

INTERREG V-A Ausztria- Magyarország Program

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

WeCon – ATHU077

Z Á R Ó J E L E N T É S

**Nyugat-Pannon vízfolyások és vízgyűjtőjük
természetvédelmi értékkataszterének kialakítása (T1.2.1)**

Debrecen

2021. 04. 15.

Megbízó

Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság
9941 Őrszentpéter, Siskaszer 26/A



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

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

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

© Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság 2021

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

1. Tartalom

1.	Tartalom.....	3
2.	Bevezetés, célkitűzés	5
3.	Magyar nyelvű összefoglaló	8
4.	Német nyelvű összefoglaló / Zusammenfassung.....	11
5.	Anyag és módszer.....	15
5.1.	Értékkataszter készítésének módszertana	15
5.2.	Az értékkataszter készítése során használt adatforrások.....	20
5.2.1.	Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt zoológiai- és florisztikai adatok 20	
5.2.2.	Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt zoológiai- és florisztikai adatok 22	
5.2.3.	A GAP analízis során összegyűjtött, vízfolyások és vizes élőhelyek szempontjából releváns adatállomány	24
5.2.4.	WECON projekt során gyűjtött adatállomány.....	26
5.3.	A 10×10 km-es értékkataszter elemzéshez használt élőhelyterképi adatállományok.....	27
5.3.1.	Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság által átadott élőhelyterképek	28
5.3.2.	A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság által átadott élőhelyterképek	42
5.3.3.	A WECON projekt keretében készített élőhelyterképek.....	54
5.3.4.	Az Őrségi Nemzeti Park és a Fertő-Hanság Nemzeti Park adatbázisaiban szereplő élőhelyterképek, valamint a WECON projekt keretében készített élőhelyterképek során előkerült összes közösségi jelentőségű élőhely	67
6.	Eredmények	69
6.1.	Kapott eredmények 1km×1km-es hálónégyzetben történő térképi bemutatása.....	69
6.1.1.	Az eredmények vízgyűjtő léptékű elemzése	70
6.1.1.1.	Vízi makroszkópikus gerinctelenek alapján kapott eredmények bemutatása 1km×1km-es hálótérképen.....	70
6.1.1.2.	Hal adatok alapján kapott eredmények bemutatása.....	81
6.1.1.3.	Hal és makroszkópikus vízi gerinctelen adatok alapján kapott eredmények bematatása 1km×1km-es hálótérképen.....	85
6.1.2.	Az eredmények vízfolyásonkénti elemzése.....	89
6.1.2.1.	Makroszkópikus vízi gerinctelen adatok alapján kapott eredmények értékelése 89	
6.1.2.2.	Hal adatok alapján kapott eredmények értékelése.....	117
6.1.2.3.	Hal és makroszkópikus vízi gerinctelen adatok alapján kapott eredmények értékelése 126	
6.2.	A kapott eredmények 10×10 km-es hálónégyzetben történő térképi bemutatása és értékelése 139	

6.2.1. A teljes adatállomány (zoológia, florisztika és élőhelyi adatok) figyelembevételével kapott eredmények bemutatása 10×10 km hálótérképen.....	139
---	-----

2. Bevezetés, célkitűzés

A biodiverzitás rohamos csökkenésében meghatározó tényező az élőhelyek eltűnése, fragmentációja, az idegenhonos/inváziós fajok fokozott, sok esetben nehezen kontrolálható térhódítására. A WeCon projekt nagy hangsúlyt fektet ezen tényezők vizsgálatára, illetve a kapott eredmények ismeretében azok értékelésére.

A projekt a Nyugat-Pannon régió, ill. a Rába ausztriai és magyarországi vízgyűjtőjének jelentős részét lefedi, s elsősorban a projektterületen található vízi- és vizes élőhelyek természetvédelmi problematikájával, s megőrzési lehetőségeivel foglalkozik.

A WeCon projekt első két évében elvégzett terepi adatgyűjtés, adatfeldolgozás és értékelés az alábbi részfeladatok végrehajtása keretében történt meg:

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

A fentiekben felsorolt feladatcsoportok szoros egységet alkotnak, a projekt utolsó évében zajlott szakmai dokumentációk elkészítésével, hiszen a fenti feladatcsoportok megvalósításának keretében összegyűjtött adatállomány, ill. elvégzett adatfeldolgozás mintegy megalapozták a szakértői dokumentációk elkészítését. A projekt utolsó évében készült szakértői dokumentációk tematikájukat és célkitűzéseiket tekintve harmonizálnak azokkal az Európai Unió és magyarországi törekvésekkel, melyek a természeti értékek hosszútávú megőrzésére (vö. 92/43/EGK; 275/2004. (X. 8.) Korm. rend.), az idegenhonos és inváziós növény- és állatfajok azonosítására és állományának szabályozására, valamint azok visszaszorítására [vö. (EU 1143/2014, 2016/1141, 2017/1263); 408/2016. (XII. 13.) Korm. rend.) irányulnak.

A projektterületre vonatkozó meglévő adatállományok összegyűjtése, a GAP analízis, illetve erre épülően, a felek által egyeztetett mintavételi protokollokat követő terepi adatgyűjtés eredményei, majd az erre épülő adatfeldolgozás és adat elemzés/értékelés biztosították az alapját az alábbi szakmai dokumentációk elkészítésének:

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

A WeCon projektben készített természeti értékkataszter és térinformatikai adatbázis (vs. T1.1. feladat és alfeladataik) egyedülálló lehetőséget biztosít a vízfolyások- és vizes élőhelyek legfajgazdagabb területeinek lehatárolására, a természetvédelmi szempontból legértékesebb területek meghatározására, s ezeken a területeken természetvédelmi célok és intézkedési csomag megfogalmazására. A projekt előtt ugyanis nem állt rendelkezésre olyan mennyiségű- és mennyiségű biotikai adat a terület vizes élőhelyeire, illetve vízfolyásaira vonatkozóan, mely alapján az egyes vízfolyásszakaszok természeti értékességét objektíven meg lehetett volna állapítani.

Ebben az összefoglaló jelentésben „a Nyugat-Pannon vízfolyások és vízgyűjtőjük természetvédelmi értékkataszterének kialakítása” (T1.2.1) c. projektlem eredményeit mutatjuk be. A kutatási eredmények alapján megállapítható, hogy melyek a legfajgazdagabb vízfolyásszakaszok, hol helyezkednek el a természetvédelmi szempontból legértékesebb szakaszok/területek, illetve hol találhatók azok az

antropogén beavatkozásokra, elsősorban az árvízvédelmi-vízgazdálkodási beavatkozásokra leginkább érzékeny területek, ahol a beavatkozások tervezése és kivitelezése kapcsán legjelentősebb konfliktus alakulhat ki a természetvédelmi- és vízügyi ágazat között. A projekt keretében végzett adatgyűjtés kiterjedt az idegenhonos, inváziósan terjedő fajokra is. Ennek eredményeként azok a területek is lehatárolhatóvá váltak, ahol eddigi ismereteink szerint legintenzívebb a fertőzés, a több éves adatsorok pedig lehetőséget adnak a terjedési útvonalak meghatározására is.

A projektterületen belül a természetvédelmi értékesség mintázatának meghatározásához a modellezés eszköztárát hívtuk segítségül. Annak érdekében, hogy az elemzések minél pontosabb becslést adjanak az egyes egységek értékességére vonatkozóan a modellbe beépítésre került az összes meglévő adat, mely a területre vonatkozóan rendelkezésre állt. Így nem csak a GAP analízis során a projektterületre vonatkozóan összegyűjtött, a természetvédelmi kezelők adatbázisában nem szereplő korábbi adatokból származó adatállományt (közel 10.000 biotikai rekord) és a WeCon projekt keretében gyűjtött, több mint 11.000 adatot, hanem a projektterületre vonatkozóan, a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság (több mint 21.000 biotikai rekord) és az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság (több, mint 40.000 biotikai rekord) adatbázisában tárolt adatokat is beépítettük az értékmodellbe. Az értékelésbe bekerültek a projektterület több részterületén készült, összesen 81180 ha nagyságú terület élőhelytérképezéséből származó adatok, amelyek több, mint 21500 poligonra vonatkozó felmérési adatot jelentenek.

A modell segítségével az egyes vízfolyás mentén kisebb léptékben, a projektterületen pedig vízgyűjtő léptékben:

- GAP analízist készítettünk a projekt keretében vizsgált fajok, mintaterületen való elterjedésére vonatkozóan;
- lehatároltuk a közösségi jelentőségű, védett és veszélyeztetett élőhelyek és fajok legfontosabb előfordulási helyeit;
- feltártuk az inváziós növény- és állatfajok által leginkább veszélyeztetett területeket/élőhelyeket;
- értékeltük a vízgyűjtő terület vízfolyásait a természeti értékük és az inváziós fertőzöttségük alapján;
- az értékkataszter felhasználásával a területeket természetvédelmi értékességük alapján rangsoroltuk és meghatároztuk a területi prioritásokat;
- az értékkataszter eredményeit térképen is megjelenítettük.

A tervezés első lépése annak a GAP analízisnek az elkészítése volt, mely segítségével feltártuk az adathiányos területeket. Ezt követően történt meg a mintavételi hálózat tervezése, mely során előnyben részesítettük azokat a vízfolyásszakaszokat, ahonnan a modell adathiányt jelzett. A WeCon projektben végzett recens adatgyűjtés tehát, a vízfolyásokra és az azokat övező vizes élőhelyekre koncentrált, így az értékkataszter is - a teljes projektterületen belül – ezekre az élőhelysávokra adja a legpontosabb eredményt.

Az értékelést előre meghatározott területegységekre bontva végeztük. A területegységek méretét a rendelkezésre álló adatok figyelembevételével határoztuk meg. Az egység mérete így az a legkisebb poligon, amelyen belül elegendő adat áll rendelkezésre a közösségi jelentőségű élőhelyekről, fajokról és inváziós fajokról az értékelés elvégzéséhez. Az értékkataszter elkészítéséhez térbeli természetvédelmi prioritizálást (spatial conservation prioritization) használtunk, s fentiek figyelembevételével a modellezést két léptékben végeztünk el:

- 1) a vízfolyások esetében 1×1 km-es hálótérképen ábrázoltuk a fajgazdagságot, védett fajokkal súlyozott természetvédelmi értékességet és inváziós fajokkal „költségelt” értékességet,
- 2) vízgyűjtő léptékben az eredményeket 10×10 km-es hálótérképen mutatjuk be, mely hasonlóan a korábban leírtakhoz, súlyozott értékeket tartalmaz.

Az összegyűjtött információk birtokában a térbeli természetvédelmi prioritizálást nem csak a teljes fajkészletre, hanem a védett fajok jelenlétével súlyozva és az inváziós fajok általi fertőzés erősségét figyelembe véve is finomítottuk. A jelentésben csak a súlyozott eredményeket mutatjuk be és értékeljük, de a dokumentáció digitális mellékletét képező fedvényben mind a súlyozott, mind a súlyozást nem tartalmazó eredmények is megtalálhatók.

Adataink alapján a fentiekben leírtaknak megfelelő kétféle különböző felbontású (1x1 km-es és 10x10x km-es) természetvédelmi prioritizálást készítettünk. A két különböző felbontású prioritizálás eltérő módszerrel, de azonos bemeneti adatok alapján készült. A vízfolyásokat és az azokat kísérő vizes élőhelyeket magában foglaló élőhelysávok fajegyütteseire (vízi makroszkópikus gerinctelen (MZB) és hal) a vektoros fedvényekkel dolgozó Marxan algoritmust használtuk (kimenete: 1x1 km-es hálótérkép). A teljes projekt területre készített prioritizálás során pedig a raszteres állományokat használó Zonation algoritmust alkalmaztuk, a magterület-zonáció módszerét alkalmazva (kimenete: 10x10 km-es hálótérkép). Az alkalmazott Zonation és Marxan algoritmusok, egy olyan optimális védett terület-hálózatot keresnek a célterületen, amely a vizsgált fajok előfordulásai alapján feltárt biodiverzitást a lehető legjobban fedi. Mindkét prioritizálás során a fajokat és az élőhelyeket védettségük/értékességük alapján súlyoztuk, növelve azon területi egységek értékességét, ahol védett, fokozottan védett, közösségi jelentőségű, vagy kiemelt közösségi jelentőségű fajok előfordulnak. A védett és közösségi jelentőségű fajok pozitív fajok súlyozása mellett, az inváziós fajok fertőzöttségének figyelembevételével, ún. „költség” rétegeket is alkalmaztunk. Az inváziós fajokkal „költséget” modell, az inváziós fajokkal terhelt és a rosszabb természetességi állapotú területek alacsonyabb térbeli értékességi besorolását eredményezi, mivel ezen területek védelme, megőrzése elméleti szempontból költségesebb, hiszen itt a kedvező természeti állapot megőrzéséhez szükséges az inváziós fajok visszaszorítása. Az inváziós fajok eltávolítása vagy folyamatos visszaszorítása pedig szükséges kezelésként értelmezhető, aminek számottevő költsége van.

Mindkét prioritizálás kimeneteként térképeket (1x1 km-es és 10x10 km-es) készítettünk. A térképeken a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági és élőhelygazdagsági mutató, valamint a védett fajokkal súlyozott természetvédelmi értékességi mutató, ill. 1x1 km-es felbontásban a védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költséget” természetvédelmi értékességi mutató alapján meghatároztuk a projekterület biodiverzitásának megőrzéséhez kulcsfontosságú területeket és lehatároltuk a projekterület legértékesebb területi egységeit. Ezzel létrehoztuk a kifejezetten a projekterület vízfolyásaira és az azokat kísérő vizes élőhelyeket magában foglaló élőhelysávokra vonatkozó az 1x1 km-es felbontású és a teljes projekterületet lefedő 10x10 km-es felbontású értékkatasztert.

3. Magyar nyelvű összefoglaló

A „Nyugat-Pannon vízfolyások és vízgyűjtőjük természetvédelmi értékkataszterének kialakítása” című részjelentés a „Vizes élőhelyek ökológiai hálózatának fejlesztése az osztrák–magyar határrégióban” című INTERREG projekt („WeCon INTERREG projekt”) részeként végzett, az osztrák és a magyar oldalon végrehajtott terepi felmérések eredményei alapján készített természetvédelmi szempontú értékmodellt mutatja be, illetve ennek alapján tesz a természetvédelmi értékességgel kapcsolatos megállapításokat.

Az értékkataszter elkészítéséhez térbeli természetvédelmi prioritizálást (spatial conservation prioritization) alkalmaztunk. A térbeli természetvédelmi prioritizálás egy döntéstámogató rendszer a természetvédelmi értékek területi védelme érdekében, amelynek eszköztára alkalmas különböző területi forrás allokációs problémák megoldására, térbeli faj-előfordulási adatok alapján. Az értékeléshez a Zonation nevű módszert alkalmaztuk, amely az elemzési lehetőségek legszélesebb körét teszi lehetővé a térbeli természetvédelmi prioritizálás elvégzése során.

A hazai jelentéshez a projektterület nyugat-magyarországi részéről gyűjtöttük össze az elérhető adatokat annak érdekében, hogy a modellbe beépítésre kerüljön az összes olyan adat, mely alapján az értékkataszter elkészíthető. Maga az értékelés két léptékben történt: (1) kis léptékben 1 km×1 km-es felbontást használva (vízfolyások mentén); (2) nagyobb léptékben 10 km×10 km-es ETRS hálótérkép mezőket alkalmazva.

A WeCon projekt keretében készített, 1km×1km-es léptékű (ETRS négyzetháló alapú) természeti értékkataszter és térinformatikai adatbázis lehetőséget biztosít a vízfolyások legértékesebb szakaszainak lehatárolására. A projekt előtt nem állt rendelkezésre olyan mennyiségű, minőségű és rendezettségű biotikai adat a projektterület vizes élőhelyeire, illetve vízfolyásaira vonatkozóan, mely alapján az egyes vízfolyásszakaszok természeti értékességét objektíven meg lehetett volna állapítani. A prioritizálás térbeli felbontását meghatározza az elérhető adatok mennyisége és térbeli lefedettsége, ezért a WeCon projekt keretében végzett terepi adatgyűjtés mintavételi szelvényeinek kiválasztásánál arra törekedtünk, hogy minél nagyobb térbeli lefedettséget érjünk el. Ennek érdekében modellezéssel lehatároltuk azokat a vízfolyás-szakaszokat, melyekről kevés adat állt rendelkezésre a térbeli prioritizálás elvégzéséhez. Ennek első lépése volt a GAP analízis, mely rávilágított azokra a területekre, ahonnan adat elérhető, de azokra is, ahonnan nem. A mintavételi ráfordítás térbeli mintázata alapján, a mintavételi torzítást Getis-Ord statisztikával jellemeztük, majd azonosítottuk a szignifikánsan alulmintázott vízfolyásszakaszokat. Amely terület alulmintázottnak bizonyultak, oda koncentráltuk a WeCon projekt keretében a vállalt élőlénycsoportokra vonatkozóan végzett terepi adatgyűjtést.

Az 1km×1km-es léptékű, a projektterület vízfolyásaira vonatkozó értékmodell készítéséhez az alábbi források adatait használtuk fel.

- Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt biotikai (zoológia: hal és vízi gerinctelen) adatok: 166 adatrekord;
- a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt biotikai (zoológia: hal és vízi gerinctelen) adatok: 148 adatrekord;
- a BioAqua Pro Kft. adatbázisában szereplő, a WeCon projektet megelőzően (1987–2018) keletkezett (zoológia: hal és vízi gerinctelen): 9 353 adatrekord;
- a WeCon projekt keretében gyűjtött adatállomány (zoológia: hal és vízi gerinctelen): 9 397 adatrekord.

A WeCon projekt keretében készített nagyobb, 10km×10km-es léptékű (ETRS négyzetháló alapú) természeti értékkataszter és térinformatikai adatbázis lehetőséget biztosít a faj- és élőhelydiverzitás alapján az 58 négyzettel lefedett hazai projektterület legértékesebb részeinek lehatárolására és térképi megjelenítésére. Továbbá a Zonation programmal végzett prioritizálás azokat a területeket képes feltárni nagyobb léptékben, amerre a védelmi hálózat bővítése leginkább indokolt.

A 10km×10km-es léptékű értékeléshez, az 1km×1km-es léptékű értékeléshez képest még nagyobb adatmennyiség felhasználása történt meg:

- Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt biotikai (növények, gombák, zuzmók, emlősök, madarak, kételtűek és hullók, lepkék, bogarak, recésszárnyúak, pókok) adatok: 40 352 adatrekord;
- a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt biotikai (növények, gombák, zuzmók, emlősök, madarak, kételtűek és hullók, lepkék, bogarak, egyenesszárnyúak, hártványúak, recésszárnyúak, pókok) adatok: 21 107 adatrekord;
- a WeCon projekt keretében gyűjtött adatállomány (hal és vízi gerinctelen, növények, kételtűek és hullók, lepkék, xylofág bogarak): 11 256 adatrekord;
- a BioAqua Pro Kft. adatbázisában szereplő, a WeCon projektet megelőzően (1987–2018) keletkezett (zoológia: hal és vízi gerinctelen): 9 353 adatrekord;
- az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság által átadott élőhelytérképek;
- a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság által átadott élőhelytérképek;
- A WeCon projekt keretében készített élőhelytérképek;
- a WeCon projekt keretében elvégzett inváziós növény felmérés adatai;
- a WeCon projekt keretében készített nagyvízi medertérképezési felmérés adatai.

Az osztrák partnerekkel közösen végeztük el a teljes projektterület bilaterális értékelését, 10km×10km-es léptékben (ETRS négyzetháló alapon). Az értékeléshez jelentős adatmennyiséget használtunk fel:

- a magyarországi projektterületre vonatkozó és a 10×10 km léptékű értékeléshez felhasznált összes adat
- az osztrák projektterületre vonatkozóan a Wecon során elvégzett állattani felmérések
- egyes osztrák adatbázisok vonatkozó adatai: Burgenlandi Halászati Adatbázis (FDA), Ausztriai Vízinformációs Rendszer (WISA)
- webes adatbázisok adatai (naturbeobachtung.at; iNaturalist)

Az alapadatok 1km×1km-es hálózatok szerinti feldolgozásának eredményeit többféle módon értékeltük. Először elvégeztük a projektterület vízfolyásai mentén kijelölt 1108 hálómező együttes értékelését, külön a vízi gerinctelen fajok, és külön a halfajok (ideértve a körszájúakat is) adatai, illetve a két csoport összesített adatai alapján is. Az értékelés a következő számított eredmények alapján történt: fajgazdagság, védett fajok jelenlétével súlyozott fajgazdagság, a hálómezők védett fajok jelenlétével súlyozott térbeli prioritizálása, a hálómezők védett fajok jelenlétével súlyozott, és inváziós fajok jelenlétével „költségelt” térbeli prioritizálása.

A fenti – teljes projektterületre vonatkozó – értékelést kiegészítettük az egyes vízfolyásokra külön-külön is elvégzett értékeléssel. Ezek során a modellkészítés úgy történt, hogy az összes adatból kiemeltük az adott vízfolyás által érintett ETRS hálómezők adatait, és ezekre önállóan is lefuttattuk az elemzéseket, tehát ezekben az értékesség csak az adott vízfolyás egyes részeinek viszonylatában értelmezett (a tárgyalt vízfolyások egyes részeit mérjük össze egymással), a vonatkozó eredményeket más vízfolyásokra vonatkozó adatoktól függetlenül értékeltük. Az értékelés szempontjai itt is a fentebb felsorolt számított eredmények voltak (védett fajok jelenlétével súlyozott fajgazdagság, a hálómezők védett fajok jelenlétével súlyozott térbeli prioritizálása, a hálómezők védett fajok jelenlétével súlyozott, és inváziós fajok jelenlétével „költségelt” térbeli prioritizálása).

A különböző szempontú értékelések során nem csak a felmért és elemzett vízterekre vonatkozóan tettünk megállapításokat, hanem – az eredményeknek az alapadatokkal, terepi tapasztalatokkal és szakértői értékelésekkel való összevetése alapján – a modell működésére és használhatóságára is. Bizonyos esetekben – a modellezés első eredményeit látva és azokat elemezve – az alapadatok körén és a modell paraméterezésén változtatva újra futtattuk az értékelést, hogy az észlelt anomáliákat kiküszöböljük, és a valós helyzetet leginkább tükröző eredményeket tudjuk prezentálni.

Összességében az 1km×1km-es hálómézők alapján végzett elemzések alapján a következő megállapításokat tesszük. Úgy gondoljuk, hogy a kapott mintázatot nem szabad „négyzetről-négyzetre” – vagyis az egyes négyzetek minősítését az általa lefedett vízfolyásszakaszra vonatkoztatva – értékelni, hanem a kapott képet csak nagyobb léptékben, hosszabb szakaszokra vonatkozóan érdemes értelmezni. Ez azt jelenti, hogy egy vízfolyás vagy vízfolyás-szakasz értékességét az azt tartalmazó összes hálóméző minősítését figyelembe véve lehet meghatározni.

Fentiek alapján a Rába a teljes vizsgált szakaszon az „értékes/kiemelten értékes” kategóriákba sorolandó. Az értékmodell által rajzolt mintázat alapján nem lehet a folyót szakaszokra osztani, az értékesség tekintetében egységesen kell kezelni, azzal az egyetlen megjegyzéssel, hogy a kiugróan magas értékességű hálómézők mind a Sárvár feletti folyószakaszon találhatóak – ez egyébként összevág a szakértői értékeléssel is. A Lapincsnak csupán rövid szakasza esik az ország területére, de az „kiemelkedő értékességgel” jellemezhető. A Pinka összesített eredménye „értékes/kiemelten értékes”, a mintázat itt sem teszi lehetővé szakaszok lehatárolását, ugyanakkor a csoportonkénti értékelések alapján a belépő (Vaskeresztes feletti) és a torkolati (Vasalja alatti) szakaszok „kiemelkedően értékes” víztér-részletekként azonosíthatók. A Gyöngyös esetében a kapott mintázat lehetővé teszi a szakaszolást, a Gyöngyösfalu feletti részeket összesítve a „kiemelten értékes”, az alatta lévő vízfolyásszakaszt „értékes/közepesen értékes” kategóriába soroljuk. A Perint és a Sorok „értékesnek” minősíthető. A Répécén a modellezés eredményeként kapott mintázat szintén nem mutat jól lehatárolható szakaszokat, a szummázott értékelés „értékes/kiemelten értékes”, azzal a megjegyzéssel, hogy a gerinctelen fajgyűttes adatállományára vonatkozóan kapott mintázat alapján az értékes részek túlnyomórészt a Répcelak (Répcé-árapasztó-csatorna) feletti szakaszon lokalizálódnak.

A kisebb vízfolyások esetében a kapott mintázat alapján még nehezebb összesített értékeléseket tenni, a szakaszolás pedig még bizonytalanabb. Ami egyértelműen kiolvasható a mintázatból, az a Rák-patak, és a Kőszegi hegység patakjainak „kiemelten értékes/értékes” minősítése, az Ikva, a Kardos-ér, a Kozár-Borzó, a Strém, az Ablánc-patak, és az Őrségből lefutó patakok összességében „értékes” besorolása. A többi kisvízfolyás összesített értékelés alapján a „közepesen értékes” kategóriába kerül.

A 10×10km-es léptékű értékmodellben összesen 58 kvadrát fedte le a projektterületet, amelyek közül 5 esett a legértékesebb (0,8-1) kategóriába, míg 18 a legkevésbé értékes (0-0,2) kategóriába.

Ami a fajszámot, illetve a közösségi jelentőségű élőhelyek diverzitását illeti, a leggazdagabb terület Ágfalva kvadrátja (Soproni-hegység). Ugyancsak kiemelkedő a többi kvadrát a Soproni-hegységben, illetve a Rába felső folyása menti és az Őrségi kvadrátok jelentős része.

A faj- és élőhelygazdagságot értékelve kirajzolódnak a vizsgálati terület természetföldrajzában rejlő lehetőségek. Az adatsorok alapján a legdiverzebb terület (az összes faj azonos súllyal figyelembe véve) a Soproni-hegység és a Soproni-medence, ezt követi a Vasi-hegyhát részeként az Őrség és a Vendvidék, majd a Rába-völgy Körmend-Vasvár-Bejcgertyános kvadrátjai következnek. Kiemelhető, de kevésbé faj- és élőhelygazdag még Sárvártól É-ra 5 kvadrát, amelyek a Rába-völgy középső részét, a Répce-sík K-i részét továbbá az Alsó-Kemeneshát középső részét adják. A Kőszegi-hegység az utóbbiakhoz hasonló faj- és élőhelygazdagságú.

A Zonation programmal végzett prioritizálás azokat a területeket tárta fel nagyobb léptékben, amerre a védelmi hálózat bővítése célszerű: jelentős a cellákból származó, természetvédelmi szempontból értéket jelentő fajok és élőhelyek száma, de kevés a védett terület. Ez a terület a Répcétől D-re eső terület, amely egészen a Jáki-Sorokig terjed.

Az elemzés szerint ezeken a területeken közepesen magas vagy magas a faj- és élőhelydiverzitás, de országos jelentőségű védett természeti területek, vagy a Natura 2000 hálózat részét képező területek alig érintik.

4. Német nyelvű összefoglaló / Zusammenfassung

Der Teilbericht „Errichtung des Naturschutz-Wertkatasters der Fließgewässer und deren Einzugsgebiete in West-Pannonien“ ist als Teil des INTERREG Projekts „Entwicklung des ökologischen Netzwerks der Feuchtlandsräume in der österreichisch-ungarischen Grenzregion“ (Acronym: WeCon) angefertigt worden. Er stellt ein Naturschutz-Wertmodell anhand der Ergebnisse von Felderhebungen auf österreichischer und ungarischer Seite, sowie Feststellungen zum Naturschutzwert vor.

Zur Anfertigung des Wertkatasters wurde räumliche Priorisierung gemäß Naturschutzwert (spatial conservation prioritization) angewandt. Die räumliche Priorisierung gemäß Naturschutzwert ist ein entscheidungsförderndes System zum Gebietsschutz von Naturschätzen, deren Mittel geeignet zur Lösung von verschiedenen flächenbezogenen Allokationsproblemen anhand von räumlichen Vorkommensdaten von Arten sind. Zur Bewertung wurde die Methode „Zonation“ angewandt, die das weiteste Spektrum von Analysemöglichkeiten im Zuge der räumlichen Priorisierung gemäß Naturschutzwert ermöglicht.

Zum ungarischen Bericht wurden verfügbare Daten aus dem ungarischen Teil des Projektgebiets eingeholt, so dass ins Modell alle Daten eingefügt werden können, die zur Fertigstellung des Wertkatasters nötig sind. Die Bewertung selbst geschah in zwei Maßstäben: (1) im kleinen Maßstab mit einer Auflösung von 1 km×1 km (entlang von Wasserläufen); (2) im größeren Maßstab gemäß den 10 km×10 km Feldern des ETRS Gitters.

Der im Rahmen des WeCon Projekts angefertigte Naturwertkataster und geoinformatische Datenbank mit Maßstab 1km×1km (gemäß ETRS Gitter) bietet eine Möglichkeit zur Abgrenzung der wertvollsten Abschnitte von Wasserläufen. Vor dem Projekt standen keine biotischen Daten in ausreichender Menge, Qualität und Ordnung für die Feuchtgebiete bzw. Wasserläufe des Projektgebiets zur Verfügung, anhand deren der Naturwert der einzelnen Abschnitte von Wasserläufen objektiv bestimmt hätte werden können. Die räumliche Auflösung der Priorisierung wird von der Menge und Flächendeckung der verfügbaren Daten bestimmt, so wurde bei der Auswahl der Probenahmesegmenten für die Datensammlung im Feld innerhalb des Projekts WeCon eine so hoch wie mögliche Flächendeckung angestrebt. Dafür wurden diejenigen Abschnitte von Wasserläufen, über die wenigen Daten zur räumlichen Priorisierung zur Verfügung standen, mit Modellierung abgegrenzt. Der erste Schritt dazu war die GAP Analyse, die Flächen mit verfügbaren Daten zeigte, aber auch welche ohne. Anhand der räumlichen Musterung der Probenahmen wurde die Verzeichnung der Probenahmen mit Getis-Ord Statistik beschrieben, darauffolgend die signifikant unterrepräsentierten Abschnitte von Wasserläufen identifiziert. Diese unterrepräsentierten Abschnitte waren diejenige, wo sich die Datensammlung im Feld für die gegebenen Taxen im Rahmen des Projekts WeCon konzentrierte.

Zur Anfertigung der Wertmodells im Maßstab 1km×1km für die Wasserläufe des Projektgebiets wurden Daten der folgenden Quellen angewandt.

- Biotische (Zoologie: Fische und Makroinvertebraten) Daten gespeichert in der Datenbank der Nationalparkverwaltung Órség: 166 Datensätze;
- Biotische (Zoologie: Fische und Makroinvertebraten) Daten gespeichert in der Datenbank der Nationalparkverwaltung Fertő-Hanság: 148 Datensätze;
- Biotische Daten der Datenbank von BioAqua Pro Kft. aus der Zeit vor dem Projekt WeCon (1987–2018) (Zoologie: Fische und Makroinvertebraten): 9 353 Datensätze;
- Der im Rahmen des Projekts WeCon gesammelte Datenbestand (Zoologie: Fische und Makroinvertebraten): 9 397 Datensätze.

Der im Rahmen des Projekts WeCon in einem größeren Maßstab (10km×10km auf ETRS Gitter-Basis) angefertigte Naturwertkataster und geoinformatische Datenbank bietet die Möglichkeit zur Abgrenzung und geographischen Darstellung der wertvollsten Teile im ungarischen Projektgebiet, abgedeckt mit 58 Quadraten. Des Weiteren ist die Priorisierung mit dem Programm Zonation imstande, Flächen mit dem größten Bedürfnis für die Erweiterung des Schutznetzwerks in einem größeren Maßstab zu erschließen.

Zur Bewertung im Maßstab 10km×10km wurden im Vergleich zur Bewertung im Maßstab 1km×1km noch größere Datenmengen angewandt:

- Biotische (Pflanzen, Pilze, Flechten, Säugetiere, Vögel, Amphibien und Reptilien, Schmetterlinge, Käfer, Netzflügler, Spinnen) Daten gespeichert in der Datenbank der Nationalparkverwaltung Órség: 40 352 Datensätze;
- Biotische (Pflanzen, Pilze, Flechten, Säugetiere, Vögel, Amphibien und Reptilien, Schmetterlinge, Käfer, Geradflügler, Heuschrecken, Hautflügler, Netzflügler, Spinnen) Daten gespeichert in der Datenbank der Nationalparkverwaltung Fertő-Hanság: 21 107 Datensätze;
- Der im Rahmen des Projekts WeCon gesammelte Datenbestand (Fische und Makroinvertebraten, Pflanzen, Amphibien und Reptilien, Schmetterlinge, xylophage Insekten): 11 256 Datensätze;
- Biotische Daten der Datenbank von BioAqua Pro Kft. aus der Zeit vor dem Projekt WeCon (1987–2018) (Zoologie: Fische und Makroinvertebraten): 9 353 Datensätze;
- die von der Nationalparkverwaltung Órség überreichten Biotopkarten;
- die von der Nationalparkverwaltung Fertő-Hanság überreichten Biotopkarten;
- Die im Rahmen des Projekts WeCon angefertigten Biotopkarten;
- Daten der im Rahmen des Projekts WeCon durchgeführten Erhebung von invasiven Pflanzen;
- Daten der im a im Rahmen des Projekts WeCon durchgeführten Flussbettkartierung für Hochwasser.

Gemeinsam mit den österreichischen Partnern wurde eine bilaterale Bewertung des ganzen Projektgebiets im Maßstab 10km×10km (auf Basis des ETRS Gitters) durchgeführt. Zur Bewertung wurden bedeutende Datenmengen herangezogen:

- sämtliche, zur Bewertung im Maßstab 10×10 km verwendeten Daten bezogen auf das ungarische Projektgebiet,
- zoologische Erhebungen im Zuge des Projekts WeCon bezogen auf das österreichische Projektgebiet
- diesbezügliche Daten aus bestimmten österreichischen Datenbanken: Fischdatenbank Burgenland (FDA), Wasserinformationssystem Austria (WISA)
- Daten aus online Datenbanken (naturbeobachtung.at; iNaturalist)

Die Ergebnisse der Bearbeitung von Basisdaten gemäß 1km×1km Gitterfeldern wurden mit mehreren Methoden bewertet. Zuerst wurde die Gesamtbewertung der 1108 Gitterfelder designiert entlang der Wasserläufe des Projektgebiets durchgeführt, anhand der Daten der Makroinvertebratenarten und der Fischarten (inkl. Rundmäuler) separat, bzw. anhand der Gesamtdaten der zwei Gruppen. Die Bewertung geschah anhand folgender berechneten Ergebnisse: Artenreichtum, Artenreichtum gewichtet nach dem Vorkommen von geschützten Arten, räumliche Priorisierung der Gitterfelder gewichtet nach dem Vorkommen von geschützten Arten und „eingepreist“ mit dem Vorkommen von invasiven Arten.

Die oben genannte, sich auf das ganze Projektgebiet beziehende Bewertung wurde mit separaten Bewertungen für die einzelnen Wasserläufe ergänzt. Im Laufe dessen wurde die Modellierung so vollgezogen, dass aus all den Daten die Daten der vom gegebenen Wasserlauf betroffenen ETRS Gitterfelder hervorgehoben wurden, und Analysen für jene selbstständig durchgeführt wurden. So gilt der Wert nur für bestimmte Abschnitte des gegebenen Wasserlaufs (einzelne Teile der behandelten Wasserläufe werden miteinander verglichen), die bezogenen Ergebnisse wurden von Daten der anderen Wasserläufe unabhängig bewertet. Aspekte der Bewertung waren auch hier die oben aufgelisteten kalkulierten Ergebnisse (Artenreichtum gewichtet nach dem Vorkommen von geschützten Arten, räumliche Priorisierung der Gitterfelder gewichtet nach dem Vorkommen von geschützten Arten und „eingepreist“ mit dem Vorkommen von invasiven Arten).

Im Laufe der Bewertungen gemäß verschiedener Aspekte wurden nicht nur Feststellungen bezüglich erhobenen und analysierten Gewässer formuliert, sondern – anhand des Vergleichs der Ergebnisse mit den Basisdaten, Erfahrungen im Feld und der Evaluierung von Experten – auch bezüglich der Funktion

und Anwendbarkeit des Modells. In bestimmten Fällen – anhand der ersten Ergebnisse der Modellierung und deren Analyse – wurde die Evaluierung nach Veränderung der Grunddaten und der Parameter des Modells erneut durchgeführt, um die erkannten Anomalien zu beseitigen, und Ergebnisse zu präsentieren, die die Realität am besten widerspiegeln.

Anhand der Analysen gemäß der 1km×1km Gitterfelder wird folgendes festgestellt. Wir glauben, dass die erhaltene Musterung nicht „von Quadrat auf Quadrat“ – also, die Beurteilung der einzelnen Quadrate auf den Abschnitt des Wasserlaufs bezogen – evaluiert werden soll, sondern das erhaltene Bild nur in einem größeren Maßstab, auf längere Abschnitte bezogen interpretiert werden sollte. Das bedeutet, dass der Wert eines Wasserlaufs oder Wasserlauf-Abschnitts mit Berücksichtigung der Beurteilung sämtlicher dazu gehörenden Gitterfelder bestimmt werden kann.

Anhand dessen ist die Raab am gesamten untersuchten Abschnitt in die Kategorien „wertvoll/besonders wertvoll“ einzustufen. Anhand der sich aus dem Wertmodell erhaltenen Muster kann der Fluss nicht in Abschnitte geteilt werden, und soll mit Hinsicht auf den Wert einheitlich behandelt werden, mit der einzigen Bemerkung, sämtliche Gitterfelder mit einer herausragend hohem Wert befänden sich am Flussabschnitt über Sárvár – was übrigens auch mit der Evaluierung durch Experten übereinstimmt. Von der Lafnitz befindet sich nur ein kurzer Abschnitt in Ungarn, dieser aber ist mit einem „herausragendem Wert“ gekennzeichnet. Das Gesamtergebnis der Pinka ist „wertvoll/besonders wertvoll“, das Muster ermöglicht es auch hier keine Abgrenzung von Abschnitten, jedoch werden anhand der Evaluierung pro Gruppe der ins Land ankommende Abschnitt (über Vaskeresztes) und der Abschnitt bei der Mündung (unter Vasalja) als „besonders wertvolle“ Gewässerteile identifiziert. Im Fall der Güns ermöglicht das erhaltene Muster eine Aufteilung in Abschnitte, die Teile über Gyöngyösfalu als „besonders wertvoll“, dem Abschnitt darunter als „wertvoll/mäßig wertvoll“ eingestuft. Perint und Sorok können als „wertvoll“ qualifiziert werden. Das Muster anhand der Modellierung an der Rabnitz ergab ebenfalls keine gut abgrenzbaren Abschnitte, die Gesamtbeurteilung ist „wertvoll/besonders wertvoll“, mit der Bemerkung, dass anhand des Musters bezüglich der Makroinvertebraten die wertvollen Teile sich vorwiegend am Abschnitt über Répcelak (Répce-árapasztó-csatorna) lokalisieren.

Im Fall der kleineren Wasserläufe ist anhand des erhaltenen Musters noch schwieriger, eine Gesamtbewertung zu machen, eine Unterteilung in Abschnitte ist noch unsicherer. Was sich eindeutig aus dem Muster ergibt, ist die Bewertung des Rák-patak und der Bäche im Günser Gebirge als „besonders wertvoll/wertvoll“, sowie eine Einstufung der Ikva, Kardos-ér, Kozár-Borzó, Strem, Ablánc-patak und der Bäche die vom Őrség herabfließen insgesamt als „wertvoll“. Die restlichen kleinen Wasserläufe geraten anhand der Gesamtbewertung in die Kategorie „mäßig wertvoll“.

Im Wertmodell mit Maßstab 10×10km deckten insgesamt 58 Quadrate das Projektgebiet ab, wovon 5 in die wertvollste Kategorie (0,8-1) fielen, wobei 18 in die am wenigsten wertvolle (0-0,2).

Was die Anzahl der Arten sowie die Diversität der Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse angeht, ist das reichste Gebiet das Quadrat von Ágfalva (Ödenburger Gebirge). Ebenfalls herausragend sind die anderen Quadrate im Ödenburger Gebirge, sowie ein wesentlicher Teil der Quadrate entlang des oberen Abschnittes der Raab und im Őrség.

Bei der Evaluierung des Arten- und Lebensraumreichtums zeichnen sich die Möglichkeiten im Untersuchungsgebiet ab. Anhand der Datenreihen sind die vielfältigsten Gebiete (alle Arten mit dem gleichen Gewicht betrachtet) das Ödenburger Gebirge und das Ödenburger Becken, diese werden vom Őrség und Vendvidék als Teile des Vasi-hegyhát gefolgt, dann folgen die Quadrate Körmend-Vasvár-Bejgyertyános des Raabtals. Ebenfalls hervorzuheben, aber weniger arten- und lebensraumreich sind noch 5 Quadrate nördlich von Sárvár, die den mittleren Teil des Raabtals, den östlichen Teil der RabnitzEbene und den mittleren Teil des Alsó-Kemeneshát ergeben. Das Günser Gebirge ist auf der gleichen Ebene wie letztere einzustufen.

Die Priorisierung mit dem Programm Zonation erschloss Gebiete im größeren Maßstab, wo die Erweiterung des Schutznetzwerks zweckmäßig ist: es gibt eine bedeutende Zahl an Arten und Lebensräumen, die aus den Zellen stammen und einen hohen Naturschutzwert haben, aber es gibt

wenige Schutzgebiete. Dies gilt für das Gebiet südlich der Rabnitz, das sich ganz bis Jáki-Sorok erstreckt.

Anhand der Analyse ist in diesen Gebieten die Arten- und Lebensraumvielfalt mäßig hoch oder hoch, jedoch überlappen sie kaum mit nationalen Schutzgebieten oder Teile des Natura 2000 Netzwerks.

5. Anyag és módszer

5.1. Értékkataszter készítésének módszertana

Az értékkataszter elkészítéséhez térbeli természetvédelmi prioritizálást (spatial conservation prioritization) alkalmaztunk. A térbeli természetvédelmi prioritizálás egy döntéstámogató rendszer a természetvédelmi értékek területi védelmében, amelynek eszköztára alkalmas különböző területi forrás allokációs problémák megoldására nagy felbontású térbeli faj-előfordulási adatok alapján. Az értékeléshez a Zonation nevű módszert alkalmaztuk, amely az elemzési lehetőségek legszélesebb körét teszi lehetővé a térbeli természetvédelmi prioritizálás elvégzése során. A módszer különböző természetvédelmi kérdések megválaszolására alkalmas, leggyakrabban a következő feladatokban alkalmazzák:

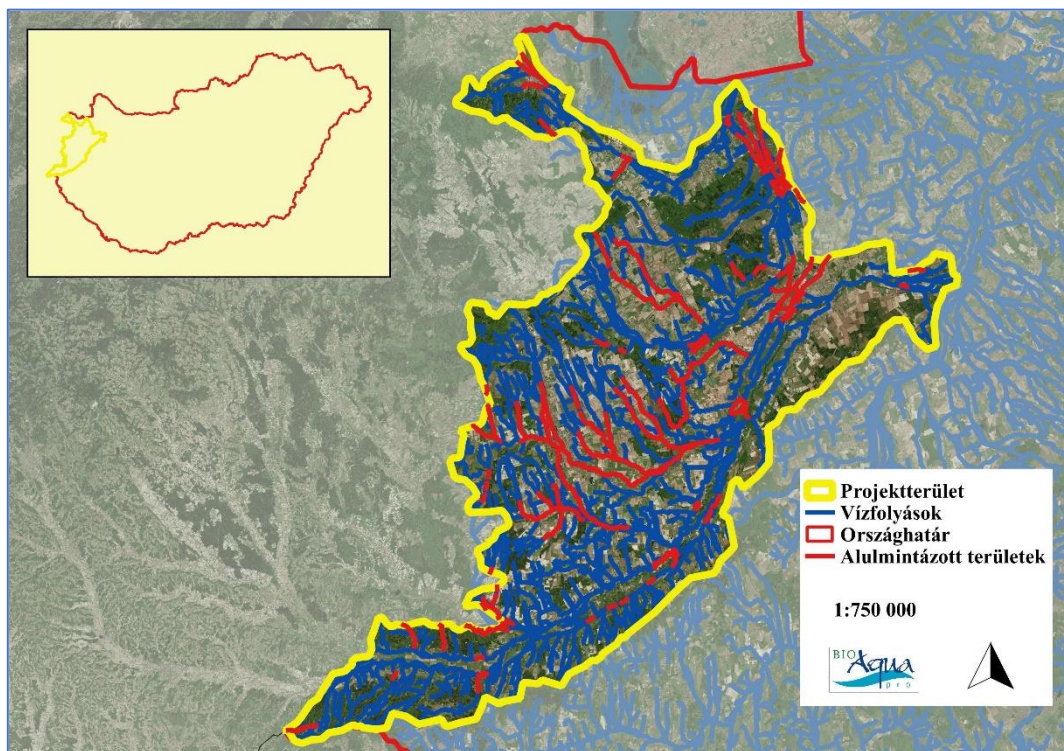
- **Védett terület kiválasztás.** A vizsgált terület „legjobb” részének/részeinek azonosítása, ahol a természetvédelmi célú befektetés (pl. védetté nyilvánítás) a legjobb és kiegyensúlyozott eredményt hozhatja a biodiverzitás védelmében.
- **Védett terület bővítés.** Egy korábban kijelölt védett terület-hálózat bővítésére optimális terület/területek azonosítása, akár az élőhelykonnectivitás figyelembevételével.
- **Meglévő és javasolt védett terület-hálózatok értékelése.** A kijelölés értékelése, azzal, hogy mennyire jól fedi vagy fedhetné le a terület biodiverzitását.
- **Hatásvizsgálat.** Azon területek kiválasztása, ahol a gazdasági fejlesztés a legkisebb ökológiai veszteséget okozhatja.
- **Alternatív tájhasznosítási módok térbeli kiegyensúlyozása.** A biodiverzitást alkotó élőhelyek/közösségek/fajok igényei és a földhasználati igények optimális teljesülését szolgáló térbeli elrendezés kiválasztása.
- **Cél-alapú tervezés.** Megoldás arra, hogyan érhető el az előzetesen meghatározott természetvédelmi cél a legkisebb területi igénybevétellel/ráfordítással/védelemmel.
- **Biodiverzitás kompenzáció.** Azon területek azonosítása, amellyel egy várható ökológiai károsító hatás optimális módon ellensúlyozható pl. védett terület-hálózat bővítéssel.
- **Tervezés a klímaváltozás figyelembevételével.** Védett terület-hálózat tervezése a fajok jelenlegi és jövőben várható (modellezett) elterjedése alapján, a konnectivitás és diszperzió figyelembevételével.
- **Élőhelyrekonstrukció és kezelés tervezése.** Természetvédelmi célú beavatkozások várható hatásának területi becslése.

A térbeli természetvédelmi prioritizáláshoz az elemzésbe bevont élőlénycsoportok előfordulási térképeire van szükség. A prioritizálás térbeli felbontásának kiválasztását meghatározza az elérhető adatok mennyisége és térbeli lefedettsége, ezért a mintavételi szelvények kiválasztásánál figyelembe vettük:

1) hogy elérjük a Nyugat-Pannon vízfolyások és vízgyűjtőjük természetvédelmi értékkataszterének kialakítása (T1.2.1) feladat rész ellátásához szükséges mintanagyságot és a szelvények térbeni elhelyezkedésével szemben támasztott elvárásokat. A szelvények kiválasztása az alábbiak szerint történt:

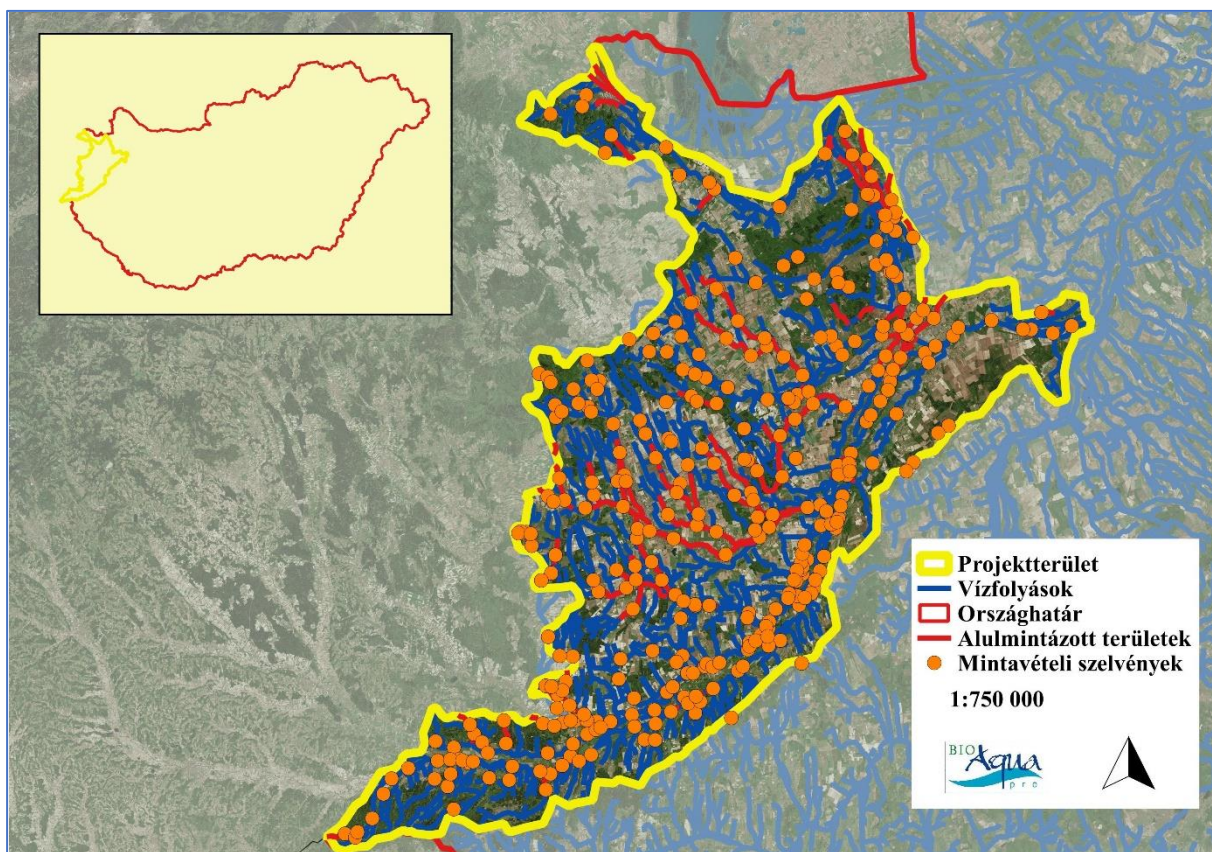
- a vízfolyásokat egyenlő ca.: 2 kilométer hosszú szakaszokra daraboltuk;
- a 2 kilométeres folyószakaszokhoz hozzárendeltük az azokhoz legközelebbi, GAP analízis során azonosított, korábbi mintavételi szelvényeket;
- az adott szakaszhoz tartozó pontokat összegeztük (~ korábbi mintavételi ráfordítás);
- a mintavételi ráfordítás térbeli mintázata alapján, a mintavételi torzítást Getis-Ord statisztikával jellemeztük;
- azonosítottuk a szignifikánsan alulmintázott (GiZ érték $< -1,96$ és $P < 0,05$), tehát prioritizáláshoz nem kellő részletességgel mintázott vízfolyásszakaszokat (1. ábra).

- 2) a korábbi előfordulási adatokra alapozva GAP analízist végeztünk, melynek eredményeire támaszkodva olyan lokalitásokat is kijelöltünk, melyeken már korábbi években is történt mintavétel. Az ezekben a szelvényekben végzett mintavételek eredményei az állomány változás nyomon követésére lesznek alkalmasak.
- 3) a GAP analízis eredményei, valamint a rendelkezésre álló domborzati térképek, műholdfelvételek segítségével olyan mintavételi egységekben is terveztünk vizsgálatot, melyekben korábbi években nem történt mintavétel, azonban a szelvény földrajzi adottságai alapján a célfajok előfordulása várható (2. ábra).



1. ábra. A Nyugat-Pannon vízfolyások és vízgyűjtőjük természetvédelmi értékkataszterének kialakításához szükséges mintavételi hálózat meghatározása I. (GAP analízis alapján nem megfelelő részletességgel mintázott vízfolyás-szakaszok lehatárolása)

Az előfordulási adatokat fajonként rácshálón (= raszteren) összegezzük, ezek lesznek az elemzés bemenő adatai. Az értékkataszterek létrehozásához készítettünk egy fajgazdagság térképet és egy prioritás térképet 1×1 km és 10×10 km felbontásban minden fajra, és különböző élőlénycsoportokra (állkapocs nélküliek (ingolák), kagylók, bogarak, kérészek, csigák, állkapcsos halak, poloskák, piócák, felsőbbrendű rákok, szitakötők, álkérészek, kérészek, kételtűek, hullók, lepkék, mohák, növények, denevérek, egyéb emlősök, egyéb ízeltlábúak, madarak, gombák, zuzmók, hártýásszárnyúak, egyenesszárnyúak, recésszárnyú fátyolkák, pókok). A fajgazdagság (~diverzitás) térképek létrehozásához cellánként összegeztük az ott előforduló fajok számát, amelyet az összes cellát figyelembe véve $(x - \min) / (\max - \min)$ aritmetikai számítással 0-1 értékek közé skáláztunk. Az így létrehozott térkép értékei azokon a területeken voltak magasabbak, ahol az ott előforduló fajok száma magasabb, mint más területeké.



2. ábra: A Nyugat-Pannon vízfolyások és vízgyűjtőjük természetvédelmi értékkataszterének kialakításához szükséges mintavételi hálózat meghatározása II. (mintavételi szelvények térbeni elhelyezkedése a projektterületen)

Az értékkataszter celláinak prioritási sorrendjét úgy hozzuk létre, hogy ismételt módon egy reverz-szelekciós meta-algoritmussal 1-1 rácsháló cellát (= raster pixel) eltávolítunk a vizsgált területből, úgy hogy ez a legkisebb összesített természetvédelmi értékvesztést eredményezze, figyelembe véve az elemzésbe vont fajok súlyát (pl. védettség alapján) és a konnektivitást. Az iteratív prioritás sorrend a teljes vizsgálati területből indul (összes cella/pixel) és lépésről-lépésre távolít el cellákat a biodiverzitás veszteséget minimalizálva, amíg az összes cella el nem fogy. A kevésbé értékes cellákat (pl. ott csak néhány, a területen egyébként elterjed gyakori faj fordul elő) távolítjuk el először, amíg a legértékesebbnek tekinthető cellák (pl. magas fajgazdagság, ritka vagy fontos, a területen máshol elő nem forduló fajok jelenléte) a folyamat végig megmaradnak. A cellák fajszaímai minden iteráció után a cellák között normálva vannak, így megadva a cellák értékességét. A Zonation algoritmus lehetővé teszi a fajok súlyának figyelembevétele mellett adott területek védelmének költségét. Az elemzésben a fajok súlyát növelte védettségük (védett vagy fokozottan védett) és listázásuk az Élőhelyvédelmi Direktívában (Annex II., IV., V.), az így kiszámolt súlyok 0-5 között alakulhattak, pl. *Anisus vorticulus* (védett+HD II.+HD. IV.) esetében a súly értéke 3 volt. A védelem költségének a prioritizálási elemzések során azt tekintjük, hogy adott terület védelme mennyire költséges más területekhez hasonlóan, ahol a fajok területi védelmét nem fenyegeti semlegesítendő veszélyeztető tényező. Az elemzésben a költséget az invazív fajok rácshálón tapasztalt előfordulási térképeiként vettük figyelembe.

A modellezést először a projektterületre vonatkozóan az elmúlt, több mint 3 évtizedes időintervallumból rendelkezésre álló teljes adatállomány alapján végeztük el, annak érdekében, hogy a rendelkezésre álló lehető legtöbb információ felhasználásával tudjuk értékelni a természetvédelmi szempontú értékesség térbeli mintázatát.

Az 1×1 km-es ETRS hálónégyzetekre a makroszkópikus vízi gerinctelen fajgyűttes alapján a fenti módszertannal elvégzett modellezési eredmények értékelése, mint a teljes projektterületre vonatkozó

értékelés (lásd 6.1.1.1. fejezet), mind a magyarországi projektterület 4 legjelentősebb folyójára vonatkozó külön-külön elvégzett értékelés (lásd 0-0. fejezetek) során azt tapasztaltuk, hogy bizonyos hálónégyzeteket a fajgazdagsági mutató értékei alapján messze kiemelkednek a többi, még a velük közvetlenül érintkező hálónégyzetek közül is. Természetesen a kiemelkedő fajgazdagsági mutató értékek számottevően befolyásolták a térbeli priorizálás eredményét is. Megvizsgáltuk, hogy a kiemelkedő fajgazdagsági mutatóval jellemezhető hálónégyzetek és a többi hálónégyzet között van-e különbség abban a tekintetben, hogy mennyi mintavétel eredményei állnak rendelkezésre az adott hálónégyzetekből. Azt tapasztaltuk, hogy a kiemelkedő fajgazdagsági mutatóval jellemezhető hálónégyzetek jellemzően jól megközelíthető (pl.: a folyó és utak keresztezésének közelében lévő), „kedvelt” mintavételi szakaszai az adott folyónak, amelyekben több mintavételi hely is található és amelyekben az elmúlt 3 évtizedben számos (legalább 10-15, de szélsőséges esetben akár 30) mintavétel is történt. Ezzel szemben sok olyan hálónégyzet van, ahonnan egy vagy két mintavételi esemény adatsora áll rendelkezésre. Az egyes nagyobb vízfolyások esetében korrelációanalízissel (Spearman-rangkorreláció) meg vizsgáltuk, hogy van-e szignifikáns összefüggés a kimutatott fajok száma és a mintavételek száma között. Minden esetben pozitív, a legtöbb esetben szignifikáns pozitív korrelációt tapasztaltunk. Ez alapján egyértelművé vált, hogy a fajgazdagsági mutató térbeli mintázatát és ezzel összefüggésben a raszter alapú természetvédelmi térbeli priorizálás eredményeit befolyásolja, ezáltal az objektív értékelés lehetőségét rontja a rendelkezésre álló adatállomány mintavételi gyakoriság tekintetében tapasztalható inhomogenitása.

Az 1×1 km-es ETRS hálónégyzetekre a makroszkópikus vízi gerinctelen fajegyüttes alapján a fenti módszertannal elvégzett modellezési eredmények értékelése, mint a teljes projektterületre vonatkozó értékelés (lásd 6.1.1.1. fejezet), mind a magyarországi projektterület 4 legjelentősebb folyójára vonatkozó külön-külön elvégzett értékelés (lásd 0-0. fejezetek) során tapasztaltunk egy másik jelenséget, ami a raszter alapú természetvédelmi térbeli priorizálás eredményeit befolyásolja és az eredmények objektív értékelhetőségét rontotta. Megvizsgáltuk, hogy a modell milyen térbeli priorizálási értéket ad azoknak a hálónégyzeteknek, amelyekben nem volt tényleges mintavétel. Azt tapasztaltuk, hogy a projektterület szélének közelében több olyan hálónégyzet található, ahol nem volt tényleges mintavétel és a hálónégyzet a modellezés során kifejezetten alacsony értéket kapott a térbeli priorizálás során, miközben ezen hálónégyzet csak olyan hálónégyzetekkel érintkezik közvetlenül, ahol ténylegesen volt mintavétel és térbeli priorizálási értékük a legmagasabb kategóriába került. A projektterület közepe felé a ténylegesen mintázott és a legmagasabb kategóriába sorolt térbeli priorizálási értékű hálónégyzetekkel közvetlenül érintkező hálónégyzetek jellemzően szintén magas térbeli priorizálási értéket kaptak a modellezés eredményeként. Ez arra utal, hogy a modell a számítás során jelentős súllyal veszi figyelembe, hogy a hálónégyzet hol helyezkedik el a projektterületen belül és jelentősen negatívan súlyozza a projektterület széléhez közelebb elhelyezkedő hálónégyzeteket. A kapott eredmények arra utalnak, hogy a „széli” helyzetnek ez a negatív súlyozása nagyobb hangsúlyt kap a számítás során, mint az, hogy a hálónégyzet közvetlen szomszédságában található ténylegesen mintázott hálónégyzet milyen értéket kapott. Mint minden statisztikai módszernek, a raszter alapú természetvédelmi priorizálásnak is vannak korlátai. A Zonation algoritmus csak a kijelölt vizsgálati területet tudja figyelembe venni, amelyen belül azonosítja a térbeli fontosságát a celláknak, többek között figyelembe véve a cellák konnektivitását, tehát adott cella értékességét befolyásolja a határos szomszéd cellákban tapasztalt fajgazdagság és fajösszetétel. Ennek eredményeként a vizsgálati terület szélén elhelyezkedő cellák értékessége alacsonyabb, mint a terület belső részein találhatóaké. Ezt tapasztaltuk a víz makroszkópikus gerinctelenekre vonatkozó modellezési eredmények értékelése során (lásd 6.1.1.1. és 0-0. fejezetek). Ezt a széli hatást alapvetően a mintavételi terület határán kívüli adathiány vagy a határos területeken gyűjtött adatok kihagyása okozhatja, ami egy teljesen általános jelenség, mivel minden adatgyűjtést és elemzést megelőző a mintavételi területek pontos lehatárolása, és a széli hatás csökkentése miatt nem szélesedhet ki a mintavétel köre akár a vizsgálati terület többszörösére.

A fentiekben részletezett, a 1×1 km-es ETRS hálónégyzetekre a makroszkópikus vízi gerinctelen fajegyüttes adatállománya alapján végzett modellezés értékelés során tapasztalt és a modelleredmények objektív értékelhetőségét negatívan befolyásoló hatások csökkentése, ill. kiküszöbölése érdekében a modellt újra lefuttattuk.

A rendelkezésre álló adatállomány mintavételi gyakoriság tekintetében tapasztalható inhomogenitásának csökkentése érdekében az egyes hálónégyzetekben végzett mintavételeket leválogattuk, és minden hálónégyzet esetében csak két mintavétel eredményeit vettük figyelembe. Minden hálónégyzet esetében a két legnagyobb kimutatott fajszámot eredményező mintavételt választottuk ki az adott hálónégyzetben az elmúlt, több mint 30 évben végzett mintavételek közül. Amelyik hálónégyzetben csak egy mintavétel történt, ott értelemszerűen csak egy mintavétel adatait tudtuk figyelembe venni. Amelyik hálónégyzetben nagyszámú mintavétel történt, ott nagyobb eséllyel került a modellezés alapját képező adatállományba optimális vízjárási körülmények között és fenológiai szempontból is a lehető legjobb időszakban kivitelezett mintavétel adatsora, ami az adott mintavételi helyen az adott időszakban előforduló fajkészlet lehető legnagyobb részére vonatkozóan tartalmaz előfordulási adatot. Az alkalmazott eljárás során tehát nem szűnt meg a modellezés alapját képező adatállomány mintavételi gyakoriság/aktivitás tekintetében tapasztalható inhomogenitása, de jelentősen csökkent.

A fentiekben részletezett ún. „széli” hatás kiküszöbölését statisztikai módszerrel végeztük el úgy, hogy az összes, a mintavétel során kimutatott faj elterjedésének folytatását szimuláltuk vizsgálati területen kívülre eső határos területekre, úgy, hogy a vizsgálati területen kívül, a szimulált elterjedési mintázat a vizsgálati területen belül megfigyelt foglaltsággal azonos arányú és véletlenszerű. A Zonation futtatásának kezdeti lépéseinél a vizsgálati területen megfigyelt és a vizsgálati területen kívül szimulált előfordulást egyaránt figyelembe vettük a széli hatás kiküszöbölése miatt, majd a cellák értékességének normalizálása és újraszkalázása előtt eltávolítottuk a vizsgálati területen kívülre eső szimulált előfordulásokat.

Az 1×1 km-es ETRS hálónégyzetekre vonatkozó raszter alapú természetvédelmi prioritizálás modellezése során végeztünk olyan modellfuttatást, amelyben szerepel a projektterület teljes magyarországi részén található, a projekt keretében vizsgált összes vízfolyást, ill. vizes élőhelyet lefedő összes (1108 db) hálónégyzet és az ezekben keletkezett előfordulási adatok kerültek importálásra a modellbe. A modellezést elvégeztük külön a vízi makroszkópikus gerinctelen fajok adatállományára (lásd 6.1.1.1. fejezet) vonatkozóan, külön a halfajok adatállományára (lásd 6.1.1.2. fejezet), ill. a vízi makroszkópikus gerinctelen és halfajegyüttesekre vonatkozó adatállományra együttesen (lásd 6.1.1.3. fejezet). A teljes magyarországi projektterületre vonatkozó modellezés során az egyes 1×1 km-es ETRS hálónégyzetek értékessége a teljes magyarországi projektterületre vonatkoztatva lett skálázva. A teljes magyarországi projektterületre vonatkozó modellezésen túlmenően elvégeztük a modellfuttatást úgy is, hogy egy-egy folyó középvízi medre által metszett 1×1 km-es ETRS hálónégyzeteket leválogattuk és csak az ezekből származó adatokra végeztük el a modellezést. Ez esetben a normalizált értékességi skála csak az adott vízfolyásra vonatkozik, tehát az értékesség a vizsgált vízfolyás viszonylatában külön értékelhető más vízfolyásokra vonatkozó adatoktól és más vízfolyások értékességétől függetlenül. Ilyen vízfolyásonként külön-külön modellezést végeztünk a Rába, a Pinka, a Gyöngyös és a Répce projektterületen belüli hazai szakaszára is. A vízfolyásonként végzett modellezés során szintén elvégeztük a modellfuttatást külön a vízi makroszkópikus gerinctelen fajok adatállományára (lásd 6.1.2. fejezet) vonatkozóan, külön a halfajok adatállományára (lásd 6.1.2.2. fejezet), ill. a vízi makroszkópikus gerinctelen és halfajegyüttesekre vonatkozó adatállományra együttesen (lásd 6.1.2.3. fejezet).

A vízfolyásonként végzett modellfuttatás során folyamkilométerekre lebontott értékelést végeztünk. A folyamkilométer szelvényekhez hozzárendeltük a hozzá legközelebb eső 1×1 km-es hálónégyzeteket. Szerencsés esetben egy folyamkilométer szelvényhez 1 db 1×1 km-es hálónégyzet tartozott, de kanyargós szakaszokon előfordult, hogy több is, amelyek számát 4 darabban maximalizáltuk. Amennyiben egy folyamkilométerhez több 1×1-es hálónégyzet tartozott, akkor az elemzés során, annak a hálónégyzetnek az értékeit vettük figyelembe, amely átlagosan a legnagyobb értékekkel rendelkezett, így biztosítva azt, hogy az egyes folyamkilométer szelvényekhez lehetőleg az ott előforduló fajegyüttest a lehető legteljesebben reprezentáló érték tartozzon. A kapott eredmények bemutatása során a narancssárga görbék az egyes folyamkilométerhez tartozó értékeket mutatják. A zöld görbék polinomiális trendvonalak, amely segítségével jól szemléltethetők a különböző folyószakaszok közötti különbségek. A kék szaggatott görbék, lineáris trendvonalak, amely az értékek hossz-szelvény menti változásának tendenciáját mutatják meg.

5.2. Az értékkataszter készítése során használt adatforrások

A hazai jelentéshez, a projektterület nyugat-magyarországi részéről gyűjtöttük össze az elérhető adatokat annak érdekében, hogy a modellbe beépítésre kerüljön az összes olyan adat, mely alapján az értékkataszter elkészíthető. A teljes projektterületre vonatkozóan az adatok térbeni eloszlása nem volt egyenletes, így az értékkataszter eredménye igazán azokra a területekre lehet releváns, amelyekről elegendő adat állt rendelkezésre a közösségi jelentőségű élőhelyek és fajok, valamint inváziós fajok állományaira vonatkozóan. Maga az értékelés két léptékben történt: (1) kis léptékben 1×1 km-es felbontást használva (vízfolyások mentén), nagyobb léptékben (2) 10×10 km-es ETRS hálótérképi léptéket alkalmazva.

Az 1×1 km-es léptékű, alapvetően a vízfolyások szakaszolásával generált hálótérkép esetében, a projektterület vízfolyásaira vonatkozó értékmodell készítéséhez az alábbi adatforrásokat használtuk fel.

Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt biotikai (zoológia: hal és vízi gerinctelen) adatok;

A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt biotikai (zoológia: hal és vízi gerinctelen) adatok;

A BioAqua Pro Kft. adatbázisában szereplő, WeCon projektet megelőzően (1987–2018) keletkezett (zoológia: hal és vízi gerinctelen) adatokat (vö. GAP analízis);

A WeCon projekt keretében gyűjtött adatállomány (zoológia: hal és vízi gerinctelen) adatokat.

Nagyobb léptékű elemzéshez 10×10 km-es léptékű, ETRS hálótérképet használtunk. Az elemzéshez felhasznált adatok az alábbi adatforrásokból származnak:

Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt biotikai (növények, gombák, zuzmók, emlősök, madarak, kétélűek és hüllők, lepkék, bogarak, recésszárnyúak, pókok) adatai;

A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt biotikai (növények, gombák, zuzmók, emlősök, madarak, kétélűek és hüllők, lepkék, bogarak, egyenesszárnyúak, hártásszárnyúak, recésszárnyúak, pókok) adatai;

A BioAqua Pro Kft. adatbázisában szereplő, WeCon projektet megelőzően (1987–2018) keletkezett (zoológia: hal és vízi gerinctelen) adatai (vö. GAP analízis);

A WeCon projekt keretében gyűjtött adatállomány (növények, hal és vízi gerinctelen, kétélűek és hüllők, lepkék, xylofág bogarak);

Az Őrségi és a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság által átadott élőhelytérképek;

A WeCon projekt keretében készített élőhelytérképek, inváziós növény felmérési adatok, nagyvízi medertérképezési felmérés adatok, Rába hosszszelvény felmérés adatai;

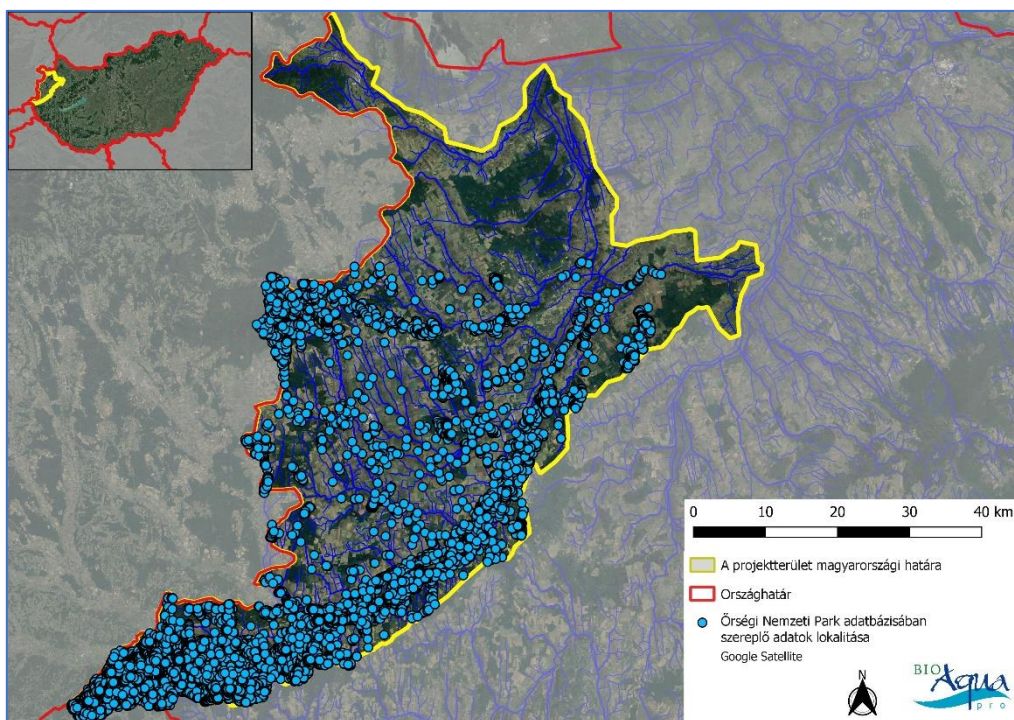
Mivel az adatgyűjtés és az aktuális felmérések a vízfolyásokra és az azokat övező vizes élőhelyekre koncentrálnak, így a kisléptékű értékkataszter eredményei azok, mely a teljes projektterületen belül igazán értékelhető eredményt adnak.

5.2.1. Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt zoológiai- és florisztikai adatok

Az Őrségi Nemzeti Park hazánk legfiatalabb nemzeti parkja, ennek ellenére a biotikai adatbázisában szereplő adatok 1982-ig nyúlnak vissza. A projektterületen belül a nemzeti park adatbázisában szereplő, több mint 40 000 adat közül a növényadatok jelenléte egyértelműen a domináns, mivel a közel 30 000 rekord az adatok 71%-át képezik. Az adatbázisban már 1992-ből és 1997-ből is szerepelnek növényfajok előfordulására vonatkozó adatok, 2003-tól – tehát a nemzeti park alapítását követő évtől – pedig már minden évből vannak növényadatok. A botanikai adatokon túl a hüllő-kétélű-, madár- és lepkeadatok mennyisége egyaránt jelentősnek tekinthető. A madáradatok az összes adat 11%-át, a lepkeadatok az összes adat 9,4%-át, a kétélű- és hüllőadatok pedig az összes adat 3,3%-át képezik.

A legtöbb adat a Rába-völgyből, a Vasi-Hegyhátról, a Kőszegi-hegységből, Vas-hegy és Kőszeghegyaljából, illetve a Répce-síkról származik, de a Gyöngyös-síkról is sok adatunk van.

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Kétéltűek (<i>Amphibia</i>)	1108	1077	2005.06.01.- 2020.09.07.
Pókok (<i>Araneae</i>)	3	3	2015.12.04.- 2018.05.24.
Madarak (<i>Aves</i>)	4444	4262	2005.06.11.- 2020.10.01.
Kagylók (<i>Bivalvia</i>)	1	1	2017.06.10.- 2017.06.10.
Denevérek (<i>Chiroptera</i>)	571	409	2009.09.21.- 2020.06.25.
Bogarak (<i>Coleoptera</i>)	336	318	2009.07.09.- 2020.10.03.
Kérészek (<i>Ephemeroptera</i>)	3	3	2015.06.05.- 2015.06.11.
Gombák (<i>Fungi</i>), zuzmók (<i>Lichenophyta</i>)	336	336	1982.10.22.- 2020.07.15.
Sugarasúszójú halak (<i>Actinopterygii</i>)	42	27	2008.05.31.- 2017.08.30.
Rovarok (<i>Insecta</i>)	11	11	2009.07.25.- 2017.06.16.
Lepkék (<i>Lepidoptera</i>)	3800	3497	2007.08.10.- 2020.09.30.
Magasabbrendű rákok (<i>Malacostraca</i>)	82	82	2005.09.07.- 2017.05.26.
Emlősök (<i>Mammals</i>)	687	620	2008.06.11.- 2020.09.02.
Recésszárnyú fátyolkák (<i>Neuroptera</i>)	28	28	2009.06.25.- 2020.07.09.
Szitakötők (<i>Odonata</i>)	38	22	2013.07.23.- 2018.04.23.
Növények (<i>Plantae</i>)	28797	27026	1992.12.31.- 2020.10.02.
Hüllők (<i>Reptilia</i>)	231	228	2009.04.16.- 2020.09.23.
Összesen:	40518	37950	



3. ábra. Az Orségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő adatok lokalitása

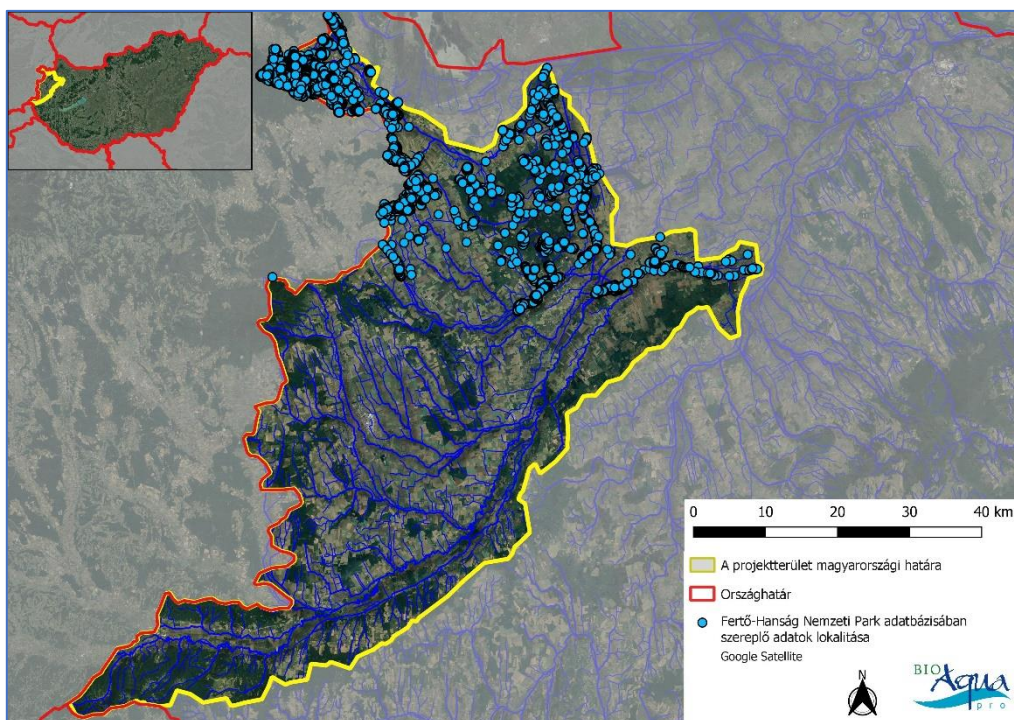
5.2.2. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában tárolt zoológiai- és florisztikai adatok

A Fertő-Hanság Nemzeti Parknak összesen 21 252 db adata van a projektterületen belül, amelynek több mint 80%-át a különböző florisztikai adatok adják. Meglepő módon csupán 11 év alatt gyűlte össze ez a jelentős biotikai adatmennyiség. Emellett a többi élőlénycsoport adatainak mennyisége kevésbé számottevő, egyedül az adattárban szereplő, 1712 db emlősadat, amely említést érdemel, ez az összes adat 8,06%-át jelenti. Habár az adatok jellemzően ebből az évezredből származnak, a kétlétűek és madarak kutatása több mint 80 évre nyúlik vissza, ugyanis a nemzeti park működési területének érintett részének első biotikai adatát egy 1932 májusában megfigyelt túzok (*Otis tarda*) adja, 1935-ből pedig egy foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*) adat áll rendelkezésünkre.

A legtöbb adat a Soproni-hegységből, a Soproni-medencéből, a Répce-síkról és a Kapuvári-síkról származik.

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Denevérek (<i>Chiroptera</i>)	531	142	2006.07.13.- 2020.05.29.
Emlősök (<i>Mammals</i>)	1712	1457	2012.05.25.- 2020.03.02.
Sugarasúszójú halak (<i>Actinopterygii</i>)	135	25	2005.11.01.- 2018.10.09.
Rovarok (<i>Insecta</i>)	461	429	2003.03.11.- 2018.08.22.

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Szitakötők (<i>Odonata</i>)	6	5	2003.03.11.- 2020.05.18.
Csigák (<i>Gastropoda</i>)	5	3	2003.03.11.- 2003.07.06.
Kérészek (<i>Ephemeroptera</i>)	1	1	2003.07.06.
Kétéltűek (<i>Amphibia</i>)	285	171	1935.01.01.- 2020.06.28.
Madarak (<i>Aves</i>)	128	125	1932.05.16.- 2020.09.11.
Bogarak (<i>Coleoptera</i>)	760	617	2013.09.09.- 2020.07.31.
Egyenesszárnyúak (<i>Orthoptera</i>)	66	65	2006.06.23.- 2018.08.22.
Lepkék (<i>Lepidoptera</i>)	35	34	2009.05.11.- 2020.07.27.
Növények (<i>Plantae</i>)	17077	6479	2001.05.06.- 2020.09.27.
Gombák (<i>Fungi</i>), zuzmók (<i>Lichenophyta</i>)	1	1	2017.10.24.- 2017.10.24.
Hártyásszárnyúak (<i>Hymenoptera</i>)	5	5	2017.03.30.- 2017.08.14.
Hüllők (<i>Reptilia</i>)	39	30	1958.01.01.- 2020.06.22.
Magasabbrendű rákok (<i>Malacostraca</i>)	3	3	2018.09.27.- 2020.05.03.
Recésszárnyú fátyolkák (<i>Neuroptera</i>)	2	2	2013.09.10.- 2014.09.26.
Összesen:	21252	9594	



4. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő adatok lokalitása

5.2.3. A GAP analízis során összegyűjtött, vízfolyások és vizes élőhelyek szempontjából releváns adatállomány

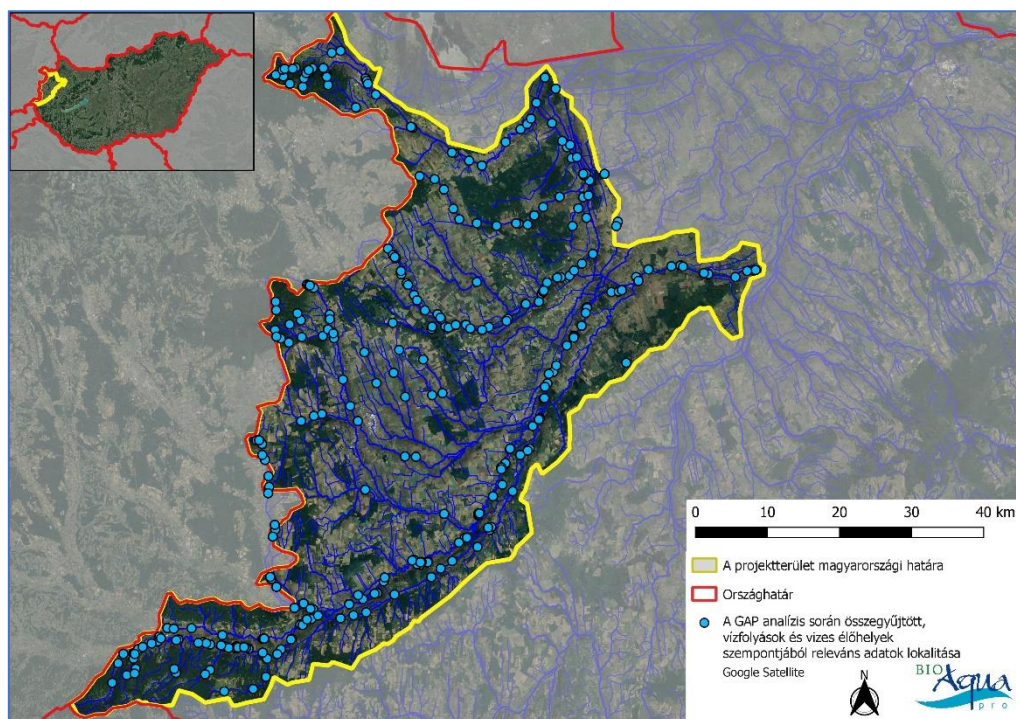
A GAP analízis során a WeCon projektet megelőzően a különböző vízfolyásokhoz és vizes élőhelyhez köthető 9353 biotikai adat a különböző vízi makroszkópikus gerinctelen és hal csoportok között oszlik meg. Az adatmennyiség negyedét a kérészek rekordjai adják, azonban az adatokhoz köthető mintavételi lokalitások száma egy csoport esetén sem kiemelkedő. Az első ilyen jellegű adatok 1987-ből származnak, viszont a legtöbb, összesen 1662 db rekord 2013-ban gyűlt össze.

A halaknak – ideértve az ingolákat is – összesen 1242 adata, a makroszkópikus vízi gerincteleneknek összesen 8111 adata áll rendelkezésünkre.

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

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Kagylók (<i>Bivalvia</i>)	469	131	1994.03.23-2018.05.09
Bogarak (<i>Coleoptera</i>)	269	66	1995.10.10-2018.05.09
Kérészek (<i>Ephemeroptera</i>)	2511	207	1997.05.07-2018.05.09
Csigák (<i>Gastropoda</i>)	383	128	1994.03.23-2018.05.09

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Sugarasúszójú halak (<i>Actinopterygii</i>)	1234	110	1987.07.21-2017.08.10
Poloskák (<i>Heteroptera</i>)	606	183	1993.09.01-2018.05.09
Piócák (<i>Hirudinea</i>)	327	110	2001.07.30-2018.05.09
Magasabbrendű rákok (<i>Malacostraca</i>)	702	223	1998.05.13-2018.05.09
Szitakötők (<i>Odonata</i>)	1203	215	1999.05.06-2018.05.09
Tegzesek (<i>Trichoptera</i>)	1328	188	2002.05.16-2018.05.09
Álkérészek (<i>Plecoptera</i>)	313	81	1997.05.07-2018.04.18
Állkapocs nélküliek (<i>Agnatha</i>)	8	8	2013.10.09-2018.07.23
Összesen:	9353	1650	



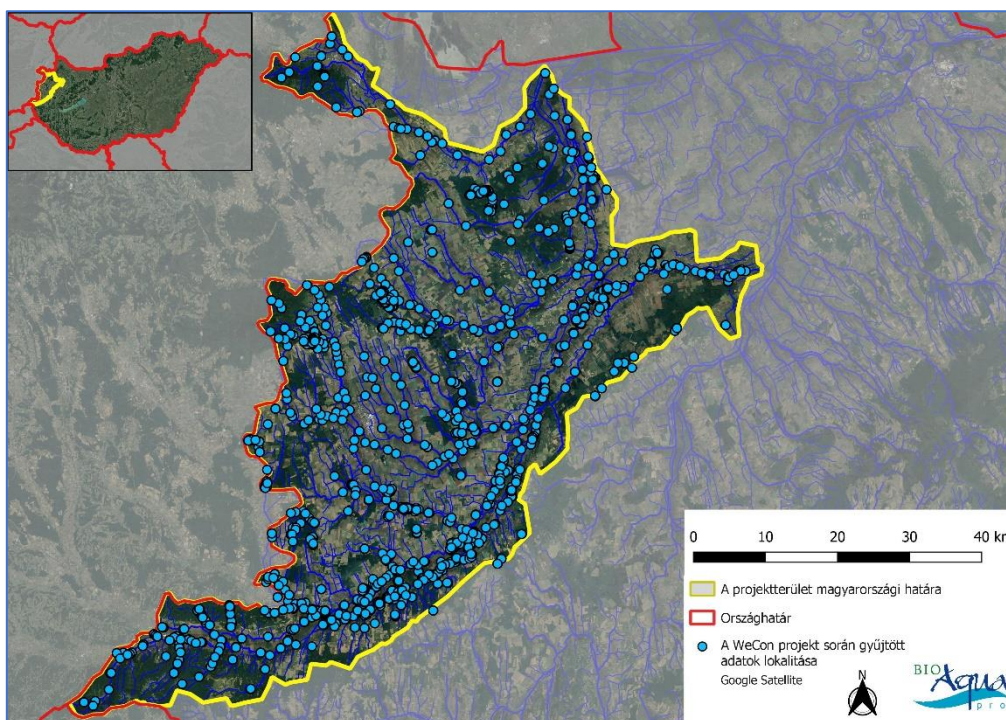
5. ábra. A GAP analízis során összegyűjtött vízfolyások és vizes élőhelyek szempontjából releváns adatok térbeli elhelyezkedése

5.2.4. WECON projekt során gyűjtött adatállomány

A projekt során gyűjtött biotikai adatok gerincét a makroszkópikus vízi gerinctelenek adják, hiszen a csoportba sorolt taxonok közül a szitakötőknek (*Odonata*) 1262 adata (11,2%), a kérészeknek (*Ephemeroptera*) 1206 adata (10,7%), a tegzeseknek (*Trichoptera*) 953 adata (8,5%), a poloskáknak (*Heteroptera*) 851 adata (7,6%) van, de a kagyló-, csiga-, vízibogár-, magasabbrendű rák és piócaadatok száma is jelentős. A vízi gerinctelenek mellett a halak is számos adattal képviseltetik magukat, hiszen az 1690 sugarasúszójú hal (*Actinopterygii*) és a 6 ingolaadat összesen az adatok 15,1%-át képezi. A legtöbb hulló- és kétéltű mintavétel tavasszal történt, 2019 áprilisában és 2020 májusában (ez utóbbi kiegészítő mintavétel keretében zajlott). A legtöbb mintavétel vízfolyásokon történt, melyek közül legnagyobb számban a VKI víztestnek minősülő vízfolyások találhatók.

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Növények (<i>Plantae</i>)	633	48	2018.09.03.- 2019.07.10.
Kétéltűek (<i>Amphibia</i>)	606	298	2018.10.01.- 2020.04.08.
Hüllők (<i>Reptilia</i>)	73	63	2018.10.01.- 2020.04.07.
Lepkék (<i>Lepidoptera</i>)	546	542	2018.08.08.- 2019.08.11.
Mohák (<i>Bryophyta</i>)	1	1	2018.09.06.- 2018.09.06.
Kagylók (<i>Bivalvia</i>)	527	214	2018.08.08.- 2019.09.15.
Bogarak (<i>Coleoptera</i>)	1131	729	2018.08.08.- 2019.10.17.
Kérészek (<i>Ephemeroptera</i>)	1206	311	2018.08.08.- 2019.09.15.
Csigák (<i>Gastropoda</i>)	493	212	2018.08.08.- 2019.09.15.
Sugarasúszójú halak (<i>Actinopterygii</i>)	1690	252	2018.08.13.- 2019.10.01.
Poloskák (<i>Heteroptera</i>)	851	317	2018.08.08.- 2019.09.15.
Piócák (<i>Hirudinea</i>)	421	223	2018.08.08.- 2019.09.15.
Magasabbrendű rákok (<i>Malacostraca</i>)	775	350	2018.08.08.- 2019.09.15.
Szitakötők (<i>Odonata</i>)	1262	342	2018.08.08.- 2019.09.15.
Álkérészek (<i>Plecoptera</i>)	82	50	2018.08.08.- 2019.09.13.

Csoport	Adatok száma (db)	Mintavételi lokalitások száma (db)	Adatok időbeni eloszlása
Tegzesek (<i>Trichoptera</i>)	953	278	2018.08.08.- 2019.09.14.
Állkapocs nélküliek (<i>Agnatha</i>)	6	6	2018.08.14.- 2018.10.03.
Összesen:	11256	4236	



6. ábra. A WeCon projekt során gyűjtött adatok lokalitásai

5.3. A 10×10 km-es értékkataszter elemzéshez használt élőhelytérképi adatállományok

A Magyarországon a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer keretében kidolgozott és terepi adatgyűjtésre használt protokoll alkalmazásával készültek az élőhelytérkép elkészítéséhez szükséges helyszíni (terepi) felmérések.

Az élőhelytérképek egy kellően részletgazdag ortofotóra készültek, kb. 1:5.000-es nagyítást alkalmazva. A térképező minden élőhelyfoltba legalább egy ponton belement és jellemezte azt, valamint az egyes élőhelyfoltokban detektált – a felmérés idejében észlelhető – növényfajokról listát (fajlista) készített. A kapott információk alapján eldöntötte, hogy a folt milyen Á-NÉR illetve milyen Natura 2000 élőhely-kategóriába tartozik. A kategorizálás során a Natura 2000 jelölő élőhelyek meghatározása elsődleges volt. A folt azonosítójához ennek alapján fajlista, élőhely-kategória, és jellemzés tartozik.

Amennyiben egy közösségi jelentőségű élőhely hibridként lett térképezve, meg lett adva az egyes élőhelytípusok kiterjedésének becsült aránya (%-os részesedése) a foltban.

A térképező a terepen készült nyers élőhelytérképeket a későbbiekben megfelelő térinformatikai programok (pl. QGIS), illetve különböző fedvények segítségével pontosította.

5.3.1. Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság által átadott élőhelytérképek

Az Őrségi Nemzeti Park élőhelytérképei alapján a projekterületeken található természetes élőhelyek közül legnagyobb kiterjedésben (1000 hektárnál nagyobb kiterjedésben) a bükkösök (K5), a gyertyános-kocsányos tölgyesek (K2), a mocsárrétek (D34) valamint a puhafás ligeterdők (J4) találhatóak meg. Jelentős kiterjedésben találhatóak azonban féltermészetes vagy vélhetően másodlagos élőhelyek mind gyepek, mind erdős élőhelyek esetében is: őshonos fafajú fiatalosok (P1), őshonos fafajú keményfás jellegtelen erdők (RC), jellegtelen üde gyepek (OB), őshonos fafajú puhafás jellegtelen vagy pionír erdők (RB). Érdemes azonban kiemelni, hogy az adatbázis alapján a leggyakoribb élőhelyek a projekterületen a telepített erdei- és feketefenyvesek (S4) (összesen több, mint 5800 ha), illetve számottevő az egyéb tájidegen fenyvesek kiterjedése is (S5). Igen jelentős továbbá a szántók (T1) kiterjedése (~4490 hektár).

Ha az élőhelyfoltok száma alapján közelítjük meg az élőhelyek gyakoriságát, akkor a természetes élőhelyek közül a következők bizonyultak a leggyakoribbaknak: gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2), puhafás ligeterdők (J4), bükkösök (K5), mocsárrétek (D34) és veres csenkeszes rétek (E2). Összességében viszont a három leggyakoribb élőhelytípust nem a természetes élőhelyek adták: őshonos fafajú puhafás jellegtelen vagy pionír erdők (RB; 1264 élőhelyfolt), telepített erdei- és feketefenyvesek (S4; 1048 élőhelyfolt), és az egyéb tájidegen fenyvesek (S5; 849 élőhelyfolt).

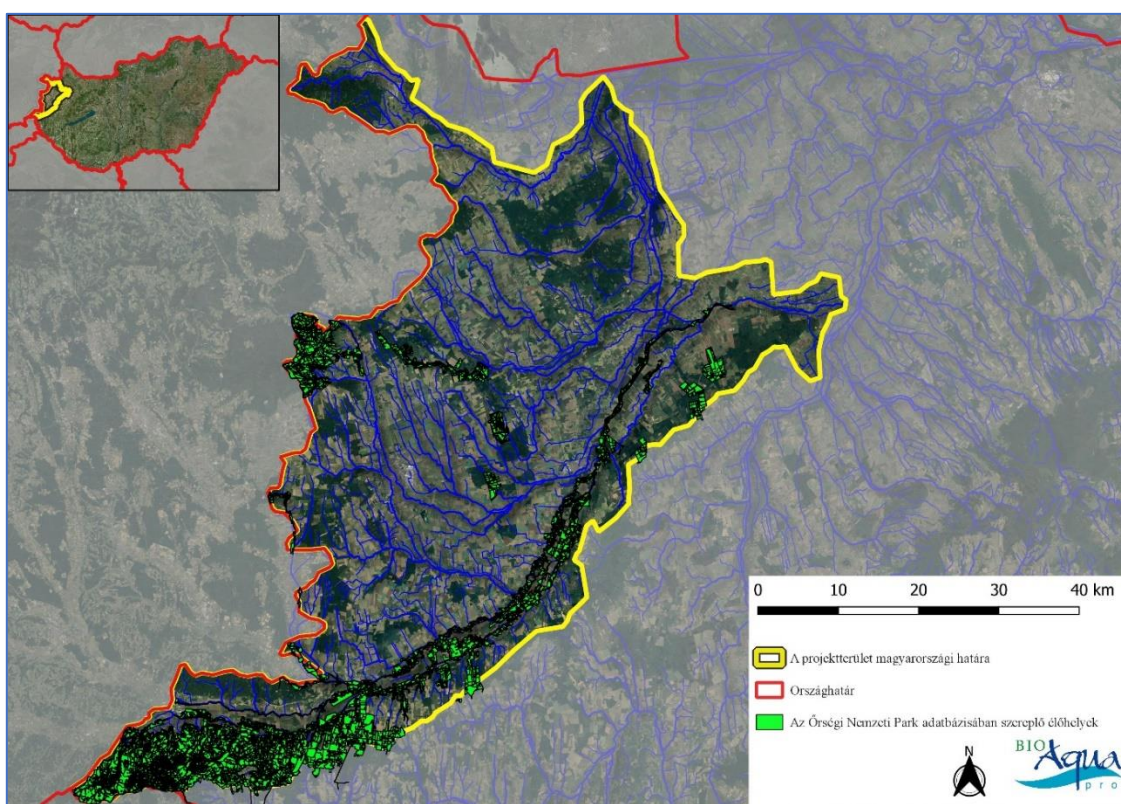
1. táblázat: Az Őrségi Nemzeti Park élőhelytérképeinek összefoglaló adattáblája

ÁNÉR besorolás	A hazai ÁNÉR kódoknak megfelelő Natura 2000 besorolás	Élőhelytípus kiterjedése (ha)	Élőhelyfoltok száma
A1	-	19,77021	43
Ac	3150	3,558612	3
B1a	-	18,03277	32
B2	-	117,2817	84
B4	-	7,185318	6
B5	-	122,5769	100
BA	-	9,349499	7
C23	7140	0,545776	1
D2	6410	101,5734	126
D34	6440	1784,742	297
D5	6430; 6410	14,54003	21
D6	6430	4,716128	3
E1	6510	468,0258	147
E2	6510	314,8777	257
E34	6520	209,5592	14
E5	4030	0,845169	22
G3	-	0,786378	1

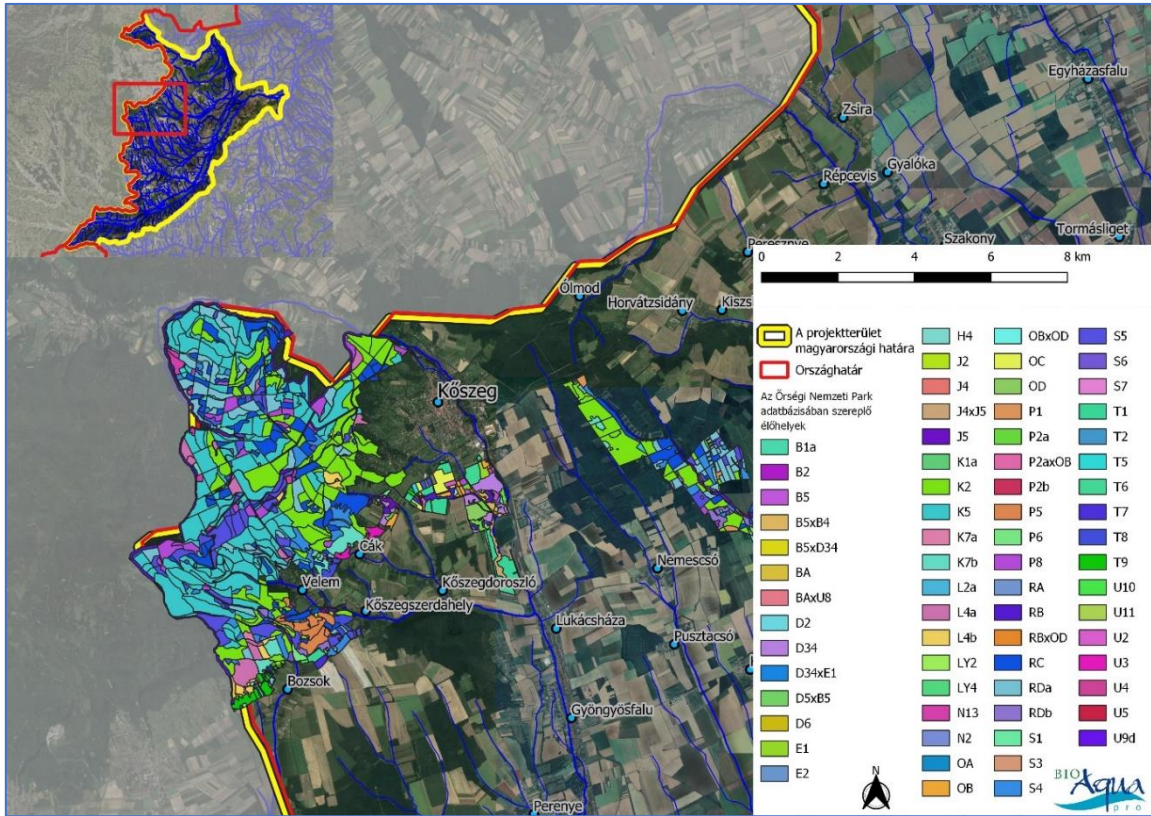
ÁNÉR besorolás	A hazai ÁNÉR kódoknak megfeleltethető Natura 2000 besorolás	Élőhelytípus kiterjedése (ha)	Élőhelyfoltok száma
H4	6210	2,67182	3
H5a	6250; 6240	228,3091	12
I1	3130	5,006725	9
I3a	-	0,203822	1
J1a	91E0	105,4035	40
J2	91E0	91,43911	11
J3	91E0	12,73886	25
J4	91E0	1225,217	419
J5	91E0	536,1397	224
J6	91F0	647,6989	104
K1a	91G0	448,6331	43
K2	91G0	4746,761	581
K5	9130	4885,168	409
K7a	9110	5,019113	1
K7b	91G0	108,0147	20
L2a	91M0	93,12256	12
L2b	91M0	184,0227	20
L4a	91M0	77,09116	18
L4b	-	34,57501	10
LY2	9180	1,443576	1
LY4	9180; 9150	1,073807	1
N13	-	287,7362	96
N2	-	1,661977	1
OA	-	20,07819	27
OB	-	1037,383	584
OC	-	531,0848	251
OD	-	539,8599	291
OF	-	4,261884	9
OG	-	5,365039	12
P1	-	1314,379	356
P2a	-	188,0855	150
P2b	-	639,1848	224
P2bs	-	3,631485	3
P2c	-	16,67747	18
P3	-	42,69988	15

ÁNÉR besorolás	A hazai ÁNÉR kódoknak megfelelő Natura 2000 besorolás	Élőhelytípus kiterjedése (ha)	Élőhelyfoltok száma
P45	-	27,05856	6
P5	-	74,85886	10
P6	-	13,62776	9
P7	-	27,59009	42
P8	-	827,4849	346
RA	-	479,4408	374
RB	-	2237,662	1264
RC	-	1873,574	542
RD	-	254,9642	93
RDa	-	471,5798	131
RDb	-	731,0944	158
S1	-	1704,205	535
S2	-	434,6256	122
S3	-	349,7739	112
S4	-	5878,023	1048
S5	-	1968,992	849
S6	-	93,26868	98
S7	-	65,65023	54
T1	-	4491,835	454
T10	-	126,9227	94
T11	-	337,171	226
T2	-	19,59532	6
T3	-	5,351297	15
T5	-	19,70298	12
T6	-	704,8703	390
T7	-	11,39938	7
T8	-	45,86407	33
T9	-	68,29205	47
U10	-	175,1729	349
U11	-	202,7723	106
U2	-	31,89896	27
U3	-	157,143	68
U4	-	89,96907	89
U5	-	13,82421	11
U6	-	0,939221	1

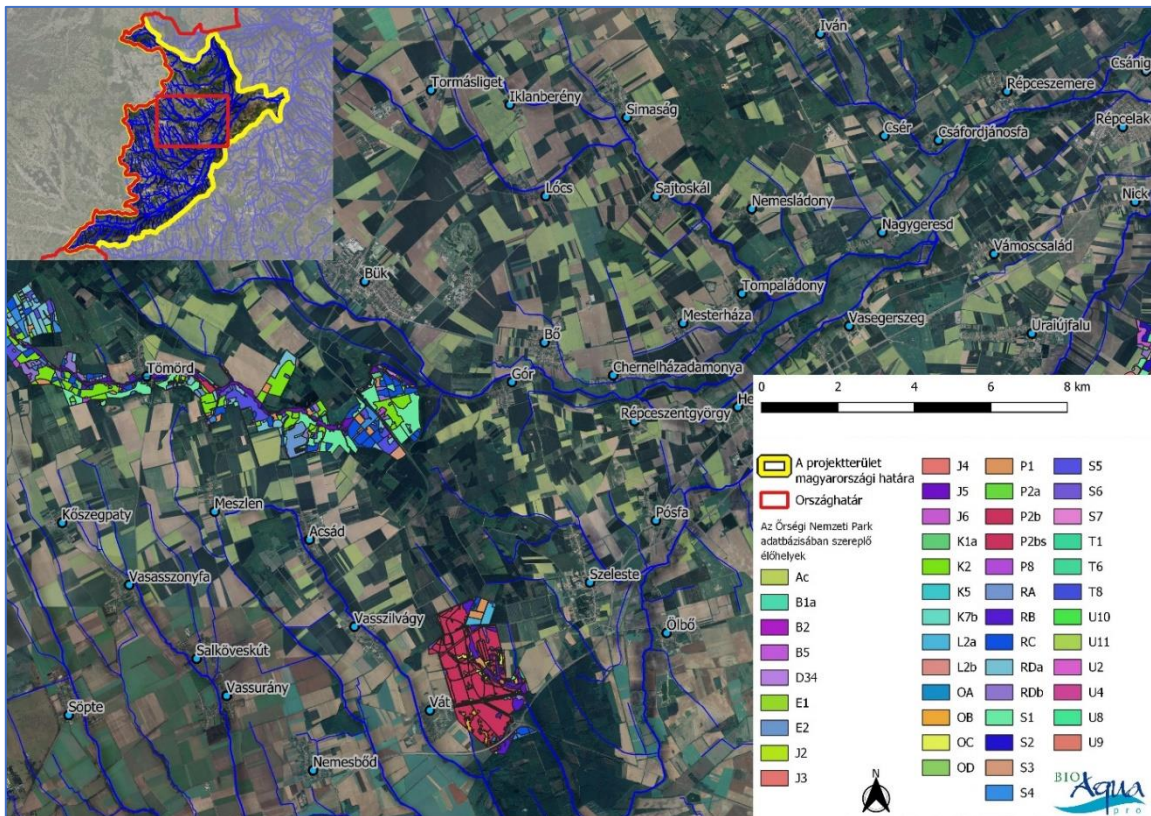
ÁNÉR besorolás	A hazai ÁNÉR kódoknak megfelelő Natura 2000 besorolás	Élőhelytípus kiterjedése (ha)	Élőhelyfoltok száma
U7	-	8,84158	8
U8	-	539,0036	141
U9	-	52,96104	28
U9b	-	0,258722	1
U9d	-	1,219967	4



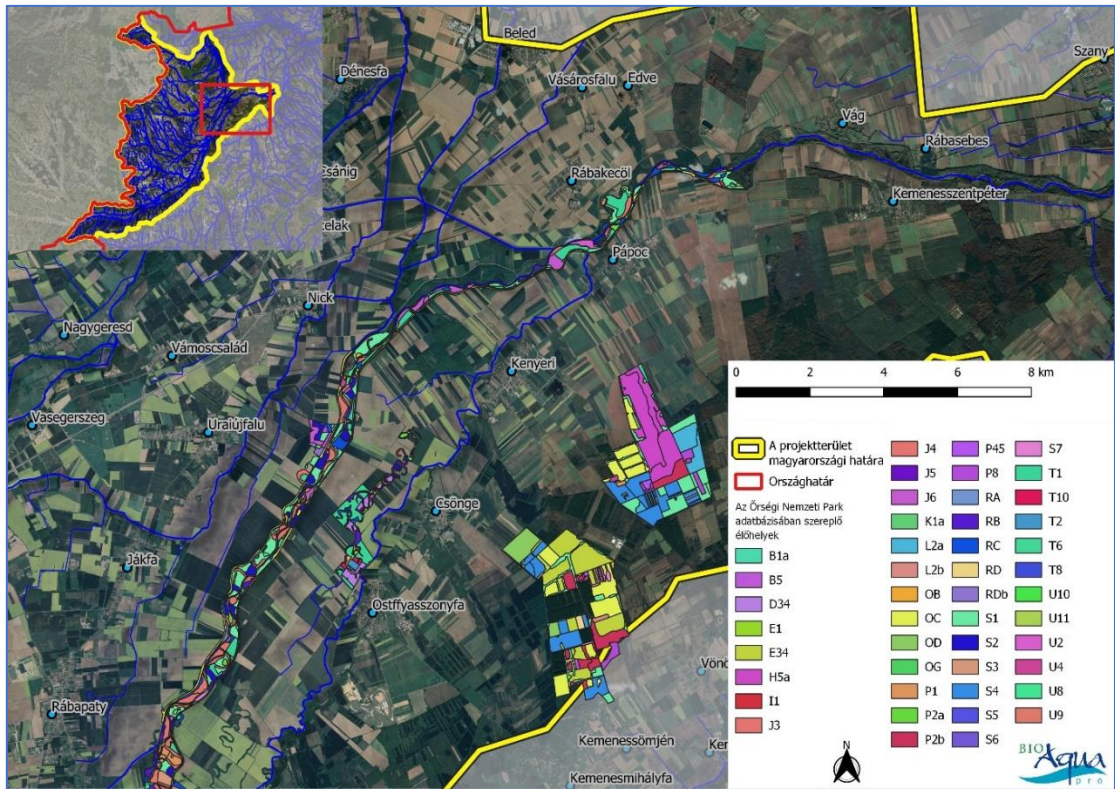
7. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek



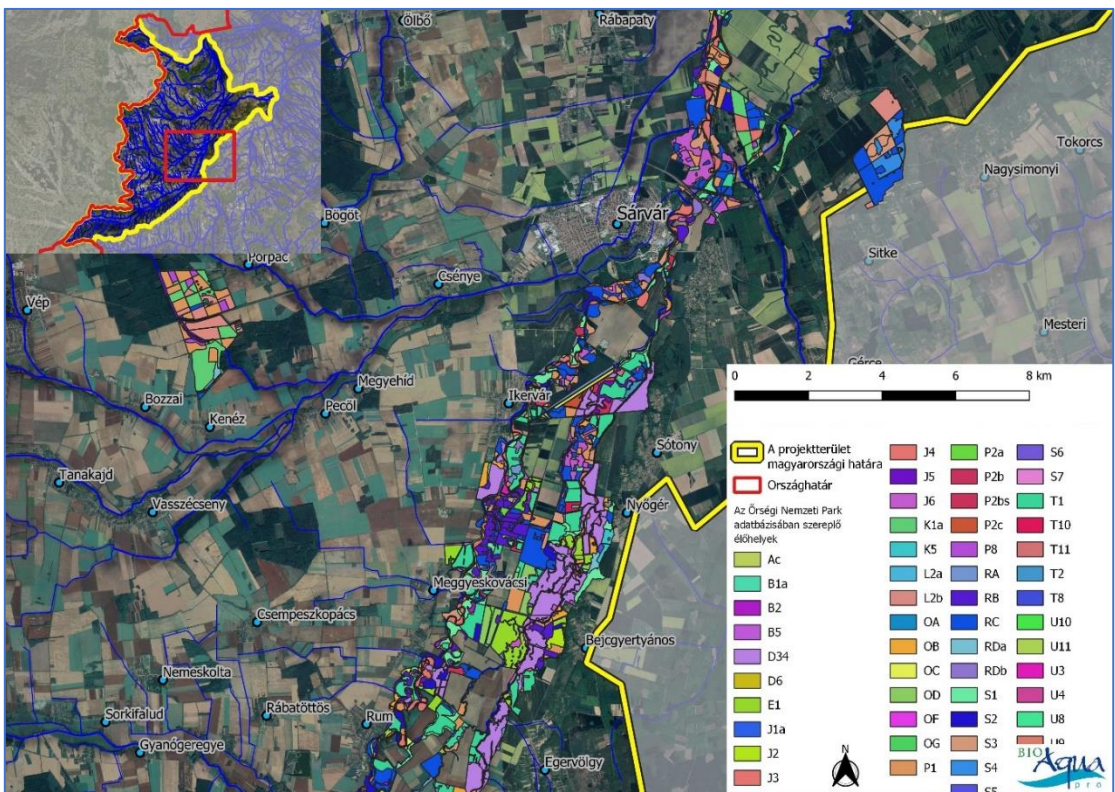
8. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)



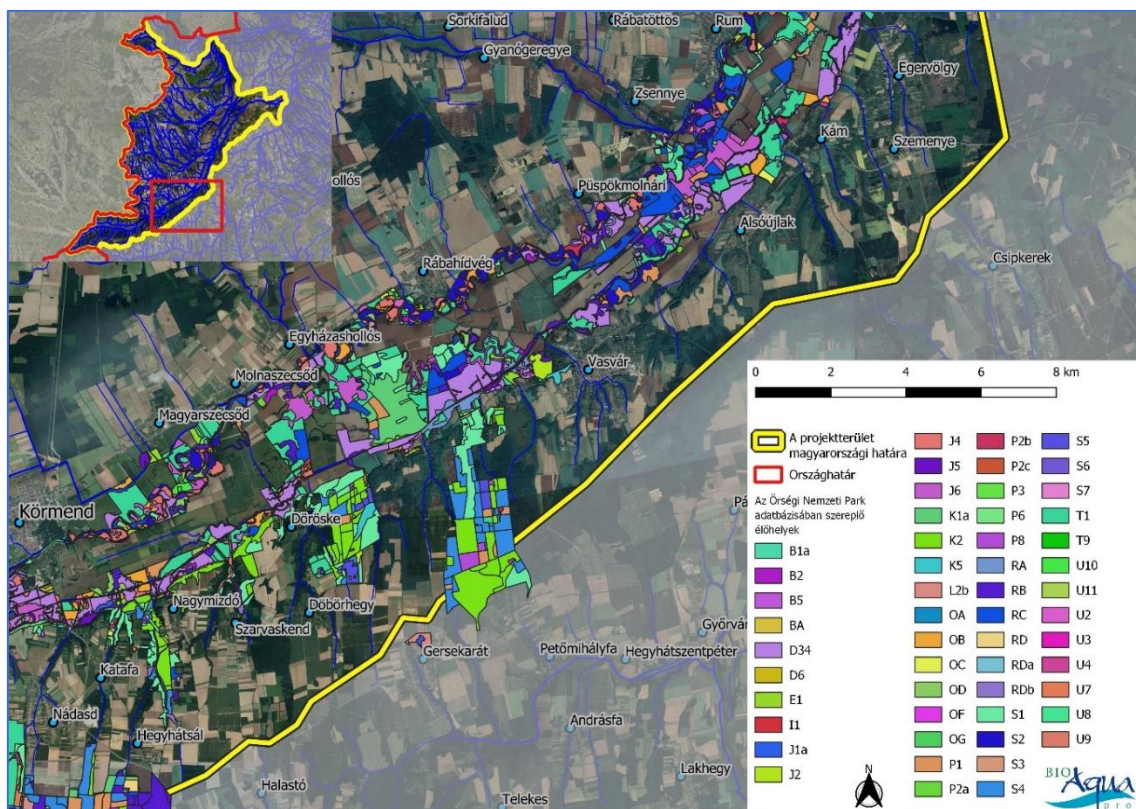
9. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)



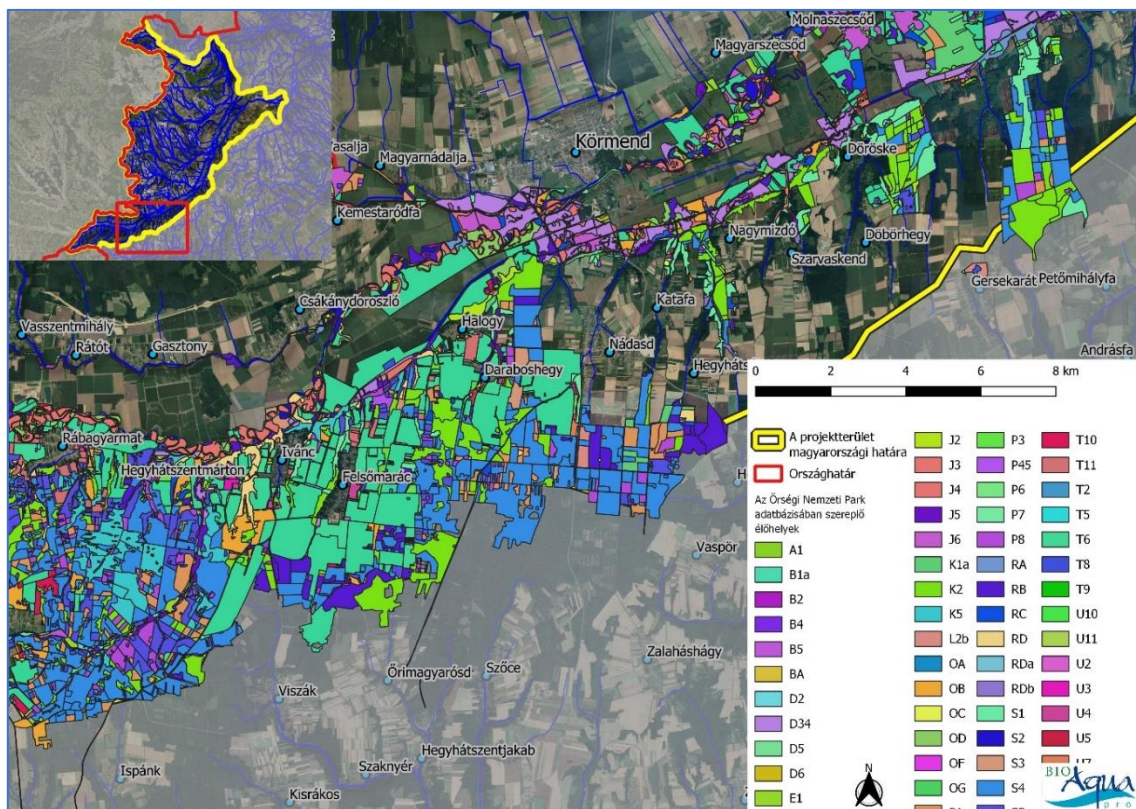
10. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)



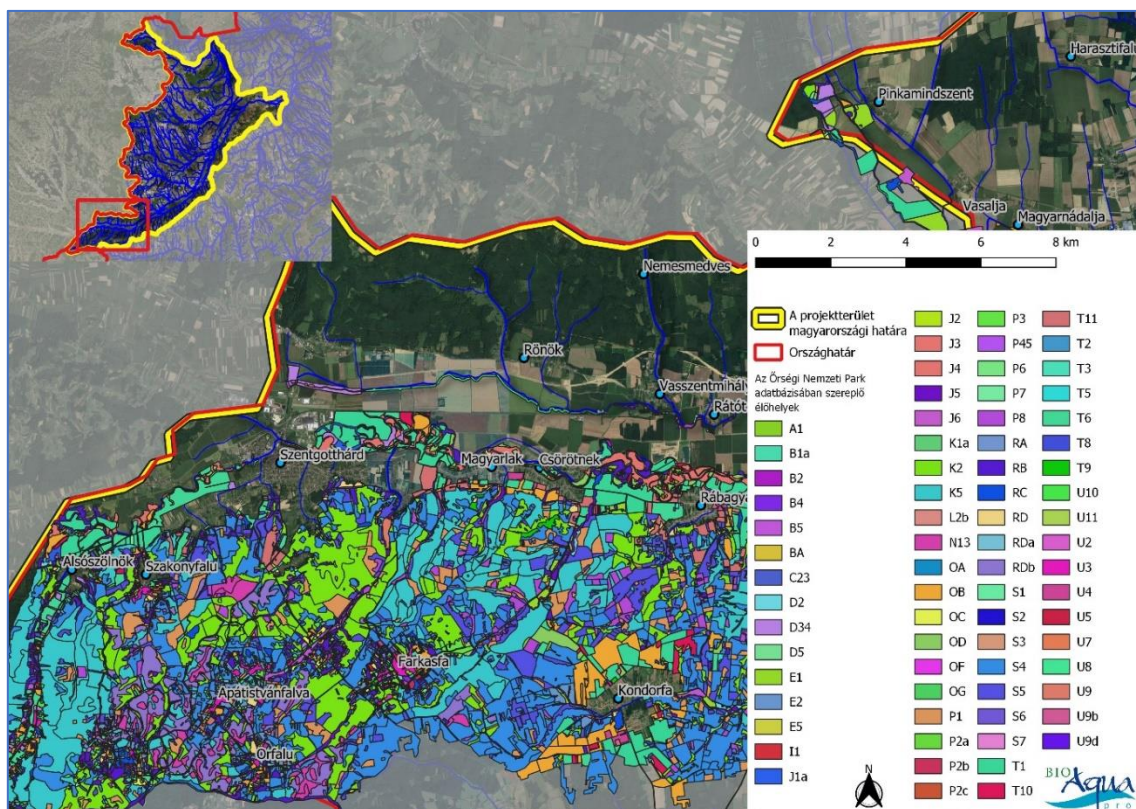
11. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)



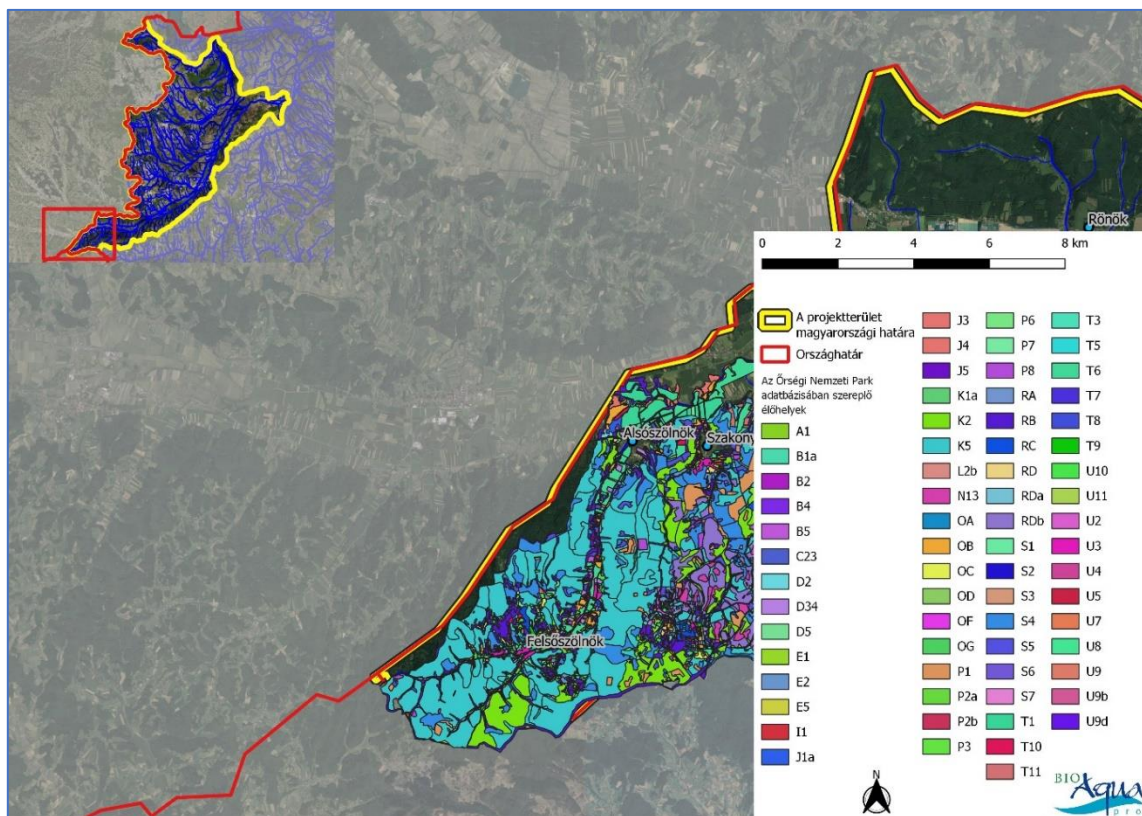
12. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)



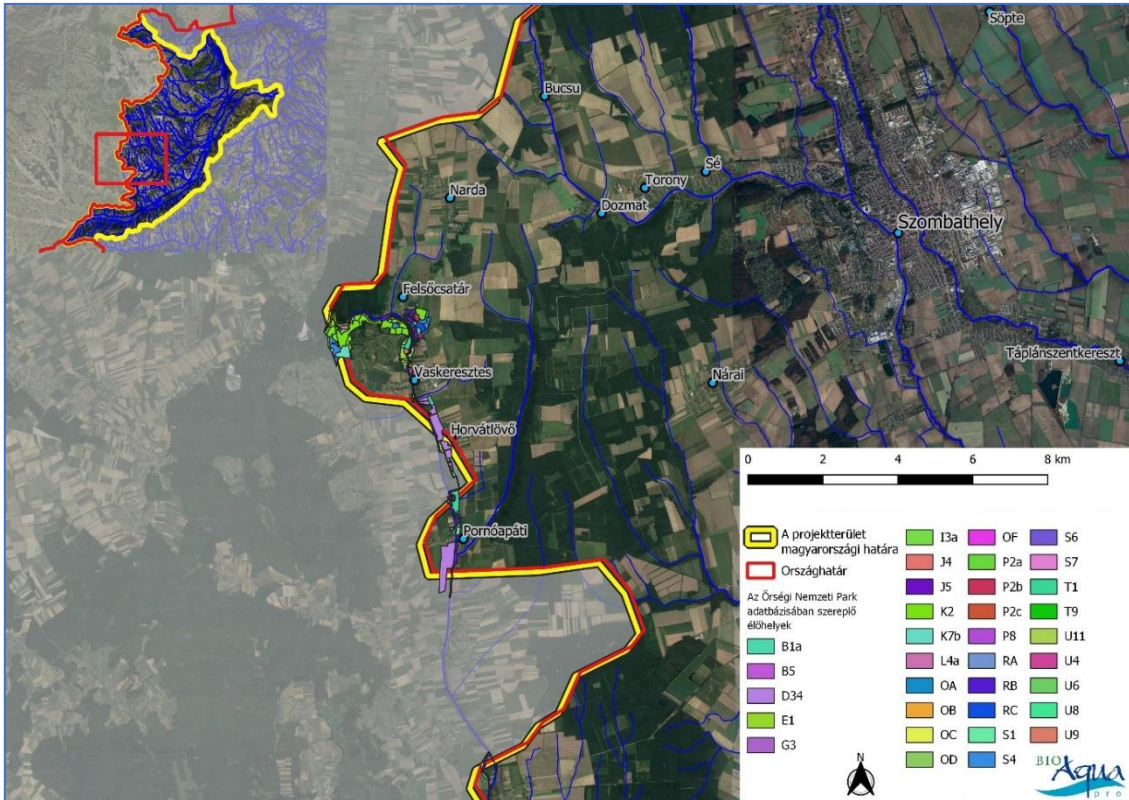
13. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)



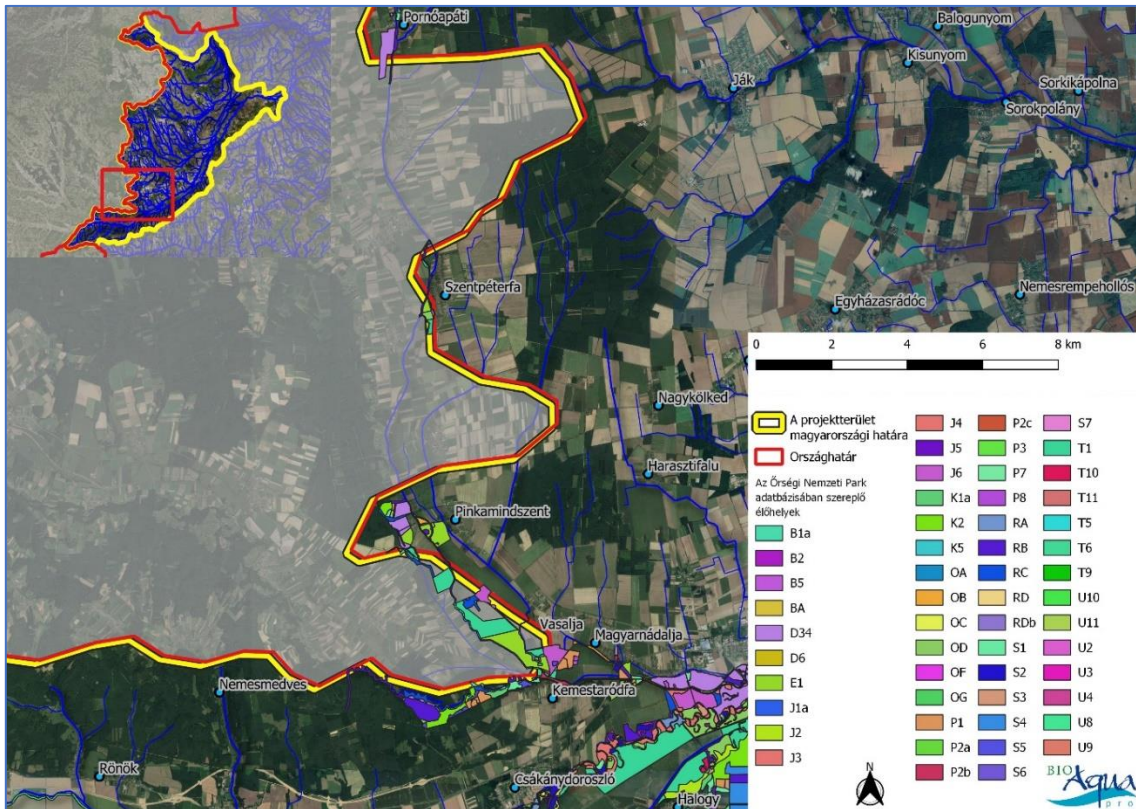
14. ábra. Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)



15. ábra. Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)



16. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)



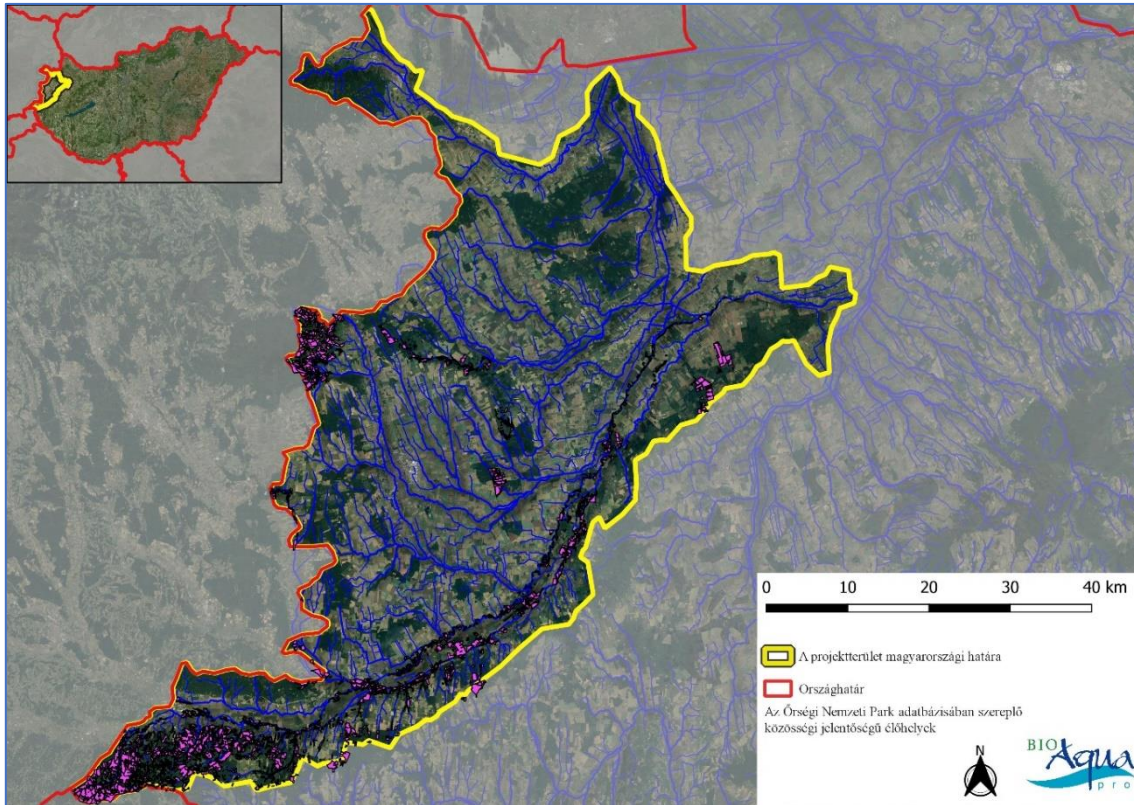
17. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)

Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő, a projekterületen található élőhelytérképeken a közösségi jelentőségű élőhelyek összesen 16556 hektár területen találhatóak meg. Az adatbázisban szereplő adatok szerint a projekterületen legnagyobb kiterjedésben jelen lévő közösségi jelentőségű élőhelyek a Pannon gyertyános tölgyesek (91G0), a Szubmontán és montán bükkösök (9130), Puhafás ligeterdők, éger- és kőrsligetek, illetve láperdők (91E0) és az Ártéri mocsárrétek (6440). Ez a négy élőhely adja az összes közösségi jelentőségű élőhely teljes kiterjedésének ~85%-át (13823 ha).

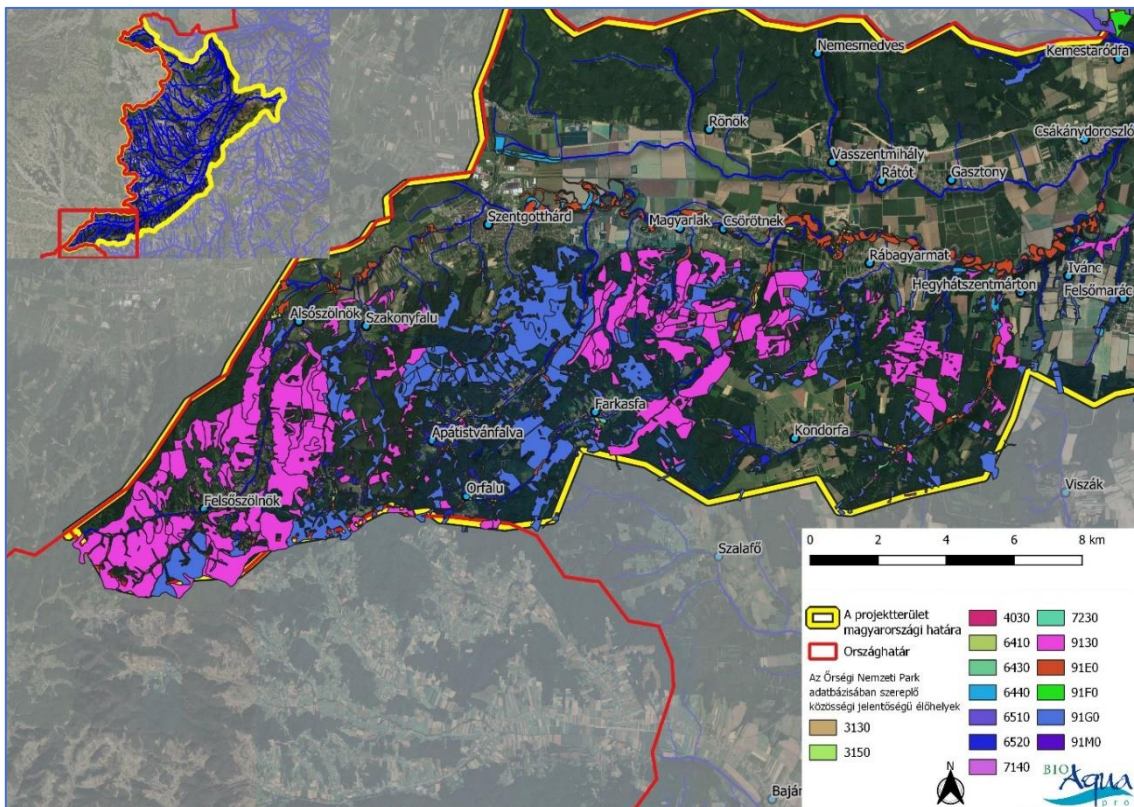
Az adatbázis alapján az összes közösségi jelentőségű élőhelyfolt száma 3059. Az élőhelyfoltok száma alapján a leggyakoribb típusok: a 91E0, 91G0, 9130 és a Sík- és dombvidéki kaszálórétek (6510). Ez a négy élőhely adja a közösségi jelentőségű élőhelyfoltok ~69 %-át (2109 folt).

2. táblázat: Az Őrségi Nemzeti Park élőhelytérképeinek adattáblája (csak a közösségi jelentőségű élőhelyek)

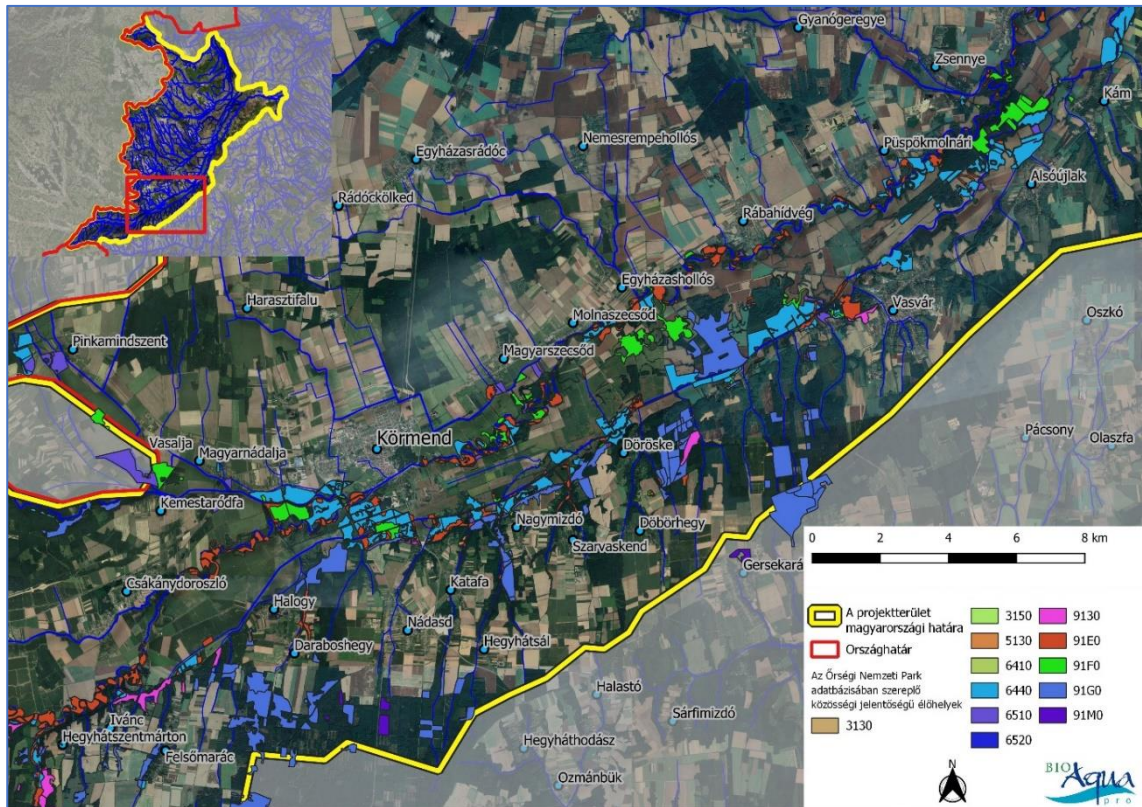
Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
91E0	1887,641	718
3130	28,78405	30
3150	23,55334	48
4030	0,845169	22
5130	3,947859	6
6190	0,786378	1
6210	263,9028	20
6250	228,3091	12
6410	99,79035	122
6430	15,00579	23
6440	1693,916	198
6510	552,8969	321
6520	328,4315	275
7140	0,545776	1
7230	7,185318	6
9110	9,460255	3
9130	4921,102	419
9180	2,517383	2
9260	70,4318	9
91F0	652,5946	107
91G0	5320,505	651
91M0	227,7058	31
Potenciális	216,4609	34



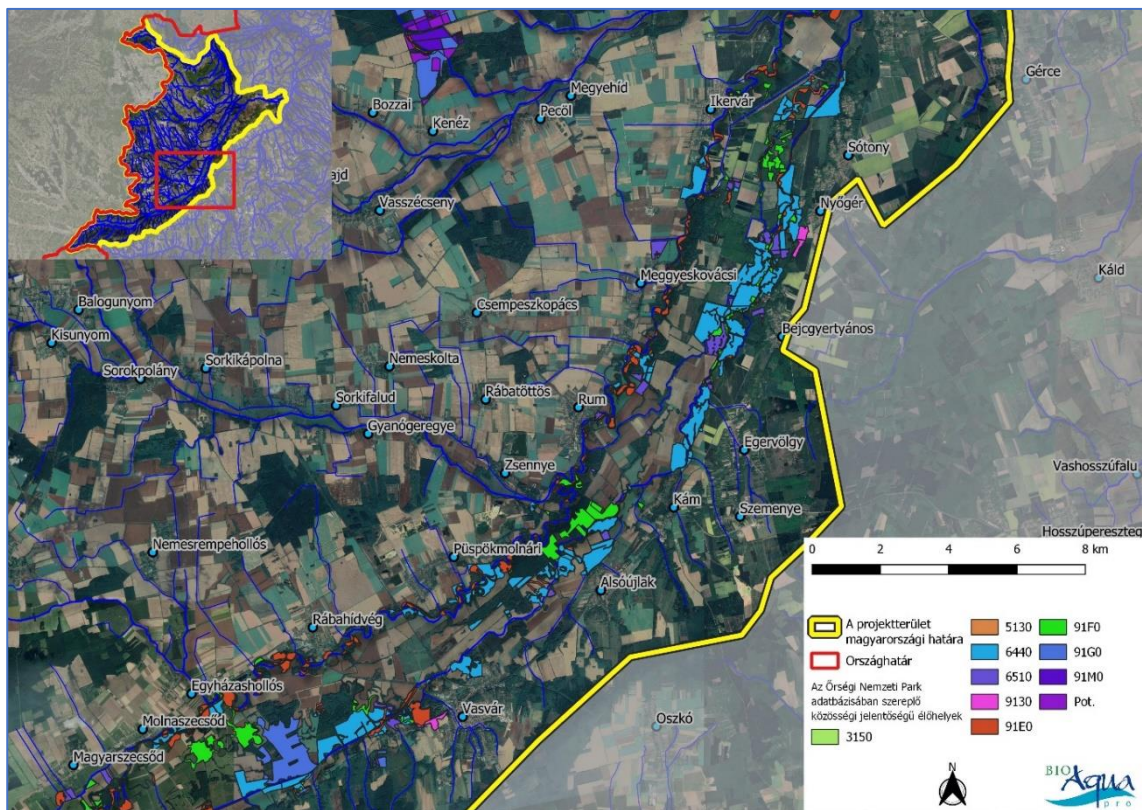
18. ábra. Az Orségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi élőhelytípusok



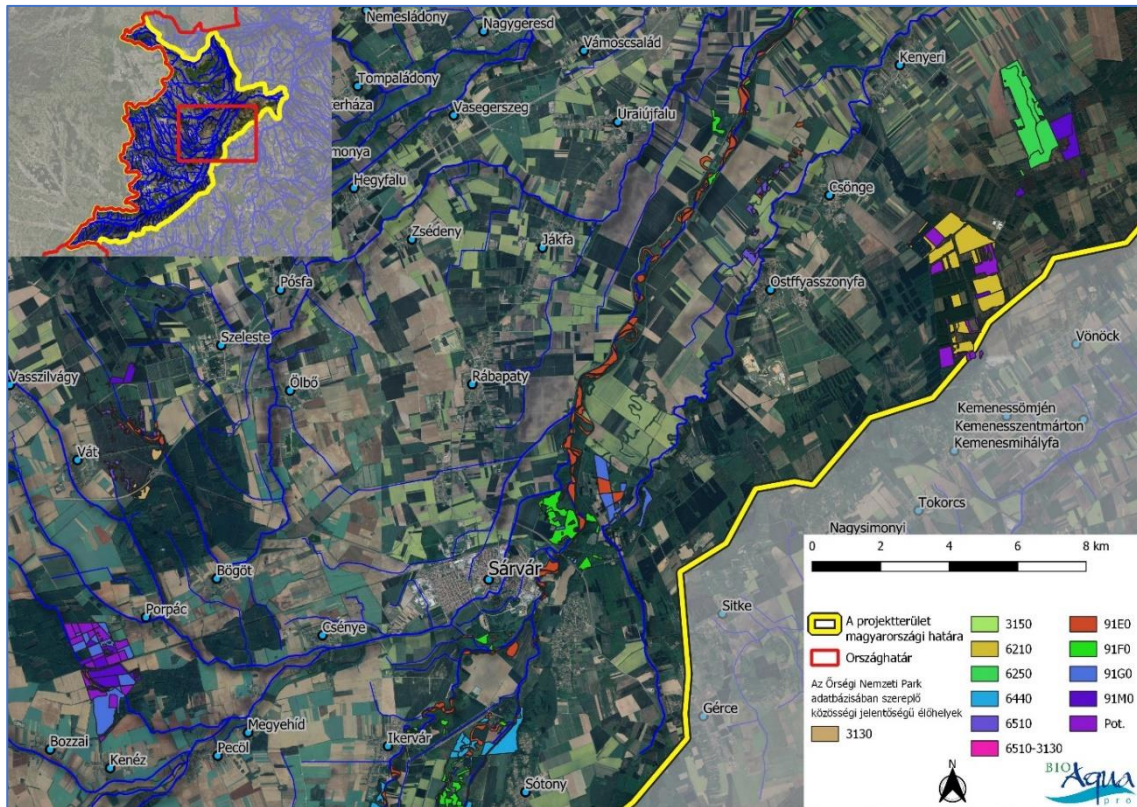
19. ábra. Az Orségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi élőhelytípusok (részterkép)



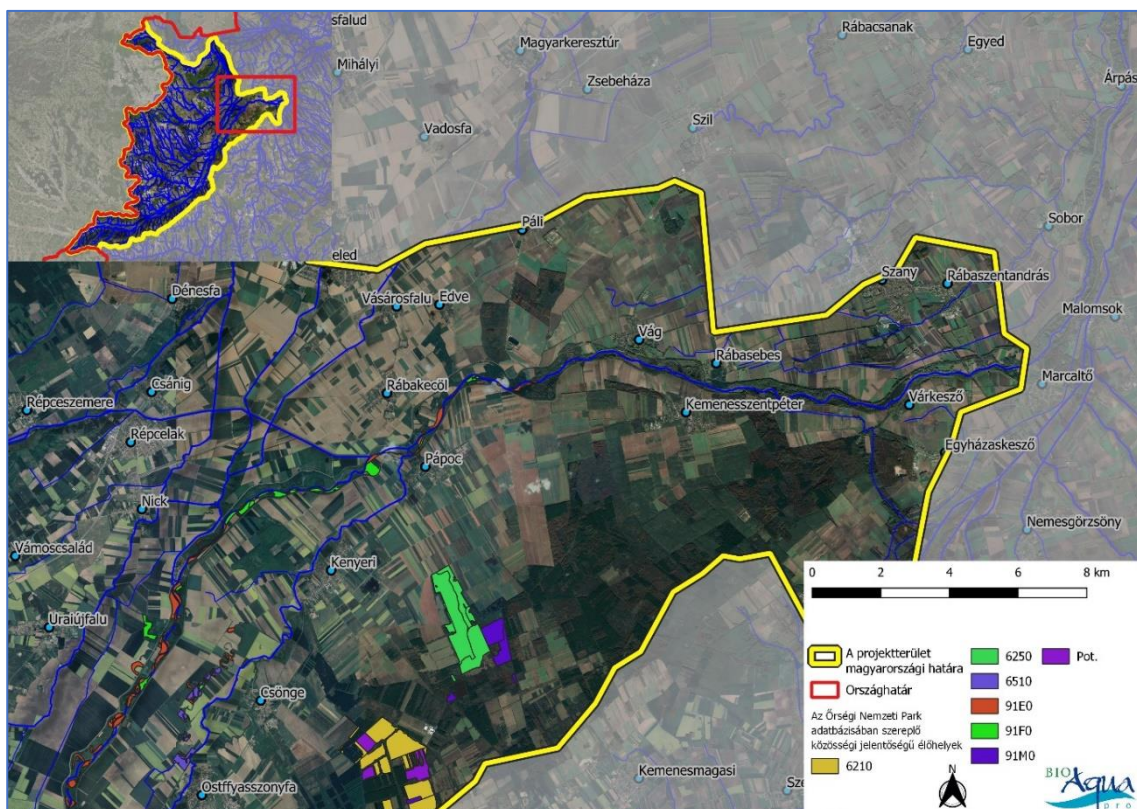
20. ábra. Az Órszági Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi élőhelytípusok (részterkép)



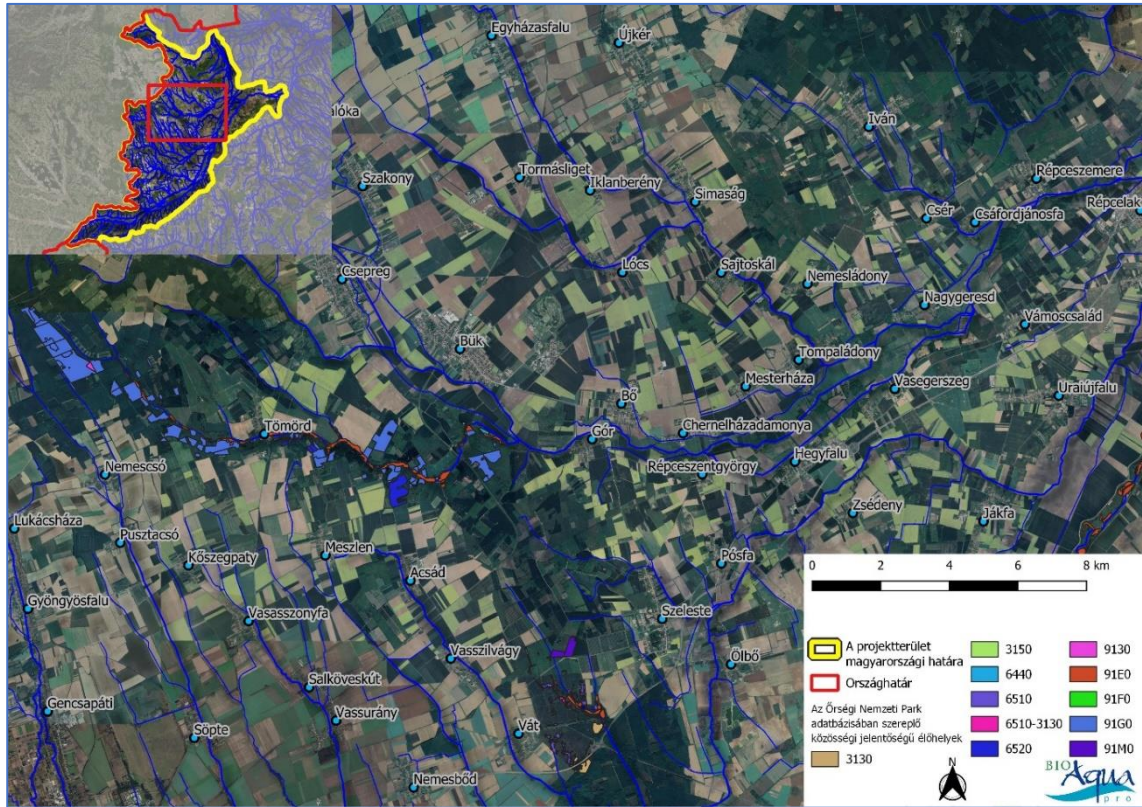
21. ábra. Az Órszági Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi élőhelytípusok (részterkép)



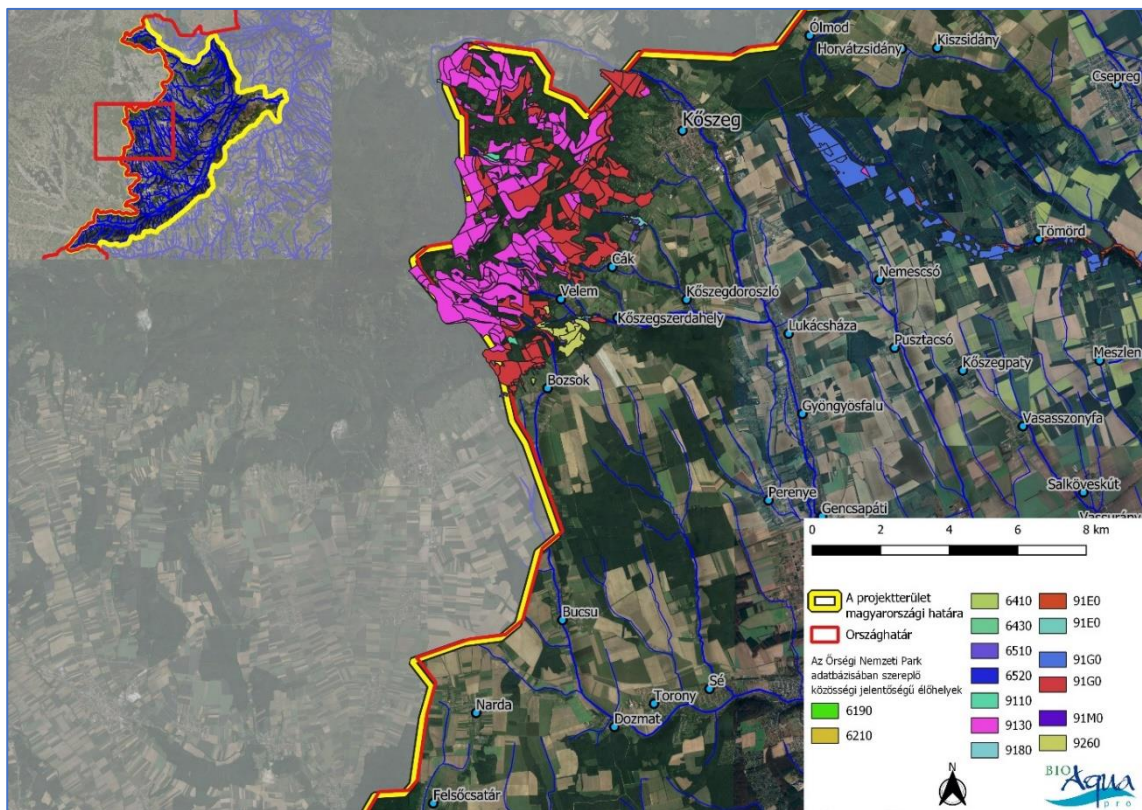
22. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi élőhelytípusok (részterkép)



23. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi élőhelytípusok (részterkép)



24. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi élőhelytípusok (részterkép)



25. ábra. Az Órségi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi élőhelytípusok (részterkép)

5.3.2. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság által átadott élőhelytérképek

A Fertő-Hanság Nemzeti Park élőhelytérképei alapján a projekt területeken található természetes élőhelyek közül legnagyobb kiterjedésben (1000 hektárnál nagyobb kiterjedésben) a gyertyános-kocsányos tölgyesek (K2, K3), a cseres tölgyesek (L2, L2a, L2b) találhatóak meg. Jelentős kiterjedésben találhatóak azonban féltermészetes vagy vélhetően másodlagos élőhelyek mind gyepes, mind erdős élőhelyek esetében is: őshonos fafajú fiatalosok (P1) valamint a pusztavágások és felújítatlan vágásterületek (Px, alkalmi, egyedi kategória). Érdekes azonban kiemelni, hogy az adatbázis alapján a leggyakoribb élőhelyek között (1000 hektárnál nagyobb kiterjedésben) találhatóak meg a projektterületen az akácosok (S1), a telepített erdei- és feketefenyvesek (S4), illetve az egyéb tájidegen fenyvesek kiterjedése is (S5).

Ha a Fertő-Hanság Nemzeti Park által átadott élőhelytérképeket vizsgáljuk és az élőhelyfoltok száma alapján közelítjük meg az élőhelyek gyakoriságát, akkor a természetes élőhelyek közül a következők bizonyultak a leggyakoribbaknak: gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2, K3; ezek a leggyakoribb élőhelyek), cseres tölgyesek (L2, L2a, L2b), égerligetek (J5) és mocsárrétek (D34). Jelentős számban találhatóak meg a pusztavágások és felújítatlan vágásterületek (Px, alkalmi, egyedi kategória), valamint az őshonos fafajú fiatalosok is (P1). Az élőhelytérképek alapján a második leggyakoribb élőhelynek az „egyéb tájidegen fenyvesek” (S5) bizonyultak (összesen 623 db élőhelyfolt). A harmadik és negyedik leggyakoribb élőhelyek az erdei- és feketefenyvesek (S4) és az akácosok (S1).

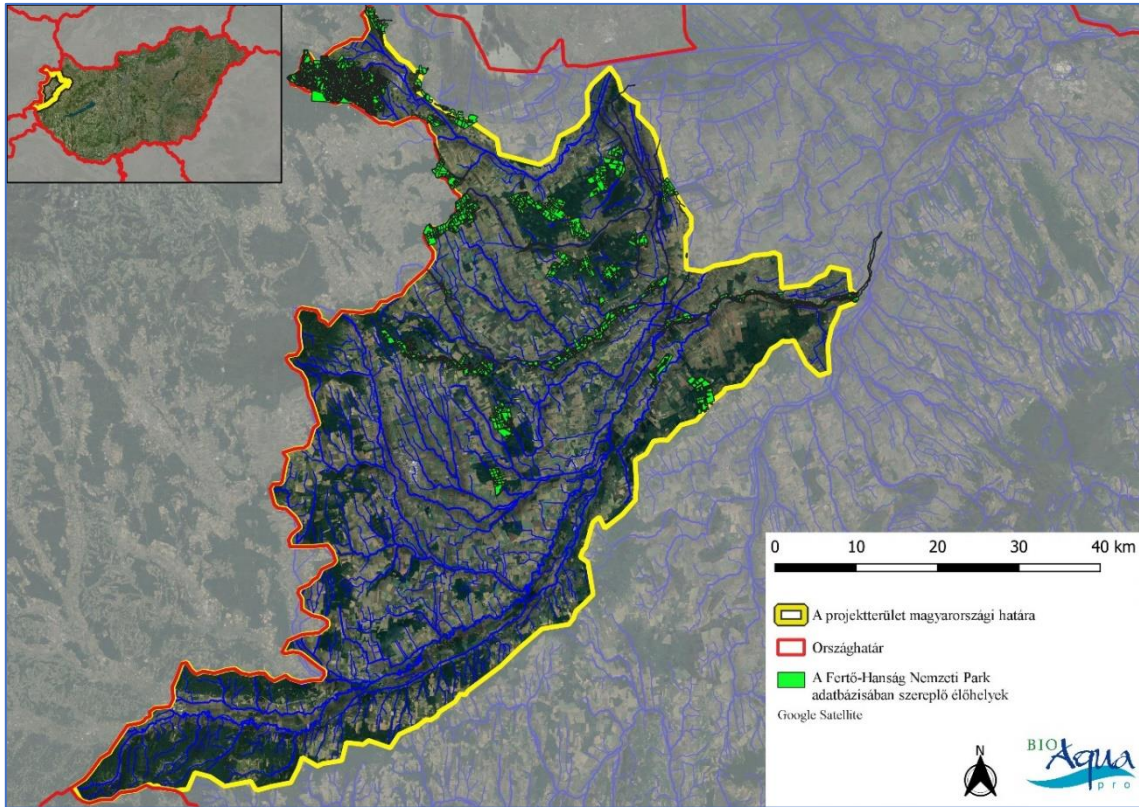
3. táblázat: A Fertő-Hanság Nemzeti Park élőhelytérképeinek összefoglaló adattáblája

ÁNÉR besorolás	A hazai ÁNÉR kódoknak megfelelő Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
B1	-	16,56558	12
B1a	-	36,96662	18
B2	-	1,381491	5
B3	-	3,091519	3
B4	-	7,551718	1
B5	-	110,4861	70
BA	-	68,26911	23
D1	7230	31,67883	7
D2	6410	9,554093	9
D3	6510	28,18001	10
D34	6440; 6510	780,2028	135
D4	6440	300,014	20
E1	6510	326,7799	100
E2	6520	77,41697	17
E3	6520	33,691	2
E34	6520	300,7709	13
F2	1530	17,85587	11
F3	1530	3,705083	3
H3	6240	0,068913	1

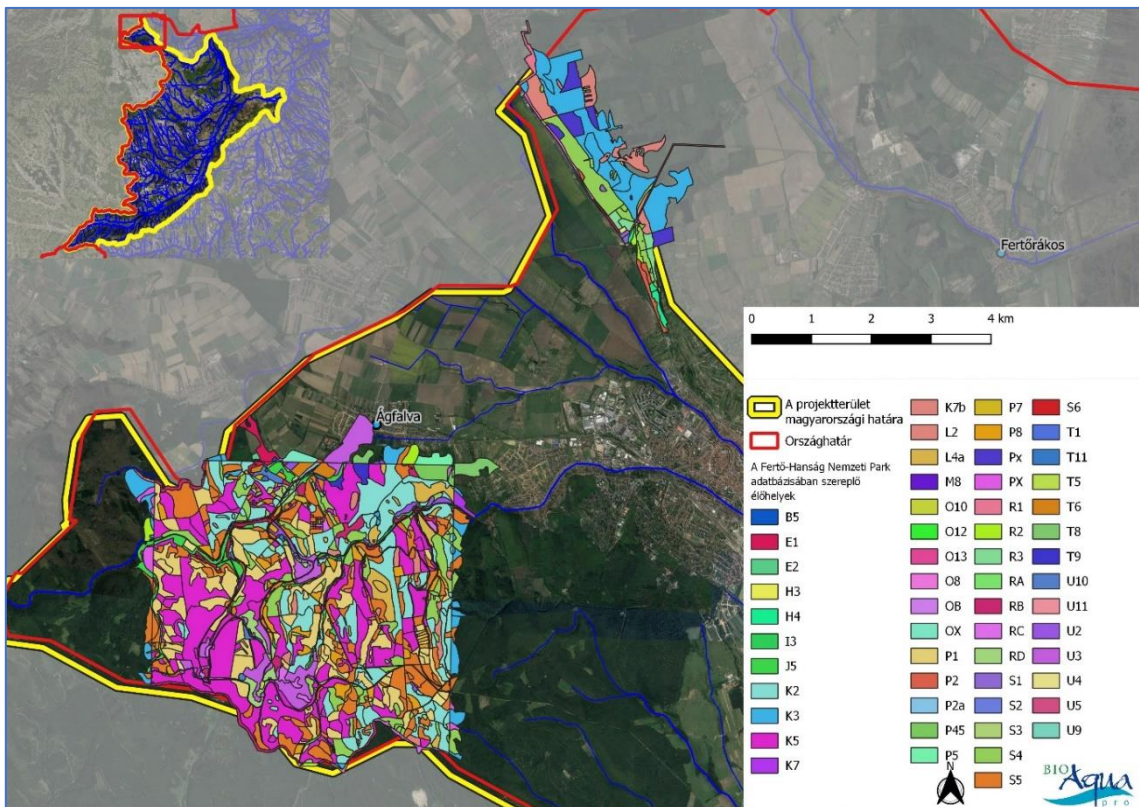
ÁNÉR besorolás	A hazai ÁNÉR kódoknak megfelelő Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
H4	6210	65,99142	16
I3	-	0,284026	3
J2	91E0	3,848736	4
J3	91E0	3,116712	5
J4	91E0	309,5577	117
J5	91E0	328,3313	167
J6	91F0	604,715	78
K1	91G0; 91I0	40,22964	2
K1a	91G0	223,0073	33
K2	91G0	1073,549	200
K3	91G0	2848,881	606
K5	9130	557,1531	99
K7	9110; 91G0	309,3977	107
K7b	91G0	32,77489	18
L2	91M0	2386,376	204
L2a	91M0	1459,259	94
L2b	91M0	98,42676	16
L4a	91M0	73,39405	23
LY2	9180	0,783231	1
M8	-	0,832193	2
Nincs adat	-	359,1484	23
O1	-	9,409337	7
O10	-	7,609625	4
O11	-	61,91692	9
O12	-	9,792624	5
O13	-	5,367163	12
O15	-	58,87023	16
O2	-	22,1823	20
O3	-	1,655721	1
O4	-	0,571195	1
O5	-	0,516993	1
O6	-	213,404	34
O7	-	208,4756	24

ÁNÉR besorolás	A hazai ÁNÉR kódoknak megfelelő Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
O8	-	303,7649	33
OA	-	49,93786	35
OB	-	428,862	103
OC	-	90,0806	10
OD	-	85,98317	39
OF	-	3,785255	5
OX	-	16,06593	2
P1	-	848,2478	224
P2	-	665,0912	124
P2a	-	39,89526	36
P2b	-	160,9509	48
P2c	-	8,073237	5
P3	-	158,7006	7
P45	-	25,78934	3
P5	9260	37,2558	3
P6	-	1,256531	1
P7	-	6,172287	11
P8	-	302,859	112
PB	-	1,231516	1
Px	-	888,5112	252
R1	-	188,9063	75
R2	-	308,5902	101
R3	-	733,4258	118
RA	-	121,2355	108
RB	-	126,8525	79
RC	-	547,8529	121
RD	-	172,016	58
RDa	-	44,67835	16
RDb	-	215,8288	87
S1	-	2330,281	473
S2	-	510,5525	114

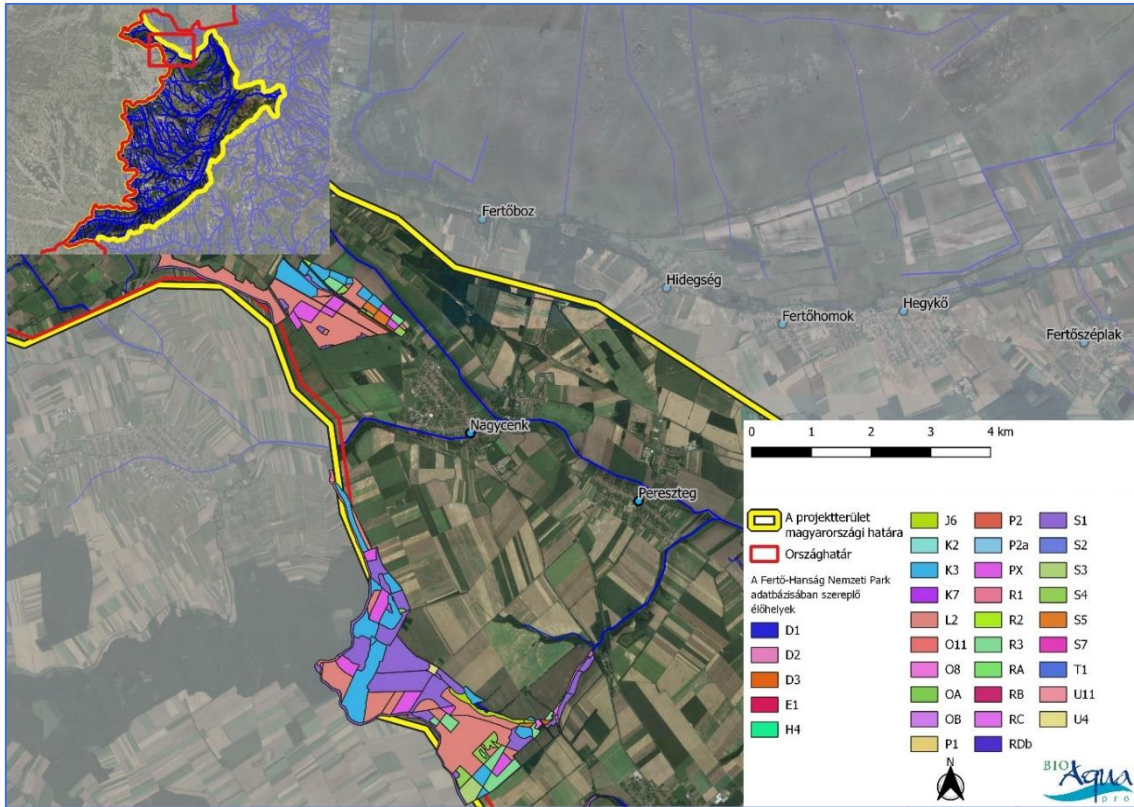
ÁNÉR besorolás	A hazai ÁNÉR kódoknak megfeleltethető Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
S3	-	148,3895	60
S4	-	1776,591	486
S5	-	1474,066	623
S6	-	201,8859	134
S7	-	130,8179	134
T1	-	1571,586	177
T10	-	8,868939	11
T11	-	16,17628	7
T2	-	17,40203	10
T5	-	8,622496	8
T6	-	30,49807	10
T7	-	117,272	8
T8	-	46,38732	7
T9	-	29,77212	16
U10	-	31,02132	25
U11	-	98,37321	75
U2	-	68,50309	31
U3	-	165,7886	26
U4	-	91,56455	42
U5	-	11,35043	4
U6	-	6,183821	4
U8	-	420,3507	71
U9	-	27,79209	32



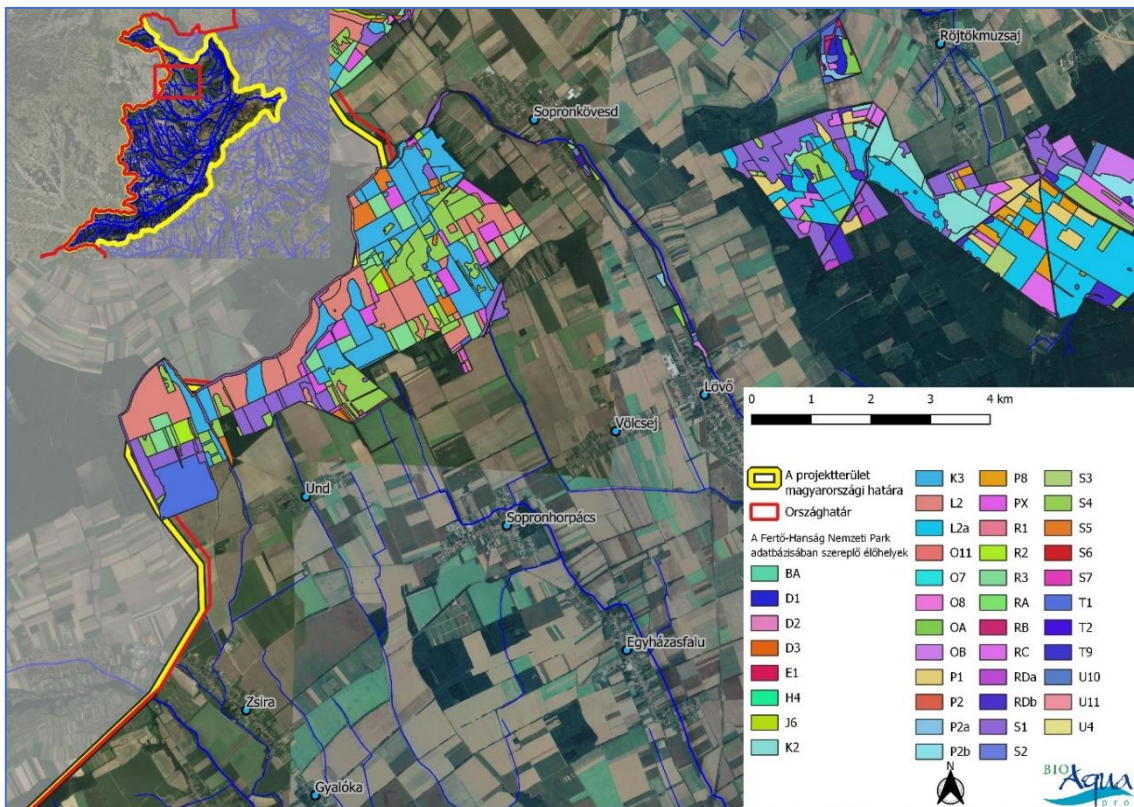
26. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek



27. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)



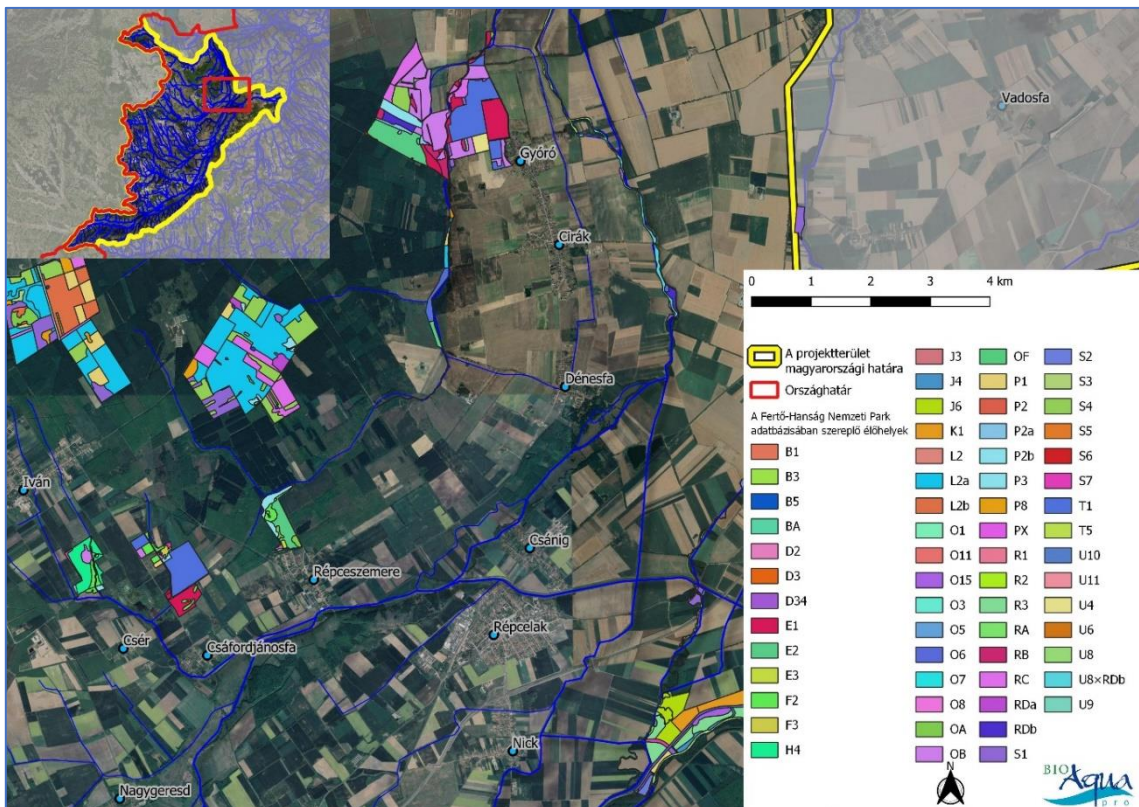
28. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részletkép)



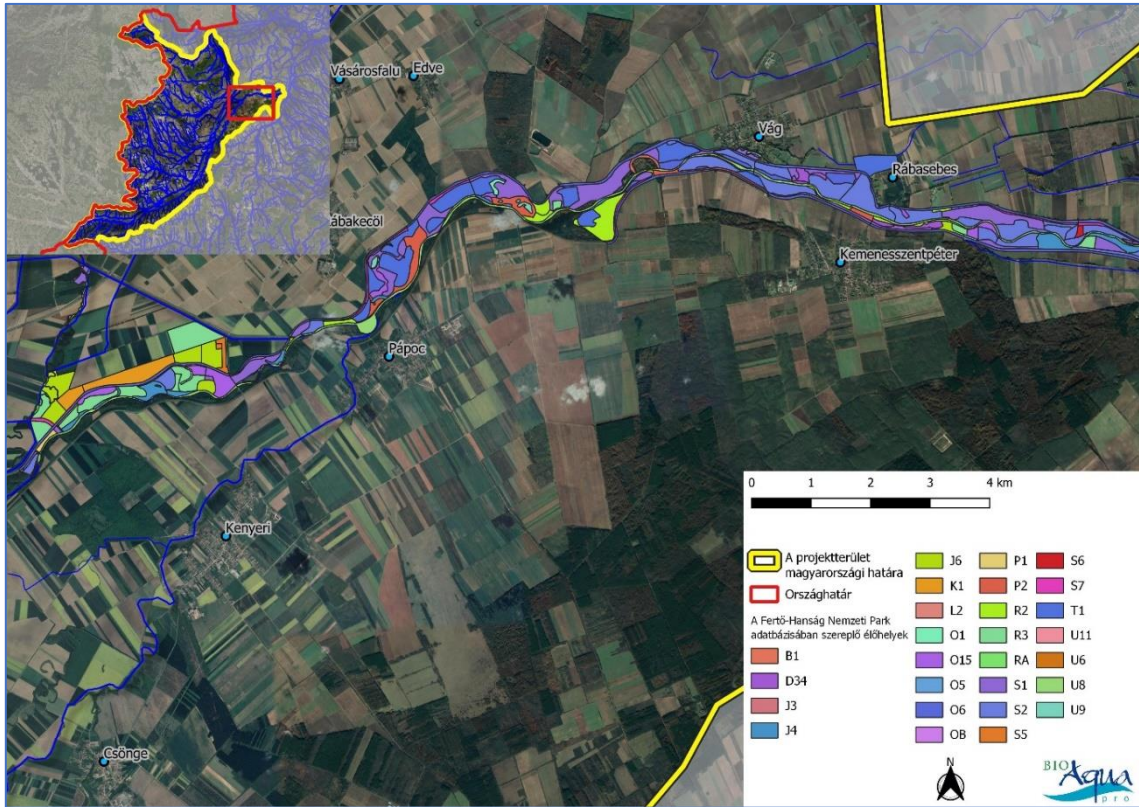
29. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részletkép)



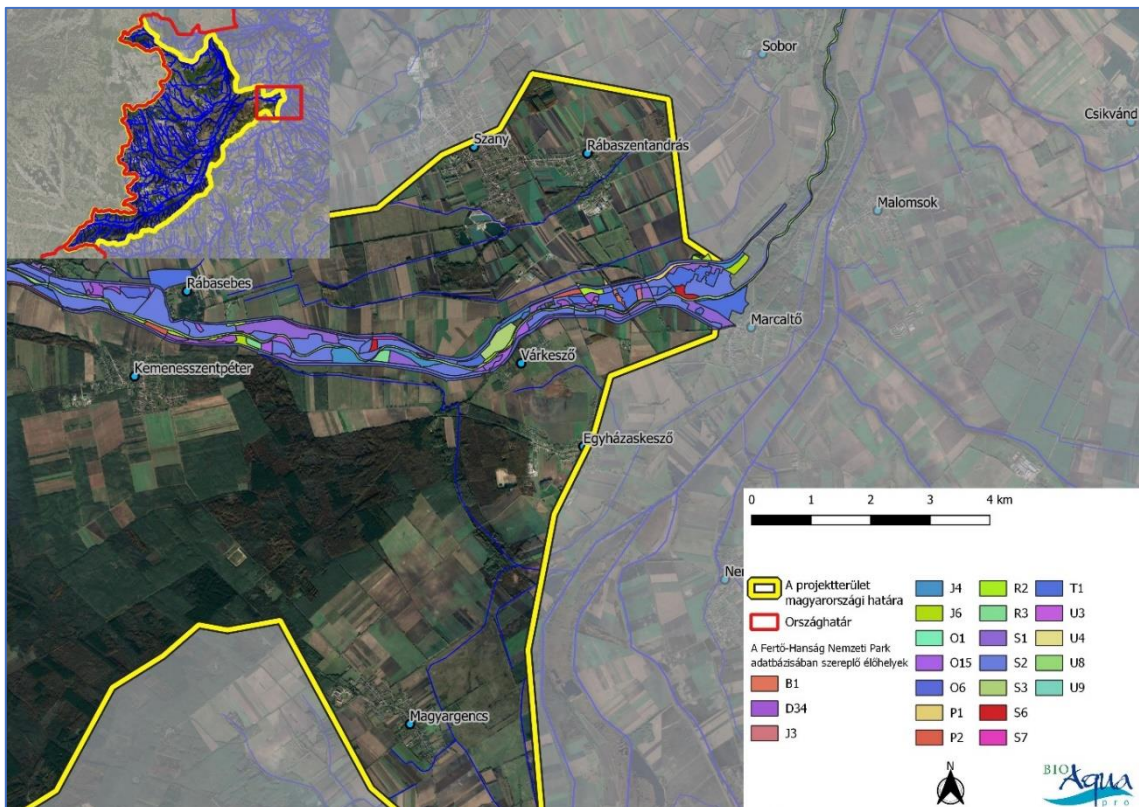
30. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részletkép)



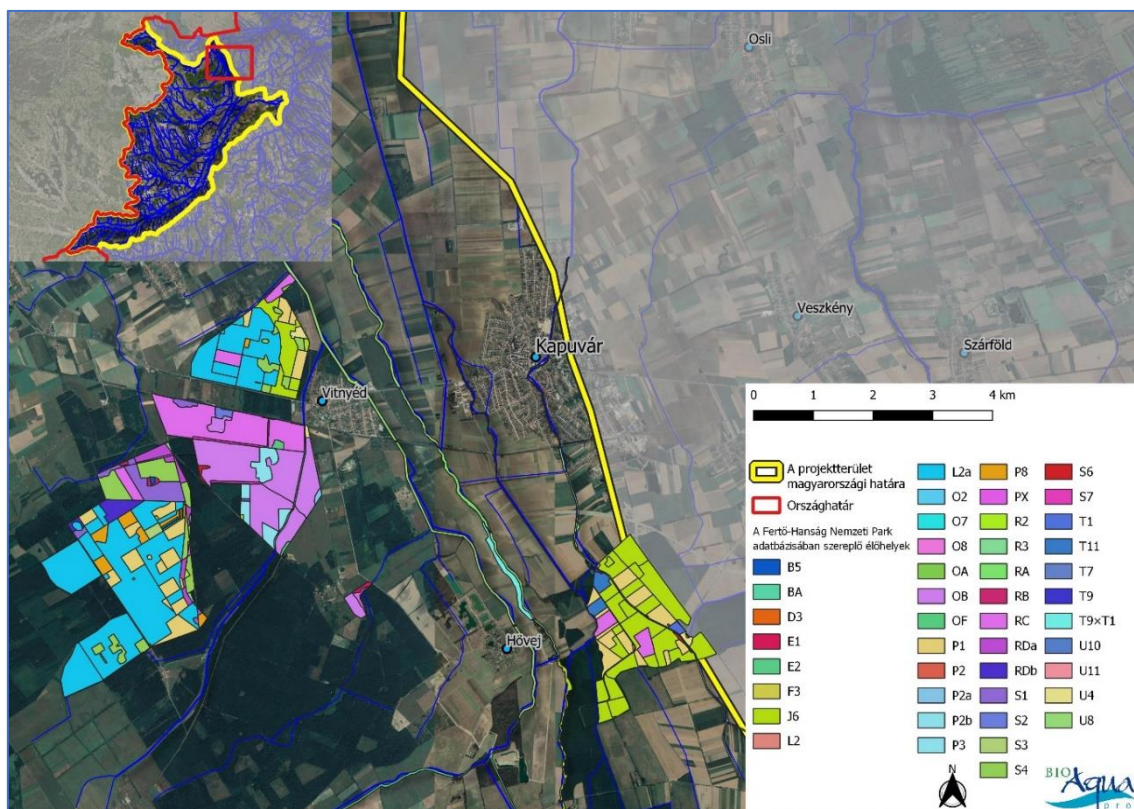
31. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részletkép)



32. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részletkép)



33. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részletkép)



34. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő élőhelyek (részterkép)

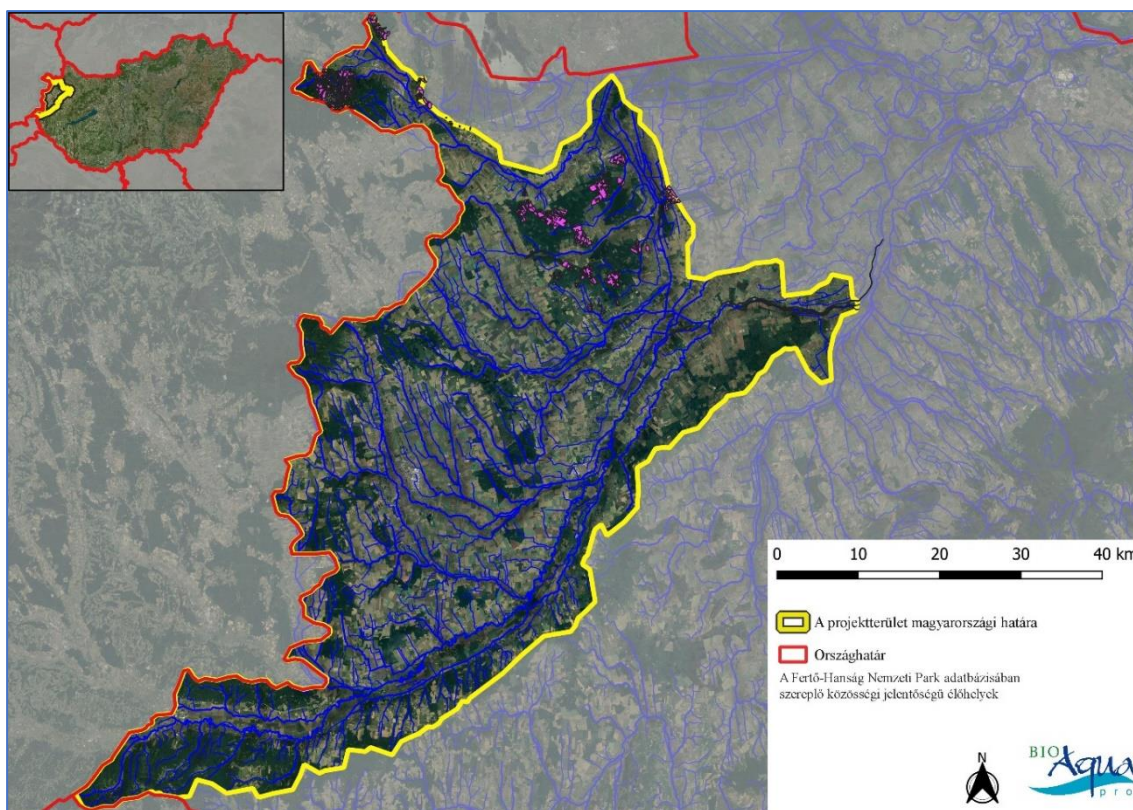
A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő, a projektterületen található élőhelyterképeken a közösségi jelentőségű élőhelyek összesen 6512 hektár területen találhatóak meg. A legnagyobb kiterjedésben jelen lévő közösségi jelentőségű élőhelyek a Pannon cseres-tölgyesek (91M0), Pannon gyertyános tölgyesek (91G0), a Szubmontán és montán bükkösök (9130), Keményfás ligeterdők (91F0) és a Sík- és dombvidéki kaszálórétek (6510). Ez az öt élőhely adja az összes közösségi jelentőségű élőhely teljes kiterjedésének ~ 91%-át (5652 ha).

Az adatbázis alapján az összes közösségi jelentőségű élőhelyfolt száma 878. Élőhelyfoltok száma alapján a leggyakoribb típusok: a 91M0, 91G0, 91E0 és a 9130. Ez a négy élőhely adja a közösségi jelentőségű élőhelyfoltok számának ~ 72 %-át (632 folt).

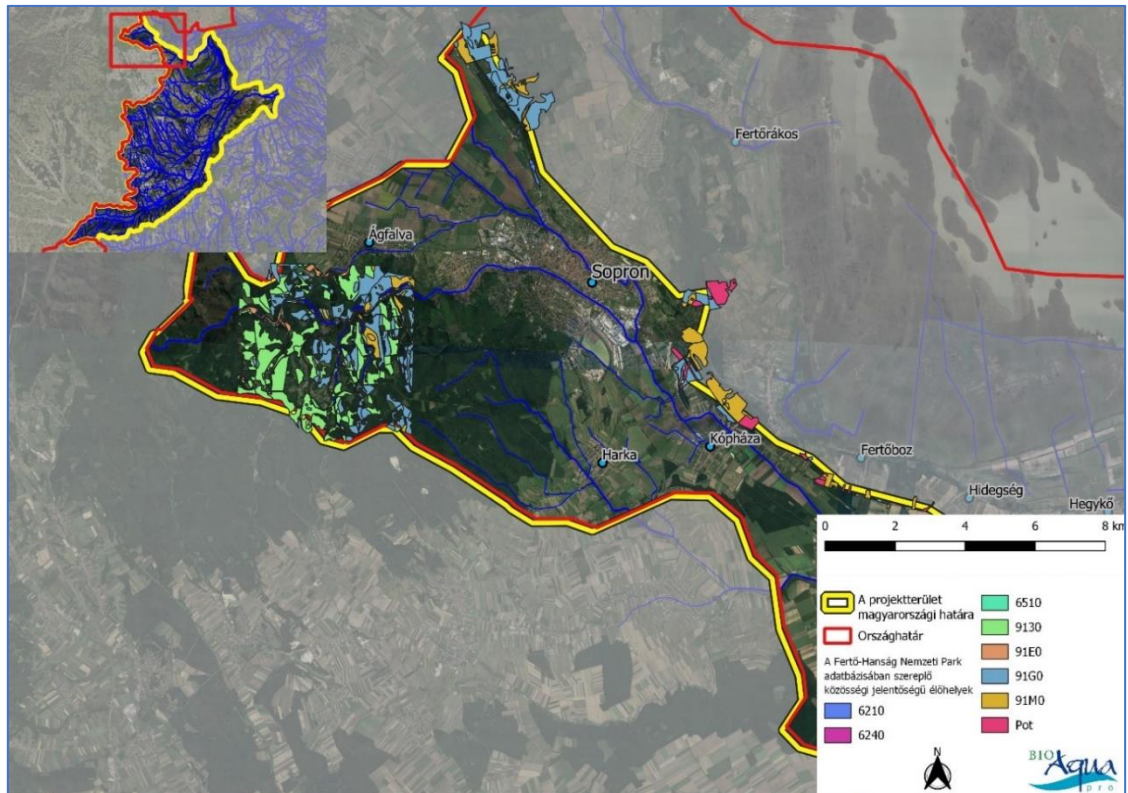
4. táblázat. A Fertő-Hanság Nemzeti Park élőhelyterképeinek adattáblája
(csak a közösségi jelentőségű élőhelyek)

Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
6210	67,02279	17
6240	0,068913	1
91G0	944,009	168
91M0	3411,713	270
6510	359,6893	77
Potenciális	81,70836	20
91E0	134,605	97
91F0	383,0648	56

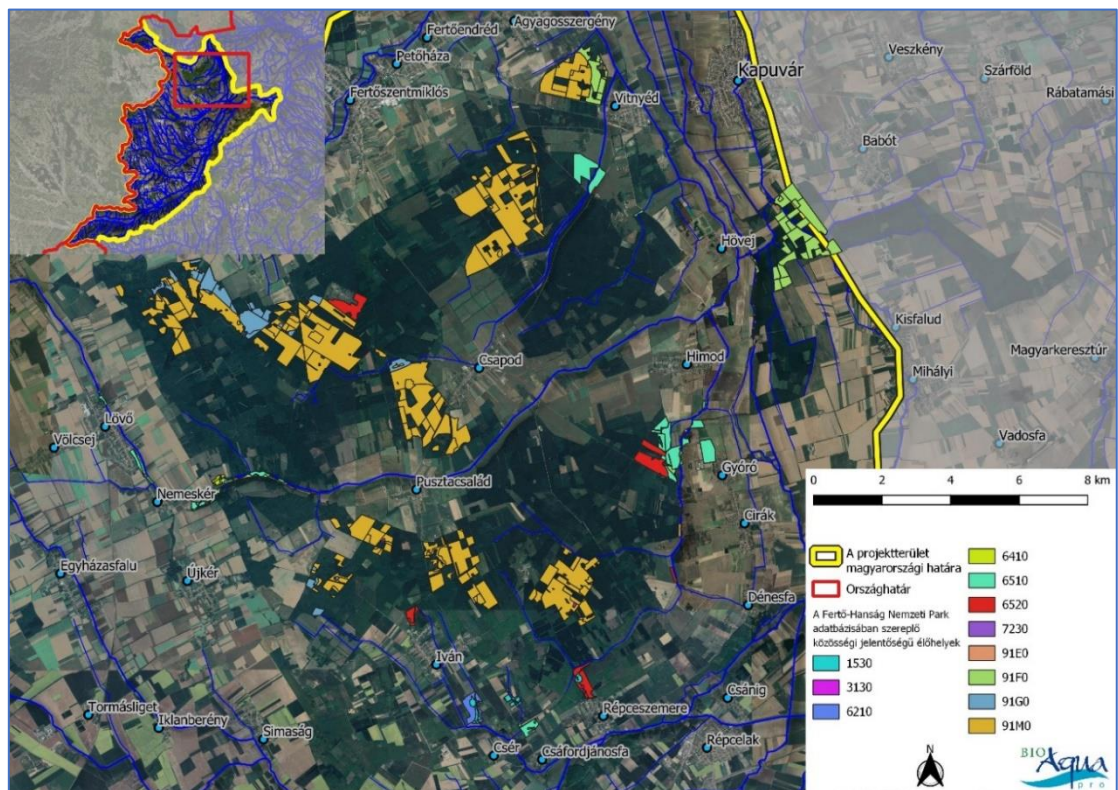
Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
6440	29,66368	3
3130	10,00349	23
7230	33,59424	8
6410	16,00974	5
6520	160,4061	17
1530	27,08851	19
9130	553,5911	97



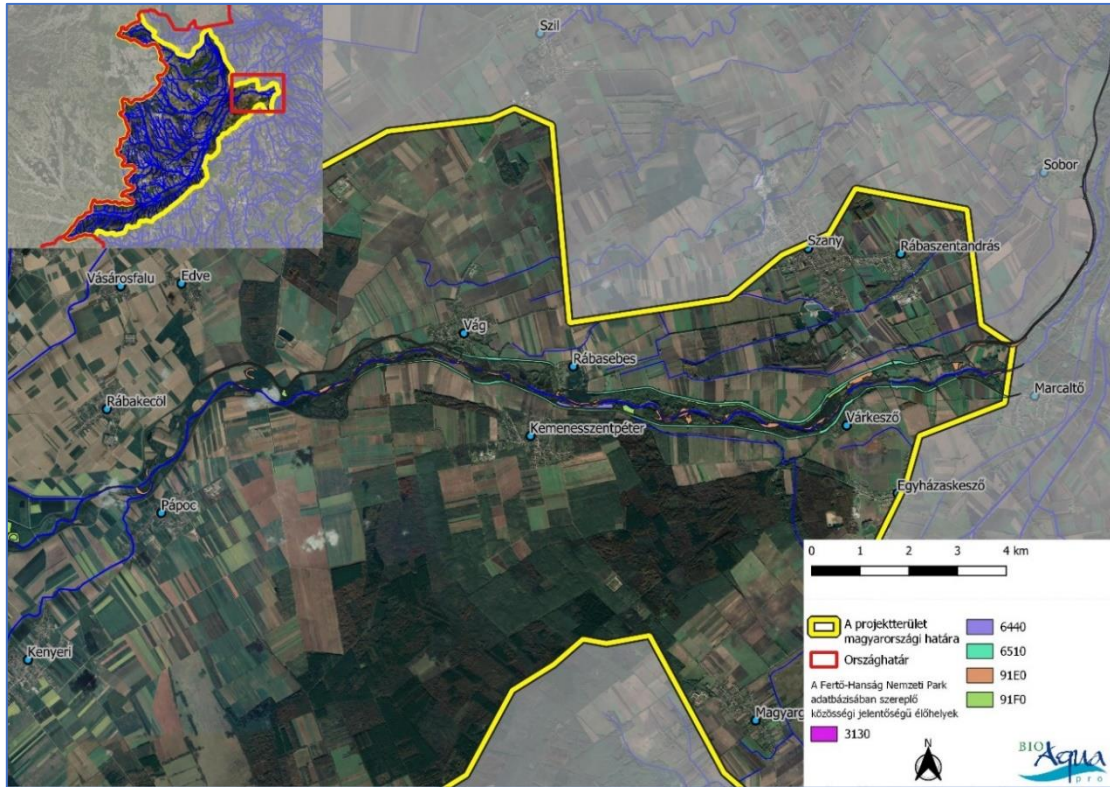
35. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi jelentőségű élőhelyek



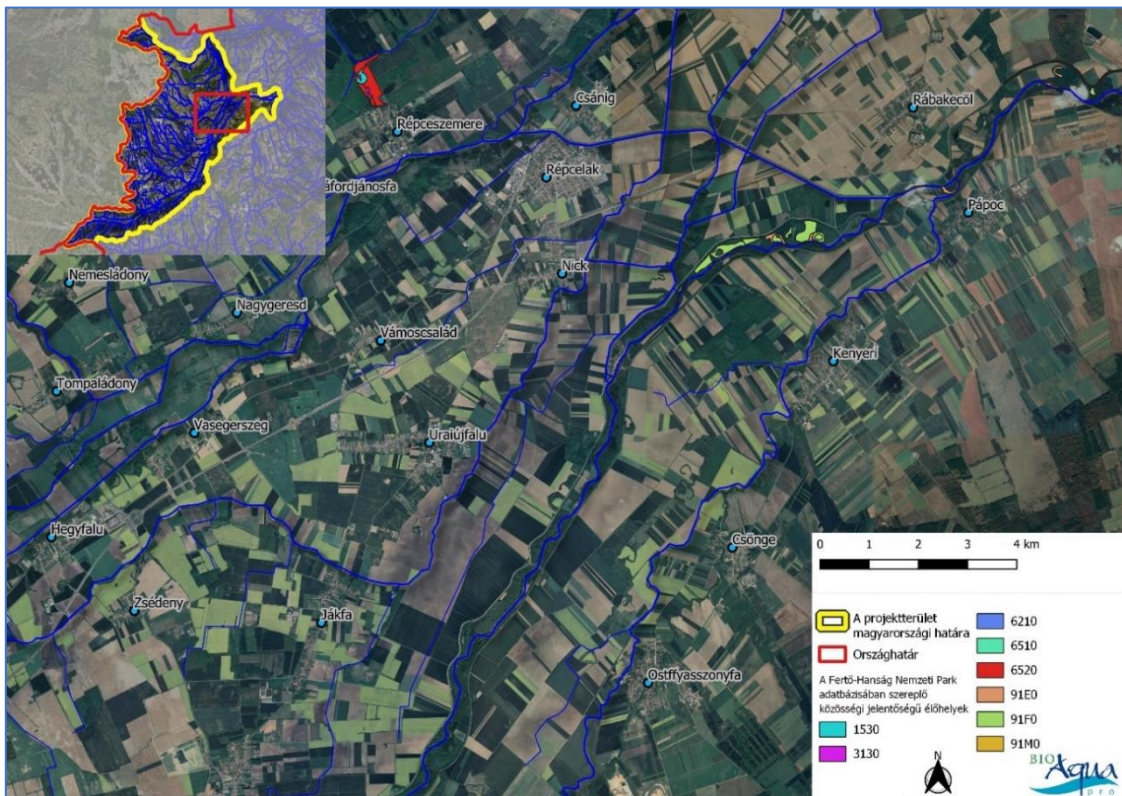
36. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi jelentőségű élőhelyek (részterkép)



37. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi jelentőségű élőhelyek (részterkép)



38. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi jelentőségű élőhelyek (részterkép)



39. ábra. A Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisában szereplő közösségi jelentőségű élőhelyek (részterkép)

5.3.3. A WECON projekt keretében készített élőhelytérképek

A WECON projekt keretében készített élőhelytérképek alapján a projekt területeken található természetes élőhelyek közül legnagyobb kiterjedésben a gyertyános-kocsányos tölgyesek (K2), a franciaperjés rétek (E1) valamint a mocsárrétek (D34) találhatóak meg. Jelentős kiterjedésben találhatóak azonban féltermészetes vagy vélhetően másodlagos élőhelyek mind a gyepes mind az erdős élőhelyek esetében: őshonos lombos fafajokkal elegyes fenyves származékerdők (RDa), jellegtelen üde gyepek (OB), őshonos fafajú keményfás jellegtelen erdők (RC), őshonos fajú facsoportok, fasorok, erdősávok (RA). Érdemes azonban kiemelni, hogy az élőhelytérképek alapján a leggyakoribb élőhelyek a projektterületen a telepített erdei- és feketefenyvesek (S4) (összesen 949 ha), illetve számottevő a telepített akácok (S1) és az őshonos lombos fafajokkal elegyes lombos és vegyes erők kiterjedése (RDb) is. Igen jelentős továbbá a szántók (T1) kiterjedése (~411 ha).

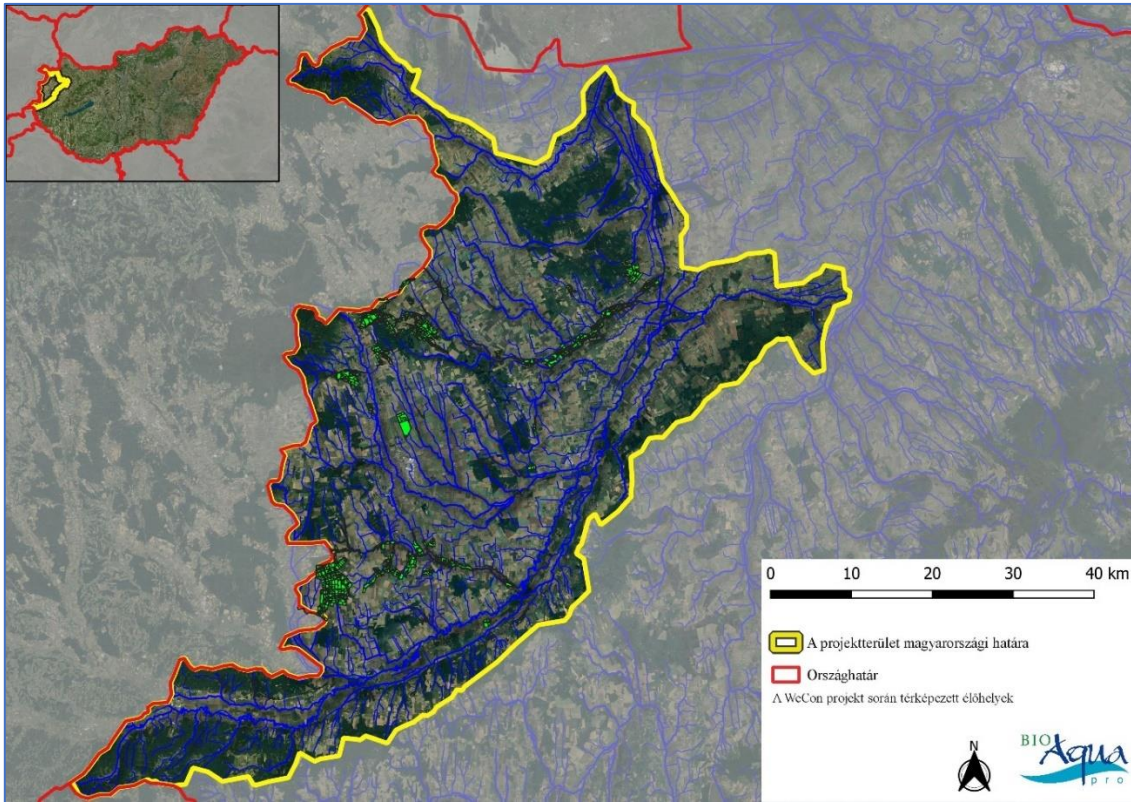
Ha az élőhelyfoltok száma alapján közelítjük meg az élőhelyek gyakoriságát, akkor a természetes élőhelyek közül a következők bizonyultak a leggyakoribbaknak: gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2), mocsárrétek (D34) franciaperjés rétek (E1) és galagonyás-kökényes-borókás száraz cserjések (P2b). Összességében viszont a három leggyakoribb élőhelytípust nem a természetes élőhelyek adták: telepített erdei- és feketefenyvesek (S4; 261 folt), őshonos lombos fafajokkal elegyes idegenhonos lombos és vegyes erdők (RDa; 205 folt) és a jellegtelen üde gyepek (OB; 200 folt).

5. táblázat. A WECON projekt keretében készített élőhelytérképek összefoglaló adattáblája

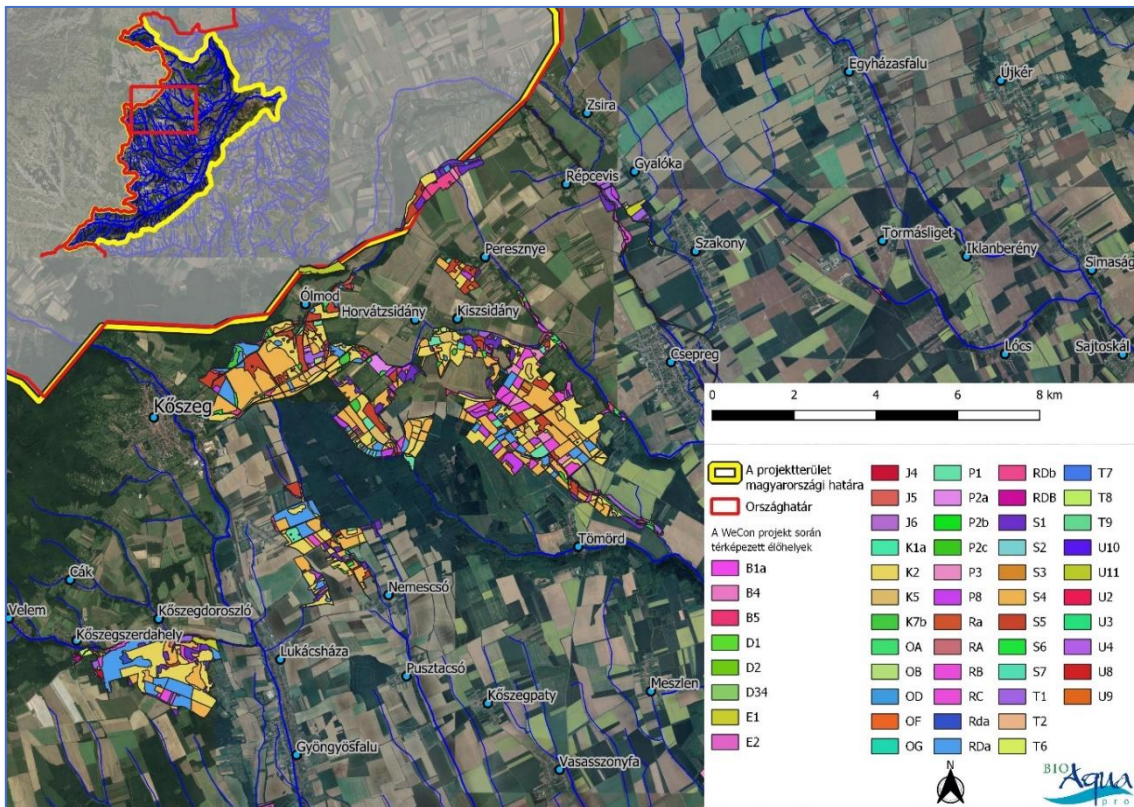
ÁNÉR besorolás	A hazai ÁNÉR kódoknak megfelelő Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
Ac	3150	12,89253	4
B1a	-	123,5746	47
B2	-	18,37484	9
B4	-	6,12904	4
B5	-	282,9749	67
BA	-	8,0093	11
D1	7230	0,235062	1
D2	6410	22,71605	6
D34	6440; 6510	441,8328	148
D6	6430	3,919753	1
E1	6510	765,6627	122
E2	6520	43,10751	20
H4	6210	11,1342	2
I1	3130	0,750944	1
J2	91E0	5,955907	5
J3	91E0	1,436189	2
J4	91E0	21,22578	9
J5	91E0	166,5445	30
J6	91F0	39,89592	10

ÁNÉR besorolás	A hazai ÁNÉR kódoknak megfelelő Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
K1a	91G0	310,1221	50
K2	91G0	591,984	160
K5	9130	19,6759	8
K7b	91G0	10,62282	6
L2a	91M0	17,53822	11
L2b	91M0	73,89708	19
OA	-	91,70676	35
OB	-	572,6162	200
OC	-	133,4016	29
OD	-	269,3439	100
OF	-	39,81732	19
OG	-	4,579357	3
P1	-	99,10376	38
P2a	-	72,49432	46
P2b	-	289,6979	118
P2c	-	20,619	11
P3	-	104,4259	33
P45	-	8,552523	3
P6	-	1,939926	2
P7	-	4,94695	4
P8	-	241,1074	79
RA	-	319,98	144
RB	-	257,4033	96
RC	-	333,5249	166
RDa	-	615,7932	205
RDb	-	333,0676	98
S1	-	459,2697	198
S2	-	68,00974	21
S3	-	104,6221	26
S4	-	949,8099	261
S5	-	302,7502	93
S6	-	250,3335	64
S7	-	161,5403	56
T1	-	411,7148	167
T10	-	9,717254	6

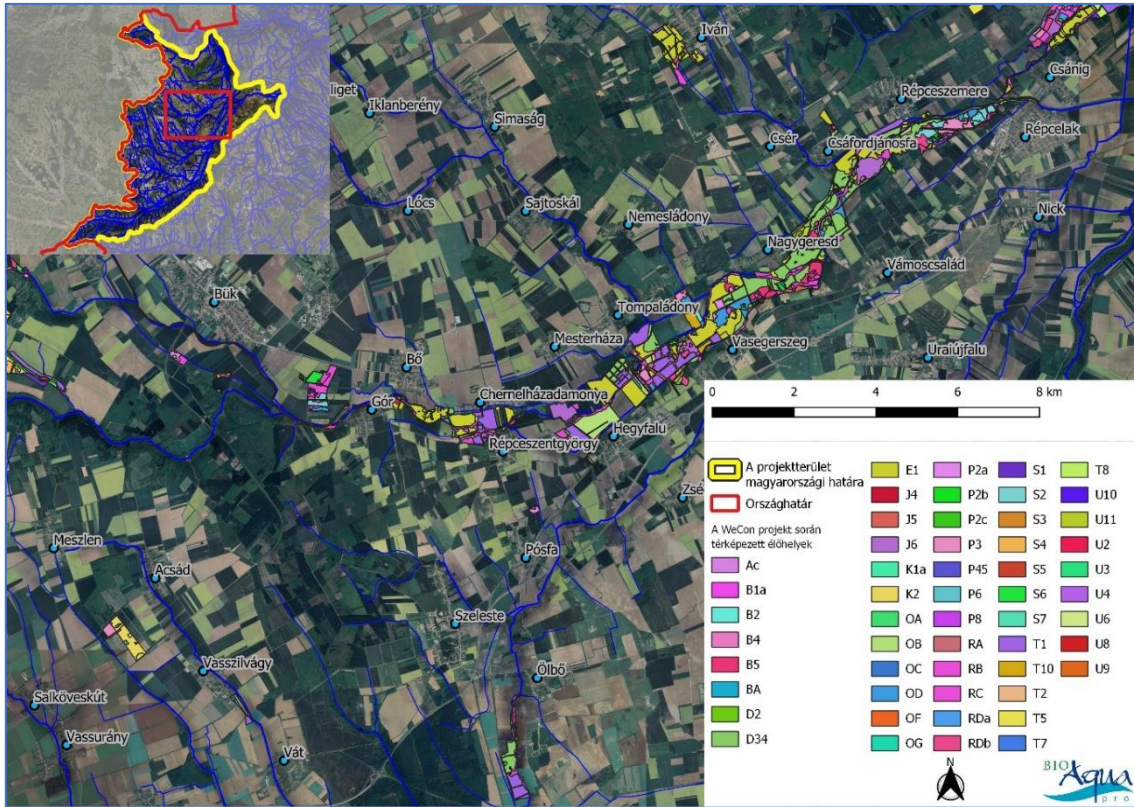
ÁNÉR besorolás	A hazai ÁNÉR kódoknak megfelelő Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
T11	-	5,524596	2
T2	-	28,77803	10
T5	-	0,855751	4
T6	-	1,99007	3
T7	-	1,040977	2
T8	-	8,206375	7
T9	-	3,024284	2
U1	-	0,918266	2
U10	-	15,29575	10
U11	-	240,7595	72
U2	-	40,13842	4
U3	-	8,65293	4
U4	-	51,28023	29
U6	-	1,186309	1
U8	-	34,79797	22
U9	-	34,93857	10



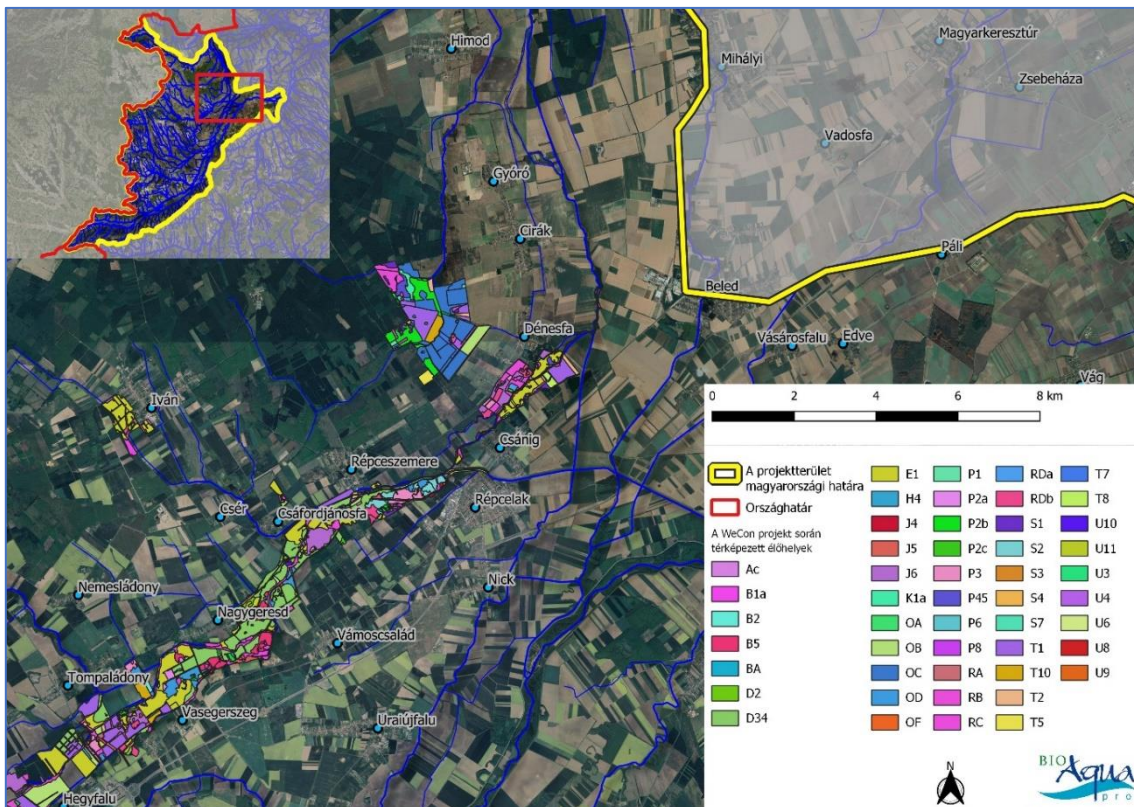
40. ábra. A WeCon projekt során térképezett élőhelyek



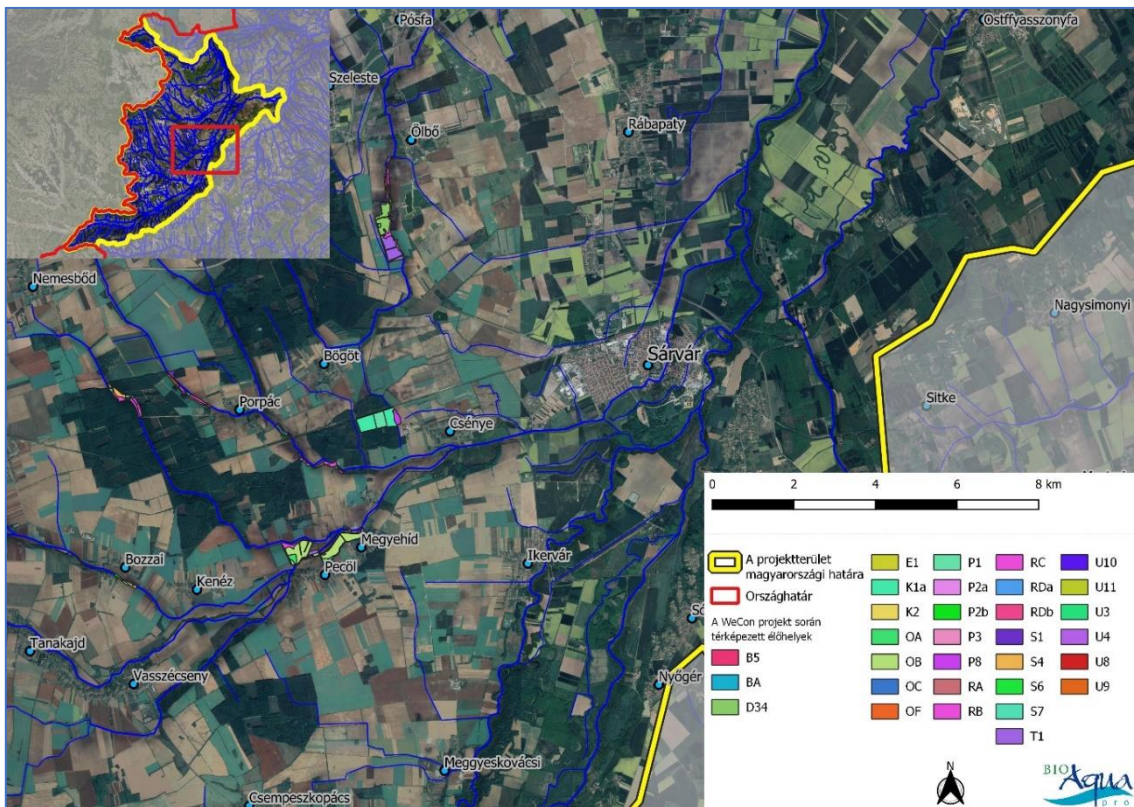
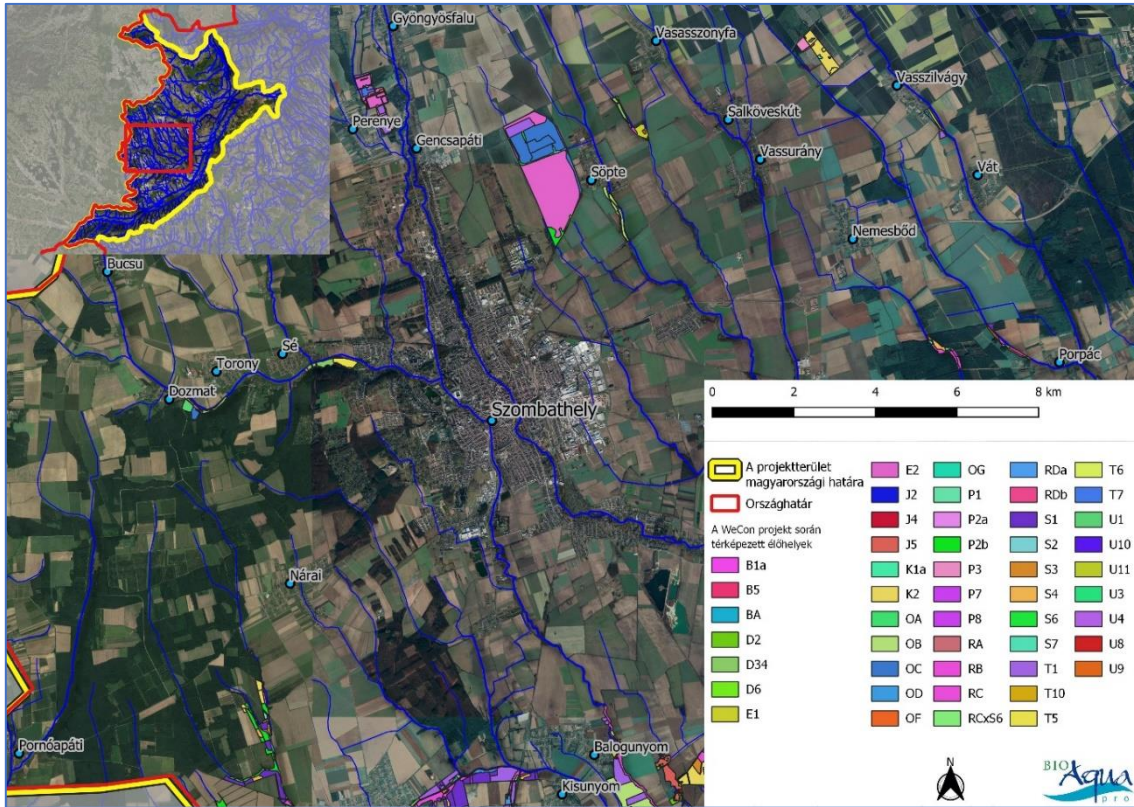
41. ábra. A WeCon projekt során térképezett élőhelyek (résztérkép)

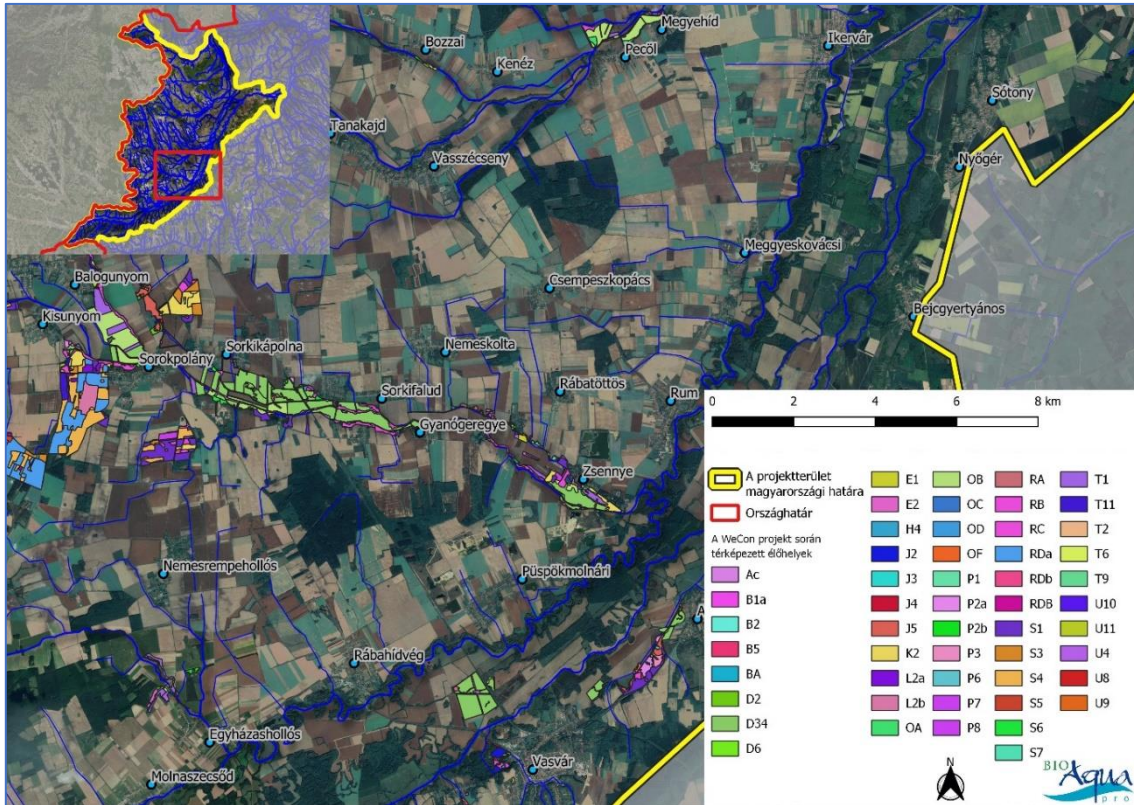


42. ábra. A WeCon projekt során térképezett élőhelyek (részterkép)

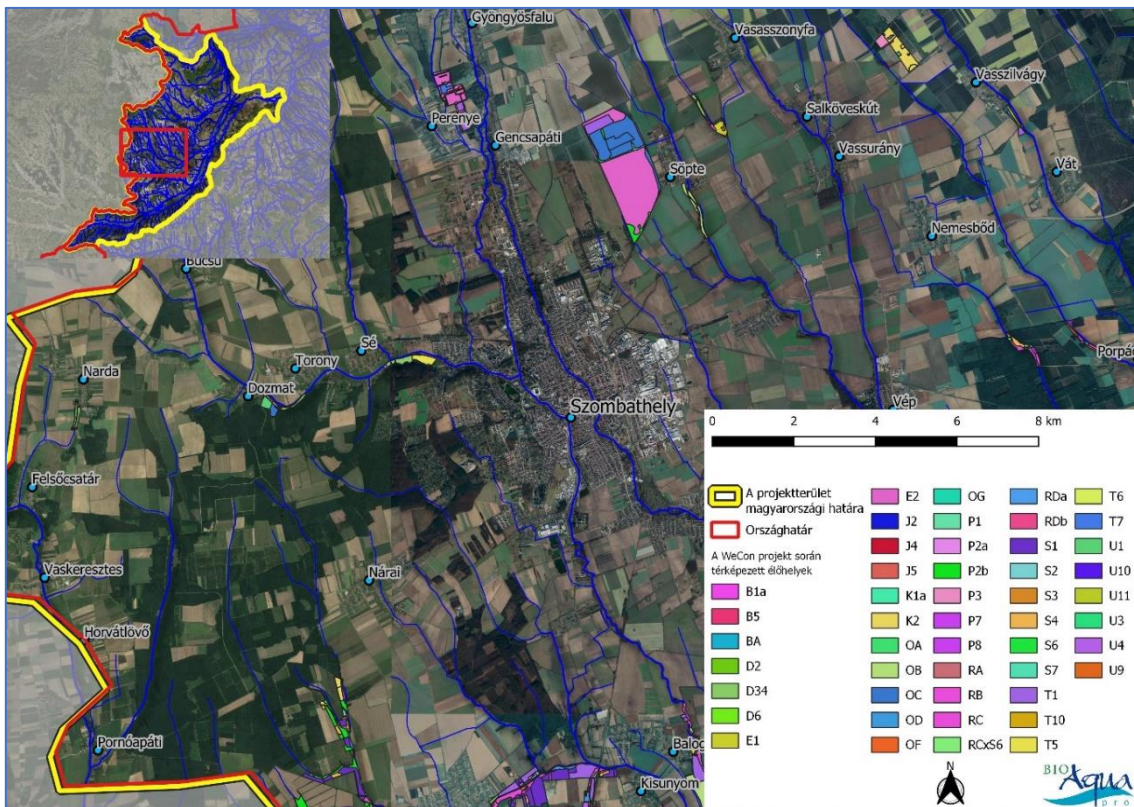


43. ábra. A WeCon projekt során térképezett élőhelyek (részterkép)

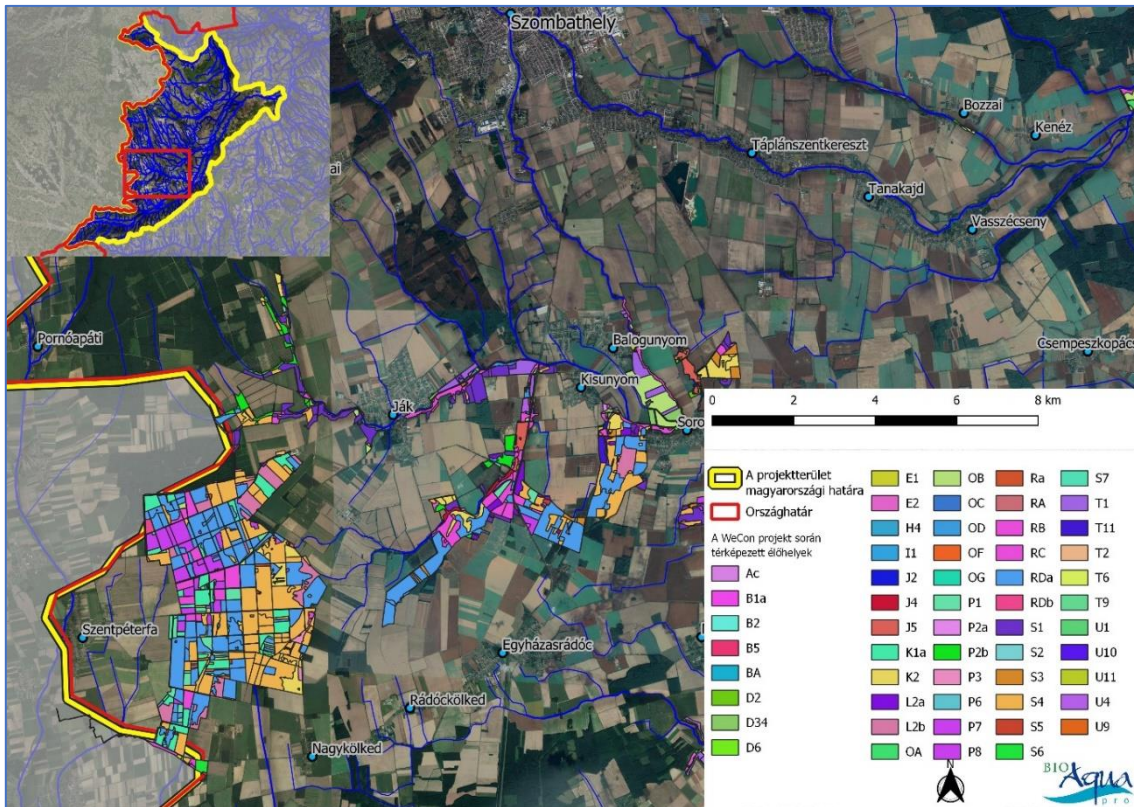




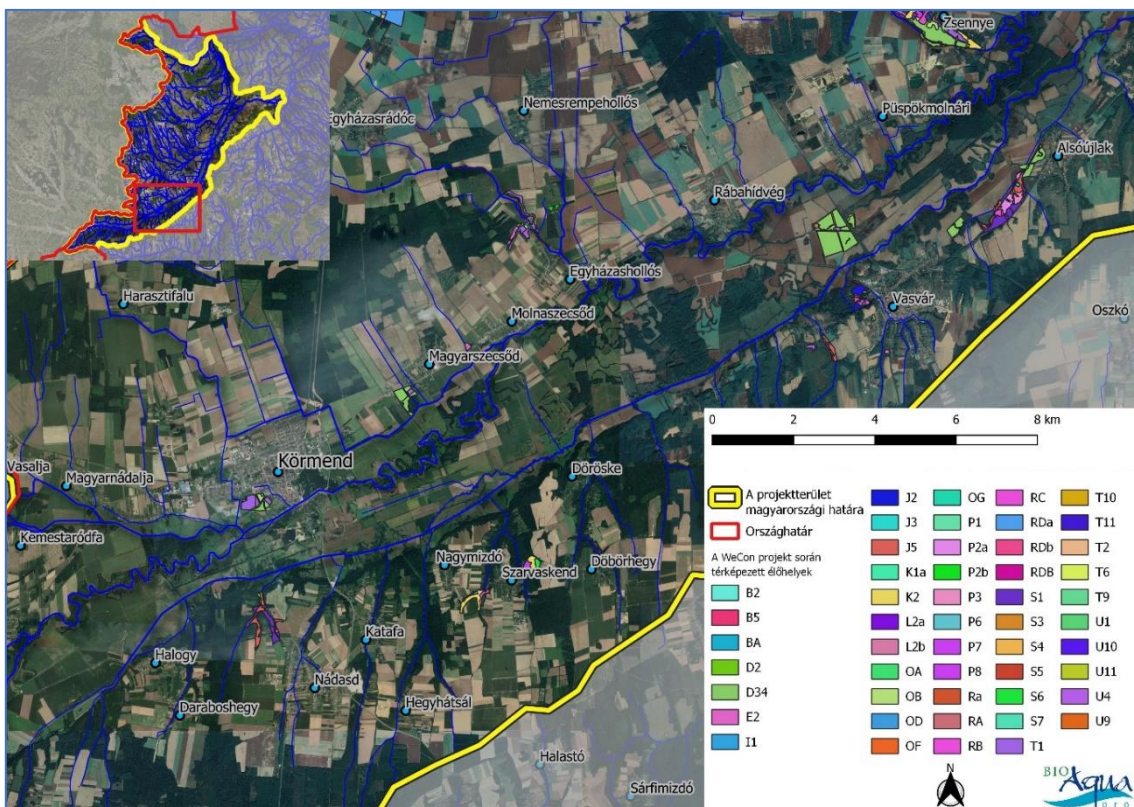
46. ábra. A WeCon projekt során térképezett élőhelyek (részterkép)



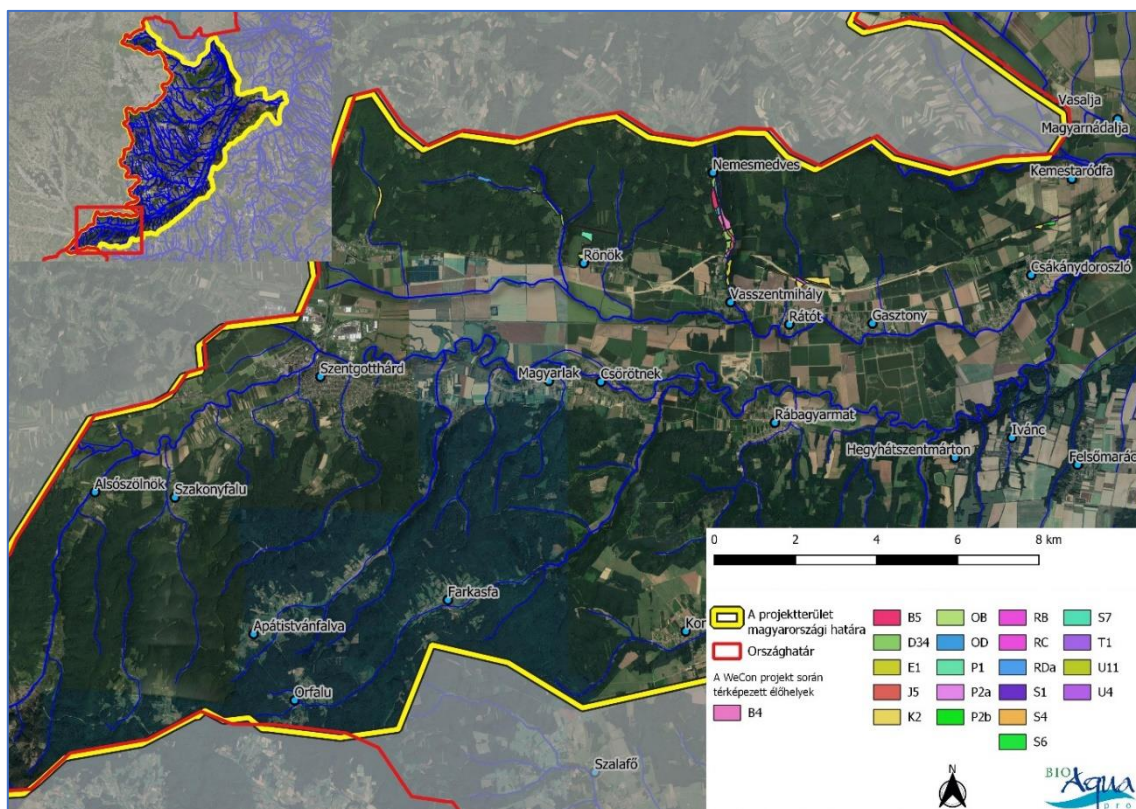
47. ábra. A WeCon projekt során térképezett élőhelyek (részterkép)



48. ábra. A WeCon projekt során térképezett élőhelyek (részterkép)



49. ábra. A WeCon projekt során térképezett élőhelyek (részterkép)



50. ábra. A WeCon projekt során térképezett élőhelyek (részterkép)

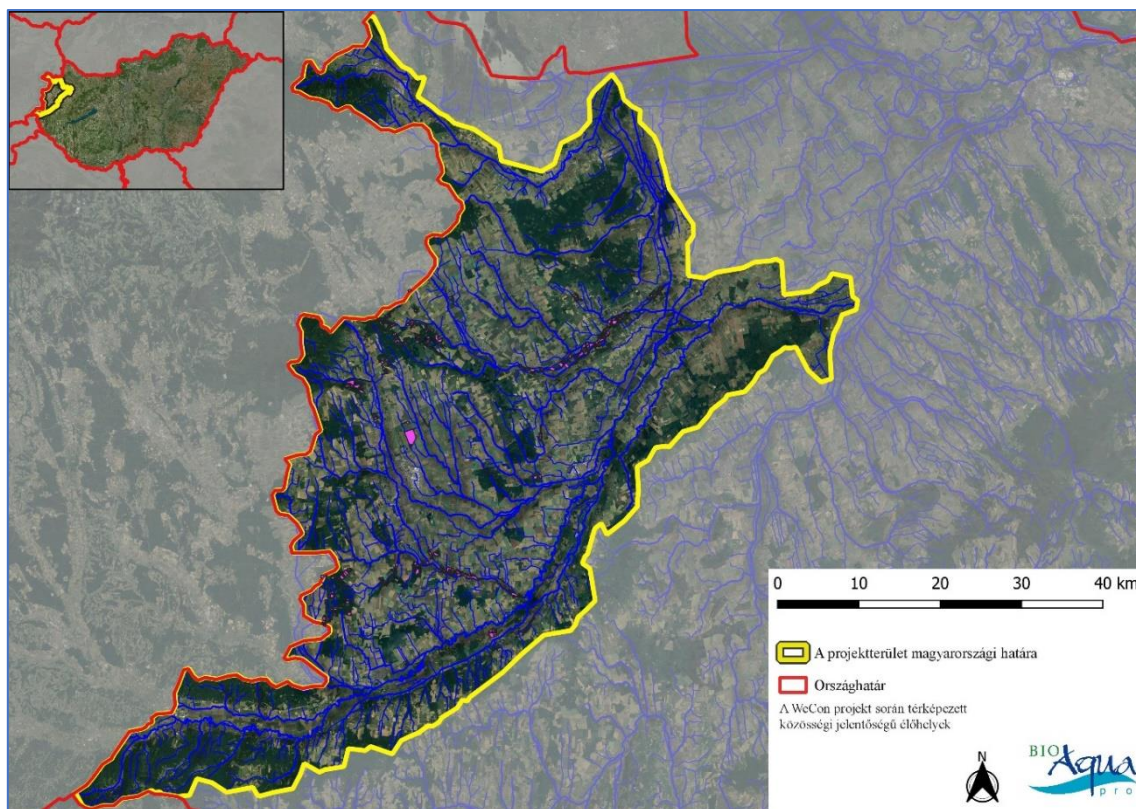
A WECON projekt keretében készült élőhelytérképek során a projektterületen összesen 2128 hektár közösségi jelentőségű élőhely lett térképezve. A legnagyobb kiterjedésben jelen lévő közösségi jelentőségű élőhelyek a Pannon gyertyános tölgyesek (91G0), a Sík- és dombvidéki kaszálórétek (6510), az Ártéri mocsárrétek (6440), a Szubmontán és montán bükkösök (9130) és a Puhafás ligeterdők, éger- és kőrsligetek, illetve láperdők (91E0). Ez a négy élőhely adja az összes közösségi jelentőségű élőhely teljes kiterjedésének ~ 91%-át (1936 ha).

Az elkészült élőhelytérképek alapján az összes közösségi jelentőségű élőhelyfolt száma 1804. Élőhelyfoltok száma alapján a leggyakoribb típusok: a 91G0, 6510, 6440 és a 91E0. Ez a négy élőhely adja a projekt során térképezett közösségi jelentőségű élőhelyfoltok számának ~ 88,5 %-át (1600 folt).

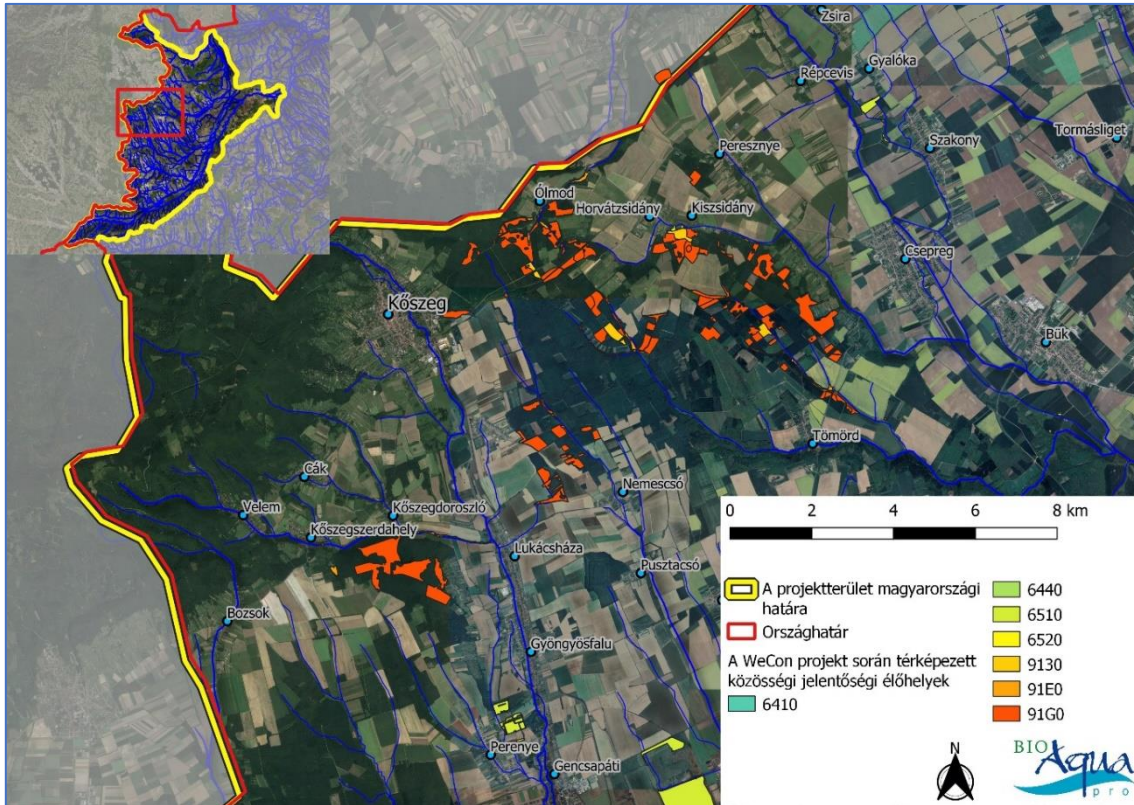
6. táblázat. A WECON projekt keretében készített élőhelytérképek adattáblája (csak a közösségi jelentőségű élőhelyek)

Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
9130	18,89449	21
91G0	726,3339	596
6440	385,1861	228
6510	650,4565	623
91E0	174,8806	153
91M0	59,46754	87
6410	26,98757	15
91F0	62,32016	45

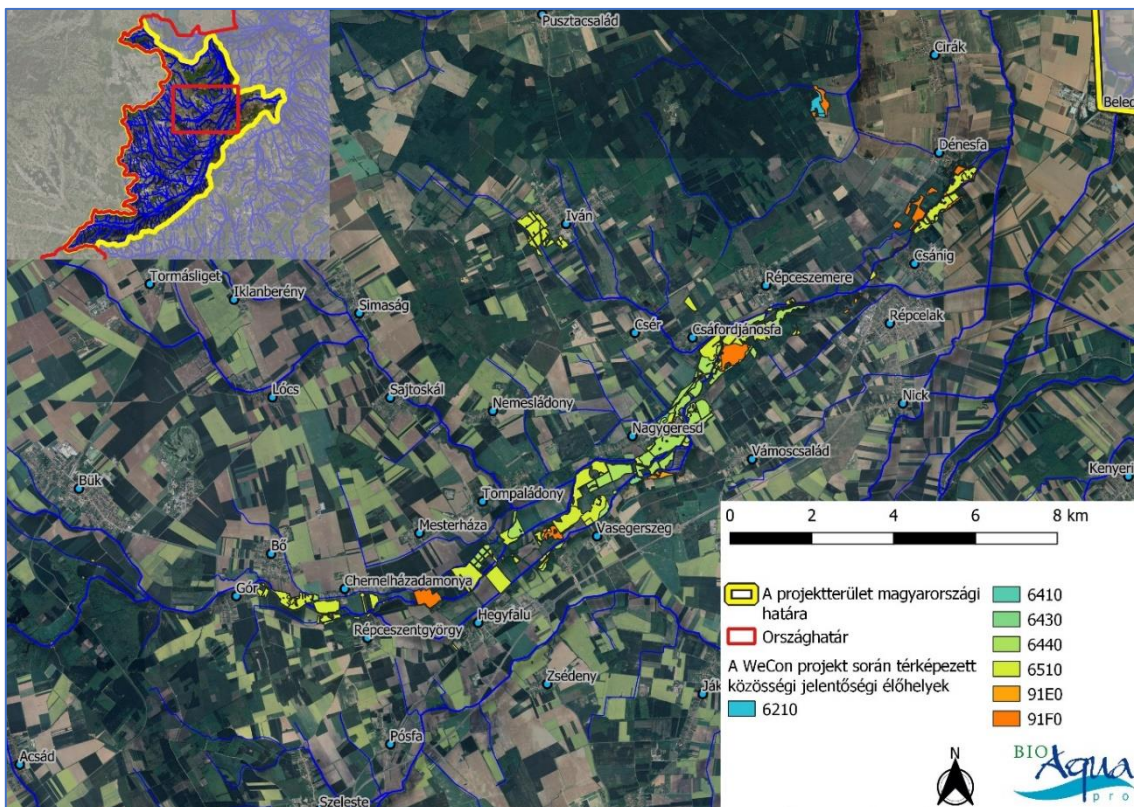
Natura 2000 besorolás	élőhelytípus kiterjedése (ha)	élőhelyfoltok száma
6210	10,78722	9
3260	9,895243	15
6430	0,449938	3
6520	2,604551	9



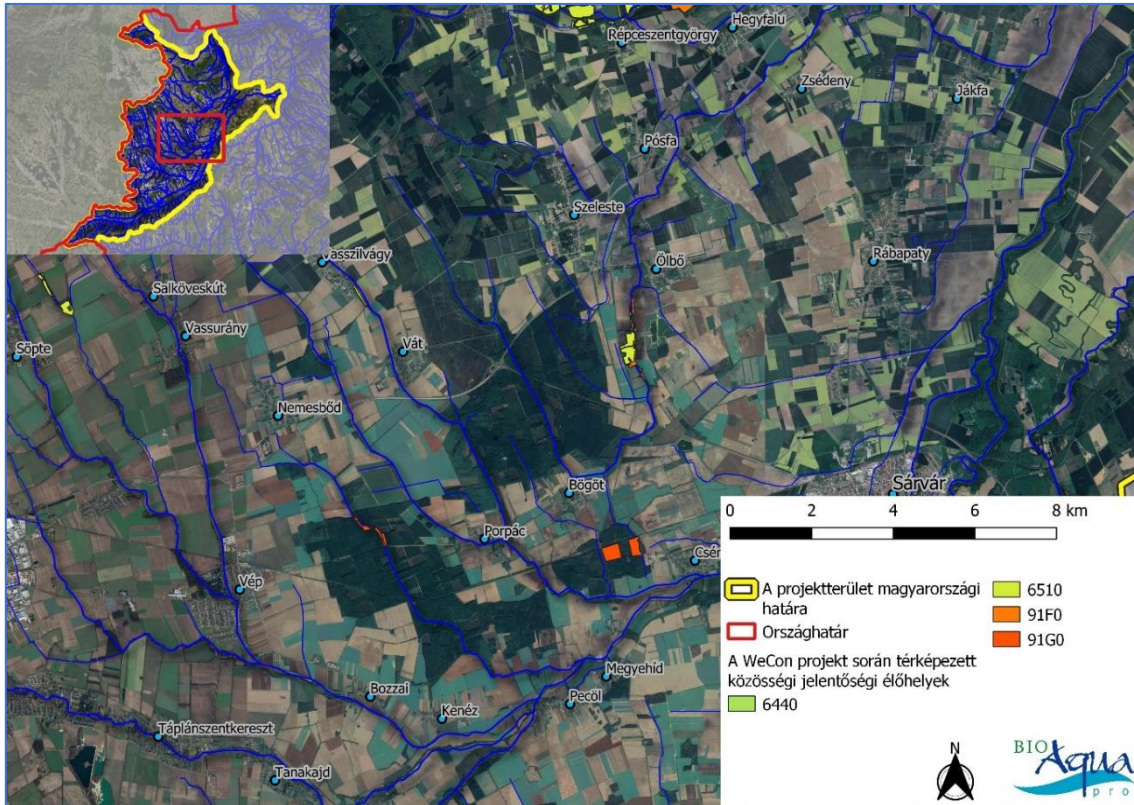
51. ábra. A WeCon projekt során térképezett közösségi jelentőségű élőhelyek



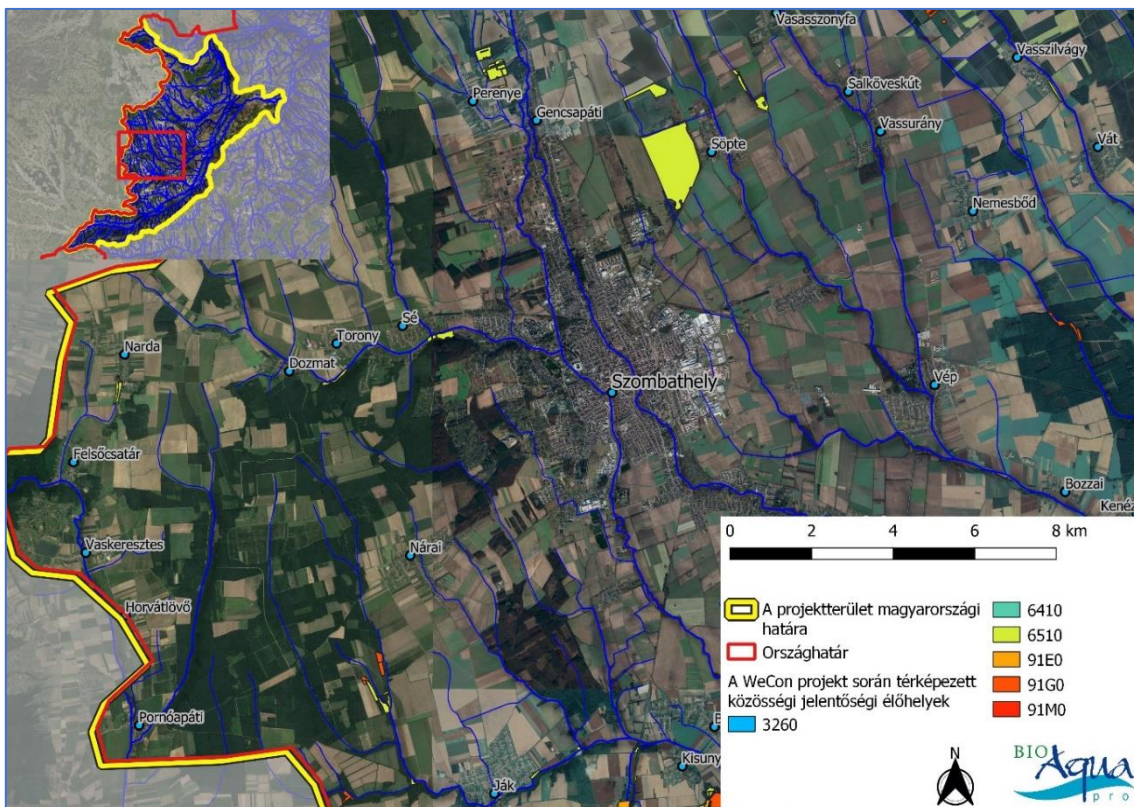
52. ábra. A WeCon projekt során térképezett közösségi jelentőségű élőhelyek (részterkép)



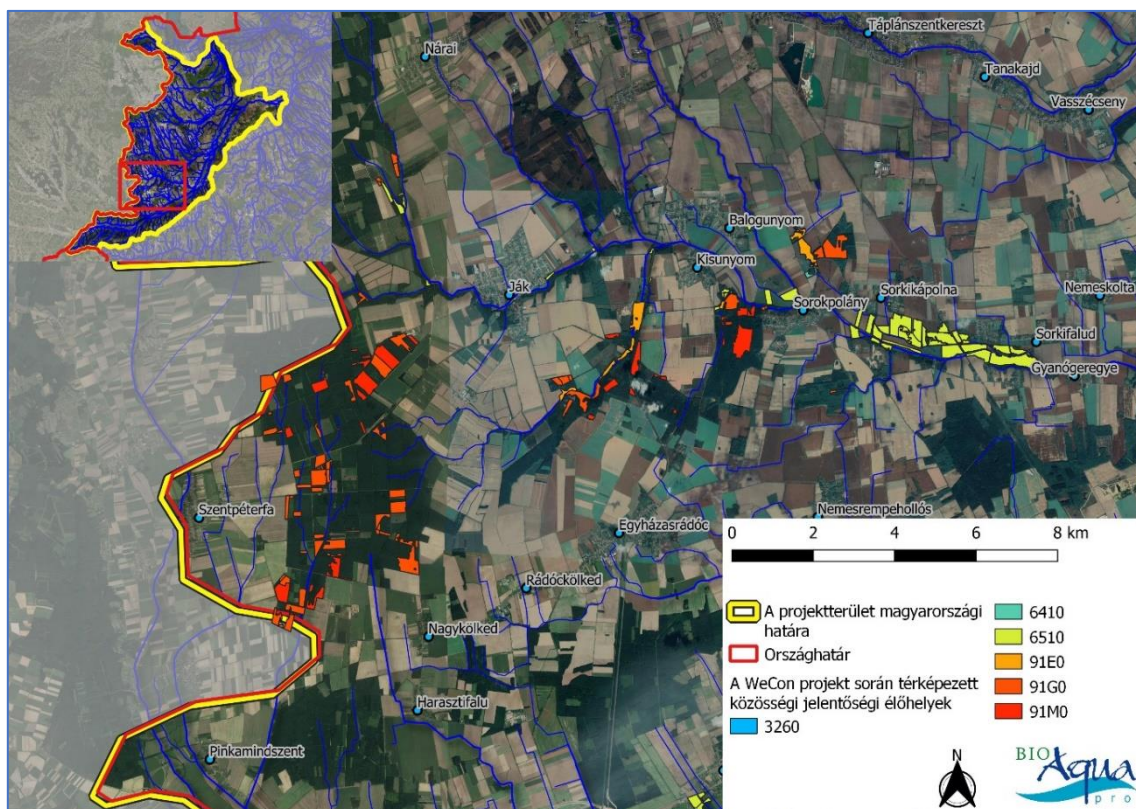
53. ábra. A WeCon projekt során térképezett közösségi jelentőségű élőhelyek (részterkép)



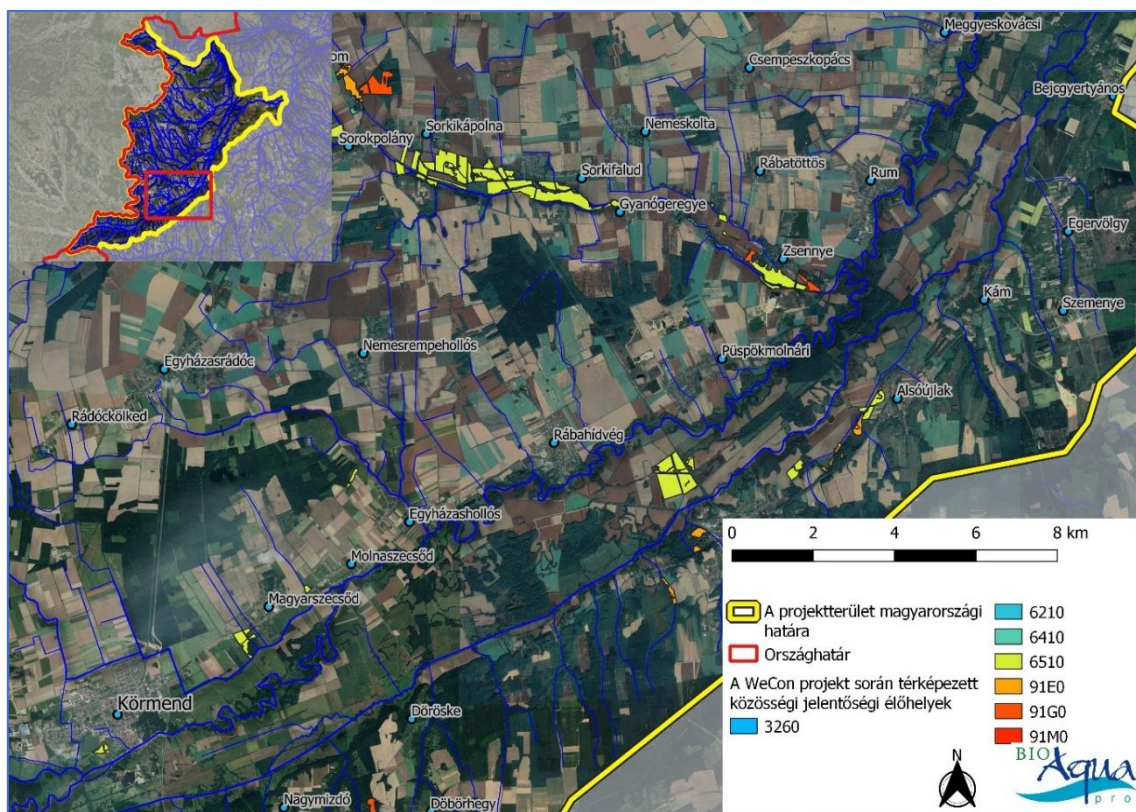
54. ábra. A WeCon projekt során térképezett közösségi jelentőségű élőhelyek (részterkép)



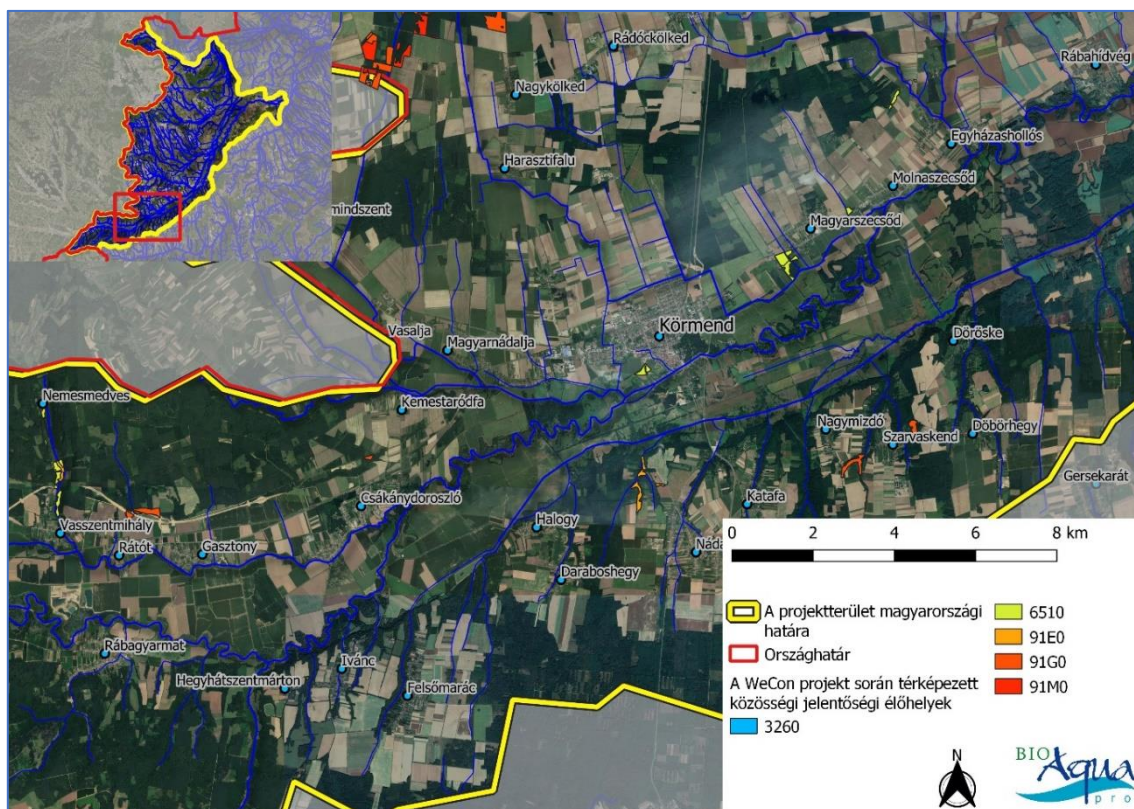
55. ábra. A WeCon projekt során térképezett közösségi jelentőségű élőhelyek (részterkép)



56. ábra. A WeCon projekt során térképezett közösségi jelentőségű élőhelyek (részterkép)



57. ábra. A WeCon projekt során térképezett közösségi jelentőségű élőhelyek (részterkép)



58. ábra. A WeCon projekt során térképezett közösségi jelentőségű élőhelyek (részterkép)

5.3.4. Az Őrségi Nemzeti Park és a Fertő-Hanság Nemzeti Park adatbázisaiban szereplő élőhelyterképek, valamint a WECON projekt keretében készített élőhelyterképek során előkerült összes közösségi jelentőségű élőhely

1530 *Pannon szikes sztyepek és mocsarak / Pannonic salt steppes and salt marshes

3130 Oligo-mezotróf állóvizek Littorelletea uniflorae és/vagy Isoeto-Nanojuncetea vegetációval / Oligotrophic to mesotrophic standing waters with vegetation of the Littorelletea uniflorae and/or Isoeto-Nanojuncetea

3150 Természetes eutróf tavak Magnopotamion vagy Hydrocharition növényzettel / Natural eutrophic lakes with Magnopotamion or Hydrocharition - type vegetation

4030 Európai száraz fenyérek / European dry heaths

5130 Boróka (*Juniperus communis*) formációk fenyérekben vagy mészkedvelő gyepekben / *Juniperus communis* formations on heaths or calcareous grasslands

6190 Pannon sziklagyepek / Rupicolous pannonic grasslands (*Stipo-Festucetalia pallentis*)

6210 Meszes alapkőzetű féltermészetes száraz gyepek és cserjésedett változataik / Semi-natural dry grasslands and scrubland facies on calcareous substrates (*Festuco-Brometalia*)

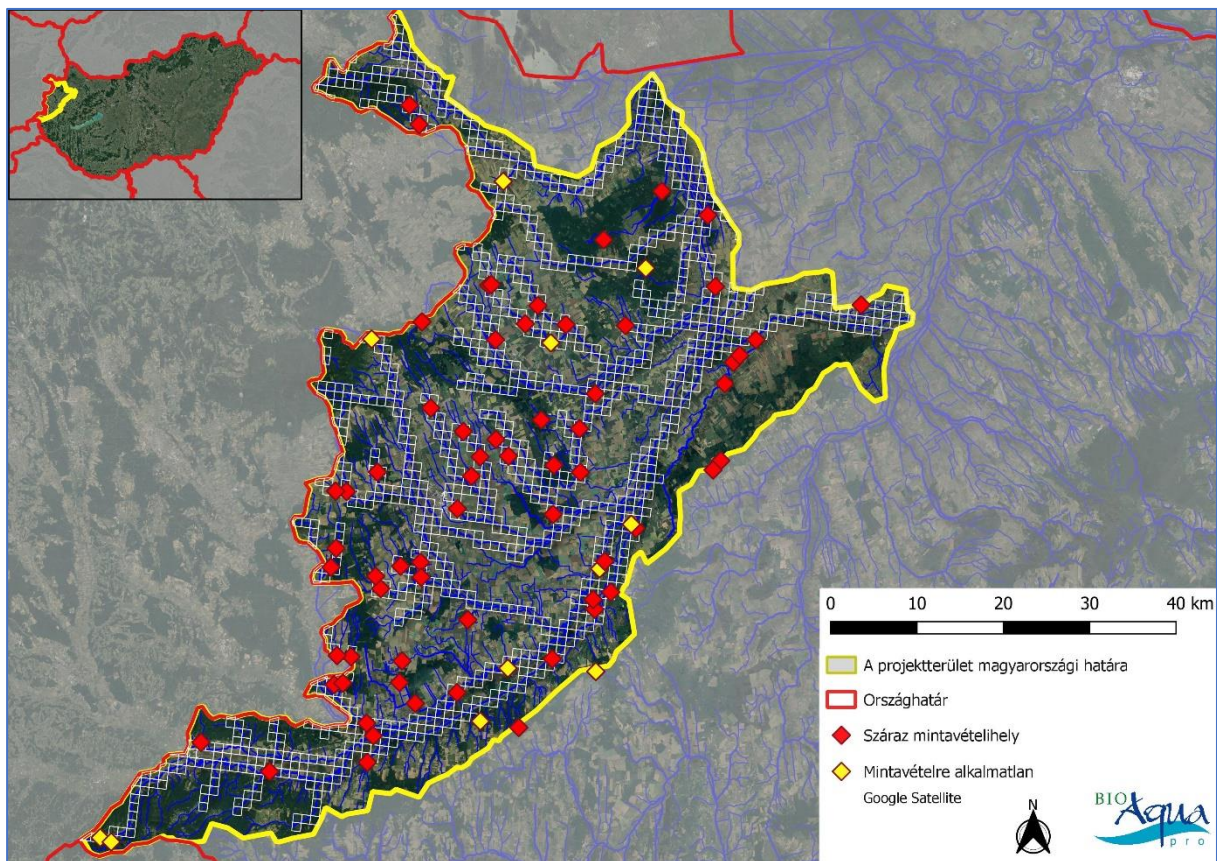
- 6240 *Szubpannon sztyeppék / Sub-pannonic steppic grasslands
- 6250 *Síksági pannon löszsztyeppék / Pannonic loess steppic grasslands
- 6410 Kékperjés láprétek meszes, tőzeges vagy agyagbemosódásos talajokon (Molinion caeruleae) / Molinia meadows on calcareous, peaty or clayey-silt-laden soils (Molinion caeruleae)
- 6430 Síkságok és a hegyvidéktől a magashegységig tartó szintek hidrofil magaskórós szegélytársulásai / Hydrophilous tall herb fringe communities of plains and of the montane to alpine levels
- 6440 Folyóvölgyek Cnidion dubiihoz tartozó mocsárrétjei / Alluvial meadows of river valleys of the Cnidion dubii
- 6510 Sík-és dombvidéki kaszálórétek / Lowland hay meadows (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis)
- 6520 Hegyi kaszálórétek / Mountain hay meadows
- 7140 Tőzegmohás lápok és ingólápok / Transition mires and quaking bogs
- 7230 Mészkedvelő üde láp- és sásrétek / Alkaline fens
- 9110 Mészkerülő bükkösök (Luzulo-Fagetum) /Luzulo – Fagetum beech forests
- 9130 Szubmontán és montán bükkösök (Asperulo - Fagetum) / Asperulo – Fagetum beech forests
- 9180 *Lejtők és sziklatörmelékek Tilio-Acerion erdői / Tilio-Acerion forests of slopes, screes and ravines
- 91E0 *Enyves éger (Alnus glutinosa) és magas kőris (Fraxinus excelsior) alkotta ligeterdők (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae) / Alluvial forests with Alnus glutinosa and Fraxinus excelsior (Alno-Pandion, Alnion incanae, Salicion albae)
- 91F0 Keményfás ligeterdők nagy folyók mentén Quercus robur, Ulmus laevis és Ulmus minor, Fraxinus excelsior vagy Fraxinus angustifolia fajokkal (Ulmenion minoris) / Riparian mixed forests of Quercus robur, Ulmus laevis and minor, Fraxinus excelsior or angustifolia, along the great rivers
- 91G0 *Pannongyertyános-tölgyesek Quercus petraeával és Carpinus betulusszal / Pannonic woods with Quercus petraea and Carpinus betulus
- 91I0 *Euro-szibériai erőssztyepp-tölgyesek / Euro-Siberian steppic woods with Quercus spp.
- 91M0 Pannon cseres-tölgyesek / Pannonian-Balkan turkey oak – sessile oak forests
- 9260 Gesztenyeligetek / Castanea sativa woods

6. Eredmények

6.1. Kapott eredmények 1km×1km-es hálónégyzetben történő térképi bemutatása

A prioritizálás térbeli felbontását meghatározza az elérhető adatok mennyisége és térbeli lefedettsége, ezért a mintavételi szelvények kiválasztásánál arra törekedtünk, hogy minél nagyobb térbeli lefedettséget érjünk el. Ennek érdekében modellezéssel lehatároltuk azokat a vízfolyás-szakaszokat, melyekről kevés adat áll rendelkezésre a térbeni prioritizálás elvégzéséhez. Ennek első lépése volt a GAP analízis, mely rávilágított azokra a területekre, ahonnan adat elérhető, de azokra is, ahonnan nem. A mintavételi ráfordítás térbeli mintázata alapján, a mintavételi torzítást Getis-Ord statisztikával jellemeztük, majd azonosítottuk a szignifikánsan alulmintázott vízfolyásszakaszokat. Amely terület alulmintázottnak bizonyult ott igyekeztünk adatot gyűjteni.

A mintavételek során számos, modelleredmény és térképi alapinformáció alapján kijelölt szelvény, vagy alkalmatlan volt a mintavételre (pl. kiszáradás közeli állapotban volt), vagy a mintavétel idején eleve száraz is volt (59. ábra. A WeCon projekt keretében végzett felmérés során száraz, illetve a mintavételre alkalmatlan szelvények térbeni elhelyezkedésének áttekintő térképe (az üres négyzetek, az 1x1 km-es természetvédelmi értékataszter elkészítéséhez használt kvadrátokat jelölik)). A térbeli prioritizálási modellbe ezeket a negatív eredményeket nem építettük bele, azaz csak a valós előfordulásokat használtuk, az eredménytelen felmérések „0” értékkel nem lettek figyelembe véve.



59. ábra. A WeCon projekt keretében végzett felmérés során száraz, illetve a mintavételre alkalmatlan szelvények térbeni elhelyezkedésének áttekintő térképe (az üres négyzetek, az 1x1 km-es természetvédelmi értékataszter elkészítéséhez használt kvadrátokat jelölik)

A makroszkópikus vízi gerinctelenek vizsgálatát célzó 2018 őszén, 2019 tavaszán–őszén végzett felmérések során a kijelölt mintavételi helyek közül 62 esetben nem sikerült adatokat gyűjtenünk. Ennek oka, hogy 60 lokalitás száraz volt, 2 pedig alkalmatlan volt a mintavételre. A kiszáradt 60 mintavételi hely közül 50 vízfolyás (pl. Csencsi-patak, Körmend), 10 állóvíz (pl. Holt-Rába, Ikervár). A mintavételre alkalmatlan helyeknél 1 állóvíz (Vejke-majori-tó, Peresztég) és 1 vízfolyás (Csörnőc-Herpenyő, Ikervár) esetében volt sikertelen a gyűjtés. A halak felmérési helyszínei közül 19 esetben sikertelen volt a felmérés, mivel 9 mintavételi szelvény száraz volt, illetve 10 helyen nem tudtuk halak jelenlétét kimutatni. A 9 száraz hely közül 7 vízfolyás (pl. Lánka-patak, Kenyeri) és 2 állóvíz (pl. Holt-Rába, Körmend). Nem tudtuk halak jelenlétét kimutatni 4 vízfolyásban (pl. Szölnöki-patak és Török-patak, Felsőszölnök) és 6 állóvízben (pl. Nemezyári-tározó, Kőszeg).

6.1.1. Az eredmények vízgyűjtő léptékű elemzése

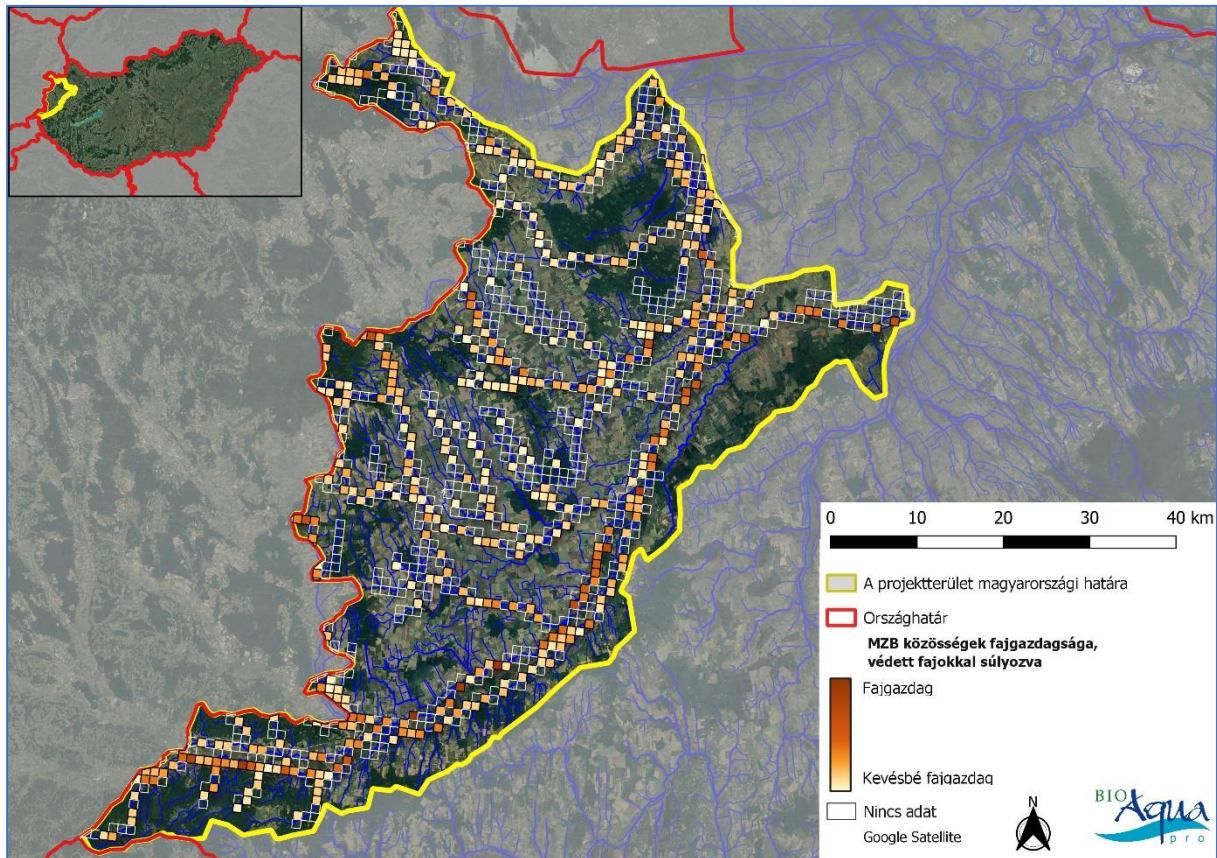
6.1.1.1. Vízi makroszkópikus gerinctelenek alapján kapott eredmények bemutatása 1km×1km-es hálótérképen

A magyarországi projekterületen vizsgált vízfolyások és vizes élőhelyek medre összesen 1108 1×1 km-es hálónégyzettel fedhető le. Annak ellenére, hogy a vizsgálati területről összesen 1045 vízi makrogerinctelen mintavétel eredményei állnak rendelkezésre mintegy 646 mintavételi helyről, az 1108 1×1 km-es hálónégyzetről mégis csak összesen 443 hálónégyzetről állnak rendelkezésre tényleges vizsgálati eredmények. Ennek az az oka, hogy sok olyan mintavételi hely van, ahol több különböző alkalommal történt mintavétel, ill. az 1×1 km-es hálónégyzetek között több olyan is van, amelyikbe több mintavételi hely is beleesik, valamint számos olyan, amelyikbe nem esik egyetlen mintavételi hely sem. A 443 db hálónégyzet közül – melyekből tényleges vizsgálati eredmények állnak rendelkezésre – a 0 és 1 közé normalizált és védett, ill. közösségi jelentőségű fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató értéke 5 hálónégyzetben esett a 0,8-1 közötti legmagasabb tartományba. 6 hálónégyzetben esett az érték a 0,6-0,8 közötti tartományba, ill. 17 hálónégyzetben esett a 0,4-0,6 közötti tartományba. Ezzel szemben a ténylegesen vizsgált hálónégyzetek 27,5%-a (122 db hálónégyzet) a 0,2-0,4 közötti tartományba, míg 65,9%-a (292 db hálónégyzet) a legalacsonyabb 0-0,2 közötti tartományba esik. Az eloszlási viszonyokat figyelembe véve már a 0,4 fölötti értékeket már a *értékes*, a 0,2-0,4 közötti értékeket a *közepesen értékes*, míg a 0,2 alatti értékeket a *kevésbé értékes* kategóriába soroltuk.

A védett fajokkal súlyozott fajgazdagságon alapuló vizsgálati eredmények alapján a Rába hazai szakaszának döntő része a közepesen értékes kategóriába sorolható. Jobb parti mellékvízfolyásai közül a Hársas-patak, a Szölnöki-patak, a Lugos-patak, a Huszászi-patak és a Csörnőc-Herpenyő is jellemzően a közepesen értékes kategóriába sorolható fajgazdagság alapján. A bal parton is hasonló a helyzet, mivel a Vörös-patak, a Láhn-patak, a Kozár-Borzó és a Gyöngyös-múcsatorna középvízi medrét lefedő 1×1 km-es hálónégyzetek nagy része is inkább közepes besorolást ért el (lásd 60. ábra).

A Gyöngyös mintegy 348 négyzetkilométernyi vízgyűjtővel rendelkezik. Kőszegnél éri el hazánkat, a 63. és 64. folyamkilométer között. A fajgazdagságon alapuló és védett fajokkal súlyozott adatok elemzése alapján a hazai szakasz középvízi medrét lefedő 1×1 km-es hálónégyzetek döntő részben a közepesen értékes kategóriába sorolhatók, amely megállapítás szintén igaz a Gyöngyös vízgyűjtőjén vizsgált vízfolyások mindegyikére is. Egyedül a 62. és 63. folyamkilométer között tapasztaltunk értékes besorolást (lásd 60. ábra).

A Répce vízgyűjtője mintegy 1150 négyzetkilométer, amelynek jelentős része az Alpok keleti nyúlványait érinti. Az innen érkező vízmennyiség határozza meg legnagyobb mértékben a Répce vízhozamát. A Répce mellékvízfolyásai azonban nem csupán a szállított víz mennyiségét befolyásolják, hanem annak minőségét is, hiszen különböző típusú területhasználattal jellemezhető vidékeken haladnak keresztül. A vízgyűjtő léptékben is elvégeztük az egyes változók elemzését, amely alapján az alábbi eredményeket kaptuk. A fajgazdagságon alapuló és védett fajokkal súlyozott értékkataszter elemzések során a Répce teljes vízgyűjtőjén a közepesen értékes kategóriába sorolható 1×1 km-es hálónégyzetet dominálnak (lásd 60. ábra).

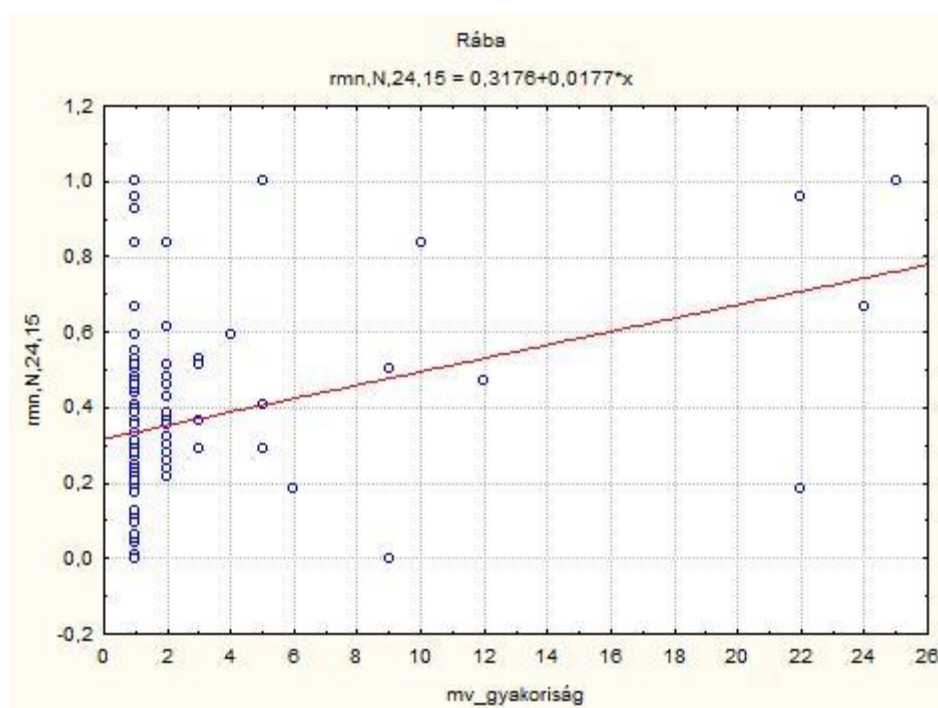


60. ábra. Makroszkópikus vízi gerinctelen fajgyűtesek fajgazdagsága, védett fajokkal súlyozva, 1×1 km-es hálónégyzetben ábrázolva.

A 443 db 1×1 km-es hálónégyzet közül, ahonnan tényleges felmérési eredményekkel rendelkezünk, csak kis arányban találjuk azokat a hálónégyzeteket, ahol a védett fajokkal súlyozott fajgazdagság a normált skála felső tartományába ($0,6 <$) esik. Összesen 11 db ilyen hálónégyzet található. Ezek közül 9 db a Rábán, 1 db a Pinkán és szintén 1 db a Gyöngyösön van. Tehát a kiemelkedő védett fajokkal súlyozott fajgazdagságú hálónégyzetekkel érintett vízfolyások mindegyike jelentősebb vízfolyás, tipikus kisvízfolyás nincs közöttük. Ez felveti azt a problémát, hogy a különböző típusú vízfolyások esetében eltérő a potenciális fajkészlet. Például a Rába lassabb áramlású, finomabb mederanyaggal jellemezhető szakaszai kevesebb faj számára biztosítanak benépesíthető élőhelyet, mint a gyorsabb áramlású kavicsos mederszakaszok, mert egészen egyszerűen bizonyos nagy fajszámú élőlénycsoportok (pl. kérészek, tegzesek) közül kevesebb a pszammofil faj, mint a litofil faj. Így a fajgazdagság abszolút értékei (legyenek azok akár 0 és 1 közé normált értékek) csak korlátozottan, ill. ennek figyelembevételével használhatók a természetvédelmi értékesség megítélésére.

Megvizsgáltuk, hogy ezek a kiemelkedő fajgazdagsággal jellemezhető hálónégyzetek az érintett vízfolyások milyen jellegű szakaszain találhatók. Megállapítottuk, hogy ezek a hálónégyzetek jellemzően nem településektől, ill. művi létesítményektől távoli, hidromorfológiai módosításoktól mentes vízfolyásszakaszokon találhatók, hanem kifejezetten jól megközelíthető helyeken, nagyobb részt a vízfolyások és utak keresztezési pontjában található hidak közelében, ahol a mintavételi hely elérésére kevés energiát kell fordítani és a mintavételi hely megközelíthetőségét nem befolyásolják jelentősen az időjárási körülmények. Megvizsgáltuk azt is, hogy ezekben a kiemelkedő védett fajokkal súlyozott fajgazdagsággal jellemezhető hálónégyzetekben milyen mintavételi aktivitás folyt az elmúlt évtizedekben. Az eredmények azt mutatják, hogy ezek a hálónégyzetek kivétel nélkül nagy mintavételi aktivitással jellemezhető hálónégyzetek, ami azt jelenti, hogy ezekben a hálónégyzetekben az elmúlt három évtizedben jellemzően számos (akár 20–30) mintavétel zajlott, szemben más hálónégyzetekkel.

Az alábbi ábrán a Rába példáján jól látszik, hogy a hálónégyzetekben kimutatott fajok számát nyilvánvalóan befolyásolja a mintavételi gyakoriság (lásd 61. ábra).



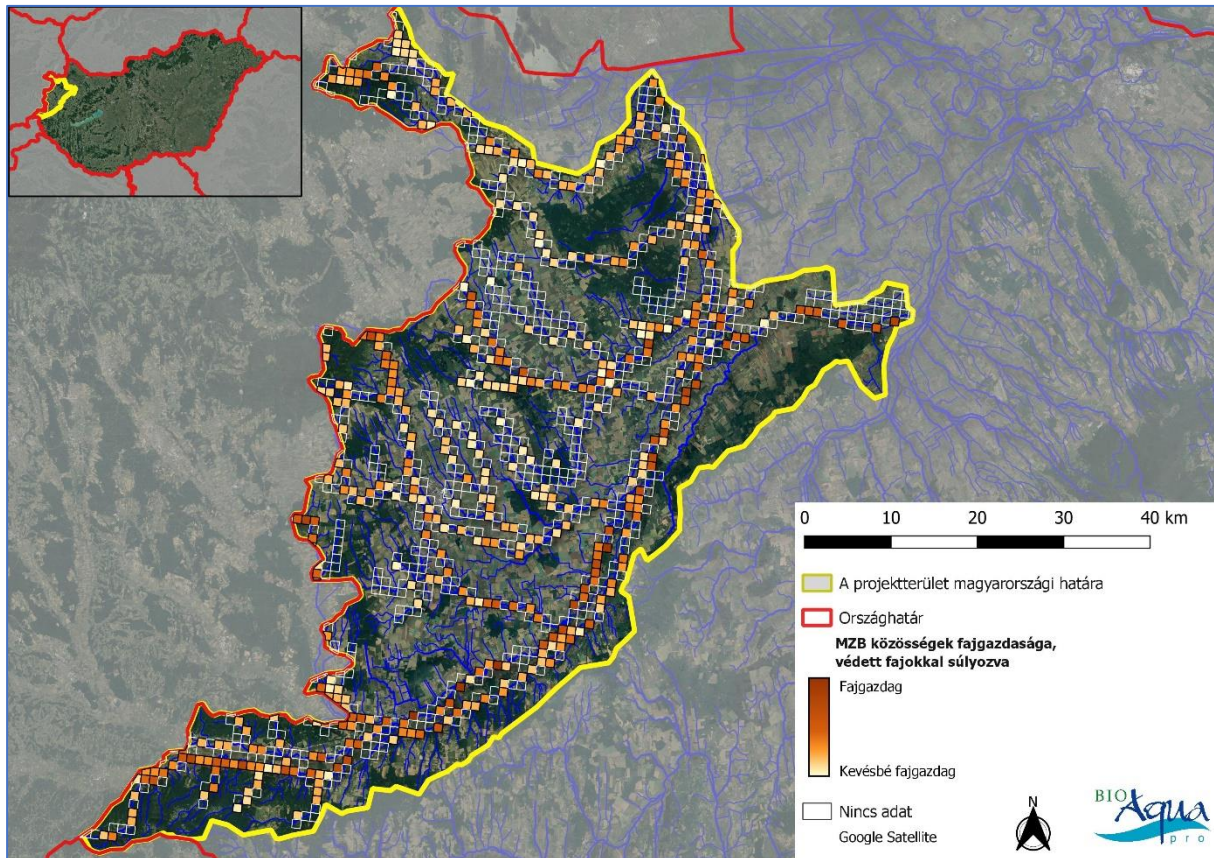
61. ábra. A mintavételi gyakoriság és a fajszám közötti összefüggés a Rába középvízi medrét érintő 1×1 km-es hálónégyzetekre vonatkozóan (rmn, N, 25, 15: védett fajokkal nem súlyozott vízi makrogerinctelen fajgazdagság 0 és 1 közé normalizált értéke; mv_gyakoriság: mintavételi gyakoriság).

Amennyiben tehát a projektterületre vonatkozó teljes adatállománnyal dolgozunk, akkor számolni kell azzal, hogy az adatállomány inhomogén és vannak jelentősen nagyobb mintavételi aktivitással érintett hálónégyzetek, ahol ebből következően nagyobb a kimutatott fajok száma, így kiemelkedő fajgazdagság értékeket tapasztalunk. Ezekben a négyzetekben a kiemelkedő fajgazdagság alapvetően nem az élőhelyi adottságok (kisléptékű térbeli heterogenitás, élőhelyi szintű diverzitás, természetesség) következménye, hanem a nagyobb mintavételi aktivitással van összefüggésben. Az eredmények értékelése során ezt figyelembe kell venni és ezeket a túlmintázott hálónégyzeteket nem szabad természetvédelmi szempontból kiemelten értékes biodiverzitási „hotspot”-oknak tekinteni, hiszen hasonló mintavételi gyakoriság esetén minden valószínűség szerint számos más hálónégyzet is produkálna hasonlóan magas fajgazdagság értékeket. Ugyanakkor ezeknek a hálónégyzeteknek az érintett vízfolyás potenciális fajkészletének megállapítása során nagyon fontos szerepük van.

A fajgazdagsági mutató alapján történő természetvédelmi értékesítés megállapítása során pedig célszerű a teljes rendelkezésre álló adatállományt szűrni, redukálni, hogy az eltérő mintavételi gyakoriságból adódó torzító hatást minél inkább kiküszöböljük.

A 62. ábra már annak a modellezésnek az eredményét mutatja, mikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdaságát az egyes hálónégyzetek érintő jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével vizsgáltuk. Az eltérő eredmények az ábrán is jól érzékelhetők abban a tekintetben, hogy a sötétebb színek aránya növekedett, ami annyit jelent, hogy a hálónégyzetek relatív fajgazdagsági értékei jellemzően közelebb kerültek a referenciaértékhez. Ennek oka, hogy a referencia fajgazdagság és az egyes hálónégyzetek fajgazdagsága jelen értékelés esetében csak maximum két mintavételi esemény eredményeinek figyelembevételével került meghatározásra, míg korábban a túlmintázott

hálónégyzetekben a fajgazdagsági mutató értéke akár 25-30 mintavétel eredményeiből is összeadódhatott. Összességében a teljes vízgyűjtőn, a ténylegesen mintázott 443 hálónégyzeten belül több, mint duplájára (11-ről 23-ra) nőtt a 1,0-0,6 közötti védett fajokkal súlyozott vízi makrogerinctelen fajgazdagsági tartományba eső hálónégyzetek száma, ill. több, mint háromszorosára (17-ről 62-re) nőtt a 0,6-0,4 közötti tartományba eső hálónégyzetek száma. Emellett mintegy, mint 50 %-kal (122-ről 187-re) nőtt a 0,4-0,2 közötti tartományba eső hálónégyzetek száma, amivel ez a tartomány lett a legtöbb ténylegesen mintázott hálónégyzetet magában foglaló tartomány. Ezzel szemben a legalacsonyabb értéktartományba (0,2-0) tartozó hálónégyzetek száma jelentősen, több mint 40%-kal csökkent (292-ről 171-re). Az egyes hálónégyzetek érintő jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével végzett modellezés eredményeként kapott védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató alapján a vizsgált projektterületen a leginkább fajgazdag és ebből a szempontból összességében a leginkább értékes vízfolyásnak a Rába tekinthető. Ez mindenekelőtt annak köszönhető, hogy a Rába hazai szakaszának esésviszonyai, ill. ezzel összefüggésben áramlási viszonyai és aljzatstruktúrája, valamint nem utolsósorban mérete alapján a hazai reofil vízi makrogerinctelen fajok közül számos faj ökológiai igényeinek megfelel, tehát jellemzően nagy az élőhelyigényük alapján a Rábában potenciálisan előforduló fajok száma. Emellett fontos tényező, hogy a Rába, ill. még inkább a betorkolló, jelentős arányban Ausztria irányából érkező vízfolyások makroszkópikus vízi gerinctelen faunájában jónéhány olyan faunaelem található, amelyek elterjedési területét tekintve alpi elterjedésű fajok és kis egyedsűrűségű állományai a Rábában is megtalálhatók gazdagítva annak makroszkópikus vízi gerinctelen faunáját. Hasonló adottságú, de az ország keleti felében elhelyezkedő vízfolyásokban, mint például a Sajóban, ezen fajok egy része, pusztán a folyó elhelyezkedése miatt elhelyezkedése miatt nem fordul elő. Ugyanakkor ebből a nagy potenciális fajkészletből a fajok jelentős arányban ténylegesen is megtalálhatók a Rábában, aminek egyrészt az az oka, hogy a Rába medre jelentős szakaszokon, elsősorban Sárvár, fölött csak kis mértékben szabályozott és jelenleg is zajlanak azok a természetes mederfejlődési folyamatok, aminek eredményeként a középvízi meder kis és közepes léptékű térbeni élőhelyi heterogenitása jelentős. A folyón létesített duzzasztóművek kedvezőtlen felvízi hatásai a hazai szakasz hosszához viszonyítva még viszonylag kis szakaszokon érvényesülnek. Nem utolsósorban fontos tényező, hogy a Rába hazai szakaszát érő terhelések a rendelkezésre álló eredmények alapján nem olyan mértékűek, hogy számottevően korlátoznák a fentiekben vázolt adottságok miatt a Rábában előforduló víz makrogerinctelen fajok állományainak túlélését, fennmaradását. A vizsgált projektterületen a Rába mellett a vizsgált fajgazdagsági mutató alapján értékes szakaszoként érdemes kiemelni a Pinka felső, Pornóapáti fölötti szakaszát, a Gyöngyös Lukácsháza fölötti szakaszát, ill. a Soproni-hegységből lefutó Rák-patak Sopron fölötti szakaszát. Összességében a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató alapján értékességben ezeket a kiemelt szakaszokat követi a Répce hazai szakasza, a Pinka Pinkamindszent alatti szakasza, ill. a Sorok-Perint Nagyunyom alatti szakasza. A tipikus kisvízfolyások is számos kiemelten értékes faunaelemnek adnak otthont, de részben szűkebb potenciális fajkészletük miatt a fajgazdagsági mutató alapján a Rák-patak kivételével nem kerültek a kiemelendő kategóriában.



62. ábra. Makroszkópikus vízi gerinctelen fajegyüttesek fajgazdagsága, védett fajokkal súlyozva, 1×1km-es hálónégyszetben ábrázolva, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

A védett fajokkal súlyozott térbeli priorizálás eredményeit áttekintve a fajgazdagsághoz viszonyítva változatosabb képet kapunk. A Rábába a 214 fkm-nél torkollik a Szölnöki-patak. A Szölnöki-patak is részben a közepesen értékes, részben pedig a kifejezetten értékes kategóriába sorolható, amelyek váltakozása jellemző, de hosszabb szakaszon a torkolat közeli területek rendelkeztek kedvezőbb értékességi mutatókkal. Folyásiránynak lefelé haladva a Lapincs a 207 fkm-ben éri el a Rábát és a vizsgált változó esetében a Lapincs is a kifejezetten értékes kategóriába sorolható. A Hársas-patak a torkolati 202-es folyamkilométer környékén kifejezetten értékes, de azon folyásiránynak felfelé haladva, az egyenesebb mederprofiljával és homogénebb élőhelystruktúrával jellemezhető szelvényekben, már csak közepesen értékes kategóriát kapunk. A 192 fkm-ben a Huszászi-patak, a Rába környező szakaszaihoz hasonlóan kifejezetten értékes a makrogerinctelen fauna térbeli priorizálása alapján. A 181 fkm-ben a Lugos-patakról hasonlóak mondhatók el, annyi különbséggel, hogy a legfelsőbb szakaszai már csak közepesen értékes kategóriába sorolhatóak. Tíz folyamkilométerrel lejjebb a Vörös-patak torkollik a Rábába. Kifejezetten értékes szakaszai Rábafüzes, Jakabháza, Rönök és Gasztony külterületeihez tartoznak. Az egyik legjelentősebb rábai mellékvízfolyás, a Csörnök-Herpenyő, csaknem a teljes vizsgált szakaszon kifejezetten értékes, csupán elhanyagolható része tekinthető kevésbé értékesnek. A Sorok-Perint (torkolat: 117 fkm) Sorokpolányig értékes és kifejezetten értékes kategóriák váltakozásával jellemezhető, de innen, az országhatár felé haladva már jóval kedvezőtlenebb értékességi besorolásokat kapunk.

A Gyöngyös a modellvizsgálat védett fajokkal súlyozott térbeli priorizálás eredményei alapján az országhatártól egészen Gyöngyösfaluig (49 fkm) kifejezetten értékes kategóriába sorolható. Az 52 fkm-nél torkollik a Gyöngyösbe a Szerdahelyi-patak. A Szerdahelyi-patak a torkolathoz közelebb kifejezetten értékes, de attól távolodva Köszezszerdahely külterülete által határolt vízfolyásszakaszon

már csak közepesen értékes besorolást ért el. Innentől egészen a 44. fkm-ig közepesen értékes és kifejezetten értékes vízfolyásszakaszok váltakozása jellemző, amelyet javuló tendencia követ és 0,6 alatti értékességi mutatót már egyik Gyöngyös szakaszon sem tapasztaltunk. A 17 fkm-nél torkollik a Gyöngyös-patakba a Kozár-Borzó, amelynek jelentős része értékes, csupán a felsőbb szakaszok (Söptétől folyásiránynak felfelé 2,5 km-től) kaptak alacsonyabb értékességi mutatókat.

A Pinka vízgyűjtőjének folyamkilométerek szerinti jellemzésére ebben az esetben nem térünk ki, mivel magát a Pinkát a következő fejezetben tárgyaljuk részletesen és annak mellékvízfolyásai közül, makroszkópikus vízi gerinctelen szempontból csupán a Csencsi-patakot vizsgáltuk, aminek vizsgálattal ténylegesen érintett hálónégyszete a kifejezetten értékes kategóriába esett. Ugyanakkor a modellezési eredmények szerint a patak fentebbi szakaszai már csak a közepesen értékes kategóriában estek. A modell ugyancsak a közepesen értékes kategóriába sorolta a Pornóapáti-patakot.

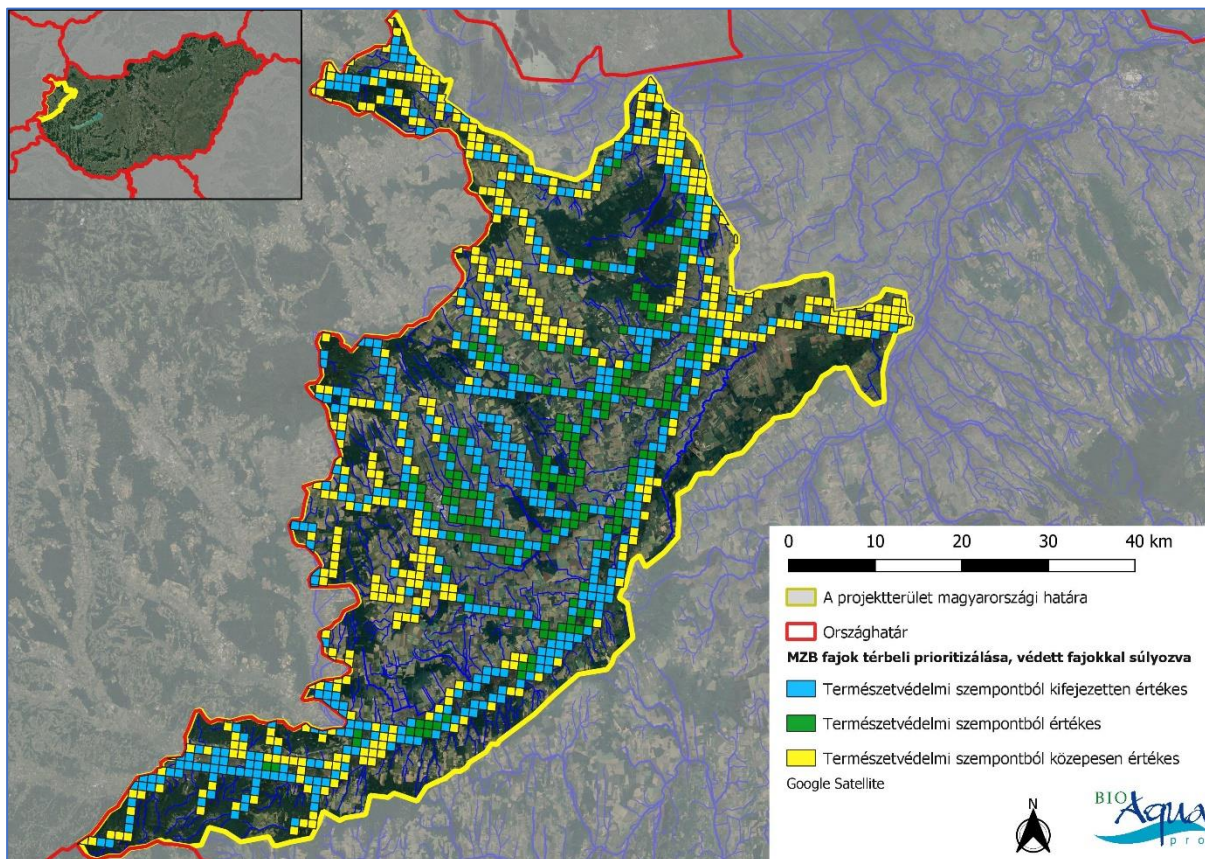
A fajok térbeli prioritizálása, amelyet a védett fajokra súlyoztunk, a Répce esetében is jóval kedvezőbb képet mutatott, mind a fajgazdagsági mutató, hiszen a felmért kvadrátok jelentős része már 0,6 fölötti mérőszámmal rendelkezik, amelyek értékes és kifejezetten értékes kategóriákat jelentenek. A projektterületet metsző első folyamkilométerszelvény az 5 fkm, az 8529-es út mentén Tözeggyármajor közelében. Itt a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizáláson alapuló mérőszámok közepesen értékes kategóriát jelentenek, amely rögtön meg is változik és felfelé haladva a kifejezetten értékes kategóriába lép a 6. és 8. folyamkilométerek között. Ebben a szelvényben folyóvízi védett fajokat (*Fagotia daudebartii acicularis*, *Gomphus vulgatissimus*) és a lassú áramlású kisvízfolyásokat preferáló *Libellula fulva* példányait is kimutattuk. Hosszabb szakaszon összefüggően a 14 fkm után figyelhetünk meg növekedést a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás tekintetében. Ez a kedvezőbb értékbesorolást egészen a határig meg is őrzi a vízfolyás. Természetesen kisebb nagyobb fluktuációkkal itt is találkozhatunk.

Az első jelentősebb mellékvízfolyása a Répcének a torkolattól számítva a Kardos-ér, amely a 21. és 22. fkm között torkollik a Répcébe. A Kardos-ér kifejezetten értékes, illetve értékes kategóriabesorolást kapott egészen Nemeskérig. Nemeskértől Sopronkövesdig is található értékesebb vízfolyásszakaszokat, de jellemzően már inkább csak közepes szintet ért el. Főleg Nemeskér, Lövé és Sopronkövesd közelében található kiemelkedőbb vízfolyásszakaszokat. A Kardos-ér kifejezetten jó élőhelyet biztosít a *Coenagrion ornatum* populációinak, így ennek jelenléte tovább növeli az értékességi mutató nagyságát. A védett fajok előfordulása a határközeli szakaszokon egyre kisebb valószínűségű. A Kardos-ér Hövej külterületén fogadja be a Köles-ér vizét. A Köles-ér Kardos-ér torkolathoz közeli szakasza jobb értékességi kategóriákba sorolható, de Gyórá és Répceszemere között már csak közepesen értékes kategóriába tartozik, ami Répceszemere után újból értékesre vált.

A Répce is hasonlóan jó értékességi besorolást kapott a 14 fkm-től a 30 fkm-ig, ahonnan a 33 fkm-ig csak közepesen értékes a változó alapján számított értékelés. Innen egészen a 76 fkm-ig kifejezetten értékes kategóriájú vízfolyásszakaszról beszélhetünk a modellezés térbeli prioritizálás eredményei szerint. Ezen a szakaszon, a legtöbb mintavételi lokalitásban több védett faj előfordulását is bizonyítottuk (pl.: *Fagotia daudebartii acicularis*, *Fagotia daudebartii acicularis*, *Gomphus vulgatissimus*).

A Répce jobb oldali mellékvízfolyásai között meg kell említenünk a Boldogasszony-patakot és az Ablánc-patakot, amelyek jelentős része a kifejezetten értékes kategóriába sorolható. A vízgyűjtő jelentős vízfolyásának tekinthetjük az Ikvát is, habár ennek nincs közvetlen kapcsolata a Répcével. A teljes hazai Ikva hosszszelvény a közepesen értékes és kifejezetten értékes kategória között ingadozik, de jól körül határolható kevésbé értékes szakaszok is azonosíthatók a modellezés eredményei szerint, így például Sopron környéke, ahol a városi agglomeráció nagy mértékben rányomja bélyegét a megtelepedni képes fajok számára és minőségére. Az Ikva jelentősebb mellékvízfolyása a Rák-patak is a Sopronhoz közeli szakaszon közepesen értékes, de attól távolodva kifejezetten értékes besorolású.

A Répce Zsiránál lép be hazánkba a 77. és 78. folyamkilométer között. Itt a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizáláson alapuló elemzések eredményeként 0,6 alatti, azaz *közepesen értékes* kategóriának megfelelő mérőszámot kaptunk.



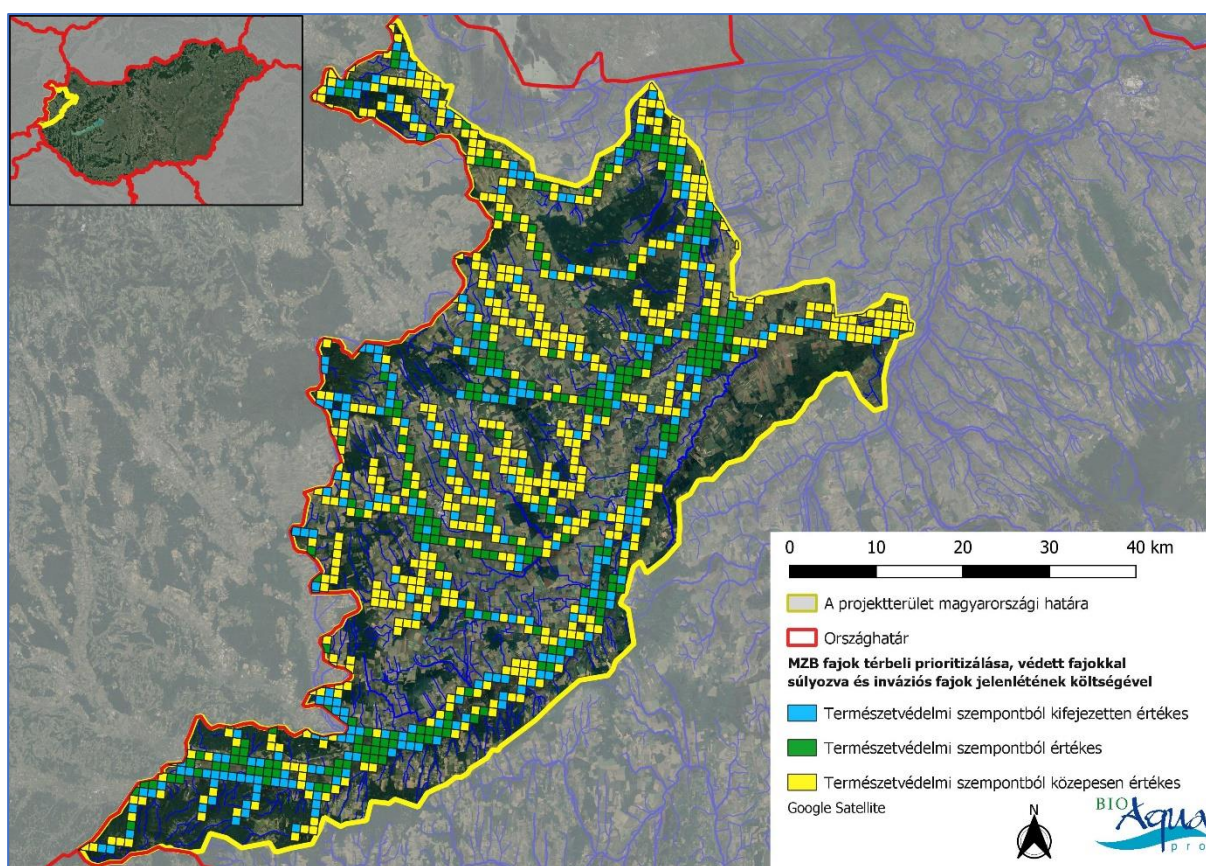
63. ábra. Makroszkópikus vízi gerinctelen fajgyűjtemek térbeli prioritizálása, védett fajokkal súlyozva, 1×1-es hálónégyzetben.

A következőkben a modellezésbe bekapcsoltuk az inváziós fajok jelenlétét is. Az inváziós fajok jelenlétét a modell egyfajta költségként értelmezte, ami abból indul ki, hogy a kívánt természetvédelmi értékesség elérése az inváziós fajok jelenlétében nem érhető el, szükséges azok eltávolítása. A költség annak a kezelésnek a megvalósításához szükséges ráfordítás, amivel elérhető az inváziós fertőzöttség megszűnése vagy jelentős csökkenése. Ha nem fordulnak elő inváziós fajok, akkor ez a plusz kezelés, ill. az ehhez szükséges ráfordítás nem szükséges a kívánt természetvédelmi értékesség eléréséhez. A Szölnöki-patak több szelvényében is mutattunk ki védett fajokat (pl.: *Cordulegaster heros*, *Gomphus vulgatissimus*), de inváziós faj jelenlétét nem detektáltuk, így ezek a szelvények kifejezetten értékesnek tekinthetők. Kevesebb védett faj esetében, de szintén fertőzöttség mentes szakaszokon, még mindig értékes besorolást kaptunk. Természetesen ez az összes vízfolyás esetében igaz. A Hársas-patak a teljes vizsgált hosszszelvénye mentén kifejezetten értékes és értékes besorolást ért el. Ugyanez jellemző a Huszászi-patakra és a Lugos-patak torkolat közeli szelvényeire. A Vörös-patak kevésbé értékes részei a Rátót és Gasztony közötti szakasza, illetve Rábafüzesnél a Rábafüzesi-patak torkolatának szelvénye. Az összes többi vízfolyásszakasz értékes volt az elemzések alapján. A Csörnöc-Herpenyő szintén elhanyagolható mennyiségű kevésbé értékes szakasszal rendelkezik, így a vizsgált változó esetében elmondhatjuk, hogy a vízfolyás közel 90 %-a értékesebb osztálybesorolást kapott. A Sorok-Perint esetében azonban nem ilyen kedvező a helyzet, hiszen a végeredmények az előző változó eredményeihez hasonlóan alakultak, annyi kiegészítéssel, hogy a Rába torkolat közeli, Zsenyke külterületéhez tartozó szakasza is csupán közepesen értékes volt.

A Gyöngyös és mellékvízfolyásai esetében az inváziós fajok jelenlétének figyelembevételével történő modellszámítás során hasonló eredményeket kaptunk, mint az védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás során, mivel a Szerdahelyi-patak torkolatáig értékes besorolás jellemző. A Szerdahelyi-patak Kőszegszerdahelynél közepesen értékes besorolása volt. A Szerdahelyi-patak torkolatától

folyásirányban lefelé haladva, szinte kizárólag 0,6 alatti értékességi mérőszámokat kaptunk. A Gyöngyös következő fkm szakaszain mutattunk ki valamilyen inváziós faj jelenlétet, amelyeket ezáltal fertőzöttebb vízfolyásszakaszoknak tekinthetünk: 0, 31, 34, 35, 37, 43, 52, 53, 56, 57, 58, 60, 61, 62, 63. Ezekben a szelvényekben az alábbi fajok közül akár több is előfordulhatott: *Corbicula fluminea*, *Pacifastacus leniusculus*, *Physella acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*. A 0 fkm torkolati szelvényben *P. antipodarum* és *P. leniusculus* egyedeket, a 31 és 35 fkm szakaszokon *C. fluminea* és *P. leniusculus*, a 35 fkm szakaszon az előbbieket mellett még *P. antipodarum*, míg a 62 fkm szakaszon *P. acuta* és *P. leniusculus* előfordulása is jellemző.

A Pinka vízgyűjtőjének folyamkilométerek szerinti jellemzésére ebben az esetben nem térünk ki, mivel magát a Pinkát a következő fejezetben tárgyaljuk részletesen és annak mellékvízfolyásai közül, makroszkópikus vízi gerinctelen szempontból csupán a Csencsi-patakot vizsgáltuk, aminek vizsgálattal ténylegesen érintett hálónégyszete az inváziós fajok jelenlétének figyelembevételével is kifejezetten értékes kategóriába esett. Ugyanakkor a modellezési eredmények szerint a patak fentebbi szakaszai már csak a közepesen értékes kategóriába estek. A modell ugyancsak a közepesen értékes kategóriába sorolta a Pornóapáti-patakot.



64. ábra. Makroszkópikus vízi gerinctelen fajgyűjtemények térbeli prioritizálása, védett fajokkal súlyozva és inváziós fajok jelenlétének figyelembevételével, 1×1-es hálónégyszetben.

A Répce és mellékvízfolyásai esetében az inváziós fajok negatív hatásának költségével bővítve az elemzések kritériumait, már nem annyira kedvező a helyzet, mivel az Ikva, a Köles-ér, a Kardos-ér és az Ablánc-patak jelentős része 0,6 alatti mérőszámokat kapott, ami nagyobb mértékű inváziós fertőzöttségre utal. Értékesnek minősült a Liget-patak és a Rák-patak Sopron feletti szelvényeinek néhány szakasza, a nagycenki Ikva és Arany-patak szakasz, illetve Fertőszentmiklós és térsége. A Répce Hővej, Himód és Répcelak környékén további értékes vízfolyásszakaszokat detektáltunk. A 44 fkm-től egészen a 73 fkm-ig szintén értékes kategóriabesorolásokat kaptunk. Ezen a szakaszon, több védett makrogerinctelen faj mellett, az inváziós fajok közül csupán a *Potamopyrgus antipodarum* csigafaj jelenlétét detektáltuk. Kifejezetten értékes vízfolyásszakaszok a vízgyűjtőn jelentős számban a

Rák-patakon, illetve elvétve az Ablánc-patakon, a Boldogasszony-patakon és a Köles-éren is előfordulnak. Ezek legtöbbször települési külterületeken található, ahol az antropogén hatások kevésbé érintik a víztesteket.

A modell-vizsgálatok eredményeivel kapcsolatban értelemszerűen felmerülő kérdés, hogy azok milyen mértékben tükrözik vagy képezik le a valóságot. Jelen modellszámítás során különösen azoknak az 1×1 km-es hálónégyzeteknek az értékelése vet fel kérdéseket, melyekre vonatkozóan egyáltalán nem rendelkezünk tényleges vizsgálati eredményekkel. Ezeknek a hálónégyzeteknek a száma pedig igen jelentős, hiszen a projekt keretében vizsgált vízfolyások középvízi medrét lefedő összesen 1108 db 1×1 km-es hálónégyzet közül 443-ban volt tényleges mintavétel, 665 hálónégyzetből nincs valós adatunk. Ezek térbeli prioritizálását a modell végezte el a 443 db hálónégyzetből származó adatok alapján.

Az értékelés során először megvizsgáltuk, hogy a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás értékei hogyan alakultak azokban a hálónégyzetekben, ahol volt tényleges mintavétel. Azt az eredményt kaptuk, hogy mind a 443 hálónégyzet, ahol tényleges mintavétel történt 0,8 fölötti normalizált értéket kapott, tehát a makroszkópikus vízi gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálási értéke alapján kifejezetten értékesnek adódott. Ezzel szemben a fajgazdagsági és a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutatót nézve ugyanezen 443 hálónégyzetnek csak 6,5%-a kapott 0,4-től magasabb értéket. Tehát még azok a hálónégyzetek is 0,8 fölötti értéket kaptak a térbeli prioritizálás során, amelyeknek a fajgazdagsági mutató értéke a 0-0,2 közötti, tehát a legalacsonyabb tartományba esett. Az inváziós fajok figyelembevételével a kép változik, de még ebben az esetben is minden olyan hálónégyzet, ahol tényleges mintavétel történt legrosszabb esetben a 0,6-0,8 közötti tartományba eső értéket kapott, tehát értékesnek vagy kifejezetten értékesnek adódott. Mindeközben a ténylegesen mintázott hálónégyzetek között a mintavételi eredmények egyedi szakértői értékelése alapján természetvédelmi szempontból jelentős különbségek tapasztalhatók. A modell eredményei alapján ugyanabba a kiemelten értékes kategóriába került a Metőc-patakon található azon hálónégyzet, amelyben csak 3 nem védett és nem közösségi jelentőségű őshonos faj került kimutatásra, mint az, amelyben 16 nem védett és nem közösségi jelentőségű őshonos faj került kimutatásra (idegenhonos és inváziós faj egyik hálónégyzetből sem került elő), miközben a kimutatott fajok száma között 5-szörös különbség volt. De ugyanabba a kiemelten értékes kategóriába került a Szölnöki-patakon kijelölt hálónégyzet, amelyben 15 őshonos faj, közöttük 1 fokozottan védett és közösségi jelentőségű (az Élőhelyvédelmi irányelv II. és IV. függelékében is szereplő) faj került elő (innen sem került elő idegenhonos és inváziós faj). Még meglepőbb, hogy a modell eredményei szerint a védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal korrigált értékelés alapján a fentebb már említett, csak 3 nem védett és nem közösségi jelentőségű őshonos faj adatot tartalmazó Metőc-patakon található hálónégyzet ugyanúgy kiemelten értékes kategóriába került, mint a Rábán a Lapincs torkolatánál található hálónégyzet, amelyből a 2 idegenhonos faj előfordulása mellett 90 őshonos faj előfordulása bizonyított, melyek közül 13 védett, 2 védett és közösségi jelentőségű. Ellenben a Szölnöki-patakon található olyan hálónégyzet, amely csak „értékes” besorolást kapott a modellezés eredményeként, miközben 14 őshonos faj előfordulására vonatkozóan vannak tényleges adatok, amelyek közül 1 fokozottan védett és közösségi jelentőségű (az Élőhelyvédelmi irányelv II. és IV. függelékében is szereplő), ill. 1 védett. Szakértői értékelés alapján az a bizonyos 3 fajos hálónégyzet a Metőc-patakon mindenképpen a kevésbé értékes kategóriába kellene, hogy kerüljön. Ugyanakkor szakértői szemmel az a modellezési eredmény is nehezen magyarázható, hogy a Szölnöki-patakon egy olyan hálónégyzet, amelyben 8 őshonos faj került kimutatásra, melyek közül 1 fokozottan védett és közösségi jelentőségű (az Élőhelyvédelmi irányelv II. és IV. függelékében is szereplő) miért kapott kiemelten értékes besorolást a modellezés során, miközben a Szölnöki-patakon a másik hálónégyzet, melyben 14 őshonos faj került kimutatásra, amelyek közül 1 fokozottan védett és közösségi jelentőségű (az Élőhelyvédelmi irányelv II. és IV. függelékében is szereplő), ill. 1 védett csak értékes besorolást ért el. Megvizsgáltuk, hogy a modellezési eredmények mutatnak-e értékelhető különbséget a duzzasztással érintett folyószakaszok esetében a duzzasztás alvizén, ill. a duzzasztás felvizén a duzzasztás hatásaival különböző mértékben érintett vízfolyásszakaszokkal metszett hálónégyzetek között, tehát a modellezés során kapott térbeli prioritizálási eredmények összevethetőek-e a jelen projekt keretében a duzzasztás vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttesekre gyakorolt hatásaira vonatkozó célvizsgálatok eredményeivel. Nos a vizsgálatunk azt mutatják, hogy a makroszkópikus vízi gerinctelen fajegyüttes adatállományával

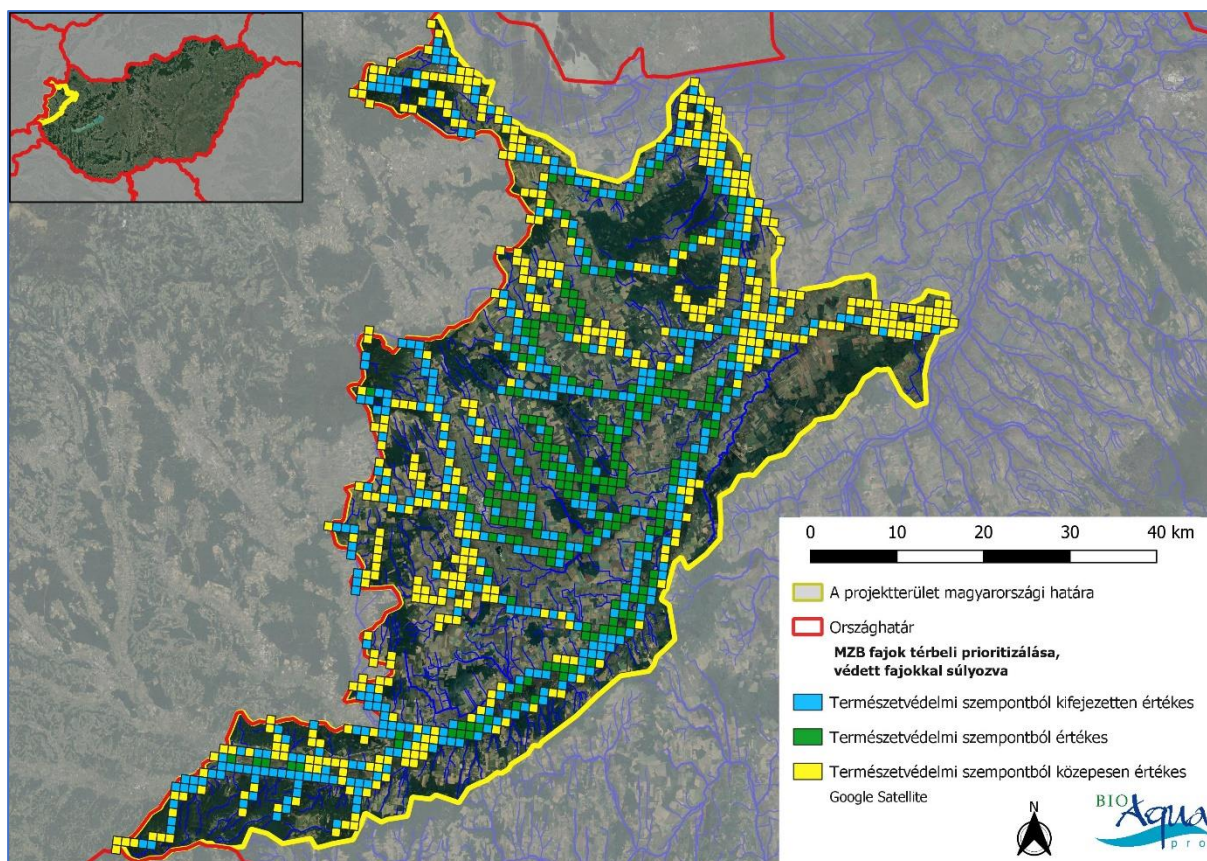
végzett modellezés védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „kölségelt” térbeli prioritizálási eredményei nem tükrözik a duzzasztás hatásaira vonatkozó célvizsgálatok eredményeit, mert a természetvédelmi szempontból „kifejezetten értékes” kategóriába kerültek a duzzasztás áramlási és aljzatviszonyokra gyakorolt kedvezőtlen hatásaival leginkább érintett vízfolyás-szakaszokat metsző hálónégyzetek és a duzzasztás hatásaival nem érintett felvízi és alvízi kontroll vízfolyás-szakaszokat metsző hálónégyzetek egyaránt.

Az értékelés következő fázisában megvizsgáltuk, hogy a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás értékei hogyan alakultak azokban a hálónégyzetekben, ahol nem volt tényleges mintavétel, tehát ahová a modell generált térbeli prioritizálási eredményt a környező tényleges mintavétellel érintett hálónégyzetek eredményei alapján. Azt az eredményt kaptuk, hogy a 665 hálónégyzet között, ahol nem történt tényleges mintavétel nem található egyetlen olyan hálónégyzet sem, amely 0,8 fölötti normalizált értéket kapott, tehát a makroszkópikus vízi gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „kölségelt” térbeli prioritizálási értéke alapján kifejezetten értékesnek adódott volna. Szakértői szemmel értékelve ugyanakkor, ha egy vízfolyáson van két hálónégyzet, ahonnan van tényleges felmérésünk és a modellezés alapján mindkettő kifejezetten értékesnek adódott, akkor az ugyanazt a vízfolyást metsző, közöttük lévő, velük közvetlenül érintkező harmadik hálónégyzetet is a kifejezetten értékes kategóriába sorolnánk, különösen úgy, hogy a köztes – mintavétellel nem érintett – szakaszról nincs tudomásunk semmi olyan terhelésről vagy hirdomorfológiai beavatkozásról, ami az élőhelyi adottságait módosítaná. A modellezés eredményeit részletesen vizsgálva megállapítható, hogy számos vízfolyás esetében (pl.: Rába, Strém, Szölnöki-patak, Hársas-patak, Huszászi-patak) lehet példákat találni arra, hogy három egymással közvetlenül érintkező hálónégyzet esetében, mikor a két szélsőben volt tényleges mintavétel és a modellezés során kifejezetten értékes besorolást kapott, a közöttük lévő harmadik hálónégyzet két kategóriával kedvezőtlenebb, tehát kevésbé értékes besorolást kapott a modellfuttatás eredményeként.

Az elvégzett modellezés eredményeire vonatkozó fentiekben részletezett vizsgálati eredményeink azt támasztják alá, hogy a teljes rendelkezésre álló, mintegy három évtizedes időintervallumot átölelő meglehetősen inhomogén makroszkópikus vízi gerinctelen adatállományra vonatkozóan elvégzett modellfuttatás védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „kölségelt” térbeli prioritizálási eredményei nem, ill. csak igen korlátozottan alkalmasak arra, hogy ezek alapján értékeljük a vizsgált vízgyűjtőterület vízfolyásainak valós természetvédelmi értékét és differenciáljuk az egyes vízfolyásszakaszokat természetvédelmi jelentőségük alapján.

A fentiekben részletezett és a kapott eredmények objektív értékelhetőségét negatívan befolyásoló tényezőket az elemzés további fázisában igyekeztünk mérsékelni. A 65. ábra már annak a modellezésnek az eredményét mutatja, amikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálását az egyes hálónégyzeteket érintő jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével végeztük. Összességében a korábbi elemzéshez képest abban a tekintetben nem változott számottevően az értékelés eredménye, hogy a 443 ténylegesen mintázott hálónégyzet 5 hálónégyzet kivételével továbbra is a *kifejezetten értékes* kategóriába került. A fennmaradó 5 db ténylegesen mintázott hálónégyzet pedig az *értékes* kategóriába került át. A ténylegesen nem mintázott hálónégyzetek túlnyomó része a *közepesen értékes*, kisebb része pedig az *értékes* kategóriába került, de a nem mintázott hálónégyzetek között nem találunk egyetlen egy olyat sem, amely a *kifejezetten értékes* kategóriába került volna. A peremi hatás az új modellfuttatás eredményeként is hangsúlyosan érzékelhető még, amire jó példa a Nick alatti Rába-szakasz, ill. a Hövej alatti Répce-szakasz, ahol a közepesen értékes kategóriába sorolt hálónégyzetek dominálnak annak ellenére, hogy ezeken a szakaszokon a ténylegesen mintázott hálónégyzetek konzekvensen a *kifejezetten értékes* kategóriába kerültek. A kapott eredmények alapján a teljes projektterület szintjén végzett elemzés szerint a Rába hazai szakasza jellemzően a *kifejezetten értékes-értékes* kategóriába esik, ami összhangban van a fajgazdagsági mutató alapján kapott képpel. Ez alól az előbb említett Nick alatti szakasz jelent kivételt, ami a modellezése eredmények szerint alapvetően a közepesen értékes kategóriába sorolható. A vizsgált projektterületen a Rába mellett a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálási mutató alapján jellemzően *kifejezetten értékes* szakaszként érdemes kiemelni a Pinka felső, Pornóapáti fölötti szakaszát, a Gyöngyös Lukácsháza fölötti szakaszát, ill. a

Soproni-hegységből lefutó Rák-patak Sopron fölötti szakaszát. Hozzá kell tennünk, hogy a Rák-patakon a ténylegesen nem mintázott hálónégyzetek mind közepesen értékes kategóriába kerültek, ami szintén a peremi helyzetű területek projekt általi alulértékelésének következménye. Összességében a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálási mutató alapján a fentiekben kiemelt szakaszokat követi a Répce hazai szakasza, a Pinka Pinkamindszent alatti szakasza, a Gyöngyös Lukácsháza alatti szakasza, a Sorok-Perint Nagyunyom alatti szakasza, ill. a Hosszú-víz és mellékvízfolyásai. Ez a kép döntően megfelel a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató térbeli mintázatának.

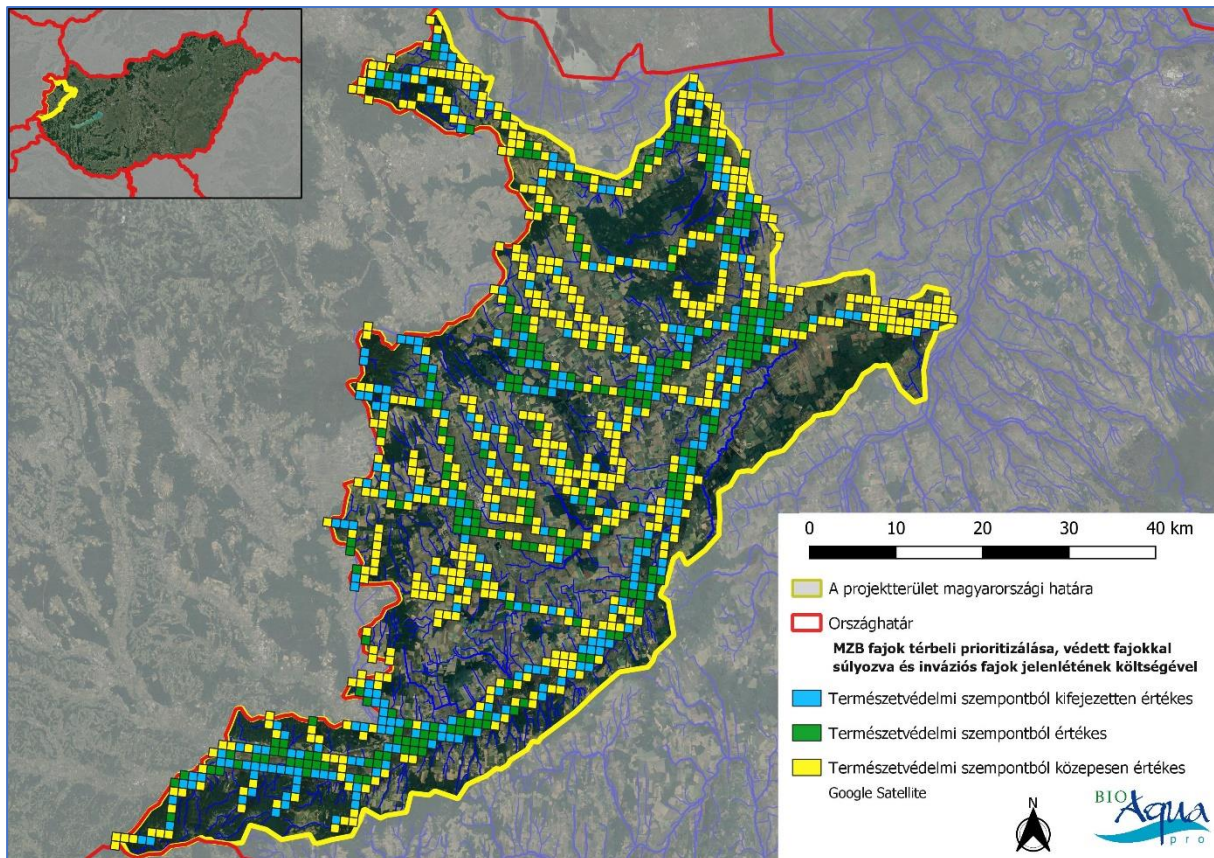


65. ábra. Makroszkópikus vízi gerinctelen fajgyűtesek térbeli prioritizálása, védett fajokkal súlyozva, 1×1-es hálónégyzetben ábrázolva, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

A 66. ábra annak a modellezésnek az eredményét mutatja, amikor a vízi makrogerinctelen fajgyűtes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „kölségt” térbeli prioritizálását az egyes hálónégyzeteket érintő jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével végeztük.

Összességében az inváziós fajokkal nem „kölségt” eredményekhez képest számottevő változásként értékelhető, hogy mindenképpen nőtt a legalsó, *közepesen értékes* kategóriába sorolható, a 66. ábrán sárga színnel jelölt hálónégyzetek száma és ezzel párhuzamosan csökkent a legfelső, kifejezetten értékes kategóriába sorolt, kék színnel jelölt hálónégyzetek száma. Ez a változás a teljes projekterületre vonatkozó általános kép, ami mindenképpen annak tulajdonítható, hogy az inváziós fajok jelenléte a projekterületen található vízfolyásokban valóban érzékelhető, számottevő, ill. helyenként és bizonyos fajok esetében kifejezetten jelentős probléma. Ezt támasztják alá a projekt keretében kifejezetten az inváziós fajokra vonatkozóan végzett célvizsgálataink is. A kapott eredmények alapján a teljes projekterület szintjén végzett elemzés szerint a Rába hazai szakasza jellemzően a *kifejezetten értékes-értékes* kategóriába esik, ami összhangban van a fajgazdagsági mutató alapján kapott képpel. Ez alól az inváziós fajok figyelembevételével végzett modellezés esetén is a Nick alatti szakasz jelent kivételt, ami a modellezési eredmények szerint alapvetően a *közepesen értékes* kategóriába sorolható. A vizsgált

projektterületen a Rába mellett a védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költéselt” térbeli prioritizálási mutató alapján jellemzően *kifejezetten értékes-értékes* szakaszokként érdemes kiemelni az inváziós fajok hatása nélküli elemzéshez hasonlóan a Pinka felső, Pornóapáti fölötti szakaszát és alsó, Pinkamindszent alatti szakaszát, a Gyöngyös Lukácsháza fölötti szakaszát, ill. a Soproni-hegységből lefutó Rák-patak Sopron fölötti szakaszát. Hozzá kell tennünk, hogy ez utóbbi vízfolyásszakaszokon is található a modell által alacsony értékességi mutatóval jellemzett hálónégyzetek, de ezek jellemzően az adott hálónégyzetben a tényleges mintavétel hiányából, ill. sajnos az új modellfuttatás után is még mindig érzékelhető peremi hatásból következnek. Összességében a védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költéselt” térbeli prioritizálási mutató alapján a fentiekben kiemelt szakaszok mellett a Répce Dénesfa fölötti hazai szakaszát érdemes még kiemelni, mely jellemzően az *értékes*, helyenként *kifejezetten értékes* kategóriába került a modellezési eredmények alapján.



66. ábra. Makroszkópikus vízi gerinctelen fajgyűtesek térbeli prioritizálása, védett fajokkal súlyozva és inváziós fajok jelenlétének figyelembe vételével, 1×1-es hálónégyzetben ábrázolva, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

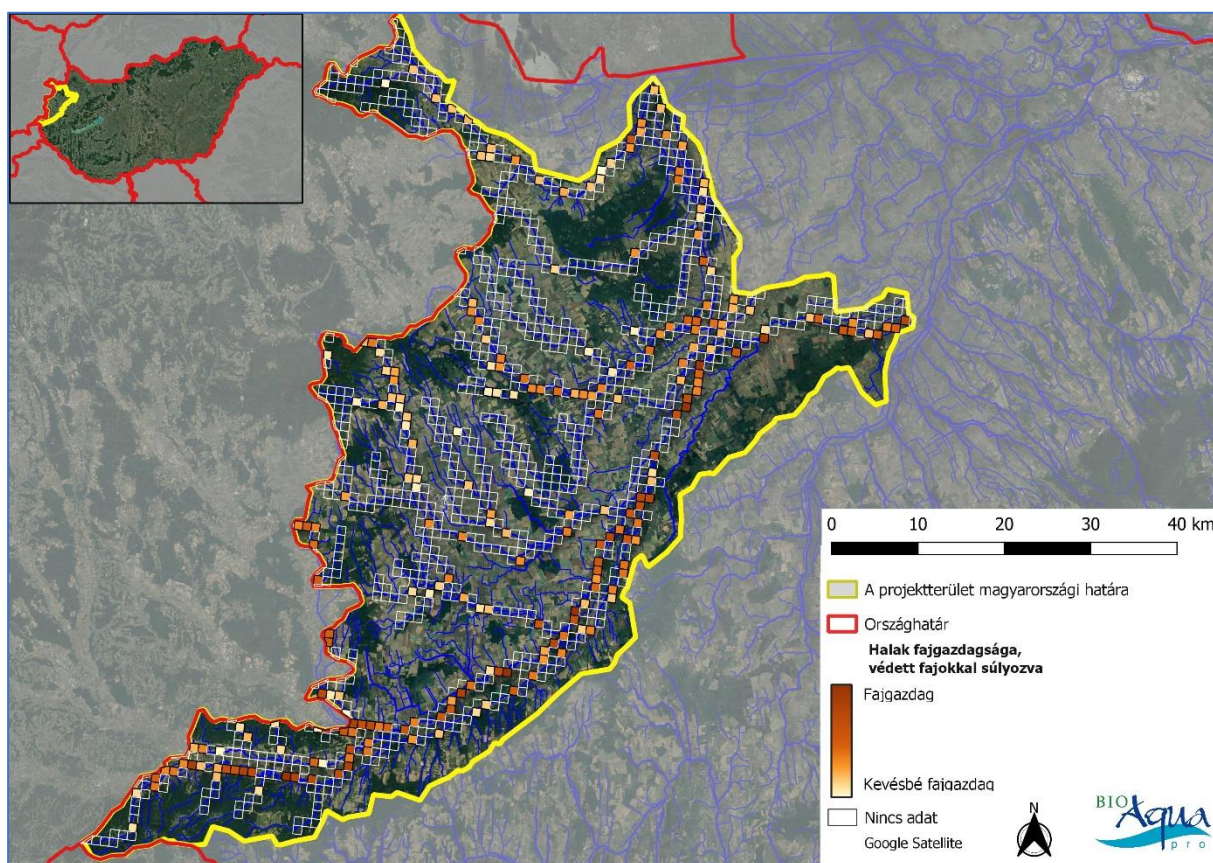
6.1.1.2. Hal adatok alapján kapott eredmények bemutatása

A projektterületen vizsgált összes vízfolyás összesen 1108 db 1km×1km-es ETRS hálómézővel fedhető le. Halközösségekre vonatkozó adatok összesen 235 ilyen négyzetből állnak rendelkezésre (az összes mezőből levonjuk a mintavételi pontot nem tartalmazó, illetve a nullás mintavételi eredménnyel rendelkező mezőket). A halfajgyűtes adatállománya alapján a projektterület teljes magyarországi részére elvégzett modellezések eredményei közül az alábbiakban csak azoknak a modellfuttatásoknak az eredményét értékeltük, amely az egyes hálónégyzeteket érintő jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó inhomogenitás csökkentésével (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** fejezet) és a projektterület pereméhez közel elhelyezkedő hálónégyzetek alulértékelésének, az ún. „peremi” hatásnak a kiküszöbölésével (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** fejezet) történtek.

Ha csupán a *fajgazdagságot* (az adott 1km×1km-es ETRS mezőben talált összes faj számát) nézzük, akkor *kiemelkedő* értékeket láthatunk a Rába folyó több szakaszán: Szentgotthárd (a Lapincs torkolata), Rábagyarmat (2 ETRS mező), Rábahídvég, Rum, Ostffyasszonyfa, Nick (duzzasztó alatti szakasz). *Fajgazdagnak* mondható ETRS mezők találhatók a Rába több pontján: Csörötnek (3 mező), Gasztony, Csákánydoroszló, Molnaszecsőd, Rábahídvég, Ikervár, Hegyközség, Uraiújfalu, Pápac, Marcaltó. Szintén *fajgazdag* a Pinka folyó mentén 5 ETRS mező, a Csörnőc-Herpenyőn Sótónynál, a Répce mentén Gyórá mellett, az Ikva mentén Agyagosszergény mellett, illetve a Sorok mentén Gutaházánál lévő ETRS mezők. *Mérsékeltén fajgazdagnak* minősíthető a Rába folyó fennmaradó szakaszainak nagy része, a Pinka nagy része, a Lahn-patak és a Vörös-patak egy-egy pontja, a Strém magyarországi szakasza, a Csörnőc-Herpenyő nagyobb része, a Répce vizsgált pontjainak nagyobb része, a Kis-Rába és az Ikva néhány pontja. *Fajszegénynek* bizonyultak a fenti vízfolyások további szakaszai és általában a kisebb vízfolyások, mint például a Szölnöki-patak, Hársas-patak, Huszászi-patak, Rönöki-patak, a Gyöngyös, a Kardos-ér.

Itt kell azonban megjegyezni, hogy a különböző típusba tartozó vízfolyásoknak a halközösség fajszáma alapján történő összevetése kissé csalóka megközelítés, mert egy kisvízfolyásban (pl. a Szölnöki-patak) eleve kisebb fajszámú halközösség alakulhat ki, mint a folyókban, és nem vehető össze egy-az-egyben a nagyobb vízfolyásokkal, mint ahogy az megtehető például a Rába és a Lapincs viszonylatában.

Természetvédelmi szempontból ugyanakkor informatívabb és használhatóbb az osztályozás, ha a *fajgazdagságot súlyozzuk a védett fajok jelenlétével* (vagyis a védett fajok jelenléte növeli az adott hálóméző értékességét), ennek eredményét mutatja a 67. ábra.



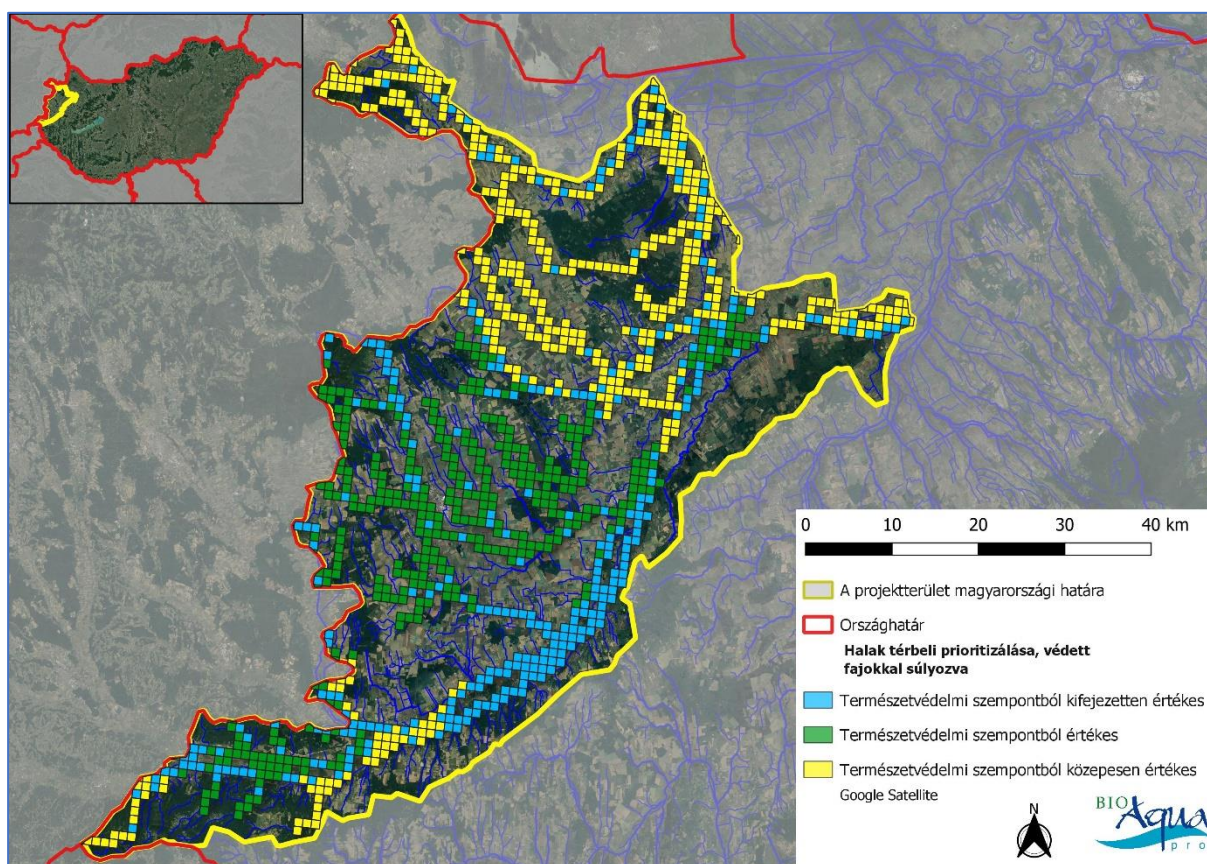
67. ábra. Halak fajgazdagsága védett fajokkal súlyozva, 1km×1km-es ETRS hálómézőkön ábrázolva

A fentebb ismertetett – csak a fajszámon alapuló – osztályozáshoz képest a súlyozás azt a változást hozza, hogy a Rába néhány (7) ETRS mezője magasabb értékességi kategóriába kerül (ennek oka a védett fajok magas aránya a négyzetben előkerült fajok között), míg szinte ugyanennyi ETRS mező (8) az eggyel gyengébb kategóriába csúszik le (kevesebb védett faj a fajkészletben). Nagyon szemléletes

példa a védett fajok jelenléte alapján történő súlyozás eredményességére és hasznosságára az, hogy a Rába Csörötnek melletti három ETRS mezője a csak fajszám szerinti értékelés során ugyanabba a kategóriába (fajgazdag) került, míg a súlyozott értékeléssel a három közül a magyarlaki gát fölötti négyzet (duzzasztott szakasz) a kevésbé értékes kategóriába csúszott le, míg a gát alatti, alvízi (nem módosított) szakaszt magába foglaló négyzet a kiemelkedően értékes kategóriába került fel, vagyis a súlyozás differenciálta az eredetileg megegyező minősítést – egyébként az előzetes szakértői becslés alapján kialakult képek megfelelően.

A védett fajokkal való súlyozás a Pinka két, torkolatközei ETRS mezőjében hozott még javulást, és a Rábához hasonlóan ugyanannyi mező értékelését rontotta le egy fokozattal. Minden más esetben, ahol változást hozott a súlyozás (Gyöngyös, Kis-Rába és Ikva – egy-egy ETRS mező), az egy kategóriával történő romlást eredményezett.

Az adatok további feldolgozásának (ld. **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.. fejezet**) eredménye az elemzésbe bevont 1108 db 1km×1km-es ETRS *hálónégyzet* *halközösség* alapján történő *priorizálása*. A fajgazdagság-elemzés tapasztalatai alapján már eleve a *védett fajokkal súlyozott* modellt készítettük el (68. ábra) és elemezzük elsőként.



68. ábra. Az 1km×1km-es ETRS hálómézők térbeli prioritizálása, a védett fajokkal súlyozott hal-előfordulási adatok alapján

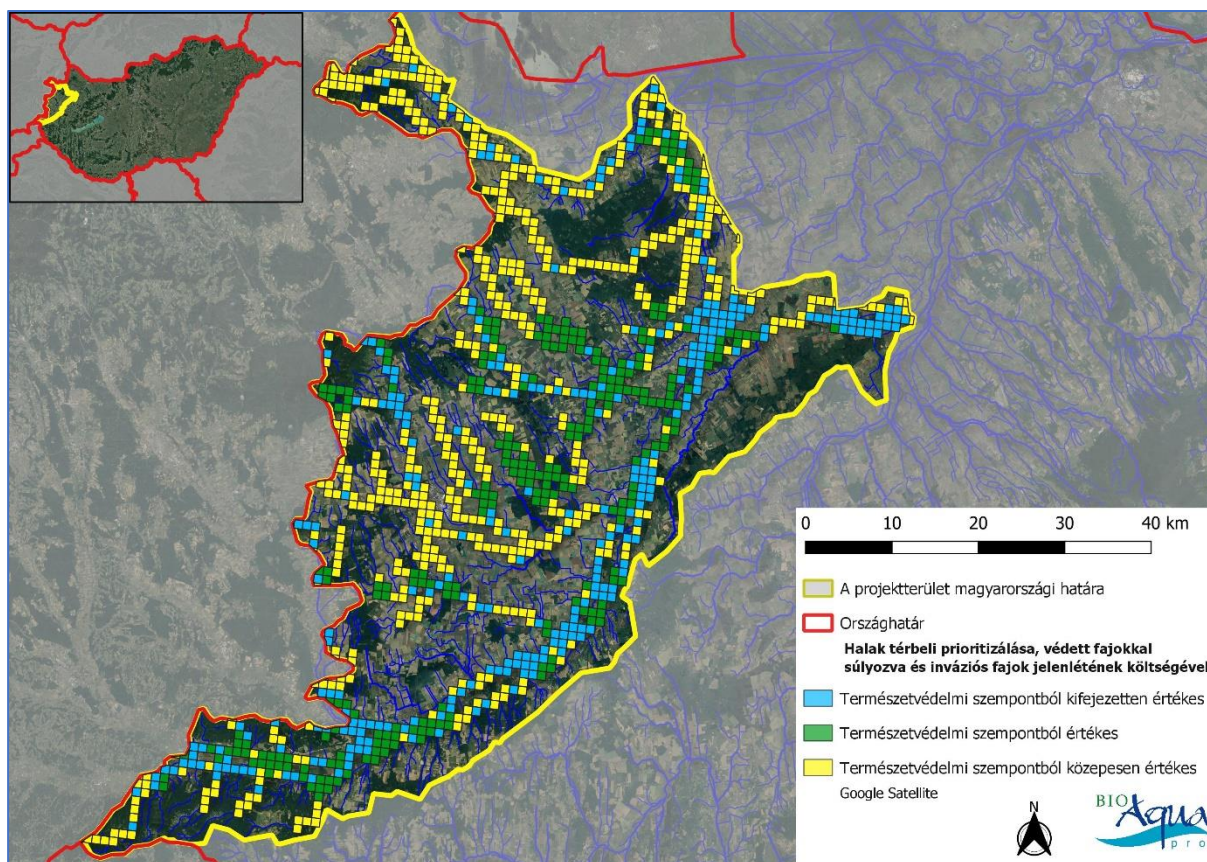
A térkép vizuális elemzése során az első dolog, ami feltűnik, hogy a Rába folyó teljes vizsgált hosszát bennfoglaló ETRS mezők (összesen 168) nagy része a „természetvédelmi szempontból kifejezetten értékes” kategóriába esik, 19 mező a „természetvédelmi szempontból értékes” kategóriába, és 20 mező kap „természetvédelmi szempontból közepesen értékes” besorolást. Ez egyébként megfelel a folyóról – mint halélőhelyről – kialakított általános szakértői értékelésnek, viszont néhány észrevételt kell itt tennünk. A Rábán nem a várhatóan (és a közvetlen terepi tapasztalatok, fogási eredmények alapján) gyengébb (pl. duzzasztott) szakaszok kaptak alacsonyabb besorolást; a duzzasztott szakaszok nem

kerülnek alacsonyabb értékeségi kategóriába, pedig a lépték (1km×1km) ezt lehetővé tenné, ugyanis a duzzasztógáták működése felvízi irányba több kilométeres hosszon fejt ki negatív hatást. Ezenkívül úgy tűnik, hogy az értékelés során a Rába „felfelé húzza” a beletorkolló kisebb vízfolyások alsó szakaszait, ami az egyes vízfolyások (pl. Lahn-patak, Rönök-patak, Vörös-patak, Hársas-patak, Huszászi-patak, Strém, Gyöngyös-múcsatorna, stb.) felmérési eredményei alapján nem feltétlenül igaz, lásd a fajgazdagság-térképeket és -elemzéseket fentebb.

A Pinka alsó (torkolatközei) szakaszának „természetvédelmi szempontból kifejezetten értékes”, illetve hazai fentebbi szakaszainak „természetvédelmi szempontból értékes” minősítése igazolja a terepi tapasztalatokat, ahogyan a Gyöngyös–Perint–Sorok vízfolyásrendszer túlnyomórészt a fenti két kategóriába történő besorolása is. Ugyanakkor itt is megfigyelhető az, hogy az ezekbe torkolló kisvízfolyások (pl. a Pinka mellett a Pornóapáti-patak, a Perint–Sorok mentén a Hideg-kúti-patak, Jáki-Sorok, Arany-patak) „természetvédelmi szempontból értékes” besorolása a terepi tapasztalatokkal nehezen támasztható alá.

Kiemelkedő értékeséget kapott még a Répce a vízfolyás túlnyomó részén, az Ikva teljes hosszának kb. negyedén, illetve egy-két hálómező a Kardos-ér, a Kis-Rába, és a Rák-patak mentén. Ez utóbbi – a vízfolyás mentén egyetlen – „természetvédelmi szempontból kifejezetten értékes” hálómező ismételtén rámutat a modell egyik gyengeségére, ugyanis a terepi tapasztalat ezt egyáltalán nem támasztja alá, ráadásul a mintázat mögött egyetlen adat áll, ami ráadásul egy nem védett faj – sebes pisztráng, vélhetően telepítésből származó – 5 egyedének előfordulási adata.

Elvégeztük az elemzésbe bevont 1108 db 1km×1km-es ETRS hálónégyzet *halközösség alapján történő prioritizálását a védett fajokkal súlyozva és az inváziós fajok jelenlétével költségetve* (69. ábra). (A „költségetve” kifejezés itt azt jelenti, hogy a inváziós faj jelenléte csökkenti az adott mező értékeségét – ellenben a védett fajjal történő „súlyozással”, amely növeli azt.)



69. ábra. Az 1km×1km-es ETRS hálómézők térbeli prioritizálása, a védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költséget hal-előfordulási adatok alapján

Az előző értékeléshez képest látványos az értékesség csökkenése a Rába mentén, 34 hálómező került át alacsonyabb besorolásba (inváziós fajok jelenléte), míg mindössze 3 hálómező kapott jobb besorolást (inváziós fajok hiánya, vagy alacsonyabb aránya a védett fajokhoz képest). Az újabb (értsd: inváziós fajokkal is számoló) értékelés alapján hasonló mértékű és irányú változást mutatnak a Pinka és a Gyöngyös felső folyása menti (Gencsapátiig) hálómezők is.

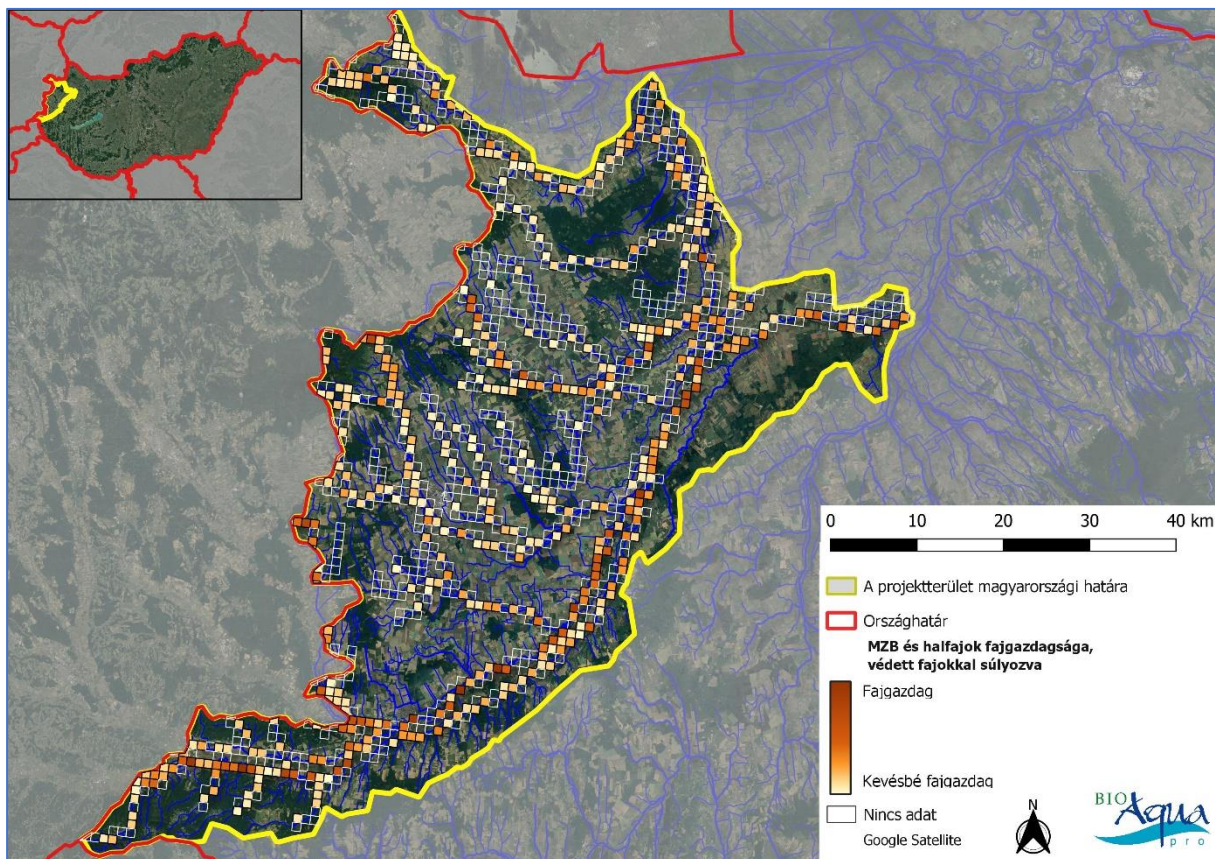
Jelentős változást okozott az inváziós fajokkal történő költségesítés a Sorok–Perint folyó mentén, illetve annak mellékvizsein (Hideg-kúti-patak, Jáki-Sorok, Arany-patak). A Répce mentán az inváziós fajok figyelembevételének kiegyenlítő, homogenizáló hatása volt: a felsőbb szakaszon (Répceszentgyörgy felett) jellemzően javult, a középső szakaszon jellemzően romlott, majd Kapuvárnál szintén javult a besorolás egy-egy kategóriával. Az Ikva menti hálómezőkben változás nem volt.

Több esetben az inváziós fajok jelenlétével számított besorolás meglepő eredményt adott, így például a Szerdahelyi-patak felső része eggyel magasabb kategóriába került, az alapadatokat megnézve viszont azt találtuk, hogy Kőszegszerdahely felett egyáltalán nincs terepi adat, így nehezen értelmezhető a modell részéről az érintett ETRS négyzetek „természetvédelmi szempontból értékes” minősítése. Hasonló változást tapasztalunk az Ablánc-patak felső részén, a Metőc-patak Nagygeresd–Iklandberény közötti szakaszán, de az alapadatok itt sem a kiemelt értékességet mutatják.

Összességében elmondható, hogy a védett és az inváziós fajok egyidejű figyelembevételével készült modell már közelít a terepen tapasztalt, illetve szakértői becslés alapján megállapított értékelésekkel, de továbbra fenntartjuk, hogy a mezőbesorolások egy része a terepi alapadatokkal nem mutat valós összefüggést és a szakértői értékeléssel sem esik egybe.

6.1.1.3. Hal és makroszkópikus vízi gerinctelen adatok alapján kapott eredmények bemutatása 1km×1km-es hálótérképen

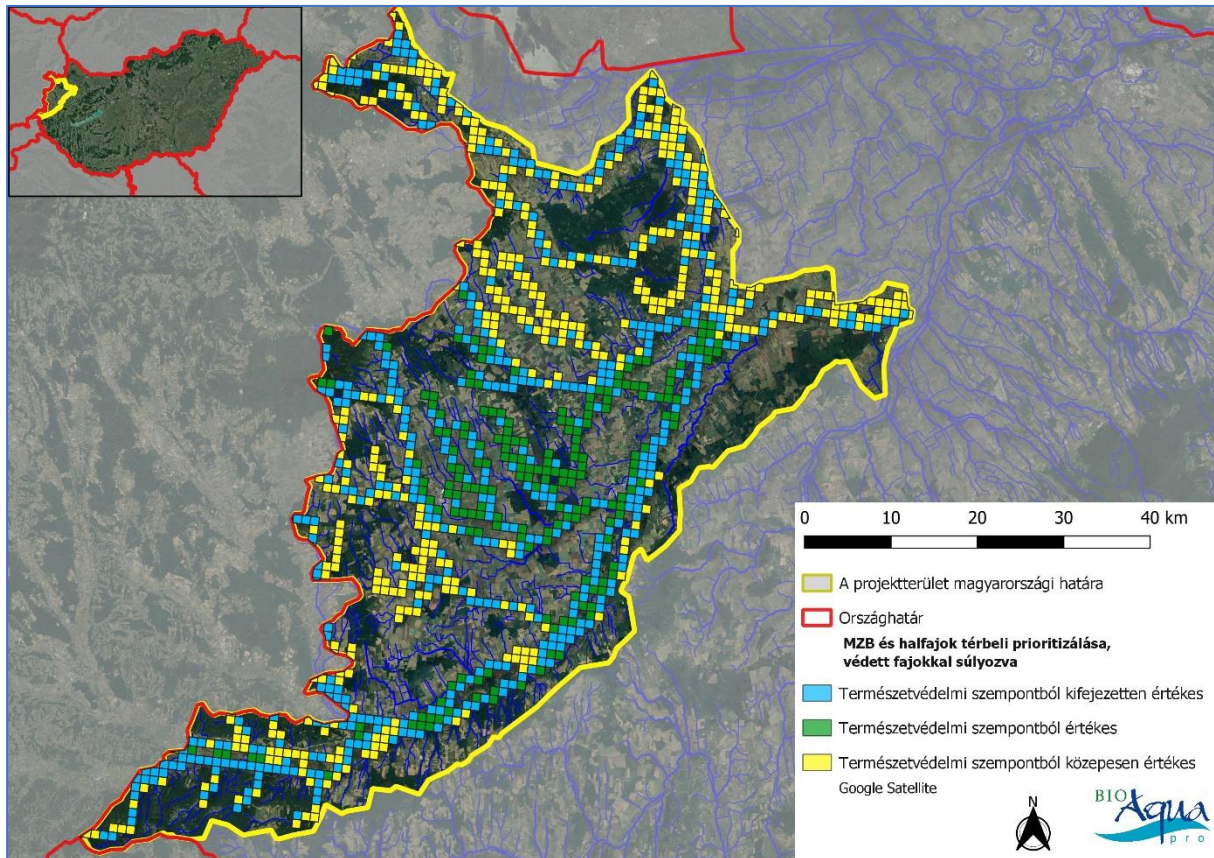
Míg az előző két fejezet a makroszkópikus vízi gerinctelenek és a halak felmérési eredményei alapján külön-külön értékeléseket mutatott be, ebben a részben a két élőlénycsoport felmérési eredményeit egyesítve, együttesen értékeljük az érintett 1km×1km-es ETRS hálónégyzetek értékességét. A halfajegyüttes és vízi makrogerinctelen fajegyüttes közös adatállománya alapján a projektterület teljes magyarországi részére elvégzett modellezések eredményei közül az alábbiakban csak azoknak a modellfuttatásoknak az eredményét értékeltük, amely az egyes hálónégyzeteket érintő jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó inhomogenitás csökkentésével (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.. fejezet**) és a projektterület pereméhez közel elhelyezkedő hálónégyzetek alulértékelésének, az un. „peremi” hatásnak a kiküszöbölésével (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.. fejezet**) történtek.



70. ábra. Makroszkopikus gerinctelenek és halak fajgazdagsága, a védett fajokkal súlyozva, 1km×1km-es ETRS hálómézőkön ábrázolva

A két csoport összesített adatait a védett fajokkal súlyozott fajgazdagság alapján értékelve az eredmény a következő megállapításokat teszi lehetővé. Összesen 478 olyan hálóméző van, amelyből rendelkezünk adatokkal. A 0 és 1 közé normalizált értékmutató 7 hálónégyzetben esett az 1–0,8 tartományba, 9 esetben 0,8–0,6 közé, 38 esetben 0,6–0,4 közé, 121 esetben 0,4–0,2 közé, és 303 hálónégyzet került a 0,2> értékességi kategóriába (70. ábra).

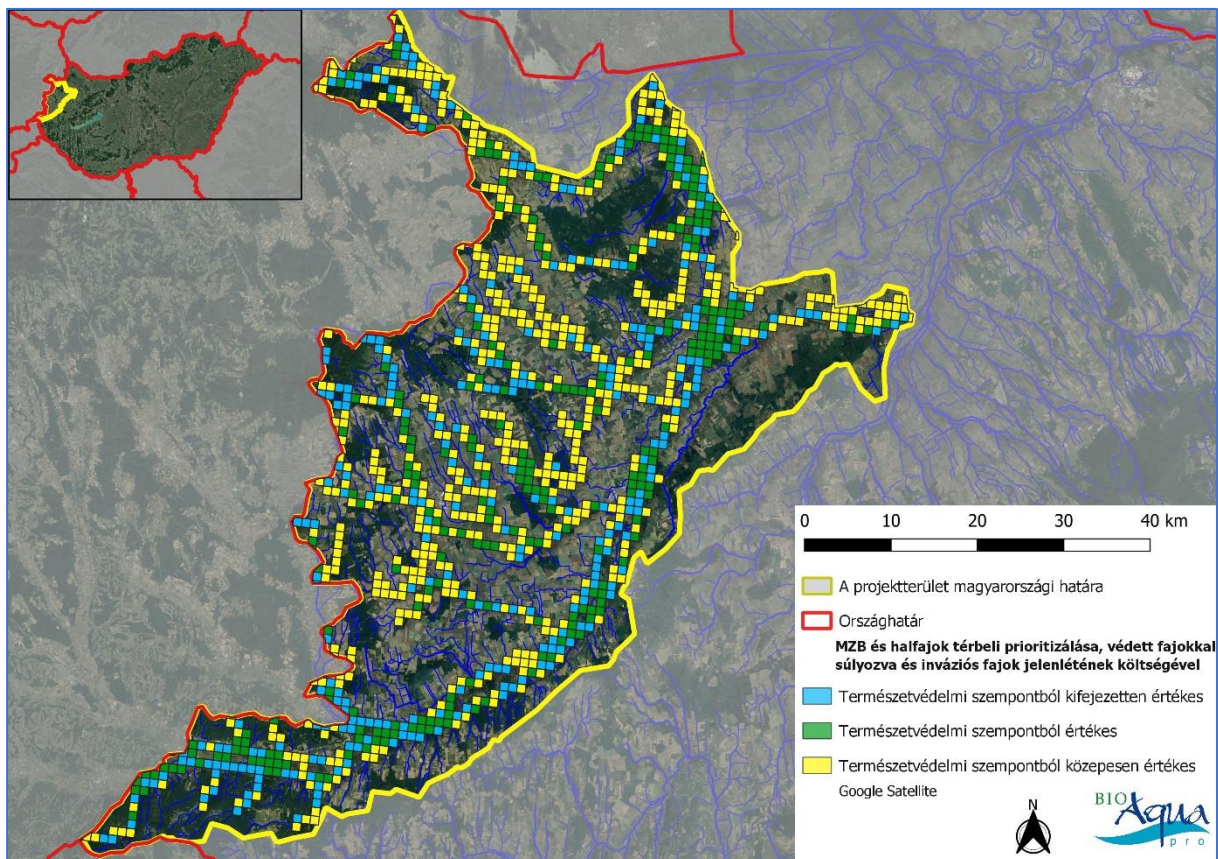
16 olyan mező van, amely a kiemelkedő értékességgel jellemezhető (>0,6), ebből 13 a Rábán (jobbára Sárvár felett, és ide sorolva a Lapincs torkolati szakaszát is), kettő a Pinkán (Felsőcsatár és Vasalja), és egy a Gyöngyösön (Kőszegnél az első duzzasztás felett) található. Értékesnek minősített mezők a Rába számos pontján, a Pinka belépő és a torkolat-közei szakaszain, a Gyöngyös felső szakaszán (Gyöngyösfaluig), a Sorok-Perint mentén és a Répcén található, illetve a kisebb vízfolyások közül a Rák-patak, az Ikva és a Csörnöc-Herpenyő mentén. Természetesen a gerinctelenek és a halak önálló értékelésénél tett megjegyzéseink (folyók és kisvízfolyások azonos szempontok szerinti értékelésének korlátai, kiemelkedő mintaszámmal jellemezhető négyzetek eltúlzott értékessége) az együttes értékelésre is érvényesek, de itt csak utalunk a korábban már leírt, részletesen kifejtett, és példákkal alátámasztott észrevételeinkre, azok ismétlése nélkül.



71. ábra. Az 1km×1km-es ETRS hálózók térbeli prioritizálása, a védett fajokkal súlyozott vízi gerinctelen és hal előfordulási adatok alapján

Az adatokat más módon feldolgozva elkészítettük az elemzésbe bevont 1108 ETRS hálózók prioritizálását a vízi gerinctelenek és halak összesített előfordulási adatai alapján, először csak a védett fajok jelenlétével súlyozva (71. ábra). Ahogyan arra számítani lehetett, az összesített adatok valamivel gyengébb képet mutatnak, mint a gerinctelen adatok önmagukban. Néhány vízfolyás esetében a különbség minimális, ilyen például a Rák-patak, az Ikva, a Kardos-ér, az Órség patakjai, a Gyöngyös felső folyása (Gyöngyösfaluig), Kőszegi-hegység patakjai a hegység belső részén; szintén nincs nagy különbség az eredményekben a Répce bal oldali mellékvizein (Metőc-patak, Pós-patak), a Köles-éren – ezeken mindkét elemzés alacsonyabb értékességet mutat. Szembeötlő a különbség a Rába bal parti mellékvizein (Rönöki-patak, Vörös-patak), a Gyöngyös–Perint–Sorok vízrendszerben (mellékvizek is) – az összesített fajlista itt lényegesen gyengébb eredményt ad. A nagyobb vízfolyásokban (Rába, Pinka, Répce) az összesített fajlista alapján kapott érték a hálózók mintegy felében ad egy, és néhány esetben két kategóriával gyengébb besorolást, mint a gerinctelen fajlista alapján tett értékelés.

Ha az összesített és a hal adatok alapján kapott értékeléseket vetjük össze, akkor általánosságban elmondhatjuk, hogy a kisvízfolyások jelentős részén (Rák-patak, az Ikva, a Kardos-ér, az Órség patakjai) az összesített értékelés jobb, mint a „halas” értékelés, és ugyanez a helyzet a Répce-n is; a Gyöngyös felső folyásán nem látható különbség; a Gyöngyös–Perint–Sorok vízrendszerben és a Pinkán az összesített értékelés ad gyengébb eredményt. Végezetül a Rábán az összesített eredmény a valamivel kedvezőbb értékelést eredményez, mint a „halas” besorolás.



72. ábra. Az 1km×1km-es ETRS hálózézők térbeli prioritizálása, a védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal költségelt vízi gerinctelen és hal előfordulási adatok alapján

A hal és vízi gerinctelen adatok alapján készített, a védett fajok jelenlétével súlyozott, és az inváziós fajok jelenlétével „költségelt” térbeli prioritizálás az értékelés, amely a legtöbb szempontot veszi figyelembe, tehát elméletileg az összes eddigi prioritizálás közül ennek kellene legjobban tükröznie a valós helyzetet, ti. a vizsált vízfolyásokat lefedő, 1108 darab 1km×1km-es ETRS hálózéző természetvédelmi értékességét (72. ábra). Okulva a korábban kapott mintázatok elemzésein (ld. a megelőző részekben), az alapadatokkal és a sokéves terepi tapasztalatokkal való összevetések tanulságain, úgy gondoljuk, hogy a kapott mintázatot nem szabad „négyzetről-négyzetre” – vagyis az egyes négyzetek minősítését az általa lefedett vízfolyásszakaszra vonatkoztatva – értékelni, hanem a kapott képet csak nagyobb léptékben érdemes értelmezni. Ez azt jelenti, hogy egy vízfolyás vagy vízfolyás-szakasz értékességét az azt tartalmazó összes hálózéző minősítését figyelembe véve lehet meghatározni.

Fentiek alapján a Rába a teljes vizsgált szakaszon az „értékes/kiemelten értékes” kategóriákba sorolandó. Az értékmodell által rajzolt mintázat alapján nem lehet a folyót szakaszokra osztani, az értékesség tekintetében egységesen kell kezelni, azzal az egyetlen megjegyzéssel, hogy a kiugróan magas értékességű hálózézők (>0,8, összesen 7 db – nem a térképről, hanem az adattáblából kiolvasva) mind a Sárvár feletti folyószakaszon találhatóak – ez egyébként összevág a szakértői értékeléssel is. A Lapincsnak csupán rövid szakasza esik az ország területére, de az „kiemelkedő értékességgel” jellemezhető. A Pinka összesített eredménye „értékes/kiemelten értékes”, a mintázat itt sem teszi lehetővé szakaszok lehatárolását. A Gyöngyös esetében megkockáztathatjuk a mintázat alapján a szakaszolást, a Gyöngyösfalu feletti részeket összesítve a „kiemelten értékes”, az alatta lévő vízfolyásszakaszt „értékes/közepesen értékes” kategóriába soroljuk. A Perint–Sorok vízrendszert „értékesnek” minősíthetjük. A Répcén a mintázat szintén nem határol le szakaszokat, a szummázott értékelés „kiemelten értékes/értékes”.

A kisebb vízfolyások esetében a kapott mintázat alapján még nehezebb összesített értékeléseket tenni, a szakaszolás pedig még bizonytalanabb (vízfolyásonként kevesebb minősített hálómező). Ami egyértelműen kiolvasható a mintázatból, az a Rák-patak, és a Kőszegi hegység patakjainak „kiemelten értékes/értékes” minősítése, az Ikva, a Kardos-ér, a Kozár-Borzó, a Strém, az Ablánc-patak, és az Őrségből lefutó patakok összességében „értékes” besorolása. A többi kisvízfolyás összesített értékelés alapján a „közepesen értékes” kategóriába kerül.

Itt is ki kell hangsúlyoznunk ugyanakkor, hogy a modellnek vannak hibái és korlátai, amiket szintén észben kell tartanunk az értékelések során (mivel korábban, illetve a következőkben ezeket részletesen taglaltuk/taglaljuk, itt kifejtés nélkül): a modell igényli az alapadatok térben egyenletes eloszlását, ellenkező esetben megkérdőjelezhető besorolásokat állít elő; ugyanazon számok alapján értékeli az eltérő adottságú vízfolyásokat (patakok és folyók), ami az optimális esetben várható fajszámok különbözősége miatt hibás megközelítés; a prioritizálás során az egyes mezők értékességében sokat számít a szomszédos mező minősítése, pl. a magas értékességű mezők indokolatlanul, és természetvédelmi szempontból valójában alá nem támasztható módon megemelik a szomszédos mezők értékelését; a modell a tapasztalatok szerint túlsúlyozza a több védettségi kategóriába eső (pl. védett és közösségi jelentőségű) fajok jelenlétét.

6.1.2. Az eredmények vízfolyásonkénti elemzése

6.1.2.1. Makroszkópikus vízi gerinctelen adatok alapján kapott eredmények értékelése

A 6.1.1.1.–6.1.1.3. fejezetekben az értékelés alapja az volt, hogy a modell a teljes felmérési területen keletkezett összes előfordulási adat alapján végezte el a számításokat (az egyes 1km×1km-es ETRS mezők értékelését), majd az így kapott mintázatokat elemeztük a projektterületre vonatkoztatva, az egyes vízfolyásokat egymáshoz is hasonlítva (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** fejezet).

Ettől eltérően ebben a fejezetben az értékelés és modellkészítés úgy történt, hogy az összes adatból kiemeltük a vízfolyás által érintett ETRS hálómezők vízi gerinctelen adatait, és ezekre önállóan is lefuttattuk az elemzéseket. Tehát ebben a fejezetben az értékesség csak az adott vízfolyás egyes részeinek viszonylatában értelmezett, a tárgyalt vízfolyások egyes részeit mérjük össze egymással, vagyis jelen fejezetben a vonatkozó eredményeket más vízfolyásokra vonatkozó adatoktól függetlenül értékeltük (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** fejezet).

A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes adatállománya alapján a projektterület négy kiemelt folyójának a projektterület magyarországi részét érintő szakaszára elvégzett modellezések eredményei közül az alábbiakban minden modellfuttatás eredményét értékeltük, tehát azokat is, amelyek az egyes hálónégyzeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó inhomogenitással terheltek (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** fejezet), és a projektterület pereméhez közel elhelyezkedő hálónégyzeteket indokolatlanul alul értékelték (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** fejezet). Ezen objektív értékelést negatívan befolyásoló hatásokkal terhelt modellezési eredményeknek az értékelése, a biotikai alapadatok szakértői értékelésével való összevetése vezetett oda, hogy megfogalmazódott az egyes hálónégyzeteket érintő jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó inhomogenitás csökkentésével (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** fejezet) és a projektterület pereméhez közel elhelyezkedő hálónégyzetek alulértékelésének, az ún. „peremi” hatásnak a kiküszöbölésével (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** fejezet) történő modellezés szükségessége. Természetesen az alábbi fejezetek ezeknek az újra futtatott modellezéseknek az értékelését is tartalmazzák, sok esetben rávilágítva a jelzett hibákkal terhelt modell eredményeihez képest mutatott különbségekre.

A Rába makroszkópikus vízi gerinctelen faunájának értékelése az értékességi mutatók alapján

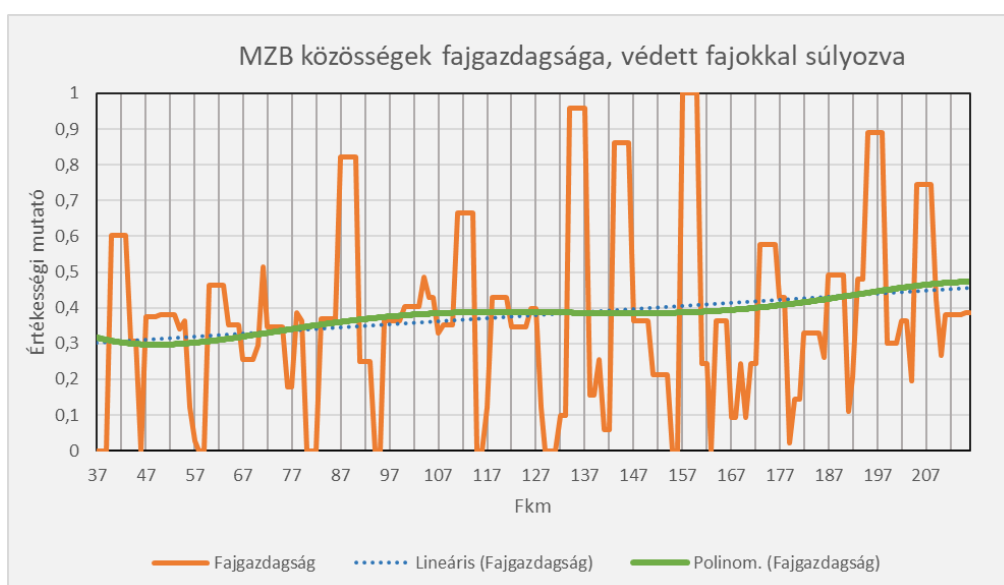
Az elmúlt, több mint 3 évtizedes időintervallumból a Rábából származó vízi makroszkópikus gerinctelen adatokra vonatkozóan elvégzett modellvizsgálat eredményei szerint a védett fajokkal súlyozott fajgazdagságon alapuló értékességi mutató vizsgálata alapján elmondható, hogy a Rába középvízi medrére fektetett legtöbb 1×1 km-es kvadrát értékességi mutatója a közepesen értékes

kategóriába esett. A Rába hazai szakasza mentén a *közepesen értékes* (0,6 >) kategóriába 165 hálónégyzet esett, míg az *értékes* (0,6-0,8) kategóriába 4, a *kifejezetten értékes* (>0,8) kategóriába pedig 5 hálónégyzet tartozik a fajgazdagsági értékességi mutató alapján. A legmagasabb értékességi mérőszámokkal a Rába 88., 89., 135., 144., 158. és 196. folyamkilométere rendelkezik, tehát a Rába sárvári, körmendi, molnaszecsődi, magyarlakai, rábahidvégi és csörötneki szelvényei kifejezetten értékes szakaszoknak tekinthetők a makroszkópikus vízi gerinctelen fauna fajgazdagsága alapján számított értékességi mutatók alapján. Megvizsgáltuk, hogy mi az oka annak, hogy ez a 9 db 1×1 km-es hálónégyzet a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági értékességi mutató alapján kiemelkedik a többi közül. Megvizsgálva ezeket a hálónégyzeteket megállapítható, hogy 2 kivételével eltekintve olyan hálónégyzetekről van szó, amelyekben legalább 1 jól megközelíthető híd található. Tehát ezek a hálónégyzetek nem településektől távol, hidromorfológiai módosításoktól mentes Rába-szakaszokat metszenek, hanem időjárási körülményektől függetlenül jól megközelíthető és ebből következően viszonylag kis járulékos energiabefektetéssel mintázható Rába-szakaszokat. Megvizsgálva az érintett hidak környezetében kijelölt mintavételi helyeket azt tapasztaljuk, hogy jellemzően ezeken a jól megközelíthető mintavételi helyeken az elmúlt, több mint 3 évtizedben számos, minimum 10, de bizonyos mintavételi helyen közel 30 mintavétel történt. Fentebb a 61. ábrán, a Rába példáján látszik, hogy a fajtelítődés eléréséig a mintavételi gyakoriság és a kimutatott fajok száma között szignifikáns összefüggés mutatható ki. Felmerülhet a kérdés, hogy a mintázott hídkörnyéki szakaszokon egyébként valóban több faj fordul-e elő, mint egyéb szakaszokon. A hidak környezetében található kőszórásokon jellemzően sok olyan faj előkerül, mely a felsőbb szakaszokra, vagy inkább patakokra jellemző. Ezek az árvizekhez kapcsolódóan elsodródó egyedek a hidak környezetében található gyors áramlású, kőszórásokkal tarkított mederrészekben gyakran kedvező életfeltételeket találnak és tartósan képesek megtelepedni. Ugyanakkor a 9 db magas védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági értékességi mutatóval jellemezhető hálónégyzet közül kettő esetében nem található hídszelvény, viszont az érintett hálónégyzetekben található mintavételi helyeken szintén nagyszámú mintavétel zajlott az elmúlt, több mint 3 évtizedben. Az egyik az ikervári duzzasztó alvizén található, a másik pedig Magyarlak térségében szintén a duzzasztó alvizén. Mindkét hálónégyzetben többszöri mintavétel történt. Ez azt támasztja alá, hogy a kapott kifejezetten értékes és értékes kategóriába sorolt hálónégyzetek nem feltétlenül fajgazdagabbak, mint a többi hálónégyzet, hanem a nagyobb mintavételi aktivitásnak, gyakoriságnak is jelentős szerepe lehet a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági értékességi mutató kapott magas értékében.

A védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági értékességi mutató alakulásában arra számítottunk, hogy a különböző duzzasztóművek alvizén kialakult sekélyebb, nagyobb áramlási sebességű mederrészek és a felvízen jellemző, mélyebb, lassú áramlási viszonyok következtében kialakult változatos habitatösszetétel miatt ezeket a szakaszokat metsző hálónégyzetekben nagyobb értékeket kapunk. Az előzetes várakozásokkal ellentétben ezek a szakaszok nem voltak minden esetben kiemelkedően fajgazdagok. Bizonyos esetekben az alvíz és a felvíz mérőszámai között tapasztaltunk szembetűnőbb értékkülönbséget. Ilyen volt például a magyarlakai duzzasztómű, ahol a felvízen bekövetkező változások (pl.: feliszapolódott mederanyag, lelassult áramlási viszonyok) olyannyira megváltoztatták a makrogerinctelen fauna összetételét és taxonszámbeli viszonyait, hogy a fajgazdagságon alapuló értékességi mutató csupán 0,2 volt, míg a duzzasztómű alatt ez az érték már 0,89-re növekedett, hiszen itt már a természetes rábai mederanyag került újra előtérbe, ami rendkívül változatos makrogerinctelen fauna megtelepedését segíti elő és a reofil fajok dominanciája jellemző (pl.: *Aphelocheilus aestivalis*, *Ephoron virgo*, *Neoephemera maxima*, *Ophiogomphus cecilia*). Megvizsgálva a mintavételek számát a két hálónégyzetben ugyancsak jelentős különbséget kapunk, hiszen míg a 0,2-es értékkel jellemezhető felvízi hálónégyzetben 1 mintavételi helyek 6 mintavételről eredményei kerültek bele a modellvizsgálatba, addig az alvízi hálónégyzetből 2 mintavételi helyről, több mint 25 mintavétel eredményei. Így nem lehet kizárni, hogy a mintavételi gyakoriság/aktivitás ebben az esetben is számottevően befolyásolta a kapott fajgazdagsági mutató értékét.

A heterogén összetételű és szerkezetű abiotikus habitat-struktúrának és az azzal mozaikoló biotikus élőhelytípusoknak köszönhetően a Rába hazai szakaszán igen diverz makrogerinctelen fauna jellemző. Ez annak ellenére is igaz, hogy bizonyos szakaszokon erősen módosított hidromorfológiai állapot jellemzi a folyót, illetve különböző típusú és eredetű, részben Ausztriából érkező antropogén

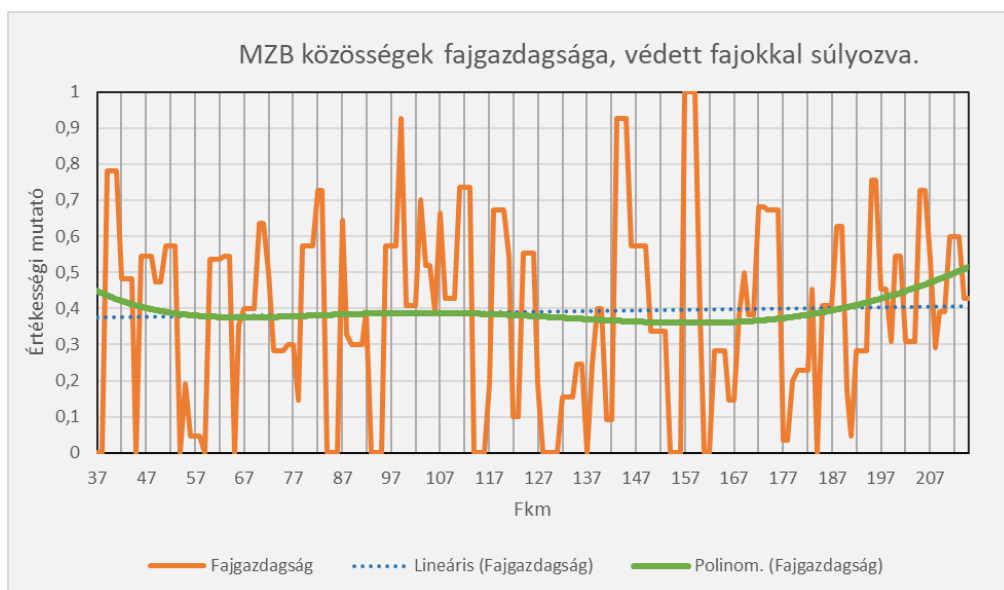
szennyezések is érik a folyót. Az értékségi mutatók alakulásában tehát, nagy valószínűség szerint a természetes rábai mederanyag előfordulásával jellemezhető folyamkilométer szelvények érik el a legmagasabb értékeket. A kapott modellezési eredmények alapján a Marcaltótól Sárvárig tartó alsó szakaszon a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági értékségi mutató értéke jellemzően átlagosan alacsonyabb, míg a Sárvár fölötti szakaszon magasabb. Összességében a 73. ábrán látható, hogy folyásirányban felfelé haladva kis mértékben, de érzékelhetően növekszik a mutató értéke. Ez valószínűleg összefüggésben van azzal, hogy felvízi irányba a határ felé haladva növekszik a durvább frakcióméretű üledék aránya a mederben, egyre inkább a sóder/aprókavics (2–20 mm) és a folyami kavics (2–6 cm) frakció válik dominánssá és a folyamihomok frakció szerepe és borítása csökken a mederben. Ez oly módon van összefüggésben a fajgazdagsággal, hogy a hazánkban előforduló folyóvízi reofil vízi makrogerinctelen fajok között nagyobb arányban található a durvább mederanyagú üledékhez kötődő litofil fajok, mint a folyamihomok frakciójú üledékhez kötődő pszammofil fajok, és a nagyobb potenciális fajkészletből több faj előfordulása realizálódik egy-egy konkrét szakaszon, amennyiben az antropogén hidromorfológiai módosító hatások és terhelések mértéke között nincs számottevő különbség. Ugyanakkor az objektív értékeléshez hozzátartozik és az alábbi ábrán érzékelhető fentiekben leírt tendenciát számottevően befolyásolhatja az is, hogy a kiemelkedő mintavételi gyakorisággal mintázott kifejezetten értékes és értékes hálónégyzetek közül csak 1 található a Sárvár alatti szakaszon.



73. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságának alakulása a folyamkilométer függvényében.

A 74. ábra már annak a modellezésnek az eredményét mutatja, mikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságát az egyes hálónégyzeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével vizsgáltuk és ábráztuk a folyamkilométer függvényében. A korábbi modellezéshez képest az újra lefutott modellszámítás eredményei szerint átlagosan valamelyest növekedett a normalizált fajgazdagsági mutató. Rába hazai szakasza mentén a *közepesen értékes* (0,6 >) kategóriába tartozó hálónégyzetek száma 165-ről 154-re csökkent, míg az *értékes* (0,6-0,8) kategóriába tartozóké 4-ről 16-ra nőtt. Eközben a *kifejezetten értékes* (>0,8) kategóriába sorolt hálónégyzetek száma 5-ről 4-re csökkent. Amennyiben azonban a ténylegesen nem mintázott hálónégyzeteket (összesen a Rába középvíz medrét metsző 174 hálónégyzetből 88-ban nem volt mintavétel) nem számítjuk bele, akkor azt kapjuk, hogy a valóban mintázott hálónégyzetek 76%-a jellemezhető 0,6 alatti fajgazdagsági mutatóval, illetve a hálónégyzetek több mint 30%-a 0,4-0,6 közötti tartományba esik, ami a 0 és 1 közötti skála középső tartománya. A védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató alapján megállapítható, hogy a

korábbi anomáliák elkerülése érdekében újra lefuttatott modellezés eredményei szerint a Rába mentén a Rába viszonylatában a közepes fajgazdagságú hálónégyzeteket dominálnak a hosszszelvény mentén ateljes szakaszon, ennek megfelelően a hosszszelvény mentén a fajgazdagság lineális görbéje nem mutat trend jellegű változást. Ezt az egységes képet árnyalja, hogy ha megnézzük a 0,6 vagy ettől nagyobb normalizált fajgazdagsági mutatóval jellemezhető hálónégyzeteket, akkor azt tapasztaljuk, hogy ezek 95%-ban a Sárvár fölötti Rába-szakaszon helyezkednek el. Amennyiben tehát a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató alapján értékeljük a Rábát, akkor azt mondhatjuk, hogy a Rába Sárvár fölötti szakasza a Rába projektterületen húzódó szakaszán belül fajgazdagabbnak tekinthető, mint a Sárvár alatti szakasz.

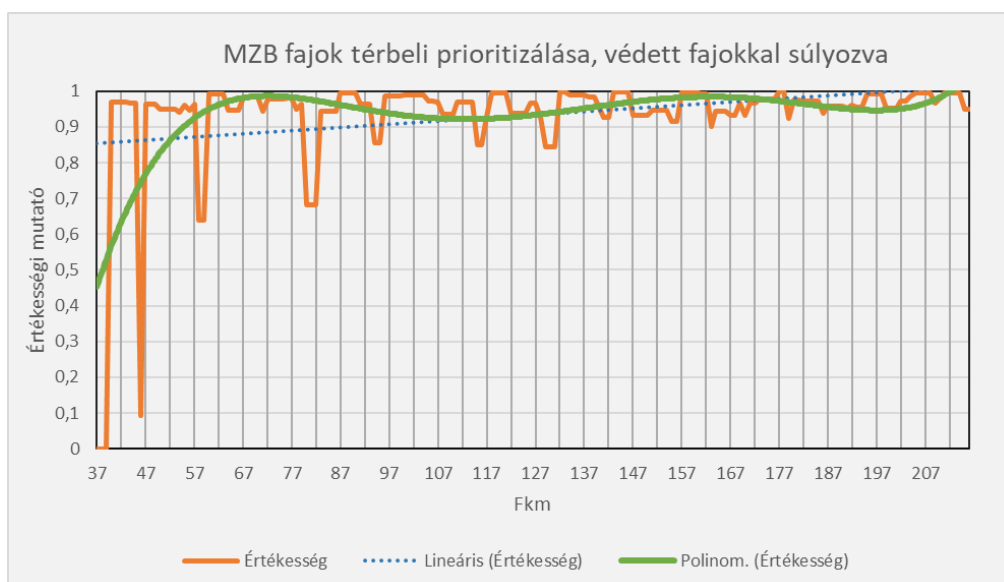


74. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságának alakulása a folyamkilométer függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

Az elmúlt, több mint 3 évtizedből származó teljes makroszkópikus vízi gerinctelen adatállomány alapján végzett modellszámítás során kapott védett fajokkal súlyozott térbeli priorizálás eredményeit mutatja a folyamkilométer függvényében a 75. ábra a Rába Marcaltó és országhatár közötti szakaszán. Az elemzések alapján Marcaltótól az országhatár felé haladva pozitív irányú tendencia figyelhető meg az értékeségi mutató alakulásában. Átlagosan a legalacsonyabb értékeket a Kemenesszentpéter és Marcaltó közötti alsó szakaszon kaptuk. Itt már döntően finomszemű folyami homok és iszap dominanciája jellemző. Ezen a szakaszon a finomabb szervesanyag partikulumok magas koncentrációja miatt elsősorban a gyűjtögető szervezetek dominanciája (szűrő és detrituszfaló szervezetek) jellemző. A hazai vízfolyásokban potenciálisan előforduló reofil fajok között kisebb számban található ilyen fajok, így az ilyen jellegű folyószakaszok alacsonyabb fajszámában, ezzel összefüggésben priorizálási eredményeiben szerepe lehet annak is, hogy az ilyen jellegű szakaszokon a potenciális fajkészlet is kisebb, mint a durvább mederanyagú mederszakaszokon. Természetesen az ilyen jellegű vízfolyásszakaszokon is fordulnak elő természetvédelmi szempontból értékes, védett fajok. Ezen fajok között kell említeni a következőket: *Ephoron virgo*, *Gomphus vulgatissimus*, *Oligoneuriella keffermuelleriae* vagy az *Unio crassus*. Összességében tehát legalacsonyabb értékeségi mutatókat egyrészt a projektterület folyásirány szerinti alsó határához legközelebbi, Kemenesszentpéter és Marcaltó közötti vízfolyásszakaszt metsző hálónégyzetek kapták, azaz a 38. és 50. fkm közötti Rába-szakaszt sorolhatjuk ide, ami a modellezés eredményei szerint természetvédelmi szempontból közepesen értékesnek adódott. Szintén ebbe a kategóriába esett a 85. és 88.fkm közötti szakasz, tehát a Sárvár alatti mintegy 4 fkm hosszú folyószakasz, ahonnan folyásiránynak felfelé haladva az értékeség nő. A modell Szakonyfalunál is mutatott egy hálónégyzetet a 212. fkm-ben, ahol az értékeségi mutató a

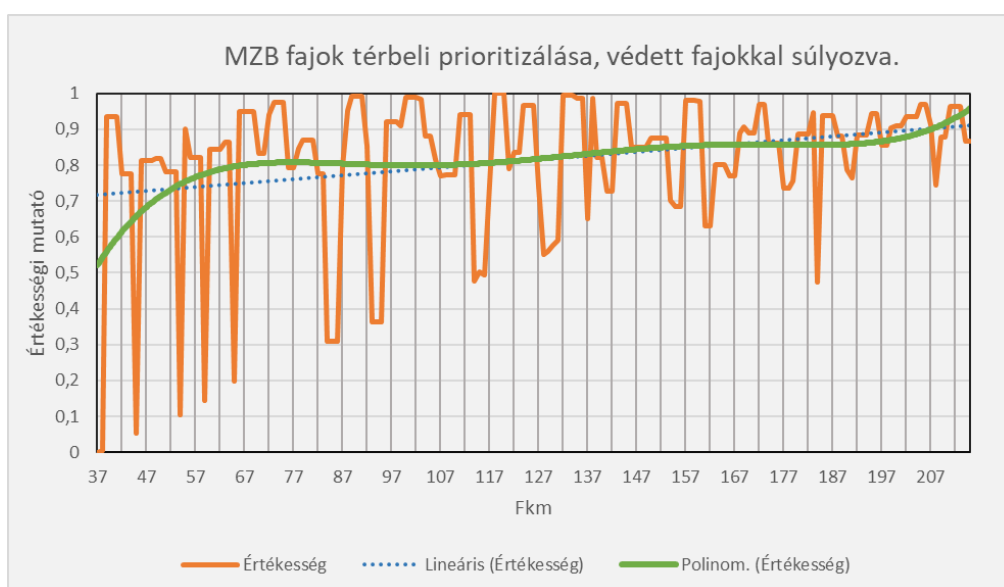
legalacsonyabb értékességi kategóriát mutatta, de ez a hálónégyzet széli helyzetű és csak egy néhány méteres Rába szakaszt metsz. A modellezés eredményei alapján a *közepesen értékes* kategóriába mintegy 21 hálónégyzet sorolható. A természetvédelmi szempontból *értékes* kategóriába 17 hálónégyzet esett. Ezek főleg az Ikervár és Vág közötti szakaszon találhatóak szétszórva. A fennmaradó 136 hálónégyzet, tehát a Rába vizsgált szakaszának középvízi medrét metsző hálónégyzet túlnyomó része természetvédelmi szempontból *kifejezetten értékesnek* adódott. A kapott eredmények megbízhatóságának értékeléséhez azonban érdemes összevetnünk a térbeli prioritizálási eredményeket azzal, hogy a Rába középvízi medrét metsző hálónégyzetek közül melyekben volt tényleges mintavétel, és ezek között milyen megoszlásban találunk a modell által *kifejezetten értékes*, *értékes* és *közepesen értékes* kategóriába sorolt hálónégyzeteket. Nos a kapott védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálási eredmények megbízhatóságát csökkenti, hogy minden olyan hálónégyzet, ahol volt tényleges mintavétel a modellezés eredményei szerint a *kifejezetten értékes* kategóriába került, függetlenül attól, hogy a vizsgált Rába-szakasz melyik részén helyezkedik el. Például az átlagosan legalacsonyabb értékekkel jellemezhető Kemenesszentpéter és Marcaltó közötti szakaszon található 18 hálónégyzet közül 3-ban volt tényleges mintavétel, ezek mindegyike *kifejezetten értékesnek* adódott a modellszámítás szerint, mégpedig kifejezetten magas 0,96 fölötti értékkel. Mindeközben az ezen hálónégyzetekkel szomszédos (közvetlenül érintkező) ténylegesen nem mintázott négyzetek a modellezés eredményeként kifejezetten alacsony értékeket (0,1>) kaptak és a *közepesen értékes* kategóriába kerültek. Eközben pedig a vizsgált Rába-szakasz alsó és felső végeitől távolabb, a szakasz közepe felé a ténylegesen nem mintázott hálónégyzetek között is találunk, sőt nem is kis arányban találunk *kifejezetten értékes* és *értékes* kategóriába sorolt hálónégyzeteket. Ez arra utal, hogy a modell a számítás során jelentős súllyal veszi figyelembe, hogy a hálónégyzet hol helyezkedik el a projekterületen belül és jelentősen negatívan súlyozza a projekterület széléhez közelebb elhelyezkedő hálónégyzeteket. A kapott eredmények arra utalnak, hogy a „széli” helyzetnek ez a negatív súlyozása nagyobb hangsúlyt kap a számítás során, mint az, hogy a hálónégyzet közvetlen szomszédságában található ténylegesen mintázott hálónégyzet milyen értéket kapott.

A fentiekben bemutatott két tényező mindenképpen jelentősen csökkenti a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeinek megbízhatóságát.



75. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajgyűjtes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkilométer függvényében.

A 76. ábra már annak a modellezésnek az eredményét mutatja, mikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálását az egyes hálónégyzeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével vizsgáltuk és ábrázoltuk a folyamkiló méter függvényében. Az újra lefuttatott modellezés eredményei számottevő mértékben különböznek a korábbi modellezés eredményeitől. A korábbi modellezés eredményeihez képest jelentősen (21-ről 72-re) nőtt a *közepesen értékes* kategóriába tartozó hálónégyzetek száma. Ugyancsak számottevően nőtt (17-ről 40-re) a modellezés eredményei alapján *értékes* kategóriába sorolható hálónégyzetek száma. Ezzel szemben jelentősen (136-ről 62-re) csökkent a 0,8-tól nagyobb, *kifejezetten értékes* kategóriába sorolható védett fajokkal súlyozott térbeli prioritási mutató értékkel jellemezhető hálónégyzetek száma. A módosított modellezés eredményeként az 1×1 km-es hálónégyzetek szintjén egy számottevően differenciáltabb képet kapunk. A védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás értékei a korábbi modellezés eredményeihez hasonlóan Marcaltótól az országhatár felé haladva pozitív irányú trendet mutatnak. A különbség abban figyelhető meg, hogy az értékesség alakulását jelző egyenes lecsúszott a függőleges tengely mentén és a meredeksége nőtt, ami a Sárvár alatti szakasz relatív (a Rába projektterületen belüli több vizsgált szakaszához viszonyított) értékességének alacsonyabb szintjét mutatja, mint a korábbi modellfuttatás során kapott eredmény. A modellezés során kapott védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredmények alapján a Rábagyarmat fölötti szakaszt tekinthetjük leginkább értékesnek.



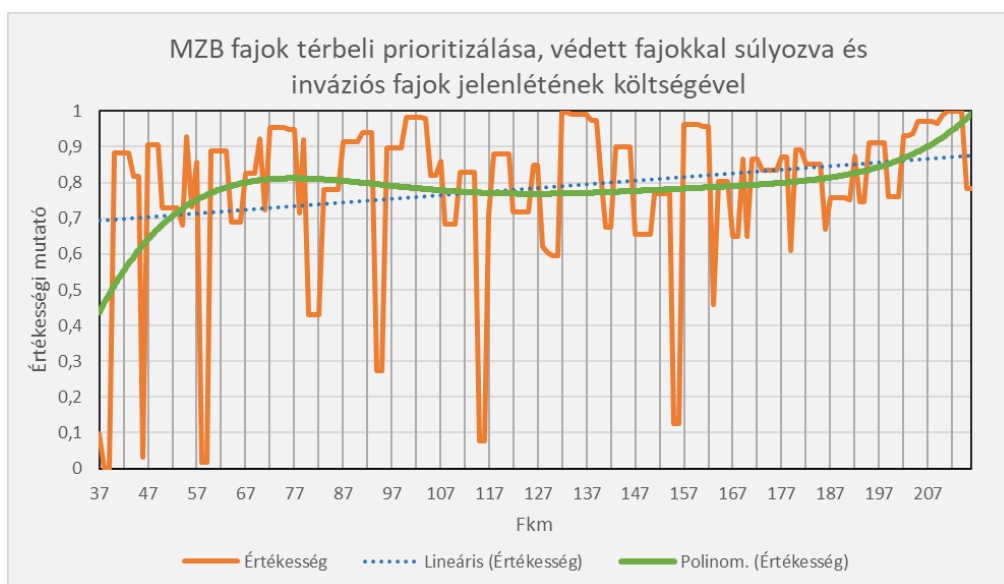
76. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkiló méter függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

Az elmúlt, több mint 3 évtizedből származó teljes makroszkópikus vízi gerinctelen adatállomány alapján végzett modellszámítás során kapott védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok „költségével” kalkulált térbeli prioritizálás eredményei jelentős mértékben különböznek az előző, inváziós fajokkal nem „költséget” modellezés során kapott eredményektől. Az inváziós fajok jelenlétének figyelembevételével végzett modellszámítás eredményeit vizsgálva megállapítható, hogy igen jelentősen lecsökkent (136-ről 46-ra) a *kifejezetten értékes* kategóriába sorolható hálónégyzetek száma. Emellett jelentősen nőtt (17-ről 41-re) az *értékes* és még jelentősebb arányban nőtt (21-ről 87-re) a *közepesen értékes* kategóriába sorolt hálónégyzetek száma. Ennek megfelelően az értékességet jelző lineáris és polinominális görbe a függőleges tengely mentén lentebb csúszott (lásd 77. ábra). A görbék lefutása ugyanakkor összességében hasonló képet, hasonló hossz-szelvény menti tendenciát mutat, mint

az előző, inváziós fajokkal nem „kölségelt” modellezés eredményei szerint, hiszen hasonlóképpen folyásiránnyal szemben, a vizsgált folyószakasz mentén növekvő térbeli prioritizálási értékeket kaptunk.

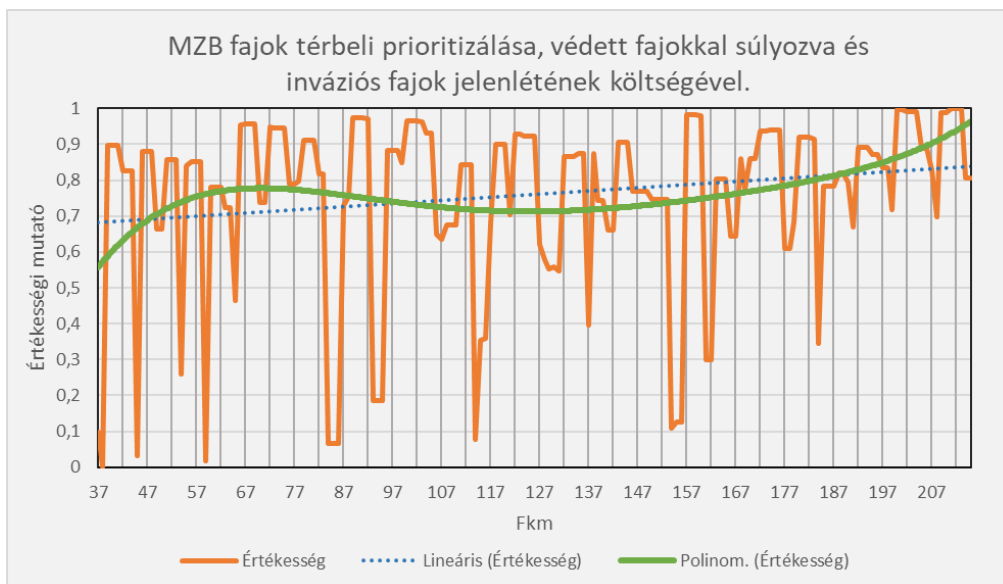
Az inváziós fajok számát tekintve a Sárvár alatti szakaszon 5 (*Corbicula fluminea*, *Pacifastacus leniusculus*, *Physella acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Sinanodonta woodiana*), míg az afölött lévő folyószakaszon 4 taxont mutattunk ki (a jelzőrák már nem volt jelen ezen a szakaszon), ami az inváziós fajok jelenlétének költségével történő súlyozás esetében fontos tényező és valószínűleg hozzájárult a görbe lefutásának alakulásához.

A védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok „kölségével” kalkulált térbeli prioritizálás 1×1 km-es hálónégyzetekre vonatkozóan kapott eredményeit összevetve azzal, hogy melyik hálónégyzetben voltak tényleges felmérések azt kapjuk, hogy a ténylegesen mintázott hálónégyzetek megoszlása differenciált, mint az inváziós fajok figyelembevétele nélkül. A tényleges mintázott hálónégyzetek között találunk olyanokat is, melyek „csak” az *értékes* kategóriába kerültek, nem mindegyik adódott *kifejezetten értékesnek*, mint az inváziós fajok „kölségének” figyelembevétele nélkül. Ugyanakkor a ténylegesen mintázott hálónégyzetek között ugyanúgy nincs egyetlen olyan sem, ami a *közepesen értékes* kategóriába esett volna. Emellett a ténylegesen nem mintázott hálónégyzetek közül eltűntek a *kifejezetten értékes* kategóriába sorolt hálónégyzetek. Egyetlen ilyen sincs, pedig az inváziós fajokkal nem „kölségelt” modellszámítás alapján számos ténylegesen nem mintázott hálónégyzet ért el *kifejezetten értékes* minősítést. Számottevő különbség, hogy az inváziós fajok figyelembevétele a modellezés során a fentiekben bemutatott ún „széli” hatást tompította, minek eredményeként a vizsgált Rába-szakasz alsó Kemenesszentpéter és Marcaltó közötti szakaszán a korábbiaktól magasabb prioritizálási értékeket kaptunk. Az itt található 18 hálónégyzetből 15-nek 0,2 alatti volt a prioritizálási értéke az inváziós fajok „kölsége” nélkül, az inváziós fajok figyelembevételével a modell már csak a 18-ból 4 hálónégyzetre kalkulált 0,2 alatti értéket. Tüzetesen megvizsgálva konkrét szakaszokat az inváziós fajok figyelembevételével végzett modellezés eredményeként is tapasztalhatók olyan esetek, amikor a modell az általa *kifejezetten értékes* értékelést kapott hálónégyzet mellett, azzal közvetlenül érintkező, de ténylegesen nem mintázott hálónégyzetre igen alacsony, 0,2 alatti prioritizálási értéket kalkulált, ami alapján az adott hálónégyzet közepesen értékes besorolást kapott. Szakértői adatelemzés alapján ezek az anomáliák nem magyarázhatók a rendelkezésre álló adatokkal, háttérinformációkkal.



77. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajgyűjtés védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „kölségelt” térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkilóméter függvényében.

A 78. ábra már annak a modellezésnek az eredményét mutatja, mikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségelt” térbeli prioritizálását az egyes hálónégyszeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével vizsgáltuk és ábrázoltuk a folyamkilóméter függvényében. A korrigált és újonnan lefuttatott modellszámítás során kapott védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok „költségével” kalkulált térbeli prioritizálás eredményei mutatnak különbséget az előző, inváziós fajokkal nem „költségelt” modellezés során kapott eredményektől, de a különbségek nem jelentős mértékűek. Az inváziós fajok jelenlétének figyelembevételével végzett modellszámítás eredményeit vizsgálva megállapítható, hogy az előzetes várakozásoknak megfelelően összességében csökkent a prioritási mutató értéke a Rába középvízi medrét metsző hálónégyszetek vonatkozásában a csak védett fajokkal súlyozott elemzés eredményeihez képest. Ezt alátámasztja, hogy a projekt keretében az inváziós fajokra vonatkozóan elvégzett célvizsgálatok a Rábában több inváziós faj esetében jelentős fertőzöttséget jeleztek. A változás érintette a *kifejezetten értékes* kategóriába sorolható hálónégyszetek számát, ami csökkent (62-ről 46-ra). Ugyanakkor nőtt (72-ről 87-re) a *közepesen értékes* kategóriába sorolt hálónégyszetek száma, miközben az *értékes* kategóriába sorolható hálónégyszetek száma gyakorlatilag nem változott. Érdekes, hogy az értékességet jelző lineáris görbe a függőleges tengely mentén csak minimális mértékben csúszott lentebb csúszott (lásd 76. ábra), viszont a meredeksége csökkent, tehát a prioritizálási mutató értéke a hossz-szelvény mentén valamelyest kiegyenlítettebbé vált. Még mindig egyértelműen érzékelhető egy trend jellegű emelkedés Marcaltótól az országhatár irányába, de ez az emelkedés már kisebb mértékű, mint az inváziós fajok figyelembevétele nélkül. Ez azt mutatja, hogy a modellezés eredményei szerint a védett fajokkal súlyozott prioritizálási értékek alapján értékesebb felső (Sárvár fölötti) szakaszt kedvezőtlenebbül érintette az inváziós fajok „költségelése”, mint a kevésbé értékes alsó szakaszt. Ebből az a következtetés vonható le, hogy a modell szerint arányaiban a felső szakaszon nagyobb problémát jelent az inváziós fajok fertőzöttsége. Ebben valószínűleg jelentős szerepe van az Ausztria irányából terjedő jelzőráknak (*Pacifastacus leniusculus*).



78. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségelt” térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkilóméter függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

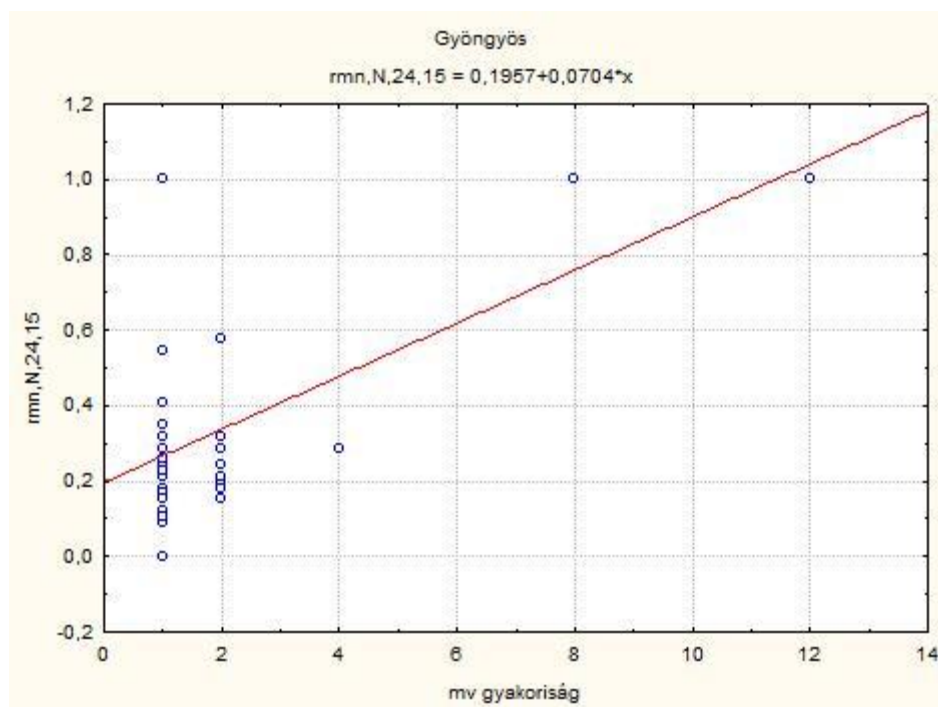
A Gyöngyös makroszkópikus vízi gerinctelen faunájának értékelése az értékességi mutatók alapján

A Gyöngyös esetében az elmúlt, több mint 3 évtizedes időintervallumból a Rábából származó vízi makroszkópikus gerinctelen adatokra vonatkozóan elvégzett modellvizsgálat eredményei szerint a védett fajokkal súlyozott fajgazdagságon alapuló értékességi mutató a legmagasabb értéket egyértelműen az országhatárhoz közeli 62. és 63. fkm közötti mederszakaszt metsző hálónégyzetben kapta. Ez az egyetlen hálónégyzet került a *kifejezetten értékes* kategóriába. A védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató a Rába torkolatnál, a 0. és 1. fkm közötti szakaszon érte el a második legnagyobb értéket, ami a 0,6-0,8 közötti tartományban volt, így az *értékes* kategóriába került. Ebben a két hálónégyzetben önmagában 94 makrogerinctelen taxon előfordulását bizonyítottuk, míg a Gyöngyös többi szakaszát metsző fennmaradó 70 hálónégyzetben 129 makrogerinctelen faj fordult elő. A fennmaradó 70 hálónégyzet a *közepesen értékes* kategóriába került. A 80. ábrán a zölddel jelölt polinominális görbe jól kirajzolja a kapott eredményeket, hiszen a torkolat közeli és a hatásközeli szakaszon kanyarodik felfelé erőteljesen. A kék pontozott vonallal jelölt lineális függvény a határ felől a torkolat irányába csökkenő tendenciát mutat a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági értékességi mutató alapján.

Kétségtelen, hogy a határhoz közeli Kőszeg település fölötti szakasz és a Rába torkolathoz közeli sárvári szakasz a középvízi meder környezetét tekintve természetesebb, mint a többi hazai szakasz, hiszen a Gyöngyös hazai szakaszát jelentős arányban beépített települési belterületek kísérik, ill. közvetlen azok határán folyik. Ahol pedig nem belterületen vagy belterületi ingatlanok mellett folyik, ott a külterületi szakaszokon rendszerint a középvízi medret csak nagyon keskeny (1-2 faszor szélességű) fásszárú szegélyvegetáció kíséri, ezeken túl jellemzően intenzív szántóterületek találhatók. Ha példaképpen összevetjük az egyértelműen legmagasabb (63 fkm. Kőszeg) és az egyik legalacsonyabb mérőszámmal rendelkező (35 fkm Szombathely) hálónégyzetet, akkor megkapjuk, hogy a szombathelyi agglomeráció által érintett vízfolyásszakaszon 15, míg a Kőszeg fölötti, a Kőszegi-hegység peremén futó Gyöngyös-szakaszon 91 makrogerinctelen taxon előfordulása jellemző. Az egyenes lefolyású szombathelyi szakaszon szinte csak élénk áramlási viszonyokhoz alkalmazkodott fajok jellemzőek, melyek között inváziós (pl.: *Corbicula fluminea*, *Potamopyrgus antipodarum*) fajok és védett taxonok is vannak (pl.: *Astacus astacus*, *Cordulegaster heros*, *Unio crassus*). Ezzel szemben a Gyöngyös-patak Kőszeg fölötti szakaszán a jelentős relief viszonyok következtében kialakult jelentős áramlási sebességhez alkalmazkodott makrogerinctelen taxonokon (pl.: *Macronychus quadrituberculatus*, *Heptagenia flava*, *Aphelocheirus aestivalis*, *Onychogomphus forcipatus*, *Perla marginata*, *Rhyacophila fasciata*) kívül, a mérsékelt áramlású medenceszerű mederrészekben felhalmozódott finom szemcsefrakciójú szervesanyagot és mederüledéket, ill. az mérsékelt áramlási viszonyokat preferáló fajok (pl.: *Baetis buceratus*, *Galba truncatula*) is jellemzőek. Kifejezetten feltűnő, hogy a Kőszeg feletti hegyvidéki szakaszokon a kérészek, tegzesek és álkérészek közé tartozó taxonok teszik ki a fajkészlet több mint felét. Olyan országos szinte ritka taxonok előfordulása jellemző a határközeli szelvényekben, mint a *Rhithrogena beskidensis*, *Dinocras* sp., *Rhyacophila dorsalis*.

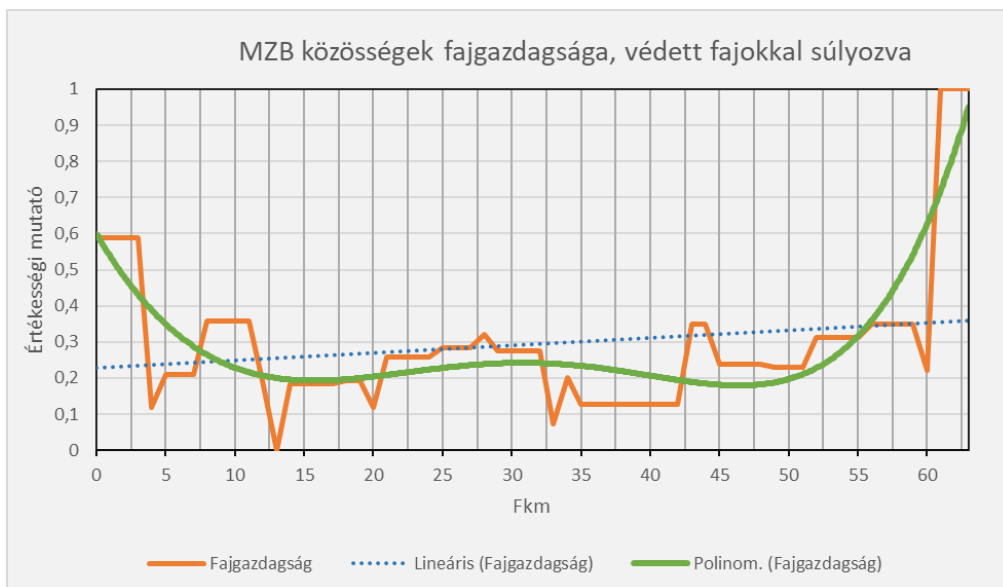
Megvizsgáltuk, hogy a Kőszeg fölött (62. és 63 fkm) található *kifejezetten értékes* kategóriába került hálónégyzet valóban ilyen mértékben kiemelkedik-e a többi közül, vagy más tényezők is szerepet játszanak abban, hogy ilyen kiemelkedő értéket ért el. Megvizsgálva a mintavételi gyakoriságot/aktivitást megállapítható, hogy ebben a *kiemelten értékes* kategóriába került hálónégyzetben 4 mintavételi helyen összesen 24 makroszkópikus vízi gerinctelen mintavétel történt az elmúlt 3 évtizedben, melyek adatai rendelkezésre álltak. Eközben mindegyik másik hálónégyzetben 5 alatt van a mintavételek száma. Megvizsgáltuk, hogy van-e összefüggés a mintavételi gyakoriság és a fajgazdagság között a Gyöngyösön kijelölt mintavételi helyek esetében. A 79. ábrán jól látszik a szignifikáns pozitív korreláció. Nem meglepő tehát, hogy a 4 mintavételi helyen összesen 24-szer mintázott hálónégyzet *kiemelten értékes* kategóriába került. Megvizsgáltuk a hálónégyzetből kimutatott fajokat, a mintázott szakasz hidromorfológiai adottságaira vonatkozó adatokat tartalmazó terepi jegyzőkönyveket és azt tapasztaltuk, hogy szakértői értékelés alapján a hálónégyzet által metszett Gyöngyös mederszakasz valóban indokoltan kifejezetten értékes. Az élőhelyi adottságokra, hidromorfológiai jellemzőkre és terhelésekre vonatkozóan rendelkezésre álló információk alapján azonban egyáltalán nem indokolt, hogy a közvetlenül felvízi irányba található hálónégyzet különböző

értékességi besorolást kapjon. Azonban ebben a felvízi irányban elhelyezkedő, közvetlenül érintkező hálónégyzetben csak egy alkalommal történt mintavétel egy mintavételi szakaszon, így a kapott összefüggés (lásd 79. ábra) alapján törvényszerű, hogy nem kerülhetett elő annyi faj, mint az erősen túlmintázott hálónégyzetben. Szakértői szemmel értékelve a kiemelt értékes hálónégyzet (62-63 fkm között) és Gyöngyösapáti közötti szakaszon található *közepesen értékes* kategóriába került hálónégyzetek esetében is inkább az *értékes*, helyenként a *kifejezetten értékes* besorolás lenne indokolt.



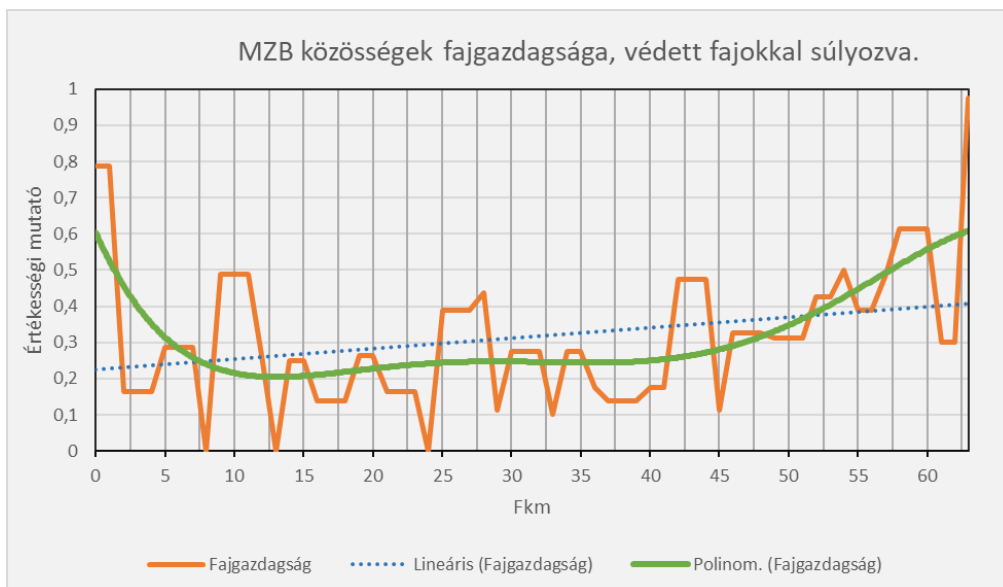
79. ábra. A mintavételi gyakoriság és a fajszám közötti összefüggés a Gyöngyösön kijelölt mintavételi helyekre vonatkozóan ($rmn, N, 25, 15$: védett fajokkal nem súlyozott vízi makrogerinctelen fajgazdagság 0 és 1 közé normalizált értéke; $mv_gyakoriság$: mintavételi gyakoriság).

Megvizsgáltuk azt is, hogy mi lehet az oka a torkolati szakaszt metsző hálónégyzetben kapott magasabb értéknek és ehhez kapcsolódóan *értékes* besorolásnak. Nos, ebben a hálónégyzetben 3 mintavételi hely is található, melyek közül 2 a Gyöngyös torkolata közelében, de már a Rábán helyezkedik el, így a mintavételek a Rábát is érintették, tehát a Rábából előkerült fajok torzították pozitív irányba a védett fajokkal súlyozott fajgazdagságon alapuló értékességi besorolást.



80. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságának alakulása a folyamkilométer függvényében.

A 81. ábra már annak a modellezésnek az eredményét mutatja, mikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságát az egyes hálónégyzeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével vizsgáltuk és ábrázoltuk a folyamkilométer függvényében. A korábbi modellezéshez képest az újra lefuttatott modellszámítás eredményei szerint – a túlmintázott hálónégyzeteknek a normalizált relatív fajgazdagsági skálára gyakorolt hatásának csökkenése miatt – átlagosan kis mértékben növekedett a normalizált fajgazdagsági mutató. A változás nem jelentős. Ezt mutatja, hogy a fajgazdagság lineáris görbéje csak kis mértékben csúszott fölfelé a függőleges tengely mentén a 80. ábrához képest. A 81. ábrán látható kék szaggatott vonallal jelölt védett fajokkal súlyozott fajgazdagság normalizált értéke az torkolattól az országhatár irányába egyértelműen emelkedő trendet mutat. Ezt erősíti és alátámasztja, hogy a 0,6 fölötti védett fajokkal súlyozott normalizált fajgazdagsági értékkel jellemezhető hálónégyzetek több, mint 60%-a Lukácsháza fölötti szakaszon összpontosul. A zöld folytonos vonallal jelölt polinominális görbe is jelentős emelkedést mutat a Lukácsháza fölötti szakaszon (lásd 81. ábra). A polinominális görbe a torkolat közelében is mutat egy intenzív emelkedést, ez azonban annak az eredménye, hogy a torkolatnál található két hálónégyzetbe belekerültek a torkolat közelében, de már a Rábán található mintavételi helyek is, ill. egy Rába holtmedren kijelölt mintavételi hely, melyek eredményei jelentősen befolyásolták a kimutatott fajok számát. Összességében tehát megállapítható, hogy a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató vízfolyásszintű értékelése alapján a Gyöngyösön a Lukácsháza fölötti szakasz emelhető ki, mint leginkább értékes szakasz.

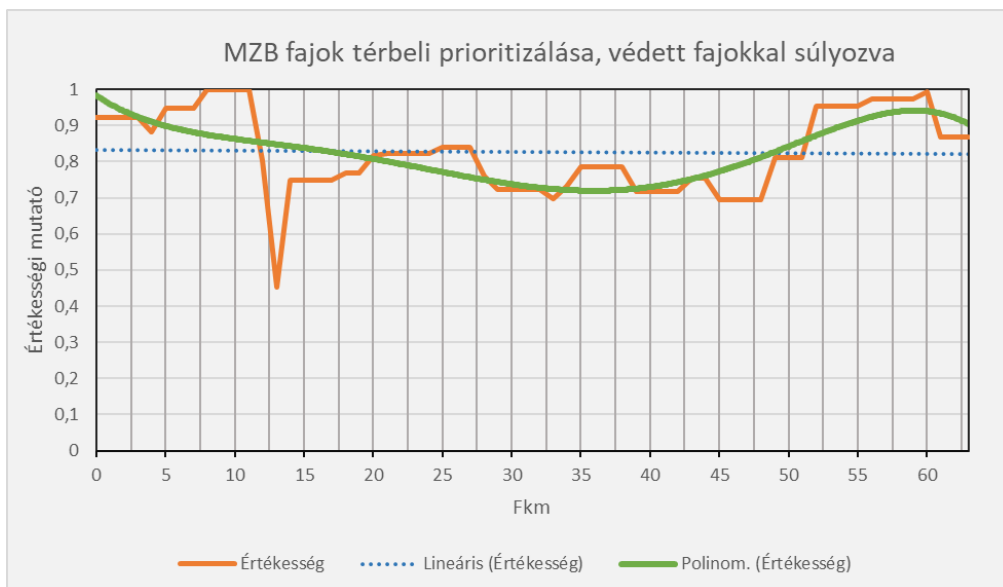


81. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságának alakulása a folyamkilométer függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

A Gyöngyös országhatár és torkolat közötti szakaszán az elmúlt, több mint 3 évtizedből származó teljes makroszkópikus vízi gerinctelen adatállomány alapján végzett modellszámítás során kapott védett fajokkal súlyozott térbeli priorizálás eredményeit mutatja a folyamkilométer függvényében a 82. ábra. A térbeli priorizálás kapcsán a modellszámítással kapott értékek sokkal kedvezőbb képet mutatnak a Gyöngyös teljes hossz-szelvénye mentén, mint a fajgazdagsági mutató esetében. Összességében csak 7 olyan hálónégyzet van, ahol 0,2 alatti értéket kaptunk. A legalacsonyabb mérőszámokkal rendelkező vízfolyásszakaszok Gencsapáti, Vasszécsény, Gyöngyösfalu és Kenéz térségében találhatóak. Folyamkilométer szerinti bontásban, az alacsonyabb mérőszámmal jellemezhető szakaszok az alábbiak voltak: 18-19. fkm, 20-21 fkm., 23-24. fkm., 32-33. fkm., 44-45. fkm., 47-48. fkm. és 60. fkm. Ezen szakaszok *közepesen értékes* besorolást kaptak. A zöld folytonos vonallal jelölt polinominális görbe a határközeli és a torkolatközeli szakaszon mutat emelkedést a fajgazdagsági mutatóhoz hasonlóan, míg a köztes szakaszon a görbe alacsonyabb értékeket vesz fel (82. ábra). A lineális görbe (kék pontozott vonal) a teljes hazai szakaszon konstans értéket jelez.

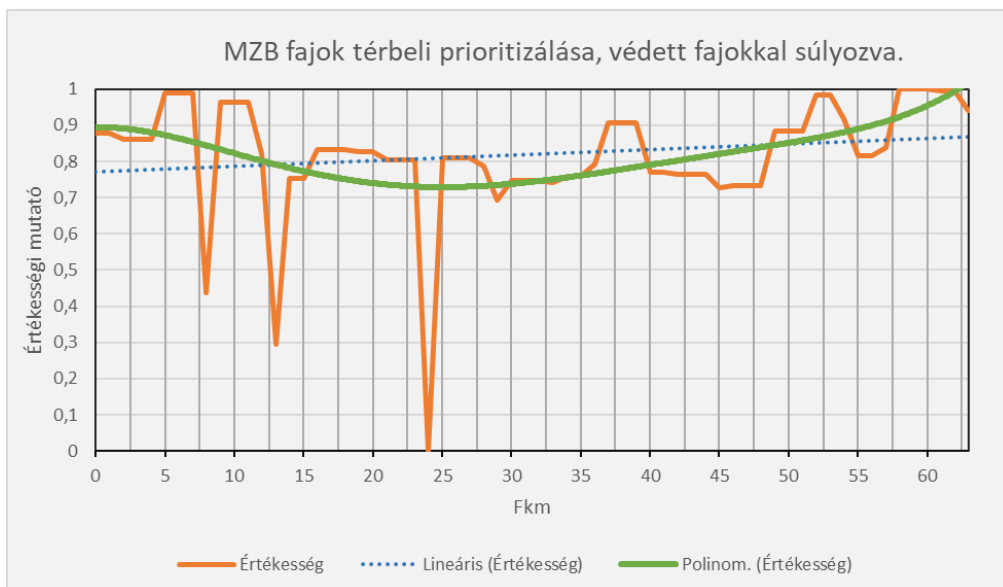
A különböző értékeségi kategóriákba eső hálónégyzetek számát vizsgálva megállapítható, hogy a *közepesen értékes* kategóriába 27, az *értékes* kategóriába 25, míg a *kifejezetten értékes* kategóriába 20, a Gyöngyös középvízi medre által metszett hálónégyzet található. A *kifejezetten értékes* kategóriába eső hálónégyzetek legnagyobb arányban a Sárvár alatti és a Kőszegdoroszló fölötti szakaszon találhatóak. Ezek a szakaszok is *közepesen értékes* besorolású hálónégyzetek, de kis arányban. A modellezés során kapott eredmények alapján a *közepesen értékes* besorolású hálónégyzetek aránya a Megyehíd és Sárvár közötti szakaszon a legnagyobb.

A kapott eredmények megbízhatóságának értékeléséhez érdemes összevetnünk a térbeli priorizálási eredményeket azzal, hogy a Gyöngyös középvízi medrét metsző hálónégyzetek közül melyekben volt tényleges mintavétel, és ezek között milyen megoszlásban találunk a modell által *kifejezetten értékes*, *értékes* és *közepesen értékes* kategóriába sorolt hálónégyzeteket. Nos a kapott védett fajokkal súlyozott térbeli priorizálási eredmények megbízhatóságát csökkenteti, hogy minden olyan hálónégyzet, ahol volt tényleges mintavétel a modellezés eredményei szerint a *kifejezetten értékes* vagy az *értékes* kategóriába került, függetlenül attól, hogy a Gyöngyös hazai szakaszának a határ közeli, a torkolat közeli vagy esetleg a középső szakaszán helyezkedik el. Emellett egyetlen olyan hálónégyzet sem került a *kifejezetten értékes* kategóriába, ahol nem volt tényleges mintavétel.



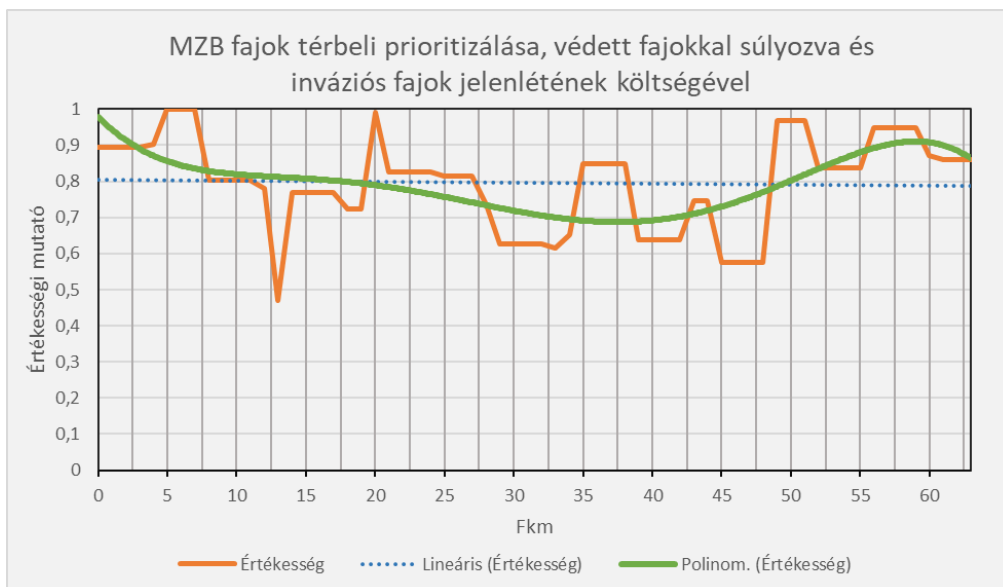
82. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkiló méter függvényében.

A 83. ábra mutatja annak a modellezésnek az eredményét, mikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálását már az egyes hálónégyzeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével vizsgáltuk és ábrázoltuk a folyamkiló méter függvényében. Az objektív értékelést torzító tényezők hatásának csökkentésével végzett új modellszámítás eredménye számottevően különbözik a korábbi modellfuttatás eredményétől. A különböző értékeségi kategóriákba eső hálónégyzetek számát vizsgálva megállapítható, hogy a *közepesen értékes* kategóriába eső hálónégyzetek száma kis mértékben (27-ről 30-ra) emelkedett, számottevően csökkent (25-ről 18-ra) az *értékes* kategóriába sorolt hálónégyzetek száma, ill. szintén kis mértékben (20-ról 24-re) emelkedett a *kifejezetten értékes* kategóriába sorolt hálónégyzetek száma. A *kifejezetten értékes* kategóriába eső hálónégyzetek legnagyobb arányban a Lukácsháza és Kőszegdoroszló fölötti, az országhatárig terjedő szakaszon található. Ez az eredmény összevág a fajgazdagsági mutató értékei által mutatott térbeli mintázattal. A 83. ábrán látható, hogy a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálási mutató értékeinek hossz-szelvény menti lineális alakulását mutató görbe a torkolattól a határ felé emelkedő trendet mutat. A polinominális görbe szintén jól mutatja a védett fajokkal súlyozott prioritizálási mutató értékének növekedését a határ irányába, különösen a Lukácsháza és Kőszegdoroszló fölötti szakaszon. A polinominális görbe torkolat közeli szakaszon látható emelkedését a fajgazdagság kapcsán már említett tozító hatás okozza, ami abból adódik, hogy a torkolat közeli szakaszon olyan mintavételi helyek is belekerültek két hálónégyzetbe, amelyek nem a Gyöngyösön található.



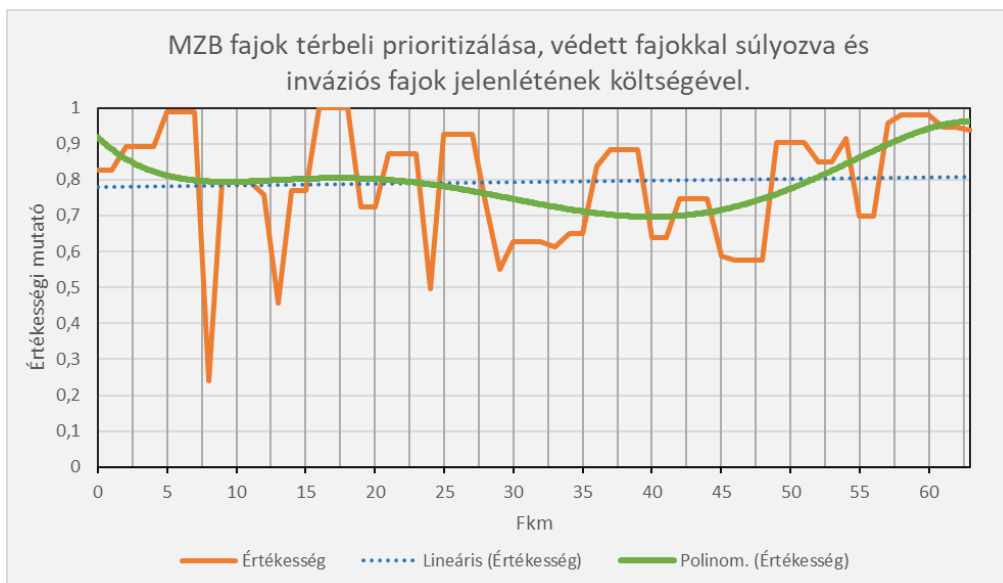
83. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkiló méter függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

Az elmúlt, több mint 3 évtizedből származó teljes makroszkópikus vízi gerinctelen adatállomány alapján végzett modellszámítás során kapott védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok „költségével” kalkulált térbeli prioritizálás eredményei alapján véve hasonlóak az előző, inváziós fajokkal nem „költséget” modellezés során kapott eredményekhez. A határhoz közeli, Kőszegdoroszló fölötti Gyöngyös-szakaszt metsző és a Rába torkolathoz közeli szakaszon található hálónégyzetek térbeli prioritizálási eredményeinek értékei a legmagasabbak. Ezeken a szakaszokon főleg a kiemelten értékes és kisebb arányban az értékes kategóriába sorolható hálónégyzetek dominálnak. Ezeken a szakaszokon gyakorlatilag a jelzőrákon (*P. leniusculus*) kívül nem található másik inváziós faj, míg a 4. és 60. fkm-ek között a jelzőrák mellett a *Corbicula fluminea* és a *Potamopyrgus antipodarum* fajok jelenléte is bizonyított. A hálónégyzetek különböző értékeségi kategóriák közötti megoszlása az inváziós fajok „költségével” és a védett fajok pozitív súlyozásával végzett prioritizálás eredményei alapján az alábbiak szerint alakult: természetvédelmi szempontból *közepesen értékes* 36 hálónégyzet, *értékes* 17 és *kifejezetten értékes* 19 hálónégyzet volt. A csak védett fajokkal súlyozott prioritizálás eredményeihez képest az inváziós fajok figyelembevételére esetén nőtt a *közepesen értékes* és csökkent az *értékes*, ill. *kifejezetten értékes* hálónégyzetek száma. A változás mértéke számottevő, de nem jelentős. A modellezés eredményeként kapott értékszámokat részleteiben megvizsgálva, több esetben is tapasztalható, hogy tényleges mintavétellel érintett és *értékes* vagy *kifejezetten értékes* besorolást kapott hálónégyzetek között, azokkal közvetlenül érintkezve található olyan hálónégyzetek, amelyek amellet, hogy közepes kategóriába sorolhatók kifejezetten alacsony ($0,2 >$) értéket kaptak. A rendelkezésre álló információk alapján elvégzett szakértői értékelés alapján nem indokolt ilyen mértékű különbség a szomszédos négyzetek között. Ezek között a modell által alulértékelt négyzetek között több olyan is van, amelyik csak kis szakaszon metszi a Gyöngyös középvízi medrét.



84. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségelt” térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkilométer függvényében.

Az egyes hálónégyzeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével végzett ismételt modellezés védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségelt” térbeli prioritizálási mutató eredményeit a folyamkilométer függvényében a 85. ábra mutatja. Az ismételt modellezés eredményeit ábrázoló lineáris és polinominális függvény lefutása, ill. a folyamkilométer függvényében felvett értékei nagyon hasonlóak a korábbi modellezés eredményeihez. A csupán a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás ismételt modellezési eredményeihez képest az inváziós fajok figyelembevétele esetén a görbék lejjebb csúsztak az értékességet jelző függőleges tengely mentén, ami azt jelzi, hogy Gyöngyös esetében is problémát jelentenek az inváziós fajok. Ezt alátámasztják a projekt keretében az inváziós fajokra vonatkozóan elvégzett célvizsgálataink is. Az inváziós fajok figyelembevétele nélkül a határ irányába enyhe emelkedő trendet mutató lineáris görbe meredeksége az inváziós fajok költségével gyakorlatilag eltűnt. Az eredményeket ábrázolva a védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségelt” térbeli prioritizálási értékeket mutató lineáris görbe a teljes hosszszelvény mentén gyakorlatilag konstans 0,8 körüli értékeket mutat. A modellezési eredmények arra utalnak, hogy a határ közeli szakaszon jelentenek jelenleg nagyobb problémát az inváziós fajok. Ez a Rábához hasonlóan valószínűleg a jelzőrák Ausztria irányból történő terjedésével függ össze és a modell valószínűleg ezt mutatja. A polinominális görbe a felső szakaszon mutatott jól látható emelkedésével az inváziós fajok figyelembevétele esetén is azt jelzi, hogy a modellvizsgálatok szerint a Kőszegdoroszló és Lukácsháza fölötti szakasz értékessége emelhető ki a Gyöngyös hazai szakaszán, ami egybevág a nyers vízi makrogerinctelen biotikai adatok szakértői értékelésével is.



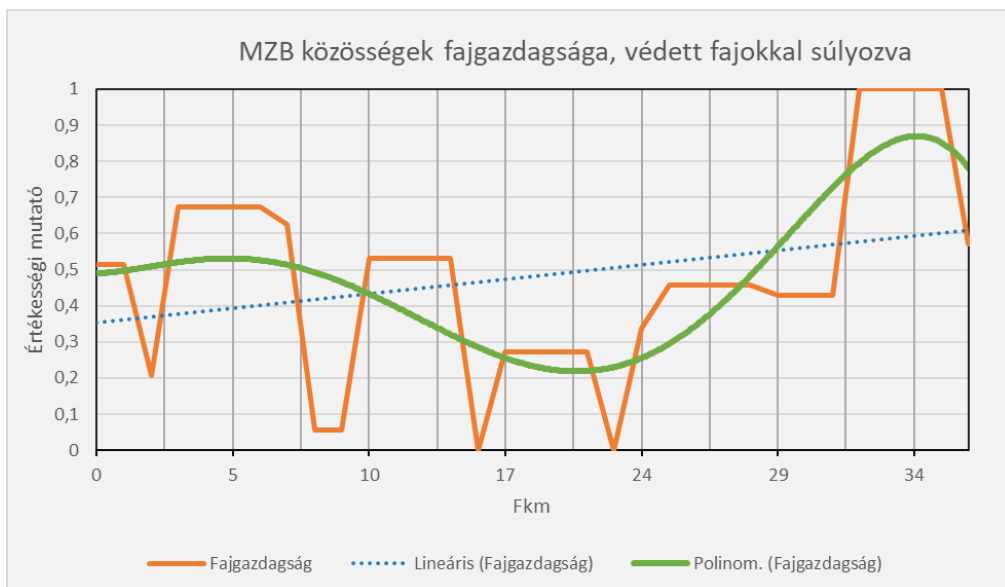
85. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségt” térbeli prioritálás eredményeinek alakulása a folyamkilométer függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

A Pinka makroszkópikus vízi gerinctelen faunájának értékelése az értékességi mutatók alapján

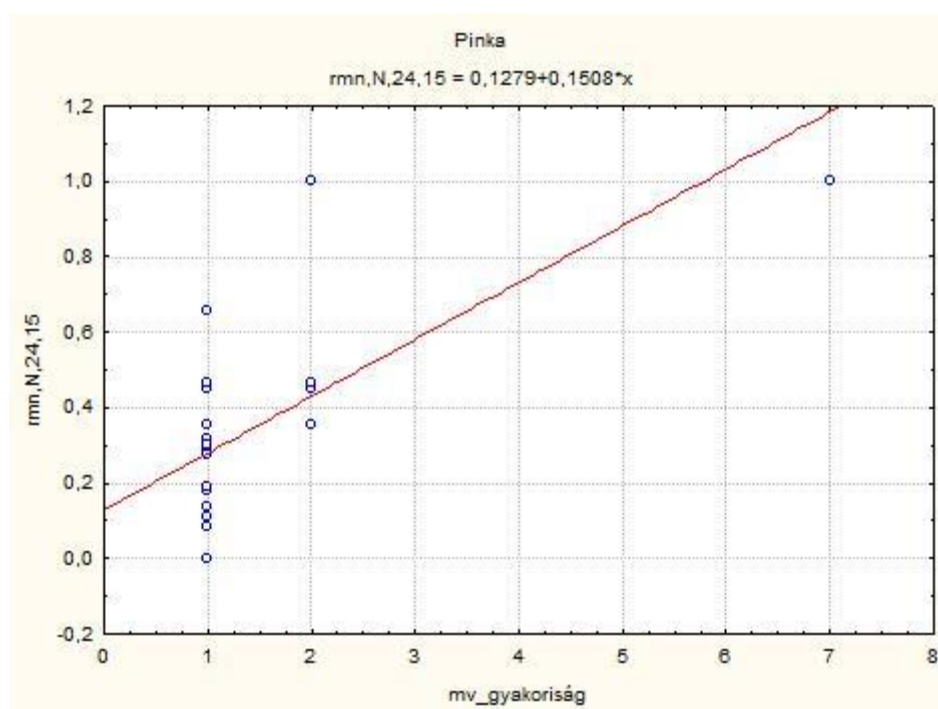
A Pinka esetében a védett fajokkal súlyozott fajgazdagságon alapuló értékességi mutató értékeinek elemzése alapján megállapítható, hogy a legmagasabb értékességi mérőszámmal jellemezhető hálónégyzetek Felsőcsatár (33-34. fkm) és Magyarnádalja (5-6. fkm) térségében találhatók. A skála másik végpontját jelentő közepesen értékes kategóriába sorolt, de inkább alacsony (0,4 >) védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági értéket kapott hálónégyzetek szórványosan a Pinka teljes hazai szakasza mentén megtalálhatóak, amit az igen élénken hullámzó fajgazdagsági görbe is jól mutat (lásd 86). A *közepesen értékes* kategóriába 25, az *értékes* kategóriába 2, míg a *kifejezetten értékes* kategóriába 1 hálónégyzetet soroltunk a modellezés eredményei alapján. Megvizsgáltuk, hogy a *kifejezetten értékes* kategóriába került hálónégyzet (Felsőcsatár, 33-34 fkm) kimagasló értékeiben közrejátszott-e az adatállomány abban a tekintetben tapasztalható inhomogenitása, hogy az egyes hálónégyzetekbe különböző számú mintavételi hely esett, ill. az egyes mintavételi helyeken igen eltérő volt az elmúlt 3 évtizedben a mintavételi gyakoriság/aktivitás. A Rába és a Gyöngyös esetében tapasztaltakhoz hasonlóan a Pinka esetében is azt kaptuk, hogy a kiemelt fajgazdagsági mutatóval jellemezhető pont egy jól megközelíthető és kedvelt gyűjtőpont volt az elmúlt 3 évtizedben és jónéhány mintavétel történt itt, így jelentősen túlmintázott a többi hálónégyzethez képest. Megvizsgáltuk, hogy van-e összefüggés a mintavételi gyakoriság és a fajgazdagság között a Pinkán kijelölt mintavételi helyek esetében. A 87. ábrán jól látszik a szignifikáns pozitív korreláció. Nem meglepő tehát, hogy az érintett túlmintázott hálónégyzet esetében a többi hálónégyzethez viszonyítva jóval magasabb fajgazdagsági értékeket kaptunk.

A két *értékes* kategóriába került hálónégyzet (Magyarnádalja, 5-6. fkm) esetében a védett fajokkal súlyozott fajgazdagságon alapuló értékességi mutató magasabb értékeinek kialakulásában valószínűleg szerepet játszik, hogy a szóban forgó két hálónégyzet 2-2 mintavételi helyet fed le, melyek közül az egyik magán a Pinkán, a másik a Csencsi-patak torkolathoz viszonylag közeli szakaszán található. Ezekben a hálónégyzetekben tehát a két eltérő víztesttípusból származó mintavétel okozhatta a pozitív anomáliát a többi hálónégyzethez képest.

Ez felveti a kérdést, hogy az 1×1 km-es hálónégyzetek milyen mértékben alkalmasak egy Pinka méretű vízfolyás értékességének vizsgálatára/értékelésére.



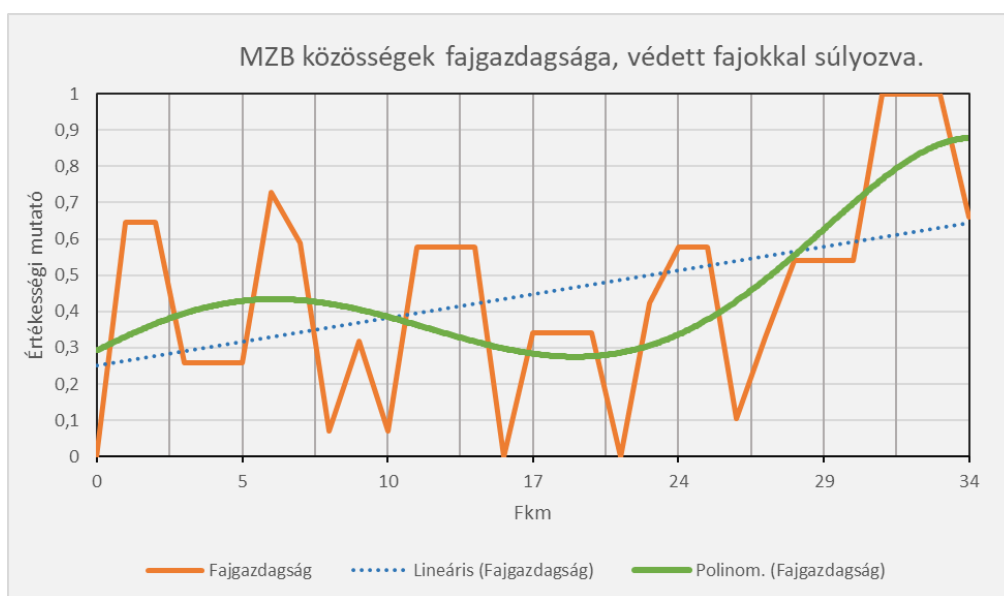
86. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságának alakulása a folyamkilométer függvényében.



87. ábra. A mintavételi gyakoriság és a fajszám közötti összefüggés a Pinkán kijelölt mintavételi helyekre vonatkozóan ($rmn, N,25,15$: védett fajokkal nem súlyozott vízi makrogerinctelen fajgazdagság 0 és 1 közé normalizált értéke; $mv_gyakoriság$: mintavételi gyakoriság).

A fentiekben bemutatott, objektív értékelést kedvezőtlenül befolyásoló tényezők kiküszöbölése érdekében a hálónégyszetekben csak a két legtöbb faj előfordulását produkáló mintavétel eredményeire redukáltuk a modellezés alapjául szolgáló adatállományt, ill. a peremi hatás csökkentése érdekében módosított paraméterekkel újra lefuttattuk a modellezést. A kapott, vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságát mutató normalizált eredményeket a 88. ábra mutatja a folyamkilométer függvényében. A korábbi modellezéshez képest az újra lefuttatott modellszámítás

eredményei kis mértékű különbséget mutatnak, ami abban mutatkozik meg, hogy csökkent (25-ről 22-re) a közepesen értékes kategóriába sorolható és nőtt (1-ről 4-re) az értékes kategóriába sorolható hálónégyzetek száma. A védett fajokkal súlyozott fajgazdagság értékének hossz-szelvény menti alakulását mutató lineáris és polinominális görbék lefutása nagyon hasonló a korábbi modellezés eredményei alapján kapott képpel (lásd 88. ábra). A lineáris görbe a korábbi modelledményekhez hasonlóan egy a torkolattól a legfelső belépő szelvény (Felsőcsatár) irányában jelentősen növekvő trendet mutat. A korábbi hibákkal korrigált modelledmények alapján rajzolt lineáris meredekebb emelkedést mutat a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató tekintetében a torkolattól Felsőcsatár felé (vesd össze a 87. és 88. ábrákat). A polinominális görbének két púpja van a korábbi modellezési eredmények ábrájához hasonlóan. Az egyik az 5.-6. fkm térségében tetőzik Magyarnádalja térségében, a másik pedig a magyarországi legfelső szakaszon Felsőcsatár térségében. Az újabb modellfutás eredményei alapján a két púp közötti különbség nőtt (vesd össze a 87. és 88. ábrákat). A kapott eredmények egyértelműen azt támasztják alá, hogy a Pinka hazai szakaszán a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató alapján a Vaskeresztes fölötti Pinka-szakaszt kell mindenképpen kiemelni.



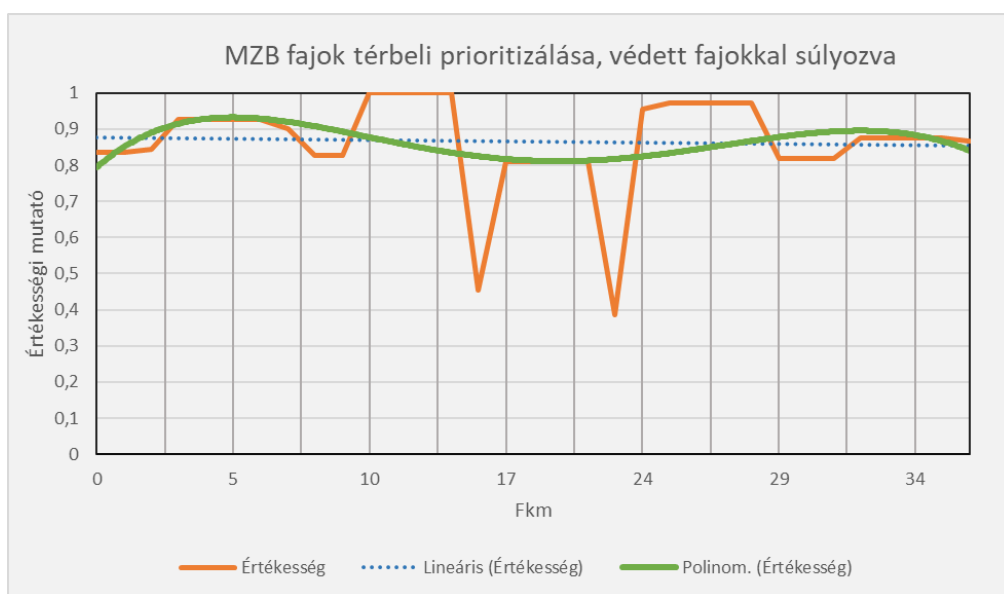
88. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságának alakulása a folyamkilóméter függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

A Pinka Felsőcsatár országhatár és a torkolat közötti magyarországi szakaszán az elmúlt, több mint 3 évtizedből származó teljes makroszkópikus vízi gerinctelen adatállomány alapján végzett modellszámítás során kapott védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeit mutatja a folyamkilóméter függvényében a 89. ábra. Az értékkataszter elemzés során a magyarországi projekterületre eső hálónégyzetek közül 4 a közepesen értékes, 8 az értékes és 16 a kifejezetten értékes kategóriába esett. A kapott eredmények tehát jelentősen különböznek a fajgazdagsági mutató értékeinek alakulásától, hiszen a Pinka hazai szakaszának középvízi medrét metsző hálónégyzetek közel 60%-a kiemelten értékes kategóriába került. A 4 közepesen értékes hálónégyzetből 3 a Pinka hazai szakaszának középső részére esik. Ugyanakkor kifejezetten értékes hálónégyzeteket egyaránt találunk a felső, a középső és a torkolat közeli alsó szakaszon is, ennek megfelelően a 89. ábrán az értékességet jelző lineáris görbe konstans magas értéket mutat.

A kapott eredmények megbízhatóságának értékeléséhez összevetettük a térbeli prioritizálási eredményeket azzal, hogy a Pinka középvízi medrét metsző hálónégyzetek közül melyekben volt tényleges mintavétel, és ezek között milyen megoszlásban találunk a modell által kifejezetten értékes, értékes és közepesen értékes kategóriába sorolt hálónégyzeteket. A kapott eredmények a Gyöngyös

esetében kapott eredményekhez nagyon hasonlóak, miszerint minden olyan hálónégyzet, ahol volt tényleges mintavétel a modellezés eredményei szerint a *kifejezetten értékes* vagy az *értékes* kategóriába került, függetlenül attól, hogy a Pinka hazai szakaszának a határ közeli, a torkolat közeli vagy esetleg a középső szakaszán helyezkedik el. Emellett egyetlen olyan hálónégyzet sem került a kifejezetten értékes kategóriába, ahol nem volt tényleges mintavétel, még abban az esetben sem, ha az adott ténylegesen nem mintázott hálónégyzet minden oldalról csak mintázott és *kifejezetten értékes* kategóriába került hálónégyzetekkel érintkezik.

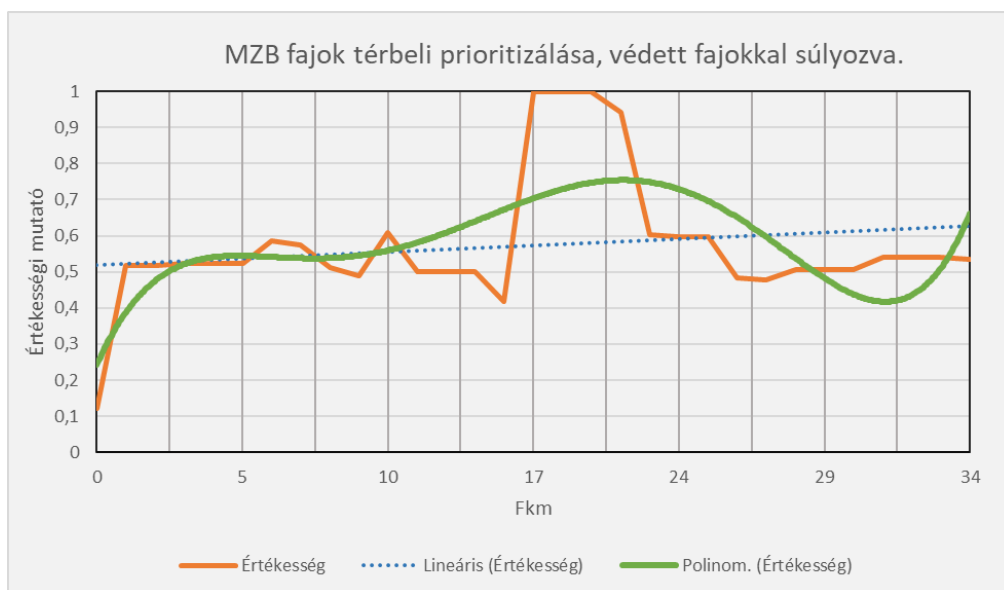
Érdekes eredmény, hogy a Felsőcsatár fölötti legfelső (közvetlenül az osztrák-magyar határon található), de ténylegesen nem mintázott hálónégyzet a modellezés eredményeként kifejezetten alacsony értékeket (0,1>) kapott és a *közepesen értékes* kategóriába került. Mindeközben az ezen hálónégyzettel szomszédos (közvetlenül érintkező) alvízi hálónégyzet, sőt az alvízi irányba ezt követő kettő hálónégyzet mind *kifejezetten értékes* kategóriába került. E három hálónégyzet mindegyike ténylegesen mintázott hálónégyzet volt. Ez arra utal, hogy a modell a számítás során jelentős súllyal veszi figyelembe, hogy a hálónégyzet hol helyezkedik el a vizsgált területen belül és jelentősen negatívan súlyozza a projektterület széléhez közelebb elhelyezkedő hálónégyzeteket. A kapott eredmények arra utalnak, hogy a „széli” helyzetnek ez a negatív súlyozása nagyobb hangsúlyt kap a számítás során, mint az, hogy a hálónégyzet közvetlen szomszédságában található ténylegesen mintázott hálónégyzet milyen értéket kapott. Hasonló eredményt és anomáliákat tapasztaltunk a Rába esetében is, ami mindenképpen csökkenti a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás során kapott eredmények megbízhatóságát.



89. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkilométer függvényében.

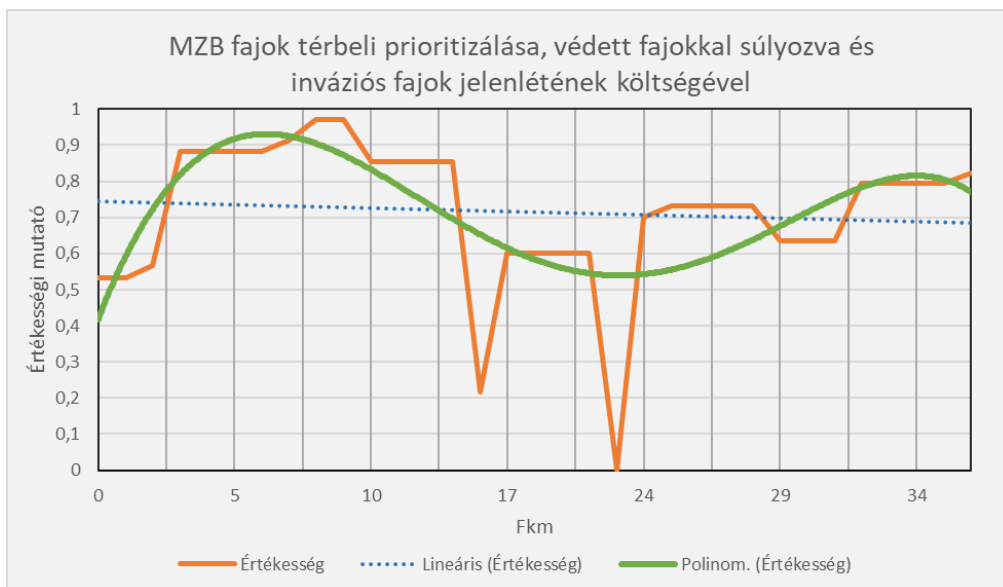
A 90. ábra mutatja annak a modellezésnek az eredményét, mikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálását már az egyes hálónégyzeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével vizsgáltuk és ábrázoltuk a folyamkilométer függvényében. Az objektív értékelést torzító tényezők hatásának csökkentésével végzett új modellszámítás eredménye igen jelentősen különbözik a korábbi modellfuttatás eredményétől. A különböző értékeségi kategóriákba eső hálónégyzetek számát vizsgálva megállapítható, hogy a *közepesen értékes* kategóriába eső hálónégyzetek száma drasztikus mértékben (4-ről 24-re) emelkedett, miközben jelentősen csökkent (8-ről 2-re) az *értékes* kategóriába sorolt hálónégyzetek száma, ill. igen jelentős mértékben (16-ról 2-re) csökkent a *kifejezetten értékes* kategóriába sorolt hálónégyzetek száma. Ennek megfelelően a védett fajokkal súlyozott térbeli

priorizálás eredményeinek Pinka hossz-szelvénye menti változását mutató lineáris görbe a korábbi 0,8 fölötti szintről 0,6 közelébe csúszott le az értékességet mutató függőleges tengely mentén (vesd össze a 89. és a 90. ábrákat). A polinominális görbe korábbi magas értéken enyhén hullámos lefutása teljesen megváltozott és a torkolat közeli alacsony értékek után Szentpéterfa (20. fkm környezet) térségében mutat csúcsot, majd egy hullámvölgy után Felsőcsatár térségében újra jelentősen emelkedik (lásd 90. ábra). A védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálási mutató folyamatkilométer menti alakulása merőben különbözik a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató alakulásától és a biotikai alapadatok szakértői értékelése alapján nem magyarázható. Ellenben a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató alakulását a biotikai alapadatok szakértői értékelése is alátámasztja.



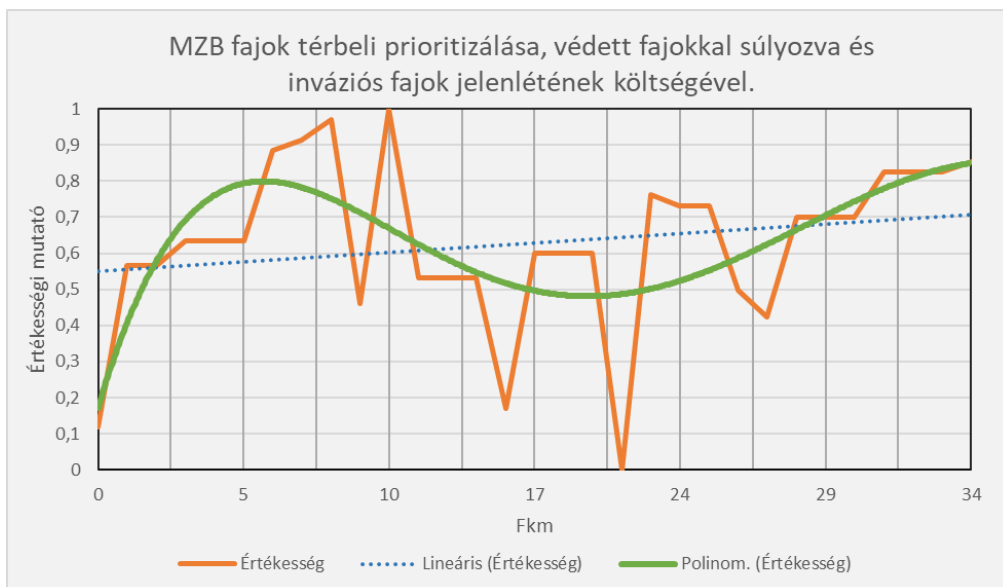
90. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamatkilométer függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

Az elmúlt, több mint 3 évtizedből származó teljes makroszkópikus vízi gerinctelen adatállomány alapján végzett modellszámítás során kapott védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok „költségével” kalkulált térbeli prioritizálás eredményei számottevő mértékben különböznek az előző, inváziós fajokkal nem „költségelt” modellezés során kapott eredményektől. A csak védett fajokkal súlyozott prioritizálás eredményeihez képest az inváziós fajok figyelembevétele esetén jelentősen nőtt a *közepesen értékes* és jelentősen csökkent a *kifejezetten értékes* hálónégyzetek száma, miközben minimális mértékben csökkent az *értékes* kategóriába sorolt hálónégyzetek száma. Ez alapján a *közepesen értékes* kategóriába 14, az *értékes* kategóriába 7 és a *kifejezetten értékes* kategóriába is 7 hálónégyzet került. A változás mértéke tehát jelentős. A változás során a ténylegesen mintázott hálónégyzetek egy része, jellemzően azok, melyekben számottevő arányban fordultak elő inváziós fajok, a közepesen értékes kategóriába csúsztak vissza. A ténylegesen nem mintázott hálónégyzetek az inváziós fajokkal „költségelt” modellfuttatás eredménye szerint is jellemzően sokkal alacsonyabb értéket kaptak, mint a ténylegesen mintázott hálónégyzetek. Mivel az inváziós fajokkal „költségelt” modellfuttatás eredménye alapján a kifejezetten értékes hálónégyzetek zöme a Pinkamindszent alatti szakaszon helyezkedik el, így a csupán a védett fajokkal súlyozott modellezés során kapott konstans, az egész hossz-szelvényben jellemző magas érték (lásd 89. ábrán kék szaggatott vonal) helyett, az inváziós fajokkal „költségelt” modellezés eredményeként a határtól a torkolat irányába enyhén emelkedő trendet mutat az értékességi mutató lineáris görbéje (lásd 91. ábra, kék szaggatott vonal).



91. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségelt” térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkilométer függvényében.

A 92. ábra már annak a modellezésnek az eredményét mutatja, mikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségelt” térbeli prioritizálását az egyes hálónégyszeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével vizsgáltuk és ábrázoltuk a folyamkilométer függvényében. Az ismételt modellezés eredményeit ábrázoló lineáris és polinominális függvény lefutásában, ill. a folyamkilométer függvényében felvett értékei tekintetében is különbözik a korábbi modellezés eredményeitől (vesd össze a 91. és a 92. ábra). A védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal költségelt térbeli prioritizálás korábbi, torkolattól felvízi irányba enyhén csökkenő trendje megfordult, és a torkolattól Felsőcsatár irányába egy emelkedő trend váltotta fel, ami összevág az újra futtatott modell eredményei alapján a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató és a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás vonatkozásában kapott trenddel. A polinominális görbe két csúcsa Magyaránadalja és Felsőcsatár térségében a korábbi és az újra futtatott modell eredményei alapján is kirajzolódik, de míg a korábbi görbe esetében a Magyaránadalja térségében megjelenő csúcs volt a nagyobb, addig a korrigált modell esetén Felsőcsatár térségében kapunk nagyobb értékességet (vesd össze a 91. és a 92. ábra). A csupán a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás ismételt modellezési eredményeihez képest az inváziós fajok figyelembevétele esetén a görbék lefutása, főleg a polinominális görbe esetében igen jelentősen eltérő, sokkal inkább a védett fajokkal súlyozott fajgazdagság polinominális görbéjének lefutására emlékeztet (vesd össze a 88. és a 92. ábra). Mindkét modelleredmény a Vaskeresztes fölötti felsőcsatári Pinka szakasz értékességét mutatja legnagyobbnak a Pinka teljes hazai szakasz vonatkozásában, ami összevág a biotikai alapadatok szakértői értékelésének eredményével is. Ezzel összecsengő eredmény, hogy a projekt keretében a duzzasztók hatásaira vonatkozó célvizsgálatok sem mutattak jól detektálható, egyértelmű negatív hatást a felsőcsatári duzzasztó felvizen a kontroll szakaszok eredményeihez viszonyítva.



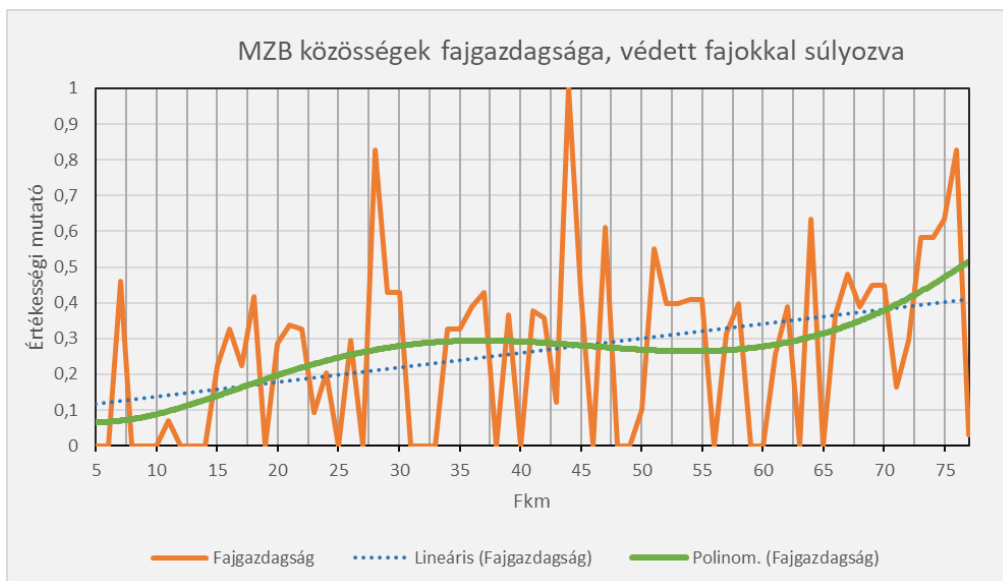
92. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségt” térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkilométer függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

A Répce makroszkópikus vízi gerinctelen faunájának értékelése az értékeségi mutatók alapján

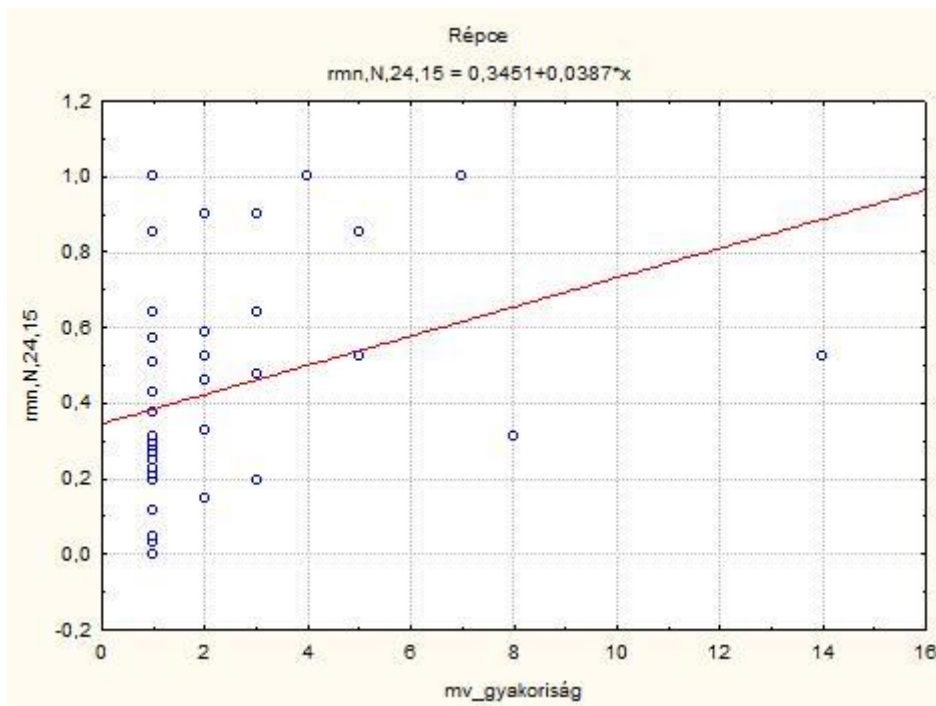
A Répce hossz-szelvénye mentén a védett fajokkal súlyozott fajgazdagságon alapuló értékeségi mutató alacsony, 0,2-0,4 közötti értéktartományba eső értékekkel jellemezhető hálónégyzetek dominálnak. Ennek megfelelően 85 hálónégyzet (a Répce középvízi medrét metsző, a projektterülethez tartozó hálónégyzetek több, mint 93%-a) a *közepesen értékes* kategóriába sorolható. A *kifejezetten értékes* és *értékes* hálónégyzetek száma 3-3. Ezek a Gyóró fölötti Répce-szakaszon elszórtnan helyezkednek el. A hossz-szelvény mentén a tényleges fajgazdagsági értékek tekintetében számottevő fluktuáció figyelhető meg (lásd 93. ábra). A tényleges értékek fluktuálnak attól függően, hogy volt-e tényleges mintavétel a hálónégyzetben, ill. attól függően, hogy adott hálónégyzetben milyen jellegű élőhelyek kialakulására volt lehetőség, valamint hány mintavételi esemény történt az kérdéses hálónégyzetben. Ilyen intenzívebb fluktuáció figyelhető meg pl.: 27.-29.fkm Gyóró térsége és a 43-45. fkm Jánoshalma térsége. Például a 27. és 29.fkm között Gyóró térségében tapasztalt magasabb értékek kialakulásában szerepe lehetett a gyórói duzzasztó és árapasztó hatásának, mivel a duzzasztás felvizen inkább állóvízi körülmények, alvizen pedig élénk áramlási viszonyok alakultak ki, így összességében a felvizen és alvizen együttvéve változatosabb makrogerinctelen fauna telepedett meg. A fluktuációt kisimítva a torkolat közeli alsó szakasz felől felvízi irányba növekvő tendencia észlelhető a fajgazdagsági mutató átlagos értékében, amit a 93. ábrán a kék szaggatott lineáris görbe mutat.

A Rábán, a Gyöngyösön és a Pinkán azt az eredményt kaptuk, hogy azok a hálónégyzetek, amelyekben a védett fajokkal súlyozott fajgazdagságon alapuló értékeségi mutató 0,8 fölötti tartományba esett, jellemzően túlmintázott hálónégyzetek, melyekbe általában több mintavételi hely is esett, ill. olyan mintavételi helyek, melyeken az elmúlt, több mint 3 évtizedben számos alkalommal történt mintavétel. A fentnevezett 3 vízfolyáson azt is megvizsgáltuk, hogy milyen összefüggés van a fajgazdagsági mutató és a mintavételi gyakoriság között és mindhárom esetben pozitív korrelációt találtunk. A Répce esetében is elvégeztük ezt az elemzést és hasonló pozitív korrelációt kaptunk (lásd 94. ábra). Mindezek alapján megállapítható, hogy a modellezés során kapott eredményeket a Répce esetében is torzította, az adatállomány abból adódó inhomogenitása, hogy bizonyos hálónégyzetekben sokkal több mintavétel eredményei állnak rendelkezésre, így sokkal több mintavétel adatai kerültek figyelembevételre az elemzés során, mint más hálónégyzetekben. A több mintavétel során pedig jellemzően több faj kerül elő

egy adott mintavételi egységből egészen addig, míg a fajtelítődést el nem érjük és ki nem mutattuk az adott mintavételi helyről akár a legkisebb gyakorisággal előforduló összes fajt is.



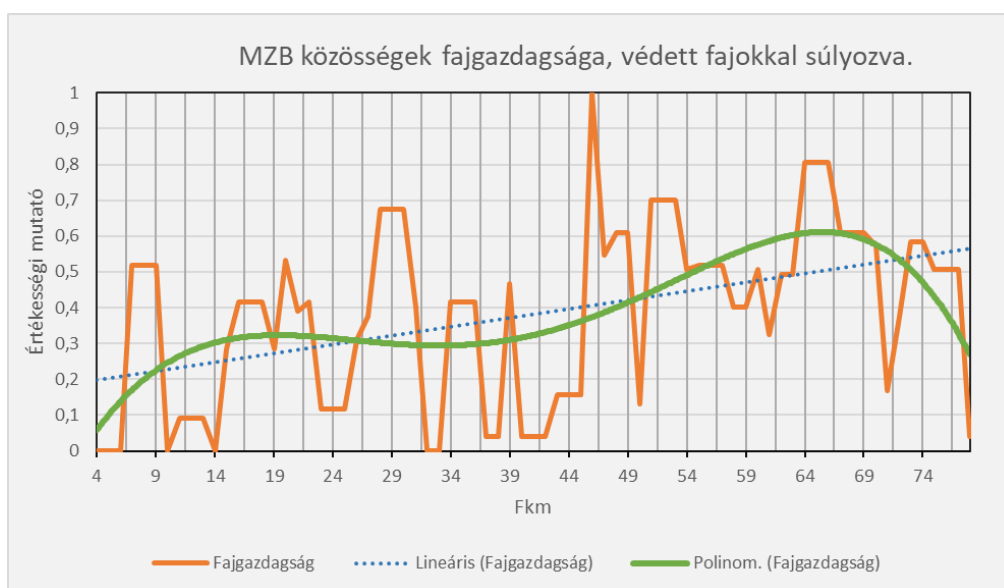
93. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságának alakulása a folyamkilométer függvényében.



94. ábra. A mintavételi gyakoriság és a fajszám közötti összefüggés a Répcén kijelölt mintavételi helyekre vonatkozóan ($rmn, N, 25, 15$: védett fajokkal nem súlyozott vízi makrogerinctelen fajgazdagság 0 és 1 közé normalizált értéke; $mv_gyakoriság$: mintavételi gyakoriság).

A 95. ábra már annak a modellezésnek az eredményét mutatja, mikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságát az egyes hálónégyszeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi

gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével vizsgáltuk és ábrázoltuk a folyamkilométer függvényében. A korábbi modellezéshez képest az újra lefutott modellszámítás eredményei szerint – a túlmintázott hálónégyzeteknek a normalizált relatív fajgazdagsági skálára gyakorolt hatásának csökkenése miatt – átlagosan növekedett a védett fajokkal súlyozott normalizált fajgazdagsági mutató értéke a hosszszelvény mentén. A változás számottevőnek ítélt. Ezt mutatja, hogy a fajgazdagság lineáris görbéje számottevő mértékben (0,1-0,2 értékkel) csúszott fölfelé a függőleges értékességi tengely mentén a 93. ábrához képest. A 95. ábrán látható kék szaggatott vonallal jelölt védett fajokkal súlyozott fajgazdagság normalizált értéke a torkolat közeli alsó szakasz felől az országhatár irányába egyértelműen emelkedő trendet mutat. A polinominális görbe szintén az alsó szakasz felől felvízi irányba emelkedő trendet rajzol ki azzal a különbséggel, hogy az osztrák-magyar határ közelében érzékelhető egy letörés. Ez azzal magyarázható, hogy Répcevis fölött két hálónégyzet is van, amelyben nem volt tényleges mintavétel, amelyek nullás eredményei az átlagot nagyon lefelé húzták a határ közelében. Ennek figyelembevételével egyértelműen a lineáris trendvonal mutatja a reálisabb, valós viszonyoknak leginkább megfelelő képet. A felső szakasz nagyobb fajgazdagságát támasztja alá, hogy a 0,6 fölötti védett fajokkal súlyozott normalizált fajgazdagsági értékkel jellemezhető hálónégyzetek több, mint 85%-a Répcelak fölötti szakaszon található. Összességében tehát megállapítható, hogy a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató vízfolyásszintű értékelése alapján a Répce hazai szakaszán a Répcelak fölötti szakasz emelhető ki, mint leginkább értékes szakasz.

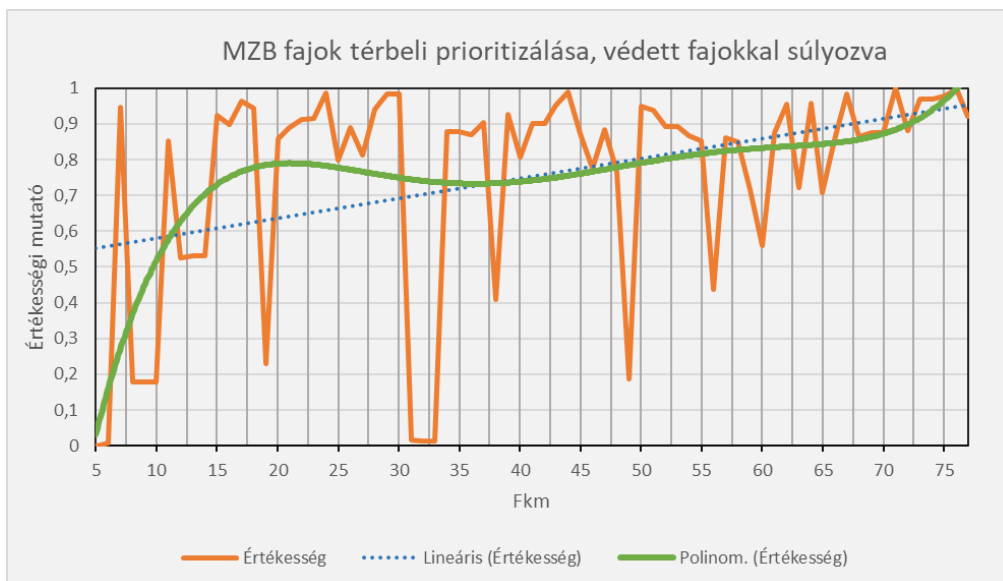


95. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott fajgazdagságának alakulása a folyamkilométer függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

Az elmúlt, több mint 3 évtizedből származó teljes makroszkópikus vízi gerinctelen adatállomány alapján végzett modellszámítás során kapott védett fajokkal súlyozott térbeli priorizálás eredményeit mutatja a folyamkilométer függvényében a 96. ábra a Répce projekterületre eső teljes hazai szakaszán. Az elemzések alapján alvízi irányból az országhatár felé haladva pozitív irányú tendencia figyelhető meg az értékességi mutató alakulásában. Átlagosan a legalacsonyabb értékeket a Vitnyéd és Kapuvár alatti alsó szakaszon kaptuk. Itt már döntően finomszemű folyami homok és iszap dominanciája jellemző. Ezen a szakaszon a finomabb szervesanyag partikulumok magas koncentrációja miatt egyre inkább a gyűjtőgető szervezetek (szűrő és detrituszfaló szervezetek) válnak jellemzővé. A hazai vízfolyásokban potenciálisan előforduló reofil fajok között kisebb számban található ilyen fajok, így az ilyen jellegű folyószakaszok alacsonyabb fajszámában, ezzel összefüggésben priorizálási eredményeiben szerepe lehet annak is, hogy az ilyen jellegű szakaszokon a potenciális fajkészlet is kisebb, mint a durvább

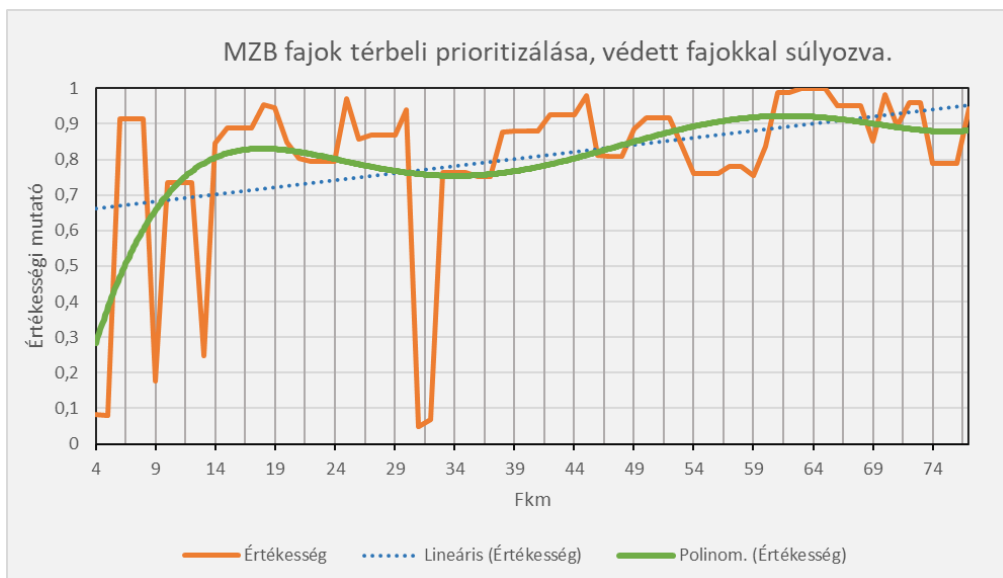
mederanyagú mederszakaszokon. Természetesen az ilyen jellegű vízfolyásszakaszokon is fordulnak elő természetvédelmi szempontból értékes, védett fajok. Összességében tehát legalacsonyabb értékességi mutatókat egyrészt a projektterület folyásirány szerinti alsó határához legközelebbi, Vitnyéd és Kapuvár alatti vízfolyásszakaszt metsző hálónégyzetek kapták. Ez a szakasz a modellezés eredményei szerint természetvédelmi szempontból *közepesen értékesnek* adódott. Szintén ebbe a kategóriába esett a Círák és Dénesfa közötti szakasz, ahonnan folyásiránynak lefelé és felfelé haladva is nő az értékesség. A modell elszórta még több hálónégyzetnek adott kifejezetten alacsony értékességi mutató értéket. A modellezés eredményei alapján a *közepesen értékes* kategóriába mintegy 31 hálónégyzet sorolható. A természetvédelmi szempontból *értékes* kategóriába 8 hálónégyzet esett. Ezek főleg a Bük és Nagygeresd közötti szakaszon találhatóak szétszórva. A fennmaradó 52 hálónégyzet, tehát a Rába vizsgált szakaszának középvízi medrét metsző kvadrátok nagyobb része természetvédelmi szempontból *kifejezetten értékesnek* adódott. A kapott eredmények megbízhatóságának értékeléséhez azonban a másik három vízfolyáshoz hasonlóan a Répce esetében is érdemes összevetnünk a térbeli prioritizálási eredményeket azzal, hogy a folyó középvízi medrét metsző hálónégyzetek közül melyekben volt tényleges mintavétel, és ezek között milyen megoszlásban találunk a modell által *kifejezetten értékes, értékes és közepesen értékes* kategóriába sorolt hálónégyzeteket. Nos a kapott védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálási eredmények megbízhatóságát csökkenti, hogy a Rába esetében kapott eredményekhez hasonlóan a Répce esetében is minden olyan hálónégyzet, ahol volt tényleges mintavétel a modellezés eredményei szerint a *kifejezetten értékes* kategóriába került. Ez függetlenül volt attól, hogy a vizsgált Répce-szakasz melyik részén helyezkedik el és mindenekelőtt függetlenül volt attól is, hogy mennyi fajt sikerült kimutatni az adott hálónégyzetben a tényleges felmérések során. Az objektív értékeléshez hozzá kell tennünk, hogy az egyes ténylegesen mintázott hálónégyzetek között a kimutatott fajok száma tekintetében akár kétszeres-háromszoros különbség is tapasztalható. Ellentmondásos, hogy mind a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató, mind a térbeli prioritizálás alapján átlagosan legalacsonyabb értékekkel jellemezhető Vitnyéd és Kapuvár alatti szakaszon található 15 hálónégyzet közül 4-ben volt tényleges mintavétel, ezek mindegyike *kifejezetten értékesnek* adódott a modellszámítás szerint. Mindeközben az ezen hálónégyzetekkel szomszédos (közvetlenül érintkező), ténylegesen nem mintázott négyzetek mindegyike 0,6 alatti értéket kapott és a *közepesen értékes* kategóriába került, sőt a szóban forgó hálónégyzetek közül több hálónégyzet kifejezetten alacsony (0,2 >) értéket kapott. A legfelső szakaszon, az osztrák-magyar határ közelében is találunk két, ténylegesen nem mintázott hálónégyzetet, ami szintén 0,2 alatti kifejezetten alacsony értéket kapott. Eközben pedig a vizsgált Répce-szakasz alsó és felső végeitől távolabb, a szakasz közepe felé a ténylegesen nem mintázott hálónégyzetek között is találunk számottevő arányban *értékes* kategóriába sorolt hálónégyzeteket. Ez arra utal, hogy a modell a számítás során jelentős súllyal veszi figyelembe, hogy a hálónégyzet hol helyezkedik el a projektterületen belül és jelentősen negatívan súlyozza a projektterület széléhez közelebb elhelyezkedő hálónégyzeteket. A Répce-n kapott eredmények is arra engednek következtetni, hogy a „széli” helyzetnek a negatív súlyozása indokolatlanul nagy hangsúlyt kap a modellszámítás során. Szakértői értékelésünk alapján a hálónégyzet közvetlen szomszédságában található ténylegesen mintázott hálónégyzetek értékeinek nagyobb súllyal kellene szerepelnie a nem mintázott hálónégyzetekre vonatkozó modellszámítás során és kisebb súlyt kellene kapnia a projektterületen belüli elhelyezkedésnek.

A fentiekben bemutatott tényezők mindenképpen jelentősen csökkentik a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeinek megbízhatóságát az eredmények gyakorlati használhatóságának megítélése során.



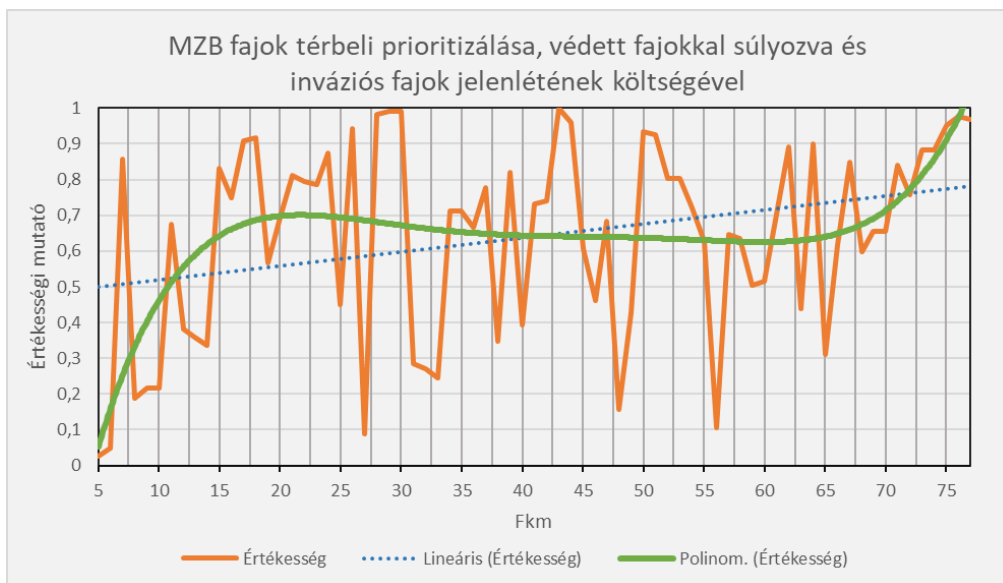
96. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkilométer függvényében.

A 97. ábra mutatja annak a modellezésnek az eredményét, amikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálását már az egyes hálónégyzeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével vizsgáltuk és ábrázoltuk a folyamkilométer függvényében. Az objektív értékelést torzító tényezők hatásának csökkentésével végzett új modellszámítás eredménye számottevően különbözik a korábbi modellfuttatás eredményétől. A különböző értékeségi kategóriákba eső hálónégyzetek számát vizsgálva megállapítható, hogy a *közepesen értékes* kategóriába eső hálónégyzetek száma kis mértékben (31-ről 37-re) emelkedett és jelentősen nőtt (8-ről 19-re) az *értékes* kategóriába sorolt hálónégyzetek száma, miközben jelentős mértékben (52-ről 35-re) csökkent a *kifejezetten értékes* kategóriába sorolt hálónégyzetek száma. Ennek ellenére a védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeinek Répce hossz-szelvénye menti változását mutató lineáris görbe érzékelhetően nem csúszott le az értékeséget mutató függőleges tengely mentén (vesd össze a 96. és a 97. ábrákat). A védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás lineáris görbéje a korábbi modellezés eredményeihez nagyon hasonló emelkedő trendet mutat az alsó szakasz felől felvízi irányba az osztrák-magyar határon belépő szelvény felé. A polinominális görbe lefutása is nagyon hasonló az előző modellvizsgálat eredményeit ábrázoló görbéhez, nincs számottevő különbség (vesd össze a 96. és a 97. ábrákat). A védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálási mutató folyamkilométer menti alakulása nagyon hasonló mintázatot és trendet mutat a védett fajokkal súlyozott fajgazdagsági mutató alakulásához, amit jól alátámaszt a biotikai alapadatok szakértői értékelése is.



97. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkiló méter függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

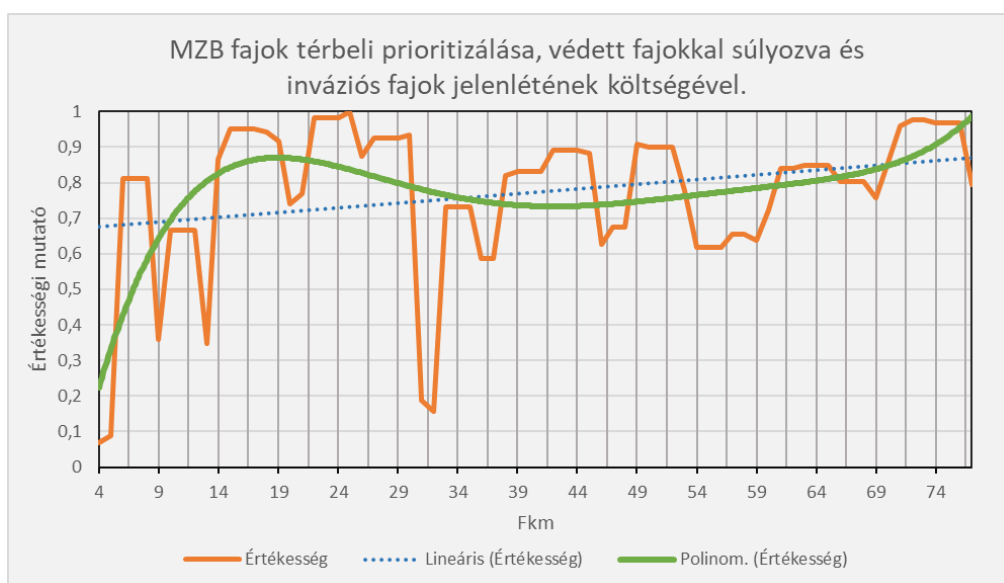
Az elmúlt, több mint 3 évtizedből származó teljes makroszkópikus vízi gerinctelen adatállomány alapján végzett modellszámítás során kapott védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok „költségével” kalkulált térbeli prioritizálás eredményei a Répce esetében is számottevő mértékben különböznek az előző, inváziós fajokkal nem „költségelt” modellezés során kapott eredményektől. A csak védett fajokkal súlyozott prioritizálás eredményeihez képest a másik három vízfolyáson tapasztalt eredményekhez hasonlóan inváziós fajok figyelembevétele esetén csökkent a kifejezetten értékes hálónégyzetek száma. A Répce esetében a kifejezetten értékes hálónégyzetek számának csökkenése jelentős volt, több mint 50 %-os csökkenés tapasztalható. Ezzel párhuzamosan kifejezetten jelentős az értékes és jelentős a közepesen értékes kategóriába került hálónégyzetek arányának növekedése. Összességében az inváziós fajok figyelembevételével végzett modellezés eredményei alapján a közepesen értékes kategóriába 46, az értékes kategóriába 21 és a kifejezetten értékes kategóriába 24 hálónégyzet került. A változás során a ténylegesen mintázott hálónégyzetek egy része, jellemzően azok, melyekben számottevő arányban fordultak elő inváziós fajok, az értékes kategóriába csúsztak vissza. Volt azonban 3 hálónégyzet, ami két kategóriát váltva a közepesen értékes kategóriába csúszott le. A ténylegesen nem mintázott hálónégyzetek az inváziós fajokkal „költségelt” modellfuttatás eredménye szerint is jellemzően sokkal alacsonyabb értéket kaptak, mint a ténylegesen mintázott hálónégyzetek. Az inváziós fajokkal „költségelt” modellfuttatás eredménye alapján kapott értékeket a torkolattól mért távolság függvényében ábrázolva a csupán a védett fajokkal súlyozott modellezés eredményeihez (lásd 96. ábra) hasonló lefutású görbét (lásd 98. ábra) kaptunk. Az értékeség alakulását mutató lineáris görbe (lásd 98. ábra, kék szaggatott vonal) alvízi irányból felvízi irányba, a határ felé haladva emelkedő trendet mutat.



98. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségelt” térbeli prioritizálás eredményeinek alakulása a folyamkilóméter függvényében.

A 99. ábra már a korábbi modellezés eredményeinek objektív értékelhetőségével kapcsolatban fentebb felmerült problémák megszüntetése érdekében újra futtatott modellezésnek az eredményét mutatja, mikor a vízi makrogerinctelen fajegyüttes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségelt” térbeli prioritizálását az egyes hálónégyzeteket érintő, jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó különbségek csökkentésével és a peremi hatás mértékének csökkentésével vizsgáltuk és ábrázoltuk a folyamkilóméter függvényében. A korrigált és újonnan lefutott modellszámítás során kapott védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok „költségével” kalkulált térbeli prioritizálás eredményei különböznek az előző, inváziós fajokkal nem „költségelt” modellezés során kapott eredményektől. Érdekes módon a *közepesen értékes*, az *értékes* és a *kifejezetten értékes* kategóriába került hálónégyzetek száma minden kategória esetében pontosan megegyezik a korábbi és az újra lefutott modellezés során. Azonban az egyes hálónégyzetek szintjén vizsgálva különbséget, a hálónégyzetek jelentős része esetében történt értékeségi kategória váltás, de ezek a pozitív és negatív változások minden kategória esetében kiegyenlítették egymást. A 99. ábrán látható inváziós fajok jelenlétének figyelembevételével végzett modellszámítás eredményeit vizsgálva megállapítható, hogy az előzetes várakozásoknak megfelelően összességében csökkent a prioritási mutató értéke a csak védett fajokkal súlyozott modellezés eredményeihez képest a Répce középvízi medrét metsző hálónégyzetek vonatkozásában (vesd össze 97. ábra). A változás mértéke azonban nem jelentős és a lineáris egyenes lefutása alapján nagyobb mértékben érintette a felső, határközeleli szakaszt. Ezt alátámasztja, hogy a projekt keretében az inváziós fajokra vonatkozóan elvégzett célvizsgálatok a Répce esetében is jeleztek számottevő inváziós vízi makrogerinctelen fertőzöttséget. A vizsgálati eredmények alapján a Répcelak fölötti szakaszon több faj (pl.: *Pacifastacus leniusculus*, *Physella acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*) okoz számottevő fertőzöttséget, mint a Répcelak alatti szakaszon, ami magyarázza a görbe lefutásának alakulását. A modellezés eredményei arra utalnak, hogy a védett fajokkal súlyozott prioritizálási értékek alapján értékesebb felső (Répcelak fölötti) szakaszt kedvezőtlenebbül érintette az inváziós fajok „költségelése”, mint a kevésbé értékes alsó szakaszt. Az inváziós fajok „költségelése”-nek figyelembe vétele okozta változás érintette a *kifejezetten értékes* kategóriába sorolható hálónégyzetek számát, ami csökkent (35-ről 24-re). Ugyanakkor nőtt (37-ről 46-ra) a *közepesen értékes*, és minimális mértékben ugyancsak nőtt (19-ről 21-re) az *értékes* kategóriába sorolható hálónégyzetek száma. Összességében megállapítható, hogy a védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költségelt” prioritizálási mutató lineáris értékeségi görbéje a függőleges tengely mentén csak minimális mértékben csúszott lentebb, inkább a meredeksége csökkent, de ennek ellenére is az alsó szakasz felől az osztrák-magyar határ irányába emelkedő tendenciát mutat. Ez arra utal, hogy a Répce projektterületen belül húzódó szakasza esetében az inváziós fajok

okozta fertőzöttség figyelembevételével is a Répcelak fölötti szakasz emelhető ki a vízi makrogerinctelen fajgyűttes alapján megállapított értékesség szempontjából.



99. ábra. A vízi makroszkópikus gerinctelen fajgyűttes védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal „költséget” térbeli prioritálás eredményeinek alakulása a folyamkilóméter függvényében, a mintavételi gyakoriságból adódó különbségek és a peremi hatás csökkentésével végzett modellezés eredményeként.

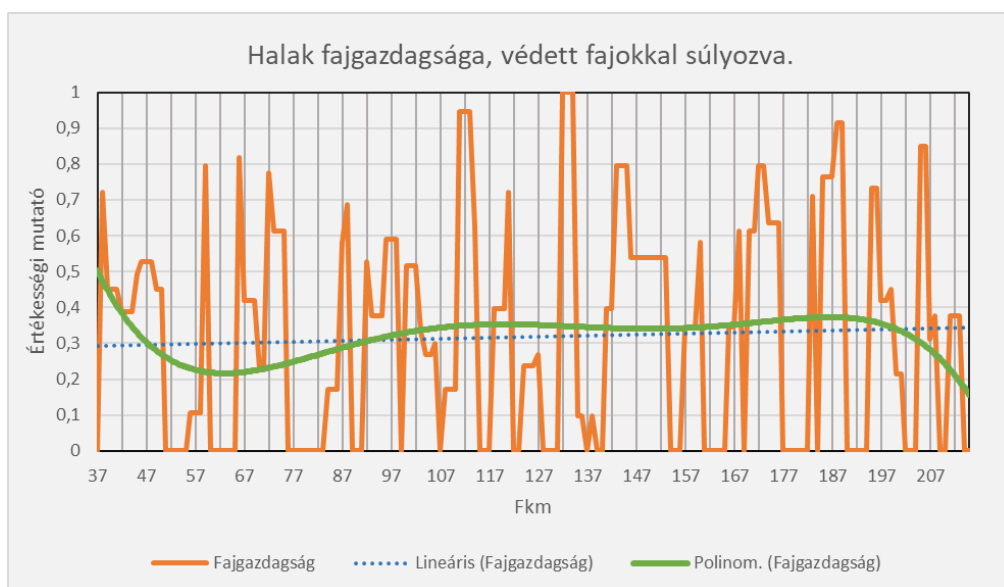
6.1.2.2. Hal adatok alapján kapott eredmények értékelése

A 6.1.1.1.–6.1.1.3. fejezetekben az értékelés alapja az volt, hogy a modell a teljes felmérési területen keletkezett összes előfordulási adat alapján végezte el a számításokat (az egyes 1km×1km-es ETRS mezők értékelését), majd az így kapott mintázatokat elemeztük a projekterületre vonatkoztatva, az egyes vízfolyásokat egymáshoz is hasonlítva.

Ettől eltérően ebben a fejezetben az értékelés és modellkészítés úgy történt, hogy az összes adatból kiemeltük a vízfolyás által érintett ETRS hálóműzök hal adatait, és ezekre önállóan is lefuttattuk az elemzéseket (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** fejezet). Tehát ebben a fejezetben az értékesség csak az adott vízfolyás egyes részeinek viszonylatában értelmezett, a tárgyalt vízfolyások egyes részeit mérjük össze egymással, vagyis jelen fejezetben a vonatkozó eredményeket más vízfolyásokra vonatkozó adatoktól függetlenül értékeltük.

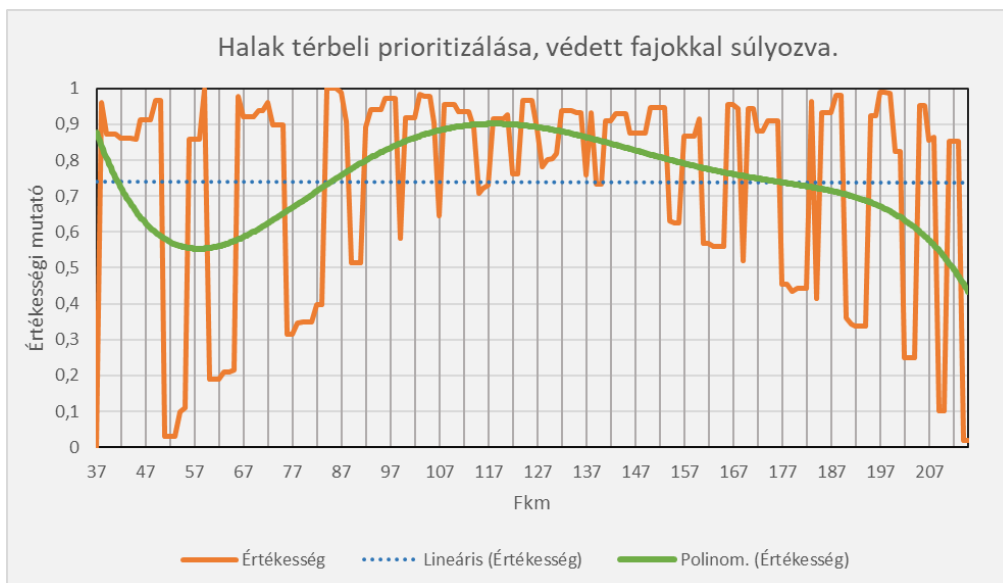
A halfajgyűttes adatállománya alapján a projekterület négy kiemelt folyójának a projekterület magyarországi részét érintő szakaszára elvégzett modellezések eredményei közül az alábbiakban csak azoknak a modellfuttatásoknak az eredményét értékeltük, amely az egyes hálónégyszögeket érintő jelentősen eltérő mintavételi gyakoriságból adódó inhomogenitás csökkentésével (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** fejezet) és a projekterület pereméhez közel elhelyezkedő hálónégyszögek alulértékelésének, az ún. „peremi” hatásnak a kiküszöbölésével (lásd **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** fejezet) történtek.

A Rába halfaunájának értékelése az értékességi mutatók alapján



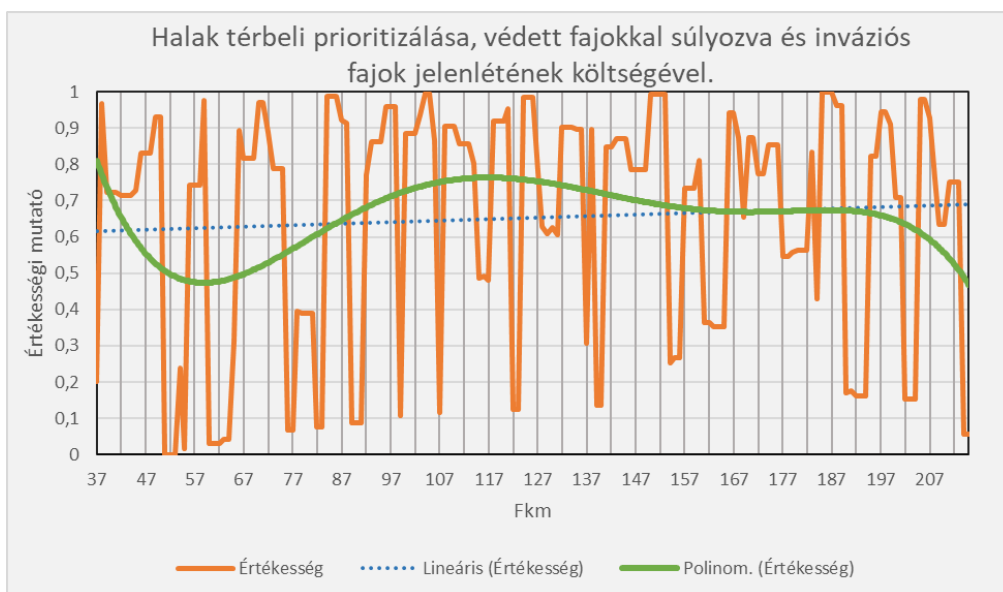
100. ábra. A Rába hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a halközöség védett fajokkal súlyozott fajgazdagsága alapján

A védett fajokkal súlyozott fajgazdagság viszonylag egyenletes képet rajzol a folyó vizsgált szakaszáról, ami egybevág azzal a gyakorlati tapasztalattal, hogy a védett fajok egyedei a folyó szinte minden szakaszán megtalálhatók (az persze más kérdés, hogy nem egyenletes eloszlásban, és valójában az egyedsűrűségeen alapuló állománybecslések adhatnak reális képet). A lineáris ábrázolással a fajgazdagság a torkolat felé haladva kis mértékben csökken. A polinom ábrázolás némi meglepetést okoz, a legalsó vizsgált szakasz (37–52 fkm) magas értékével. Részletesebben megvizsgálva a modell kiindulási pontját képező, a szakaszra vonatkozó alapadatokat, azt gondoljuk, hogy ezt a – háttérismereteink alapján indokolatlan – magas értékességet az okozza, hogy ezen a szakaszon igen jelentős számú magyar és német bucó (*Zingel zingel* és *Z. streber*) adat van. Ezek egyrészt védett, másrészt az Élőhelyvédelmi Irányelv függelékeiben is listázott (közösségi jelentőségű) fajok, amely paraméterek együttesen erősen megemelik e fajok előfordulási pontjainak értékességét. Ennek igazolására megnéztük azokat a szakaszokat is, ahol valamilyen okból kevesebb adata van a fenti két fajnak, és azt tapasztaltuk, hogy a modell által számított értékesség ott alacsonyabb, mint a terepi ismeretek és a szakértői becslés alapján várnánk. A Rábasebes–Marecaltó közötti szakaszon (39–49 fkm) kiemelkedően sok bucó alapadat van (35 rekord), míg a felette lévő, ugyanilyen hosszú (10 fkm) folyószakaszon nincs adatrekord, holott a két szakasz élőhelyi jellege bizonyosan nem tér el olyan mértékben egymástól, hogy az a bucók elterjedési mintázatában ilyen különbséget okozna. Ez rámutat a modell két fontos tulajdonságára, miszerint egyrészt némileg túlsúlyozza a több védettségi kategóriába eső fajok előfordulását, másrészt pedig a modell igényli a homogén alapadat-állományt, ellenkező esetben hamis képet ad. Ami viszont nagy biztonsággal kiolvasható az ábrából, az a Lapincs torkolatától Sárvárig tartó szakasz viszonylag egyenletes értékessége, ami egyezik a szakértői értékeléssel.



101. ábra. A Rába hosszszelvény-menti értékeségi besorolása, a halközöség védett fajokkal súlyozott prioritizálása alapján

A Rába hosszszelvény-menti értékeségi besorolásában a halközöség védett fajokkal súlyozott prioritizálása alapján a folyó vizsgált hosszán nincs lineáris tendencia. A polinom-görbe alapján a legértékesebb a Csörötnek–Sárvár szakasz (87–197 fkm), vagyis a magyarlakai duzzasztás alvizétől kb. addig a pontig, ahonnan a Rába medre erőteljesebben szabályzott és gátak közé szorított. Ugyanakkor azt is meg kell itt jegyezni, hogy a folyó esési viszonyai, és ezzel együtt uralkodó mederanyaga és mederalakulása is változnak innen: a meder erősen meanderező jellege itt természetes úton is csökken (erre tevődik rá a mederszabályzás), és a kavicsos-sóderes mederanyag helyett itt kezd dominánssá válni a homok. A legelső vizsgált szakasz (37–52 fkm) ennél az értékelésnél is magas besorolást kapott, ennek vélhető okát lásd az előző bekezdésben.

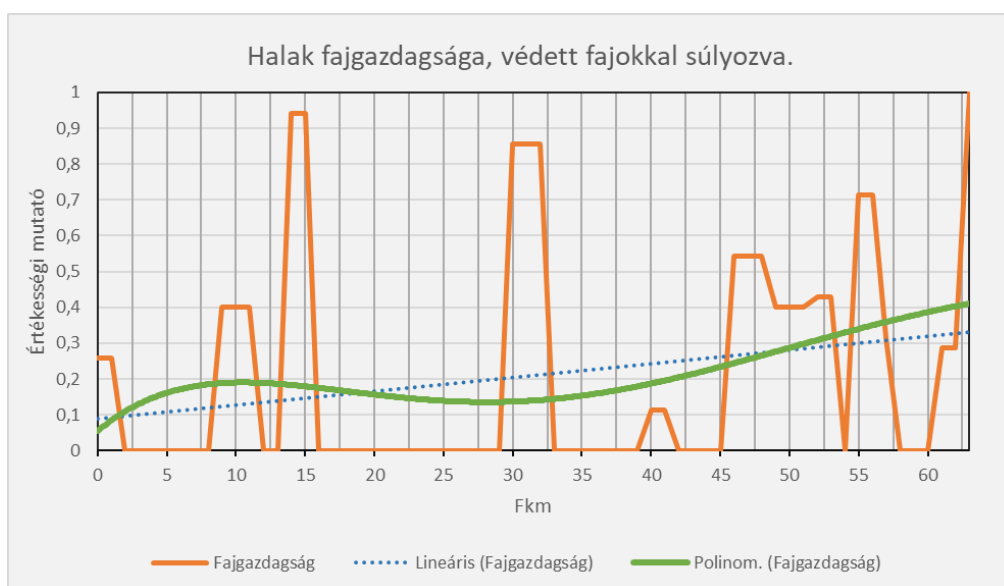


102. ábra. A Rába hosszszelvény-menti értékeségi besorolása, a halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

Ahogy az előző értékelésnél, a polinom-görbe alapján a legértékesebb itt is a Csörötnek–Sárvár szakasz (87–197 fkm). Ennél az ábránál is felhívjuk a figyelmet arra a hogy a modell olyannyira túlsúlyozza a védett és függelékeny fajok jelenlétét, hogy az előző ábrához képest az alsó szakaszon (37–57 fkm) szinte ugyanazt a képet kapjuk az inváziós fajokkal „kölségelt” értékeléssel, mint a „csak” védett fajokkal súlyozott prioritizálás alapján, holott gyakorlati tapasztalat, hogy a nicki duzzasztó (68,5 fkm) alatti szakaszon az inváziós fajok jelenléte jelentős, itt már a Mosoni-Duna irányából terjedő gébek (*Neogobius* spp.) is jelentős számmal fordulnak elő.

A Gyöngyös halfaunájának értékelése az értékességi mutatók alapján

A Gyöngyös teljes hazai szakaszán 28 faj jelenléte bizonyított, amely fajszám a hasonló vízhozamú és vízgyűjtőméretű kisvízfolyások esetén átlagosnak tekinthető. A védett fajokkal súlyozott fajgazdagság a legmagasabb értékeket a legfelső szakaszon mutatja. Kiemelendő az országhatár és a legfelső duzzasztás (Kőszeg, nemezgyár) közötti szakasz (62,5–63,5 fkm). Ezen a szakaszon a jellemző a nagy áramlási sebesség, a kavicsos, homokos és lágyüledékes mederanyag váltakozása az erősen kanyargó mederben. A szakaszon a fásszárú makrovegetáció jelenléte (árnyékolás, vízben lévő gyökerek, *xylal* habitat-típus számottevő mértéke) kedvező a halfauna számára. A szakaszon a domolykó (*Squalius cephalus*), fenékjáró küllő (*Gobio gobio*), sebes pisztráng (*Salmo trutta* m. *fario*), és kövi csík (*Barbatula barbatula*) mellett nagy egyedszámban figyelhetőek meg a dunai ingola (*Eudontomyzon mariae*) főként még kifejletlen, lárva korú egyedei, amely kifejezetten értékessé teszi a vízfolyás ezen szakaszát. A sebes pisztráng jelenlétére (predáció) vezethető vissza, hogy a fenékjáró küllő és a kövi csík fiatal egyedei szinte egyáltalán nem figyelhetőek meg a szakaszon. A nemezgyári duzzasztás alatt a fajgazdagságában erőteljes csökkenő tendenciát figyelhetünk meg. A szakasz felsőbb részein a *reofil* (áramlásokkedvelő) faunaelemek dominálnak, a sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), márna (*Barbus barbus*), paduc (*Chondrostoma nasus*), és a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*) jelentős egyedszámú állományai kerültek elő a mintavételek során. A fajgazdagság erős csökkenéséhez hozzájárul, hogy a települések szinte összefüggően követik a medret. Lukácsháza, Gyöngyösfalu, Gencsapáti, Szombathely területén a meder jelentős módosításokat szenvedett el, amelyek során a meder homogenizálódott, a partmenti fás makrovegetáció részlegesen, vagy teljesen eltűnt, a táplálkozó-, búvó- és ívőhelyek száma erőteljesen lecsökkent, amely hatások együttesen okozzák a fajgazdagság csökkenését.

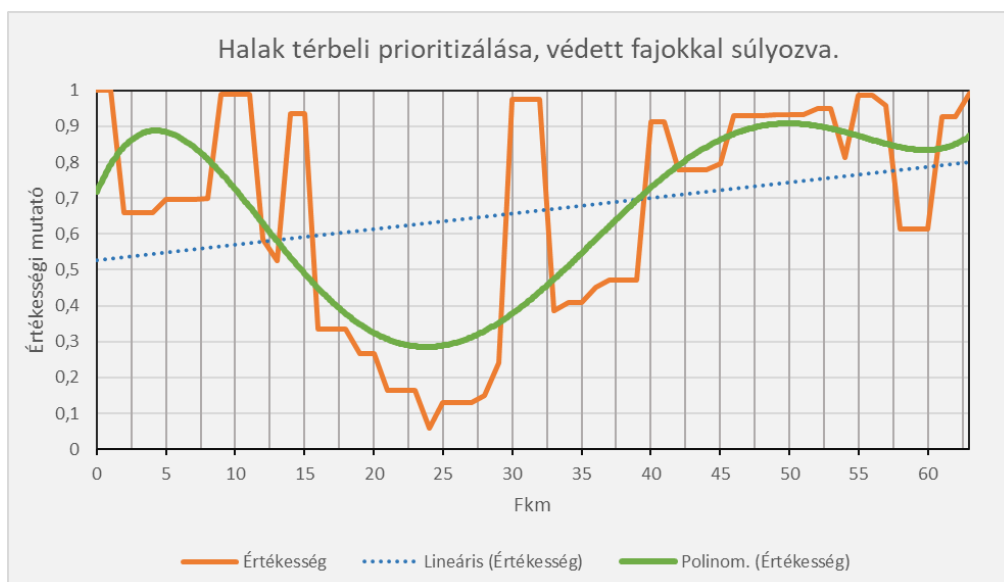


103. ábra. A Gyöngyös hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a halközöség védett fajokkal súlyozott fajgazdagsága alapján

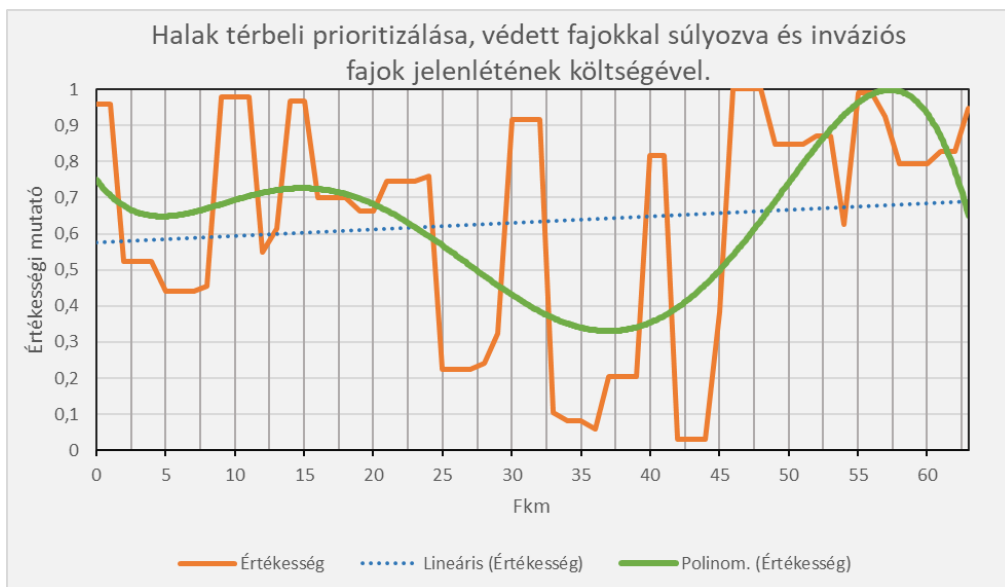
A Szombathely alatti szakaszon a fajgazdagság értékének kis mértékű emelkedése tapasztalható, amely a legmagasabb értékét a 20. fkm-nél éri el. Ezen a szakaszon (Vasszécsény és Pecöl között) a meder szinte mentes a jelentősebb módosításoktól, a partmenti fászfűzű vegetáció meglétének kedvező hatása a fajgazdagság magasabb értékében is megnyilvánul. A meder természetesebb jellegéből, a különböző áramlási viszonyokkal jellemezhető mederrészletek egymás melletti jelenlétéből adódik, hogy az áramlást kedvelő, és a lassabb folyást preferáló halfajok egyedei is jelen vannak.

Az alsóbb szakaszokon (a 15 fkm alatti részeken) ismét a fajgazdagság értékének csökkenése figyelhető meg. A meder esése jelentősen csökken, az áramlási sebesség mérséklődik, a mederben a növényborítás mértéke nő, a kísérő fás vegetáció hosszú szakaszokon hiányzik, a mederprofil nagyobb szakaszokon jelentősen módosított, sok esetben csatornaszerű. A vízfolyás mentén létrehozott halastavakból, idegenhonos halfajok egyedei kerülnek nagy egyedszámban a mederbe, az áramlást kedvelő fajok egyedei csupán rövid szakaszokon találják meg a számukra kedvező feltételeket.

A prioritizálás alapján meghatározott értékesség torkolatközei szelvényekben (0–2 fkm) tapasztalt nem várt növekedése sajnos az alapadatok hibás leválogatásából adódik: a Gyöngyös torkolati szakaszát bennfoglaló a hálónégyszetben található egy Rába-holtmeder, melyben lápi póc (*Umbra krameri*) él, az adat bekerült az értékelésbe, és fokozottan védett és közösségi jelentőségű faj előfordulási adataként jelentősen megemelte az adott hálónégyszet –és látszólag a Gyöngyös torkolati szakaszának – értékességét.



104. ábra. A Gyöngyös hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a halközöség védett fajokkal súlyozott prioritizálása alapján

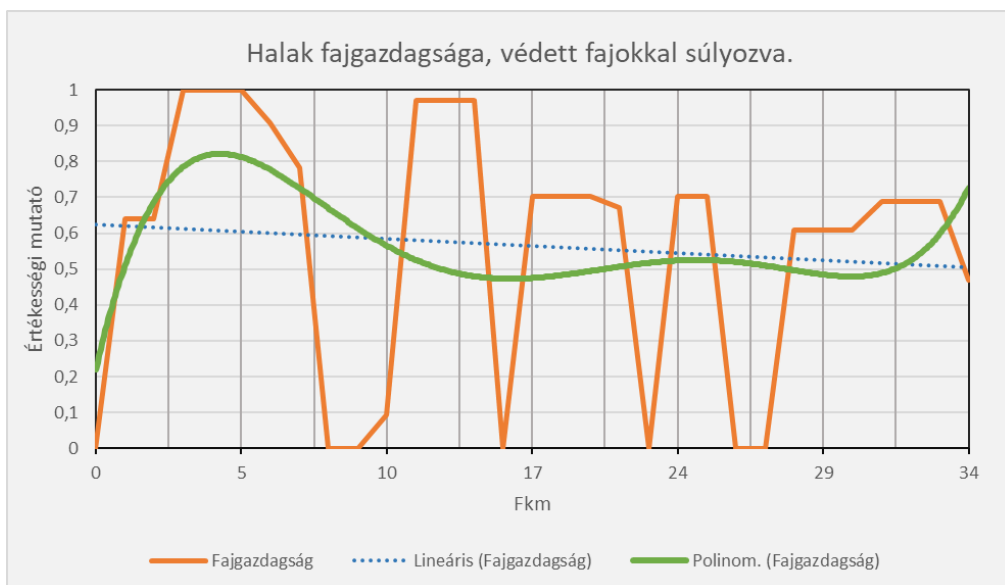


105. ábra. A Gyöngyös hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

A Pinka halfaunájának értékelése az értékességi mutatók alapján

A Pinka magyarországi szakaszán a vízfolyás méretéhez viszonyítva magas összesített fajszámot kaptunk (33 faj).

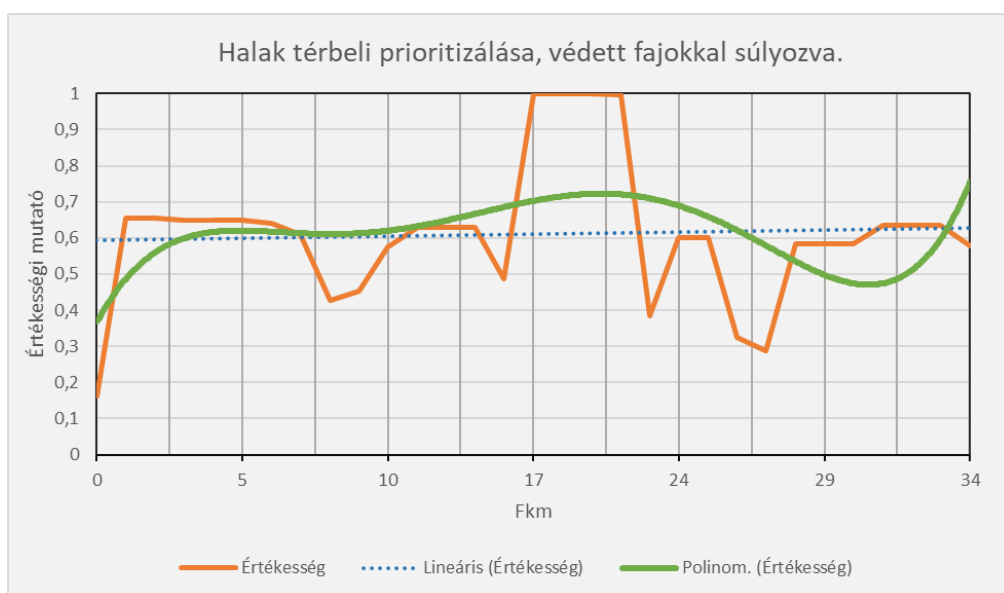
A folyó a Magyarországra történő (első) belépését követően, a felsőcsatári szurdok végén kialakított duzzasztás hatására elveszíti erősen áramló jellegét, azonban a meder esésviszonyai miatt a duzzasztómű módosító hatása csak viszonylag rövid szakaszon érvényesül. Ezen a szakaszon a domolykó (*Squalius cephalus*) jelenléte domináns, valamint stabil állományát találhatjuk szivárványos öklének (*Rhodeus amarus*).



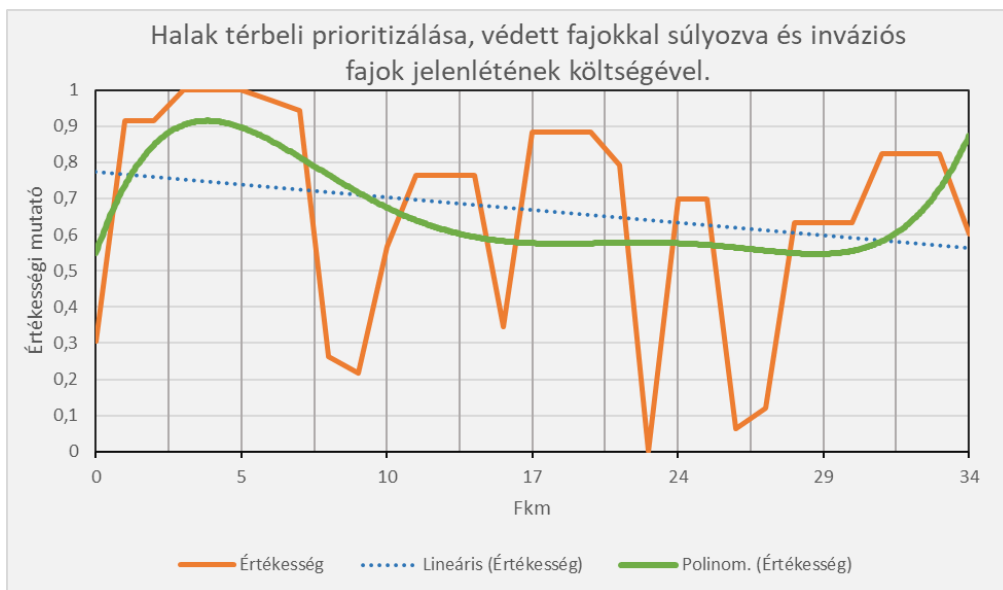
106. ábra. A Pinka hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a halközöség védett fajokkal súlyozott fajgazdagsága alapján

A felsőcsatári duzzasztás alvizén jelentős számban fordulnak elő azok a halfajok, amelyek hazai védettséget élveznek, ilyenek a sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), a kövi csík (*Barbatula barbatula*), a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*), a nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*).

Felsőcsatár és Vaskeresztes között a folyó még mindig jelentős relief értékkel jellemezhető, amely nagy áramlási sebességű szakaszok kialakulását teszi lehetővé, azonban a folyó itt már megkezdí a kanyarok kialakítását (meanderezés) is. A meder nagyrészt természetes, vagy természetközeli állapotú, a partmenti fásszárú makrovegetáció megléte jellemző a vízfolyás parti régiójára. Az antropogén hatások viszonylag kis mértékűek. A kanyargó mederben megtalálhatóak a jellemzően nagy áramlási sebességű szakaszok, ahol a durvább mederaljzat jellemző, ahol elsősorban a reofil, vagyis áramláskedvelő halfajok találják meg a számukra kedvező élőhelyi adottságokat, úgy mint a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*), a sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), vagy a német bucó (*Zingel streber*). Gyakori fajként fordul elő a márna (*Barbus barbus*), a paduc (*Chondrostoma nasus*), és a szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*). A kanyarok belső ívein kialakuló lassú szakaszok, a enyhébb áramlási viszonyokat és a lágyabb üledéket kedvelő halfajok számára nyújt kedvező élő, táplálkozó és szaporodó helyet. A hazai csíkfajok közül a vágócsíkkal (*Cobitis elongatoides*), valamint a balkáni (*Sabanejewia balcanica*) és bolgár törpecsíkkal (*Sabanejewia bulgarica*) találkozhatunk ezeken a szakaszokon.



107. ábra. A Pinka hosszszelvény-menti értékeségi besorolása, a halközöség védett fajokkal súlyozott prioritizálása alapján



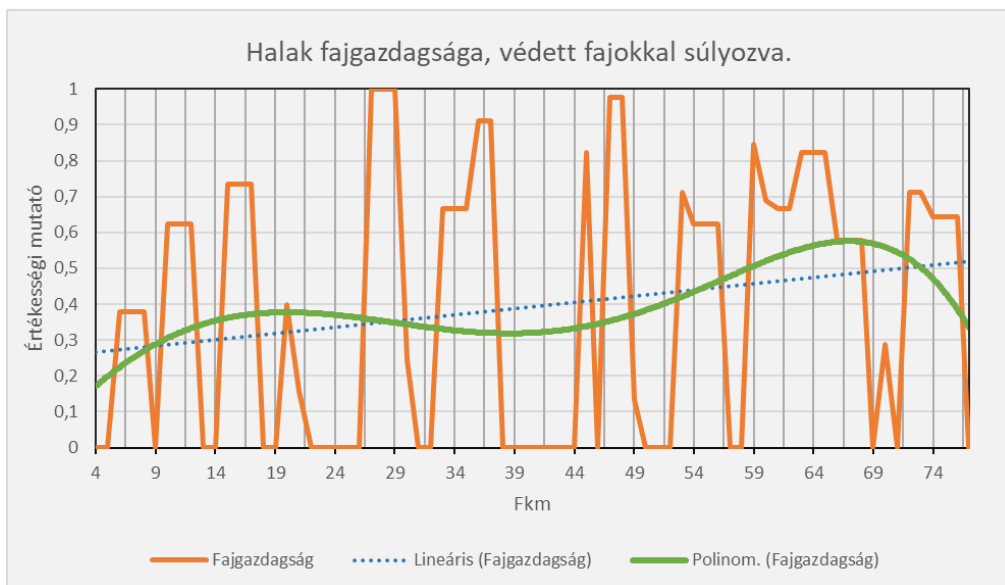
108. ábra. A Pinka hosszszelvény-menti értékeségi besorolása, a halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

A folyón lévő duzzasztások, és fenékküszöbök alvívén jelentős számban fordul elő a márna (*Barbus barbus*), a domolykó (*Squalius cephalus*), és a sebes pisztráng (*Salmo trutta*), de a fenékküszöbök felvívén kialakuló, szakaszok esetén sem tapasztalunk jelentős különbséget halközöség összetételében. Egyes, a folyó természetközeli szakaszain csak szórványosan, kis egyedszámban előforduló fajok, mint az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), a ponty (*Cyprinus carpio*), a naphal (*Lepomis gibbosus*), a razbóra (*Pseudorasbora parva*) egyedszáma esetén tapasztalhatunk kis mértékű emelkedést. A folyó teljes hazai szakaszához viszonyítva a felvízi, visszaduzzasztott szakaszok hossza alacsony, azok kiterjedése az egyes fenékküszöbök felvívén a folyó viszonylag nagy esése miatt csak rövid szakaszokat érint.

Az alsóbb szakaszok esetén tapasztalható magasabb értékeség annak köszönhető, hogy a folyó – bár megtartja ezen a szakaszon is a viszonylag nagy áramlási sebességét – több helyen természetes folyamatok hatására nagyobb medermélységet ért el. Az így kialakuló élőhelyfoltok kedveznek olyan halfajok megjelenésének, amelyek főként a Rába medrére jellemzőek, és jelenlétük is feltehetően annak köszönhető, hogy az alvízi irányból a fajok képesek feljutni az érintett mederrészekre. Az értékeséget jelentősen befolyásolja a védett magyar bucó (*Zingel zingel*), a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) és a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*) jelenléte, amely a mélyebb, de még nagy áramlási sebességgel rendelkező mederrészek esetén talál kedvező élőhelyi adottságokat.

A Répce halfaunájának értékelése az értékeségi mutatók alapján

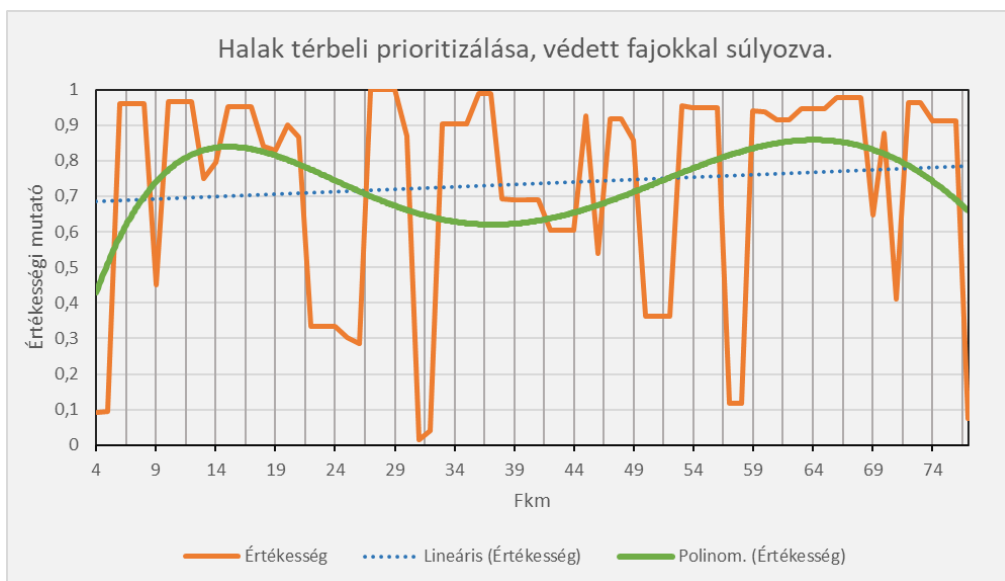
A Répce esetén a vizsgálatok eredményei alapján összesített fajlista esetén kifejezetten magas fajszámot tapasztalhatunk, 31 faj előfordulásáról vannak adataink. A fajkészletben 7 idegenhonos halfaj van jelen (*Carassius gibelio*, *Lepomis gibbosus*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*, *Oncorhynchus mykiss*, *Proterorhinus marmoratus*, *Pseudorasbora parva*) és azt is hozzá kell tenni, hogy a sebes pisztráng (*Salmo trutta m. fario*) jelenléte is vélhetően telepítés eredménye.



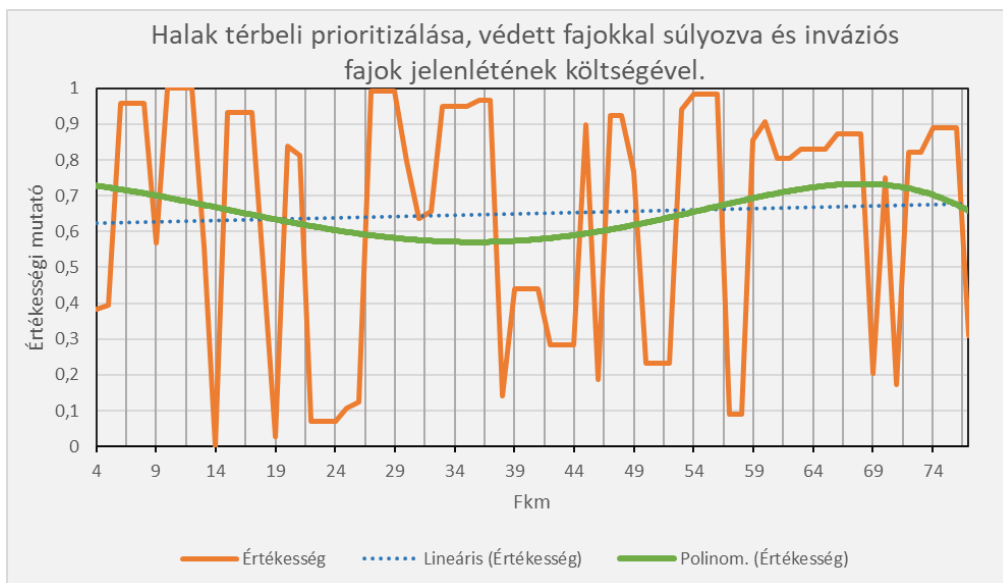
109. ábra. A Répce hosszszelvény-menti értékeségi besorolása, a halközösség védett fajokkal súlyozott fajgazdagsága alapján

A víztérben hét védett faj állományai találhatóak meg: sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*), kövi csík (*Barbatula barbatula*), vágó csík (*Cobitis elongatoides*), halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*), fenékjáró küllő (*Gobio gobio*), nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*), szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*). Hozzá kell ugyanakkor tenni, hogy a fenti fajok többsége viszonylag gyakori, széles elterjedésű faj, különösen a Rába vízgyűjtő viszonylatában értelmezve.

A védett fajokkal súlyozott fajgazdagság a folyón felfelé haladva egyenletesen nő, de összességében a Répce a vizsgált szakaszon – a halközösség alapján – viszonylag homogén élőhelynek mondható. Érdekes módon még az sem látszik meg a halközösség képében, hogy a folyó vizének jelentős részét Répcelaknál (38,5 fkm) kivezetik a régi mederből, és közvetlenül a Rábába irányítják (Répce-árapasztó), ami a vízfolyás élőhelyi viszonyait jelentősen megváltoztatja.



110. ábra. A Répce hosszszelvény-menti értékeségi besorolása, a halközösség védett fajokkal súlyozott prioritizálása alapján



111. ábra. A Réepe hosszszelvény-menti értékeségi besorolása, a halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

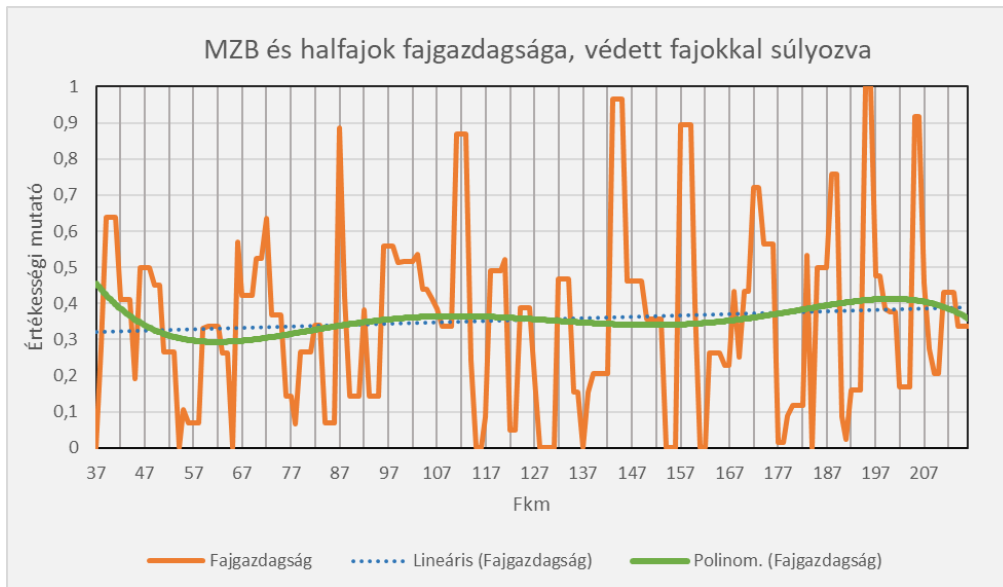
A halközöség védett fajokkal súlyozott prioritizálása alapján a Réepe hosszszelvény-menti értékeségi besorolása a vizsgált szakaszon a torkolat felé haladva erősen csökken, a modell alapján az értékeség az 55–65 fkm között éri el maximumát. Az inváziós fajokkal „költségelt” értékesítés már egyenletesebb képet rajzol ki a vízfolyás vizsgált szakaszán, a torkolat felé haladva kisebb ütemű és mértékű a csökkenés.

6.1.2.3. Hal és makroszkópikus vízi gerinctelen adatok alapján kapott eredmények értékelése

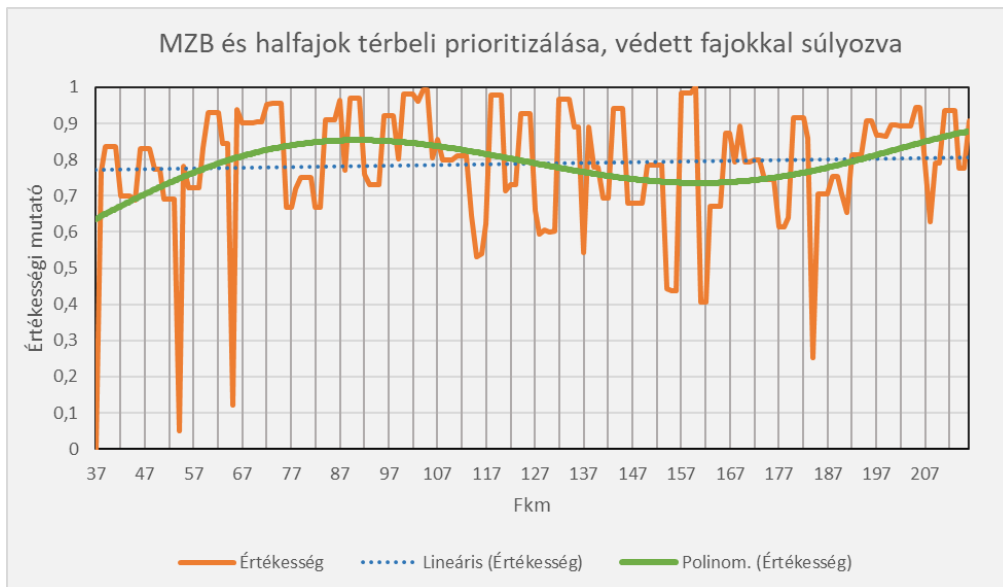
A 6.1.1.1–6.1.1.3. fejezetekben az értékelés alapja az volt, hogy a modell a teljes felmérési területen keletkezett összes előfordulási adat alapján végezte el a számításokat (az egyes 1km×1km-es ETRS mezők értékelését), majd az így kapott mintázatokat elemeztük a projekterületre vonatkoztatva, az egyes vízfolyásokat egymáshoz is hasonlítva.

Ettől eltérően ebben a fejezetben az értékelés és modellkészítés úgy történt, hogy az összes adatból kiemeltük a vízfolyás által érintett ETRS hálóműzök összesített vízi gerinctelen és hal adatait, és ezekre önállóan is lefuttattuk az elemzéseket. Tehát ebben a fejezetben az értékesítés csak az adott vízfolyás egyes részeinek viszonylatában értelmezett, a tárgyalt vízfolyások egyes részeit mérjük össze egymással, vagyis jelen fejezetben a vonatkozó eredményeket más vízfolyásokra vonatkozó adatoktól függetlenül értékeltük.

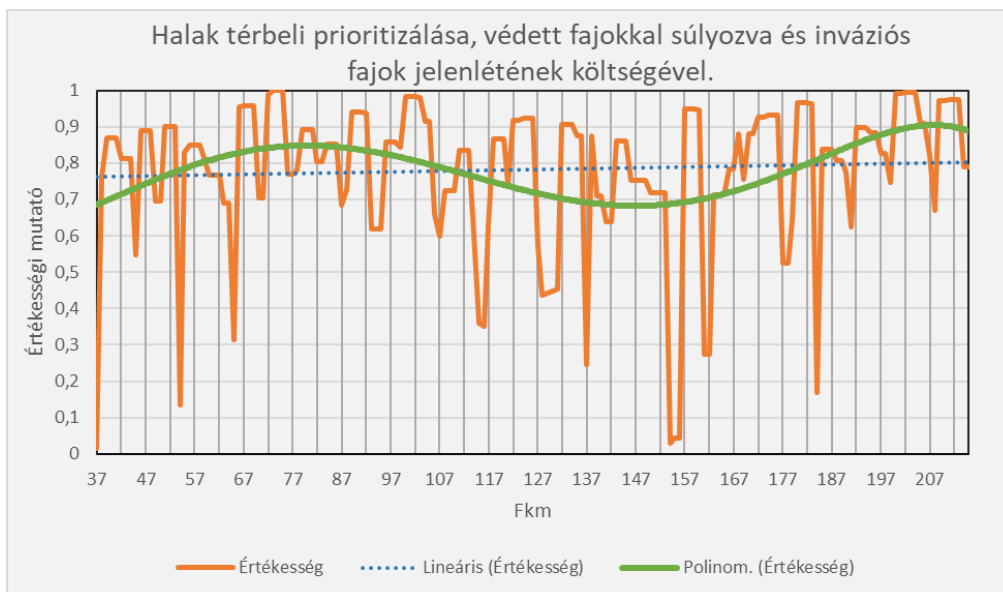
A Rába makroszkópikus vízi gerinctelen és halfaunájának értékelése az értékségi mutatók alapján



112. ábra. A Rába hosszszelvény-menti értékségi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott fajgazdagsága alapján

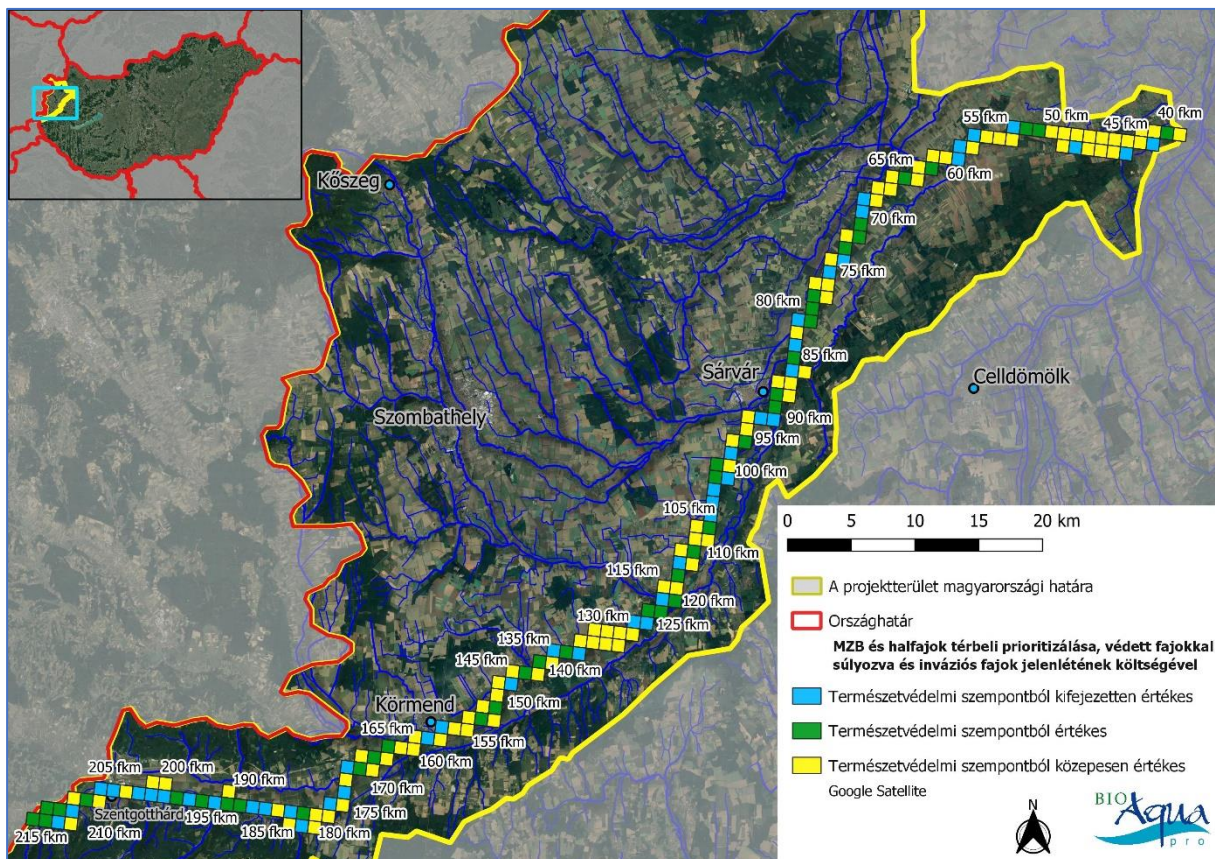


113. ábra. A Rába hosszszelvény-menti értékségi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott prioritizálása alapján



114. ábra. A Rába hosszszelvény-menti értékeségi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

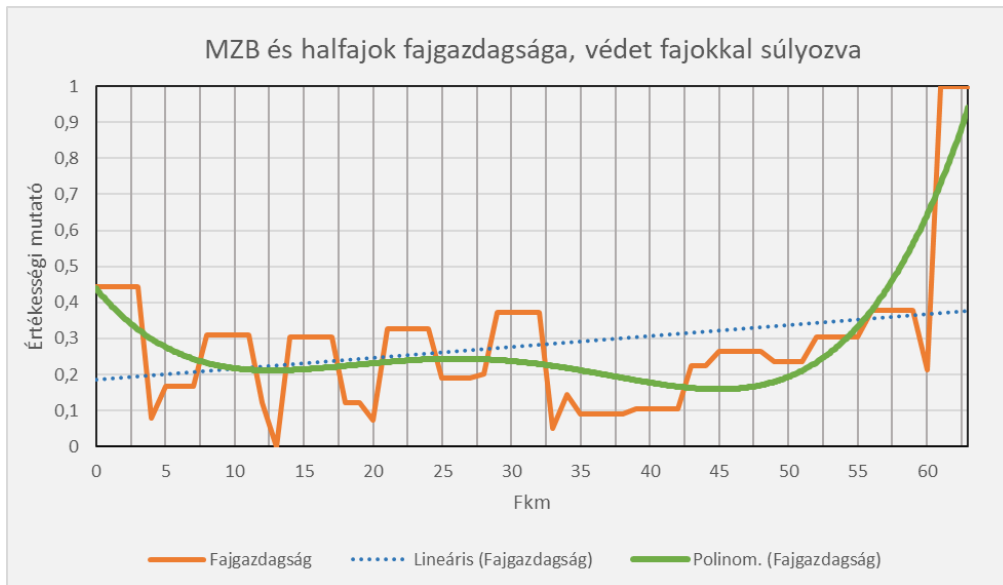
A fenti grafikonok viszonylag egyenletes, a torkolat felé haladva enyhén csökkenő értékeséget rajzolnak ki. Az összesített (MZB+hal) fajgazdagsági mutató is mutatja azt az anomáliát, amit a Rába „halas” értékelésénél (0 fejezet) már fessegettünk, miszerint a polinominálisan ábrázolt értékeség vizsgált szakasz alsó végén indokolatlanul megemelkedik – az alapadatok elemzése alapján a bucó fajok (*Zingel spp.*) nagy számú előfordulási adata okozza ezt. A védett fajokkal súlyozott, illetve a védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok jelenlétével költségelt értékeségi görbék nem mutatnak nagy különbségeket, ami arra az óvatos következtetésre ad lehetőséget, hogy az inváziós fajok jelenléte – bár komolyan veendő problémaként azonosítható – a Rábán az értékeséget jelenleg nem csökkenti jelentős mértékben.



115. ábra. A Rába hosszszelvény-menti értékességi besorolásának térképi ábrázolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

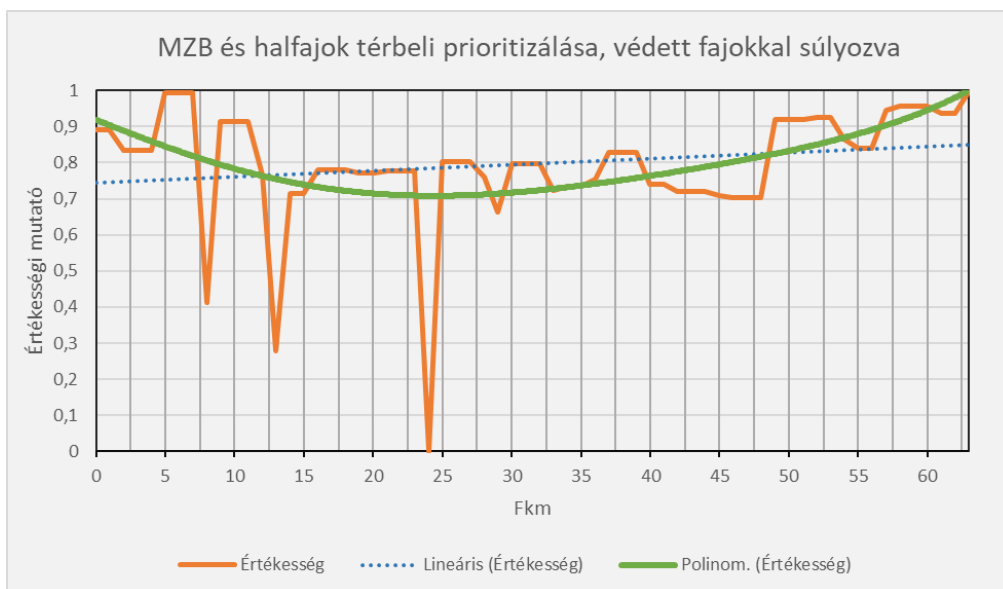
A védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok jelenlétével költségelt térbeli prioritizálás (115. ábra) a következő eredményt adta: 44 hálómező kapott „kiemelten értékes”, 39 hálómező „értékes”, és 86 hálómező „közepesen értékes” besorolást. Ahogyan az 6.1.1.3 fejezetben leírtuk, itt is úgy gondoljuk, hogy nem szabad „négyzetről-négyzetre” – vagyis az egyes négyzetek minősítését az általa lefedett vízfolyásszakaszra vonatkoztatva – értékelni, hanem a kapott képet nagyobb léptékben érdemes értelmezni. Ez alapján mindenképpen kiemelendő a 185–210 fkm szakasz, ahol az ábrán is jól látható a „kiemelten értékes” minősítésű mezők dominanciája. A kapott mintázat több ilyen megállapítást nem tesz lehetővé, ami viszont mindenképp magyarázatra szorul, az a több egymás melletti, „közepesen értékes” hálómező a 130 fkm környékén, és a 40–50 fkm közötti szakaszon. Nos, az alapadatok vizsgálata során a korábban már ismertetett problémával szembesültünk, mely szerint a modell az „alulmintázott” vízfolyás-szakaszokra alacsonyabb értékességet állapít meg. Nyilván felmerül ennek kapcsán a kérdés, hogy a fentebb említett, kiemelt értékességű szakasz nem a „túlmintázás” eredménye-e? Megnéztük ismét az adatok eloszlását, és a fentebb említett szakaszon nem találtuk jelentősen sűrűbbnek az adat-eloszlást, mint pl. az alatta lévő, ugyanilyen hosszú szakaszon, vagyis a kérdésre nemmel válaszolhatunk.

A Gyöngyös makroszkópikus vízi gerinctelen és halfaunájának értékelése az értékességi mutatók alapján

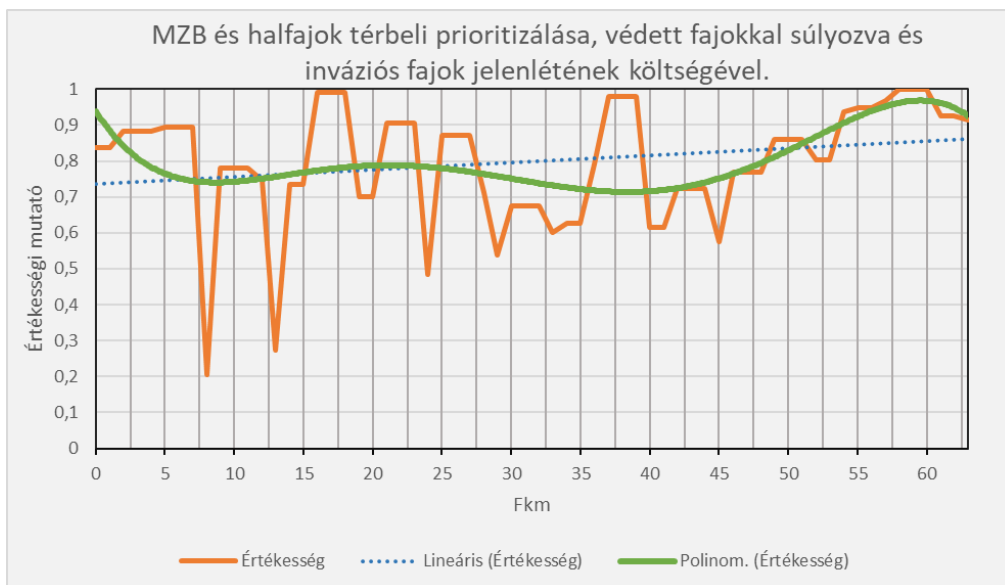


116. ábra. A Gyöngyös hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott fajgazdagsága alapján

A fajgazdagság polinominális ábrázolása nagyon szemléletesen mutatja a Gyöngyös belépő szakaszának (nemezgyári duzzasztás felett) kiemelkedő értékességét, amelyre a szakértői értékelések is mindig felhívják a figyelmet, mind a hal-, mind a gerinctelen közösségek kapcsán.

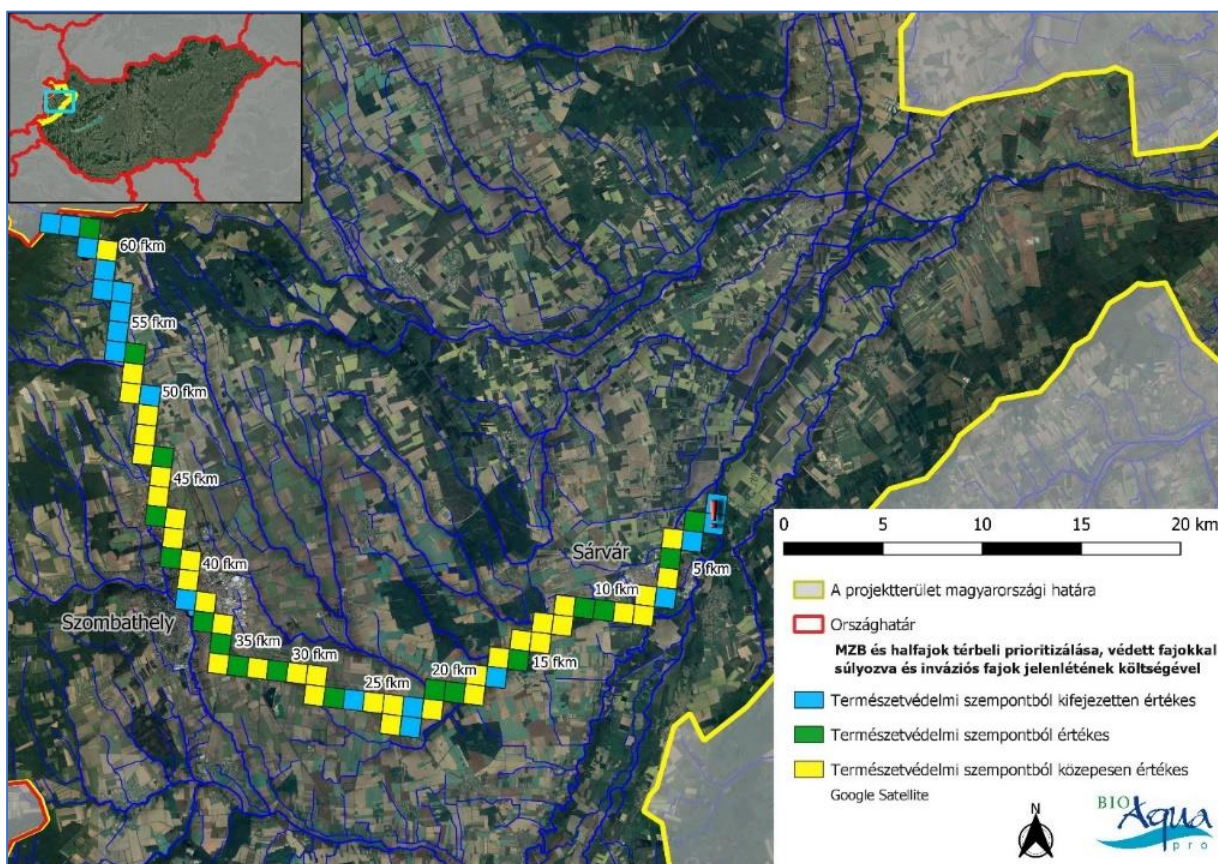


117. ábra. A Gyöngyös hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott prioritizálása alapján



118. ábra. A Gyöngyös hosszszelvény-menti értékeségi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

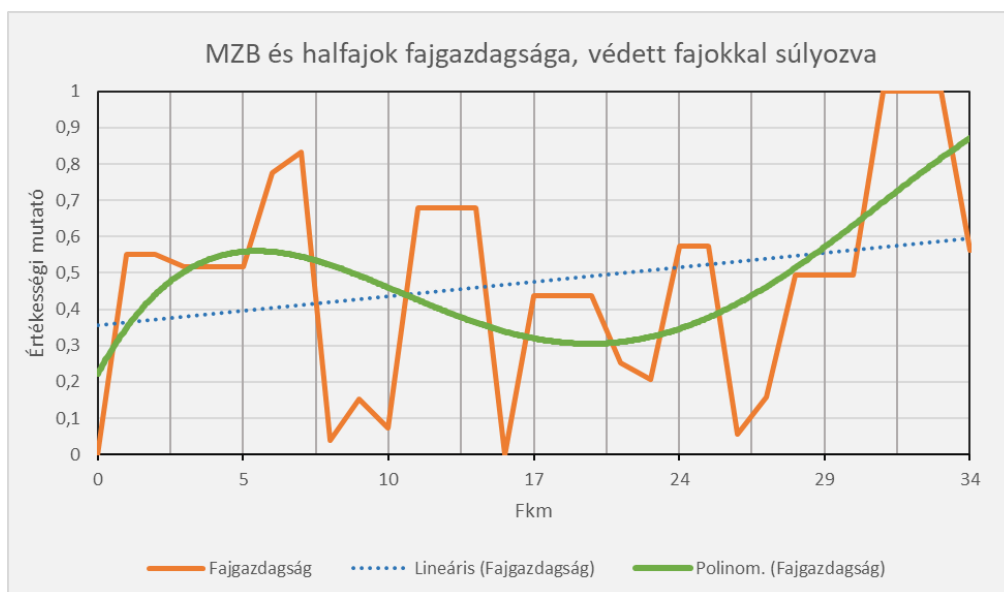
A védett fajokkal súlyozott és az inváziós fajok jelenlétével költségelt térbeli prioritizálás már egyenletesebb képet rajzol, de mindkettőn jól látható az 50 fkm (Gyöngyösfalu) és a 25 fkm (Tanakajd) közötti értékeség-csökkenés. A Vasszécsény–Sárvár szakaszon (5–25 fkm) az értékeség emelkedést mutat. A torkolatot magába foglaló két ETRS hálómező „kiemelten értékes” besorolása hibás, a leválogatott adatokba belekerültek a hálónégyzetbe tartozó, de nem a Gyöngyöshöz tartozó mintavételi helyek (Rába, Holt-Rába) adatai is, amelyek valótlan értékelést adnak a vízfolyásra nézve – ezeket a vízi gerincteleket és a halakat tárgyaló vízfolyásonkénti értékeléseknél ki is fejtjük.



119. ábra. A Gyöngyös hosszszelvény-menti értékességi besorolásának térképi ábrázolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

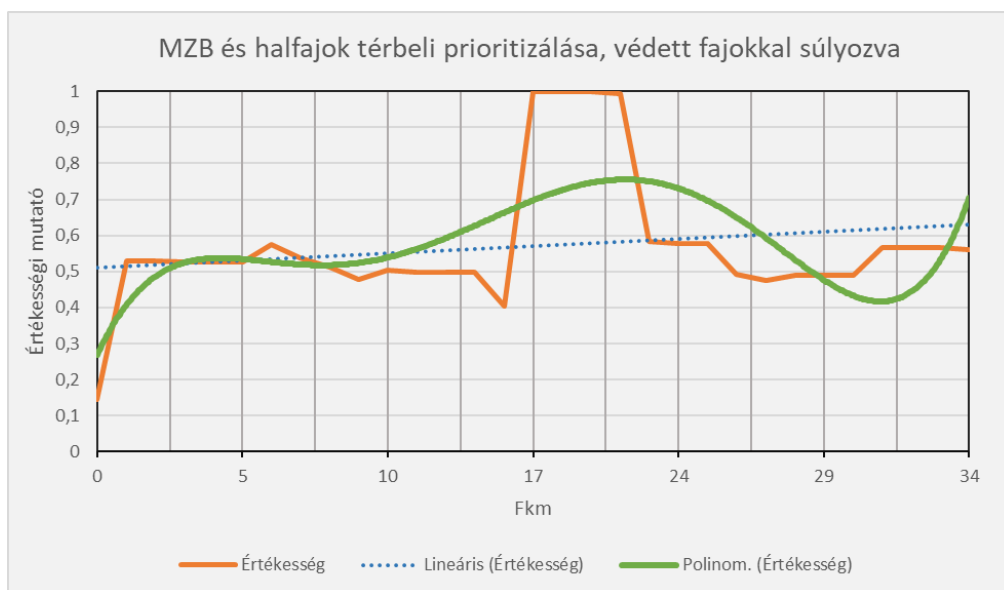
A védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok jelenlétével költségelt térbeli prioritizálás (119. ábra) a következő eredményt adta: 19 hálómező kapott „kiemelten értékes”, 17 hálómező „értékes”, és 36 hálómező „közepesen értékes” besorolást. Ami a mintázat elemzéséből kiolvasható, hogy a Gyöngyös felső szakasza (Gyöngyösfaluig) összesítve „kiemelten értékes”, alatta pedig „értékes/közepesen értékes” minősítést érdemel. Az előző bekezdésben említett – a torkolati hálómezőkre vonatkozó – értékelési hibát (nem releváns adatok alapján kapott magas besorolás) a térképen piros felkiáltójel (!) szimbólummal jeleztük.

A Pinka makroszkópikus vízi gerinctelen és halfaunájának értékelése az értékességi mutatók alapján



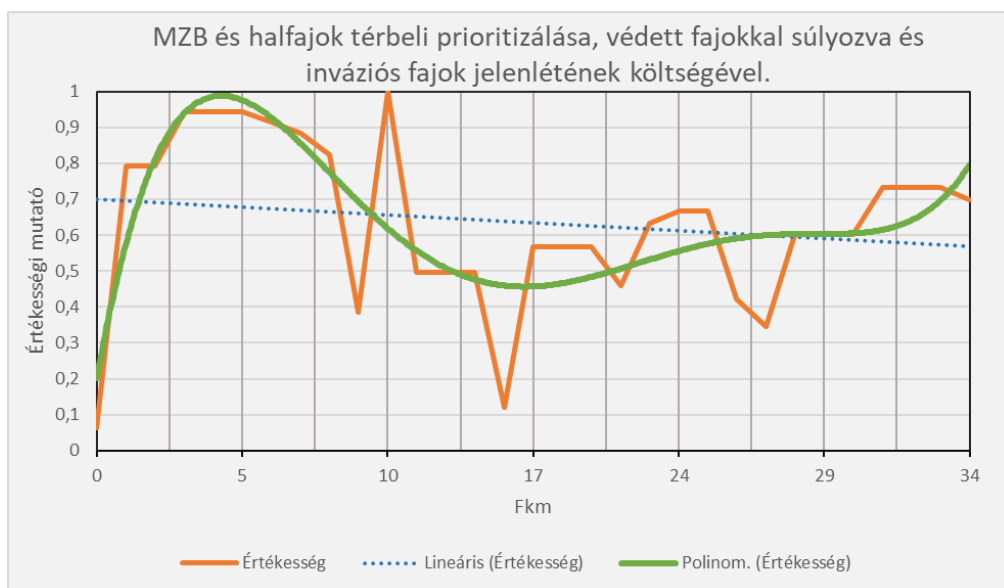
120. ábra. A Pinka hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott fajgazdagsága alapján

A fajgazdagság lineáris ábrázolása a torkolat irányába mutató, közepesen erős csökkenést mutat, a polinom ábrázolás viszont jól érzékelteti a belépő szakasz (Felsőcsatár) és a torkolatközei szakasz (Vasalja–Magyarnadalja) kiemelkedő értékességét. A középső szakasz (10–28 fkm) alacsony értékeit hajlamosak vagyunk azzal magyarázni, hogy a duzzasztások jelentős szakaszokon módosítják a vízfolyás élőhelyi viszonyait (nyilvánvalóan negatív irányba), de az sem tagadható el, hogy a folyó ezen szakasza – az Ausztriában lévő mederrészletek miatt – alulmintázott, aminek az értékességet csökkentő hatásról korábban szövegtünk már.



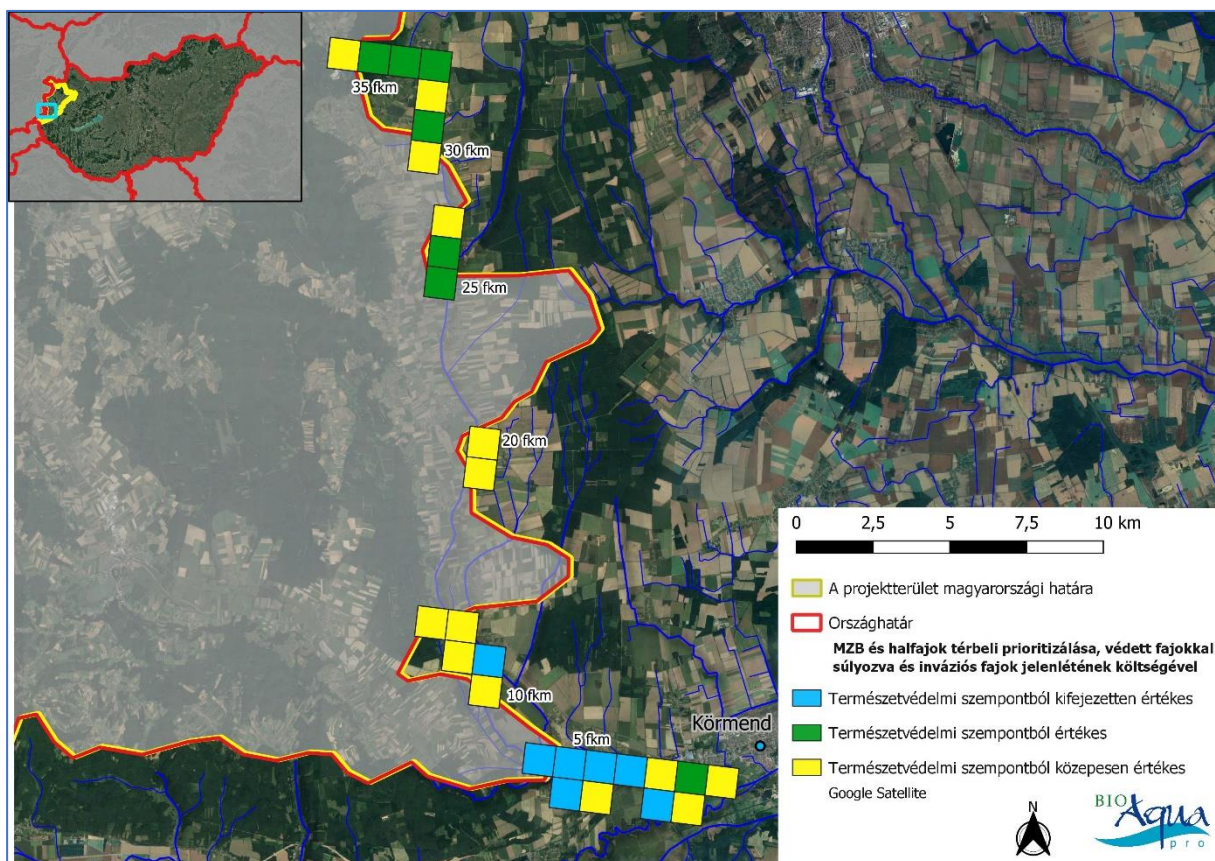
121. ábra. A Pinka hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott prioritizálása alapján

A védett fajokkal súlyozott prioritizálás eredményeként kapott értékesség görbéjét, pontosabban annak a direkt ábrázolásban (narancsszín vonal) és a polinom ábrázolásban a 17–21 fkm között megjelenő kiugrást nehezen tudjuk magyarázni, a modell működésének eddig felismert mechanizmusai csak részben adnak választ arra. Az alapadatok elemzése alapján a következők merültek fel: az inkriminált szakasz felett és alatt is Ausztria területén folyik a Pinka, ahonnan nincs, vagy igen kevés az adat; a kérdéses szakaszon viszonylag sok mintavételi pont van (4), és az innen előkerült fajok közül viszonylag magas a védett és/vagy közösségi jelentőségű fajok aránya (12 - 6 / 37). Feltételezzük, hogy a modellalkotás algoritmusai a fenti három tényező együttállása miatt eredményezte ezt a szakértői tapasztalattal semmiképpen nem összevágó, és nehezen magyarázható kiugrást.



122. ábra. A Pinka hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

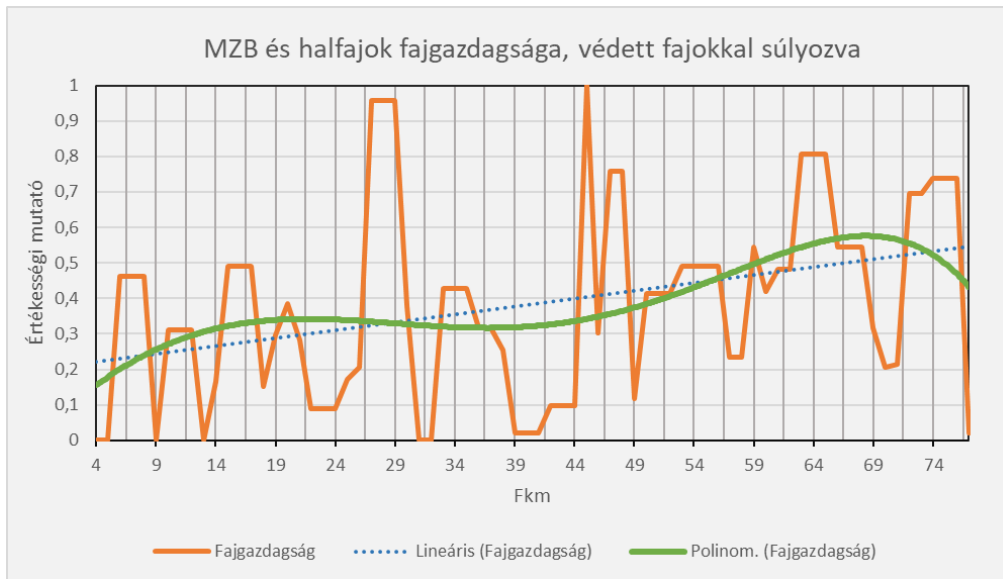
A védett fajokkal súlyozott és inváziós fajokkal költségelt prioritizálás már sokkal elfogadhatóbb értékességi görbéket rajzol ki a torkolatközei szakasz kiemelkedő értékessége egybevág az előzetes szakértői várakozásokkal.



123. ábra. A PINKA hosszszelvény-menti értékességi besorolásának térképi ábrázolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

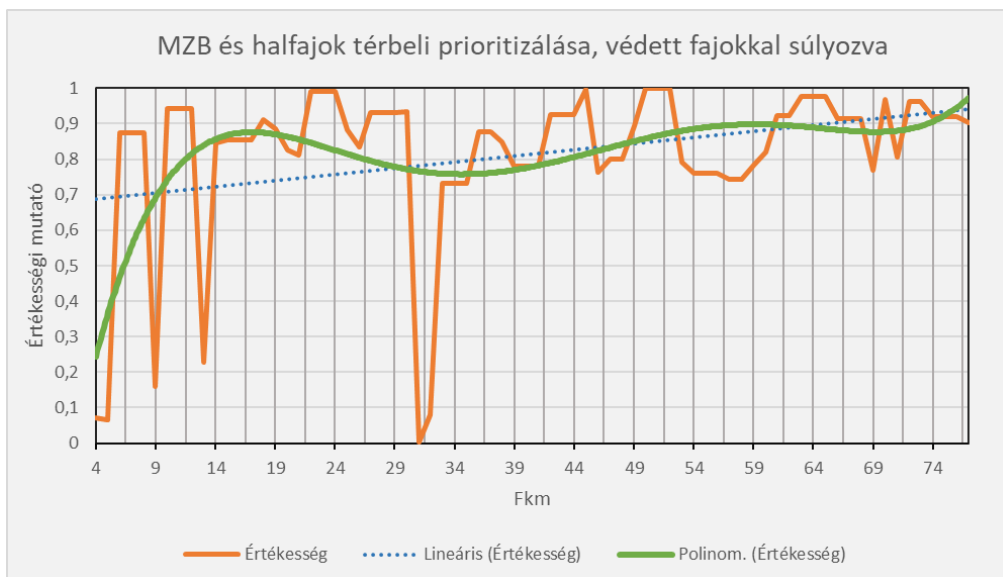
A védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok jelenlétével költségelt térbeli prioritizálás (123. ábra) a következő eredményt adta: 7 hálómező kapott „kiemelten értékes”, 7 hálómező „értékes”, és 14 hálómező „közepesen értékes” besorolást. A kapott mintázat alapján folyó hazai szakaszait két részre oszthatjuk, a torkolathoz közeli szakaszt (0–10 fkm) összegezve „kiemelten értékesnek”, a felette lévő részeket összegezve „közepesen értékes/értékesnek” minősíthetjük.

A Répce makroszkópikus vízi gerinctelen és halfaunájának értékelése az értékességi mutatók alapján

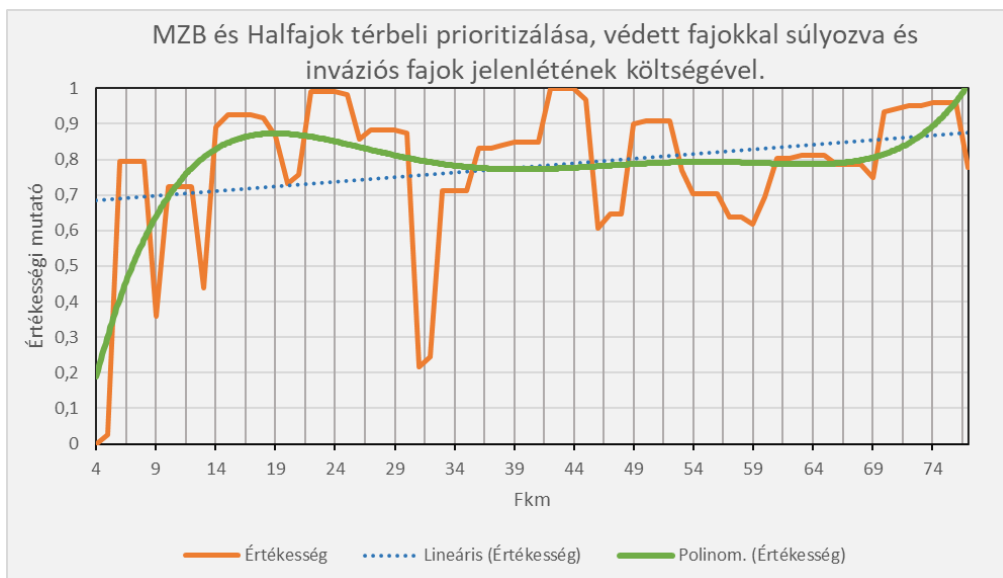


124. ábra. A Répce hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott fajgazdagsága alapján

A fajgazdagság lineáris ábrázolása a torkolat irányába mutató, közepesen erős csökkenést mutat, a polinom ábrázolás sem tér el sokban ettől az értékeléstől.

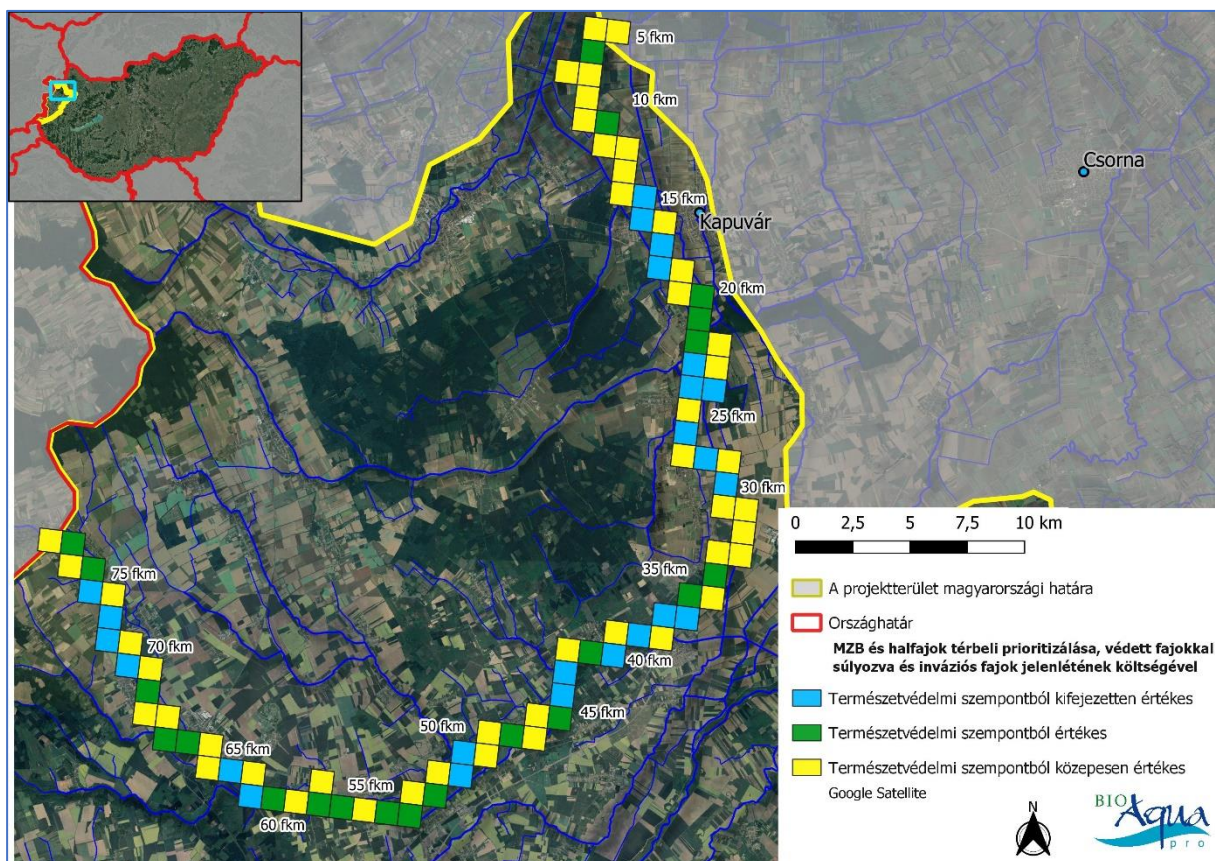


125. ábra. A Répce hosszszelvény-menti értékességi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott prioritizálása alapján



126. ábra. A Répce hosszszelvény-menti értékeségi besorolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

A térbeli prioritizálás a védett fajokkal súlyozott, illetve a védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok jelenlétével költségelt értékelés során szinte ugyanazt a képet rajzolja ki: a torkolat irányába haladva közepesen csökkenő lineáris értékeség, a polinomos értékeség pedig a legelső 10 fkm-en mutat egy jelentős esést. Ezt az esést annak tudjuk be, hogy a védett fajok aránya az alsó szakaszon lecsökken. Érdekes, hogy a terepi tapasztalatok alapján viszonylag jelentős számmal jelen lévő inváziós faj állományok ellenére a két ábra közötti különbség kicsi.

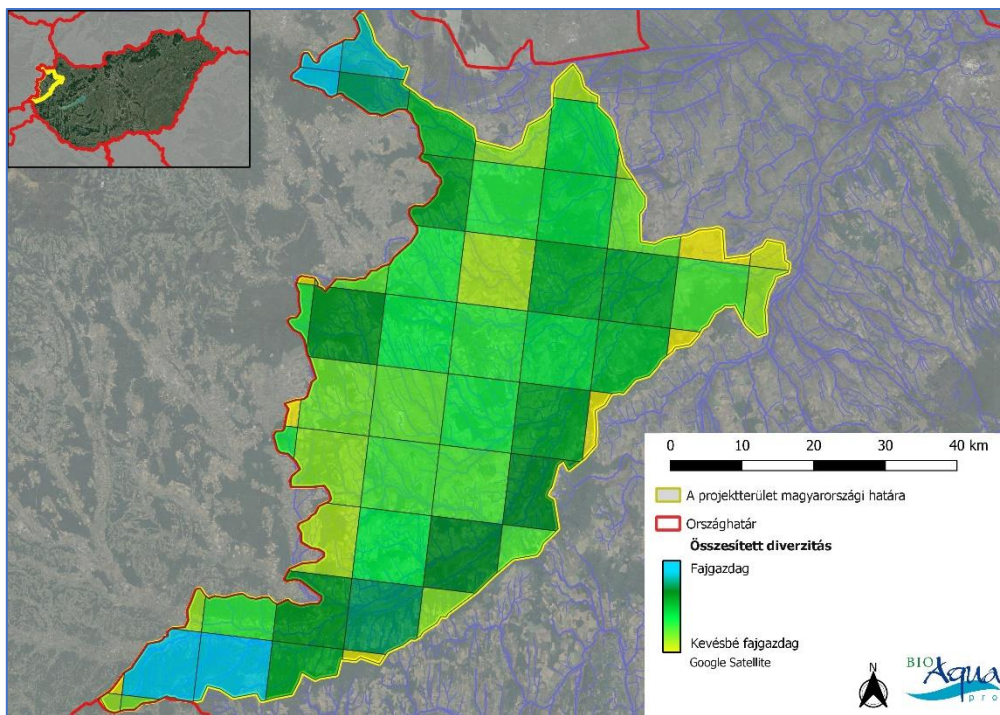


127. ábra. A Répce hosszszelvény-menti értékességi besorolásának térképi ábrázolása, a vízi gerinctelen- és halközöség védett fajokkal súlyozott, és inváziós fajokkal költségelt prioritizálása alapján

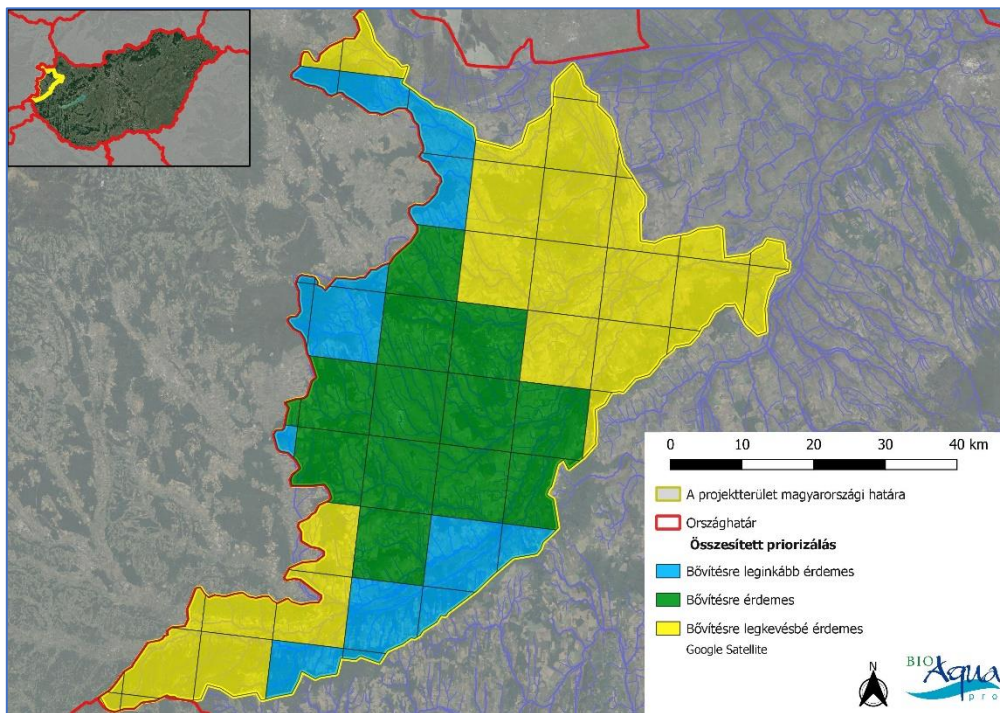
A védett fajokkal súlyozott és inváziós fajok jelenlétével költségelt térbeli prioritizálás (127. ábra) a következő eredményt adta: 24 hálómező kapott „kiemelten értékes”, 21 hálómező „értékes”, és 46 hálómező „közepesen értékes” besorolást. A Répce folyón a prioritizálás során kapott mintázat alapján két szakaszt határolhatunk le, a 15–77 fkm közötti rész összegzett értékelése „kiemelten értékes/értékes”, a 0–15 fkm közötti részt a „közepesen értékes” szummázott minősítéssel jellemezhetjük.

6.2. A kapott eredmények 10×10 km-es hálónégyzetben történő térképi bemutatása és értékelése

6.2.1. A teljes adatállomány (zoológia, florisztika és élőhelyi adatok) figyelembevételével kapott eredmények bemutatása 10×10 km hálótérképen



128. ábra. Fajok és közösségi jelentőségű élőhelyek összesített diverzitása



129. ábra. Fajok és közösségi jelentőségű élőhelyek összesített térbeli prioritizálása

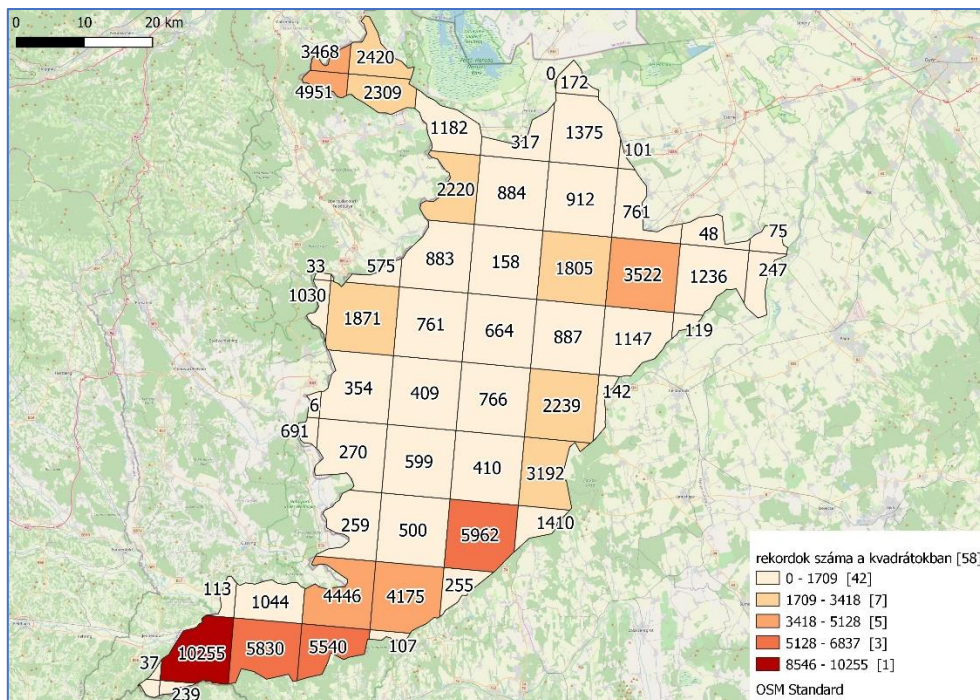
A teljes adatállományban több, mint 82 000 zoológiai és florisztikai adat szerepelt (mintegy 1800 taxon), továbbá több, mint 21000 folszerű élőhely-adat. Összesen 58 kvadrát fedte le a projekterület magyarországi részét, amelyekből 13 teljes, 45 pedig töredékkvadrát volt.

A kvadrátok közül 5 esett a legértékesebb (0,8-1) kategóriába, míg 18 a legkevésbé értékes (0-0,2) kategóriába került.

7. táblázat. Az 58 kvadrát megoszlása értékesség szerint

Faj- és élőhelygazdagsági érték	kvadrátok száma
0-0,2 (fajokban és élőhelyekben legszegényebb)	18
0,2-0,4	18
0,4-0,6	10
0,6-0,8	6
0,8-1 (fajokban és élőhelyekben leggazdagabb)	5

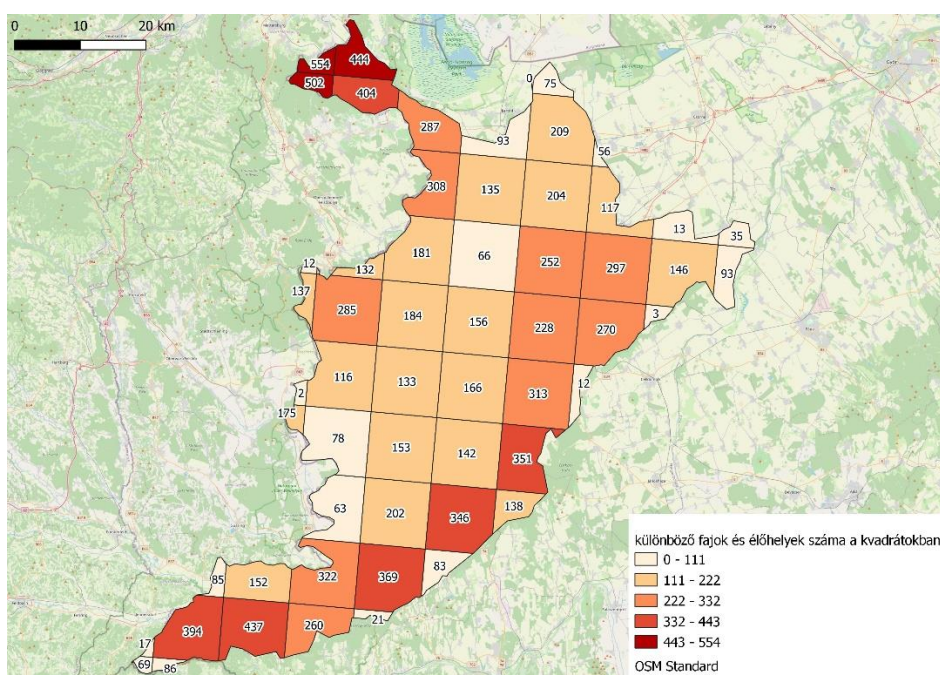
A legmagasabb rekordszám egy kvadrátban 10255 volt, ez 9551 fajadtból és 704 közösségi jelentőségű élőhely-adatból tevődött össze (ETRS cellcode: 10kmE479N266, Kétvölgy-Szakonyfalu). Területarányosan ugyancsak kiemelkedő az ETRS cellcode: 10kmE480N274 kvadrát (Brennbergbánya-Görbehalom), hiszen bár ez csak egy töredékkvadrát, a rekordok száma a kvadrátban 4951.



130. ábra. Rekordok száma az egyes kvadrátokban. A rekordok a pontszerű faj-adatokból és a közösségi jelentőségű élőhelyfoltok számából tevődnek össze az egyes kvadrátokon belül

A rekordok száma alapján látható, hogy jól reprezentáltak az országos jelentőségű védett természeti területek, hiszen a legtöbb adat az Őrségi Nemzeti Park törzsterületéről származik, továbbá a Soproni Tájvédelmi Körzetről is sok adat szerepel a térbeli értékeségi elemzéshez használt adatbázisban, és a Kőszegi Tájvédelmi Körzettel átfedő kvadrátban is jelentős mennyiségű adat áll rendelkezésre. A Rába-völgy egy-két kvadrát kivételével kiemelkedő a rekordszámot illetően, különösen Vasvár környéke, abban a kvadrátban (ETRS cellcode: 10kmE483N268) igen magas az adatszám (596).

Ami a **fajszámot**, illetve a **közösségi jelentőségű élőhelyek diverzitását** illeti, a legmagasabb szám egy kvadrátban 554 volt (mind fajadat) (ETRS cellcode: 10kmE480N275, Ágfalva). Ráadásul ez a kvadrát töredékkvadrát, ami arányosan még nagyobb fajdiverzitást jelenthet. A diverzitási mutató szempontjából ugyancsak kiemelkedő a többi kvadrát a Soproni-hegységben, illetve a Rába felső folyása menti és az Őrségi kvadrátok egy része.



131. ábra. Különböző fajok és élőhelyek száma az egyes kvadrátokban. A rekordok a pontszerű faj-adatokból és a különböző közösségi jelentőségű élőhelytípusokból tevődnek össze az egyes kvadrátokon belül

A faj- és élőhelygazdagságot értékelve kirajzolódnak a vizsgálati terület természetföldrajzában rejlő lehetőségek. Az adatsorok alapján a legdiverzebb terület (az összes faj azonos súllyal figyelembe véve) a Soproni-hegység és a Soproni-medence, ezt követi a Vasi-hegyhát részeként az Őrség és a Vendvidék, majd a Rába-völgy, Körmen-Vasvár-Bejczygyertyános kvadrátjai következnek. Kiemelhető, de kevésbé faj- és élőhelygazdag még Sárvártól É-ra 5 kvadrát, amelyek a Rába-völgy középső részét, a Répce-sík K-i részét továbbá az Alsó-Kemeneshát középső részét adják.

A Kőszegi-hegység utóbbiakhoz hasonló faj- és élőhelygazdagságú.

A Soproni-hegység az Alpokalja erdős középhegysége. Szinte teljesen erdősült, bükkösök, gyertyános kocsánytalan tölgyesek, szelídgesztenyések alkotják a természetes vegetációját. Emiatt flóráját és faunáját túlnyomórészt erdei elemek alkotják, sok nyugat-dunántúli vagy illír-dácikus fajjal (*Cyclamen purpurascens*, *Knautia drymeia*), de szubalpin fajok és xerotherm elemek is előfordulnak. A kvadrátok fajgazdagságát önmagában nem a hegység okozza, hanem az, hogy itt a Soproni-medence és a Fertőmelléki-dombság flórája és faunája is megjelenik az élőhelyi változatossággal együtt. A Soproni-

medencében a természetes növénytakaró már alig található meg, sok a település és az iparterület, de a megmaradt területek változatosak, hiszen a medenceperemi cseres-tölgyeseknek, és a medencében lévő szikes területeknek is maradtak fenn képviselői. A Fertőmelléki-dombság azzal növeli a geológiai változatosságot, hogy üledékes kőzetekből (mészkö, homokkő) épül fel, amelyeken kialakult talajokon a tájhasználat miatt is nagyon változatos a növényzet: nem csak a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és a cseres tölgyesek vannak jelen, hanem több edafikus erdőtársulás is, továbbá sziklagyepek és sztyeprétek is. A Kőhidai-medence lápi vegetációjából is maradtak fenn értékes élőhelyfoltok.

A Vasi-hegyhát esetében az mondható, hogy az értékességének részben az az oka, hogy a mai napig fennmaradt erdős tájnak. A Rába felé futó eróziós völgyek és kavicstakarós háta jellemzik. A Vasi-hegyhát az Alpokalja dombsága a Rába és a Zala völgye között; valójában a Rába és a Mura völgye között húzódó, Graztól É-ra kezdődő, K felé lejtő dombsági vonulat legkeletebbi nyúlványa. Montán bükkösök, lucosok, égerligetek a természetes növénytakaró alkotói. Mind a nyugat-dunántúli erdei elemek, mind a szubalpin és acidofil fajok jellemzőek. Az emberi jelenlét miatt a hegyi szárazrétek is színesítik az élőhelyek és a fajok palettáját. Különleges fajok élőhelyei a kis kiterjedésben jellemző tőzegmohás lápok (*Drosera rotundifolia*, *Sphagnum*-fajok).

A Rába-völgy faj- és élőhelyi gazdagságát a szárazföldi növényzet és az ahhoz kötődő állatvilág relatív gazdagsága okozza és emellett természetesen a Rába vízrendszerének vízi élővilága. A szárazföldi növényzet a Sárvár fölötti szakaszon a szabályozatlan meder és a Csörnöc-Herpenyő ártéri rendszerében megmaradt keményfás ligeterdők, gyertyános-tölgyesek és az erdőirtásokkal létrejött, de igen gazdag mocsárrétek változatos mozaikrendszerében kifejezetten gazdag. Értékes lomberdei fajok (*Galanthus nivalis*, *Leucojum vernum*) és mocsárréti fajok (*Gentiana pneumonanthe*, *Iris sibirica*, *Silvaum silaus*) még többfelé gazdagon előfordulnak. A Rába vízrendszerének fajgazdagsága több okra vezethető vissza. Egyrészt maga a Rába folyó egy magyarországi viszonylatban kiemelkedő természetességgel jellemezhető víztest, ami a középvízi medrének jelentős morfológiai és ehhez kapcsolódóan élőhelyi szintű diverzitása okán igen változatos és gazdag élőlény-együttes kialakulását és fennmaradását teszi lehetővé, főként a vízi makrogerinctelen fajok, de a halak tekintetében is. Másrészt a változatos geomorfológiai adottságok miatt a vizsgált ETRS hálózézőkben nagyon sokféle vízi élőhelytípus található meg egyszerre, a pataktól, csermely és ér típusú kisvízfolyásoktól a kis és közepes folyókon át a hullámtéri holtmedrekig, ez pedig értelemszerűen jelentősen növeli a fajszámot.

A térbeli priorizálás során költség elemzést nem végeztünk, mivel az inváziós fajokra vonatkozó adatok nagyon egyenlőtlenül álltak rendelkezésre.

A **térbeli priorizálás** eredménye a vizsgált terület azon részeinek azonosítása, amelyek felé a védett területek hálózatának kiterjesztése a legkifizetődőbb lenne, ahol a természetvédelmi célú befektetés (pl. védetté nyilvánítás) a legjobb és kiegyensúlyozott eredményt hozhatja a biodiverzitás védelmében. A 128. ábraán és a 129. ábraán látható, hogy a térbeli priorizálás nincs feltétlenül összhangban a faj- és élőhelygazdagsággal.

Tehát az elemzés úgy értékeli, hogy a Soproni-hegységből és a határmenti területekből kiindulva egy fontos, széles védendő sáv halad a Rába-völgy felé (D-re), amelyet az Ivánc-Körmend-Vasvár-Alsóújlak vonalon ér el. Ennek a területnek a két szélső részét (Soproni-hegység, Kőszegi-hegység, illetve Rába-völgy) leszámítva valóban egy széles védendő sáv rajzolódik ki. Ez a terület máshogy fogalmazva a Répcétől D-re eső terület, egészen a Jáki-Sorokig. Az Arany-patak vízrendszere, a Sorok-Perint, a Kozár-Borzó, a Gyöngyös-patak és a Gyöngyös-múcsatorna vízrendszere, a Hosszú-víz és Rátka-patak vízrendszere tartozik ide, tulajdonképpen nagyrészt a Gyöngyösi-sík területén, de szomszédos természetföldrajzi kistájak is érintettek: Pinka-sík, Rábai teraszos sík, Vas-hegy és Kőszeghegyalja.

Az elemzés szerint ezeken a területeken közepesen magas vagy magas a faj- és élőhelydiverzitás, de országos jelentőségű védett természeti területek, vagy a Natura 2000 hálózat részét képező területek alig érintik. Utóbbira példa az Ablánc-patak-völgye, a Váti gyakorlótér vagy a Köles-tető.

Az erről a területről származó adatok száma eléri a 3000-et.

Az élőhelyek között 8 különböző közösségi jelentőségű élőhely fordul elő, a felvett adatszám 200-at meghaladó.

8. táblázat. A prioritás területeken (főképp a Gyöngyösi-sík, Pinka-sík) kimutatott közösségi jelentőségű élőhelyek

91E0	Enyves éger (<i>Alnus glutinosa</i>) és magas kőris (<i>Fraxinus excelsior</i>) alkotta ligeterdők (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)
3260	Alföldektől a hegyvidékekig előforduló vízfolyások <i>Ranunculion fluitantis</i> és <i>Callitricho-Batrachion</i> növényzettel
6210	Meszes alapkőzetű féltermészetes száraz gyepek és cserjésedett változataik (<i>Festuco-Brometalia</i>)
6410	Kékperjés láprétek meszes, tőzeges vagy agyagbemosódásos talajokon (<i>Molinion caeruleae</i>)
6510	Sík- és dombvidéki kaszálórétek (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)
91F0	Keményfás ligeterdők nagy folyók mentén <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> és <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> vagy <i>Fraxinus angustifolia</i> fajokkal (<i>Ulmion minoris</i>)
91G0	Pannon gyertyános-tölgyesek <i>Quercus petraeával</i> és <i>Carpinus betuluszal</i>
91M0	Pannon cseres-tölgyesek

Az állat- és növényfajok adatszama 3000 körüli, a kimutatott közösségi jelentőségű fajok száma 29.

9. táblázat. A prioritás területeken (főképp a Gyöngyösi-sík, Pinka-sík) kimutatott közösségi jelentőségű fajok

Faj neve	Habitat Directive II. melléklet	Birds Directive I. melléklet
<i>Barbastella barbastellus</i>	x	
<i>Bombina bombina</i>	x	
<i>Caprimulgus europaeus</i>		x
<i>Cerambyx cerdo</i>	x	
<i>Cobitis elongatoides</i>	x	
<i>Coenagrion ornatum</i>	x	
<i>Crex crex</i>		x
<i>Cucujus cinnaberinus</i>	x	
<i>Dendrocopos medius</i>		x
<i>Dendrocopos syriacus</i>		x
<i>Dryocopus martius</i>		x
<i>Eriogaster catax</i>	x	
<i>Euphydryas matura</i>	x	
<i>Ficedula albicollis</i>		x
<i>Gobio albipinnatus</i>	x	

Faj neve	Habitat Directive II. melléklet	Birds Directive I. melléklet
<i>Ixobrychus minutus</i>		x
<i>Lanius collurio</i>		x
<i>Lucanus cervus</i>	x	
<i>Lycaena dispar</i>	x	
<i>Maculinea nausithous</i>	x	
<i>Maculinea teleius</i>	x	
<i>Misgurnus fossilis</i>	x	
<i>Myotis emarginatus</i>	x	
<i>Myotis myotis</i>	x	
<i>Picus canus</i>		x
<i>Rhodeus sericeus</i>	x	
<i>Sylvia nisoria</i>		x
<i>Triturus dobrogicus</i>	x	
<i>Unio crassus</i>	x	

Nem véletlen, hogy a közelmúlt egyetlen területe, amivel bővült az országos jelentőségű védett területek sora, itt található, a Ják és Szentpéterfa közötti Monyorókeréki erdőben (Jáki kardvirágos erdő TT).