénybe véve. Ugyanakkor a vízi makroszkopikus gerinctelen fajok jelentős része számára egy víztér alkalmas víztestjeinek fizikai elválasztása (pl. duzzasztógáttal, fenékküszöbvel, duzzasztott szakasszal) komoly, sok esetben leküzdhetetlen barrier jelent, nemcsak az egyedek, de az állományok (populációk) szintjén értelmezve is.

A halak (*sensu latu*, ide értve a körszájúakat is) az a csoport, ahol a folyosó fizikai folytonossága elengedhetetlenül szükséges, hiszen a halak állományai számára a barrieren történő átjutást, a populációk kapcsolatát, és a terjedést kizárólag az egyedek szintjén értelmezett átjárhatóság biztosítja, legyen az passzív (lesodródás), vagy aktív (felúszás). Szerencsére a halak – mint nemcsak ökológiai, hanem gazdasági szempontból is fontos csoport – ilyen irányú szükségleteire már korábban is ráirányult a figyelem, így a csoport szempontjából komoly barrier jelentő duzzasztógátak jelentős részét már ellátták a barrier-hatást némileg csökkentő berendezéssel, ún. hallépcsővel. Itt jegyezzük meg, hogy a WeCon – ATHU077 projekt egy másik alprojektje éppen a duzzasztóműveknek – illetve az azok részeként vagy kiegészítéseként megépített hallépcsőknek – a halközösségére gyakorolt hatásait vizsgálja. Csak érdekességképpen közöljük, hogy leírták már a *zoochoria* jelenségét halaknál is (ennek konkrét módja az ikráknak a vízimadarak bélcsatornáján való átjutása eredményezte terjedése volt), de ez csupán néhány, és jellemzően az extrém magas tűrőképességű fajnál (pl. ezüstkárász) játszhat szerepet, és valószínűleg ott is csak kis jelentőségű.

Az ökológiai folyosóknak a magasabbrendű gerinces csoportok (kételtűek, hüllők, madarak és emlősök) szempontjából értelmezett alkalmasságát jelen anyag keretében nem tárgyaljuk.

\* \* \*

A továbbiakban tehát a fenti (5.1. – 5.4.) fejezetekben leírt szempontok szerint vizsgáljuk és értékeljük a kijelölt és vizsgált ökológiai folyosók (Répce, Gyöngyös, Pinka, Lapincs, Rába folyók, és azok hullámtere) alkalmasságát.



## 6. Eredmények

### 6.1. Élőhelyek

#### 6.1.1. Magyarországon és Ausztriában megtalált közösségi jelentőségű élőhelyek listája és azok százalékos gyakorisága az összes vizsgált foltszámhoz, illetve a térképezett összterülethez viszonyítva

Az alábbiakban a Magyarországon és Ausztriában megtalált közösségi jelentőségű élőhelyek felsorolása következik országonként. Az élőhely kódja és elnevezése után azoknak az élőhelyfoltoknak a száma van megadva, amelyek területén az adott élőhely előfordul.

#### Magyarországon megtalált közösségi jelentőségű élőhelyek

**3130** - Oligo-mezotróf állóvizek *Littorelletea uniflorae* és/vagy *Isoeto-Nanojuncetea* vegetációval: **4 db** élőhelyfolt

**3150** - Természetes eutróf tavak *Magnopotamion* vagy *Hydrocharition* növényzettel: **43 db** élőhelyfolt

**5130** - Borókaformációk (*Juniperus communis*) fenyérekben vagy mészkedvelő gyepekben: **1 db** élőhelyfolt

**6190** - Pannon sziklagyepek (*Stipo-Festucetalia pallentis*): **1 db** élőhelyfolt

**6440** - Folyóvölgyek *Cnidion dubii*-hoz tartozó mocsárrétjei: **49 db** élőhelyfolt

**6510** - Sík- és dombvidéki kaszálórétek (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*): **29 db** élőhelyfolt

**7230** - Mészkedvelő üde láp- és sásrétek: **1 db** élőhelyfolt

**9130** - Szubmontán és montán bükkösök (*Asperulo-Fagetum*): **1 db** élőhelyfolt

**91E0** - \* Enyves éger (*Alnus glutinosa*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*) alkotta ligeterdők (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*): **227 db** élőhelyfolt

**91F0** - Keményfás ligeterdők nagy folyók mentén *Quercus robur*, *Ulmus laevis* és *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* vagy *Fraxinus angustifolia* fajokkal (*Ulmion minoris*): **21 db** élőhelyfolt

**91G0** - \* Pannon gyertyános-tölgyesek *Quercus petraea*-val és *Carpinus betulusszal*: **23 db** élőhelyfolt

**91M0** - Pannon cseres-tölgyesek: **1 db** élőhelyfolt

Összesen 401 élőhelyfolt területén található tehát a fent felsoroltak közül legalább 1 jelölő élőhely. Összesen 1085 élőhelyfoltot vettünk figyelembe a jelen vizsgálat alkalmával (a szántóterületek nem kerültek be az elemzésbe). Százalékban megadott értékkel kifejezve a vizsgálatba bevont élőhelyfoltok 37,0%-án a felsoroltak közül legalább 1 jelölő élőhely található.

Területi kiterjedést figyelembe véve a 2736 hektáros összterület (vizsgálatba bevont foltok) 49,5%-a az a 1355 hektáros terület, amit a fent felsorolt közösségi jelentőségű élőhelyek összesen elfoglalnak. A számítás során a Natura 2000 élőhelyek folton belüli százalékos arányát nem vettük figyelembe, így (a legtöbb esetben) a domináns élőhely érintettségét 100%-nak véve számítottuk a területi értékeket.

#### Ausztriában megtalált élőhelyek

**3150** - Természetes eutróf tavak *Magnopotamion* vagy *Hydrocharition* növényzettel: **2 db** élőhelyfolt

**3270** - Iszapos partú folyók részben *Chenopodion rubri* és részben *Bidention* növényzettel: **15 db** élőhelyfoltban 2. jelölő élőhelyként

**6410** - Kékperjés láprétek meszes, tözeges vagy agyagbemosódásos talajokon (*Molinion caeruleae*): **10 db** élőhelyfolt

**6440** - Folyóvölgyek *Cnidion dubii*-hoz tartozó mocsárrétjei: **1 db** élőhelyfolt

**6510** - Sík- és dombvidéki kaszálórétek (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*): **148 db** élőhelyfolt 1. jelölő élőhelyként és **1 db** élőhelyfoltban 2. jelölő élőhelyként

**91E0** - \* Enyves éger (*Alnus glutinosa*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*) alkotta ligeterdők (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*): **64 db** élőhelyfolt

**91F0** - Keményfás ligeterdők nagy folyók mentén *Quercus robur*, *Ulmus laevis* és *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* vagy *Fraxinus angustifolia* fajokkal (*Ulmion minoris*): **1 db** élőhelyfolt

**91G0** - \* Pannon gyertyános-tölgyesek *Quercus petraea*-val és *Carpinus betulusszal*: **2 db** élőhelyfolt

Összesen 228 élőhelyfolt területén található tehát a fent felsoroltak közül legalább 1 (de maximum 2) közösségi jelentőségű élőhely. Összesen 1550 élőhelyfoltot vettünk figyelembe a jelen vizsgálat alkalmával (a szántóterületek nem kerültek be az elemzésbe). Százalékban megadott értékkel kifejezve a vizsgálatba bevont élőhelyfoltok 14,7%-án a felsoroltak közül legalább 1 (de maximum 2) élőhely található.

Területi kiterjedést figyelembe véve az 1976 hektáros összterület (vizsgálatba bevont foltok összterülete) 19,6%-a az a 387 hektáros terület, amit a fent felsorolt élőhelyek összesen elfoglalnak. A számítás során a Natura 2000 élőhelyek folton belüli százalékos arányát nem vettük figyelembe, így (a legtöbb esetben) a domináns élőhely érintettségét 100%-nak véve számítottuk a területi értékeket.

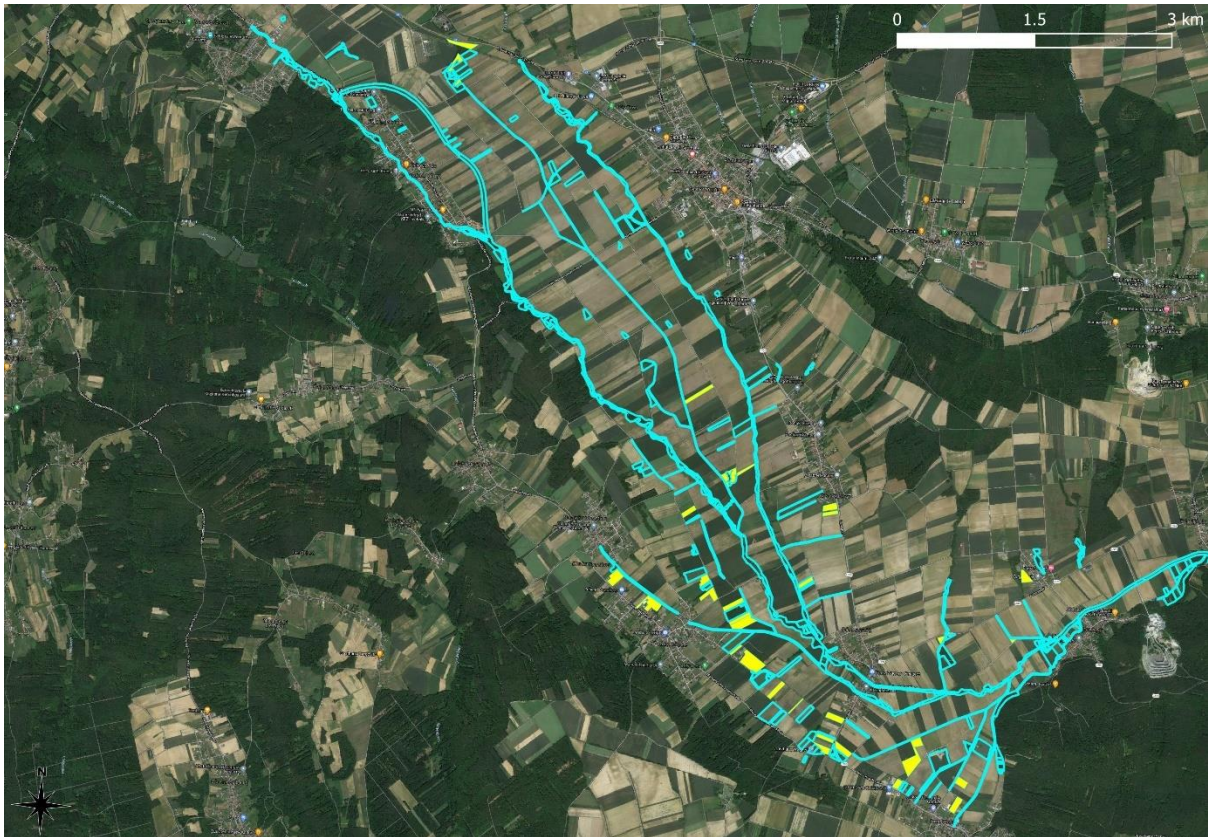
#### Összevetés

A fenti összesített adatokat összehasonlítva jól látható a vizsgált vízfolyások és azok árterei (illetve egykori árterei) közötti egyik legalapvetőbb különbség. A magyarországi ártereken mind az egyes élőhelyfoltok számában, mind a konkrét területi adatok tükrében jóval nagyobb arányban találhatók a közösségi jelentőségű élőhelyek (illetve általánosságban természetes és természetközeli élőhelyek).

#### **6.1.2. A közösségi jelentőségű élőhelyek térbeli mintázatának alapvető jellegzeteségei és az egyes térképezett vízfolyások (Pinka, Lapincs, Rába, Répce) egyedi jellegzetességei a közösségi jelentőségű élőhelyek előfordulási viszonyainak tekintetében, illetve az inváziós fajok jellegzetes előfordulásai és az ellenük való védekezés lehetőségei**

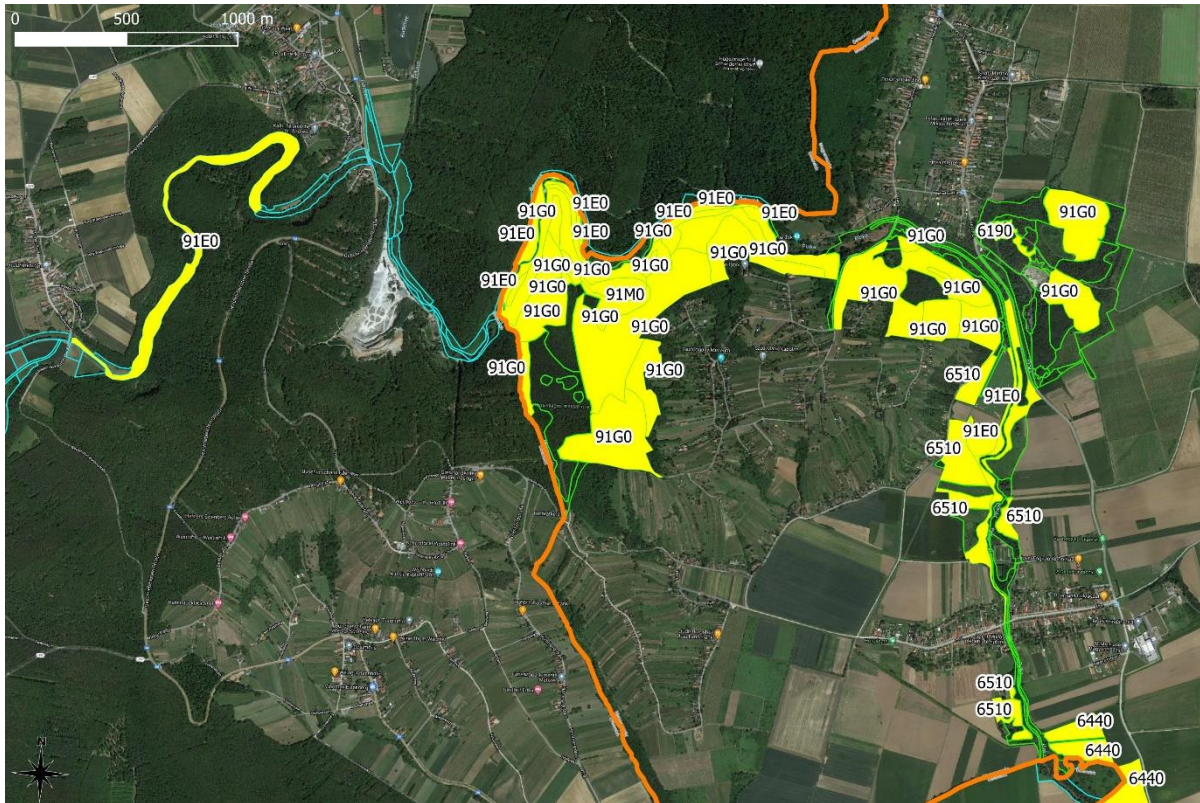
##### 6.1.2.1. Közösségi jelentőségű élőhelyek a Pinka mentén

A jelölő élőhelyek elhelyezkedésében (mintázatában) jelentős eltérések tapasztalhatók a két ország esetében. Jól játható ez például a Várújfalutól (Woppendorf) nyugatra eső térképezett területeknél, ahol teljes egészében Ausztria területére esnek a Pinka mentén térképezett területek. Itt jellemző, hogy a több, egymással többé-kevésbé párhuzamosan futó kisvízfolyás (Pinka, Zickenbach, egyéb kisebb csatornák és árkok) mezőgazdasági parcellák közé szorított keskeny és nagyrészt mesterséges mederben fut, emiatt a vízfolyásokhoz kötődő vegetáció spontán fejlődésére alig van lehetőség. Ezekben a keskeny, intenzíven művelt parcellák közé szorított medrekben jellemzően nem találhatók közösségi jelentőségű élőhelyek. Ezen a területen a közösségi jelentőségű élőhelyek 1 db kis területű erdőfolt kivételével (ez 91E0) üde gyepek (elsősorban 6510, néhány esetben 6410 élőhelyek). Jellegzetes ezeknek az élőhelyeknek a tájban való elhelyezkedése is. A legtöbb esetben a kisvízfolyásokhoz közvetlenül, azokhoz keskenyebb oldalukkal kapcsolódó „szabályos alakú” parcellák ezek, amelyek leginkább szántók közé ékelődnek (7. ábra).



7. ábra. A Pinka Ausztriai szakaszán térképezett területek Várújfalutól nyugatra. Sárgával színeztük a közösségi jelentőségű élőhelyeket. A keskeny, intenzíven művelt parcellák közé szorított medrekben jellemzően nem található közösségi jelentőségű élőhelyek. A közösségi jelentőségű élőhelyek (elsősorban 6510, néhány esetben 6410 élőhelyek) szántók közé ékelődő, „szabályos” mezőgazdasági parcellákon található üde gyepek (kaszálók)

Ez a mintázat arra utal, hogy ezek a természetközeli gyepek másodlagosak, szántó eredetűek. Ennek ellenére a túlnyomó részben alacsony inváziós fertőzöttségű, közepesen fajgazdag kaszálók itt fontos természeti értéknek tekinthetők. Természetvédelmi–botanikai szempontból kiemelhető fajok jelentős faj- és egyedszámban fordulnak elő. A leírt mintázat és a kapcsolódó jellemzés a Pinka mentén, az osztrák oldalon térképezett területekre végig helytálló. A Várújfalutól keletre, illetve délre lévő (alvízi irányba lévő) ártéri területeken a már leírt mintázat ismétlődik az osztrák oldalon: túlnyomó részben 6510 élőhelyekkel jellemezhető szabályos parcellák kapcsolódnak „merőlegesen” (azaz keskenyebb oldalukkal) a vízfolyásokhoz (7. ábra). A 6510 jelölő élőhelyen kívül ezen a szakaszon csak egy 6410 és egy kis területű 91E0 élőhely fordul elő. Összességében elmondható, hogy az osztrák oldalon a természetes vagy természetközeli erdők ritkaságnak számítanak. Két kisebb 91E0 élőhelyen kívül csak 1 db nagyobb 91E0 élőhely fordul elő. Ez, a Várújfalu és Pinkaóvár között hosszan húzódó élőhelyfolt a Pinka medrét is magába foglalja (8. ábra).



8. ábra. Az országhatárt narancssárga vonallal jelöltük. Ettől nyugatra látható a Pinka Ausztriai szakaszán lévő egyetlen nagyobb 91E0 élőhely (sárgával színezve). Magyarországon Felsőcsatár térségében kiterjedt Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2) és Mészkerülő gyertyános-tölgyesek (K7b) jelennek meg a vízfolyás mentén (91G0 jelölő élőhelyek)

A viszonylag fajgazdag, álló- és fekvő holtfát is jelentős mennyiségben tartalmazó állomány az osztrák oldalon üdítő kivételnek számít. Inváziós fertőzöttsége viszont magas. Számos inváziós faj fordul elő, közülük több jelentős borítással. Jellemző fajok: *Rudbeckia laciniata*, *Solidago gigantea subsp. serotina*, *Impatiens glandulifera*, *Alnus glutinosa*, *Salix alba*, *Salix fragilis*, *Robinia pseudoacacia*, *Carpinus betulus*, *Quercus robur*, *Urtica dioica*, *Humulus lupulus*, *Rubus caesius*, *Rubus sect. Rubus*, *Ulmus minor*, *Impatiens parviflora*, *Stachys sylvatica*, *Corylus avellana*, *Cornus mas*, *Fallopia japonica*, *Pulmonaria officinalis*, *Acer campestre*. A Pinka mentén a magyarországi területek egyes részein megnövekszik a természetközeli erdők aránya. Felsőcsatár térségében kiterjedt Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2) és Mészkerülő gyertyános-tölgyesek (K7b) jelennek meg a vízfolyás mentén (91G0 jelölő élőhelyek) (8. ábra). Ezek az erdőtípusok ugyanakkor nem tekinthetők az ártéri élőhelykomplex részének, bár a kimondottan ártéri erdőtípusokkal átmeneteket képez. A Felsőcsatár közelében lévő nagyobb erdőtömbtől eltekintve a Pinka magyarországi árterén térképezett területein csak néhány kisebb területű 91E0 élőhely, illetve a torkolat közelében néhány, esetenként nagyobb 91F0 élőhely fordul elő. Összességében azonban elmondható, hogy a Pinka mentén az Enyves éger (*Alnus glutinosa*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*) alkotta ligeterdők (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) – 91E0 élőhely ritkán jelenik meg mindkét országban. Összességében azonban minden előforduló „erdő” jelölő élőhelytípust figyelembe véve (91G0, 91E0, 91F0, 91M0 – ez utóbbiból 1 élőhelyfolt érintett a magyarországi területen) a magyarországi területeken egyértelműen és jelentősen nagyobb ezeknek az élőhelyeknek az aránya. A nyílt jelölő élőhelyek tekintetében a magyarországi területeken a Pinka mentén az osztrák oldalhoz hasonlóan dominál a Sík- és dombvidéki kaszálórét (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis) – 6510 élőhely, mellette azonban itt már megjelennek a Folyóvölgyek *Cnidion dubii*-hoz tartozó mocsárrétei – 6440 is. Ez az élőhely az osztrák oldalon a Pinka mentén (és egyben az egész osztrák oldalon) csak egy esetben (1 helyszínen) került elő Lovászd (Luising) településtől délre. Az osztrák oldalon szórványosan előforduló Kékperjés láprétek meszes, tőzeges vagy agyagbemosódásos talajokon (*Molinion caeruleae*) – 6410 élőhely viszont a magyarországi területeken hiányzik az egész vizsgált területen (nem csak a Pinka mentén). A Pinka

magyarországi területén található nyílt jelölő élőhelyek (6510, 6440) elhelyezkedése a vízfolyás mentén némileg eltér az osztrák oldalon tapasztaltaktól. A magyar oldalon a gyakran jelentős kiterjedésű rétek (legelők és kaszálók) a Pinka mentén hosszan elnyúlva találhatók.

#### 6.1.2.2. Az inváziós fajok mintázatának (inváziós fertőzöttség) vizsgálata és a fajok visszaszorításának lehetőségei a Pinka mentén

Az I. csoportba tartozó fajok (*Impatiens glandulifera*, *Echinocystis lobata*, *Acer negundo*, *Fallopia sp.*) mindkét országban gyakoriak a vízfolyások mentén. Az előfordulások túlnyomó többségét közvetlenül a vízfolyások mentén (a mederben, illetve a medret is lefedő foltoknál) detektáltuk. Itt azonban a szóban forgó 4 faj közül jellemzően több is előfordul. A III. csoportba tartozó fajok (*Solidago gigantea*, *Robinia pseudoacacia*) szintén általánosan előfordulnak a vízfolyások mentén.

Leggyakoribb fajok az *Impatiens glandulifera* és a *Solidago gigantea*. Ezek sokszor megszakítás nélkül követik a Pinkát és a csatlakozó csatornákat. Valamivel ritkábbnak mondható a *Fallopia sp.* Az *Acer negundo* és az *Echinocystis lobata* az előző fajokhoz viszonyítva jóval kevesebb vízfolyásmenti élőhelyfoltot fordul elő, de ritkának semmiképpen sem mondható. Előbbi fajok közül ezeken az üde termőhelyeken jellemző módon 2–4 faj legalább előfordul (néhány esetben 5). Ez alól a ritkán előforduló Füz-nyár ártéri erdők (91E0 közösségi jelentőségű élőhelyek) sem kivételek. Ezek inváziós fertőzöttsége is magas.

Véleményünk szerint a magas inváziós fertőzöttség miatt a vízfolyások mentén az I. és a III. csoportba tartozó fajok látványos (és hosszú szakaszokon történő) visszaszorítására a jelenlegi földhasználati és gazdálkodási gyakorlatokat alapul véve nincs reális lehetőség. Az inváziós fajok visszaszorítását célzó tevékenységek során az erőforrásokat érdemes a 91E0 és 91F0 élőhelyekre és azok szűk környezetére összpontosítani. Ezek a Pinka mentén viszonylag kevés helyen fordulnak elő. Az egyes fajok eltávolításának jól ismert módzatai vannak. Javasoljuk, hogy a 91E0 és 91F0 élőhelyek foltjain és felvízi irányban egy úgynevezett puffterületen (50–100 méter) valamennyi (a tárgyalt fajok közül) előforduló inváziós növényfaj eltávolítására készüljön konkrét cselekvési terv. A cselekvési terv lehetőleg tartalmazza a későbbi (fenntartási jellegű) feladatokat is. Véleményünk szerint ezzel hosszú távon nem oldhatók meg teljes mértékben az inváziós fajok jelenlétéből adódó problémák, hiszen az egyes fajok szaporítóképletei az újbóli megtelepedést, vagy a magkészletből történő regenerációt lehetővé teszik. Ennek ellenére a javaslat végrehajtása jelentős előrelépés lenne és egyben az alkalmazott módszerek tesztelésére, illetve továbbfejlesztésére is sor kerülne.

A vízfolyást kísérő nyílt élőhelyeken jellemzően kevesebb, 0–1 inváziós faj fordul elő (2 már kifejezetten ritkán). Ezek a nyílt területeken található a Sík- és dombvidéki kaszálórétek (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) – 6510 élőhely, a Folyóvölgyek *Cnidion dubii*-hoz tartozó mocsárrétei – 6440 és az osztrák oldalon szórványosan előforduló Kékperjés láprétek meszes, tözezes vagy agyagbemosódásos talajokon (*Molinion caeruleae*) – 6410 élőhelyek. A nyílt élőhelyeken az egyedüli, a foltok jelentős részén megtalálható inváziós faj a *Solidago gigantea*. A faj, a szóban forgó közösségi jelentőségű élőhelyeken (kaszálókon és/vagy legelőkön) azonban csak ritkán fordul elő. Véleményünk szerint a rét- és legelőgazdálkodás elmaradásával (illetve a rendszertelenné válásával) jelenik meg (illetve válik tömegessé) a faj. A védekezés legfőbb lehetősége ezért elsősorban a rendszeresen és szakszerűen elvégzett kaszálás és/vagy legeltetés. Azokon a közösségi jelentőségű nyílt területeken (6510, 6440) és az ezek közvetlen szomszédságában található területeken, ahol a faj tömegessége jelentős, szükségesnek tartjuk az aktív cselekvést a faj visszaszorítása érdekében. Ezzel kapcsolatban számos sikeres projekt és módszer ismeretes.

A II. csoportba tartozó fajok közül a *Prunus serotina* került elő egy Monyorókeréktől északra elhelyezkedő, nagy mértékben cserjésedett mesterséges csatorna mentén. A faj nem kimondottan kötődik árterekhez. Véleményünk szerint a vízfolyások mentén lévő üde termőhelyeken jelentős mértékű spontán terjedése nem várható.

#### 6.1.2.3. Közösségi jelentőségű élőhelyek a Répce mentén

A Répce mentén az osztrák oldalon térképezett területek esetében feltűnő a közösségi jelentőségű élőhelyek alacsony területi aránya. Az országhatártól Répceköhalomig összesen 2 helyszínen fordul elő

a Sík- és dombvidéki kaszálórétek (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) – 6510 élőhely. Más közösségi jelentőségű élőhely ezen a szakaszon nincs. Ezek (6510) szintén a már említett szabályos parcellák, amelyek keskenyebbik oldalukkal kapcsolódnak a vízfolyáshoz. Ezen a közelítőleg 18 km hosszú szakaszon a két említett folt kivételével tehát sem a mederben, sem a csatlakozó területeken nem található közösségi jelentőségű élőhely. A Répceköhalomtól kezdődő és a vizsgált szakasz északi végpontjáig tartó közelítőleg szintén 18 km hosszú szakaszon a szórványosan megjelennek a Sík- és dombvidéki kaszálórétek (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) – 6510 élőhelyek a vízfolyáshoz csatlakozó területeken, sőt az utolsó 3 kilométeres szakaszon (felvízi irányban) gyakorivá válnak. A felvízi 18 km-es szakaszon néhány helyen Enyves éger (*Alnus glutinosa*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*) alkotta ligeterdők (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) – 91E0 élőhely is megjelenik. A Répce magyarországi szakaszán a vízfolyáshoz kapcsolódó Sík- és dombvidéki kaszálórétek (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) – 6510 élőhelyet felváltják a Folyóvölgyek *Cnidion dubii*-hoz tartozó mocsárrétjei – 6440. A 6510 élőhely itt már csak 2 helyszínen került elő. A kaszálással és/vagy legeltetéssel hasznosított mocsárrétek legtöbbször kimondottan kis területű, erdőkbe ékelődő, közepes természetességű állomány. Jelentős különbség még a két ország között a Répce mentén, hogy a Répce magyarországi szakaszán (beleértve az Ásás-csatornát is) megnő az Enyves éger (*Alnus glutinosa*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*) alkotta ligeterdők (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) – 91E0 területi aránya. Gyalóka és Csepreg között ezek a ligeterdők hosszan kísérik az Ásás-csatornát mindkét parton, de az ettől keletre lévő Répce mentén is megtalálhatók ezek a keskeny, de hosszan elnyúló, közepes természetességű állományok.

#### 6.1.2.4. Az inváziós fajok mintázatának (inváziós fertőzöttség) vizsgálata és a fajok visszaszorításának lehetőségei a Répce mentén

A Répce mentén a Pinkához nagy mértékben hasonló alaphelyzet detektálható mind az inváziós növényfajok, mind a közösségi jelentőségű élőhelyek eloszlásának (és egyéb jellemzőinek) tekintetében. Lokális eltérések tapasztalhatók, amelyekre az alábbiakban kitérünk.

Az I. csoportba tartozó fajok (*Impatiens glandulifera*, *Echinocystis lobata*, *Acer negundo*, *Fallopia* sp.) közül az *Impatiens glandulifera* és a *Fallopia* sp. mindkét országban gyakoriak (sok esetben tömegesek) a mederben (illetve a medret lefedő foltoknál). A III. csoportba tartozó fajok (*Solidago gigantea*, *Robinia pseudoacacia*) szintén általánosan előfordulnak a vízfolyások medrét lefedő foltoknál. Összességében leggyakoribb az *Impatiens glandulifera* és a *Fallopia* sp. Ezek a fajok sokszor megszakítás nélkül követik a vízfolyást és a csatlakozó csatornákat. Valamivel ritkábbnak mondható a *Solidago gigantea*. Ez a faj a vízfolyás utolsó 13 kilométeres szakaszán (felvízi irányban) már csak szórványosan fordul elő. Az *Acer negundo* és az *Echinocystis lobata* viszont kimondottan ritka a Répce mentén (ellentétben a Pinkával). Az említett 6 faj közül jellemzően 2–4 faj együttesen jelenik meg közvetlenül a vízfolyások mentén (néhány esetben 5). Ez alól a Fűz-nyár ártéri erdők (91E0 közösségi jelentőségű élőhelyek) sem kivételek. Ezek inváziós fertőzöttsége is magas.

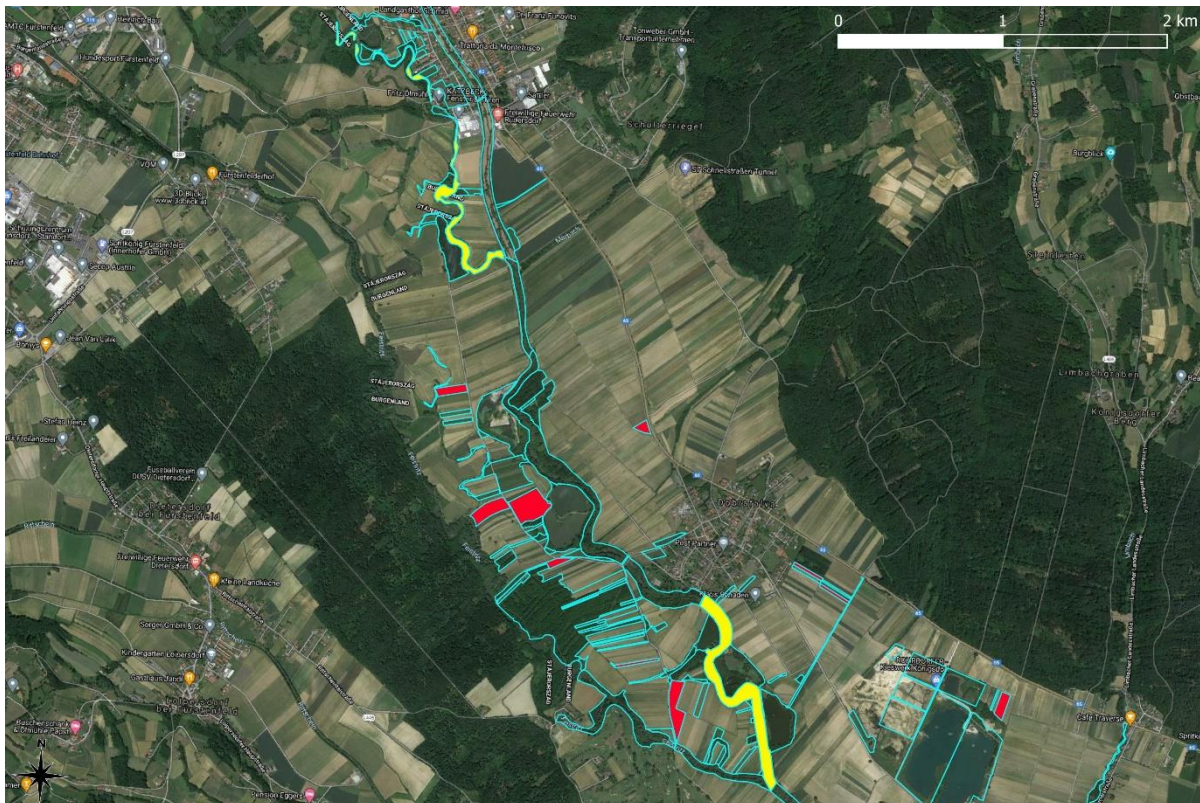
Véleményünk szerint a magas inváziós fertőzöttség miatt a vízfolyások mentén az I. és a III. csoportba tartozó fajok látványos (és hosszú szakaszokon történő) visszaszorítására a jelenlegi földhasználati és gazdálkodási gyakorlatokat alapul véve nincs reális lehetőség. Véleményünk szerint az inváziós fajok visszaszorítását célzó tevékenységek során az erőforrásokat érdemes a 91E0 jelölő élőhelyekre és azok szűk környezetére összpontosítani. Ezek az élőhelyek összességében a Répce mentén viszonylag kevés helyen fordulnak elő, de pl. Gyalóka és Csepreg között (Magyarországon) ezek a ligeterdők hosszan kísérik az Ásás-csatornát mindkét parton. Az egyes fajok eltávolításának jól ismert módzatai vannak. Javasoljuk, hogy a 91E0 jelölő élőhelyek foltjain és felvízi irányban egy úgynevezett pufferterrületen (50–100 méter) valamennyi (a tárgyalt fajok közül) előforduló inváziós növényfaj eltávolítására készüljön cselekvési terv. A cselekvési terv lehetőleg tartalmazza a későbbi (fenntartási jellegű) feladatokat is. Véleményünk szerint ezzel hosszú távon nem oldhatók meg teljes mértékben az inváziós fajok jelenlétéből adódó problémák, hiszen az egyes fajok szaporítóképletei az újbóli megtelepedést, vagy a magkészletből történő regenerációt lehetővé teszik. Ennek ellenére a javaslat végrehajtása jelentős előrelépés lenne és egyben az alkalmazott módszerek tesztelésére, illetve továbbfejlesztésére is sor kerülne.

A vízfolyást kísérő nyílt élőhelyeken kevesebb, jellemzően 0–1 inváziós faj fordul elő (2–3 már kifejezetten ritkán). Ezek a nyílt területeken találhatóak a Sík- és dombvidéki kaszálórét (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis) – 6510 élőhely, és a Folyóvölgyek Cnidion dubii-hoz tartozó mocsárrétjei – 6440. A nyílt élőhelyeken az egyedüli, a foltok jelentős részén megtalálható inváziós faj a Solidago gigantea. A faj, a szóban forgó közösségi jelentőségű élőhelyeken (kaszálókon és/vagy legelőkön) azonban csak ritkán fordul elő a faj. Véleményünk szerint a rét- és legelőgazdálkodás elmaradásával (illetve a rendszertelenné válásával) jelenik meg (illetve válik tömegessé). A védekezés legfőbb lehetősége ezért elsősorban a rendszeresen és szakszerűen elvégzett kaszálás és/vagy legeltetés. Azokon a közösségi jelentőségű nyílt területeken (6510, 6440) és az ezek közvetlen szomszédságában található területeken, ahol a faj tömegessége jelentős, szükségesnek tartjuk az aktív cselekvést a faj visszaszorítása érdekében.

A II. csoportba tartozó fajok közül az Amorpha fruticosa 7 helyszínen (7 folt) került elő Ausztriában. Az előfordulások részben konkrétan a vízfolyás medréhez kötődnek, részben a csatlakozó területekről származnak. Véleményünk szerint a faj további, akár jelentős mértékű terjedése várható a vízfolyások mentén. Az Amorpha fruticosa ártereken, vizes élőhelyek nyílt és cserjésedő részein, erdőszegélyeken, de még zárt erdők cserjeszintjében is jelentős borítással jelenhet meg. A faj további terjedése a vizsgált területeken várható. Javasoljuk a faj lehetőleg teljes mértékű eltávolítását. Az ismert és egyelőre kis számú előfordulás lehetőséget ad arra, hogy a faj robbanásszerű terjedését aktív, természetvédelmi célú beavatkozással megelőzzük.

#### 6.1.2.5. Közösségi jelentőségű élőhelyek a Lapincs mentén

A Lapincs térképezett és vizsgálatba bevont szakasza teljes egészében az osztrák oldalon található. Alapvetően hasonló mintázat fedezhető fel a közösségi jelentőségű élőhelyek előfordulási viszonyainak tekintetében, mint a Pinka osztrák oldalának esetében. Inkább ezen élőhelyek arányában tér el a két terület (Pinka osztrák oldala és a Lapincs). A rét jellegű élőhelyeket a Lapincs mentén csak a 6510 típus képviseli, de ebből az élőhelyből is kimondottan kevés van. A Pinka mentén tapasztaltakhoz hasonlóan itt is szántók közé ékelődő kisebb parcellákon jelenik meg az élőhely, esetenként a vízfolyáshoz nem is kapcsolódva (attól távolabb). Ugyanakkor a Pinka esetében (az osztrák oldalon) kimondottan ritkának számító Enyves éger (Alnus glutinosa) és magas kőris (Fraxinus excelsior) alkotta ligeterdők (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae) – 91E0 élőhely itt, a Lapincs mentén már gyakoribb. Egy esetben a Lapincs „főmedrét” is ez kíséri egy hosszabb szakaszon. Az előfordulások nagy része viszont a csatlakozó holtágakban található (9. ábra). Ezekben az erőkben viszonylag magas az inváziós fajok borítása. Elsősorban a Solidago gigantea és a Impatiens glandulifera jelent problémát (ezek magasabb borítással vannak jelen), de ezeken kívül más fajok is jellemzők: Robinia pseudoacacia, Fallopia japonica.



9. ábra. Az ábrán a Lapincs térképezett szakaszának északnyugati része látható. A rét jellegű élőhelyeket a Lapincs mentén csak a 6510 élőhely képviseli (pirossal színezve), de ebből az élőhelyből is kimondottan kevés van. Ugyanakkor a Pinka esetében (az osztrák oldalon) kimondottan ritkának 91E0 élőhely (sárgával színezve) itt, a Lapincs mentén már gyakoribb. Egy esetben a Lapincs „főmedrét” is ez kíséri egy hosszabb szakaszon. Az előfordulások nagy része viszont a csatlakozó holtágakban található

#### 6.1.2.6. Az inváziós fajok mintázatának (inváziós fertőzöttség) vizsgálata és a fajok visszaszorításának lehetőségei a Lapincs mentén

Az I. csoportba tartozó fajok (*Impatiens glandulifera*, *Echinocystis lobata*, *Acer negundo*, *Fallopia* sp.) közül az *Impatiens glandulifera* és a *Fallopia* sp. kimondottan gyakoriak a vízfolyások medrében (különösen az előbbi). Az *Acer negundo* és az *Echinocystis lobata* a vizsgált szakasz alvízi felén szintén gyakori a mederben. Felvízi irányban viszont (Királyfalvától északnyugatra) viszont úgy tűnik, hogy mindkét faj hiányzik. A III. csoportba tartozó fajok (*Solidago gigantea*, *Robinia pseudoacacia*) általánosan előfordulnak a vizsgált területeken. Előbbi fajok közül közvetlenül a mederben (illetve a medre is lefedő foltoknál) jellemző módon 3–5 faj legalább előfordul (két folt esetében 6). Ez alól az előforduló Fűz-nyár ártéri erdők (91E0 közösségi jelentőségű élőhelyek) sem kivételek. Ezek inváziós fertőzöttsége is magas. A kapcsolódó, feltöltődött holtágakban előforduló holtágakban lévő 91E0 élőhelyek inváziós fertőzöttsége szintén magas.

Véleményünk szerint a magas inváziós fertőzöttség miatt a vízfolyások mentén az I. és a III. csoportba tartozó fajok látványos (és hosszú szakaszokon történő) visszaszorítására a jelenlegi földhasználati és gazdálkodási gyakorlatokat alapul véve nincs reális lehetőség. Véleményünk szerint az inváziós fajok visszaszorítását célzó tevékenységek során az erőforrásokat érdemes a 91E0 jelölő élőhelyekre és azok szűk környezetére összpontosítani. Az egyes fajok eltávolításának jól ismert módzatai vannak. Javasoljuk, hogy a 91E0 jelölő élőhelyek foltjain és felvízi irányban egy úgynevezett puffterületen (50–100 méter) valamennyi (a tárgyalt fajok közül) előforduló inváziós növényfaj eltávolítására készüljön konkrét cselekvési terv. A cselekvési terv lehetőleg tartalmazza a későbbi (fenntartási jellegű) feladatokat is. Véleményünk szerint ezzel hosszú távon nem oldhatók meg teljes mértékben az inváziós fajok jelenlétéből adódó problémák, hiszen az egyes fajok szaporítóképletei az újbóli megtelepedést, vagy a magkészletből történő regenerációt lehetővé teszik. Ennek ellenére a javaslat végrehajtása



jelentős előrelépés lenne és egyben az alkalmazott módszerek tesztelésére, illetve továbbfejlesztésére is sor kerülne.

A vízfolyást kísérő nyílt élőhelyeken jellemzően 0–2 inváziós faj fordul elő. Ezekon a nyílt területeken található a Sík- és dombvidéki kaszálórétek (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) – 6510 élőhely, de a Lapincs mentén ebből az élőhelyből is kimondottan kevés van. A nyílt élőhelyeken a leginkább elterjedt inváziós faj a *Solidago gigantea*, de mellette megtalálható még esetenként a *Fallopia sp.* és az *Impatiens glandulifera*. Ezek a fajok, a szóban forgó közösségi jelentőségű élőhelyeken (kaszálókon és/vagy legelőkön) csak ritkán fordulnak elő. Véleményünk szerint a rét- és legelőgazdálkodás elmaradásával (illetve a rendszertelenné válásával) jelennek meg (illetve válnak tömegessé). A védekezés legfőbb lehetősége ezért elsősorban a rendszeresen és szakszerűen elvégzett kaszálás és/vagy legeltetés. Azokon a közösségi jelentőségű nyílt területeken (6510) és az ezek közvetlen szomszédságában található területeken, ahol az említett fajok tömegessége jelentős, szükségesnek tartjuk az aktív cselekvést a fajok visszaszorítása érdekében. Ezzel kapcsolatban számos sikeres projekt és módszer ismeretes.

A II. csoportba tartozó fajok a Lapincs mentén nem kerületek elő a terepi felmérések során.

#### 6.1.2.7. Közösségi jelentőségű élőhelyek a Rába mentén

A Rába magyarországi és ausztriai vizsgált szakaszai előbbi területekhez hasonlítva kitűnnek azzal, hogy több jelölő élőhely található és ezek összességében is nagyobb arányban jelennek meg. A Természetes eutróf tavak *Magnopotamion* vagy *Hydrocharition* növényzettel (3150), Mészkedvelő üde láp- és sásrétek (7230) és az Oligo-mezotróf állóvizek *Littorelletea uniflorae* és/vagy *Isoeto-Nanojuncetea* vegetációval (3130) élőhelyek kizárólag a Rába mentén fordulnak elő a térképezés tanúsága szerint. Ezeknek az élőhelyeknek a jelenléte minden bizonnyal összefügg a Rába esetében részben még ma is jellemző természetesebb mederfejlődés lehetőségével. A Rába esetén a természetesen fejlődő kanyarulatok, a mederbe bedőlt és behajló fák a vízfolyások természetes dinamikájából (fluviátilis erózió és akkumuláció) fakadóan hozzátartoznak azok természetes összeképéhez. A vízfolyások mentén ezek a bedőlt és behajló fák a meder jellegzetes geomorfológiai folyamatait is befolyásolják, ilyen értelemben a változatos termőhelyi viszonyok kialakulásában is részt vesznek (szakadópartok kialakulása, áramlási holtterek kialakulása, üledéklerakódás befolyásolása stb.). Ezek a folyamatok elsősorban az Oligo-mezotróf állóvizek *Littorelletea uniflorae* és/vagy *Isoeto-Nanojuncetea* vegetációval (3130) és az Iszapos partú folyók részben *Chenopodion rubri* és részben *Bidention* növényzettel (3270) közösségi jelentőségű élőhelyek kialakulásában döntő szerepet játszanak. Ezek az élőhelyek tipikusan kötődnek a folyóvízi felszínformáló tevékenységek [hordaléktermelés, a szállítás (transzportáció) és a lerakás (akkumuláció)] eredményeképpen keletkező felszínalaktani képződményekhez. Ezek az élőhelyek az egyenes, és meredek rézsűvel rendelkező vízfolyásszakaszokon nem, vagy csak töredékesen fordulnak elő. A Rába esetében a kanyarulatok sekély vízborítású részein, a nyár folyamán szárazzá váló, de a mederhez tartozó felszíneken (pl. zátonyokon) viszont a legtöbb évben (vízjárástól függően!) megjelennek, sok esetben a parti faállomány által részben árnyékolt területeken. Jelentős különbség továbbá, hogy az \* Enyves éger (*Alnus glutinosa*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*) alkotta ligeterdők (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) (91E0) élőhely a Rába mentén gyakorivá válik. Leggyakrabban *Fűz-nyár artéri erdők* (J4) fordulnak elő, de nem ritkák a kisebb kiterjedésű *Folyómenti bokorfűzesek* (J3) sem. A természetközeli puhafás állományok leginkább középkorú vagy idős *Fehér fűz artéri erdők*. Ritkábban nyár fajok [*Populus × canescens*, *Populus nigra* (hibrid eredetű)] alkotta erdőket is megfigyelhetünk. Az állományok jellemzően ligetesek. A tisztásokat sok esetben idegenhonos inváziós lágyszárúak foglalják el: *Impatiens glandulifera*, *Fallopia japonica*. A Lapincs betorkollásától alvízi irányban megjelennek a Keményfás ligeterdők nagy folyók mentén *Quercus robur*, *Ulmus laevis* és *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* vagy *Fraxinus angustifolia* fajokkal (*Ulmion minoris*) (91F0) állományok is.

A hasznosított (leginkább kaszált) nyílt területeket a legtöbb esetben természetközeli gyepek foglalják el. Az osztrák oldalon ezek leginkább Sík- és dombvidéki kaszálórétek (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) (6510), míg a magyar oldalon Folyóvölgyek *Cnidion dubii*-hoz tartozó mocsárrétei (6440). Az osztrák oldalon a Pinka, a Répce és Lapincs esetében már említett szabályos

mezőgazdasági parcellákon való előfordulás továbbra is jellemző az osztrák oldalon, míg a magyar oldalon ez a jellegzetes mintázat teljes mértékben hiányzik.

A Rába menti jelölő élőhelyek esetében mind a gyepeknél, mind az erdőknél jelentős probléma az inváziós növények (lágyszárúak és fásszárúak) nagy arányú jelenléte.

#### 6.1.2.8. Az inváziós fajok mintázatának (inváziós fertőzöttség) vizsgálata és a fajok visszaszorításának védekezés lehetőségei a Rába mentén

A Rába ártere összességében természetesebb élőhelykomplexnek mondható, mint a másik három vizsgált vízfolyás. Az inváziós fajok előfordulási viszonyait szemlélve azonban ez a kedvezőbb állapot nem mutatkozik, azaz a Rába mentén az inváziós fertőzöttség szintén magas. Igaz ez mind a természetes és természetközeli erdőkre, mind a nyílt területekre (közösségi jelentőségű kaszálók és/vagy legelők). A Rába medrét többé-kevésbé szorosan kísérő *Fűz-nyár ártéri erdők* (J4) leginkább elterjedt inváziós növényfajai a *Solidago gigantea*, az *Impatiens glandulifera* és a *Fallopia sp.* Ezek a fajok gyakoriak. Különösen a záródáshiányos (ligetes) erdők tisztásain és azok szegélyein fordulnak elő. Ezek a helyeken sok esetben tömegesen jelennek meg. A fásszárú inváziós növények közül leginkább az *Acer negundo* okoz gondot, de ez a faj nem mondható általánosnak a Rába-menti vizsgált területeken. A fűz-nyár ártéri erdőkben nem tekinthető ritkának, de önálló, nagyobb állományokat ritkán alkot. Érdekes, hogy a kevésbé ártéri kötődésű fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) viszont számos \* Enyves éger (*Alnus glutinosa*) és magas kőris (*Fraxinus excelsior*) alkotta ligeterdők (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) (91E0) élőhelyen megtalálható. Ezek az előfordulások részben az állományok szegélyén, sokszor az ártéri peremeken (rézsűk) lokalizálódnak. Az ártéri erdők szegélyén továbbá gyakori fajnak számít az *Echinocystis lobata*. Az inváziós fajok visszaszorítása a 91E0 élőhely természetvédelmi helyzetének javítása érdekében itt is szükséges, akárcsak a többi értékelt vízfolyás esetében. A Pinka, a Répce és a Lapincs esetében az inváziós fajok lehetőség szerinti teljes mértékű eltávolítását javasoltuk a közösségi jelentőségű 91E0 élőhelyekről és egy úgynevezett puffterületről. Az említett vízfolyások mentén azonban a 91E0 élőhely nem alkot nagy, összefüggő állományokat. Sok esetben kis területű, keskeny, egymástól elkülönült élőhelyfoltok jellemzők. A 91E0 élőhelyek összterülete sem túl jelentős. Ez lehetőséget ad arra, hogy valóban megtörténjenek a fajok visszaszorítását célzó beavatkozások. A Rába esetében azonban jelentősen eltérő helyzetben és kiterjedésben találhatók meg ezek az élőhelyek. A négy vizsgált vízfolyás közül a Rába mentén „valódi” hullámterek találhatóak. A többi vízfolyás esetén leginkább nagy mértékben szabályozott, egyenes lefutású, mesterségesen kialakított medrek jellemzőek, ahol a meder és a csatlakozó élőhelyek között általában éles határ húzódik. Széles és változatos átmeneti zónák, átmeneti élőhelyek nem kimondottan jellemzőek. Annál inkább a Rába esetében. Itt sok helyen megfigyelhető, hogy a számos természetvédelmi probléma ellenére a sok esetben több száz méter szélességű hullámtereken rendkívül változatos élőhelymozaik alakultak ki, amelynek sajnos jelentős elemei az inváziós fajok alkotta állományfoltok is. Ezek mellett azonban, a változatos és nagyrészt természetes geomorfológiai környezet számos természetes és természetközeli élőhely (köztük a közösségi jelentőségű élőhelyek) számára biztosít megfelelő termőhelyet. A különböző mértékben feltöltődött holtágakban, változatos vízparti-mocsári vegetáció található. A Rába esetén (elsősorban a magyarországi szakaszon!) még ma is megfigyelhető a jelentős mértékű fluviatilis erózió és akkumuláció. Ennek során olyan új üledékfelszínek jelennek meg, amelyeken a 91E0 élőhelyet alkotó fafajok spontán vetényülésére lehetőség van. *Bokorfüzesek* (J3) jelennek meg, majd ezek *Fűz-nyár ártéri erdők*ké (J4) alakulnak. A folyamat révén a 91E0 élőhely több típusa jelenik itt meg és ezek különböző korúak, szerkezetűek. Összességében tehát természetes és természetközeli élőhelyek nagyobb területen jellemzők. Ezek mozaikosan, egymással és jellegtelen élőhelyekkel keveredve (sokszor kis térléptékben) jelennek meg. Másrészt a hullámtéri helyzet miatt az egyes területek sok esetben nehezen megközelíthetők, a beavatkozás ideje és módja nehezen tervezhető (áradások). Felsorolt tényezők összességében véleményünk szerint nem teszik lehetővé a teljes területre kiterjedően az inváziós fajok eltávolítását és a kedvező állapotok fenntartását. Javasoljuk, hogy az inváziós fajok eltávolítása kisebb területegységeken, a helyi gazdálkodók bevonásával valósuljon meg. Ezzel kapcsolatban számos kedvező tapasztalat van más tájegységek ártéri területeiről (Tisza, Körösök). A helyi gazdálkodók az állandó jelenlétükből adódóan hatékonyabban tudják kihasználni az egyes beavatkozásokra alkalmas időszakokat. Javasoljuk, az állattartással, legeltetéssel foglalkozó gazdálkodók megkeresését a tervezés során. A szarvasmarhával történő ártéri legeltetés garantálhatja a fenntartó jellegű természetvédelmi

kezelés sikerét. Az erre vonatkozó hazai (Magyarország) tapasztalatok mára már széles körben ismertek. A módszerek a természetvédelmi gyakorlatban evidensnek tekinthetők. Javasoljuk, tehát, hogy a projekterület kiválasztásánál a partnerként bevonható, szarvasmarhával jelenleg is ártéren legeltetést folytató gazdálkodókat vegyék alapul. Javasoljuk továbbá, hogy a projekt-területek kijelölésénél olyan nagyobb területegységeket vegyenek alapul, ami magában foglalja a helyben megtalálható élőhelyek minél szélesebb spektrumát. Beleértve ebbe természetes, természetközeli és jellegtelen élőhelyeket is. Javasoljuk, hogy az ártéri peremtől egészen a Rába medréig terjedjenek a projekterületek különböző, a helyi adottságokhoz igazodó szélességben (a jobb- vagy balparton). Felhívjuk a figyelmet, hogy a változatos természeti környezetben a művelési ágakra, különböző támogatási formákra és a lehetséges természetvédelmi kezelésekre vonatkozó jogszabályi környezet megismerése és a cselekvési terv részletes kidolgozása időigényes feladat. Ennek részleteire nem térünk ki. Megemlítjük viszont, hogy jelenleg már az erdőben történő legeltetést is lehetővé teszik a jogszabályok. Véleményünk szerint ezt a lehetőséget is figyelembe kell venni a tervezés során. A gépekkel nehezen, vagy sokszor egyáltalán nem járható területeken az inváziós fajok eltávolítása után visszamaradó területek legeltetése és/vagy kaszálása lehet a hosszú távú sikeres kezelés egyik eleme. Természetesen az erdőterületen történő legeltetés nem javasolható általánosságban és minden területen. A konkrét cselekvési terv kidolgozása során kell majd mérlegelni ezt a lehetőséget.

A vízfolyást kísérő közösségi jelentőségű nyílt élőhelyeken (6510, 6440) kevesebb, jellemzően 0-1 inváziós faj fordul elő. Ezek a nyílt területeken találhatók a Sík- és dombvidéki kaszálórét (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis) – 6510 élőhely, és a Folyóvölgyek Cnidion dubii-hoz tartozó mocsárrétjei – 6440. A nyílt élőhelyeken a foltok jelentős részén megtalálható inváziós faj a Solidago gigantea. A faj, a szóban forgó közösségi jelentőségű élőhelyeken (kaszálókon és/vagy legelőkön) nagyobb borítással csak ritkán fordul elő. Véleményünk szerint a rét- és legelőgazdálkodás elmaradásával (illetve a rendszertelenné válásával) jelenik meg (illetve válik tömegessé). A védekezés legfőbb lehetősége ezért elsősorban a rendszeresen és szakszerűen elvégzett kaszálás és/vagy legeltetés. Azokon a közösségi jelentőségű nyílt területeken (6510, 6440) és az ezek közvetlen szomszédságában található területeken, ahol a faj tömegessége jelentős (pl. erdőszegélyek), szükségesnek tartjuk az aktív cselekvést a faj visszaszorítása érdekében. Ezzel kapcsolatban számos sikeres projekt és módszer ismeretes. A nyílt élőhelyekre vonatkozó javaslatunk és az előző javaslatunk részben átfed egymással.

A II. csoportba tartozó fajok közül az Ailanthus altissima előfordulásáról van tudomásunk (Csákánydoroszló mellett). Véleményünk szerint a faj további, jelentős mértékű terjedése hullámtéri területeken nem várható.

## 6.2. Vízi makroszkopikus gerinctelenek

Az vízi makroszkopikus gerinctelen fajok előfordulási adatainak elemzése alapján a határon átnyúló vízfolyásokról a következő megállapításokat tehetjük.

### 6.2.1. Raab / Rába

A puhatestűek közül a Theodoxus transversalis és az Unio crassus előfordulási viszonyait vizsgáltuk. Előbbi a magyar szakasznak is csak az alsó részén fordul elő kis számban, így ausztriai hiányának oka is valószínűleg a szakaszjellegben keresendő. Az U. crassus-nak a magyar oldalon a vízfolyás teljes hosszán erős állományairól vannak adataink, ezzel szemben a Rába ausztriai szakaszán kevés pontról és kis egyedszámban kerültek elő egyedei.

A három vizsgált szitakötőfaj közül a Gomphus flavipes az osztrák oldalon nem került elő, de a magyar oldalon is inkább a Szentgotthárd alatti szakaszokon keletkeztek adatai, ami együttesen arra utal, hogy az ausztriai szakasz már nem a faj élőhely-optimumába tartozó jelleggel bír. A két, sebesebb folyáshoz és köves-kavicsos aljzathoz kötődő folyami-szitakötő faj (Ophiogomphus cecilia és Onychogomphus forcipatus) mindkét ország területén megtalálható, de a gyűjtési adatok alapján az előbbinek (O. cecilia) magyar oldalon erősebb állományai találhatók, és inkább a Lapincs-torkolat alatt.

A kérészek közül az Oligoneuriella-fajok (O. keffermuelleriae, O. pallida, és O. rhenana) csak a magyar oldalon kerültek elő, de ott is inkább a Lapincs torkolata alatti szakaszon jellemző ezen fajok megléte. A többi kérészfaj gyűjtési eredményei alapján az a megállapítás tehető, hogy a csoport tekintetében a

magyar oldal kedvezőbb képet mutat, ugyanakkor ott is érzékelhető különbség van a Lapincs feletti és alatti szakasz között, az utóbbi javára. Ugyanez igaz az álkérészek csoportjára is, így például a *Marthamea vitripennis* és az *Agnentina elegantula* a magyar oldalon is csak Szentgotthárd alatt került elő, ugyanakkor e fajok ausztriai hiányát legalább részben a folyó ökológiai állapotának rovására írhatjuk.

Az *Aquarius najas* nevű vízfelszíni-poloska faj a határ mindkét oldalán előkerült, viszont a *Macronychus quadrituberculatus* és a *Potamophilus acuminatus* nevű karmosbogár fajok csak a magyar oldalon.

Összességében megállapítható, hogy a magyarországi oldalon feltárt vízi gerinctelen közösség lényegesen változatosabb és gazdagabb, ami leginkább az osztrák folyószakasz jelentős hosszakon módosított jellegének, és általánosan rosszabb ökológiai állapotának tulajdonítható, kisebb részben a Lapincs betorkollása okozta – pozitív irányú – faunakép-módosulásnak.

### 6.2.2. Lafnitz / Lapincs

Az ausztriai és a magyarországi folyószakasz hossza jelentősen különbözik (25 km >> 1,4 km), így összehasonlító értékelést nem alapozhatunk az eredményekre. Ugyanakkor általánosságban leírhatjuk, hogy gyűjtési eredmények alapján a határ két oldalán lévő folyószakasz között sem a fajkészlet, sem az ökológiai állapot tekintetében jelentős különbség nem állapítható meg. A vizsgált puhatestű fajok közül a *Theodoxus transversalis* előkerülését nem vártuk (az élőhelyi jelleg alapján), és az *Unio crassus* élőhely-optimuma is inkább a kevésbé gyors és köves folyókra tehető, ennek ellenére a határ mindkét oldalán előkerültek a faj egyedei.

A Lapincsból a *Gomphus flavipes* nem került elő, a vizsgált szakasz élőhelyi jellege alapján nem is várható. A két, sebesebb folyáshoz és köves–kavicsos aljzathoz kötődő folyami-szitakötő faj, az *Ophiogomphus cecilia* az *Onychogomphus forcipatus* mindkét ország területén kimutatásra került, előbbinek kimondottan erős állományait találtuk a folyóban.

A kérész és álkérész közösség a folyó mindkét vizsgált szakaszán kiemelkedő faj- és egyedszámmal jellemezhető, ritkább fajok jelentős populációival (*Heptagenia coerulans*, *Oligoneuriella*-fajok, *Marthamea vitripennis*, *Agnentina elegantula*, *Dinocras* sp.).

A poloskák értékesebb fajai, így az *Aquarius najas* és az *Aphelocheirus aestivalis* jelen vannak, ahogy a védett karmosbogár-fajok (*Macronychus quadrituberculatus* és a *Potamophilus acuminatus*) is.

### 6.2.3. Pinka /Pinka

Az *Unio crassus* a magyar folyószakaszon gyakori, erős állományokkal rendelkezik, az osztrák oldalon ugyanez mondható el. A *Theodoxus transversalis* éppen a WeCon projekt intenzív kutatási tevékenysége eredményeképpen került elő a magyarországi szakasról (Pornóapáti belterület), feltételezhető, hogy ettől a ponttól lefelé helyenként az osztrák oldalon is élnek kisebb állományai.

A három vizsgált szitakötőfaj közül a *Gomphus flavipes* nem került elő, a vizsgált szakasz már nem is a faj jellemző élőhelye. A két, sebesebb folyáshoz és köves–kavicsos aljzathoz kötődő folyami-szitakötő faj közül az *Ophiogomphus cecilia* mindkét ország területén, míg az *Onychogomphus forcipatus* csak magyar szakasról került kimutatásra, ugyanakkor okkal feltételezzük, hogy az osztrák oldalon is élnek állományai.

A kérészek vizsgált fajait a határ egyik oldalán sem találtuk meg, a kérész-közösség magyarországi folyószakaszon észlelt nagyobb változatossága a nagyobb – és főleg a szélesebb fenológiai időszakot lefedő – mintaszámnak tudható be.

Az *Aquarius najas* a határ mindkét oldalán előkerült, viszont a *Macronychus quadrituberculatus* csak a magyar oldalon, a *Potamophilus acuminatus* pedig egyik folyószakaszon sem.

Összességében elmondható, hogy a két oldal életközössége nagyfokú egyezést mutatnak, ami érthető is, hiszen az országhatáron ide-oda váltó folyóról beszélünk, ráadásul a medermódosítások is nagyfokú hasonlóságot mutatnak.

#### 6.2.4. Güns / Gyöngyös

A *Theodoxus transversalis* állományainak előkerülését nem is vártuk a folyóból, az *Unio crassus* egyedeit pedig csak a magyar folyószakaszon mutattuk ki, aminek oka a vizsgált folyószakaszon megfigyelhető élőhelyi jelleg váltás lehet.

Szitakötők közül csak a két, sebesebb folyáshoz és köves–kavicsos aljzathoz kötődő folyami-szitakötő faj előfordulására számítottunk, az *Ophiogomphus cecilia* és az *Onychogomphus forcipatus* is szép állománnyal bír mindkét ország területén.

A kérész (*Ephemeroptera*) közösség tekintetében a két oldal nagyfokú egyezést mutat – de a fentebb említett szakaszjelleg változás természetesen itt is érzékelhető. Kiemelendő az *Oligoneuriella rhenana* állományainak megléte, több adattal is megerősítve. A két vizsgált álkérész közül az *Agnatina elegantula* előkerült a magyar oldalon, míg Ausztriában nem, a *Marthamea vitripennis* előkerülését nem is vártuk, élőhely-igénye ismeretében.

Az *Aquarius najas* a határ mindkét oldalán előkerült, viszont a *Macronychus quadrituberculatus* csak a magyar oldalon (ezért is a szakaszjelleg változást tehetjük felelőssé), a *Potamophilus acuminatus* pedig egyik folyószakaszon sem.

Összegezve a fentieket, a Gyöngyös a határ mindkét oldalán hasonlóan értékes vízi gerinctelen faunát hordoz, a különbözőségek a két folyószakasz – természetes, domborzati okokra visszavezethető – eltérő élőhelyi jellegében keresendők.

#### 6.2.5. Rabnitz / Répce

A *Theodoxus transversalis* állományainak előkerülését itt sem vártuk a folyóból, az *Unio crassus* egyedeit viszont csak a magyar folyószakaszon mutattuk ki, ennek okát nem tudjuk, az osztrák szakasz élőhelyi adottságai alapján ott is vártuk volna előkerülését.

Szitakötők közül csak itt is a két, sebesebb folyáshoz és köves–kavicsos aljzathoz kötődő folyami-szitakötő faj előfordulására számítottunk, az *Ophiogomphus cecilia* és az *Onychogomphus forcipatus* is erős állománnyal bír mindkét ország területén.

A kiemelten vizsgált kérészek közül az *Oligoneuriella rhenana* került elő a magyar oldalon, ausztriai jelenlétét az élőhelyi adottságok alapján feltételezzük, egyébként a nem célfajként vizsgált kérészek fajösszetétele nagyfokú egyezést mutatnak a két oldal között. A kiemelten vizsgált nagyálkérész-fajokat (*A. elegantula*, *M. vitripennis*) egyik oldalon sem kerültek elő.

Az *Aquarius najas* a határ mindkét oldalán előkerült, viszont a *Macronychus quadrituberculatus* csak a magyar oldalon, a *Potamophilus acuminatus* pedig egyik folyószakaszon sem.

Összességében a Gyöngyöshöz hasonlóan az állapítható meg, hogy a folyó határ mindkét oldalán hasonló értékű vízi gerinctelen faunát hordoz, a különbözőségek a két folyószakasz némileg eltérő élőhelyi jellegében (dombvidék vs. alföld keresendők).

### 6.3. Halak

#### 6.3.1. Raab / Rába

A Rába magyarországi szakaszán 32, az ausztriai szakaszon 8 mintavételi szelvényben történt a halfauna felmérése. A vizsgálatok során összesen a vizsgálatok során 32 halfaj egyedeit mutattuk ki. A kimutatott halfajok közül 11 közösségi jelentőségű. A 32 halfajból 29 (91%) őshonos, csupán három faj, a razbóra (*Pseudorasbora parva*), a naphal (*Leponis gibbosus*) és az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) idegenhonos. A halfajok közül 16, azaz a fajok 50%-a reofil, vagyis áramlaskedvelő, 10 faj, azaz a fajok 31%-a az áramlási viszonyokra kevésbé érzékeny, ún. euritop faj, 6 faj, azaz a fajok 19%-a pedig állóvízkedvelő, ún. sztagnofil faj.

	Fajnév	Natura 2000	Őshonosság	Áramláskedvelés
1	<i>Abramis bjoerkna</i>		őshonos	euritop
2	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		őshonos	reofil
3	<i>Alburnus alburnus</i>		őshonos	euritop
4	<i>Aspius aspius</i>	II. és V. függelék	őshonos	euritop
5	<i>Barbatula barbatula</i>		őshonos	reofil
6	<i>Barbus barbus</i>	V. függelék	őshonos	reofil
7	<i>Carassius gibelio</i>		idegenhonos	euritop
8	<i>Chondrostoma nasus</i>		őshonos	reofil
9	<i>Cobitis elongatoides</i>	II. függelék	őshonos	euritop
10	<i>Cyprinus carpio</i>		őshonos	euritop
11	<i>Esox lucius</i>		őshonos	sztagnofil
12	<i>Eudontomyzon mariae</i>	II. függelék	őshonos	reofil
13	<i>Gobio albipinnatus</i>	II. függelék	őshonos	euritop
14	<i>Gobio gobio</i>		őshonos	reofil
15	<i>Gobio kessleri</i>	II. függelék	őshonos	reofil
16	<i>Gymnocephalus cernuus</i>		őshonos	euritop
17	<i>Lepomis gibbosus</i>		idegenhonos	sztagnofil
18	<i>Leuciscus cephalus</i>		őshonos	reofil
19	<i>Leuciscus idus</i>		őshonos	reofil
20	<i>Leuciscus leuciscus</i>		őshonos	reofil
21	<i>Pseudorasbora parva</i>		idegenhonos	sztagnofil
22	<i>Perca fluviatilis</i>		őshonos	euritop
23	<i>Rhodeus sericeus</i>	II. függelék	őshonos	sztagnofil
24	<i>Rutilus rutilus</i>		őshonos	euritop
25	<i>Sabanejewia balcanica</i>	II. függelék	őshonos	reofil
26	<i>Sabanejewia bulgarica</i>	II. függelék	őshonos	reofil
27	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		őshonos	sztagnofil
28	<i>Salmo trutta m. fario</i>		őshonos	reofil
29	<i>Vimba vimba</i>		őshonos	reofil
30	<i>Tinca tinca</i>		őshonos	sztagnofil
31	<i>Zingel streber</i>	II. függelék	őshonos	reofil
32	<i>Zingel zingel</i>	II. és V. függelék	őshonos	reofil

1. táblázat. A Rába vizsgált szakaszán észlelt halfajok

Bár az osztrák oldalon kisebb a mintavételi helyek száma (8 pont, kb. 14 km-es folyószakaszon, szemben a magyar oldal 32, kb. 66 folyamkilométert lefedő pontjával), és az is valószínűsíthető, hogy több faj fordul elő, mint a megtaláltak, szembevetően az idegenhonos, illetve az euritop és állóvízkedvelő fajok magasabb aránya, ami mindenképp a folyó osztrák szakaszának szignifikánsan rosszabb ökológiai állapotát mutatja.

### 6.3.2. Lafnitz / Lapincs

A Lapincs magyarországi szakasza mindössze 1,36 km hosszú, így csak egy helyen történt mintavétel, szemben az ausztriai szakasz 14 mintavételi pontjával. A felmérés során 19 halfaj egyedei kerültek kimutatásra. Az előkerült fajok közül 8 közösségi jelentőségű, és 17 faj (89%) őshonos. Áramláskedvelés szempontjából osztályozva a fajokat, azt tapasztaljuk, hogy a fajok 53%-a áramláskedvelő, 26%-a az áramlási viszonyokra kevésbé érzékeny, 21%-a pedig állóvízkedvelő.

	Fajnév	Natura 2000	Őshonosság	Áramláskedvelés
1	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		őshonos	reofil
2	<i>Alburnus alburnus</i>		őshonos	euritop
3	<i>Aspius aspius</i>	II. és V. függelék	őshonos	euritop
4	<i>Carassius gibelio</i>		idegenhonos	euritop
5	<i>Chondrostoma nasus</i>		őshonos	reofil
6	<i>Cobitis elongatoides</i>	II. függelék	őshonos	euritop
7	<i>Esox lucius</i>		őshonos	sztagnofil
8	<i>Eudontomyzon mariae</i>	II. függelék	őshonos	reofil
9	<i>Gobio albipinnatus</i>	II. függelék	őshonos	euritop
10	<i>Gobio gobio</i>		őshonos	reofil
11	<i>Gobio kessleri</i>	II. függelék	őshonos	reofil
12	<i>Lepomis gibbosus</i>		idegenhonos	sztagnofil
13	<i>Leuciscus cephalus</i>		őshonos	reofil
14	<i>Leuciscus leuciscus</i>		őshonos	reofil
15	<i>Pseudorasbora parva</i>		idegenhonos	sztagnofil
16	<i>Rhodeus sericeus</i>	II. függelék	őshonos	sztagnofil
17	<i>Salmo trutta morpha fario</i>		őshonos	reofil
18	<i>Zingel streber</i>	II. függelék	őshonos	reofil
19	<i>Zingel zingel</i>	II. és V. függelék	őshonos	reofil

2. táblázat. A Lapincs vizsgált szakaszán észlelt halfajok

A magyar szakasz rövidege (1,3 km, 1 mintavételi pont) miatt komoly összehasonlítás nem tehető, és érdekességként megemlítendő, hogy a két oldal fajlistája között nincs egyezés. Ez természetesen csak a véletlen – és a kis mintaszám – műve lehet, és a folyó ökológiai állapotát és élőhelyi adottságait ismerve joggal feltételezhetjük, hogy az összesített fajlista mind az osztrák, mind a magyar oldalon "előállna" egy intenzívebb kutatás során.

### 6.3.3. Pinka /Pinka

A Pinka magyarországi szakaszán 16, az osztrák oldalon 2 mintavételi szelvényben történ a halfauna felmérése. A vizsgálat során 30 halfaj egyedeit mutattuk ki. A kimutatott halfajok közül 9 közösségi jelentőségű, és 3 szerepel az Élőhelyvédelmi Irányelv V. függelékében. A 30 halfajból 26, azaz a fajok 86,67%-a őshonos, 4 faj, az ezüstkárász (*C. gibelio*), a naphal (*L. gibbosus*), a szivárványos pisztráng (*O. mykiss*) és a razbóra (*P. parva*) idegenhonos. A halfajok alig több mint fele (53,33% – 16 faj) a reofil, tehát áramláskedvelő. Az áramlási viszonyokra kevésbé érzékeny fajok aránya magas, az idesorolható 10 faj az összes kimutatott faj 33,33%-a. Állóvízkedvelő fajok közül négyet találtunk, ami az összes faj 13,33%-a.

	Fajnév	Natura 2000	Őshonosság	Áramláskedvelés
1	<i>Abramis bjoerkna</i>		őshonos	euritop
2	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		őshonos	reofil
3	<i>Alburnus alburnus</i>		őshonos	euritop
4	<i>Aspius aspius</i>	II. és V. függelék	őshonos	euritop
5	<i>Barbatula barbatula</i>		őshonos	reofil
6	<i>Barbus barbus</i>	V. függelék	őshonos	reofil
7	<i>Carassius gibelio</i>		idegenhonos	euritop
8	<i>Chondrostoma nasus</i>		őshonos	reofil
9	<i>Cobitis elongatoides</i>	II. függelék	őshonos	euritop

10	<i>Cyprinus carpio</i>		őshonos	euritop
11	<i>Esox lucius</i>		őshonos	sztagnofil
12	<i>Gobio albipinnatus</i>	II. függelék	őshonos	euritop
13	<i>Gobio gobio</i>		őshonos	reofil
14	<i>Gobio kessleri</i>	II. függelék	őshonos	reofil
15	<i>Lepomis gibbosus</i>		idegenhonos	sztagnofil
16	<i>Leuciscus cephalus</i>		őshonos	reofil
17	<i>Leuciscus leuciscus</i>		őshonos	reofil
18	<i>Lota lota</i>		őshonos	reofil
19	<i>Oncorhynchus mykiss</i>		idegenhonos	reofil
20	<i>Perca fluviatilis</i>		őshonos	euritop
21	<i>Pseudorasbora parva</i>		idegenhonos	sztagnofil
22	<i>Rhodeus sericeus</i>	II. függelék	őshonos	sztagnofil
23	<i>Rutilus rutilus</i>		őshonos	euritop
24	<i>Sabanejewia balcanica</i>	II. függelék	őshonos	reofil
25	<i>Sabanejewia bulgarica</i>	II. függelék	őshonos	reofil
26	<i>Salmo trutta morpha fario</i>		őshonos	reofil
27	<i>Sander lucioperca</i>		őshonos	euritop
28	<i>Silurus glanis</i>		őshonos	euritop
29	<i>Vimba vimba</i>		őshonos	reofil
30	<i>Zingel streber</i>	II. függelék	őshonos	reofil
31	<i>Zingel zingel</i>	II. és V. függelék	őshonos	reofil

3. táblázat. A Pinka vizsgált szakaszán észlelt halfajok

A Pinka magyarországi szakaszának felmérési eredményeihez képest az ausztriai eredmények viszonylag szerények. Valószínűsíthető, hogy utóbbi fajlistája kissé hiányos, ami intenzívebb kutatással jelentős növekedést mutatna. Ugyanakkor az is igaz, hogy a folyó magyarországi szakasza élőhelyi szempontból lényegesen diverzebb (beleértve a duzzasztott szakaszokat is), illetve a Rába közelsége (felúszó halegyedek) is növelheti a fajszámot.

#### 6.3.4. Güns / Gyöngyös

A Gyöngyös-patak magyarországi szakaszán 7, ausztriai szakaszán 3 mintavételi szelvényben történ a halfauna felmérése. A vizsgálat során 11 halfaj egyedeit mutattuk ki. A kimutatott halfajok közül 3 közösségi jelentőségű (*E. mariae*, *G. albipinnatus*, *R. sericeus*). A halfajok közül a szivárványos pisztráng (*O. mykiss*) kivételével valamennyi őshonos, bár megjegyzendő, hogy a sebes pisztráng (*S. trutta m. fario*) jelenléte is vélhetően humán eredetű. A halfajok közül 7, azaz a fajok 63,64%-a reofil, tehát áramláskedvelő (*A. bipunctatus*, *B. barbatula*, *E. mariae*, *G. gobio*, *L. leuciscus*, *O. mykiss*, *S. trutta m. fario*), 2 faj, azaz a fajok 18,18%-a az áramlási viszonyokra kevésbé érzékeny, ún. euritop faj (*G. albipinnatus*, *P. fluviatilis*), szintén 2 faj pedig állóvízkedvelő, ún. sztagnofil faj (*E. lucius*, *R. sericeus*).

	Fajnév	Natura 2000	Őshonosság	Áramláskedvelés
1	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		őshonos	reofil
2	<i>Barbatula barbatula</i>		őshonos	reofil
3	<i>Esox lucius</i>		őshonos	sztagnofil
4	<i>Eudontomyzon mariae</i>	II. függelék	őshonos	reofil
5	<i>Gobio albipinnatus</i>	II. függelék	őshonos	euritop
6	<i>Gobio gobio</i>		őshonos	reofil



7	<i>Leuciscus leuciscus</i>		őshonos	reofil
8	<i>Oncorhynchus mykiss</i>		idegenhonos	reofil
9	<i>Perca fluviatilis</i>		őshonos	euritop
10	<i>Rhodeus sericeus</i>	II. függelék	őshonos	sztagnofil
11	<i>Salmo trutta morpha fario</i>		őshonos	reofil

4. táblázat. Az Gyöngyös vizsgált szakaszán észlelt halfajok

A folyó két országbeli szakaszait összehasonlítani a nagy mértékben eltérő élőhelyi jelleg miatt nem célszerű (a Gencsapáti feletti és alatti szakasz jelentősen különbözik), de az megállapíthatjuk általánosságban, hogy a kevésbé módosított szakaszok (Gencsapáti felett, mindkét ország területén), a halak szempontjából jó ökológiai potenciállal rendelkeznek.

### 6.3.5. Rabnitz / Répce

A Répce magyarországi szakaszán 4 mintavételi helyről, és az ausztriai szakaszon 11 mintavételi helyről származnak felmérési adatok, mindösszesen 16 halfaj egyedeit mutattuk ki. A a szivárványos ökle (*R. sericeus*) és a márna (*B. barbatus*) közösségi jelentőségű faj. A 16 halfajból 13 őshonos, ez az összes észlelt faj 81%-a. Adventív fajok közül az ezüstkárász (*C. gibelio*), a szivárványos pisztráng (*O. mykiss*) és a kínai razbóra (*P. parva*) került elő, és megjegyzendő, hogy – akárcsak a Gyöngyösben – a sebes pisztráng (*S. trutta m. fario*) jelenléte vélhetően itt is humán eredetű. A fajok 69%-a kifejezetten áramláskedvelő, 19%-a az áramlási viszonyokra kevésbé érzékeny, 12%-a pedig állóvízkedvelő.

	Fajnév	Natura 2000	Őshonosság	Áramláskedvelés
1	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		őshonos	reofil
2	<i>Alburnus alburnus</i>		őshonos	euritop
3	<i>Barbatula barbatula</i>		őshonos	reofil
4	<i>Barbus barbatus</i>	V. függelék	őshonos	reofil
5	<i>Carassius gibelio</i>		idegenhonos	euritop
6	<i>Chondrostoma nasus</i>		őshonos	reofil
7	<i>Cottus gobio</i>	II. függelék	őshonos	reofil
8	<i>Eudontomyzon mariae</i>	II. függelék	őshonos	reofil
9	<i>Gobio gobio</i>		őshonos	reofil
10	<i>Leuciscus cephalus</i>		őshonos	reofil
11	<i>Leuciscus leuciscus</i>		őshonos	reofil
12	<i>Oncorhynchus mykiss</i>		idegenhonos	reofil
13	<i>Pseudorasbora parva</i>		idegenhonos	sztagnofil
14	<i>Rhodeus sericeus</i>	II. függelék	őshonos	sztagnofil
15	<i>Rutilus rutilus</i>		őshonos	euritop
16	<i>Salmo trutta morpha fario</i>		őshonos	reofil

5. táblázat. A Répce vizsgált szakaszán észlelt halfajok

A Répce esetében a határ két oldaláról származó gyűjtési adatok jól összevethetőek, a fajszámokban és a fajlistában mutatkozó különbségek betudhatók a szakaszjelleg különbözőségének. Ez alapján az ausztriai és a magyarországi szakasz ökológiai állapota között jelentős különbség nem állapítható meg.

## 6.4. A vizsgált ökológiai folyosókon azonosított barrierék

Azt, hogy mi minősül barriernek az ökológiai folyosó működése, és az egyes élőlénycsoportok szempontjából, már tárgyaltuk az 5.4 fejezetben. Ezt az okfejtést egy irodalmi áttekintés, kutatómunka követte, melynek során megbizonyosodtunk arról, hogy a **növényfajok és növénytársulások** (*sensu*

latu élőhelytípusok) **állományainak vonatkozásában** – legalábbis a vizsgált földrajzi egység kiterjedését és jellegét figyelembe véve – barrieréről nem beszélhetünk. JONES és mtsai (2020) publikálnak ugyan a növényzet – közelebről a vízi makrofiták – kapcsán értelmezhető barrier effektusról, de ők is azt emelik ki, hogy a téma kutatottsága hiányos és hiányzó, ugyanakkor megítélésünk szerint a jelen munka keretében felmért vízfolyások és élőhelytípusok vonatkozásában ez kevésbé releváns. Jelen tanulmányban tehát a barrieréket kizárólag a **makroszkopikus vízi gerinctelenek**, és még inkább a **halak** vonatkozásában értelmezzük és tárgyaljuk.

E fenti két csoport szempontjából barriernek a vízfolyás fizikai akadályait, vagy az adott faj számára alkalmas élőhelytípus képviselői közé ékelődő, a faj számára alkalmatlan élőhelytípus képviselőjét tartjuk. *Nota bene*, a kettő gyakran együtt jelenik meg, mert például egy reofil, és imágóként rosszul repülő vízirovar faj (ilyenek pl. az álkérészek), számára egy duzzasztógát és a felette lévő duzzasztott folyószakasz – mint alkalmatlan élőhely – mindenképpen barrierként értelmezendő, még ha nem is feltétlenül 100%-os mértékben.

A felmérésre kijelölt vízfolyásokon és hullámtereiken a potenciális barrieréket a terepi felmérések, illetve azok kiegészítéseként a műhold-fényképek (Google Satellite Image) célirányos interpretációja során próbáltuk a lehető leginkább teljesebben azonosítani.

A vízi gerinctelenek és halak szempontjából alapvetően két típusú barrieret különböztettünk meg:

- duzzasztógátak,
- fenékküszöbök.

A **duzzasztógátak** barrier hatása külön magyarázat nélkül is nyilvánvaló. Az általuk előidézett, akár több méteres szintkülönbségek az alvíz és felvíz között felfelé haladás szempontjából lehetetlenné teszik az átjutást. A lefelé haladás is erősen korlátos, mert a víz áthaladási útvonalait (pl. turbinák) általában élővilág-védelmi és műszaki okokból fizikai akadályokkal (pl. halrács) látják el. Ez ugyanakkor méretszelektív, a kisebb állatok (gerinctelenek, halivadék, szaporítóképletek) szerencsés esetben akár sérülések nélkül átjuthatnak ezeken a csatornákon. Fontos azonban kihangsúlyozni, hogy az átjutás ezekben az esetekben általában passzív és véletlenszerű, az aktív átjutás nem jellemző. Amennyiben a duzzasztógáton van a víznek más áthaladási útja is (pl. bukóél), azon már a nagyobb élőlények lefelé való áthaladása is megtörténhet, a felfelé történő átjutás azonban ez esetben is lehetetlen. A barrier hatást tovább erősíti, hogy a duzzasztott szakaszok nem jelentenek preferált élőhelyet az áramlásokkedvelő fajok egyedei számára, ezzel alakítva ki kisebb-nagyobb megszakításokat ezen fajok állományainak elterjedési mintázatában.

A duzzasztógátak barrier hatása már régóta ismert és kutatott téma a halas szakmában és szakirodalomban. Többféle megoldás is született már a problémára, napjainkra annyi információ gyűlt össze a témában, hogy szinte minden vízfolyástípusra és duzzasztóműre tervezhető és építhető olyan kiegészítő berendezés, ami a halak felfelé történő átjutását lehetővé teszi: számtalan példa létezik jól működő hallépcsőkre, halliftekre. Ugyanakkor vannak olyan duzzasztók, amelyek nincsenek ellátva hallépcsővel, vagy a megépített hallépcső – annak paraméterei (esés, vízsebesség, szerkezet, stb.) miatt – nem alkalmas tervezett funkciójának ellátására.

A **fenékküszöbök** lényegesen kisebb hatású barrierként működnek, mint a duzzasztógátak, ezen kívül bizonyos szempontból szelektívnek és időszakosnak mondhatók. Szelektivitásuk abban áll, hogy a halak egy része – főként a reofil fajok egyedei – megfelelő körülmények között könnyebben átjuthat rajtuk, mint a lassabb vízfolyáshoz, állóvízhez adaptálódott testfelépítésű (euritop és sztagnofil) halfajok. Az időszakosság pedig azt jelenti, hogy a magasabb vízállás – és itt nem a nagy árvizekre kell gondolni – időszakonként lehetővé/könnyebbé teszi a rajtuk való átjutást. A fenékküszöbök barrier hatásának szelektivitását és időszakosságát jelentősen meghatározza a műszaki kialakítás. Példának okáért könnyen belátható egy néhány méter széles és 50 cm-es vízszint-emelkedésnél már teljesen a víz szintje alá kerülő küszöb (a gyakorlatban egy kőszórás), és egy fix bukóéles – betonmedencés, csak nagyobb vízszint-emelkedésnél elborított fenékküszöb barrier hatása közötti különbség. Az is befolyásolja a barrier-hatás mértékét, hogy milyen a vízfolyás alap-típusa: egy lassabb áramlású folyóban erősebb a hatása egy kőszórásos fenékküszöbnek, mint ugyanilyen műtárgynak egy nagyobb esésű, sebes vízű, kavicsos-köves medrű patakban vagy folyóban, ahol a mederben akár természetes úton is előfordulnak

hasonló akadályok, és ezt az élőhelyi viszonyoknak megfelelő faunaelemek egyedei könnyebben le is tudják küzdeni napi, vagy szezonális vándorlásuk során.

Fentiek alapján tehát a felmérések során a fenti két kategóriába tartozó ökológiai barriereket azonosítottuk, és rendeztük térinformatikai adatbázisba, ennek számszerűen összegzett eredményei az alábbiak.

A Répce folyónak mintegy 60 km-es szakasza esik a vizsgált területre, az osztrák és magyar szakasz hosszának aránya kb. 2:1. A vizsgált folyószakaszon duzzasztógát nem található, az osztrák oldalon 29, a magyar oldalon 2 fenékküszöböt azonosítottunk (9.1. fejezet, 14. ábra).

A Gyöngyös-pataknak Ausztriában kb. 25, Magyarországon 34 km-nyi szakaszát vizsgáltuk. Az osztrák oldalon barriernek minősíthető objektumot nem azonosítottunk, a magyar oldalon 2 duzzasztógátat és 4 fenékküszöböt találtunk (9.1. fejezet, 15. ábra).

A Pinka vizsgált szakaszának kb. 40 km-e folyik az osztrák, és kb. 24 km-e a magyar oldalon (a folyó többször keresztezi az országhatárt. Ausztriában 3 duzzasztógátat és 4 fenékküszöböt, míg Magyarországon 5 duzzasztógátat és 6 fenékküszöböt azonosítottunk (9.1. fejezet, 16. ábra).

A Lapincs folyón vizsgált szakasza (kb. 26 fkm) szinte teljes egészében Ausztria területére esik. Magyar oldalon nem található barrier, a határ túoldalán 10 fenékküszöböt azonosítottunk (9.1. fejezet, 17. ábra).

A Rábának Ausztriában kb. 30, Magyarországon 66 km-es szakaszát mértük fel. Az osztrák oldalon 5 duzzasztógátat és 12 fenékküszöböt, míg a magyar folyószakaszon 2 duzzasztógátat és 1 fenékküszöböt azonosítottunk (9.1. fejezet, 18. ábra).

	Répcse		Gyöngyös		Pinka		Lapincs		Rába	
ország	AT	HU	AT	HU	AT	HU	AT	HU	AT	HU
vizsgált szakasz hossza (fkm)	40	20	25	34	40	24	25	1	30	66
duzzasztógát	–	–	–	2	3	5	–	–	5	2
fenékküszöb	29	2	–	4	4	6	10	–	12	1

6. táblázat. A felmérés keretében vizsgált öt vízfolyáson azonosított ökológiai barrierék számszerűsített összegzése

Le kell szögezni ugyanakkor, hogy a vizsgált folyószakaszok vízi gerinctelenek és halak szempontjából értelmezett átjárhatóságának megállapítása nem lehetséges csupán a jelen felmérés során azonosított barrierék száma és elhelyezkedése alapján. Kívánatos lenne egy célirányos vizsgálatot végezni az egyes barrierék részletes felmérésével, leírásával és értékelésével, erre teszünk javaslatot a 7.2 fejezetben.

A duzzasztógáták és fenékküszöbök, mint barrierék kapcsán egy dolgot meg kell még említenünk. Számos helyen a vízfolyást kísérő területek életközösségei (növényállományok, vizes élőhelyek) a duzzasztások nyomán kialakult vízviszonyok (talajvíz és felszíni lefolyási viszonyok) nyomán alakultak ki, sok esetben természetvédelmi szempontból kimondottan értékes élőhelyeket létrehozva. A duzzasztók eltávolítása vagy módosítása így a duzzasztási szintek módosulásán keresztül a vízfolyások környezetében található élőhelyekre is hatást gyakorol, mely akár negatív előjelű is lehet. Ezt a hatást mindenképpen figyelembe kell venni a duzzasztókkal kapcsolatos cselekvések, beavatkozások tervezésekor.

## 7. Összegző értékelés

### 7.1. Megállapítások

#### 7.1.1. Élőhelyek

Az intenzív kanyarulatfejlődés erős gátoltsága (hiánya) a Pinka, a Répce és a Lapincs vízfolyásokat végig jellemzi. Ezeknél komplex és dinamikus fejlődő ártéri vegetációmozaikokról már aligha beszélhetünk. Ettől függetlenül mindhárom vízfolyás mentén fordulnak elő természetvédelmi-botanikai szempontból értékes élőhelyek. Az inváziós fajok jelenléte és az ebből következő természetvédelmi problémák mindenhol jellemzők a vizsgált területen.

A Pinka-mente Várújfalu (Woppendorf) feletti szakaszán igen alacsony a természet szerű élőhelyek aránya, jobbra a mezőgazdasági parcellák közé ékelődött, alacsony természetességű gyepeket találhatunk. Általánosságban elmondható, hogy az osztrák oldalon a természetes vagy természetközeli erdők ritkaságnak számítanak. Egyetlen nagyobb ligeterdei (91E0) élőhelyfolt található, a Várújfalu és Pinkaóvár (Burg) között húzódó folyószakasz mentén. A magyarországi területeken egyértelműen és jelentősen nagyobb ezeknek az élőhelyeknek az aránya, és többféle élőhelytípushoz is tartoznak (91G0, 91E0, 91F0, 91M0 – ez utóbbiból 1 élőhelyfolt található). A folyó magyarországi szakasza mentén található nyílt jelölő élőhelyek (gyepek: főleg 6510, 6440) elhelyezkedése a vízfolyás mentén némileg eltér az osztrák oldalon tapasztaltaktól: a gyakran jelentős kiterjedésű rétek (legelők és kaszálók) a Pinka mentén hosszan elnyúlva találhatók.

A Répce mentén az osztrák oldalon térképezett területek esetében feltűnő a közösségi jelentőségű élőhelyek alacsony területi aránya. Csupán szórványosan fordulnak elő gyepek, és néhány helyen található kis ligeterdő foltok. A magyarországi szakaszon a kaszálással és/vagy legeltetéssel hasznosított mocsárrétek legtöbbször kimondottan kis területű, erdőbe ékelődő, közepes természetességű állomány. Jelentős különbség még a két ország között, hogy a magyarországi szakaszon megnő a ligeterdők (91E0) területi aránya, a vízfolyást hosszan kísérik a keskeny, de hosszan elnyúló, közepes természetességű állományok.

A Lapincs térképezett és vizsgálatba bevont szakasza teljes egészében az osztrák oldalon található. A rét jellegű élőhelyeket a Lapincs mentén csak a 6510 típus képviseli, de ebből az élőhelyből is kimondottan kevés van. Ugyanakkor a ligeterdők (91E0) előfordulása lényegesen gyakoribb, mint a fentebb tárgyalt folyók esetében.

A Rába mentén a viszonylag szabad mederfejlődés olyan diverz termőhelyi feltételeket teremt, ami a Pinka, a Répce és a Lapincs esetében már nem figyelhető meg. Összességében elmondhatjuk, hogy a Rába mentén felmért területek élőhelyi változatossága (közösségi jelentőségű élőhelyek) kiemelkedik a vizsgált vízfolyások között. Ezen túlmenően ez az élőhelyi változatosság nyugatról keletre haladva növekszik a Rába mentén. Véleményünk szerint ennek okát leginkább abban kereshetjük, hogy a hullámtér alvízi irányba "kinyílik", szélesebben kísérik a vízfolyást az olyan ártéri területek, ahol a vegetációfejlődést még jelentős részben spontán folyamatok határozzák meg. Felvízi irányba a kevésbé intenzív kanyarulatfejlődés (övezetképződés, parterózió) miatt az intenzíven művelt mezőgazdasági területek úgy mond „beszorítják” a folyót. Ennek következtében a szó szerint szűk (kis területű) ártereken kevesebb és kevésbé változatos ártéri vegetációmozaik alakul ki. Különösen szembetűnő ez a folyó Szentgotthárd és Körmend – és a felmért területről kilépve: Sárvár – közötti szakaszán (példaként ld. a 12. ábra–13. ábra).

Általánosságban megállapítható, hogy a növényzet (értsd: élőhelytípusok és növényfajok állományai) szempontjából értelmezhető barrierék sem az országhatár mentén, sem a két ország területén húzódó hullámtereken nem azonosíthatók.

#### 7.1.2. Az inváziós fajok mintázatának (inváziós fertőzöttség) vizsgálata és a fajok visszaszorításának lehetőségei

Az I. csoportba (ld. 5.1.2.2. fejezet) tartozó inváziós fajok (*Impatiens glandulifera*, *Echinocystis lobata*, *Acer negundo*, *Fallopia sp.*) mindkét országban gyakoriak a vízfolyások mentén. Az előfordulások

túlnyomó többségét közvetlenül a vízfolyások mentén (a mederben, illetve a medret is lefedő foltoknál) detektáltuk. A III. csoportba tartozó fajok (*Solidago gigantea*, *Robinia pseudoacacia*) szintén általánosan előfordulnak a vízfolyások mentén.

Véleményünk szerint a magas inváziós fertőzöttség miatt a vízfolyások mentén az I. és a III. csoportba tartozó inváziós fajok látványos (és hosszú szakaszokon történő) visszaszorítására a jelenlegi földhasználati és gazdálkodási gyakorlatokat alapul véve nincs reális lehetőség. Az inváziós fajok visszaszorítását célzó tevékenységek során az erőforrásokat érdemes a 91E0 és 91F0 élőhelyekre, és azok szűk környezetére összpontosítani. A vízfolyásokat kísérő nyílt élőhelyeken (gyepek) jellemzően kevesebb inváziós faj fordul elő, az élőhelyfoltok jelentős részén megtalálható inváziós faj a *Solidago gigantea*. A védekezés legfőbb módja elsősorban a rendszeresen és szakszerűen elvégzett kaszálás és/vagy legeltetés.

### **7.1.3. Vízi makroszkopikus gerinctelenek**

Az öt kijelölt vízfolyáson végzett felmérések, illetve azok eredményeinek értékelése alapján az azonosított barriereknak nincs kimutatható, érzékelhető hatása a gerinctelen fajok állományaira. Az egyetlen látható különbség a Rába ausztriai és magyarországi szakasza közötti ökológiai állapot eltérés, ami viszont csak közvetetten tulajdonítható a barriereknak, ti. a duzzasztógátak vízfolyás-jelleg módosító hatásán keresztül.

### **7.1.4. Halak**

A halak esetében már egyértelmű barrierekről beszélhetünk az ökológiai folyosókon belül, az azonosított fenékküszöbök kisebb mértékben és időszakosan, a duzzasztógátak viszont jelentősen csökkentik a vízfolyások átjárhatóságát, a halak napi és szezonális mozgásának és vándorlásának akadályozásával. A duzzasztógátak többsége ugyanakkor el van látva a barrier-hatást mérséklő berendezéssel (hallépcső), melyek viszont egyes esetekben esetben nem képesek ellátni funkciójukat, mint például a magyarlaki duzzasztógát hallépcsője.

### **7.1.5. A vizsgált ökológiai folyosókon azonosított barrierek**

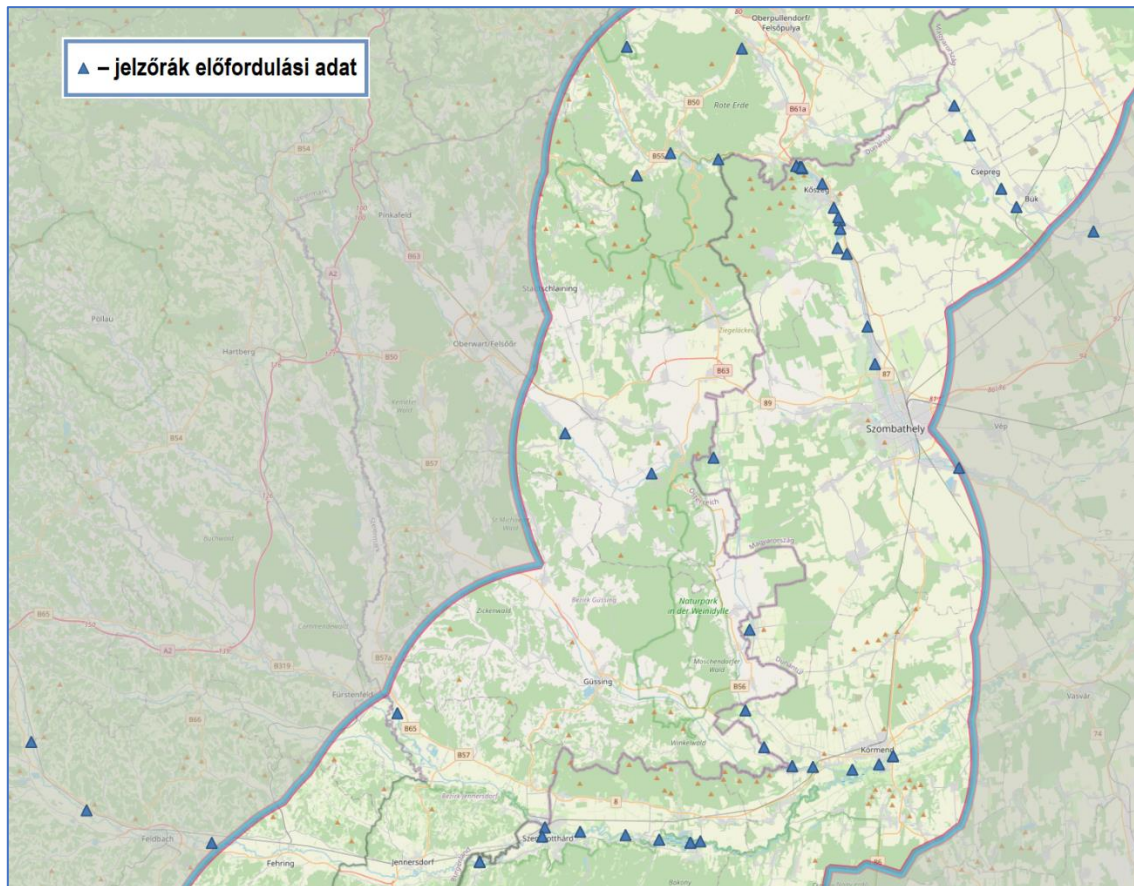
Az öt, felmérésre kijelölt vízfolyás összesen kb. 300 km hosszú szakaszán összesen 85 barrieret azonosítottunk és rendeztünk térinformatikai állományba, ebből 68 fenékküszöb, 17 pedig duzzasztógát. A barrier-hatás erőssége szempontjából nem értékeltük az egyes objektumokat, de erre alább javaslatot teszünk.

\* \* \*

Fontosnak tartjuk felhívni a figyelmet arra a tényre is, hogy a vízfolyások menti ökológiai folyosók nemcsak az őshonos fajok és életközösségek, de az idegenhonos és gyakran inváziós fajoknak is biztosítják a terjedési útvonalat, illetve egyes fajoknál az állományok gyors felfutásának lehetőségét. A növényfajokat már hosszasan tárgyaltuk a jelentés előző fejezeteiben, halakra és a gerinctelenekre néhány példa a teljesség igénye nélkül:

- halak: kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*), ezüstkárász (*Carassius gibelio*);
- vízi makroszkopikus gerinctelenek: amuri kagyló (*Sinanodonta woodiana*), jelzórák (*Pacifastacus leniusculus*), új-zélandi iszapcsiga (*Potamopyrgus antipodarum*).

Példaként említjük, hogy az adventív és inváziós jelzórák (*Pacifastacus leniusculus*) előfordulását a vizsgált vízfolyások mindegyikében megállapítottuk, a fajnak jelentős állományait találtuk (*10. ábra*). Ezzel együtt (ennek eredményeként) a korábban több, most vizsgált vízfolyásban (Gyöngyös, Lapincs, Rába) is megtalált folyami rák (*Astacus astacus*) eltűnni látszik a területről, a vizsgált öt vízfolyásból 2004 óta nem kerültek elő a faj egyedei.



10. ábra. A jeltörök (*Pacifastacus leniusculus*) előfordulása a vizsgált vízfolyásokban

Fenti fajok terjedése is jellemzi és mutatja egyébként az ökológiai folyosók és a bennük lévő barrierek működését, azzal a megjegyzéssel, hogy az inváziós fajok állományai – a fajok kiemelkedően sikeres terjedési stratégiáinak köszönhetően – általában a barriereken is könnyebben jutnak át, mint az őshonos fajok jelentős része.

Itt jegyezzük meg azt is, hogy a barrierek egyes típusai közvetlen akár segíthetnek egyes inváziós fajok terjedésében: ismert példa a duzzasztások felvén az amuri kagyló állományainak felszaporodása, ami újabb gócpontja/forrása a további terjedésnek.

## 7.2. Javaslatok közös kezelési stratégiákra

A határon átnyúló ökológiai folyosók közös kezelésére irányuló tevékenységeket három fő csoportba sorolhatjuk, melyeket a következő alfejezetekben ismertetünk és részletezünk.

### 7.2.1. Barrierek kedvezőtlen hatásainak csökkentése

Ezen hatások csökkentése érdekében több lépcsős cselekvési terv megvalósítását tartjuk célravezetőnek.

Elsőként javasoljuk az ökológiai folyosókban található barrierek szisztematikus és részletes feltérképezését, kataszter felállítását. Ennek során szükséges

- kidolgozni egy egységes szempontrendszert az egyes, barrierként azonosítható objektumok értékelésére, melynek fő kimenete a természetvédelmi–ökológiai probléma becsült nagysága;
- az értékelések alapján az egyes barriereket rangsorolni kell;
- az egyes objektumok kapcsán szükséges intézkedéseket (műszaki létesítmények) kell meghatározni, amennyiben lehetséges, ezekhez hozzávetőleges költségeket rendelni;
- térinformatikai adatbázist építeni a felmérés eredményeiből.

A kataszter haszna az, hogy

- az azonosított barrierék probléma-súlyosság szerinti sorrendjének meghatározása alapot adhat egy nagyobb léptékű intézkedés csomag tervezéséhez;
- intézkedési tervek, csomagok viszonylag gyorsan összeállíthatók, ami segít a megnyíló források sikeres elérésében, felhasználásában;
- a kataszter információtartalma felhasználható a különböző szintű rendezési tervek (területrendezési terv, természetvédelmi kezelési terv, vízgyűjtő-gazdálkodási terv, stb.) írása, egyeztetése során.

A fenti tevékenységet nagyobb térbeli léptékben érdemes elvégezni (pl. vízgyűjtőgazdálkodási egységek), az országhatár két oldalán megegyező metodikával. Célszerű a tevékenységbe lehetőség szerint bevonni az összes érdekeltet, a természetvédelmi és vízügyi kezelőn túl például a halgazdálkodókat, (horgász)turizmusban érdekeltet, civil szervezeteket, stb.

A következő lépés egy a műszaki tervezők és a barrier okozta átjárhatósági problémával érintett élőlénycsoporttal foglalkozó ökológusok bevonásával zajló koncepcionális szintű tervezési munka, mely a tényleges problémát jelentő barrierék kedvezőtlen hatásainak mérséklésére irányuló műszaki megoldások koncepciójának kidolgozására irányul.

A műszaki megoldás kidolgozását követi a megvalósításhoz szükséges források felkutatása/megteremtése (pl. pályázati tevékenység, lobbitevékenység, stb.).

A források birtokában kezdődhet meg a következő lépés, a koncepcionális tervek alapján az engedélyes terv szintű műszaki tervezés, az engedélyeztetés, ill. a kiviteli szintű tervezés és a megvalósítás.

Mindenképpen része kell legyen a cselekvési tervnek a monitorozás: milyen változások detektálhatók az intézkedések nyomán, valóban hatékonyak voltak-e a beavatkozások, van-e szükség valamilyen korrekcióra? Ez utóbbi kérdés már része annak a folyamatnak, hogy a monitoring eredmények felől visszacsatolás van a koncepcionális tervezés szintjére, és szükség esetén módosítani kell/lehet a koncepcionális terveken.

### **7.2.2. *Inváziós fajok állományainak visszaszorítása, térhódításuk megelőzése***

Ahogy azt a 7.1 fejezet végén már felvillantottuk, az ökológiai folyosók nagyon jó lehetőségeket teremtenek az idegenhonos, sok esetben inváziósan terjedő fajok térhódítása számára is. Ezek a fajok kisebb-nagyobb mértékben átalakítják a természetes- és természetközeli életközösségek fajösszetételét, dominanciaviszonyait és gyakran az életközösség szerkezetét és így működését is.

Botanikai–természetvédelmi szempontból a vízfolyások és a csatlakozó ártéri területek esetében a közös kezelési stratégiák egyike talán azoknak a sikeres természetvédelmi kezeléseknél az alkalmazása lehetne mindkét ország területén, amelyek már beváltak egy-egy részterületen, az adott problémával kapcsolatosan. Például a számos helyen, különböző sikerrel alkalmazott inváziós fajok visszaszorítását célzó projektek tapasztalatainak megosztása és a hatékony módszerek más helyszínen való alkalmazása.

Az inváziós növényfajok visszaszorítására tett javaslataink (lásd fentebb vízfolyásonként kifejtve) alapvetően két stratégiai irányt követnek. Mindkettő megegyezik abban, hogy a közösségi jelentőségű élőhelyek természetvédelmi helyzetének javítását tartjuk szem előtt, tehát elsősorban (bár nem kizárólagosan) ezeknek az élőhelyeknek az inváziós fajoktól való mentesítését javasoljuk. A Pinka, a Répce és a Lapincs esetében a közösségi jelentőségű élőhelyek szórványos és inkább kisebb területeken való elhelyezkedése a legtöbb esetben lehetőséget ad az inváziós növényfajok lehetőleg teljes mértékű eltávolítására. A Rába esetében azonban ezt a célt nem tartjuk reálisnak, mivel a közösségi jelentőségű fajok kiterjedt területeken vannak jelen és az inváziós növényfajok állományával erősen mozaikolnak. Egyéb (előző fejezetekben kifejtett) jellegzetességek miatt a Rába mentén azt 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. Ezekon a részterületeken azonban az ártéri peremtől (általában egyben a hullámtér széle) egészen a folyóig minden élőhelyet, tehát a teljes területet érintse az inváziós fajok eltávolítását célzó projekt. A Rába magyarországi szakaszát szem előtt tartva a vizsgált terület 8–10%-án

történő megvalósítás véleményünk szerint már jelentős előrelépés lenne. A felgyűlt tapasztalatok lehetőséget adnának, hogy a későbbiek során az alkalmazott és optimalizált módszereket kiterjedten alkalmazzák a Rába mentén. Ezen túlmenően Répce mentén a viszonylag kevés helyszínen előforduló *Amorpha fruticosa* teljes mértékű eltávolítását javasoljuk. Az ismert és egyelőre kis számú előfordulás véleményünk lehetőséget ad arra, hogy a faj robbanásszerű terjedését aktív, természetvédelmi célú beavatkozással megelőzzük.

Az ökológiai folyosók szerepe természetvédelmi–botanikai szempontból kevésbé szembevetendő az ártéri vegetáció tekintetében. Leginkább talán egyes inváziós fajoknál lehet jelentősége annak, hogy egy-egy faj visszaszorítása úgy történjen meg, hogy egy „megtisztított” területen a felvív irányából ne jelenjenek meg újra a faj újbóli megtelepedését szolgáló propagulumok. A szóban forgó fajok esetében azonban csak olyanoknál jöhet szóba az összehangolt védekezés szükségessége, ahol még csak pontszerű előfordulások ismertek. A legtöbb esetben nem erről van szó, az inváziós fajok kiterjedt állományokat alkotnak. Jelenlétük, illetve tömegességük tekintetében véleményünk szerint alapvetően nem a propagulum-limitáció a meghatározó. Sokkal inkább az egy-egy területegységen folyó gazdálkodás módja, illetve a természetvédelmi kezelés hatékonysága a meghatározó.

Több inváziós faj esetében ugyanakkor nincs a kezünkben hatékony eszköz. Ezek esetében az inkriminált fajok visszaszorítására alkalmas módszerek, eszközök kidolgozására irányuló célzott kutatás tervezése és kivitelezése szükséges (pl. jelzőrákkal kapcsolatos kutatások: a faj autökológiai vizsgálata annak kiderítésére, hogy milyen ökológiai környezeti tényezőkre nézve szűktűrésű, milyen tényezőkre érzékeny, milyen módszerekkel gyéríthető hatékonyan, stb.).

Itt is fontos kérdés a források előteremtése, illetve elérhetővé tétele, továbbá az inváziós fajok visszaszorítását célzó kezelési módszerek szükség szerinti engedélyezése és kivitelezése. A folyamatos monitorozás, vagyis a tevékenységek eredményességének nyomon követése itt sem hagyható el, ahogyan a monitoring eredmények felőli visszacsatolás a kezelési módszerekre és tevékenységekre sem.

### **7.2.3. Ökológiai folyosók működési hatékonyságának növelése**

Az ökológiai folyosók működési hatékonysága igen jelentős mértékben függ az ökológiai folyosók felépítésétől, szerkezetétől. Az ökológiai folyosók alapvető funkciója, hogy a fajgazdag, természetközeli életközösségeket alkotó fajpopulációk számára élő- és szaporodóhelyként szolgáló magterületek közötti összeköttetést biztosítsanak, ezen keresztül tegyék lehetővé a magterületek közötti folyamatos génáramlást a magterületeken élő fajok minél szélesebb spektruma számára. Természetesen az ökológiai folyosó bizonyos értelemben mindig fajtól (élőlénycsoporttól) függő, relatív fogalom, és az adott faj (csoport) sajátosságaitól függ, hogy egy-egy élőhely folyosó, vagy éppen barrier a vizsgált élőlény számára. A magterületeken élő és szaporodó fajok mobilitásában, migrációs hajlamában igen jelentős különbségek mutatkoznak. Bizonyos fajok számára csak a meghatározott élőhelytípusba sorolt élőhelyekből álló folyamatos ökológiai folyosók jelentenek valóban áthidalható kapcsolatot a magterületek között, míg más fajok különböző típusú élőhelyek (pl. különböző gyepek és különböző erdőfoltok) térben elszórt láncolatából álló ún. másodlagos (pseudo) stepping stones jellegű ökológiai folyosókon keresztül is képesek a hatékony migrációra a magterületek között. Összességében azt mondhatjuk, hogy a legnagyobb hatékonysággal működő, a legtöbb faj számára átjárható kapcsolatot a különböző típusú természetközeli állapotú élőhelyek (erdő, gyepek és tartós vízborítású vizes élőhelyek) alkotta sávokból álló, vagy különböző típusú természetközeli élőhelyfoltok által alkotott változatos mozaikstruktúrájú, folyamatos ökológiai folyosók képesek biztosítani a magterületek között. Hosszabb távú cél az ökológiai folyosók ilyen irányú átalakítása, lehetőleg a folyók menti területek minél nagyobb hányadán.

A közös kezelési stratégia egyik iránya lehet tehát az ökológiai folyosó jelleg erősítése, a természetszerű élőhelyek területarányának növelésével. Ezt olyan módon célszerű tervezni és megvalósítani, hogy a jó ökológiai állapotú élőhelyfoltok területét növelni kell, és lehetőség szerint a legtöbb élőlénycsoport számára működő összeköttetést teremteni közöttük. A vízfolyások hullámterén és azok közelében ösztönözni kell a fentiek megvalósulását segítő gazdálkodási formákat (szántóföldi kultúrák helyett gyepek- és erdőgazdálkodás).



Az ökológiai folyosó vizes élőhely hálózatának funkció- és állapotjavítása érdekében javasolt megvizsgálni, hogy hol van lehetőség a folyómeder természetesebb állapotba hozására, pl. levágott mederrészek revitalizációjára, szükségtelen műtárgyak felszámolására. Azt is meg kell vizsgálni, hogy hol van lehetőség a természetes mederfejlődési folyamatokat (meanderezés) „szabadjára engedni”, ez egyrészt a meder természetességét növeli, ökológiai állapotát javítja, másrészt magával hozza a folyót kísérő természetszerű élőhelyek keletkezését, és nagyobb kiterjedésben való fennmaradását is (11. ábra–13. ábra). A hullámtéri vizes élőhelyek fenntartására terveket kell kidolgozni és forrásokat kell keresni.



11. ábra. A Rába (Raab) Perlstein mellett (Google Satellite Image)



12. ábra. A Rába Szentgotthárd alatt (Google Satellite Image)



13. ábra. A Rába Csörötnek alatt (Google Satellite Image)

A jelen projekt keretében végzett vizsgálatok elsősorban a vizsgált ökológiai folyosók gerincét alkotó vízfolyások kis- és középvízi medréhez kötődő fajegyüttesek szempontjából vizsgálták az ökológiai folyosók funkcióját. Nem volt mód olyan élőlénycsoportok vizsgálatára, melyek számára az ökológiai folyosó középvízi medret kísérő szegélyélőhelyeinek hiánya jelenthetne problémát abból a szempontból, hogy megvalósulhat-e a genetikai áramlás a folyosón keresztül vagy nem (pl. szárazföldi csigákra, futóbogarak). A jelen projekt keretében vizsgált ökológiai folyosókra vonatkozó ismereteket ilyen irányú vizsgálatokkal is lehetne a jövőben bővíteni.

Amennyiben a kiegészítő vizsgálatok azt igazolják, hogy a magterületek életközösségét alkotó fajok jelentős része számára az ökológiai folyosók jelenlegi struktúrája nem biztosít megfelelő átjárható kapcsolatot a magterületek között, akkor azonosítani szükséges az ökológiai folyosók azon szakaszait, ahol a genetikai áramlás lehetősége a leginkább beszűkül, és ezekre a területekre helyezni a fejlesztések hangsúlyát.

Az ökológiai folyosó működőképességének javítására irányuló, az érdekelt és érintett szereplők bevonásával kidolgozott intézkedés-csomagokat be kell építeni a különböző ágazati szabályozókba, tervekbe, így például a Natura 2000 területek fenntartási terveibe, védett természeti területek kezelési terveibe, vízgyűjtő-gazdálkodási tervekbe és nagyvízi mederkezelési tervekbe.

Fontos feladat a fentiekre fordítható források felkutatása és elérhetővé tétele, a különböző pályázati és támogatási rendszerekben.

Természetesen ennek a tevékenységi körnek is fontos eleme a monitorozás, egyrészt időszakonkénti élőhely-térképezéssel, másrészt olyan kiválasztott csoportok vizsgálatával, melyek megbízhatóan mutatják az ökológiai folyosó működőképességének változását, illetve az elvégzett tevékenységek sikerességét, hatékonyságát.

## 8. Felhasznált források

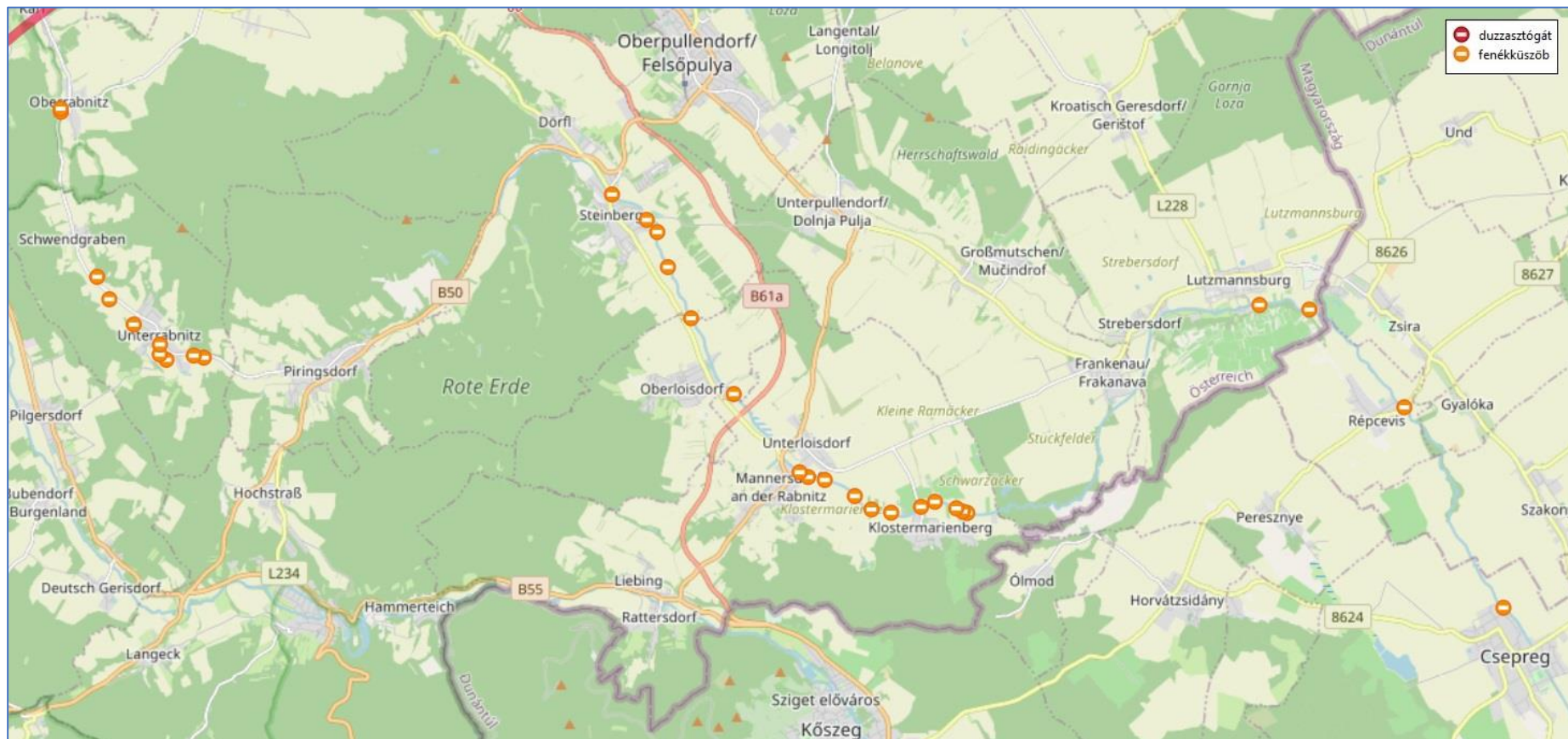
### Hagyományos irodalom

- BÁLDI A. (1998): Az ökológiai hálózatok elmélete: iránymutató a védett területek és ökológiai folyosók tervezéséhez. *Állattani Közlemények* 83: 29-40.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR, ZS. & KUN., A (2011): Magyarország élőhelyei – vegetáció-típusok leírása és határozója – ANÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót 439 pp.
- CSÁNYI B. [szerk.] (2010): Rába Survey 2009 – Halökológia. VITUKI Nonprofit Kft., kutatási jelentés. Megbízó: Umweltbundesamt GmbH (Szövetségi Környezetvédelmi Intézet, Ausztria) & Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Magyarország
- JONES, P.E., CONSUEGRA, S., BÖRGER, L., JONES, J., GARCIA DE LEANIZ, C. (2020): Impacts of artificial barriers on the connectivity and dispersal of vascular macrophytes in rivers: A critical review. *Freshwater Biology*. 65: 1165–1180.
- JORDÁN F. (2006): Kritikus térszerkezeti elemek élőhelyhálózatokban. *Magyar Tudomány*, 6. 688–693.
- KIRÁLY G. (szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő. 616 old.
- MOLNÁR Cs., MOLNÁR Zs., BARINA Z., BAUER N., BIRÓ M., BODONCZI L., CSATHÓ A.I., CSIKY J., DEÁK J.Á., FEKETE G., HARMOS K., HORVÁTH A., ISÉPY I., JUHÁSZ M., KÁLLAYNÉ SZERÉNYI J., KIRÁLY G., MAGOS G., MÁTÉ A., MESTERHÁZY A., MOLNÁR A., NAGY J., ÓVÁRI M., PURGER D., SCHMIDT D., SRAMKÓ G., SZÉNÁSI V., SZMORAD F., SZOLLÁT GY., TÓTH T., VIDRA T., VIRÓK V. (2009) Vegetation-based landscape regions of Hungary. *Acta botanica hungarica* 50 (suppl.): 47-58.
- BOTTA-DUKÁT Z. & MIHÁLY B. (2006). Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. Biological invasion in Hungary. Invasive plants II). KvVM TVH Tanulmánykötetei, 10.
- BIOTOPTYPEN-KATALOG DER STEIERMARK (2008). Graz, 504 pp.

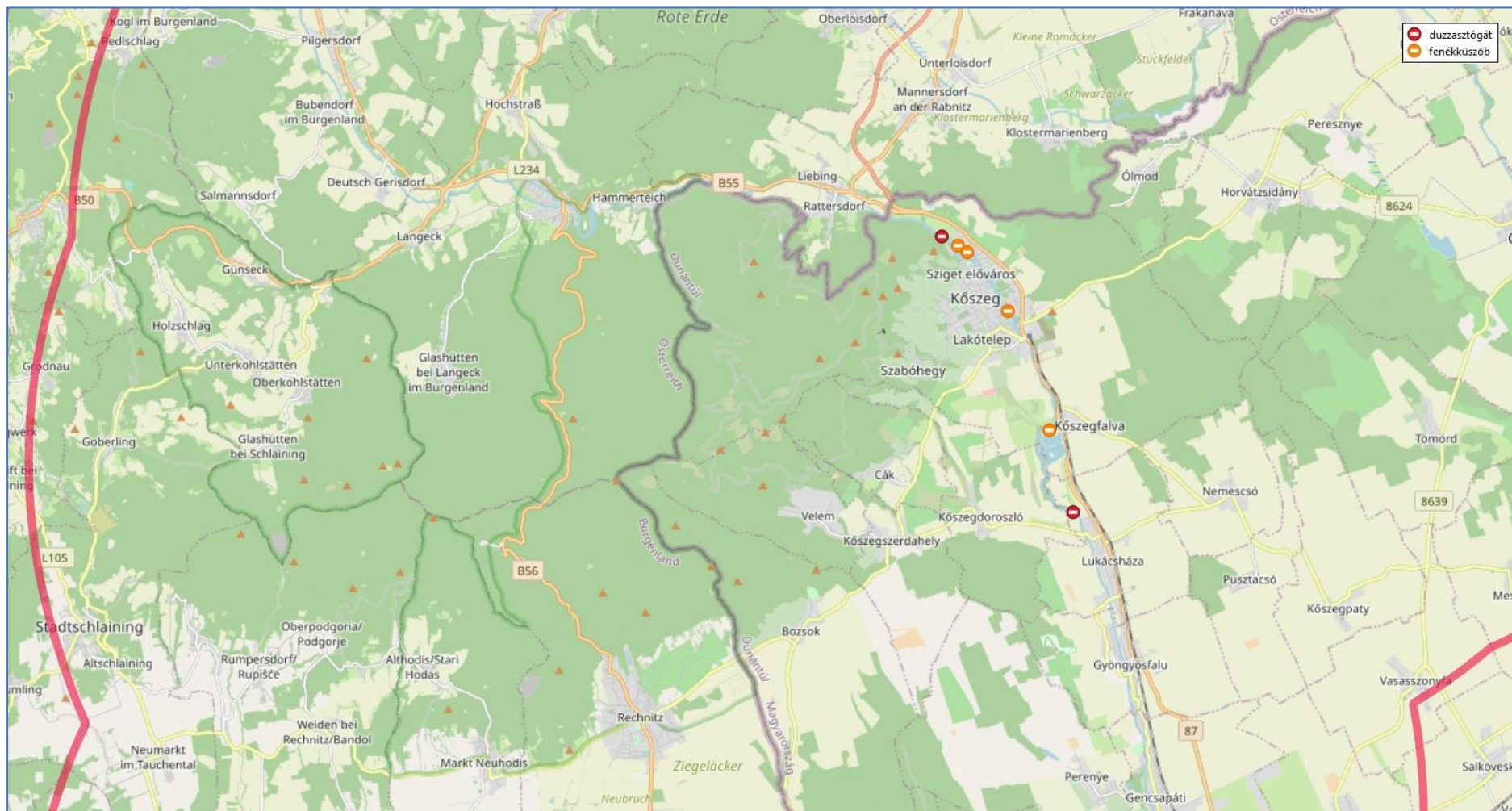
## 9. Mellékletek

### 9.1. A felmért vízfolyásokon azonosított barrierek térképi ábrázolása

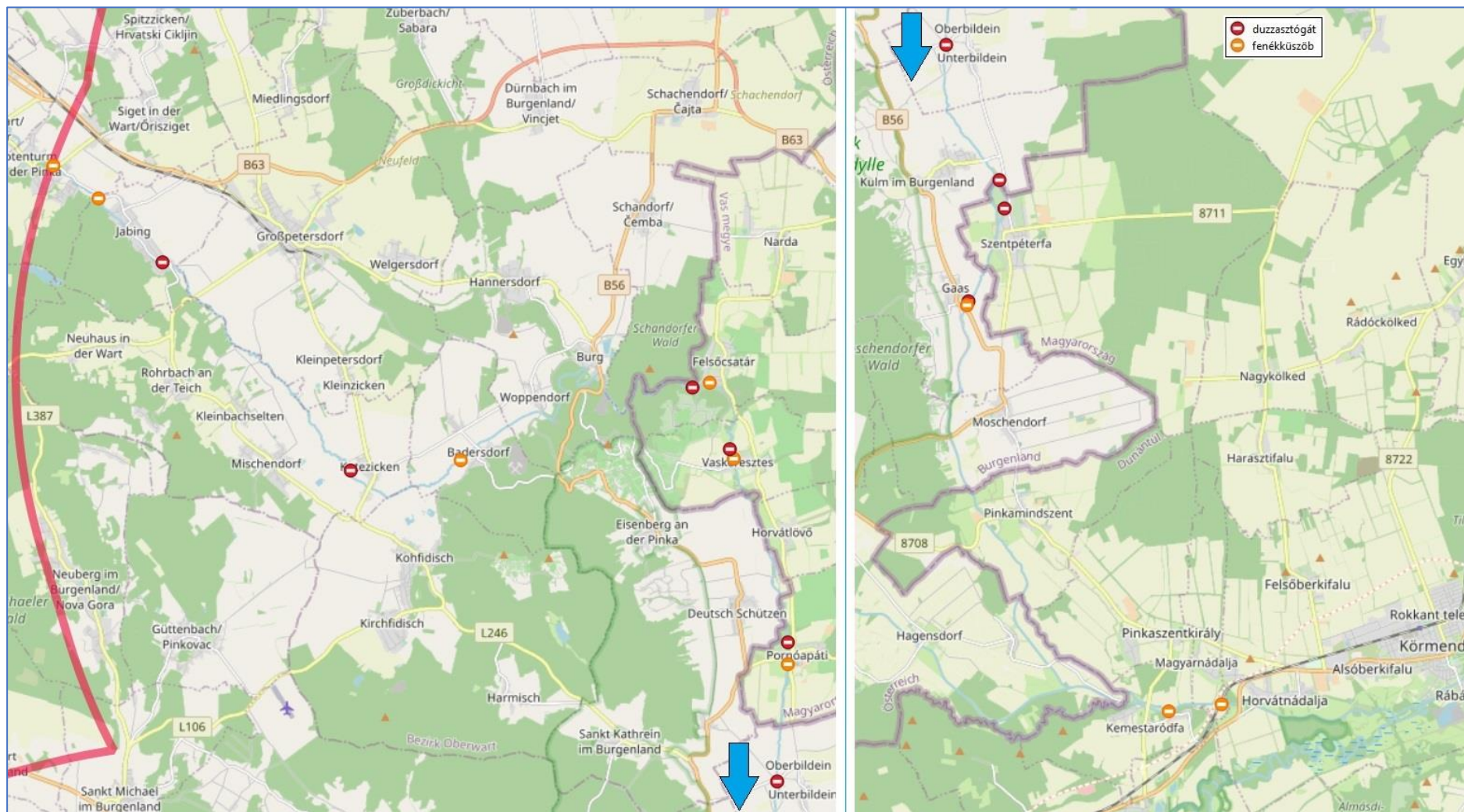
Az alábbi ábrán topográfiai térképen, vízfolyásonként ábrázoljuk a felmért, barrierként azonosítható objektumokat, típusonként kategorizálva azokat.



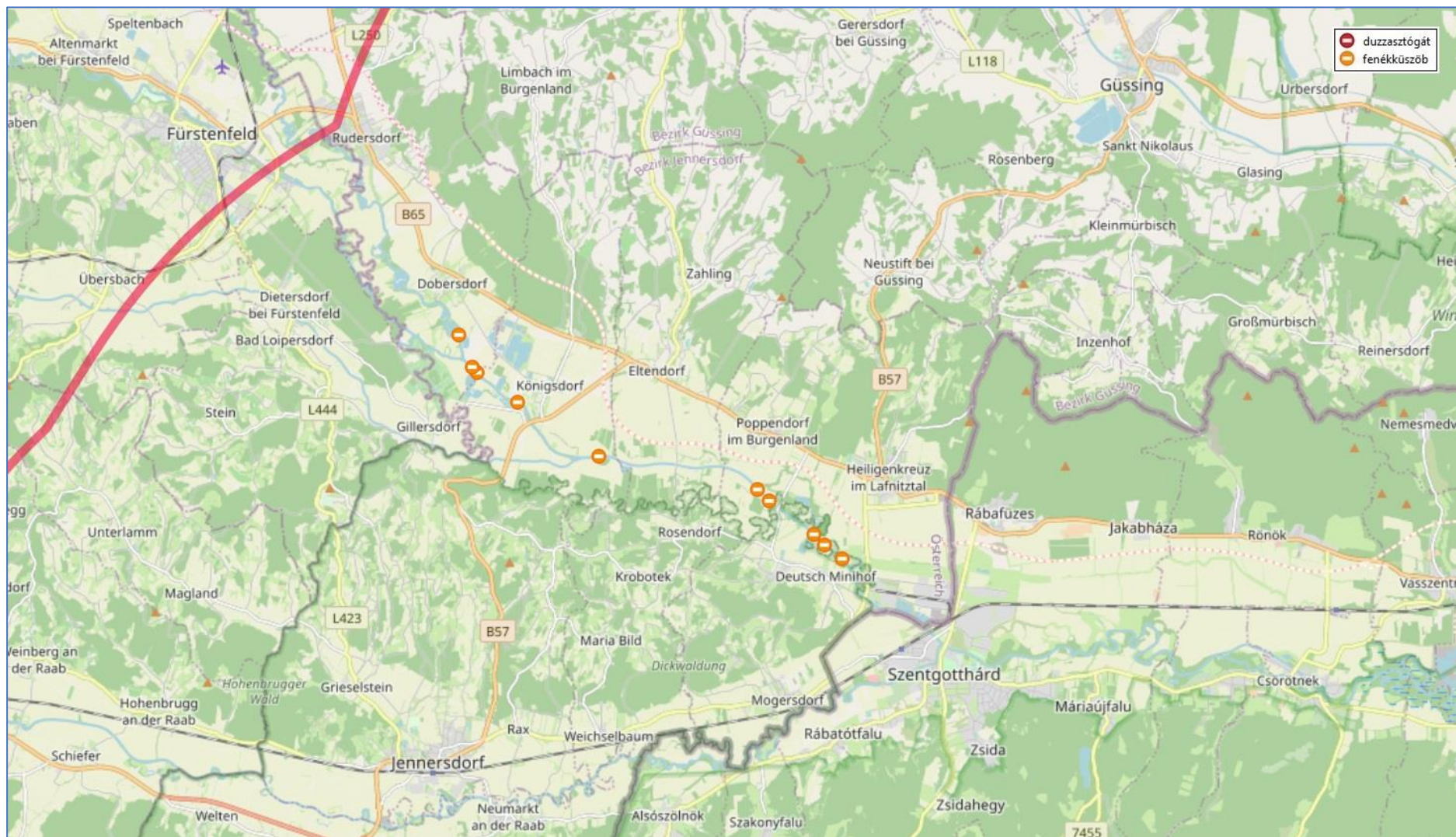
14. ábra. A Répce folyó határmenti szakaszain (15-15 km-es sáv) azonosított ökológiai barrierek térképi megjelenítése (felmérés éve: 2019–2020, háttér: Open Street Map image)



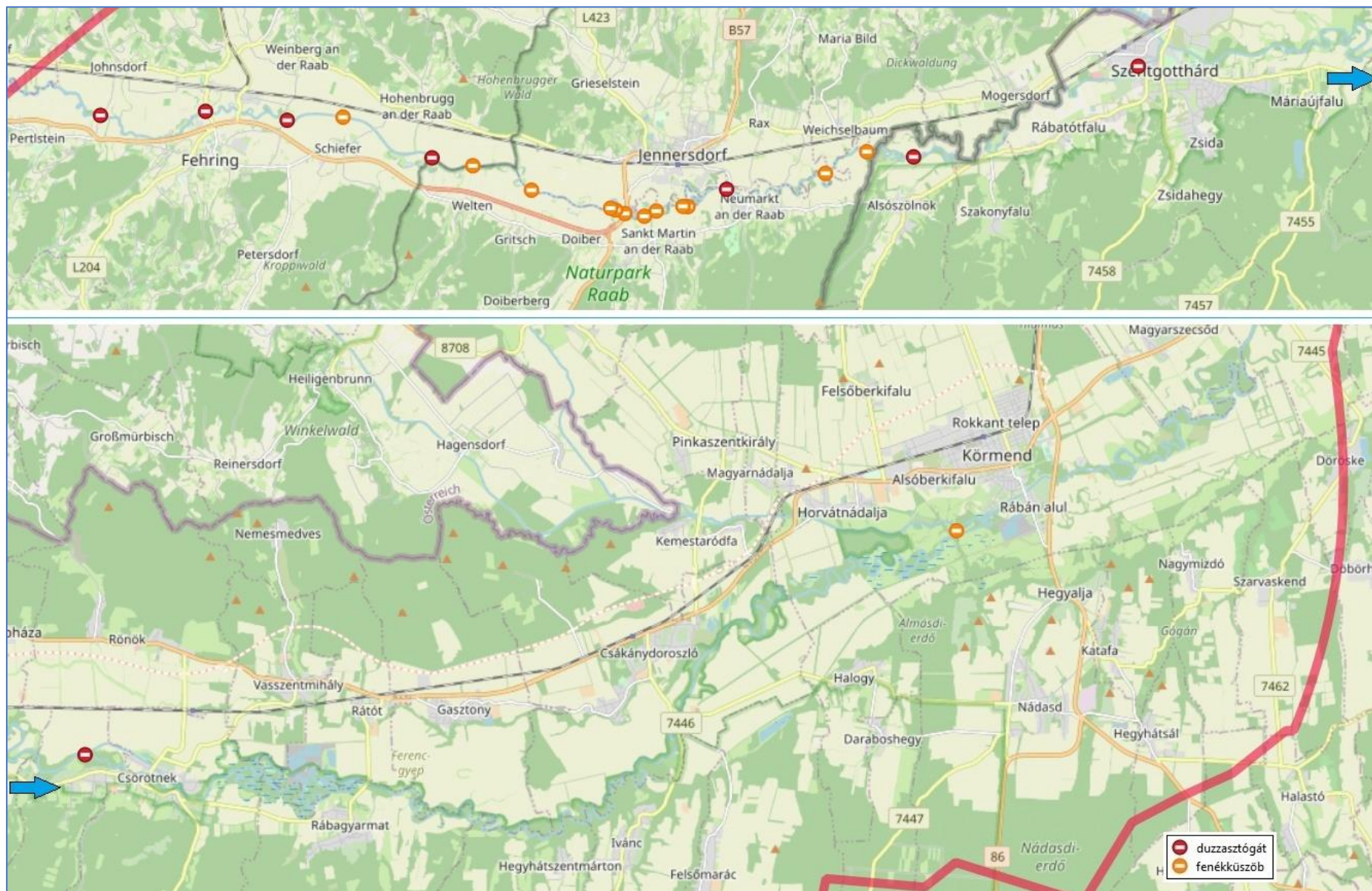
15. ábra. A Gyöngyös-patak határmenti szakaszain (15-15 km-es sáv) azonosított ökológiai barrierek térképi megjelenítése (felmérés éve: 2019–2020, háttér: Open Street Map image)



16. ábra. A Pinka folyó határmenti szakaszain (15-15 km-es sáv) azonosított ökológiai barrierok térképi megjelenítése (felmérés éve: 2019–2020, háttér: Open Street Map image)



17. ábra. A Lapincs folyó határmenti szakaszain (15-15 km-es sáv) azonosított ökológiai barrierék térképi megjelenítése (felmérés éve: 2019–2020, háttér: Open Street Map image)



18. ábra. A Rába folyó határmenti szakaszain (15-15 km-es sáv) azonosított ökológiai barrierék térképi megjelenítése (felmérés éve: 2019–2020, háttér: Open Street Map image)