



ÖKOLÓGIAI HÁLÓZATOK TÁJI SZINTŰ ALKALMAZÁSÁNAK MÓDSZERTANI MEGALAPOZÁSA

Kutnyánszky Virág

Budapest

A doktori iskola

megnevezése: Műszaki Tudományok Doktori Iskola
Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Program

tudományága: Agrár-műszaki tudományok

vezetője: Dr. Bozó László
egyetemi tanár, DSc, akadémikus
MATE, Környezettudományi Intézet,
Vízgazdálkodási és Klímaadaptációs Tanszék

Témavezető: Dr. Szilvácsku Miklós Zsolt
egyetemi adjunktus
MATE, Tájépítészeti, Településtervezési és Díszkertészeti Intézet,
Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető(k) jóváhagyása

Tartalomjegyzék

| | |
|--|----|
| Előszó | 6 |
| 1. BEVEZETÉS – PROBLÉMAFELVETÉS ÉS KUTATÓI KÉRDÉSEK | 6 |
| 2. CÉLKITŰZÉSEK | 7 |
| 3. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS | 9 |
| 3.1. Az ökológiai hálózat elméleti háttere | 9 |
| 3.1.1. Fogalommeghatározás és kapcsolódó definíciók | 9 |
| 3.1.2. Az ökológiai hálózat funkcionális szerkezete | 12 |
| 3.1.3. Az ökológiai hálózat léptékei | 14 |
| 3.1.4. Az ökológiai hálózat funkciói | 15 |
| 3.2. Az ökológiai hálózat koncepció kialakulásának és fejlődésének története | 16 |
| 3.2.1. Ökostabilitás – Kelet- és Közép-Európa | 16 |
| 3.2.2. Biodiverzitás megőrzése – Nyugat-Európa | 17 |
| 3.2.3. A Pán-Európai Ökológiai Hálózat | 18 |
| 3.2.4. Natura 2000 hálózat és Emerald Network | 19 |
| 3.2.5. Az ökológiai hálózat kialakulása hazánkban | 20 |
| 3.3. Módszerek, tervezési megközelítések | 20 |
| 3.3.1. Természetesség, táji indikátorok | 21 |
| 3.3.2. Legkisebb ellenállás módszere | 21 |
| 3.3.3. Konnektivitás- és hálózat-elemzés | 22 |
| 3.3.4. Funkcionális megközelítés | 22 |
| 3.4. Puffer- és rehabilitációs területek | 23 |
| 3.5. Feltáró tényezők | 24 |
| 3.5.1. Környezeti adottságok és folyamatok - Keretrendszer | 25 |
| 3.5.2. Élővilág – Használók | 25 |
| 3.5.3. Emberi tevékenység - Befolyásolók | 26 |
| 3.6. A hálózat meghatározására használt eszközök | 27 |
| 3.7. Releváns stratégiák és koncepciók | 31 |
| 3.8. Szakirodalmi kutatómunka összegzése | 33 |
| 4. ANYAG ÉS MÓDSZER | 35 |
| 4.1. Az ökológiai hálózat jelene és jövője | 35 |
| 4.1.1. Az ökológiai hálózat a magyar területi tervezésben | 35 |
| 4.1.2. Problémák és kihívások azonosítása | 41 |
| 4.2. Az ökológiai hálózat (újra-)újraértelmezése | 45 |

| | | |
|--------|---|-----|
| 4.3. | Mintaterületek kiválasztása | 47 |
| 4.4. | Keretmódszer és alkalmazott eszközeinek bemutatása | 48 |
| 4.4.1. | Felhasznált adatbázisok és téradatok..... | 51 |
| 4.4.2. | Szerkezeti potenciál index..... | 52 |
| 4.4.3. | Hálózat-elemzés | 59 |
| 4.4.4. | Védelmi zónák mint háttérterületek | 62 |
| 5. | EREDMÉNYEK | 64 |
| 5.1. | Tájmetriai indexek és szerkezeti potenciál kiértékelése | 64 |
| 5.1.1. | Fragmentációs index | 64 |
| 5.1.2. | Természetesség..... | 66 |
| 5.1.3. | Diverzitás | 68 |
| 5.1.4. | Stabilitás | 72 |
| 5.1.5. | Összesített konnektivitás | 75 |
| 5.1.6. | Ökológiai hálózat szerkezeti potenciál indexe | 77 |
| 5.2. | Least-cost path elemzés eredményei | 81 |
| 5.3. | Védelmi zónák elhelyezkedése és háttérterületi lehetőségek..... | 88 |
| 5.4. | Ökológiai hálózat lehatárolási lehetőségei..... | 91 |
| 5.5. | Tervezés és szabályozás | 93 |
| 6. | DISZKUSSZIÓ | 97 |
| 6.1. | Reflektálás az alkalmazott módszerre | 97 |
| 6.1.1. | Bemeneti adatok..... | 97 |
| 6.1.2. | Szerkezeti potenciál és tájmetriai elemzések | 98 |
| 6.1.3. | Hálózat-elemzés | 100 |
| 6.1.4. | Háttérterületek..... | 101 |
| 6.2. | A modell fejlesztési lehetőségei | 102 |
| 7. | ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK ÖSSZEFOGLALÁSA | 104 |
| | ÖSSZEGZÉS | 109 |
| | MELLÉKLETEK | 111 |
| | Irodalomjegyzék | 112 |
| | Stratégiák, jogszabályok..... | 121 |
| | Személyes interjúk, beszélgetések..... | 122 |
| | Felhasznált adatbázisok | 122 |
| | Ábrajegyzék..... | 123 |
| | Táblázatjegyzék..... | 123 |
| | Rövidítések | 124 |

| | |
|--|-----|
| Publikációk jegyzéke | 124 |
| Folyóiratok | 124 |
| Konferencia kiadványok (full paper)..... | 125 |
| Könyvrészesetek és jegyzetek | 126 |
| Számozott melléletek..... | 126 |
| 1. melléklet: Áttekintett esettanulmányok és módszerek | 127 |
| 2. melléklet: Az ökológiai hálózat modellezése során leggyakrabban használt tájmetriai indexek | 137 |
| 3. melléklet: A mintaterületek bemutatása | 139 |
| 4. melléklet: Alkalmas célfajok listája mintaterületenként | 151 |
| 5. melléklet: Hálózat-elemzés célfajainak élőhelyi igényei | 153 |
| 6. melléklet: Szerkezeti potenciál indexeinek részeredménytérképei | 160 |
| 7. melléklet: A hálózat-elemzés eredménytérképei célfajonként | 171 |
| 8. melléklet: Védelmi zónák részeredményei..... | 177 |
| Köszönetnyilvánítás | 180 |
| Adatok felhasználásának engedélyei | 181 |

Előszó

Mélyebben a mesterképzés évei alatt kezdtem el foglalkozni az ökológiai hálózattal. A szívemnek mindig is kedves madárfajok védelmének eszközeként jutottam el ehhez a koncepcióhoz, melyet jobban megismerve rájöttem, milyen lehetőségek is rejlenek az ökológiai hálózat rendszerében. Diplomamunkám elkészülte után, részben annak pozitív fogadtatása miatt, döntöttem úgy, hogy szeretnék még jobban elmélyülni a témában, és egy doktori disszertáció kereteiben a magam módján megérteni a hálózat elméleti és gyakorlati kereteit.

Ahogy elkezdtem a kutatást, és egyre többféle látásmódot ismertem meg, annál inkább rá kellett, hogy döbbenjek, hogy ez a téma egy nehezen megfogható, már-már lehetetlen vállalás. További szakirodalmak feldolgozása után pedig egyértelművé vált: az ökológiai hálózat a térben bármi lehet, attól függően, hogyan nézünk rá, milyen céllal vagy kinek a szempontjából értelmezzük és milyen funkciót szánunk neki. Az az állítás, miszerint „*ökológiai hálózat csak egy létezik*” (NAGY & KONKOLY-GYURÓ 2013 182. o.), valóban igaz, azonban azt lehetetlen meghatározni (vagy talán éppen banálisan egyszerű), hiszen mindent magába foglal. Nemcsak a természetes élőhelyeket, hanem az ember alakította területeket is: a kerteket, gyümölcsöket, szőlőket, a gyakran csupán mátrixként értelmezett mezőgazdasági területeket. Sőt, a városi szövet, a települések is részei a hálózatnak, hiszen az élet – a mikroorganizmusoktól a gerincesekig – ott is jelen van. És ez a bizonytalanság nemcsak az élőhelyek jellegében, hanem léptékében is fellelhető: egy fa önmagában is lehet ökológiai hálózat egy bogár-kolónia számára, míg a vándormadarak hálózata kontinenseket ölel fel.

A feladat számomra tehát, a kutatással töltött évek után is, az origónál kezdődött: *Mi is az ökológiai hálózat? A „minden” amennyire nagyszerű válasz, annyira megfoghatatlan és a gyakorlatban, valljuk be, nehezen kivitelezhető. Adja magát tehát a kérdés, hogy hogyan tudunk megértéssel feltárni egy olyan ökológiai hálózatot, amely a tervezői szemlélet számára is értelmezhető, konkrét területi kiterjedés rendelhető hozzá?* Doktori disszertációmban ezekre, és még más dilemmákra keresem a választ.

1. BEVEZETÉS – PROBLÉMAFELVETÉS ÉS KUTATÓI KÉRDÉSEK

Az ökológiai hálózat egy sokat kutatott téma, gazdag elméleti és gyakorlati szakirodalom köthető hozzá. Alapköveit az 1990-es és 2000-es években rakták le, melyek mára a legtöbb európai országban beépültek valamilyen módon a természetvédelmi, területi-tervezési és jogi rendszerekbe. A közelmúlt és a jelen kutatásai Európában inkább a helyi léptékű hálózatokra fókuszálnak, még Kelet-Ázsiában, elsősorban Kínában, a rendkívül gyors urbanizáció hatásainak mérséklése érdekében születnek vizsgálatok (pl.: HUANG et al. 2021, WANG et al. 2021). Elmondható, hogy az ökológiai hálózattal kapcsolatos kutatások Európában veszítettek a lendületükből, a fogalom a 2000-es években még felismerhető vonzerejét elvesztette. Helyét a szakmai közegben új hívószavak vették át, mint például a zöldinfrastuktúra vagy az ökoszisztéma-szolgáltatások, melyek az ökológiai hálózathoz képest más irányokba terelik a szakmai kutatásokat.

A problémák, melyek életre hívták az ökológiai hálózat koncepcióját a századforduló során, azonban ma is velünk vannak. A biodiverzitás csökkenése, az élőhelyek eltűnése, a fragmentáció mind-mind ma is létező kihívások, melyek még sürgetőbbé váltak az elmúlt húsz évben. A gyakorlat azt mutatja, hogy ezek a kezdeményezések nem váltották be a hozzájuk fűzött reményeket: a fajok eltűnése nem állt meg, sőt. Az agrártájhoz kötődő madárfajok felét elvesztettük az elmúlt harminc évben európa-szerte és hazánkban is (NÉMETH 2017). Ezt

támasztják alá mind a BirdLife Europe¹, a European Bird Census Council² és a Magyar Madártani Egyesület³ közleményei is. És nem úgy tűnik, hogy ez a tendencia megfordulni látszana. Mindezt csak fokozzák a klímaváltozás most már igencsak érezhető hatásai, amelyek mind a természeti, mind pedig a gazdasági-társadalmi környezetben változásokat eredményeznek.

Itt térnék vissza az előszóban felvetett dilemmához. *Hogyan határozzuk meg az ökológiai hálózatot?* Ehhez módszerek és eszközök széles tárházából válogathatunk a szakirodalomban. Amely azonban több kérdést vet fel, mint amennyit megválaszol. *Vajon ezek a különböző módszerek hogyan viszonyulnak egymáshoz? Melyek milyen környezetben bizonyulnak hasznosnak? Mely eszközök és hogyan kombinálhatóak egymással azért, hogy pontosabban tudjuk definiálni a hálózat kiterjedését?*

Az ilyen és hasonló gondolatok mentén jutattam el talán a számomra legfontosabb kérdéshez: *Hogyan, és milyen eszközökkel tervezhető egy valóban hatásos, megvalósítható ökológiai hálózat?* Ehhez először definiálnom kellett, hogy mit értünk a hatásosság és a megvalósulás alatt. A hatásosság azt jelenti, hogy a meghatározott területek hálózata képes ellátni azokat a funkciókat, amelyeket a definíciók megfogalmaznak. A megvalósíthatóság leírása már nehezebb volt, hiszen ez egy olyan tervezési elv, amely környezeti, társadalmi, gazdasági, jogi szempontokat egyaránt tartalmaz. Ebbe beletartozhat a mezőgazdaság élelmiszer-ellátó funkciójától a földtulajdoni kérdéseken át a korlátozások és támogatások rendszeréig. Ezek alapján a megvalósítható ökológiai hálózat az a tér, amit a természeti folyamatok igényelnek, azonban a realitás talaján mozogva figyelembe veszi a fent bemutatott komplex szempontokat is. A megvalósulás felülről jövő eszközei a jogi és területi tervezési integráció, azaz a rendezési tervekbe épülés mellett szabályozások és korlátozások, míg a helyi szereplők, tulajdonosok bevonása, érdekeltté tétele helyben segíti a megvalósulást (BOLCK et al. 2004, SAHRAOUI et al. 2021). Ezek a lehetőségek a hálózat működőképességét nemcsak elősegítik és fenntartják, hanem javítják is.

2. CÉLKITŰZÉSEK

Az ökológiai hálózat koncepciója és tervezése három és fél évtizedes története alatt több száz kutató – legyen szó ökológusokról, természetvédelmi szakemberekről vagy területi tervezőkről – foglalkozott a hálózat meghatározási lehetőségeivel. Ezek a szakemberek mind kicsit másként értelmezik az ökológiai hálózat fogalmát (lásd 3.1.1.-es fejezet). Battisti (2013) ír az ökológusok és a területi tervezők között fennálló értelmezésbeli különbségekről. Az ökológusok a komplex rendszerdinamikai folyamatokra fókuszálnak, a hálózat fizikai, térbeli kereteit így nem is céljuk meghatározni, a kiválasztott fajok vagy a természeti környezet védelme állnak kutatásaik középpontjában. Míg a területi tervezők általában egy konkrét területen belüli hálózat térképezhetőségére és szerkezeti elemek meghatározására törekednek, amely viszont a folyamatok leegyszerűsítésével jár. Ezek a szempontok ritkán találkoznak egymással, hiszen a szakemberek általában különböző helyeken publikálnak, eltérő területeken dolgoznak, így a mindkét területet integráló szemlélet ritka a kutatások között.

Tájépítészként a területi tervezői szemlélet közelebb áll hozzám, azonban a szakirodalom alapján egyértelmű, hogy a komplex ökológiai folyamatok figyelembevétele elengedhetetlen

¹ Birdlife International - The Vanishing: Europe's farmland birds <https://www.birdlife.org/europe-and-central-asia/our-work/agriculture/> és <https://www.europe-solidaire.org/spip.php?article43748>

² European Bird Census Council - Trends of common birds in Europe, 2017 update <https://www.ebcc.info/trends-of-common-birds-in-europe-2017-update/>

³ Magyar Madártani Egyesülthttps://mme.hu/aggasztoak-legfrissebb-magyarorszagi-madarallomany-elemzesek-20200527

ahhoz, hogy megfelelő hálózatot tudjunk meghatározni. **Kutatásom fő célja egy saját keretmódszer kidolgozása az ökológiai hálózat mint területi tervezési eszköz holisztikus szemléletű megújítására.** Az ökológiai hálózat holisztikus értelmezése az élőhelyek láncolatával foglalkozik, melyek között a kapcsolat nem csak fizikai jellegű, ugyanis anyag- és energiaforgalom játszódik le bennük és közöttük. A hálózat tehát folyamatosan változó, „élő” szervezetként funkcionál, és ezeknek része az ember alkotta élettér is.

Első lépésként a hálózat elméleti szakirodalmát és kialakulásának történetét ismertetem, ezt követően pedig az ökológiai hálózat meghatározására használt különböző megközelítésű módszertanokat mutatok be. Célom a rendelkezésre álló tervezési modellek, eszközök összehasonlítása és gyakorlati alkalmazhatóságuk azonosítása.

Ezt követően az ökológiai hálózat válságának tényezőit azonosítom hazai és nemzetközi források, interjúk, valamint saját meglátásaim alapján. Azon hátráltató tényezőket keresem, amelyek gátolják a hálózat működését és fejlődését, illetve mik az okai és mozgatórugói annak, hogy az ökológiai hálózat fogalma veszít jelentőségéből.

Az ökológiai hálózat tervezését és fejlesztését támogató keretmódszert a kutatási részben feltárt eszközökre és módszerekre építem, a megismert kihívásokra reflektálva. Célom a keretmódszer első részeként az ökológiai hálózat értelmezésének olyan megújítása, amely a jelenlegi társadalmi és gazdasági környezethez alkalmazkodik, korszerűsítve a több mint húsz éve megalkotott hálózati kereteket. A keretmódszer különböző modellek, komplex indexek segítségével határozza meg a területek, foltok értékességét, és a hálózatban betöltött lehetséges szerepüket. Ez nem konkrét ökológiai hálózati lehatárolás, hanem egy tervezési segédlet, mely a hálózat meghatározását, fenntartását és fejlesztését tudja támogatni a tervező szakemberek számára. A keretmódszer csupán egy ajánlás, egy kísérlet az ökológiai hálózat megismerésére és lehatárolására.

A rész- és összesített eredmények értelmezésével pedig az alkalmazott eszközök vizsgálatát, valamint a hozzájuk felhasznált adatbázisok előnyeinek és korlátjainak feltárását tervezem. A disszertáció másodlagos célja tehát a keretmódszer alkalmazhatóságának vizsgálata, valamint az eredmények segítségével a visszacsatolás. Az alkalmazott eszközök ennek köszönhetően folyamatosan tovább fejleszthetők, új indexek adhatók hozzájuk, vagy éppen kisebb módosítások eszközölhetőek rajtuk, melyek segítségével hűen tudják tükrözni a hálózat képét. Ezek az eredmények nem a módszer hibáira, hanem továbbfejlesztési lehetőségeire mutatnak rá, megalapozva a modellkorrekciókat.

Végül pedig célom elhelyezni az ökológiai hálózatot a jogi, természetvédelmi és gazdálkodási rendszerekben, mellyel a fent megfogalmazott megvalósíthatóságot tudjuk segíteni.

3. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

A kutatási munkarészben több mint 120 szakirodalmat dolgoztam fel, melyek mind az ökológiai hálózattal foglalkoznak. Ezek között dominálnak a hálózat lehatárolására tett módszertanok (72 db), melyek tanulságait külön fejezetben ismertetem, azonban fellelhetők elméleti anyagok, történeti visszatekintések, országok közti összehasonlítások is. Az EU-s és hazai stratégiák sem maradhattak ki a forráskutatásból, továbbá ezek tapasztalatait kiegészítendő beszélgetéseket folytattam szakmabéliekkel, hol interjúk, hol kötetlen beszélgetések formájában, melyek tanulságait így beépíthettem a dolgozatba.

A kutatás tehát három fő szálon zajlott: először az elméleti keretek megismerésével, utána a tervezési-lehatárolási módszertanokkal, végül pedig a stratégiai-jogi környezettel foglalkoztam. A disszertáció szerkezete, a munkarészek közti összefüggések 1. ábraán foglaltam össze vizuálisan.

3.1. Az ökológiai hálózat elméleti háttere

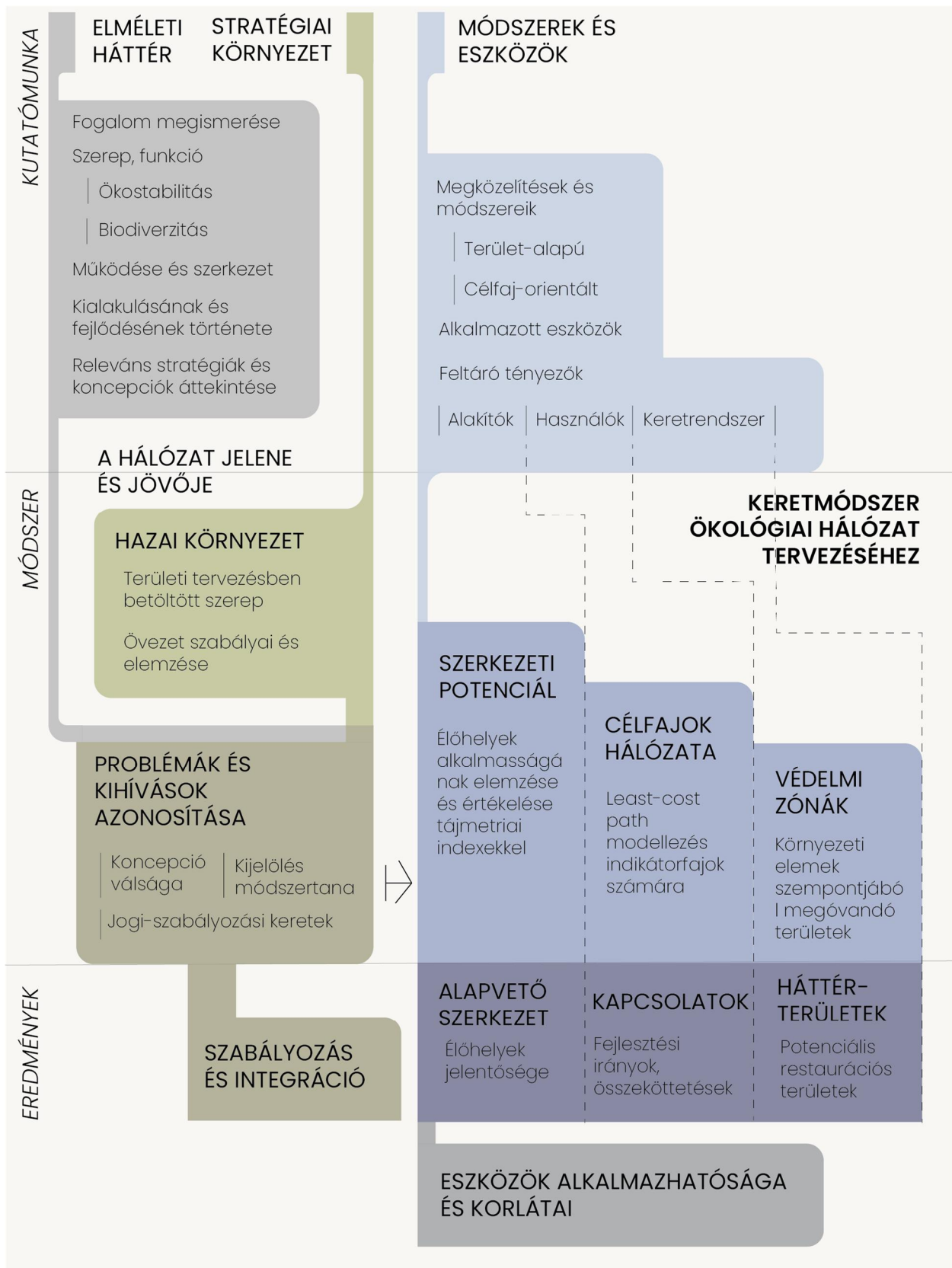
A következőkben bemutatom, mit értünk az ökológiai hálózat alatt, a mögötte rejlő koncepciót és a rendszer funkcióit ismertetem.

3.1.1. Fogalommeghatározás és kapcsolódó definíciók

Az ökológiai hálózat (*ecological network*) meghatározása a tudományos publikációkban alapvetően egységes. Az általánosan elfogadott, leggyakrabban alkalmazott definíció szerint „*az ökológiai hálózat természetes és féltermészetes élőhelyek, tájelemek koherens rendszere, amelyet az ökológiai funkciók megőrzésére alakítják és tartanak fenn*” (BENNETT & WIT 2001, BENNETT 2004). Egy másik megfogalmazás alapján az „*ökológiai hálózat olyan fajgazdag élőhelyek és a köztük lévő kapcsolatok alkotta rendszer, amely a biodiverzitás megőrzését segíti a fragmentált természeti rendszer koherenciájának növelésével*” (JONGMAN & VEEN 2007). Az ökológiai hálózat tehát kapcsolatok megteremtésével köti össze a természeti területeket egymással és más élőhelyfoltokkal (VAN DER SLUIS & CHARDON 2001). Ennek megfelelően ez a rendszer több, mint a védett területek összessége, hiszen a foltok elhelyezkedése és a köztük lévő térbeli-fizikai kapcsolatok (legyen szó természetes, féltermészetes vagy éppen mesterséges élőhelyekről) is kulcsszerepet játszanak a hálózatosság kialakításában.

A hazai szakirodalom hasonlóan definiálja a fogalmat: „*az ökológiai hálózat az egymást izoláló természetes, természetközeli és mesterséges élőhelyek koherens rendszere*” (NAGY & KONKOLY-GYURÓ 2013). A koherencia alatt a szerkezet elemeinek összefüggőségét, összetartozását, együttműködését értjük. Ha a koherencia sérül, a fajok terjedése nem tud végbe menni, és az élőhelyek izolálttá válhatnak. A hálózat jellegzetessége, hogy nem az ember által kreált, hanem eleve létező rendszer, és így mesterséges határoktól (pl. közigazgatási határok vagy országhatárok) független (NAGY & KONKOLY-GYURÓ 2013).

A definíciók alapján az ökológiai hálózatot három dolog határozza meg: 1) természetes vagy fél-természetes, természetszerű élőhelyfoltokból áll, 2) a foltok közötti kapcsolatok révén koherens rendszert alkot, 3) ökológiai funkció(ka)t tölt be. A hálózat funkciója ugyanakkor sokrétű, és nem csak és kizárólag ökológiai jellegű lehet (lásd: 3.1.4. fejezet).



1. ábra: A disszertáció felépítése

Eltérést ettől az amerikai fogalomhasználatban fedezhetünk fel. Az ökológiai hálózatra vagy az ökológiai folyosókra esetenként „zöldútként” (*greenway*) hivatkoznak (pl. LINEHAN et al. 1995), utalva az élőhelyek között létrejövő kapcsolatokra (JONGMAN et al. 2004). Tradicionálisan a zöldút alatt valamilyen természetes vagy mesterséges vonalas elem mentén létrejött rekreációs célú utat értünk (LITTLE 1990), amely emellett jelentős ökológiai funkciót is ellát (FÁBOS 1995). Fontos leszögezni, hogy az itt használt zöldút kifejezés rokonértelmű a magyar terminológiában használt zöldút fogalommal, ám a hazánkban használt definíció a nem motoros bejárhatóságra és a turisztikai-rekreációs szerepre helyezi a hangsúlyt (BÁRCZINÉ KAPOVITS 2014). Tehát a zöldút az emberi használat céljával jön létre, ami másodlagosan jár ökológiai előnyökkel, az ökológiai hálózat elsődleges rendeltetése pedig az élőhelyek közötti ökológiai kapcsolatok helyreállítása.

Érdekes, hogy az ökológiai hálózat (*ecological network*) kifejezést egyes, nem tájökológiai, ám rokon tematikájú kutatások teljesen másként használják: a táplálékláncot és az így feltárható fajok közötti kapcsolatokat értik alatta (pl.: FATH et al. 2007, ULANOWICZ 2004 vagy HARVEY et al. 2017).

A továbbiakban az ökológiai hálózathoz kötődő, a rendszer megértéséhez szükséges legfontosabb definíciókat tekintem át és értelmezem. Az első és talán legfontosabb fogalompár a konnektivitás és összekötöttség. Mindkét tájökológiai fogalom a foltok közötti kapcsolatot írja le valamilyen módon. A *konnektivitás (connectivity)* tájfunkciót leíró paraméter, amely azon folyamatok hatékonyságát méri, amelyek során a szubpopulációk egy működő demográfiai közösséget alkotnak (JONGMAN et al. 2004). Konnektivitás nélkül a természetben lejátszódó folyamatok (anyag- és energiaáramlás, génáramlás, vízkörforgás stb.) nem tudnak vége benni (MANDER & KÜLVIK 2003). Az *összekötöttség (connectedness)* alatt a tájban fellelhető élőhelyek közötti térbeli szerkezeti kapcsolatokat értjük (JONGMAN et al. 2004). A konnektivitás tehát funkcionális kapcsolatot jelent, az összekötöttség pedig egy térbeli kapcsolatot ír le, amely ennek megfelelően pedig térképezhető (JONGMAN & VEEN 2007, MANDER & KÜLVIK 2003).

Erre a fogalompárra ma gyakran hivatkoznak szerkezeti (*structural*) és funkcionális (*functional*) konnektivitásként is. Míg a szerkezeti konnektivitás a tájban létrejött térbeli kapcsolatokra utal, addig a funkcionális konnektivitás alatt a fajok szempontjából ténylegesen létrejött kapcsolatokat értjük (SEDY et al. 2022).

A természetes élőhelyek összekötöttsége nagyban segíti a foltok közötti konnektivitás kialakulását (MANDER & KÜLVIK 2003). Ugyanakkor az, hogy a szerkezeti összekapcsoltság és a konnektivitás összhangban van, nem minden esetben mondható el. Egyes fajok számára a konnektivitás valóban csupán az élőhelyfoltok közti távolsággal jól leírható, ám más fajok esetében egyéb faktorok is szerepet játszanak a funkcionális kapcsolatok kialakításában (JONGMAN et al. 2004). Ilyen faktor lehet például a növényzeti borítottság, a víz jelenléte, az árnyékoltság, vagy éppen a domborzati viszonyok. Emiatt a fajok számára létrejövő tényleges konnektivitást vizsgálni, monitorozni szükséges a terepen is (BATTISTI 2013).

A konnektivitás „reciprokaként” is hivatkozhatunk a *fragmentációra*. A fragmentáció, vagyis az élőhelyek feldarabolódása a közelmúlt és napjaink egyik legnagyobb ökológiai kihívása. Hatására az élőhelyek elaprózódnak, amely a foltok méretének csökkenéséhez és *izolációjához* (azaz elszigetelődéshez) vezet. A fragmentációt jellemzően olyan elválasztó elemek okozzák mint az utak, beépítések, intenzív mezőgazdasági területek, vagy létrejöhet az élőhelyek, tájelemek eltűnése által is. A közlekedési infrastruktúra és a vele járó forgalom, valamint az élőlények

számára átjárhatatlan egyéb területhasználatok megakadályozzák a foltok közötti kapcsolatok létrejöttét, *barriereket* képezve (LINEHAN et al. 1995, JONGMAN 2002). Léteznek természetes *barriereket* (pl. vízfolyások, szakadékok, hegyek), sőt, egyes fajok számára nem megfelelő természetes élőhelyeknek is lehet elválasztó hatása, azonban az ember tájalakító hatása sokkal nagyobb mértékben idézi elő a fragmentációt (JONGMAN & VEEN 2007). Az élőhelyek elaprózódása csökkenti a foltok stabilitását, a szegélyhatás által azok érzékenyebbek lesznek a káros külső behatásokra. Egy bizonyos fragmentáltsági értéken felül a kapcsolatok annyira sérülnek, hogy a populációk nem képesek metapopulációként működni, ami az érzékeny fajok csökkenéséhez és végül kihalásához vezet (OPDAM et al. 2003). Ugyanakkor a fragmentációnak pozitív hatásai is lehetnek: a diverzitás növekedését, a fajok közti versengés, a veszélyek terjedésének csökkenését eredményezheti, vagy éppen elősegíti a szegélyek biztosította pozitív hatásokat (FAHRIG 2017).

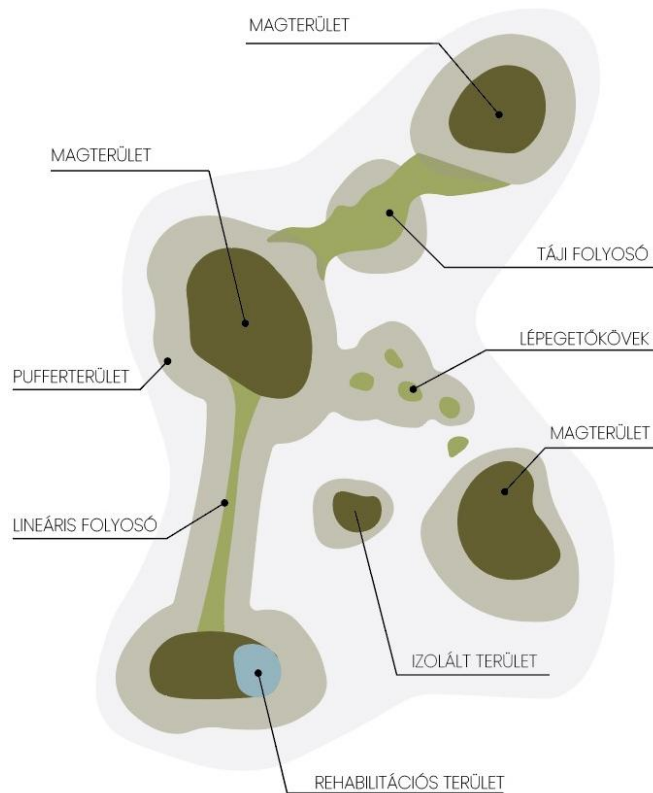
Az ökológiai hálózathoz kapcsolódó fogalmak tárgyalásakor a *zöldinfrastruktúrát* szükséges még megemlíteni, hiszen a kettő definíció sokban hasonlít egymáshoz. A *zöldinfrastruktúrát* természetes és félig természetes területek alkotják, egy stratégiaileg tervezett és fenntartott hálózat, amely széleskörű ökoszisztéma-szolgáltatások nyújtására képes (AGRÁRMINISZTERIUM 2021). A *zöldinfrastruktúrába* beletartoznak a biológiailag aktív városi és vidéki területek is egyaránt, beleértve a vízfelületeket, vízfolyásokat is (NAGY & KONKOLY-GYURÓ 2013, SEDY et al. 2022). A *zöldinfrastruktúra* fizikai felépítésében, jellegében hasonló az ökológiai hálózathoz, hiszen ugyanazon alapegységek alkotják, azonban a tervezése során sokkal inkább a növényzeti borítottságra, a multifunkcionalitásra és az ember számára nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatásokra fókuszálnak, mintsem az élővilág ökológiai igényeinek kiszolgálására, vagy a szükséges áramlási-körforgási folyamatok megteremtésére.

A két hálózat tehát térbeli alapegységeiben (természetes és félig természetes területek) megegyeznek, azonban a rendszerek elsődleges rendeltetése, és ezáltal a hozzájuk tartozó tervezési szemlélet és irányelvek nézőpontjai különböznek. Az ökológiai hálózat az élővilág és természet felől közelít az élőhelyfoltok felé, míg a *zöldinfrastruktúra* az ember és a települési élhetőség irányából szemléli őket. Emiatt a két fogalom, értelmezésem alapján, nem megfeleltethető egymásnak, sem rész-egész kapcsolat nincs közöttük, hanem részben átfednek, és részben egymást kiegészítik, társadalmi-gazdasági, természeti, ökológiai igényeket egyaránt szolgálva.

3.1.2. Az ökológiai hálózat funkcionális szerkezete

Funkció szerint alapvetően három szerkezeti egységre oszthatjuk a hálózatot: megkülönböztetünk magterületeket (*core areas*), ökológiai folyosókat (*ecological corridors*) és pufferterületeket (*buffer zones*). Egyes kutatások azonban megneveznek egy negyedik kategóriát, a rehabilitációs vagy restaurációs területeket (*restoration areas*) az ökológiai hálózat részeként. Sőt, olvashatunk olyan kutatásokat is, melyek csak magterületekkel és folyosókkal foglalkoznak, a pufferterületeket is kihagyva a rendszerből (pl: VAN DER SLUIS & CHARDON 2001, SERRET et al. 2014, SHU-MING et al. 2019, WEI et al. 2022). A következőkben a hálózat szerkezeti elemeit ismertetem, ezek térbeli elvi elhelyezkedését és relációit pedig a 2. ábraán szemléltetem.

A *magterületek* olyan foltok, ahol a természetes populációs folyamatok érvényesülnek, ezzel biztosítva az életközösségek fennmaradását (NAGY & KONKOLY-GYURÓ 2013). Ezek általában természetes, vagy féltermészetes, a biodiverzitás megőrzése szempontjából fontos területek, értékes védett fajoknak adnak otthont. Fontos leszögezni, hogy ezek az élőhelyek nem feltétlen rendelkeznek természetvédelmi oltalommal (BENNETT & MULONGOY 2006), a magterületek és a védett területek között azonban jelentős átfedést figyelhetünk meg. (JONGMAN & VEEN 2007). *Izolált foltoknak* nevezzük az olyan magterületeket, amelyek nincsenek kapcsolatban más hálózati elemekkel, így szeparálva vannak a hálózat többi részétől (MANDER & KÜLVIK 2003).



2. ábra: Az ökológiai hálózat funkcionális szerkezete: magterületek, ökológiai folyosók, puffertérületek és rehabilitációs területek (saját készítésű ábra MANDER & KÜLVIK 2003 alapján)

Az *ökológiai folyosók* kapcsolatokat formálnak a magterületek között. Az ökológiai folyosók jellemzően szintén vegetációval borított, hosszan elnyúló élőhelyek, melyek biztosítják az egyedek eljutását egyik folttól a másikig (SEDY et al. 2022), és ezzel a foltokban élő populációk összekötöttségét biztosítják. Megjelenésük szerint változatosak lehetnek: kötődhetnek lineáris elemekhez, például utakhoz vagy vízfolyásokhoz, többféle élőhelyből összeálló tájfolyosókat alkothatnak vagy éppen meg-megszakított, lépegető-kő jellegű kapcsolatokként vannak jelen (NAGY & KONKOLY-GYURÓ 2013, MANDER & KÜLVIK 2003). Nem csak természetes folyosók léteznek, gyakran emberi hatásra kialakuló elemek mint útmenti fasorok, sövények, csatornák is funkcionálhatnak ökológiai összeköttetésként (JONGMAN & VEEN 2007). A folyosók legfőbb szerepe a fragmentált ökoszisztémák koherenciájának fenntartása (BENNETT & MULONGOY 2006), és az izoláció csökkentése, ugyanakkor a folyosók, csakúgy, mint a hálózat többi eleme is, multifunkciós tájelemek, hiszen nemcsak ökológiai, hanem esztétikai, társadalmi, edukációs és rekreációs szerepük is van (JONGMAN & VEEN 2007).

A *puffertérületek* védik a rendszer működését a külső behatásokkal szemben (MANDER & KÜLVIK 2003), az ökológiai stabilitás megőrzése érdekében (NAGY & KONKOLY-GYURÓ 2013). A pufferek biofilter-zónaként szűrik meg és tompítják a szennyezőforrások felől érkező káros környezeti hatásokat (EVERARD & JEVONS 2010, MEIER et al. 2005, GODFREY 2023). Az ökológiai folyosók és puffertérületek esetében az erősebb jogi természeti oltalom nem jellemző úgy, mint a magterületeknél, ezáltal meglétük nem biztosított, így kijelölésük megőrzésük érdekében kulcsfontosságú (JONGMAN & VEEN 2007).

A *rehabilitációs* területek olyan degradált élőhelyek, roncsolt felszínek, amelyek helyreállításuk során fontos részeivé válhatnak a rendszernek (NAGY & KONKOLY-GYURÓ

2013), így egyfajta háttér-erőforrása az ökológiai hálózatnak. Rehabilitációs terület ez alapján egy tervezett ökológiai hálózati elem, amely a fejlesztés során kiemelkedő szerepet kellene hogy kapjon.

3.1.3. Az ökológiai hálózat léptékei

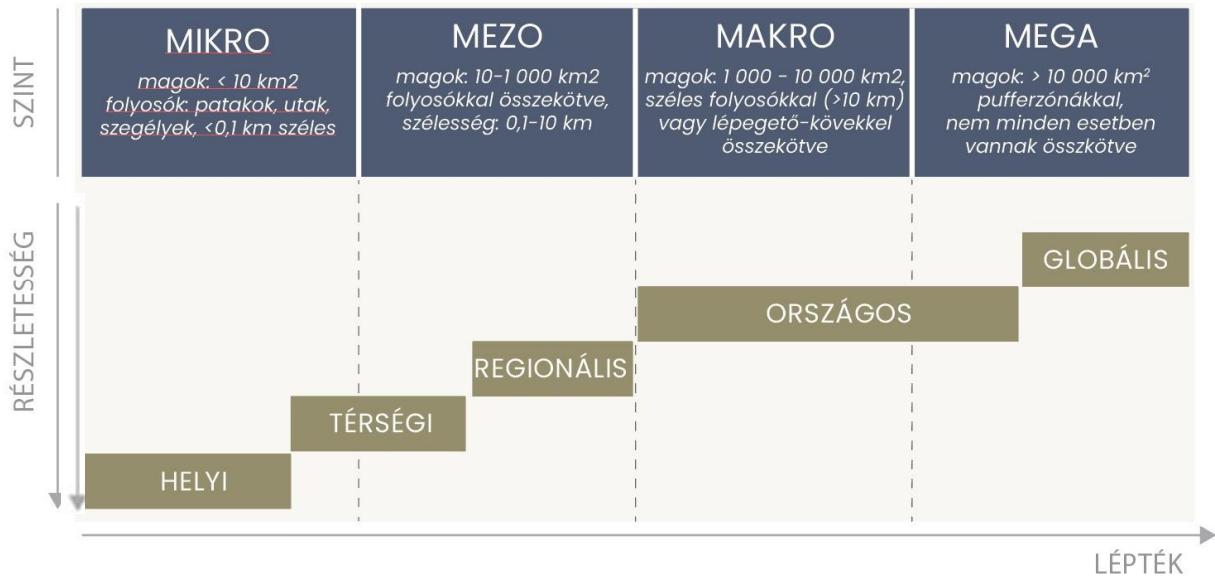
A hálózat tervezését jelentősen nehezíti a lépték kérdése, hiszen, céltól függően szintjei egészen a helyi léptéktől a globális szintig értelmezhetők. Ennek leírására a közigazgatási léptékekkel azonosított megnevezéseket szokta a szakirodalom leggyakrabban használni, és helyi (települési vagy annál kisebb), táji (térsegi, megyei és regionális), országos és globális (országokon átvélő) hálózatokat különböztet meg.

Ezek azonban relatív megközelítések. Kínában egy megye sokkal nagyobb területű, mint Magyarország egész területe, hazai megyei ökológiai hálózat Kínában települési léptéknek számítana. Ezt számszerűsítette Mander és Külvik (2003), ahol konkrét területi mérőszámokat soroltak a hálózat különböző léptékeihez, amelyeket aztán a közigazgatási rendszerekben is elhelyeztek (3. ábra). Így négy különböző léptéket határoztak meg: a mikro, a mezo, a makro és a mega léptékeket. Ez a széles skála így is dilemmát okoz a hálózat tervezése során, hiszen egyszerre nem jelölhetünk ki különböző hálózatokat ennyi szinten.

Ezt feloldandó, a szakemberek által általánosan elfogadott nézet szerint az ökológiai hálózat tervezésére a táji (*mezo*) szint a legalkalmasabb, amely a közigazgatási rendszerben a megyei-regionális léptéknek felel meg (MANDER & KÜLVIK 2003, JONGMAN & VEEN 2007, SHI et al. 2020, NIE et al. 2021). Egy mezo-szintű hálózatban a magterületek nagysága 10-1000 km², melyek 0,1-10 km széles folyosókkal vannak összekötésben egymással (MANDER & KÜLVIK 2003). Ez a lépték megfelelő arra, hogy mind a vándorló fajok igényeit szolgálja, az élőhelyek védelmével pedig a kisebb területigényű fajok védelmére is alkalmas.

A táji hálózat tervezés szempontjából is kedvező feltételeket biztosít, hiszen a regionális léptékű hálózatok köztes szintet képviselnek a helyi és országos léptékek között. A hálózat így ellenőrizhető és megvalósítható a helyi léptékben, valamint összefogható országos szinten, amely a szabályozási-jogi környezetet is támogatja (NAGY & KONKOLY-GYURÓ 2013, JONGMAN & VEEN 2007, NIE et al. 2021).

A gyakorlatban tehát a táji szint az optimális a hálózat tervezéséhez, azonban preferált a nagyobb és kisebb léptékekkel együttes alkalmazása. A hálózat lehatárolása, a térszerkezet feltárása, a funkcionális szerkezeti egységek elkülönítése táji szinten történik. Helyi szinten történik az ökológiai hálózat pontosítása, telekvizonyokhoz való igazítása, valamint itt lehetséges konkrét kezelési, gazdálkodási és fenntartási módokat megállapítani. Az országos lépték pedig a makrostruktúra meghatározásához, a koherencia értékeléséhez megfelelő térszín, továbbá itt illeszthető a rendszer a környező országok hálózatához. Emellett országos szinten történik a jogi-szabályozási környezet kialakítása és az ökológiai hálózat fejlesztési és rendezési tervekbe integrálása is (NAGY & KONKOLY-GYURÓ 2013).



3. ábra: Az ökológiai hálózat szintjei (forrás: saját készítésű ábra MANDER & KÜLVIK 2003 alapján)

Az európai országok első nemzeti ökológiai hálózatai is változatos képet mutatnak lépték tekintetében. A legtöbbet országos szinten határolták le (pl.: Hollandia, Spanyolország, Görögország), ám a például a dán, a belga és a német hálózat tervezése regionális/tartományi szinten zajlott. Több, jellemzően Kelet-Európai ország, pedig mind a két léptéket figyelembe vette a tervezés során, ilyen volt Litvánia, Csehország, Szlovákia, Észtország vagy Lengyelország (JONGMAN 1995, MIKLÓS et al. 2019).

3.1.4. Az ökológiai hálózat funkciói

Az ökológiai hálózat elsődleges rendeltetése az élőhelyek fennmaradásának, minőségének, megfelelő kiterjedésének biztosítása (MANDER & KÜLVIK 2003, JONGMAN et al. 2004, BENNET & MULONGOY 2006). Az állatfajok esetében a helyi mozgásokat, a diszperziót és vándorló fajok esetében, a migrációt teszi lehetővé az élőhelyek közötti kapcsolatok fenntartásával vagy éppen kialakításával (BÁLDI 1998). Ezzel pedig a genetikai változatosságot biztosítja (MEIER 2005). Kapcsolatokat tart fent élőhelyek között, így mérsékli a fragmentációt, és növeli a konnektivitást (LINENHAN et al. 1995, VAN DER SLUIS & CHARDON 2001, DE MONTIS et al. 2014). Degradált területek esetében az ökológiai hálózat elősegíti az adott élőhely rehabilitációját, hiszen lehetőséget nyújt arra, hogy a megfelelő fajok eljuthassanak és megtelepedhessenek a számukra ideális élőhelyen. Mindezek segítségével hozzájárul az ökoszisztémák stabilitásának fenntartásához és helyreállításához (BUCEK et al. 2012, MIKLÓS et al. 2019).

Azonban ökológiai hálózatnak lehetnek negatív hatásai is a faj- és élőhelyvédelem szempontjából. A nem kívánt kapcsolatok létesítése veszélyeztetheti az izolált foltokban élő érzékeny populációkat, például új fajok megjelenésével (ragadozók, versenytársak), betegségek, inváziós fajok terjesztésével (RINALDO et al. 2018). Ennek ellenére azonban az ökológiai hálózat helyreállítása szükséges a biodiverzitás fennmaradásához, mivel az ember élőhelypusztító és fragmentáló hatása sokkal nagyobb veszélyt jelent a populációkra. Emellett a gyakorlat azt mutatja, hogy az ember által behurcolt idegen fajok, betegségek, jelentősebbek a kapcsolatok által spontán módon megjelenő problémáknál (JONGMAN & VEEN 2007).

Az ökológiai hálózat, a zöldinfrastruktúrához hasonlóan, azonban egy multifunkciós rendszer. Noha a rendeltetése elsősorban természetvédelmi-ökológiai, hatással van mind az emberre, mind a természeti rendszerekre nézve. A hálózat biztosítja az anyag- és energiaáramlási folyamatokat (MANDER & KÜLVIK 2003). Biofilter, szennyezés-megkötő zónaként környezeti előnyökkel is jár, hiszen a megfelelően működő hálózat részeként a pufferek megóvják a káros hatásoktól az élőhelyeinket (MEIER 2005, SHU-MING et al. 2019). Az erdőgazdálkodás és földművelés szempontjából is előnyös hatásokkal bír, a megfelelően kijelölt hálózat erózió- és árvízvédelmi zónaként, valamint vízmegtartó területként is funkcionálhat (GODFREY 2015, SHU-MING et al. 2019).

Mivel az ökológiai hálózat elemei, definícióból adódóan általában növényzettel borított, zöld területek, így rekreációs, kulturális és turisztikai értékkel is bírhatnak (MEIER 2005), valamint a klímaváltozás elleni küzdelemben is jelentős szerepet játszanak, hiszen a felmelegedés okozta fajvándorlásokat biztosítják (HARFST et al. 2010). Városi környezetben az ökológiai hálózat az urbanizáció káros hatásait mérsékelheti (pl. városi hősziget-effektus, szélcsatornák) (SERRET et al. 2014, NIE et al. 2021). Az ember számára ezzel a hálózat területei nemcsak gazdasági-környezeti haszonnal bírnak, hanem pszichológiai, oktatási, esztétikai és kondicionáló előnyökkel is járnak (MANDER & KÜLVIK 2003, HEPCANA et al. 2008).

3.2. Az ökológiai hálózat koncepció kialakulásának és fejlődésének története

A következőkben az ökológiai hálózatokat megalapozó elméleteket, egyezményeket tekintem át. A hálózat eltérő értelmezéseit mutatom be az első koncepcióktól a napjainkban használt szerepkör és funkciók kialakulásáig.

3.2.1. Ökostabilitás – Kelet- és Közép-Európa

Az ökológiai hálózat koncepciója eredetileg Kelet-Európában született meg az 1970-as években, a *polarizált-tájelemélet* hatására (BENNET & MULONGOY 2006). Az elméletet Boris Rodoman orosz tudós fejlesztette ki az '50-es években, aki egy olyan ideális térbeli tájstruktúrát mutat be, ami az ember és természet harmonikus együttélését tűzi ki célul, zónák kialakításának segítségével. A koncepció szerint az urbánus és a természeti területek egy skála két végpontja, melyek között többféle funkciót ellátó, eltérő intenzitású és használatú övezetek léteznek. Ebben a rendszerben két fő hálózat létezik egymással átfedésben: a közlekedési infrastruktúra, amely a városokat köti össze egymással, és az élőlények útvonalai, melyek a természetes élőhelyek között húzódnak, ezeket pedig egy harmadik, turisztikai-rekreációs célú hálózat egészíti ki (RODOMAN 2021).

Erre építve az első ökológiai hálózat tervezet Észtországban látott napvilágot, melyet 1983-ban dolgoztak ki tervi szinten (*Estonian Network of Ecologically Compensating Areas*). Ezt a kezdeményezést több környező ország is adaptálta az 1980-as években, mint pl. Csehszlovákia és Litvánia. Ezek az első, Kelet-Európai ökológiai hálózat értelmezések mind a táj stabilitásának megőrzését tűzték ki célul, az intenzív és extenzív tájművelés egyensúlyba hozásával, zónarendszer tervezésével. Ezek a módszerek a táj adottságaira alapoztak mint a földrajzi, hidrológiai, geológiai, geomorfológiai jellemzők vagy éppen a talaj fizikai tulajdonságai (JONGMAN et al. 2004). A litván koncepció (*Nature Frame, 1992-1993*) például három elsődleges szempontot integrált: a vízgyűjtők jellemzőit, a biodiverzitást és a táji kapcsolatokat (BENNET & MULONGOY 2006). A táj stabilitásának megőrzéséhez, a polarizált-tájelemélet mentén, több kezdeményezés is (pl. Csehszlovákia) a szokásos három szerkezeti egységen (magterület, ökológiai folyosó, pufferterület) felül kijelölt ún. *interakciós elemeket*. Ezek olyan kisléptékű

tájelemek (sövények, erdőszegélyek, egyéb ökotonok), melyek az élővilág fennmaradását szolgálják a kevésbé alkalmas élőhelyeken (BUCEZ et al. 2012, MIKLÓS et al. 2019, FILEPNÉ KOVÁCS et al. 2021a), ezzel támogatva az intenzíven művelt vagy épp beépített területek biológiai sokféleségét.

A századvégi politikai változások, a Szovjetunió felbomlása, a kormányzatok és rendszerek átalakulása miatt azonban az ökológiai hálózat fejlesztése megrekedt ezen országokban. A tervezés a Kelet-Európai országokban 1995 után a Pán-Európai Biológiai és Tájdiverzitás Stratégiával kapott új lendületet (BENNET & MULONGOY 2006).

3.2.2. Biodiverzitás megőrzése – Nyugat-Európa

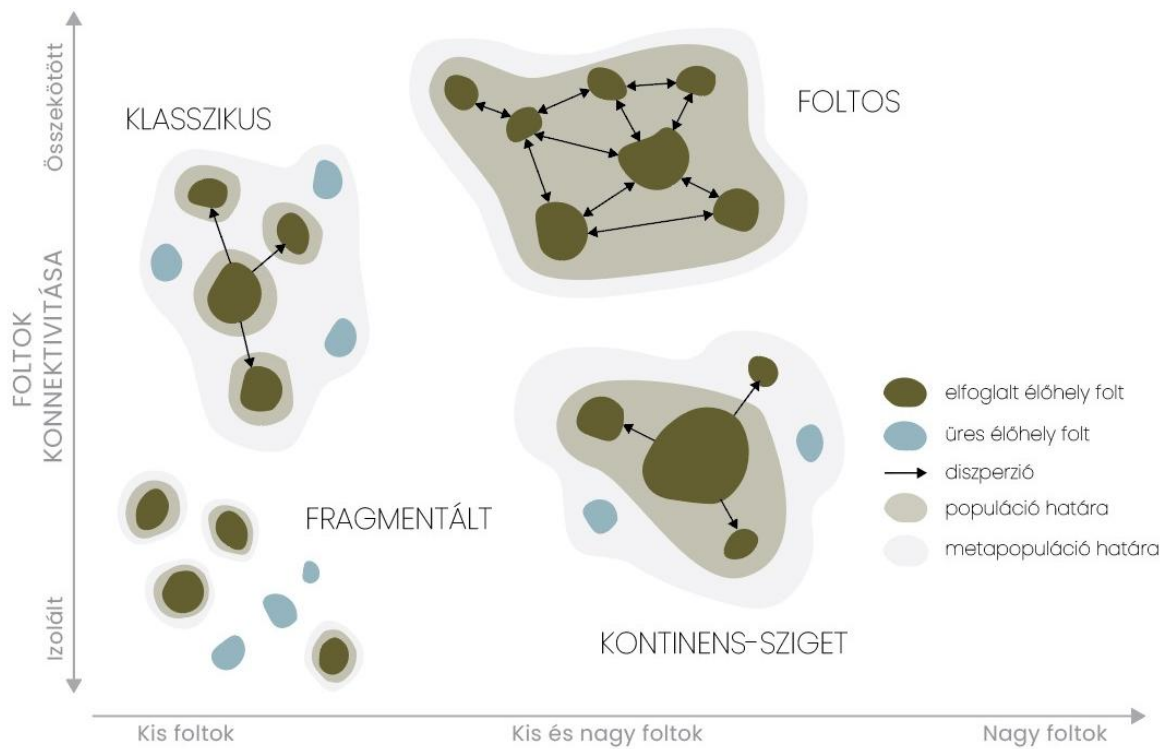
A nyugat-európai ökológiai hálózatok megközelítése a *sziget-biogeográfiai* (1967) (MACARTHUR & WILSON 2001) és a *metapopulációs elméleten* (1970) (HANSKI 1991) alapult. A sziget-biogeográfiai elmélet alapján elmondható, hogy a szárazföldre közelebbi szigeteken több faj él, hiszen ezek könnyebben megközelíthetők és így több faj képes eljutni oda. A nagyobb szigetek nagyobb populációkkal rendelkeznek, így ezeket az életközösségeket kevésbé érinti a kihalás veszélye.

A metapopulációs koncepció alapján a fajok nem egy nagy stabil, homogén populációt alkotnak, hanem ezek dinamikus közösségek, amelyek egyenlőtlenül vannak elosztva a különböző minőségű és méretű, elhelyezkedésű élőhelyek között. A metapopuláció egyedei különböző élőhelyfoltokon élnek, melyek között az egyedek mozgása tartja fent a kapcsolatot. Az elmélet szerint ameddig az egyedek más populációkból képesek eljutni és megtelepedni egy új élőhelyen, addig a metapopuláció fent tud maradni (BENNET & MULONGOY 2006, CHESSON 2013). Az eltérő foltméret, a kapcsolatok és a térben és időben változó folyamatok miatt egyetlen modellel nem lehet leírni a fajok metapopulációjának szerkezetét. A foltok mérete és az izoláció-konnektivitás mértéke alapján négy különböző szerkezeti modell határozható meg: a klasszikus (*classical*), a kontinens-sziget típusú (*mainland-island*), a foltos (*patchy*) és a fragmentált (*nonequilibrium*) (4. ábra). A fragmentált típust leszámítva mindegyik modellben megfigyelhető a forrás-befogadó (*source-sink*) populáció dinamika, amely a fajok áramlásának irányát írja le egyik folt felől a másik felé (AYCRIGG & GARTON 2014).

Míg a sziget-biogeográfiai elmélet az élőhelyek közti távolságokra és a megfelelő méretű élőhelyek fontosságára hívta fel a figyelmet, addig a metapopulációs elmélet a fragmentáció veszélyeit fedte fel. Ezen elvek mentén kezdtek el foglalkozni a természetvédelmi területek kijelölésével az 1970-es években, mely szempontokat végül az 1980-as IUCN Világmegőrzési Stratégiában is rögzítették (BENNET & MULONGOY 2006).

Az a felismerés, miszerint a természetvédelmi területek nem elegendőek egyes fajok fennmaradásához a kis méretük és fragmentáltságuk miatt, alapozta meg az első tájszintű, ökológiai koherenciát fejlesztő elképzeléseket. Az első ilyen ökológiai hálózat koncepció Hollandiában jelent meg (1989) (JONGMAN et al. 2010), a dán kormány pedig 1990-ben fogadta el az első megyei szintű ökológiai hálózat tervét. Németországban a tartományi terveket 2002-ben iktatták törvénybe (*Federal Nature Conservation Act*), így országos, jogi szintre emelve azokat (BENNET & MULONGOY 2006).

A Nyugat-Európában ez időben megjelenő összes ökológiai hálózati terv így a természetvédelem és a biodiverzitás megőrzésének eszközévé vált, ellentétben az első kelet-európai integrált, ökostabilitás-szemponturnak értelmezésekkel (JONGMAN et al. 2004). Ez értelmezés terjedt el a világ többi részén, és ezt használjuk ma is.



4. ábra: Metapopulációk szerkezete (saját szerkesztés, AYCRIGG & GARTON 2014 alapján)

3.2.3. A Pán-Európai Ökológiai Hálózat

Az ökológiai konnektivitás fontossága korábban már megjelent a *Ramsari Egyezményben* (1971) és a *Berni Egyezményben* (1979), valamint az EU Madárvédelmi (1979) és Élőhelyvédelmi irányelveiben (1992) is. A *Páneurópai Biológiai és Táj Diverzitás Stratégia* (1995) keretrendszerként funkcionál a biodiverzitás és a táj változatosságának megőrzésére, melynek megvalósítási eszközeként a *Páneurópai Ökológiai Hálózatot* (PEEN) jelöli ki. A PEEN egyes országok/régiók hálózatait fogja össze, irányelveket mutatva a nemzeteknek egy koherens európai szintű hálózat kialakításáért (JONGMAN et al. 2010). A hálózat kialakítására vonatkozó irányelveket 1999-ben Genfben fogadták el (KERTÉSZ 2011)

A PEEN felépítése követi a tradicionális hálózati szerkezetet (magterület, ökológiai folyosó, puffer- és restaurációs terület). A tervezési lépték 1:3 000 000 volt, módszertanában pedig két fő szempont játszott szerepet: az élőhelyek értékelése és a választott indikátorfajok igényeinek azonosítása, figyelembe véve a már meglévő természetvédelmi területeket. A cél egy olyan egybefüggő élőhely-hálózat feltárása volt, amely megfelelő kiterjedésű ahhoz, hogy segítse a vizsgált populációk fennmaradását. A fajokat igényeiknek és előfordulásuknak megfelelően élőhelyekhez kötötték, majd beazonosították a faj populációi számára elégséges méretű élőhelyfoltokat (magterületek). Ezek a foltok vizes élőhelyek és gyepek esetében min. 50 km², erdők esetében pedig 300 km² kiterjedésűek voltak. Ezen élőhelyek között azután folyosókat határoztak meg az ismert vándorlási útvonalak, természetes folyosók (pl. tájfolyosók, folyók) alapján helyi szakemberekkel egyeztetve (JONGMAN et al. 2010).

A PEEN megvalósítása három szakaszban zajlott: az először Közép- és Kelet-Európában, ahol korábban már voltak megalapozó koncepciók ökológiai hálózatra. Ez lendületet adott a Kelet-Európai országos hálózatok felélesztésének, melynek köszönhetően az első szakasz tervezése 2002-ig megvalósult. Ezután következett Dél-Európa, majd pedig Nyugat-Európa hálózatának

tervezése, amely 2006-ig zajlott le (JONGMAN et al. 2010). Csaknem az összes európai országban 2006-ra már elindult a nemzeti hálózatok részletes tervezése is (BENNET & MULONGOY 2006).

3.2.4. Natura 2000 hálózat és Emerald Network

A Natura 2000 hálózat, amelyet az EU ökológiai hálózatának is neveznek, két direktíva végrehajtásán alapul: az 1979-es madárvédelmi (*Birds Directive* 79/409/CEE, 2009-től: 2009/147/EK) és az 1992-es élőhelyvédelmi direktíván (*Habitat Directive* 92/43/CEE). Ez utóbbi írja elő a hálózat létrehozását is. Ennek megfelelően a hálózat kétféle, madárvédelmi (*Special Protection Areas - SPA*) és élőhelyvédelmi (*Special Areas for Conservation - SAC*) kategóriából áll. A madárvédelmi élőhelyek célja a tagállamokban előforduló összes madárfaj védelme mellett kiemelten a vonuló fajok megóvása. Az SPA területeket a direktíva mellékletében felsorolt madárfajok jelenléte alapján jelölik ki. A SAC területek célja a biológiai sokféleség megóvása, a fajok és élőhelyeik megőrzése. A SAC területeket közösségi jelentőségű élőhelytípusok és közösségi jelentőségű fajok jelenléte alapján határozzák meg, ezek listája szintén a megfelelő direktíva mellékletét képezi⁴.

Az SPA és SAC területek egymással gyakran átfedésben vannak, előfordul, hogy részben, vagy akár teljes egészében megegyeznek területi kiterjedésükben. Jellemzően az SPA-k a nagy territórium igényű ragadozók miatt nagyobb kiterjedésűek, míg a SAC élőhelyek lekövetik a konkrétan védendő élőhelyek határait.

Minden Natura 2000 területre fenntartási terv készül, amely természetvédelmi kezelési javaslatokat (nem szabályokat vagy előírásokat) tartalmaz. Emellett monitorozási és kutatási kötelezettséget írnak elő az irányelvek a területekre vonatkozóan, amelyek során az élőhelyek minőségét és a fajok jelenlétét szükséges ellenőrizni⁴. Továbbá a 92/43/EGK irányelv 6. cikkelye előírja a Natura 2000 területe védelme érdekében a hatásvizsgálati kötelezettséget, olyan cselekvések, beruházások vagy tervek esetében, amelyek veszélyeztethetik a közösségi jelentőségű élőhely és a benne élő fajok állapotát.

Az Emerald Network szintén egy európai szintű hálózat, melyet 1989-től hoztak létre, ugyancsak a berni egyezményre alapozva. A hálózat célja az olyan fajok és élőhelyek megőrzése, melyek különleges védelmet érdemelnek. Ezek az élőhelytípusok és fajok, a Natura 2000 direktívákhoz hasonlóan, listázva vannak (Resolution No. 4. - 1996 és Resolution No. 6. - 1988⁵).

Az Emerald Network és a Natura 2000 területi kiterjedésükben kiegészítik egymást: a Natura 2000 az EU tagállamokban van jelen, az Emerald Network pedig az EU-n kívüli országokban van jelen, gyakorlatilag a Natura 2000 hálózat az EU hozzájárulása Emerald Networkhoz. Mindkét hálózatot az adott ország maga jelöli ki és tartja fenn az előírt szempontok alapján.

A Natura 2000 hálózat és az Emerald Network, elnevezésükkel ellentétben, nem hálózatok. Ez a kijelölés metodikáiban is tetten érhető, hiszen a hálózatosság és összeköttetések nem tartoztak a meghatározásuk szempontjai közé (MIKLÓS et al. 2019). Ez alapján a két hálózat egyike sem nevezhető ökológiai hálózatnak, ugyanakkor a kijelölésük nagyban elősegítette az országok ökológiai hálózatának tervezését.

⁴ <https://termeszettvedelem.hu/natura-2000-altalanos-tudnivalok/>

⁵ <https://www.coe.int/en/web/bern-convention/emerald-network>

3.2.5. Az ökológiai hálózat kialakulása hazánkban

A magyarországi ökológiai hálózat tervezése 1993-ban kezdődött az IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) szervezésében, ehhez az alapot az 1996. évi LIII. törvény a *természet védelméről* adta (KERTÉSZ 2011), amely a következőképp határozza meg az ökológiai hálózat fogalmát:

„Az ökológiai hálózat egyes védett természeti területek, valamint egyes védett természeti területek védőövezete, Natura 2000 területek, érzékeny természeti területek és természeti területek ökológiai (zöld) folyosókkal biztosított biológiai kapcsolatainak egységes elnevezését jelenti”

Magyarország 1995-ben aláírta a Páneurópai Biológiai és Tájdiverzitási Stratégiát, amelyben meghatározták, hogy 2005-ig a résztvevő országoknak ki kell jelölniük a PEEN-t. Az EU-s csatlakozás felmerülésével a Natura 2000 hálózat kijelölése is megindult a 2000-es évek elején. A PEEN és a Natura 2000 hálózat kijelölését így országunk együttesen kezelte, amely hozzájárult a nemzeti ökológiai hálózatunk megszületéséhez (ÉRDINÉ SZEKERES 2002).

A Nemzeti Ökológiai Hálózat két lépcsőben készült el, először az adminisztratív tervezési környezetbe integrálták (1998-1999), majd 2001-ig elkészült a PEEN átnézeti térképe 1:500 000-es méretarányban, amely a főbb hálózati elemeket tartalmazta a PEEN szerkezeti egységeinek megfelelően. Ezután digitálisan 1:50 000-es léptékben készült el a végső lehatárolás, amelyet 9 régióban határoztak meg az adott nemzeti park igazgatóság szakembereinek segítségével (FILEPNÉ KOVÁCS et al. 2021a, KERTÉSZ 2011). A kijelölés szempontjai igazodtak a PEEN kritériumaihoz. A lehatárolás meglévő dokumentációkra, adatbázisokra (pl. erdészeti, vízügyi, Natura 2000 felmérési és felszínborítási adatok), a meglévő védett területekre (egyedi jogszabállyal védett természeti területekre, ex lege védett elemekre) és terepi tapasztalatokra épült, valamint a PEEN hazai 1:500 000-es előzetes átnézeti ökológiai hálózat térképét is felhasználták⁶.

Az ökológiai hálózatot területi kiterjedésében a 2003-as OTrT (2003. évi XXVI. törvény *az Országos Területrendezési Tervről*) rögzítette Országos Ökológiai Hálózat övezete néven, amely nemcsak a hálózat szerkezeti egységeit határozta meg, hanem szabályokat is megfogalmazott rájuk. Az alacsonyabb rendű területi-települési terveknek is ehhez a kijelöléshez kell igazodniuk (FILEPNÉ KOVÁCS et al. 2021a).

3.3. Módszerek, tervezési megközelítések

A hálózat tervezésére, lehatárolására alkalmazott módszertanok az évek során jelentősen átalakultak, a térinformatikai rendszerek fejlődésével, a rendelkezésre álló adatok bővülésének köszönhetően. A forráskutatás során megismert, és áttekintett kutatások közül 72 db foglalkozott a gyakorlatban esettanulmányként is ökológiai hálózat térbeli meghatározásával, tervezésével, egészen az 1990-es évek végétől napjainkig (1. melléklet). Fontos itt megemlíteni, hogy ezek inkább zömében az ökológiai hálózat „keresésével”, területi meghatározásával foglalkozó publikációk, mintsem konkrét tervezési modellek. A feldolgozott publikációk között többségben vannak az európai kezdeményezések, de világszerte sokan foglalkoznak jelenleg is az ökológiai hálózat tervezésével. A közelmúltban különösen fejlődtek a kínai kutatások, amelyek a kínai városok erőteljes szétterülésével és a természeti területek csökkenésével hozhatók összefüggésbe (pl.: YU et al. 2012, HUANG et al. 2021, WANG et al. 2021).

⁶ <https://termeszetvedelem.hu/orszagos-okologiai-halozat/>

Battisti 2013-ban megállapította, hogy az ökológiai hálózatok tervezésére kétféle irányzat figyelhető meg: a terület-alapú (*site-oriented*) és a célfaj-alapú (*target-oriented*) megközelítések. A terület-alapú tervezések elsősorban a (gyakran közigazgatási alapon) kiválasztott terület állapotára építenek, céljuk pedig a strukturális konnektivitás általános növelése és a fragmentáció csökkentése a területen a hálózat segítségével. A célfaj-alapú megközelítések esetében pedig az ökológiai hálózat a kiválasztott faj (vagy fajcsoport) védelmének, állományának megőrzésének eszköze.

Az áttekintett módszertanok, esettanulmányok alapján azonban ez a két irányzat még további két-két megközelítésre osztható, az alkalmazott eszköztár alapján. A természetességen és táji indikátorokon alapuló, valamint a konnektivitás- és hálózatelemzési megközelítések a terület-alapú lehatárolások alá sorolhatóak, míg a legkisebb ellenállás módszere és a funkcionális megközelítés célfaj-orientált hálózati modelleket foglalnak magukba. A következőkben e négy tipikus tervezési megközelítés céljait és eszközeit mutatom be.

3.3.1. Természetesség, táji indikátorok

A 2000-es évek első felének kutatásait a térinformatika kevésbé határozta meg, a hálózatok tervezésének hajnalán még elsősorban a terepi felmérésekre alapozták a hálózat tervezését. Ezek a módszerek kiindulásként általában felszínborítási térképpel dolgoztak, melyen ökológiai állapotfelmérést végeztek, aztán pedig méret, természetesség vagy védettségek alapján értékelték a foltokat. Ezek segítségével állapították meg egy-egy élőhely természeti értékét, potenciálját és lehetséges funkcióit. A foltokat ennek megfelelően sorolták be valamely funkcionális szerkezeti egység egyikébe, általában tervezők által, manuálisan. Így zajlott hazánkban az Országos Ökológiai Hálózat (OÖH) kijelölése (PATAKI 2006, KERTÉSZ 2011), valamint a nemzetközi Pán-Európai Ökológiai Hálózat (PEEN) dezinálása is (JONGMAN 2010).

Ez a módszer erősen épít helyszíni bejárás adatokra és adatszolgáltatásokra (pl. meglévő térinformatikai adatbázisok, műholdfelvételek, topográfiai térképek), az ökológiai tudásunkra mint a vonulási útvonalak vagy éppen bizonyos fajok jelenléte. Szubjektívebb a többi módszernél, hiszen jobban támaszkodik a tervező egyéni megítélésére, sőt, gyakran az érintettek, döntéshozók és természetvédelmi-ökológiai szakemberek bevonásával, közös egyeztetések sorával jön létre az ökológiai hálózat. Ez a lépés a megvalósíthatóságot, és a jogszabályi integrálhatóságot segíti elő, valamint lehetőséget nyújt a helyi és országos szintű visszacsatolásokra is.

3.3.2. Legkisebb ellenállás módszere

A legkisebb költség vagy ellenállás módszer célja tekintetében egy konkrét faj vagy fajcsoport élőhely-hálózatának térképezését tűzi ki célul, azok egyedi igényeire, preferenciáira építve. Ezek a fajok általában érzékeny, védett vagy veszélyeztetett fajok, melyek megőrzése kiemelt prioritás az adott kutatói közösség számára.

Az elnevezés a *least-cost path* a hálózat-elemzési eszközre utal (ADRIAENSEN et al. 2003), amelynek segítségével modellezik a vizsgált faj vagy fajcsoport számára legkisebb ellenállású mozgási útvonalait. Ehhez a faj vagy fajcsoport élőhelyi igényeit, preferenciáit tárják fel, és vetik össze a vizsgált terület élőhelyeinek mintázatával és minőségével. A modellezés eredményeként kapott téradatok alapján definiálják az ökológiai hálózat különböző szerkezeti elemeit, amely tartalmazza az alkalmas élőhelyek közötti legkisebb költségű útvonalak mellett a terület fajszerkezetének értékelését.

A módszer által meghatározott ökológiai hálózat a kiválasztott faj metapopulációjának megőrzése mellett más, hasonló igényű, azonos élőhelyeket preferáló fajok védelmét is segítheti. A modellezés céljaként így gyakran választanak olyan fajokat, amelyek útvonalainak feltérképezésével a konnektivitás javításához táji szinten általánosan is hozzájárulnak.

3.3.3. Konnektivitás- és hálózat-elemzés

A harmadik módszer, a konnektivitás- és hálózat-elemzésen alapuló modellek az előző két megközelítés eszközeit és céljait ötvözik. Céljuk egy általános érvényű hálózat meghatározása a fragmentáció csökkentésére, melyet a táj foltjainak értékelésével, majd pedig egy hálózat-modellezzéssel végeznek el. A módszer a táj adottságainak elemzésével alapozza meg a hálózat-modellezést a tájmetriai mutatók és a konnektivitási indexek mérésével.

Az ilyen jellegű módszer első lépése a táj több szempontból való értékelése és számszerűsítése. Ez általában a felszínborításon és a domborzati viszonyokon alapul, amelyek mellett tájmetriai és tájökölógiai mutatókat, indexeket is alkalmaznak (pl. Shannon-diverzitás, természetesség, fragmentáció mértéke, befolyásoltság, tájmintázat stb.). Ezután valamilyen súlyozási rendszer alapján a kiszámított értéket összesítik, és ebből generálnak ellenállás-térképeket és magterületeket. Ezek alapján valamilyen hálózat-elemzési eszközzel generálják az ökológiai hálózatokat.

A konnektivitás mérése vagy az első lépésben, a táj értékelésénél kap szerepet (WANG et al. 2021, NIE et al. 2021, LICCARI et al. 2022, QIAN et al. 2023), vagy a már feltárt ökológiai hálózat működőképességének mérőszáma, amelynek elvégzésével a hálózat pontosítható, prioritások jelölhetőek ki, és a szükséges rehabilitációs területek is meghatározhatók általa (VAN LOOY et al. 2013, SERRET et al. 2014, CLAUZEL et al. 2015, LI et al. 2018, MODICA et al. 2021, MU et al. 2021, WEI et al. 2022)

3.3.4. Funkcionális megközelítés

A negyedik megközelítés a másodikhoz hasonlóan egy konkrét faj vagy fajcsoport hálózatát tapasztalati úton kívánja meghatározni, a strukturális konnektivitás helyett azonban a funkcionális konnektivitást veszi a modellje alapjául. Konkrét mérésekkel határozzák meg a hálózatot a faj előzetesen felmért elterjedési adatai, preferenciái, valamint mozgása és viselkedése alapján. Modellezés helyett a faj konkrét egyedeire GPS jeladót szerelnek, és az egyedek mozgása, továbbá annak mintázata (mely foltokon vág át gyorsan az állat, hol feltételezhető, hogy táplálékot keres, hol pihen meg, melyek azok, melyeket elkerül stb.) mentén határozzák meg a hálózatot és különítik el annak szerkezeti elemeit (GRAVES et al. 2007, VOGT et al. 2008, PETERS et al. 2015, BASTILLE-ROUSSEAU & WITTEMYER 2020).

Kutatások az állatok útjának feltérképezésére viszonylag gyakran készülnek, ám ritkábban alkalmazzák ezeket az adatokat ökológiai hálózat feltérképezéséhez. A tapasztalati úton szerzett adatok gyűjtése költségesebb és időigényesebb a térinformatikai adatbázisokénál, és viszonylag nagy mintavételre van hozzá szükség, hiszen egyetlen magányos egyed adataiból nem tudunk általános következtetéseket levonni. A GPS-es vagy rádióhullámos jeladókat emellett megfelelő módon kell rögzíteni, hogy az az egyed életvitelét ne akadályozza, de még így is előfordulhat, hogy a jeladók megsérülnek, vagy az egyed elhagyja őket. Jellemző, hogy biológiai, ökológiai vagy etológiai kutatások gyakrabban alkalmazzák a jeladós módszert, például hazánkban a mezei és északi pócok populációjának esetében történtek ilyen jellegű adatgyűjtések (SZÜNSTEIN et al. 2024, SZŰCS et al. 2024). A hazai ökológiai hálózattal kapcsolatos kutatásokat nagyban segítené,

és alátámaszthatná a funkcionális megközelítés alkalmazása, amelyhez azonban szükség volna a szakmák közötti együttműködésre.

3.4. Puffer- és rehabilitációs területek

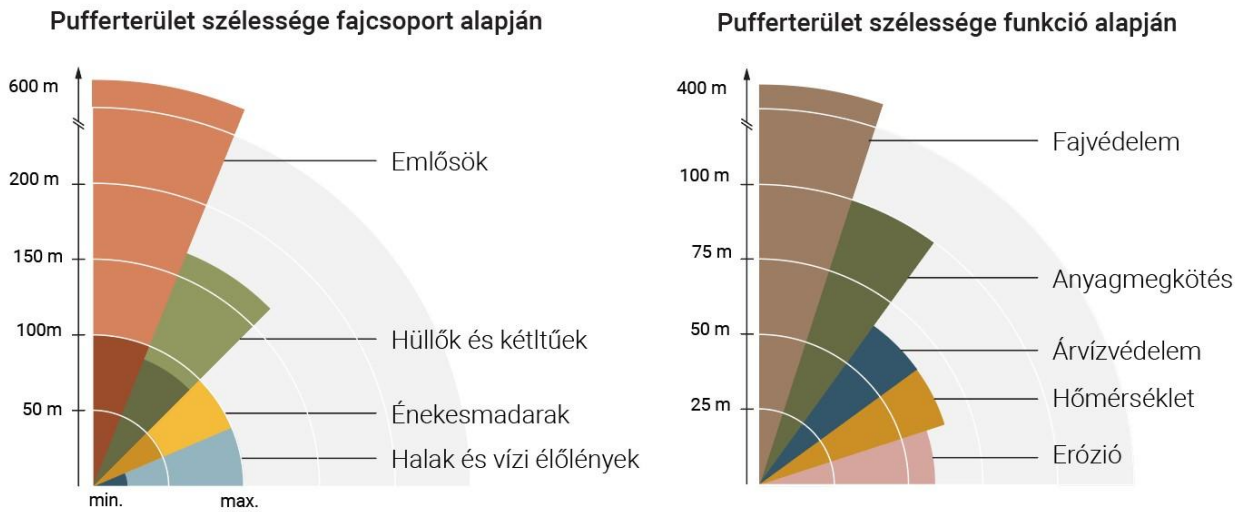
A bemutatott megközelítések és a különböző módszerek között a legkevesebb szó a pufferterületekről esik. A fenti ökológiai hálózat lehatárolására alkalmas elemzések sokszor csupán magterületek és köztük lévő összeköttetések rendszerében gondolkodnak, pufferterületeket nem állapítanak meg. Az első megközelítés, amely a legrégebbi tervezési irányzat, foglalkozik leginkább a védőzónákkal, a mai kutatások során kevesebb hangsúlyt kapnak a hálózatnak ezen elemei. Azonban a hálózat működőképességéhez elengedhetetlenek a jól kijelölt pufferzónák.

Azok a módszerek, melyek végül rendeltetésüknek megfelelően jelölnek ki pufferterületeket, általában valamilyen zavaró vagy szennyező létesítmény meglétéhez kötik őket. Például gyárak, infrastruktúra elemek vagy éppen a települések köré, a hatásokat tompító zónaként határozzák meg. Ez a megközelítés a helyi negatív hatásokat csökkenti, azonban hálózat-szemlélet nem jelenik meg bennük: elsősorban nem a hálózatot védik a káros hatásoktól, hanem azok forrásainak kibocsátását mérséklék kifelé (ezzel ugyan védve a hálózatot is, azonban a fő céljuk a kijelöléssel nem ez).

Az ökológiai hálózat pufferterületeinek kijelölésének szempontjairól a többihez képest jóval kevesebb szakirodalom található. A pufferek fontosságát elsősorban a vizes élőhelyek kapcsán tárgyalják, hiszen a vízparti vegetáció jelenléte nagyban elősegíti a vizek regenerálódását, optimális állapotuk fenntartását (EVERARD & JEVONS 2010, MEIER et al. 2005, KUGLEROVÁ et al. 2014).

A Mark Godfrey (2015) által megállapított szempontok szerint a szükséges pufferek kiterjedése (szélessége) a kijelölés céljától, a megőrizni kívánt ökológiai funkciótól, valamint a terület adottságaitól, továbbá a védendő fajok típusától, ökológiai igényeitől függ. Míg az erózióvédelemhez vagy az árvízvédelemhez 60-70 m széles puffer is elégséges lehet, az anyagmegkötést és szennyezésvédelmi funkciót a 30-100 m széles védőzóna is ellátja, azonban ezek nagyban függenek a kísérő növényzet jellegétől (WANG et al. 2024). Vízfolyások és vizes élőhelyek esetében jelentős pozitív hatás 30-40 m feletti pufferzónák esetében érezhető az élőhelyek minőségében (SWEENEY & NEWBOLD 2014, OLDEN et al. 2019), de az ajánlott szélesség a min. 100 m (LARSEN-GRAY & LOEHLE 2022). A biodiverzitás megőrzéséhez és az ökológiai hálózatosság fenntartásához sokkal szélesebb (min. 400 m) szükséges általánosan. A legnagyobb térigénnyel a nagytestű állatok (pl. nagyvadak, medvék, ragadozó madarak) rendelkeznek, esetükben legalább 600 méter szélességben szükséges gondolkodnunk (5. ábra). Ezek a területek nem feltétlen szükséges, hogy összeérjenek, egybefüggőek legyenek, és egyforma szélességűek legyenek mindenhol. A szigetszerű, ám az összeköttetéseket és kulcsélőhelyeket védő pufferhálózat is működőképes lehet (GODFREY 2015).

Rehabilitációs területekről még a pufferterületeknél is kevesebb szó esik a módszertanokban. Az élőhelyrehabilitációk gyakoriak Európa-szerte, melyet a jelenlegi politikai közeg támogat. Azonban kifejezetten a hálózat kapcsolatainak javítására sokkal kevesebb projekt, terv vagy kutatás létezik (pl. JIANG et al. 2022, MA et al. 2024a). Ennek oka elsősorban talán a rehabilitációs területek definiálásában keresendő. Hiszen már a fogalommeghatározás (NAGY & KONKOLY-GYURÓ 2013) is degradált, helyreállítandó területekként nevezi meg ezeket az élőhelyeket. Azonban a meghatározás második fele, miszerint azért helyreállítandók ezek az élőhelyek, hogy a hálózat működőképessége javulhasson, kevesebb hangsúlyt kap.



5. ábra: Pufferterületek méretezése (saját készítésű ábra GODFREY 2015 alapján)

Mind a pufferek, mind a restaurációs területek problémája talán abban keresendő, hogy a jelenlegi tervezés fordítva értelmezi ezeket a területeket. Nem a hálózat felől, hanem a szennyezőforrás és a degradált élőhely felől közelíti meg ezeket a területeket. Az így megvalósult „pontoszerű” projektek végül valóban hozzájárulnak a hálózat bővüléséhez, azonban nem a hálózat egészének fejlesztését szolgálják, noha javul általuk a hálózat állapota.

3.5. Feltáró tényezők

A felhasznált eszközök és bemeneti adatok, alkalmazott elemzések alapján három tényező határozható meg, melyek az ökológiai hálózat tervezése során megkerülhetetlenek. Ezek azok az aspektusok, melyek befolyásolják, alakítják a hálózatot, így ha egy integrált ökológiai hálózatot kívánunk tervezni, ezt a három alakítótényezőt szükséges vizsgálnunk. Az ökológiai hálózatot feltáró három tényezőt keretrendszer, használók és befolyásolók vonatkozásában definiáltam.

Miklós László és kutatótársai (2019) nyomán a geoökoszisztémák tervezésére három szint határozható meg, hasonlóképp gondolkodva:

- Az *elsődleges tájstruktúrát* (alapkőzet, vizek, talaj, domborzat, relief), melyek megváltoztathatatlan vagy nehezen befolyásolható adottságok.
- A *másodlagos tájstruktúra* (vegetáció, felszínborítás) az ember alkotta vagy alakította tájlemek, melyek megváltoztathatóak, ám helyhez kötöttek.
- A *harmadlagos tájstruktúra* (társadalmi-gazdasági faktorok és folyamatok) pedig az a szabályozási, stratégiai, tervezési környezet, védelmi politika, amelyek fizikailag nem jelennek meg a tájban, azonban kivetülésüket tapasztalhatjuk.

Az általam meghatározott alakítótényezőkhöz ettől függetlenül a módszerek kutatása során jutottam el, a kettő kategorizálás hasonló, azonban több ponton különbözik egymástól. A meghatározott három alakítótényező az első és másodlagos tájstruktúrát fedi le, hiszen a hálózat jelenlegi térbeli kiterjedését ezek határozzák meg. A szabályozási, politikai és stratégiai környezet hatásai, ahogy a szlovák kutatók is írják, lekövethetők a tájban, így a hatásaik térbeli eredményeit az elsődleges-másodlagos tájstruktúra tartalmazza. A jogi, társadalmi, gazdasági és politikai környezet fontossága azonban megkérdőjelezhetetlen, hiszen a hálózat jövőbeli alakulását ezek nagyban befolyásolják.

3.5.1. Környezeti adottságok és folyamatok - Keretrendszer

A táj adottságai és a benne lejátszódó folyamatok együtt egy keretrendszert adnak a hálózatnak. Ez alatt olyan természetikörnyezeti jellemzőket (mint a vízrajz, a domborzat, a talaj, természetes növényzet és a klíma) és folyamatokat (anyag- és energiaáramlás, vízkörforgás, biológiai és fizikai törvényszerűségek stb.) értünk, melyek adottak egy tájban, ezek megváltoztatása nem lehetséges, vagy csak aránytalanul nagy anyagi ráfordítással valósítható meg. A beavatkozás mértéke ilyenkor alapjaiban változtatja meg a táj működését, az egész rendszerre kihatással van (pl. egy autópálya építéskor a terepviszonyok és a lefolyás megváltoztatása). Az első, ökostabilitásra és tájhasználati-egyensúlyra törekedő ökológiai hálózat tervek is már ezeket az adottságokat vették alapul és használták tervezési módszertanukban (lásd 3.2.1 fejezet). A szlovák ökológiai hálózat, a *Territorial System of Ecologically Compensating Areas* (TSES) például hangsúlyosan foglalkozott a geológiai, és más környezeti-természeti adottságokkal (MIKLÓS et al. 2019, OKÁNIKOVÁ et al. 2021). A védett területek megléte is alapadottságként tekinthető, hiszen feltételezhető, hogy ezek a jogi védettségnek köszönhetően nem alakíthatók át.

3.5.2. Élővilág – Használók

Az *élővilág* elsősorban mint *használó* határozza meg az ökológiai hálózatot. Az élőlények, mind az állat- és növényvilág életfeltételeinek, valamint terjedésének, mozgásának (diszperzió, migráció) biztosítása a hálózat feladata. A különféle állatok – igényeiknek, méretüknek, életmódjuknak megfelelően – lényegesen eltérő hálózatot használnak, nemcsak lépékben, hanem jellegben is. A madárfajok számára például sokkal összekötöttebb a hálózat, hiszen rájuk az utak és vizek fragmentáló hatása kevésbé van befolyással a röpképtelen állatokhoz képest. Indikátorfajcsoportok alkalmazása általánosabb hálózatot eredményezhet egy ilyen modellezésnél, ám itt a csoport megfelelő kialakítására és az igényeik pontos meghatározására is törekedni kell, ehhez célszerű természetvédelmi szakértők és ökológusok bevonása is (SAHRAOUI et al. 2021).

A fajok közti eltérés az élőhelyi preferenciákból is adódik, hiszen egy olyan madárfaj, mint például a fekete gólya, amely szinte kizárólag vizek és erdők közelében fordul meg, teljesen más útvonalakon fog mozogni, vagy más fészkelőhelyet fog választani magának, mint egy olyan madárfaj, amely a mezőgazdasági területeken él.

Az állat mérete, a számára szükséges élőhelyek kiterjedése, territórium, valamint az a távolság, amelyet az állat képes megtenni táplálékkeresés vagy új élőhely keresése során mind-mind befolyásolják az élőlény által használt ökológiai hálózat kiterjedését. Mind a magterületek mérete és a kapcsolatok hossza teljesen más tartományban mozog. Míg egy cincér, közigazgatási példaként használva, egy kisebb település területén élheti le életét, addig egy szarvas teljes megyét képes bejárni élete során.

Az állatok mozgásait három kategóriába sorolhatjuk céljuk szerint: megkülönböztetünk helyi mozgásokat, diszperziót és migrációt (JONGMAN et al. 2004). A *helyi mozgások* az állat territóriumán belüli, kisléptékű mozgások (pl. táplálék- és búvóhelykeresés). A *diszperzió* nagyobb léptékű mozgás, amely pár keresés, új élőhely keresése során lép fel. A diszperzió ezzel a populáció fennmaradásának kulcsa, de ehhez az kell, hogy legyen az állatnak honnan hová menni, tehát alkalmas és elérhető élőhelyek is kelljenek hozzá. Thompson és Gonzales (2017) kutatása alapján a diszperzió az, ami a globális változások során határozza meg a konnektivitást, amely a fajok fennmaradásához szükséges a jövőben. A *migráció* annyiban különbözik ettől, hogy az a rendszeres oda-vissza vándorlásokat takarja, pl. a nyári-téli élőhelyek között. (JONGMAN et al.

2004). Az ökológiai hálózat mindhárom mozgástípust kiszolgálja, azonban a táji hálózatokat elsősorban a diszperzió biztosítására tervezik.

Korábban, a lépték kérdésénél taglaltam azt a dilemmát, hogy különböző állatfajok ökológiai hálózata teljesen eltérő léptékben értelmezhető. Egy országokon átívelő hálózat tervezéséhez célszerű vándorló madarakat, nagytestű emlősöket és halakat vizsgálni, ahogy azt a PEEN tervezésénél tették (JONGMAN et al. 2010). Ehhez hasonlóan egy helyi hálózat definiálásához kisemlősök, énekesmadarak vagy akár rovarok is alkalmasak lehetnek. Fontos tehát, hogy a tervezéshez optimális fajokat tekintsük a hálózat elsődleges használóiként.

Növények számára is értelmezhető az ökológiai hálózat koncepciója, ám esetükben terjedési távolságról beszélhetünk, amely a növény magaszórásai és terjesztési stratégiáitól függ. A növények élőhelyfoltok közti terjedését általában valamilyen terjesztő vektorral és annak tulajdonságaival modellezhetjük (pl. szél, víz, termést hordozó állat) (JONGMAN et al. 2004). Ilyen eset áll fenn például a tölgyfajok terjedésénél, melyek makkjait a mókus vagy szajkó az anyanövénytől több száz méter távolságba, egészen új helyekre (pl. erdőből városi közegbe) is eljuttathatja (DE MONTIS et al. 2014). Az olyan vízparti fajok, amelyek magjai a folyóba szóródnak akár kilométerekkel távolabb is megjelenhetnek az anyanövénytől.

3.5.3. Emberi tevékenység - Befolyásolók

Az ember tájalakító hatása megváltoztatja az élőhelyeket, azok minőségét, szerkezetét, vagy éppen az eltűnésüket, átalakulásukat okozza. Ide tartozik a táj használatának, művelésének élőhely-alakító hatása, mely szerkezetében és kiterjedésében határozza meg az ökológiai hálózatot. Az utak, egyéb művi létesítmények fragmentáló- és barrier-hatása, a zavarások és szennyezőforrások befolyásolják a hálózat minőségét és működőképességét.

Nemcsak az antropogén hatások, hanem a növényfajok is alakítják a tájat. A növényzet fejlődése, a borítottság növekedése és változása, valamint a szukcesszió mind befolyásolja a tájban lezajló folyamatokat, a vízkörfogást, továbbá a mikroklímára is jelentős hatással bírnak. Ugyanakkor ezek a természetben lezajló folyamatok, törvényszerűségek alapján történnek, nem pedig tudatos döntés eredményei.

Az emberi befolyásolás mögött általában társadalmi, gazdasági faktorok állnak, melyek fizikai hatásai a tájban látszódnak. Ezeket a folyamatokat jellemzően szabályozásokkal, törvényekkel alakítják, szabnak nekik korlátokat vagy éppen stratégiákkal és koncepciókkal tervezik meg a jövő alakulási folyamatait. Ilyen tendencia például az erdők kiterjedésének jelenleg is zajló emelkedése hazánkban, vagy a mezőgazdasági táblaméretetek növekedése, melyeket jellemzően EU-s és hazai támogatások, programok indukáltak. Tehát az emberi befolyásolás mögött fizikailag nem létező, elvont tényezők állnak, melyekbe beletartoznak mind a társadalmi-gazdasági igények, mind az azokat kiszolgáló, megvalósító vagy éppen korlátozó jogszabályok, koncepciók, stratégiák és egyezmények (MIKLÓS et al. 2019).

Az emberi hatásokat többféleképpen szokták elemezni az ökológiai hálózat tervezése során. Leggyakrabban a fragmentációt mérik és barriereket azonosítják, amelyet már az első, táji indikátorokon alapuló elemzések is használtak. Előfordulnak ugyanakkor a táj mintázatát, szerkezetét, az emberi befolyást (hemeróbia) mutató indikátorok is az eszközök között (lásd bővebben 3.6.-os fejezet). Ugyanakkor a szocioökonómiai és jogi környezet elemzése elengedhetetlen ahhoz, hogy a folyamatok mögött zajló tényezőket megértsük, és az elemzés vagy fejlesztések során figyelembe vegyük őket.

Az alakító tényezők számszerűsítéséhez, modellezéséhez konkrét eszközöket rendelhetünk. Ezek az eszközök alkotják a hálózat lehatárolásának alapköveit, a rendelkezésre álló eszköztárunk pedig egyre csak bővül az 1990-es évektől alkalmazott módszerek óta. A következőkben az ökológiai hálózat definiálásához leggyakrabban használt eszközöket mutatom be a bemeneti adatoktól a hálózatelemzési lehetőségekig.

3.6. A hálózat meghatározására használt eszközök

Az ökológiai hálózat meghatározására irányuló kutatások, megközelítéstől függetlenül, a választott terület jellemzőinek feltárásával indulnak. A táji adottságok jellemzése általában bemeneti (*input*) adatként van jelen a modellezésekben, melyeken további számításokat végeznek. Az adatok minőségét és a gyűjtés módszertanát, pontosságát emiatt különösen fontos ellenőrizni, hiszen a modellezések ezek megbízhatóságára építenek. Ilyen bemeneti adatok általában a domborzatmodellek (általában DEM – *Digital Elevation Model*), melyeken kitétséget, lejtést, vagy éppen tengerszint feletti magasságot vizsgálnak, a légi- és űrfelvételek, melyekből többek közt a növényzeti borítottságot és annak intenzitását (pl. NDVI) lehet számítani. Ezek az adatok például megjelentek a szibériai őz által használt hálózat feltárása során: hegyvidéki faj lévén a meredekség, a kitétség és a növényzeti borítottság meghatározó a számára optimális élőhelyek és útvonalak feltárásában (FENG et al. 2021).

A felszínborítás, az úthálózat és a beépítések elengedhetetlen adatok minden kutatásban, melyekből a táj és élőhelyek szerkezetére, feldarabolódottságára lehet következtetni. A felszínborítási adatok, kombinálva a természetvédelmi adatbázisokkal, monitorozási adatokkal, a természetesség meghatározását, akár egy faj számára az alkalmas élőhelyek kijelölését is megalapozhatják, melyek mind részét képezik a hálózat tervezésének.

Az ökológiai hálózat modellezéséhez első lépésként a kutatók a táj foltjait értékelik mérőszámokkal majd kategorizálják. Ez a folyamat, megközelítéstől függően, fókuszálhat egy adott faj szempontjából mért élőhelyi alkalmasság megállapítására, vagy éppen a tájat általánosan leíró indexeket számítanak. A hálózat-modellezés gyakran ezekre a mutatókra alapoz, melyeket sokrétűen lehet a későbbiekben használni.

Kutatások objektivitásának alátámasztására az élőhely-alkalmasság megállapításához faji eloszlás modelleket (SDM) alkalmaznak mint pl. a MaxEnt (*Maximum Entropy*) modell. Ezekben a modellekben a fajok előfordulási adataira, konkrét megfigyelésekre alapoznak, figyelembe véve a táji adottságokat, a foltok szerkezetét és a fajok speciális preferenciáit. Ezek a modellek lehetővé teszik a fajok optimális élőhelyeit befolyásoló faktorok súlyának megállapítását. A MaxEnt modellt a kutatások jellemzően a fajok szempontjából az ökológiai alkalmasság megállapítására használják (LI et al. 2010, CORREA AYRAM et al. 2017, OKÁNIKOVÁ et al. 2021, QIAN et al. 2023). Az ilyen modellek használatakor fontos, hogy valós, letisztított, nem elavult adatbázissal dolgozzunk, különben a modell torz eredményhez vezethet (FENG et al. 2021, ROEKAERTS & OPERMANIS 2018).

Az MSPA (*Morphological Spatial Pattern Analysis*) modellt a táj mintázatának elemzésére használják. Hasonlóan a MaxEnt-hez, ez a számítás is az élőhelyi alkalmasság megállapításához járulhat hozzá (SOILLE & VOGT 2009). Az MSPA elemzés a foltok alaki-formai jellemzőit és térbeli elrendeződését is figyelembe veszi, melynek alapján a foltokat különböző kategóriákba osztályozza (pl. magterület, szegély, izolált foltok, háttér). Ennek segítségével meghatározhatóak a fragmentált foltok vagy éppen beazonosíthatjuk az ökológiai forrásterületeket (WU et al. 2020, SHI et al. 2020, NIE et al. 2021, HUANG et al. 2021, WANG et al. 2021, WANG et al. 2022).

A tájmetriai mérőszámokat a foltok geometriájának leírására és a táj szerkezetének, kapcsolatainak feltárására használják (2. melléklet). Az egyik legegyszerűbb, ám talán legfontosabb mérőszám a terület, amely a foltok eltartóképességének számításában, és az elégséges méret kalkulációjában játszik szerepet (HOCTOR et al. 2001, GUO & LIU 2017, MODICA et al. 2021). A kerület-területi mérőszámok, egyéb alaki mutatók, magterületek és szegélyek mérése gyakran alkalmazott elemzések, valamint ezek mellett az ökológiai hálózat szempontjából legfontosabb indexek a konnektivitási és izolációs mérőszámok (SZABÓ 2019). A konnektivitási mutatók a foltok összekapcsoltságát számszerűsítik. Közülük a szakirodalom szerint ajánlott mérőszámok az IIC (*Integral Index of Connectivity*) és a PC (*Probability of Connectivity*), mivel mindkét mutató képes a kulcsfontosságú foltok meghatározására (PASCUAL-HORTAL, L. & SAURA 2007), ennek köszönhetően ezek a leggyakrabban alkalmazott tájszintű konnektivitás-indexek (HASHMI & DARABI 2022). A tájmetriai indexek számítására a FRAGSTATS a jellemzően használt szoftver (MCGARIGAL & CUSHMAN & ENE 2023). A konnektivitási mutatók nemcsak a hálózat modellezésére, hanem egy meglévő vagy a tervezett hálózat értékelésére is alkalmazható indexek, segítségükkel a hálózat fejlesztési prioritásai is meghatározhatók (VAN LOOY et al. 2013, SERRET et al. 2014, LI et al. 2018, WANG & LIU 2020, WU et al. 2022, WEI et al. 2022).

A konnektivitás mellett a fragmentáció, azaz az izolációt okozó tájelemek jelenlétének vizsgálata kulcskérdése az ökológiai hálózatnak. A fragmentációt többféleképpen is számszerűsíthetik, de a leggyakrabban alkalmazott technika a rácsháló módszer, amely egy adott egységre vetítve mutatja a feldarabolódás mértékét. Hasonló eredményt kaphatunk az utak sűrűségének mérésével is (LEE et al. 2015, YU et al. 2012, CAO et al. 2020, HEPCANA et al. 2008).

A leggyakrabban azonban az ember zavaró vagy befolyásoló hatásai jelenik meg a kutatásokban a táj leírására, általában negatív (átjárhatóságot nehezítő) tényezőként. Egyszerűbb eszköz erre, a fragmentációs mutatók mellett az utaktól, településektől, egyéb művi elemektől való távolság mérése, mivel a befolyásoltság csökken a mesterséges tájelemtől való távolság függvényében (HOCTOR et al. 2000, GUO & LIU 2017, HUANG et al. 2021). Egyes kutatók komplexebb mutatókat használtak, vagy esetenként saját mérőszámot dolgoztak ki a saját kutatási céljaiknak megfelelően a pontosabb számszerűsítésére, ilyenek pl. a *Landscape Development Index* (CHEN et al. 2015), vagy a *Spatial Human Footprint Index* (CORREA AYRAM et al. 2017).

A táj szerkezetét leíró komplex mutatókat mint heterogenitás (SHI et al. 2020), mintázat (HUANG X. ET. al. 2021, SHU-MING et al. 2019, WU et al. 2021, LICCARI et al. 2022), diverzitás (LEE et al. 2015, BUCEK et al. 2012, LICCARI et al. 2022, SHESTAKOV 2003), valamint az emberi befolyásoltság (WEI et al. 2022) leírását is gyakran integrálják ökológiai hálózat modellezésébe. Shi és kutatótársai 2020-as kutatása például a tájmintázat változásainak vizsgálatára és a fő befolyásoló tényezők megállapítására alapozta a hálózati modellezést. Ehhez bemeneti adatként – többek között – a domborzatot, a felszínborítást (köztük a fragmentáló utakat és települési területeket) vették figyelembe. A diverzitás-mutatók a táj változatosságát számszerűsítik, ennek egy eszköze lehet például a *Shannon-diverzitási index* (SHDI), melyet gyakran emelnek be a kutatások az eszközeik közé (LEE et al. 2015).

A legtöbb hálózat-elemzési lehetőség gráfelméleten alapul, amely során a magterületek a gráf nóduszaiként, a folyosók pedig a gráf éleiként határozhatók meg, így a hálózat matematikai modellekkel jellemezhetővé válik (HASHMI & DARABI 2022). A legegyszerűbb értelmezés alapján két nódusz akkor van összekötve, ha az euklideszi távolságuk kisebb, mint meghatározott

diszperziós távolság. A diszperziós távolság azt a maximális távolságot reprezentálja, amelyet a faj megtesz két mag-élőhely között, így az ennél nagyobb távolságra lévő foltok között a program nem is keres kapcsolatot. A tervező ezen információk segítségével határozza meg a faj számára ideális ökológiai hálózat szükséges kiterjedését (VAN LOOY et al. 2013, DE MONTIS et al. 2014, CLAUZEL et al. 2014, CHAPUT-BARDY et al. 2017). Ezt az eszközt inkább olyan esetekben célszerű alkalmazni, ahol a vizsgált faj terjedését nem vagy kevésbé befolyásolják barrierek, például, madarak, vagy szél terjesztette növényeknél.

Az ökológiai kapcsolatok, útvonalak és folyosók meghatározására leggyakrabban a „legkisebb ellenállás” elvét használják a modellezők, amely szintén gráfelméleti alapokon nyugszik (HASHMI & DARABI 2022). Ezek a számítások foltok közti kapcsolatot keresnek a „magterületek” (*cores*) vagy „forrásterületek” (*source habitats*) között egy ellenállás-térkép (*resistance raster/surface*) alapján. Lehetséges, de nem szükséges a diszperziós távolság megadása. A forrásterületek meghatározásának kritériumai általában terepi megfigyeléseken és/vagy az élőhelyfoltok tulajdonságainak vizsgálata (pl. foltméret, vegetáció) alapján történik.

Két forrásterület között ez esetben is akkor van kapcsolat, ha azok között olyan útvonal húzható az ellenállás-térkép alapján, amelynek hossza a diszperziós értéknél kisebb. Ezek után a választott térinformatikai program megjeleníti a magok közti legrövidebb, optimális útvonalat. A kapcsolatok feltárására dominánsan alkalmazott eszközök a *least-cost path* (LCP) módszer (pl.: LI et al. 2010, FENG et al. 2021, ZHAO et al. 2019, WEI et al. 2022, ROMPORTL et al. 2021), és az *Minimum Cumulative Resistance* (MCR) model (pl.: LI et al. 2021, XU et al. 2021, WU et al. 2020, SAHRAOUI et al. 2021), melyek ezen az elven működnek. A fő különbség a két modell között, hogy az LCP a legrövidebb utat keresi meg az ellenállást minimalizálva, míg az MCR elsődleges szempontja a lehető legkisebb ellenállás, hosszról függetlenül.

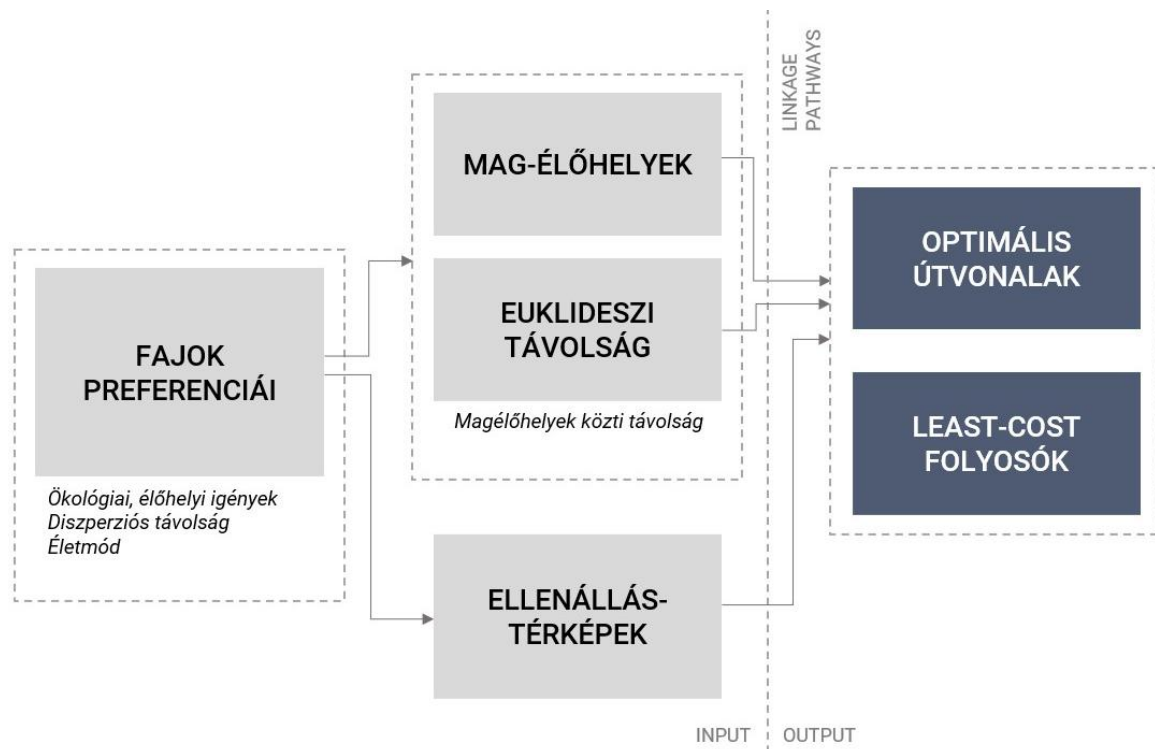
Az ArcMap szoftver Linkage Mapper kiegészítője az egyik leggyakrabban alkalmazott a *least-cost-path* eszköz, a legoptimálisabb útvonalakon kívül a területi eredményt is ad arra nézve, hogy az állat milyen valószínűséggel fogja az adott folyosót használni az útja során. A Linkage Mapper a magélőhelyek közötti legkisebb ellenállású útvonalakat (*least-cost links*) határozza meg az azok közötti távolság (Euklideszi-távolság - ED), az ellenállástérkép és a diszperziós távolságok alapján, majd ezen útvonalak szélességét, lehetséges kiterjedését is megmutatja (6. ábra).

Ezek az eszközök három fő bemeneti adatra építenek: 1) a faj diszperziós távolságára, amely az a távolság, melyet az állat két számára nem preferált élőhely között megtenni képes (opcionális), 2) a mag-élőhelyekre, melyek a faj számára legoptimálisabb élőhelyek, és 3) egy ellenállástérképre, amely azt mutatja meg, hogy az adott terület foltjai mennyire átjárhatók a faj számára. Szükséges még a forrásélőhelyek közötti Euklideszi távolság számítása is, azonban ez már a program újabb verziójában a futtatás során automatikusan létrejön.

Az ellenállás térkép azt mutatja meg számszerűsítve, hogy egy adott folt vagy cella (programtól függően) mennyire megfelelő a vizsgált fajunk élőhelyi igényeinek, illetve ez a réteg tünteti fel a barriereket is. A magterületek vagy másként forrásterületek és ellenállás-térképek meghatározásához az első lépés gyakran a faj már ismert előfordulási adatainak összegyűjtése és rendszerezése. Ezt pedig egy élőhelyalkalmassági vagy ellenástérkép készítése követ, melyhez gyakran alkalmazott térinformatikai eszközök a MaxEnt vagy az MSPA modellek. Az ellenállás-térképek és a mag-élőhelyek meghatározása többféle faktoron alapulhat, általában a felszínborítást, a domborzati viszonyokat és az antropogén tényezőket veszik figyelembe, de kiegészíthető növényzeti borítottság intenzitás elemzéssel (pl. NDVI) vagy egyéb, az adott faj számára lényeges szempontokkal. Például a hőmérsékletre érzékeny amerikai pocoknyúl esetében

a klímamodellek által előrevetített felmelegedés integrálását is elvégezték (CASTILLO et al. 2016). A kétélűek hálózat-modellezése esetében a szántóföldek öntözöttségi adatai is fontosak voltak, mivel a megfelelő talajnedvesség elengedhetetlen a kétélűek diszperziójához (HEINTZMAN & MCINTYRE 2021). Általában az ellenállástérképekhez hozzájáruló számítások, védettségek, az elégséges méret és az előfordulási adatok felhasználásával határozzák meg a magterületeket, amelyek az adott faj számára a legfontosabb kulcsélőhelyek.

A szoftver eredményrétegei, a Linkage Mapper esetében egy vektoros vonal réteg, amely a legkisebb költségű útvonalakat (*least-cost links*) tartalmazza a mag-élőhelyek között, valamint a folyosókat (*least-cost corridors*) tartalmazó raszter, amely azt mutatja, hogy az adott faj milyen valószínűséggel fogja azt a területet használni a mag-élőhelyek közötti útja során. A valószínűség az optimális útvonaltól az ellenállás-térkép értékeinek függvényében csökken. A hálózat-elemzési eszközök segítségével így az ökológiai összeköttetések kiválóan meghatározhatók, a raszteres folyosóréteg segítségével a pufferekre következtethetünk, azonban közvetlen eredményt a védőterületekre nem kapunk általuk.



6. ábra: A Linkage Mapper működési elve, bemeneti (input) és eredmény (output) rétegei (saját készítésű ábra, 2024)

Az LCP az MCR elemzések ugyanakkor csak modellezik a funkcionális konnektivitást, nem bizonyítják azt. Ezek az eszközök így inkább egy megalapozottabb, több szempontot figyelembe vevő szerkezeti konnektivitást tudnak megmutatni számunkra, míg a valós útvonalak modellezéséhez csak tapasztalati úton megszerezett megfigyelési, és tényleges mozgási adatok alapján következtethetünk.

A komplex módszertant használó kutatások általában az eszközöket kombinálják, számítások széles tárházát alkalmazzák, annak érdekében, hogy az eredmény a lehető legtöbb szempontot integrálja. A modellek, főleg a közelmúlt kutatásai esetében, egyre bonyolultabbak, több tényezőt vesznek figyelembe, ezzel objektívebb és átfogóbb eredményre törekednek. Ugyanakkor fontos

kijelenteni, hogy az adatszolgáltatás minőségétől a számítások nagyban függenek, ezért azok minőségére, összehasonlíthatóságára feltétlen törekedni kell. Lehet bármilyen széles az alkalmazott mutatók spektruma, ha eleve fals, vagy éppen elavult adatokra alapozunk.

3.7. Releváns stratégiák és koncepciók

A következőkben az EU-s és hazai releváns stratégiákat, törvényeket, programokat összegzem, melyek az ökológiai hálózattal név szerint foglalkoznak, vagy megfogalmazott céljaik, intézkedéseik által közvetetten kötődnek a témakörhöz. Az elemzett anyagokat két témakörbe rendezve ismertetem: először a biodiverzitás megőrzését célzó dokumentumokat taglalom, majd pedig az agrárpolitika és az ökológiai hálózat kapcsolatát mutatom be.

Biodiverzitás és zöldinfrastruktúra

A biológiai sokféleség védelme, megőrzése és helyreállítása ma is kiemelt célja az európai és az ezekre épülő hazai stratégiáknak egyaránt. Az EU Környezetvédelmi Cselekvési Programja (2022-2030)⁷ alapján a pénzügyi keretek a ciklus első felében 7,5%-át, majd 10%-át a biológiai sokféleséggel kapcsolatos cselekvések érvényesítésére, a szakpolitikák fejlesztésére kell fordítani. Az EU Biodiverzitás Stratégiája (2020-2030)⁸ alapján a védett területek kiterjedését növelni kell, a jogszabályok betartását pedig segíteni szükséges azért, hogy ezek a természetvédelmi eszközök érvényesülni tudjanak a gyakorlatban is. A szárazföldi és tengeri területek legalább 30%-át védelem alá kell helyezni (akár a Natura 2000 hálózat kiterjesztéseként, akár a hazai természetvédelmi rendszerek keretében), amely a szárazföldi területek esetében 4%, a tengeri területek esetében 19%-os növekedést jelent.

A releváns európai stratégiák azonban a zöld- és kékinfrastruktúra fejlesztését jelöli meg ezen célok megvalósításának elsődleges eszközeként. Egyedül az EU Biodiverzitás Stratégiája említi az ökológiai folyosók előnyeit, azonban ezek fejlesztését is a zöldinfrastruktúrára irányuló beruházások alá rendeli.

A biodiverzitás megőrzését a 2024. június 17-én elfogadott Természet-helyreállítási Törvény (*Nature Restoration Law*)⁹ is szolgálja. A törvény az élőhelyek rehabilitációját írja elő, az eddigi védelmi célú intézkedésekkel szemben. Ez alapján 2030-ig az EU területének 20%-án helyre kell állítani az élőhelyeket, melyek alatt elsősorban a Natura 2000 területeket értik, 2050-re pedig a sérült ökoszisztémák 90%-át kell rehabilitálni. Noha a Természet-helyreállítási Törvény külön nem fogalmazza meg az ökológiai hálózat fejlesztését, az ökoszisztémák működőképességének visszaállításához nemcsak az élőhelyek állapotával kell foglalkozni, hanem a kapcsolatok helyreállításával és kialakításával is.

A hazai stratégiák illeszkednek az EU-s célokhoz. A Nemzeti Biodiverzitás Stratégia (2021-2030)¹⁰ az összekapcsoltság növelésére a zöldinfrastruktúra fejlesztését szorgalmazza, a Nemzeti Környezetvédelmi Program (2026-ig)¹¹ az ökológiai hálózatot a zöldinfrastruktúra egy alrészeként értelmezi. Egyedül a Nemzeti Természetvédelmi Alapterv¹¹ fogalmaz meg a konkrétan az ökológiai hálózat fejlesztésére irányuló célokat, ám ez esetben is együtt kezelik ennek a gyakorlati megvalósítását a zöldinfrastruktúra hálózattal. Az EU Biodiverzitás Stratégiájában

⁷ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/PDF/?uri=CELEX:32022D0591&from=EN>

⁸ https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0015.02/DOC_1&format=PDF

⁹ https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/nature-restoration-law_en?prefLang=hu&etrs=hu

¹⁰ <https://www.biodiv.hu/hu/biologiai-sokfeleseg-egvezmeny/hazai-vegrehajtas/nemzeti-biodiverzitas-strategia>

¹¹ https://njt.hu/document/e2/e2b4EJR_570563-2X08424.pdf

megfogalmazott 30%-os védettségi arányt a Nemzeti Biodiverzitás Stratégia hazánkban teljesítettnek nyilvánítja az Országos Ökológiai Hálózat révén.

Ezen stratégiák értelmezései szerint az ökológiai hálózatba a zöldinfrastruktúra azon elemei tartoznak, amelyek ökológiai szempontból kulcsfontosságúak (AGRÁRMINISZTERIUM 2021). Noha definíció szerint mindkét hálózat természetes és féltermészetes (zöld növényzet vagy víz borította) élőhelyek alkotta rendszer, térben tehát a kiterjedésük nagyon hasonló, a zöldinfrastruktúra tervezésének szempontjai között kevésbé hangsúlyosak az élővilág igényei és a komplex, élőhelyek közötti kapcsolatok, melyek az ökológiai hálózat lényegét adják. Emellett a funkcionális szerkezeti egységeket (magterület-ökológiai folyosó, pufferterület, rehabilitációs terület) sem különbözteti meg egymástól. Az ökológiai hálózat, továbbá a zöldinfrastruktúrával szemben, a jelenlegi jogi környezetbe integrálva van és rendelkezik érvényes szabályozással is (lásd 4.1.1-es fejezet).

A szakpolitikák megfogalmazása alapján azonban félő, hogy ez a szemlélet végleg elvész, az ökológiai hálózat tervezése pedig teljesen beolvad a zöldinfrastruktúrát célzó fejlesztésekbe. Ezt támasztja alá az a tendencia is, hogy a közelmúltbeli európai kutatások zöme immáron a zöldinfrastruktúra tervezésével foglalkozik, míg az ökológiai hálózat modellezései háttérbe szorultak.

Mezőgazdaság és agrárpolitika

Az intenzív mezőgazdasági művelési módszerek bizonyítottan előidézői a biodiverzitás csökkenésének (NÉMETH 2017). Ennek főbb okai az élőhelyek megszűnése, az ökotonok, szegélyek, tájelemek eltűnése, a vízháztartás megváltoztatása, rovarölő- és növényvédő szerek, műtrágyák és egyéb kemikáliák használata és a monokultúrák kialakulása. Ehhez pedig az agrártámogatások rendszere nagyban hozzájárult.

Ezt a problémát a szakemberek és döntéshozók is felismerték. Ennek megfelelően az EU Biodiverzitás Stratégiája a mezőgazdasági területek 10%-ának helyreállítását, a vegyi növényvédő szerek használatának pedig felére csökkentését tűzte ki célul. Emellett a stratégia az agroökológiai módszerek támogatására megfogalmazta, hogy a mezőgazdasági területének legalább 25 %-át ökológiai gazdálkodás alá kell vonni 2030-ra.

Ezzel összhangban alakították ki a jelenleg érvényes Közös Agrár Politika (KAP 2023-2027)¹² vállaláson alapuló agroökológiai programját, valamint emellett a KAP a korábban zöldítés néven ismert önkéntes támogatási rendszerét is kötelezővé tették, ezzel növelve a terménydiverzifikációt, és elősegítve a gyepes, valamint a megőrzendő tájelemek védelmét. A KAP stratégiai környezeti hatásvizsgálata¹³ alapján azonban a területalapú támogatások ennek ellenére a megművelt területek maximalizálására sarkallják a gazdálkodókat, várhatóan továbbra is elősegítik a mezőgazdasági termelés intenzívebbé válását, amely így az ökológiai hálózat területeit károsan érinti, a működőképességét csökkenti, a biológiai sokféleség csökkenését pedig nem akadályozza meg.

1995-ben a szakemberek még pozitívan látták a KAP stratégiában akkor elinduló változtatásokat, és remélték, hogy az a táj multifunkcionalitását és a hagyományos mezőgazdasági táj megőrzését fogja majd elősegíteni (JONGMAN 1995), ám mára ezek nem hozták meg a várt eredményeket. A legutóbbi KAP ciklus sem járult hozzá a tájelemek fennmaradásához hazánkban,

¹² <https://kormany.hu/dokumentumtar/magyarorszag-kap-strategiai-terve-2023-2027>

¹³ <https://archive.palyazat.gov.hu/magyarorszag-kap-strategiai-tervnek-strategiai-krnyezeti-vizsglati-jelentse>

azonban a terménydiverzifikáció a táj mozaikosságát sikeresen növelte, ezzel változatosságot eredményezett (MÁTÉ 2024).

Összességében elmondható, hogy a KAP még mindig a monokultúrás, intenzív mezőgazdasági módoknak kedvez jobban a terület-alapú támogatásokkal, azonban ezeket a hatásokat felismerve, a jelenlegi rendszer a zöldítés kötelezővé tételével javíthat a területek ökológiai állapotán.

3.8. Szakirodalmi kutatómunka összefoglalása

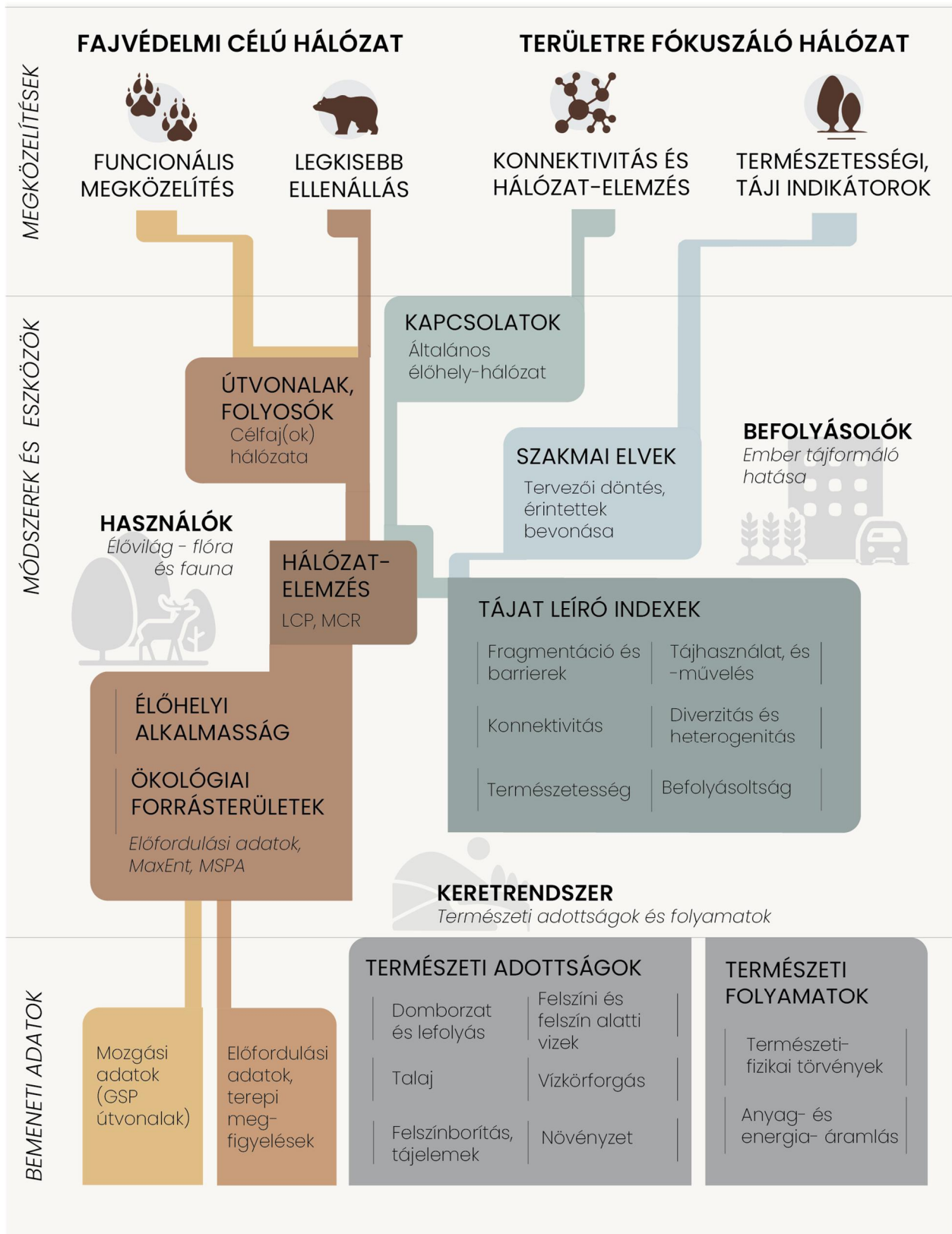
A módszerek a technikai lehetőségek bővülésével párhuzamosan fejlődtek. A rendelkezésre álló eszköztár a 2000-es évek óta jelentősen szélesedett, amely végigkövethető a megközelítések változásain is. Kezdetben még a terepi tapasztalatok és a tervezői döntések határozták meg leginkább a hálózatot, ám ez mára egyre inkább eltolódott az objektivitásra törekedő mérőszámok, indexek és modellezések felé. Legyen szó általános érvényű vagy fajspecifikus hálózatokról, a térinformatikai és statisztikai számítások uralják ma a kutatásokat, ezzel eltávolodva a jogi és területi tervezési környezetbe való illeszkedéstől.

Az országos és nemzetközi ökológiai hálózatok tervezése Európában a 2010-es évekre csaknem minden országban megvalósult és lezárult. Kutatások ezen hálózatok működőképességére a mai napig készülnek, ám ezek általában egy-egy fajspecifikus szempontot vesznek figyelembe, mintsem az általános hálózat működőképességét vizsgálnák. Kevés közelmúltbeli kutatás foglalkozik a döntéshozók és érintettek bevonásával, noha tervezők, szakemberek, politikusok és más stakeholderek együttműködése a tervezési folyamatban jelentősen segítené egy a gyakorlatban is működőképes ökológiai hálózat kialakítását (SANDSTROM et al. 2006, BATTISTI 2013, SAHRAOUI et al. 2021, ROTEM-MINDALI et al. 2024).

Az eszközök fejlődésének köszönhetően azonban a hálózatokat egyre pontosabban és többféle szempontból tudjuk modellezni. A kutatás által használt eszközök három fő tényezőhöz sorolhatók be, melyeket az ökológiai hálózat alakítótényezőiként határoztam meg. A természeti adottságok és folyamatok keretrendszer képeznek a hálózat számára, ezek azok az alapvető jellemzői a tájnak, melyeket nem, vagy csak hosszú idő vagy hatalmas költségek árán lehet megváltoztatni. Az élővilág használóként van jelen a tervezés során, hiszen a hálózat egyik elsődleges rendeltetése a fajmegőrzés és számukra az élőhelyek közötti kapcsolatok javítása. Az ember tájformáló tevékenysége alakítja a rendszert, így hatással van nemcsak a hálózatra, de a másik kettő alakítótényezőre is.

A felszínborítás adottságként jelenik meg az általam kialakított modellben, hiszen ezt elsődlegesen bemeneti adatként használják a módszerek. Azonban fontos megjegyezni, hogy a felszínborítást az ember sokkal könnyebben megváltoztatja a többi adottsághoz képest, így kissé kilóg a keretrendszer többi eleme közül. Ám az emberi befolyásoló tevékenységhez köthető eszközök elsősorban a táj értékelésére, leírására fókuszáló elemzések, melyekhez a felszínborítás elsődleges bemeneti adatként szolgál, ezért került végül a környezeti adottságok közé.

Az ökológiai hálózat definiálására négy eltérő megközelítést, irányzatot tártam fel. A négy irányzat az alkalmazott eszközök és az ökológiai hálózat célja mentén válnak ketté. Két módszer fajvédelmi célú hálózat tervezését tűzi ki célul, a másik kettő pedig általános hálózatot kíván definiálni. Az eszközök között vízválasztó az, hogy az irányzat végez -e valamilyen hálózat-elemzési módszert vagy sem. Azonban szükséges leszögezni, hogy kutatások zöme azonban nem tisztán egy megközelítést



7. ábra: Megközelítések, eszközök és feltáró tényezők kapcsolata

vesz alapul, csupán egy fő irányzat határozható meg, hiszen a rendelkezésre álló eszközöket kombinálják, gyakran több szempontot is figyelembe vesznek azért, hogy adekvátabb eredményt kapjanak.

Az alakítótényezők, eszközök és megközelítések logikai kapcsolatát a 7. ábra 8. ábra mutatja be, amely egyben összegzi a kutatási részben megismert, hálózat-feltárására fókuszáló módszerek tanulságait is.

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

A magyarországi ökológiai hálózat megújítására és az erre alkalmas módszer kidolgozásához először szükséges volt a hazai helyzetet részletes elemzése. Ehhez a hálózat területi tervezésben betöltött helyzetét mutatom be, kitérve a vonatkozó korlátozásokra és a szabályozások hatásaira, melyek a továbbiakban a hálózat fejlődését meghatározzák. A kutatási munkarészben feltárt ismeretekkel együtt a hálózat kihívásait azonosítom, mind a működőképességre, mind pedig a fejlesztési korlátokra és akadályokra kitérve.

A hazai ökológiai hálózat helyzetének feltárására a jogi kategóriaként megjelenő övezetet elemzem különböző szempontok alapján, majd az irodalmi kutatás és a vizsgálatok segítségével a hálózatot érintő koncepcionális, jogi és megvalósulási kereteket mutatom be.

Reagálva az ismertetett problémákra, ebben a fejezetben az ökológiai hálózat fejlesztésére alkalmas saját módszertant határozok meg, amely alkalmazza a kutatási munkarészben feltárt irányzatokat és széleskörű eszköztárat, adaptálva a hazai elérhető adatbázisokhoz. A módszer célja egy olyan térségi szintű, területi tervezésbe integrálható, nem fajspecifikus ökológiai hálózat kialakítása, amely visszanyúl a hálózat eredeti koncepciójához, reagálva ezzel a mai természetvédelmi, földhasználati és klímaváltozás okozta kihívásokra. A keretmódszer felépítésével párhuzamosan célozom az alkalmazott eszközök vizsgálatát, valamint a hozzájuk felhasznált adatbázisok előnyeinek és korlátjainak feltárását.

4.1. Az ökológiai hálózat jelene és jövője

A következő fejezetben az Országos Ökológiai Hálózat jelenlegi állapotát, jogi szabályozási hátterét tárom fel, majd a hálózat működési nehézségeit és kihívásait ismertetem saját elemzések segítségével. Ezek segítségével azonosítom a hazai Országos Ökológiai Hálózatot érintő nehézségeket, kihívásokat és lehetőségeket.

4.1.1. Az ökológiai hálózat a magyar területi tervezésben

Az ökológiai hálózat a területi tervezésben először a 2003-as OTTrT-ben (2003. évi XXVI. Törvény az Országos Területrendezési Tervről) jelent meg országos övezetként. A törvény alapján legalább 5 évente felül kell vizsgálni a rendezési tervet, amely 2008-ban (2008. évi L. törvény az Országos Területrendezési Tervről szóló 2003. évi XXVI. törvény módosításáról), 2013-ban (2013. évi LVI. törvény az Országos Területrendezési Tervről szóló 2003. évi XXVI. törvény módosításáról), valamint 2018-ban (2018. évi CXXXIX. törvény Magyarország és egyes kiemelt térségeinek területrendezési tervéről) történt meg. Ez utóbbi van érvényben a disszertáció készítésének időpontjában, azonban a következő már előkészítés alatt van.

A 2003-2013 között a szerkezeti egységekre bontás még nem valósult meg, egyetlen övezetként jelent meg az ökológiai hálózat. A ma használt magterület, ökológiai folyosó és puffterület övezeti szétválasztása 2008-ban és 2013-ban még a kiemelt térségi és a megyei rendezési tervek feladata volt.

Az Országos Ökológia Hálózatot (OÖH) ma a nemzeti park igazgatóságok tartják számon a saját területükön belül, a hatósági jogkörük elvétele óta a hálózatot a Megyei Kormányhivatalok módosítják, melynek véleményezésére felkérlik a nemzeti park igazgatóságokat is. Ezek a változtatások az Agrárminisztériumban futnak össze országos szinten, így a legfrissebb téradatok náluk találhatóak meg. A területrendezésben megjelenő övezeteket rendezési tervek készítésekor adatszolgáltatásként kapja meg a tervező (pl. a 2018-as OTrT esetében Lechner Tudásközpont Területi, Építészeti és Informatikai Nonprofit Kft.) az Agrárminisztériumtól. A rendezési terv készítője a kapott adatokon nem módosít, csupán megjeleníti azokat, és szabályokat, korlátozásokat fogalmaz meg rájuk. Az OÖH övezete így tervezési ciklusonként követi le a nemzeti parkok által eszközölt módosításokat.

A 2018. évi CXXXIX. törvény a következőképpen definiálja a hálózat három szerkezeti egységét:

*„**ökológiai hálózat magterületének övezete:** az OTrT-ben megállapított, kiemelt térségi és megyei területrendezési tervben alkalmazott övezet, amelybe olyan természetes vagy természetközeli élőhelyek tartoznak, amelyek az adott területre jellemző természetes élővilág fennmaradását és életkörülményeit hosszú távon biztosítani képesek, és több védett vagy közösségi jelentőségű fajnak adnak otthont;*

*„**ökológiai hálózat ökológiai folyosójának övezete:** az OTrT-ben megállapított, kiemelt térségi és megyei területrendezési tervben alkalmazott övezet, amelybe olyan területek - többnyire lineáris kiterjedésű, folytonos vagy megszakított élőhelyek, élőhelysávok, élőhelymozaikok, élőhelytöredékek, élőhelyláncolatok - tartoznak, amelyek döntő részben természetes eredetűek, és amelyek alkalmasak az ökológiai hálózathoz tartozó egyéb élőhelyek - magterületek, puffertületek - közötti biológiai kapcsolatok biztosítására;*

*„**ökológiai hálózat puffertületének övezete:** az OTrT-ben megállapított, kiemelt térségi és megyei területrendezési tervben alkalmazott övezet, amelybe olyan rendeltetésű területek tartoznak, amelyek megakadályozzák vagy mérséklék azon tevékenységek negatív hatását, amelyek a magterületek és az ökológiai folyosók állapotát kedvezőtlenül befolyásolhatják vagy rendeltetésükkel ellentétesek;”*

Ezek a definíciók a szerkezeti egységek általánosan elfogadott és használt fogalommeghatározásaival összecsengenek (lásd: 3.1.2 fejezet). Az övezeti definíciók a korábbi rendezési tervekben hasonlóan jelentek meg, tartalmukban változatlanok maradtak a bevezetésük óta.

Az övezetekre vonatkozó építési szabályok és korlátozások azonban bővültek az évek során. A 2018-as törvény tartalmazza a legtöbb megkötést, elmondható, hogy a szabályozási háttér szigorodott az első rendezési tervhez képest. Ezek az előírások azonban még ennek ellenére is csak három fő tevékenységre terjednek ki: az építkezéseket, az infrastruktúra létesítéseket és a bányászatot befolyásolják.

A jelenleg érvényben lévő törvény alapján mindhárom övezetben csak olyan területfelhasználási kategória jelölhető ki (kivéve az OTrT-ben és a kiemelt térségek terveiben meghatározott települési térségek), amely az élőhelyek állapotát és kapcsolatait nem veszélyezteti.

Az ökológiai hálózat övezeteiben a beépítést a következőképpen korlátozzák: magterület és folyosó esetében csak akkor jelölhető ki beépítésre szánt terület, ha

- 1) az OTrT vagy kiemelt térségi rendezési tervek kijelöltek már oda települési térséget,
- 2) a települést körülzárja ez a két övezet, a szabály így teljesen megakadályozná a település fejlődését, vagy
- 3) más jogszabály nem tiltja.

Pufferterület esetében még kevesebb a megkötés, beépítésre szánt terület kijelölhető, amennyiben az a természeti érdekeket nem sérti. Az építés mellett mindhárom övezetben a bányászatot is korlátozzák, valamint közlekedési és energetikai infrastrukturális hálózati elemek is csak az élőhelyek fennmaradását biztosító módon, a kapcsolatokat nem sértően helyezhetők el a törvény alapján.

Ezek alapján kijelenthető, hogy az ökológiai hálózat övezeteinek bármelyikén lehet beépítésre szánt területet kijelölni, még ha arra a törvényben korlátozások is vannak, az lehetőséget ad, ha más jogszabály (pl. egyedi jogszabállyal védett természetvédelmi terület, nádtörvény vagy erdőtörvény) nem tiltja meg az építkezést. Ha az OTrT vagy a kiemelt térségek rendezési tervei kijelölnek ott települési területet, akkor az a terület az ökológiai hálózat övezete ellenére is beépülhet.

Az OTrT jellegéből adódóan az építés felől közelíti meg a szabályozást, emiatt viszont jelenleg nincsenek benne egyéb területfelhasználásra (pl. mezőgazdasági művelés, erdőgazdálkodás stb.) vonatkozó megkötések, sem pedig konkrét hálózat-fenntartási előírások.

Az OÖH övezet területi hatálya változásainak feltárásához a hálózat területi kiterjedésének módosulásait elemeztem 2008 és 2024 között. Az övezetek változásainak elemzéséhez a következő vektoros shapefájlokat (shp) téradatokat használtam:

- 2008. évi L. törvény - 3/1. számú melléklete - Országos Ökológiai Hálózat övezete ¹⁴
- 2013. évi LVI. törvény - 3/1. számú melléklete - Országos Ökológiai Hálózat övezete ¹⁵
- 2018. évi CXXXIX. törvény - 3/1. Ökológiai hálózat magterületének övezete, a hálózat ökológiai folyosójának övezete és a hálózat pufferterületének övezete ¹⁶
- 2024. 09. 16.-ai aktuális munkaközi állapot, amely nincs törvényben rögzítve övezetként ¹⁷

A 2003-as OTrT vektoros adatállománya sajnos nem elérhető egyik illetékes intézménytől sem.

Az OÖH övezete a 2024 szeptemberi állapot alapján 33 658,8 km², amely az ország 36,2%-át fedi le. Ennek több mint a fele magterület övezetbe sorolt (1 8402,2 km², 54,7%), az ökológiai folyosók a hálózat 25,7%-át, a pufferterületek pedig 19,6%-át teszik ki.

Az országos jelentőségű, egyedi jogszabályi védelemmel rendelkező területek (nemzeti parkok, tájvédelmi körzetek és természetvédelmi területek) legnagyobbbrészt átfedésben vannak az ökológiai hálózattal. Az országos jelentőségű védettségek összesen 8491,3 km²-t tesznek ki, amelyből 8413,5 km² része az OÖH övezetének. Ezek a területi eltérések adódhatnak abból is, hogy ezen elemek határai nem mindig igazodnak telekhatárokhoz. A Natura 2000 hálózat nagyobb kiterjedésben van átfedésben az OÖH övezettel: a SAC területek (1 4443,9 km²) 99,3%-a része az

¹⁴ Rendelkezésemre bocsájtotta: Lechner Tudásközpont, az Építési és Közlekedési Minisztérium engedélyével

¹⁵ Rendelkezésemre bocsájtotta: Építési és Közlekedési Minisztérium, valamint az Agrárminisztérium

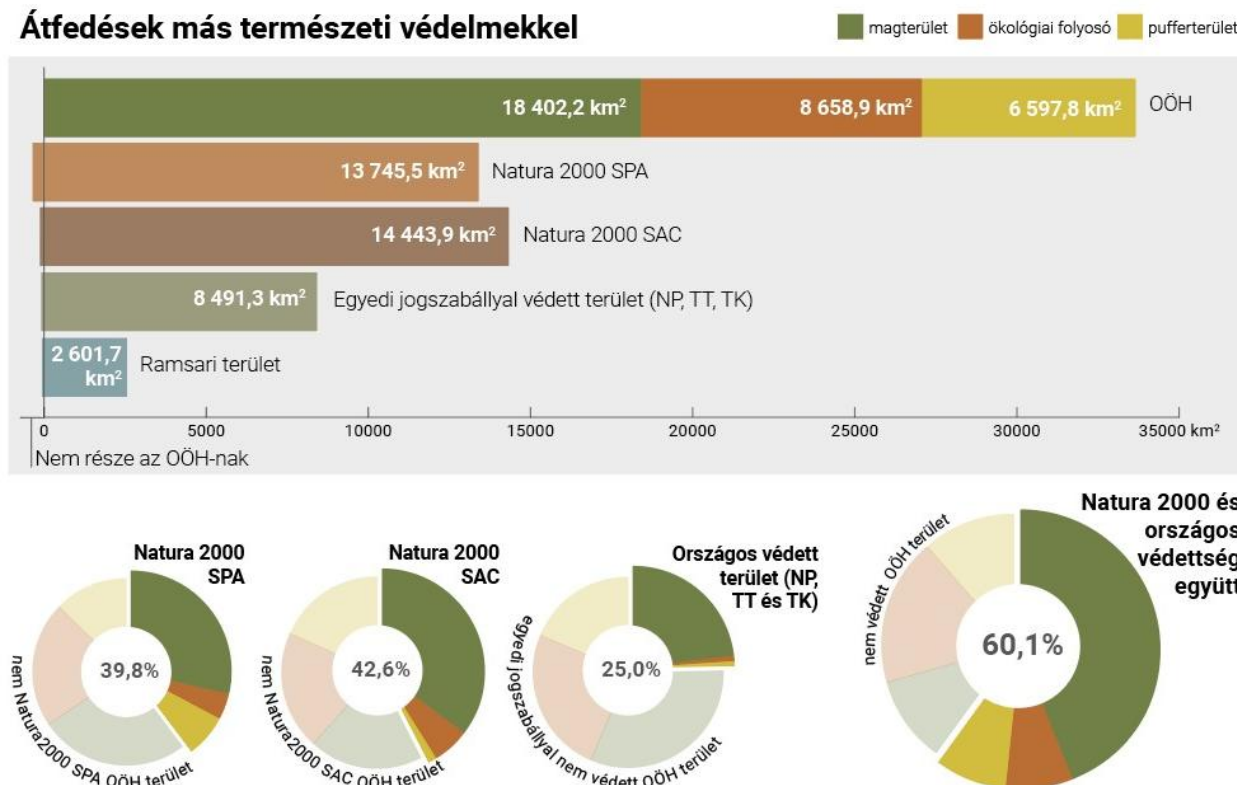
¹⁶ Rendelkezésemre bocsájtotta: Építési és Közlekedési Minisztérium

¹⁷ Rendelkezésemre bocsájtotta: Agrárminisztérium

övezetnek, míg az SPA területek (1 3745,5 km²) esetében ez az arány kissé alacsonyabb, 97,5%, amely a madárvédelmi területek kijelölésének territoriális jellegéből fakad. Az ökológiai hálózat 25%-a védett egyedi jogszabály által, és 42,6%-a része a Natura 2000 hálózatnak (8. ábra). Összesítve ezeket a védelmeket megállapítható, hogy a hálózat 39,9%-a, melynek nagyobb része ökológiai folyosó és puffer, nincs semmilyen országos vagy nemzetközi természetvédelmi oltalom alatt. Ez a magterületek 19,4%-át, az ökológiai folyosók 70,2%-át, míg a pufferterületek 57,4%-át érinti.

A mai kiterjedés és a szerkezeti egységek közötti arány 2008 óta többé-kevésbé változatlan, noha minimális bővülés megfigyelhető, hiszen 2008-ban az övezet összkiterjedése 33 470 km² volt (10. ábra). Enyhe eltolódás figyelhető meg a magterületek irányába: 2008-ban 53,2% volt az arányuk, míg a puffereké 21,5%-ra, a folyosók aránya pedig 25,7%-ra volt tehető.

Átfedések más természeti védelmekkel



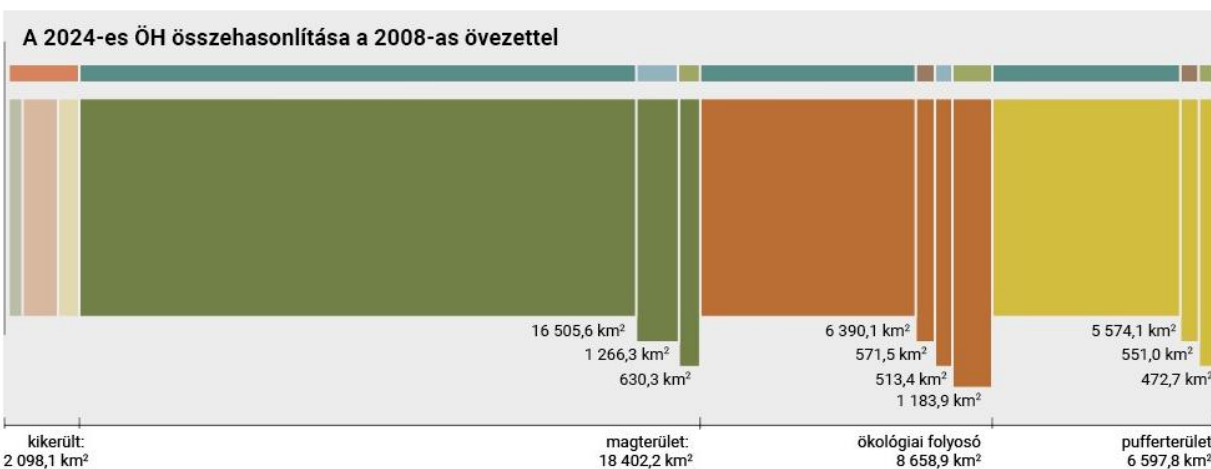
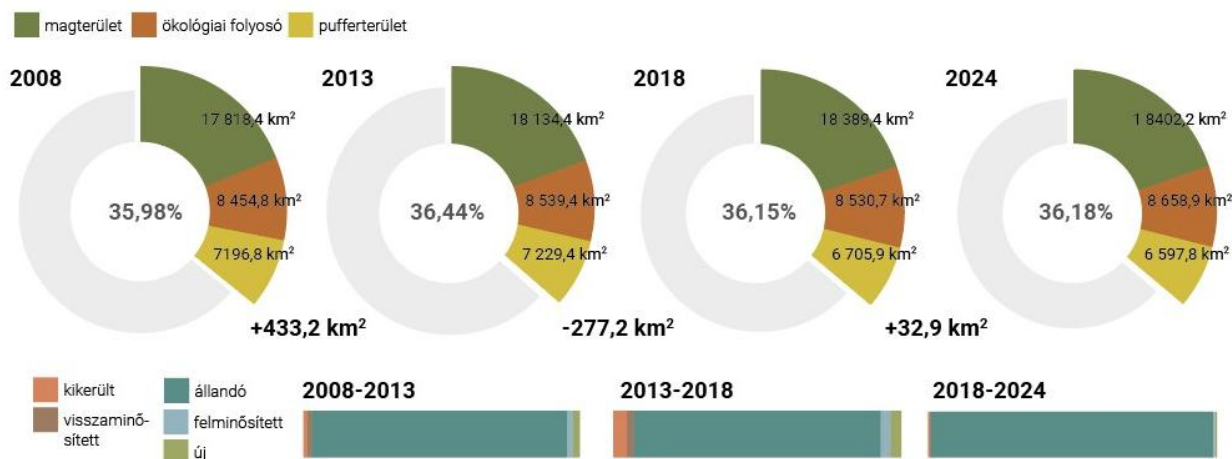
8. ábra: Az OÖH és természeti védelmek átfedései saját térinformatikai számítások alapján

Noha a hálózat összterülete a 2008-as és 2024 időtávon jelentősen nem változott, átrendeződések figyelhetőek meg (9. ábra). 2013-ban az előző időponthoz képest az összterület 433,2 km²-el növekedett, azzal együtt, hogy csaknem ugyanennyit (-453,0 km²) kivontak az övezet hatálya alól, amely a 886,1 km²-es bővülésnek köszönhető. 2018-ra azonban a hálózat kiterjedése csökkent (277,2 km²-rel) az 1323,6 km²-nyi új terület ellenére: 1600 km²-t ugyanis kivettek ezen az időtávon a hálózathoz, amely egy jelentősebb átrendeződést eredményezett. A 2018-as időállapot óta azonban minimális változtatások láthatók (+199,5 km², -166,6 km²), amelyek arányaiban nem közelítik meg a korábbi módosításokat. A két szélső időállapot közötti változás nagyjából egyensúlyban van, ez nem érte el az 1%-ot sem (0,56%-ot tesznek ki az új és kivett területek a teljes hálózathoz képest), ugyanakkor enyhe bővülést láthatunk.

A kivett területek 2008 és 2024 között 2098,1 km²-t tesznek ki, amelyhez, ha hozzáadjuk a 2013-ban és 2018-ban hozzáadott, ám 2024-re kivett területeket is, akkor összesen 2144,7 km² -t kapunk. Ennyi terület volt bármelyik időpontban része az övezetnek, ám mára ezek kikerültek a szabályozás alól.

A szerkezeti egységek közötti fel- és visszaminősítések is csak kis mértékben voltak jelen a hálózat teljes kiterjedéséhez képest, az elemzés alapján általánosan elmondható, hogy több terület került magasabb kategóriába, mint alacsonyabbba.

Az Országos Ökológiai Hálózat övezetének változásai (2008-2024)



9. ábra: Az Országos Ökológiai Hálózat övezetének változásai 2008-2024 között, saját térinformatikai elemzések alapján

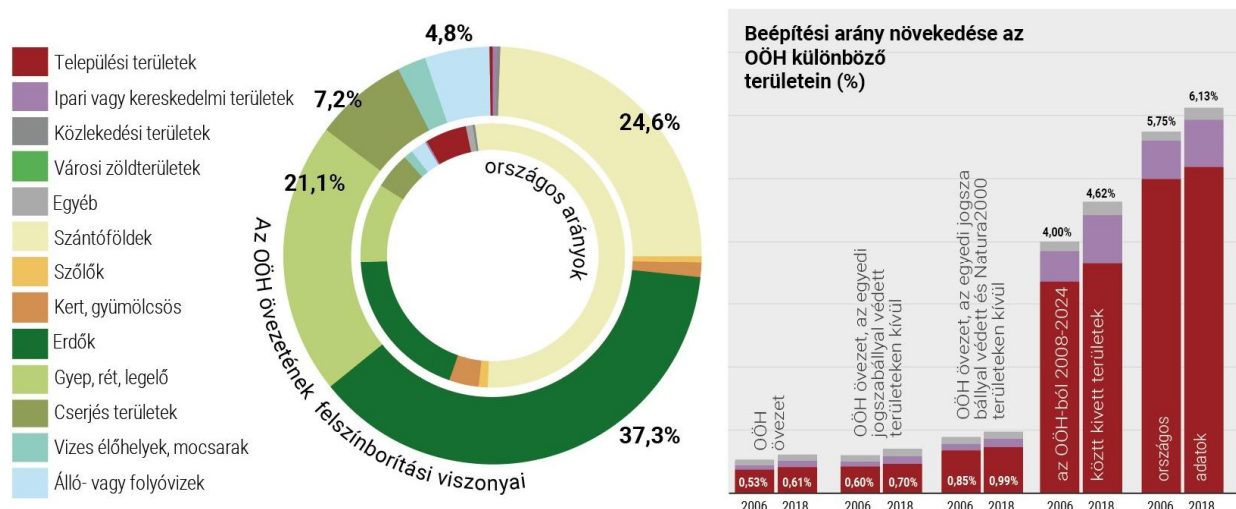
A szabályozás hatékonyságának megállapításához az eddig használt állományokat összevettem a felszínborítás változásaival két időpontban. Mivel az OÖH téradatak 2008-2024 között álltak rendelkezésemre, ezért a felszínborítást az első időponthoz legközelebbi elérhető (CLC 2006) és a jelenleg legfrissebb (CLC 2018) adattal vettem össze. A Corine felszínborítási adatok (CLC) a Copernicus honlapjáról¹⁸ elérhetők.

Az OÖH jelenlegi felszínborítási arányai jelentősen különböznek az országos arányoktól (10. ábra). A természetes vagy természetközeli felszínborítások (gyepek, erdőterületek, vizes

¹⁸ Copernicus honlapja: <https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover>

élőhelyek) dominálják a hálózat területét, és csupán negyedét teszik ki a mezőgazdasági és beépített területek. A hálózat lefedi az ország természetes élőhelyeinek kb. a háromnegyedét: a területi adatok alapján erdeink 70,3%-a része az ökológiai hálózatnak, ugyanez az arány gyepek esetében 76,1%, vizes élőhelyeknél 92,0%, míg a vízfelületek 87,2%-a tartozik az övezet hatálya alá. A művelt területek esetében ugyanakkor lényegesen alacsonyabb az OÖH jelenléte, a szántóföldek 16,5%-a, a szőlők 17,6%, a gyümölcsösök és kertek csupán 11,5%-a része a hálózatnak, noha ezek ugyanúgy jelentős növényborítottsággal bírnak és élőhelyet biztosítanak sok faj számára.

Mivel a területrendezési szabályok elsődlegesen a beépítésre fókuszálnak, ezért a beépített területek változásait néztem meg 2006 és 2018 között. Beépítettnek számítottam a településeket, az ipari és kereskedelmi, valamint a közlekedési területeket. A 2024-es OÖH övezeteinek 2006-ban 0,53%-a volt beépítve, amely 0,61%-ra emelkedett 2018-ra.



10. ábra: Az OÖH 2024-es állapotának felszínborítási adatai és beépítettségi viszonyai

Az OTrT a beépíthetőséget más jogszabályokhoz köti, ezért megvizsgáltam az ökológiai hálózat olyan területeit, amelyek nincsenek egyedi jogszabályi védelem alatt (tehát nem nemzeti parkok, tájvédelmi körzetek és természetvédelmi területek), valamint az ökológiai hálózat azon területeit is, amelyek sem az előbbi természetvédelmi oltalommal, sem pedig Natura 2000 védelemmel nem rendelkeznek (10. ábra). Az egyedi jogszabállyal nem védett ökológiai hálózati területek beépítettsége a teljes ökológiai hálózathoz hasonló képet mutatott (2006 – 0,6%, 2018 – 0,7%), míg a Natura 2000 védelemmel nem rendelkező területeknél ez az érték enyhén magasabb volt (2006 – 0,85%, 2018 – 0,99%). Az elemzés alapján megállapítható, hogy a beépíttség az ökológiai hálózaton belül nem emelkedett jelentősen a vizsgált 14 évben, függetlenül attól, hogy másféle védelemmel rendelkezett-e vagy sem. A beépíttség minden esetben jóval az országos érték (2006 – 5,75%, 2018 – 6,13%) alatt van. Ezek a területek, ahogy korábban bemutattam, zömében folyosók és pufferek, nem pedig magterületek, az enyhe eltérés ebből a különbségből is adódhat.

Ugyanezt a vizsgálatot elvégeztem az ökológiai hálózatból kivett területekre is. Az övezeti hatály alól kikerült területek drasztikusan más képet mutatnak: beépíttségük 4,0%-ról 4,6%-ra nőtt 14 év alatt, amely alacsonyabb az országos beépítettségi aránynál, viszont a növekedés üteme (+0,62%) jelentősen meghaladja az országos bővülést (+0,38%) (10. ábra). Ezek alapján az ökológiai hálózatból kivett területek 1,6-szor jobban épültek be ezen az időtávon az ország

egészéhez képest, ebből csak az iparterületek növekedési üteme pedig majdnem kétszerese a hazai országos tendenciának.

Az elemzés tehát kimutatta, hogy az OÖH övezete, a rugalmas építési szabályok ellenére is megvédte a területeket a beépítésektől, az övezet jelenléte és a rá vonatkozó korlátozások elrettentő erővel bírtak. Ugyanakkor egy másik tendencia is megfigyelhető: az új építési telkek vagy fejlesztések esetében a beépítendő területeket inkább kivették a hálózat hatálya alól, így az övezeti statisztikában azok nem jelennek meg. Az, hogy ezek a területek azért kerültek ki az ökológiai hálózatból, mert beépültek, vagy eleve a beépítés szándékával vették ki a hálózatból, az elemzés alapján nem dönthető el.

4.1.2. Problémák és kihívások azonosítása

A biodiverzitás folyamatos csökkenésével, az élőhelyek eltűnésével, a klímaváltozással és a gazdálkodás kihívásainak fokozódásával az ökológiai hálózat fejlesztése a 21. század első évtizedének egyik kulcskérdése volt. A hálózatok elméleti alapköveinek letétele (a megközelítések elkülönülése és az alkalmazandó optimális táji lépték megállapítása), valamint a hálózati rendszerek lehatárolása ekkor élte virágkorát. Azonban a 2010-es évek után ezek a kezdeményezések veszítettek lendületükből, kutatások továbbra is születtek, azonban ezek nem integrálódtak a jogszabályi közegbe és területrendezési tervekbe.

Az ökológiai hálózat koncepcióját és tervezését mára esetenként magába olvasztotta a zöldinfrastruktúra, mely fogalmak jellegükben és funkcióikban hasonlítanak: ökológiai rendszerként kezelik a természetes és fél-természetes élőhelyeket, azonban a tervezési és fenntartási szempontjaik eltérő irányból közelítenek. A zöldinfrastruktúra térnyerésével, az ökológiai hálózatot a részeként definiálásával a használókra fókuszáló rendszerszemlélet tűnik el a tervezésből. A jelenlegi hazai és nemzetközi stratégiai környezet is sajnos ezt a folyamatot segíti elő.

Ugyanakkor a zöldinfrastruktúrával kapcsolatos stratégiák, kutatások fejlődése magával vonhatja az ökológiai hálózat fejlődését és optimalizálását is, pont a két rendszer közti hasonlóságok miatt. Erre példa a hazai zöldinfrastruktúra tervezési stratégia (AGRÁRMINISZTERIUM 2021) keretdokumentuma, amely külön fejezetben foglalkozik ökológiai hálózat fejlesztéssel, az arra specifikus elemzéseket felsorakoztatva. A kutatás keretében konnektivitást és élőhelyi alkalmasságot is vizsgáltak az ökoszisztéma-szolgáltatások mellett (SZITÁR et al. 2024). Így a két rendszer és tervezési megközelítés a jövőben párhuzamosan akár egymást is segítheti, hiszen nagymértékben hasonló területekre vonatkoznak.

Az első ökológiai hálózat tervezési módszertanok kialakításánál a tervező és az érintettek, szakemberek részvételére sokkal nagyobb mértékben építettek a hálózat meghatározásában. Az országos ökológiai hálózatok még ebben az időszakban körvonalazódtak, így a legtöbb – a hazai OÖH is – egyeztetések és döntések sorával jött létre. A tervezések lezárultával viszont maga az ökológiai hálózat háttérbe szorulási miatt nem is várható, hogy a közeljövőben az új eszköztárak alkalmazásával új országos léptékű tervezési projektek, felülvizsgálatok indulnának el.

Az eszköztár bővülésével és a térinformatikai lehetőségek elterjedésével a lehatárolási módszerek a térinformaikai, tájmetriai indexek és a statisztikai modellek irányába tolódtak a tapasztalati és döntés-alapú módszerekkel szemben. A közelmúlt kutatásai ezáltal eltávolodnak a megvalósíthatóság, érvényesíthetőség szempontjaitól, nem törekednek a jogszabályi illeszkedésre, javaslataik gyakran szembe mennek alapvető gazdasági-társadalmi környezettel is. Fontos kijelenteni ugyanakkor, hogy ezen kutatásoknak a jogi illeszkedés és megvalósítás nem is célja,

inkább helyi és egyedi beavatkozásokat (pl. vadátjárók létesítése, pufferek kialakítása, kapcsolatok helyreállítása) támasztanak alá (SEDY et al. 2022, DE BOER et al. 2006), nem pedig komplett hálózati működőképességet javítanak.

Az eszközök fejlődése ellenére ezek az új módszerek sok esetben az országos hálózatokba nem tudtak integrálódni. Ennek oka részben a léptékbeli eltérések is lehetnek, hiszen ezek a kutatások táji-regionális szinten készülnek, melyek országos-nemzetközi léptékbe való átültetése, beépítése csak továbbtervezéssel és a különböző módszertanok, eredmények összefésülésével valósítható meg, a döntéshozók és más szakterületek bevonásával (FILEPNÉ KOVÁCS et al. 2021a). Emiatt inkább helyi beruházások alapjául vagy a jogszabályi hálózat működőképességének ellenőrzéseként tudnak funkcionálni a hatóságok számára, azonban a jogi hálózatok felülvizsgálatára nem mindig van igény a területi tervezők vagy éppen a jogalkotók részéről.

A hazai Országos Ökológiai Hálózat övezetének vizsgálata során is hasonló problémákkal szembesültem. A hálózat működőképességében fellelhető konfliktusok oka elsősorban a hálózat kijelölésének módszertanában keresendő.

Az ökológiai hálózatot, amelyből az OÖH övezetei születtek, a Nemzeti Parkok Igazgatóságai jelölték ki a 2000-es évek elején, minden igazgatóság a saját belátása, egyedi módszertana alapján (PATAKI 2006), általában a védett, értékes fajok előfordulásai és az élőhelyek minősége alapján. A kijelölés irányelveiről, felhasznált adatbázisairól értesülhetünk, azonban a részletes módszertana nincs publikálva, így a pontos metódusról csupán érintettekkel való beszélgetésekből lehet értesülni. A szakma képviselőinek elmondása alapján elsődlegesen természetvédelmi és ökológiai szempontokat vettek figyelembe, az élőhelyek terepi állapotára alapozva. Ezek alapján feltételezhető, hogy nem integrálnak komplex területfejlesztési, klímavédelmi, vagy éppen gazdálkodási szempontokat, valamint a hálózat- és rendszerszemlélet, táji szinten különösen, hiányzik az ökológiai hálózat kijelöléséből. Noha a hálózatot, kijelölése óta, folyamatosan módosították a Nemzeti Park Igazgatóságok a saját területükön, ezt inkább az élőhelyek állapotának megváltozása, egy értékes új faj megjelenése, vagy éppen egyéb politikai-beruházói szándék alapján módosítják. Az egységes tervezést és az egymáshoz illeszkedést is nehezíti a mai nyilvántartási rendszer is, amelyhez hozzájárul a Nemzeti Parkok hatósági jogkörének elvétele is. Országos útmutató sincs ahhoz, hogy milyen egységes szempontokat kellene figyelembe venniük a kijelölőknek, hogy legalább egy nemzeti parkon belül a hálózatok az alapjaikban megegyezzenek.

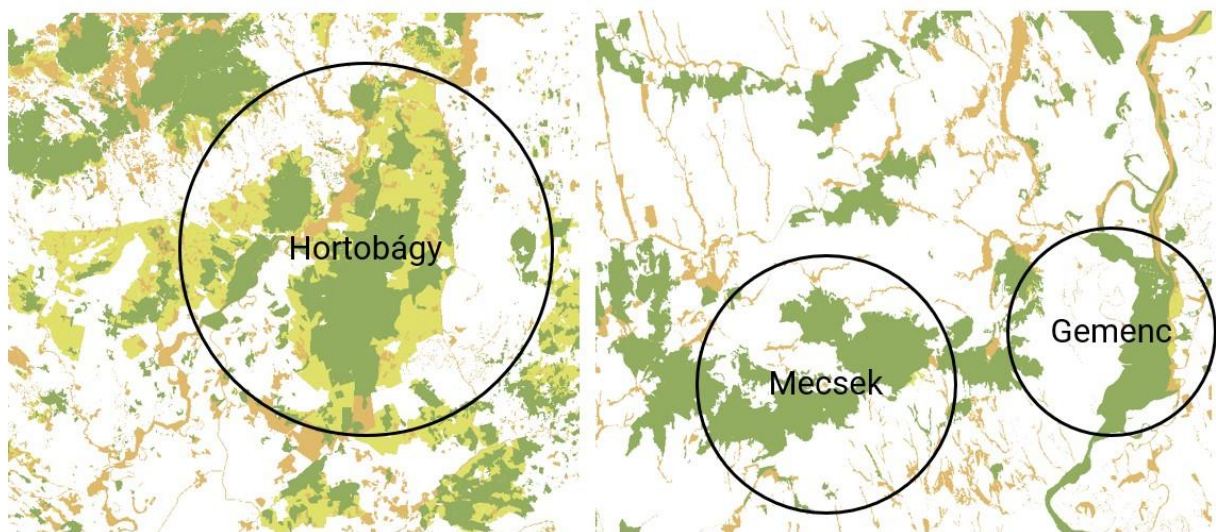
A kijelölés léptéke és módszere miatt gyakran az ökológiai hálózat a tulajdonviszonyokhoz, telekhatárokhoz sem illeszkedik, amely gátolja a hálózat működőképességének gyakorlati megvalósítását.

Fontos tisztázni, mit értünk gyakorlati megvalósítás alatt, hiszen a hálózat megfelelő módszertan szerinti kijelölése, aztán jogi integrálása csupán a működőképesség egyik feltétele, azonban nem elegendő ahhoz, hogy a hálózat valóban rendszerként tudjon funkcionálni. Ehhez az is szükséges, hogy az ökológiai hálózat területein valóban olyan gazdálkodási módokat alkalmazzanak és fejlesztéseket eszközöljenek rajtuk, melyek a rendszer működőképességét segítik. Ehhez a jogi korlátozás is egy eszköz lehet, ám a jelenlegi szabályok az építésen és bányászaton kívül nem foglalkoznak más szempontokkal.

Egy másik probléma, amely a megvalósulást gátolja, az a hálózat fenntartásának és ellenőrzésének kérdése. Míg a védett területek rendszerének és a Natura 2000 területeknek az ellenőrzése a Nemzeti Parkok alá tartozik, az ökológiai hálózat tényleges fizikai állapotát nem

kötelesek vizsgálni. Noha a hálózat egy jelentős része átfedésben van a Nemzeti Parkok Igazgatósága alá tartozó más védettségekkel, azok a területek, melyek nem élveznek más természeti oltalmat, kiesnek az ellenőrzések, állapot-felmérések, monitoringrendszerek alól. Ez alapján azok az OÖH területek, melyek nem egyedi jogszabállyal védett országos jelentőségű területek vagy Natura 2000 hálózati elemek, a hálózat legveszélyeztetettebb és legkiszolgáltatottabb részei.

A pufferek alulértékelt szerepe pedig ezen problémákon felül talán a legszembetűnőbb. Elsődleges szerepük, hogy a hálózat többi részét védjék a külső behatásokkal szemben. Az OÖH övezeten belül a pufferek területi aránya nem éri el a 20%-ot sem, amely rendszerszinten kevés ahhoz, hogy megóvja a magterületeket és folyosókat a terhelésektől. Emellett azonban ez a 20% puffer országos eloszlása aránytalanul valósult meg. Egyes Nemzeti Parkok esetében az értékes védett területek körül megfigyelhető a szükséges méretű védelmi zóna (pl. Hortobágyi Nemzeti Park), míg több ikonikus védett területünk esetében (pl. Mecsek, Vértes, Gemenc) nem vagy alig található pufferterület a magterületek körül (11. ábra). Az ökológiailag minimálisan szükséges 100 méteres védőzóna (GODFREY 2015) sincs kijelölve sok esetben. A Gemenc esetében például a nyugati rész, amely mentén egy nagy kiterjedésű, intenzív mezőgazdasági művelést végeznek az egykori ártérben, semmilyen védőzóna nem található, amely megvédhetné az értékes ártéri erdőt a szennyeződésektől és a bemosódástól. Ezt támasztja alá Pataki Zsolt 2006-os elemzésével, aki már a 2003-as Nemzeti Ökológiai Hálózatra vonatkozóan kimondta, hogy a pufferterületek egyes régiókból teljesen hiányoznak, és a magterületek csupán 29%-át övezik pufferek, ezzel pedig a védelmük nem biztosított. Ekkor kb. 6500 km²-nyi puffer volt az országban, amely a mai értékkel megegyezik.



11. ábra: A Hortobágyi NP, a Mecsek és a Gemenc pufferterületeinek összehasonlítása (térkép forrása: MaTrT 2018)

A pufferzónák eloszlásában lévő országos különbségek oka is az eltérő kijelölési módszertanokban keresendő. Néhány Nemzeti Park esetében a magterületek lehatárolásánál már eleve figyelembe vettek egy pufferzónát, azaz a magterület részeként határolták le, így az értinett puffer funkciójú területi egység saját kategóriájukban nem jelenik meg (PATAKI 2006). Azonban konkrét és naprakész vizsgálatok nélkül nem jelenthetjük ki, hogy minden olyan esetben, ahol látványos hiányt észlelünk, a felvázolt megoldást követték a kijelölés során.

Tehát a pufferterületek értéke az ökológiai hálózaton belül is alulreprezentált. Védett, ikonikus természeti területeink jelentős részénél vagy nincsenek kijelölve pufferterületek, vagy jelentős

hiányosságokat mutatnak, ez pedig veszélyezteti a magterületek stabilitását és az ökológiai hálózat funkciójának elvesztésével jár, illetve a pufferterületek egyéb pozitív hatásai sem tudnak érvényesülni.

A hazai ökológiai hálózatot a gazdasági-ipari fejlesztési lobby is negatívan befolyásolja, a beruházások akadályként tekintenek a hálózatra, a hozzá köthető építési korlátozások és természetvédelmi szempontok miatt (FILEPNÉ KOVÁCS et al. 2021a). Ezt támasztja alá az tendencia is, hogy a beépítendő területeket az övezet hatálya alól inkább kivették.

A hálózat rugalmasságát csökkenti, hogy az övezet módosítása jogalkotási folyamat, a megyei képviselőtestület vonhat be vagy vehet ki az övezet hatálya alól területeket. Egyrészt a jogszabályi jelenlét magasabb védelmet biztosít a hálózat számára (AGRÁRMINISZTERIUM 2021), ugyanakkor a tájban bekövetkező változások lekövetését és alkalmazkodás lehetőségeit is korlátok közé szorítja.

Az OÖH területeinek ideális művelését nehezíti az is, hogy a civilek, elsősorban a gazdálkodók nincsenek tájékoztatva a területük ökológiai fontosságával kapcsolatban (FILEPNÉ KOVÁCS et al. 2021a). Az adott telek tulajdoni lapjában nincs feltüntetve, hogy az az ökológiai hálózat része lenne, így néha a földtulajdonosok maguk sincsenek tisztában azzal, hogy a területük az övezetbe tartozik. Különösen igaz ez azokra a területekre, melyek más természeti védelem alá nem tartoznak. Ezeknek az elsősorban ökológiai folyosó és pufferterületek hálózati funkciójának megmaradását így semmi sem garantálja.

Az OÖH övezetének problémáiról két hazai területi tervezőt (Schumann Péter - PESTTERV Kft. és Móricz Anna) is megkérdeztem, akik megosztották velem az OÖH-val kapcsolatos tapasztalataikat. A fent bemutatott kihívások ismertetése nélkül kérdeztem a szakembereket, hogy a saját kutatási eredményeimtől független véleményeket kaphassak tőlük. Az interjú 2022 márciusában zajlott.

Az ökológiai hálózat a tervezők szerint sokat finomodott az évek során és szakmailag megalapozott ismeretekre épült. A kijelölés problémája ugyanakkor szerintük az, hogy az övezet a hálózat jelenlegi állapotát mutatja, nem jelöltek ki rehabilitálandó területeket és helyreállítandó kapcsolatokat, amelyek a hálózat fejlesztését szolgálnák.

Mindkét tervező a legnagyobb problémaként azt nevezte meg, hogy az övezet nem illeszkedik a jogi határokhoz, a településtervezési szintbe emiatt az OÖH átvétele nehézséget jelent. Átfogó problémaként jegyezték meg, hogy az ökológiai hálózat az építésügy alá van besorolva szabályozás tekintetében, nem zajlik az országban külön tájtervezés, így viszont a szabályozás is kizárólag építési szempontból közelíti meg a hálózatot. Egyet értettek abban is, hogy a vonatkozó szabályrendszert bővíteni kellene, ugyanakkor egy részletesebb szabályozás „bemerevítheti” a rendszert, az veszítene a rugalmasságából, ami az élőhelyek megfelelő fenntartását veszélyeztethetné. Schuchmann Péter véleménye szerint „*ez egy ágazaton túlmutató ügy, amelyhez az építési hatóságnak, a természetvédelemnek és a tájvédelemnek össze kell hangolódnia.*”

Az ökológiai hálózat fejlesztésének lehetőségét a vármegyei rendezési tervek egyedi övezeteiben látták (megjegyzés: az interjú készítésének időpontjában még nem volt érvényben a 2018. évi CXXXIX. törvény (Trtv) 2023 decemberi módosítása, mely szerint a vármegyei terveket az egyedi övezeteikkel együtt 2027-ben kivezetik). Móricz Anna megemlítette a térségi szintű zöldinfrastruktúra tervek nyújtotta lehetőségeket is, hiszen ez utóbbi megvalósítására nemzetközi finanszírozás érhető el.

A két szakember meglátásai alátámasztották a feltárt problémákat, ugyanakkor segítettek abban, hogy gyakorlati szempontból is betekintést nyerhessek a témába. Az ökológiai hálózatot érintő problémák rendszerszintre vezethetők vissza, megoldásukhoz a jelenlegi szisztéma teljes átalakítása, és a különböző szakágak együttműködése volna szükséges. A zöldinfrastruktúra feltörése nemcsak veszély, hanem egyben lehetőség is, hiszen az ilyen jellegű projektek az ökológiai hálózat fejlesztését segíthetik, azonban törekedni kell arra, hogy az a saját, egyedi funkcióját ne veszítse el közben.

4.2. Az ökológiai hálózat (újra-)újraértelmezése

Az ökológiai hálózatot mind mint koncepciót, mind mint területi tervezési övezetet, a mai kilátások szerint az eljelentéktelenedés fenyegeti. A jelenlegi természetvédelmi szerephez a jogi környezet nem biztosítja az ehhez szükséges eszközöket, ez vezetett ahhoz, hogy a hálózat elvesztette eredetileg neki szánt rendeltetését. Nem több egy tervi mellékletnél, amelyet nem fejlesztenek tudatosan, és a rendszerszintű működéséhez szükséges feltételek sem biztosítottak.

Ahhoz, hogy ismét működő hálózat lehessen, ki kell mozdítani a jelenlegi keretek közül, és új szerepkört rendelni hozzá, amely a definícióban megfogalmazott funkciókat sikeresebben be tudja tölteni a jelenleginél.

A holisztikus szemlélet integrálásához az első kelet-európai értelmezésekhez szeretnék visszanyúlni, melyek a polarizált tájelméletből nőttek ki magukat (BENNET & MULONGOY 2006, JONGMAN et al. 2004, MIKLÓS et al. 2019). Ezek szerint az ökológiai hálózat fő szerepe az intenzív és az extenzív tájhasználati módok egyensúlyba hozása és a fenntartható tájhasználat elősegítése. Ezt a szemléletet szükséges a mai viszonyokhoz adaptálni, a jelenlegi, természetvédelmi-szemponturnak értelmezést nem elhagyva, hanem azt bővítve. Tehát az ökológiai hálózatnak nem elsődleges szerepe a biodiverzitás és élőhelyek megőrzése, hanem az ökológiai stabilitás megőrzése, ennek megfelelően egy olyan bontásban határoz meg használati lehetőségeket, amellyel a táj működőképességének vázát tudja képezni. Ezzel nemcsak a fajokat védi, hanem a környezeti elemek állapotát és a természetes folyamatok fennmaradását is biztosítja.

A fenntartható tájhasználat beépítésével a hálózat meghaladja a természetvédelmi szerepkört, túlmutat a pusztán élőhelyi állapotra alapozó övezeti besorolásokon, és rendszerként értelmezhető lesz. Ennek a rendszernek pedig részei az ember által befolyásolt féltermészetes, sőt, még a mesterséges élőhelyek is.

A hasonló korai keleti-európai koncepciók ennek a célnak rendelik alá a funkcionális szerkezeti egységeket is, melyek esetenként a megszokott magterület, ökológiai folyosó, puffer- és rehabilitációs területek felosztásán túl egy ötödik kategóriát, ún. interakciós vagy átmeneti zónákat is alkalmaztak (BENNET & MULONGOY 2006, MIKLÓS et al. 2019). Az ökológiai hálózat holisztikus újraértelmezése nem definiálja másként az övezeteket, azok funkcióit is hasonlóképp jelöli meg. A különbség a hozzárendelt eszközökben, szabályokban és tervezési szemléletben rejlik.

Az előző fejezetben ismertetett helyzetfeltárás alapján kimondható, hogy az OÖH övezeteinek kiterjedése és arányai nem megfelelő ahhoz, hogy rendszerszinten működni tudjon a hálózat. A legnagyobb hiányosság a kapcsolatok, azaz az ökológiai folyosók és a védelmi zónák, vagyis a pufferterületek terén van, amelyek elengedhetetlenek a rendszer működéséhez. A hálózat fejlesztéséhez pedig szükség van a rehabilitációs területekre, hogy olyan új élőhelyeket tudjunk bekapcsolni a rendszerbe, melyek javítják a hálózat állapotát.

Tehát jelentős mértékű bővítésre van szükség, melynek területileg a legnagyobb része puffer. Ugyanakkor ez alatt nem az értendő, hogy ezeken a területeken a művelést meg kell szüntetni, a beépítést eltüntetni és új, természetes élőhelyet kell kialakítani. A holisztikus szemléletet integráló keretmódszer a jelenlegi tájhasználatra alapoz, így azokat nem megváltoztatni, hanem optimalizálni hivatott. Szántóföld és szántóföld között is hatalmas különbség lehet mind biodiverzitás, mind pedig anyag- és energiakörforgás szempontjából. Ehhez hozzátartozik az is, hogy esetenként, ha a területhasználat nem felel meg az adottságoknak, akkor a művelés megváltoztatására van szükség (mint rehabilitációs területek). Így mind az intenzív mezőgazdasági művelésnek és az agrárkörnyezetgazdálkodási eszközöket alkalmazó gazdaságoknak is megvan a maga helye a tájban.

Ahhoz azonban, hogy meg tudjuk állapítani, mely területeken van szükség szemléletváltásra, először a természeti adottságok elemzésére van szükség. A 80-as évek kelet-európai módszertanai is integrálták a domborzati viszonyokat, a talajtani, a vízrajzi és más környezeti adottságokat a hálózat kialakításához, melyeket egyes ökológiai hálózatok – ahogy a szlovák TSES is – ma is alkalmaz a megújítások során. Ezekre az adottságokra, melyek *keretrendszer*ként jelennek meg a hálózat szempontjából, szükséges építeni a tervezés során. Ezzel segítjük elő a környezeti elemeink állapotának megóvását (pl. talaj védelme), és nem utolsó sorban biztosítjuk a természetes anyag- és energiaáramlási folyamatokat.

Ugyanakkor az ökológiai hálózat nem tud teljes mértékben kilépni a biodiverzitás-védelmi funkció alól, hiszen ez az a szempont, amely a koncepció megvalósulásának hátszelet biztosított, és ami ma is a fennmaradását indokolja. Ennek integrálásához a *használók*, azaz az élővilág igényeit kell figyelembe venni, amelyet az átjárhatóság, a kapcsolatok és útvonalak biztosításával tudunk elérni, meghaladva a természetesség-alapú értékeléseket.

Az ember *alakító* hatását a közelmúlt módszerei hangsúlyosabban integrálják, de már a területi alapú (*site-based*) korai modellekben is megjelent. Ezek a tervezési módszerek elsősorban a fragmentáció vagy a hemeróbia szintjével foglalkoznak a hálózat tervezése során. Azonban, ha kilépünk a térképezés kereteiből, az emberi hatás más aspektusokban is megjelenik. Ismételten a szlovák példával élve, ide sorolhatjuk a jogi és fejlesztési környezetet, a területi- és településtervezést, továbbá pedig a természetvédelmi törekvéseket is. Mindezt továbbgondolva az ökológiai hálózat tervezése során az olyan társadalmi-gazdasági igényekre, mint a mezőgazdasági termelés, közlekedés vagy turisztika és rekreáció, is reagálni kell. Főleg a társadalmi, jogi aspektusok ugyan kevésbé térképezhetőek, azonban jelentőségük egyáltalán nem elhanyagolható.

Ezek azok a szempontok, amelyek a valóságba átültethetővé teszik az ökológiai hálózatot, vagy éppen gátolják azt. Azaz a hálózat tényleges megvalósulásához, ahhoz, ahogy több legyen egy térképi mellékletnél, az kell, hogy mind támogató jogi környezet alakuljon ki, valamint az is feltétlen szükséges, hogy a hálózat már a tervezés során eleve integráljon bizonyos társadalmi-gazdasági szempontokat, hogy a javasolt hálózat ne rugaszkodjon el a valóság talajától. Hiszen az nem reális, hogy települési területeket szüntetünk meg, vagy szántóterületeket sorolunk át erdővé, pusztán azért, mert az természetvédelemi szempontból kedvező volna. Az ilyen szélsőséges szemléletű fejlesztési tervek több fronton is ellenállásba ütköznek, gazdasági és politikai érdekeket sértenek, így nem fognak megvalósulni, ezzel pedig az egész tervezett rendszer működését gátolják.

A holisztikus szemléletű ökológiai hálózat tehát a szakirodalmi munkarészben bemutatott mindhárom feltáró tényezőre egyaránt épít, ezzel biztosítva a rendszer széleskörű funkcióinak működését. A hálózat tervezésére irányuló, általam készített keretmódszer figyelembe veszi mind

a természeti adottságokat, az élővilág igényeit és az ember tájalkító hatását ahhoz, hogy egy valóban működő hálózatot kaphassunk eredményül, amely megalapozza a fenntartható tájhasználatot az adott térségben.

A holisztikus szemléletű ökológiai hálózat tervezését támogató keretmódszer felállítása és eredményeinek kiértékelése képezi disszertációm második felét. Ehhez először a keretmódszer bemutatásának színteréül választott mintaterületeket mutatom be, utána pedig az alkalmazott eszközöket ismertetem.

4.3. Mintaterületek kiválasztása

A módszertan gyakorlati alkalmazásához három, adottságaiban jelentősen eltérő területet választottam. Az eltérő karakterű helyszínekre azért volt szükség, hogy az összeállított módszertant különböző jellegű térségekben alkalmazhassam, megállapítva, hogy az egyes eszközök milyen környezetben milyen eredményre vezethetnek, és mely elemzések hol preferálhatóak. Például, a fragmentáció hatása feltehetően másként jelenik meg egy erősen beépített környezetben, mint egy vidéki területen. A lejtőkategória elemzése pedig egy viszonylag sík terepen nem feltétlen járul hozzá az ökológiai hálózat tervezéséhez, míg azonban egy hegyvidéki helyszínen a meredekség befolyásolhatja a használatot. Ezért olyan eltérő területeket kerestem, amelyek lényegükben különböznek egymástól, más-más tényezők hatására alakultak azzá a tájjá, amelyet ma ismerünk.

Magyarországon, változatos adottságainknak köszönhetően, sokféle karakterű területből válogathatunk, végül azonban a választásom egy dombvidéki, egy alföldi és egy agglomerációs területre esett a modellek színteréül. A dombvidéki terület célja a domborzat hatásának vizsgálata, hiszen egy ilyen térségben az elsődleges tájalkító tényezők a felszíni viszonyok, ez határozza meg a többi faktort: a települések helyzetét, a művelés módját, a növényzetet, valamint a víz lefolyási viszonyait, az erózió irányait stb. Az agglomerációs terület esetében dominánsan az ember tájformáló hatását kívánom vizsgálni. Magyarországon nem jellemzőek az olyan hatalmas metropolisz-térségek, mint az USA-ban vagy Kínában, ahol sűrű urbánus környezetben szükséges ökológiai hálózatot modellezni, azonban mivel a szakirodalom gyakran ilyen jellegű területekkel foglalkozik, ezért indokoltnak éreztem városi környezetben is megvizsgálni az eszközök működését. Harmadikként egy alföldi, sík területet jelöltem ki, viszonylag kis szintkülönbségekkel, ahol a víz, legyen szó felszíni vagy felszín alatti vizekről, a meghatározó a természeti folyamatok szempontjából. Egy folyómenti területet kijelölve az ár lehetséges terülésével, a talajvízszint csökkenésével, a csapadékviszonyok megváltozásával eltűnő, az alkalmazkodási reakciókkal, a víz tárolásával pedig létrejövő új élőhelyek mind-mind lényegesek az ökológiai hálózat szempontjából. A természetes körforgási folyamatok megfelelő működése a klímaváltozással megtörni látszik, ezért beavatkozásra ilyen jellegű területeken mindenképp szükség van, melynek az ökológiai hálózat fejlesztése egy eszköze lehet.

A következő szempont célja olyan területek kiválasztása volt, amelyek országosan nem kiemelten természetvédelmi jelentőségűek (mint pl. a Hortobágy vagy a Balaton-Felvidék), mivel az ilyen kiemelt értékű területek beemelése jelentősen elvitte volna a tervezést a természetvédelmi irányba. Ugyanakkor szempont volt, hogy tartalmazzon jogszabályi védettséget élvező területeket, de az ne egy nagyterjedésű nemzeti park legyen, hanem kisebb léptékű tájvédelmi körzet vagy természetvédelmi terület.

Lépték tekintetében a szakirodalom által alkalmasnak megfogalmazott táji léptéket vettem figyelembe, amely a hazai közigazgatási rendszerben megyei-regionális szintnek felel meg. Ezek

alsó határának megfelelő területeket jelöltem ki, melyek így könnyebben visszacsatolhatóak a helyi lépték felé. A cél 1000-3000 km² közötti területű helyszínek kijelölése volt, ami kb. fél megyényi területnek felel meg.

Lehatároláskor kiindulásként a Kistájkataszter (DÖVÉNYI 2010) határait vettem alapul, minden esetben két-három kistájat kiválasztva. Mivel a kistájhatárok a természeti jellemzőkön alapulnak, így a mintaterületeken belül hasonló adottságokkal számolhatunk, az eredmények pedig könnyebben összehasonlíthatóak (akár mintaterületen belül, és a mintaterületek között is az alapadottságok ismeretében).

Azonban szinte azonnal kiderült, hogy a szigorúan kistájához igazodó lehatárolás nem igazodik a védett területek határaihoz, azaz a kistájhatárok keresztül vágják az egy egységként védendő területeket. Így a lehatárolásokat annak megfelelően bővíteni kellett, hogy az érintett védett élőhely teljes egészében részét képezhesse a mintaterületeknek.

A mintaterületek határait ezen szempontok alapján, végül természetes és mesterséges tájlemek (pl. utak, szegélyek, vízfolyások) mentén húztam meg. A dombvidéki mintaterületként a Mecsek északi részét és a Dunántúli-dombság találkozását választottam, alföldi területként a Közép-Tisza vidékét jelöltem ki a Hortobágytól délre, harmadikként pedig a Budapesti agglomeráció pesti oldalát választottam.

A mintaterületek bemutatása, természeti adottságaik leírása a 3. mellékletben található.

4.4. Keretmódszer és alkalmazott eszközeinek bemutatása

Az ökológiai hálózat tervezéséhez alkalmazott modellt a kutatási részben feltártak alapján alkottam meg a hálózat holisztikus szemléletű értelmezésének mentén (12. ábra).

A modell három lépésből áll: először az élőhelyek alkalmasságát vizsgálom a hálózat szempontjából, ehhez tájmetriai indexeket alkalmazva, ezt követően a lehetséges kapcsolatokat tárom fel hálózat-elemzési eszközök segítségével, végül pedig a háttérterületek feltárását végzem el, amelyek részben a pufferek zömében pedig a rehabilitációs területek megállapítását szolgálta.

Az első lépésben alkalmazott tájmetriai indexek azt a célt szolgálják, hogy az egyes foltok, tájrészletek ökológiai jelentőségét jellemezzék. A modellnek ebben a szakaszában a hagyományos értelemben vett hálózat-elemzés nem zajlik, csupán az élőhelyek folt szintű alkalmassága mutatkozik meg az eredményekkel. Emiatt neveztem ezt a lépést a **szerkezeti potenciál** feltárásának, hiszen ez a hálózatosságot, rendszerszintű kapcsolatokat közvetlenül nem vizsgálja, ugyanakkor a jelenlegi állapotot tükrözi vissza számszerűsítve, komplex mutatókkal jellemezve. Ez a lépés elsősorban az ember alakította tájszerkezethez, felszínborításhoz köthető mérőszámokat vonultat fel, amelyek az ökológiai hálózat szempontjából jelentőséggel bírnak. A foltok jellemzéséhez összesen 5 fő metrikát vizsgáltam, amelyek végül 10 alindex összesítésével jöttek létre.

Ezután, a modell második lépéseként hálózat-elemzést végeztem a területeken a least-cost path (LCP) eszköz segítségével. A **hálózat-szemlélet** integrálása az első lépés strukturális mivoltát hivatott kiegészíteni, azért, hogy a kapcsolódási irányai és lehetőségei meghatározhatók legyenek. Ezzel hozzáadva a használók szempontjait is a modellhez az élőhelyek ökológiai viszonyai mellett. Az elemzéshez területenként három célfajt választottam, melyek útvonalait és folyosóit modelleztem az LCP módszerrel.

A célfajok kiválasztásához egyedi szempontokat vettem figyelembe, amelyeket külön ismeretek. A három célfaj az ökológiai hálózat eltérő léptékeit képviseli, hogy a hálózatot a mintaterületekhez képest nagyobb (regionális) és kisebb (helyi) léptékben is feltárhassam. A hálózat-elemzés során a mintaterületek 10 km-es környezetét is figyelembe vettem, hogy a kifelé irányuló kapcsolódások is a valós helyzetet tükrözzék. A least-cost path modellek lefuttatása után a célfajok hálózatát egyedileg, majd területenként összesítve is feldolgozom, meghatározva a kulcsélőhelyeket, legfontosabb kapcsolatokat és izolált foltokat.

Harmadik lépésként pedig a fejlesztési lehetőségeket tárom fel a különböző környezeti elemek szempontjából védendő területek azonosításával. Ezek potenciális fejlesztési területekre világíthatnak rá, melyek az élőhely-rehabilitáció vagy új élőhelyek kialakításának színterei lehetnek. Az izolált foltok a rendszerbe való bekötésére, egyes foltok közti távolság csökkentésére, vagy például a pufferterületek növelésére lehetnek alkalmas területek ezek az ún. **háttérterületek**.

A három-lépcsős modellt először az előzetesen kialakított rendszer alapján futtattam le, melynek eredményeit kiértékeltem, megállapítottam a gyengepontjait és azokat a részleteket azonosítottam, ahol módosítás szükséges. Ezen tapasztalatoknak megfelelően korrigáltam a modellt, majd a már módosított módszer alapján értékeltem ki újra a térinformatikai elemzések eredményeit. A következő fejezet elsősorban a korrigált módszer során született eredményeket ismerteti. Az első futtatás tapasztalatait és a változtatások szükségének indoklását az indexek eredményei után ismertettem röviden.

A három szint térképeinek elkészítése után lehatároltam egy lehetséges ökológiai hálózatot, melyet az eredmények alapoztak meg. Ez egy javasolt hálózat, amely a három számítást összegzi és azok mentén tesz kísérletet a hálózat meghatározására. Ezt egy mintaterületen mutatom be, az Észak-Mecsekben, amely arra kíván példát szolgáltatni, hogy a modell eredményeit a gyakorlatban hogyan lehet alkalmazni a területi tervezés során. Ebben a lépésben maga a folyamat éppúgy hangsúlyos, mint az így körül határolt hálózat.

Először a szerkezeti potenciál elemzés segítségével megállapítottam a hálózat lehetséges szerkezeti elemeit, melyeket a módszerben meghatározott négy kategóriába soroltam be: magterület, ökológiai folyosó, pufferterületek, valamint az interakciós zónák mintájára létrehoztam egy másodlagos pufferzónát is, ahová jellemzően az alacsonyabb értékű, művelt területek kerülnek. Miután kialakult a hálózat alapstruktúrája a kezdetleges övezeti besorolásokkal, figyelembe vettem a hálózat-elemzés eredményeit, amely az egyes foltok funkciójának meghatározásában volt segítségemre. Végül pedig a védelmi zónák segítségével további puffereket és fejlesztési területeket is meg tudtam határozni.



12. ábra: Az ökológiai hálózat tervezését támogató keretmódszer felépítése

4.4.1. Felhasznált adatbázisok és téradatok

A legfontosabb adatbázis, amelyre a módszer épít, az egy akkurátus felszínborítási vagy élőhelytérkép. Hazánkban a teljes országra két adatbázis jöhet szóba ebben a léptékben: a vektoros Corine Land Cover (CLC) és az arra épülő raszteres Nemzeti Ökoszisztéma Alaptérkép (NÖSZTÉP) (AGRÁRMINISZTERIUM 2019). Egyéb adatok is rendelkezésre állhatnak (pl. Global Landcover), azonban ezek felbontása és részletessége elmarad a fent említett két adatbázisétól, vagy az Urban Atlas, ami nem terjed ki az egész ország területére, az NHRL pedig a 10 m-es pontosságával túlrészletes volna.

A módszertan megalkotásakor az első dilemma a CLC és a NÖSZTÉP használata közötti döntés volt. A CLC adatbázis 1990 és 2018 között áll rendelkezésünkre a disszertáció készítésének időpontjában (a 2024-es adatsor még várat magára). A CLC legkisebb térképezett egysége 25 hektár, lineáris elemek esetében 100 m. Jellegét tekintve vektoros, azaz foltokként állnak rendelkezésünkre az adatok. A NÖSZTÉP ezzel szemben raszteres, felbontása 20x20 m. A Corine 2018-as felméréseken alapul, a NÖSZTÉP 2019-es megjelenés szerint, de annál korábbi, 2015-2017-es adatokon alapszik.

Kategóriáikat tekintve a NÖSZTÉP részletesebb a megkülönböztetett élőhelytípusokat tekintve (pl. nemcsak lombhullató, vegyes és tűlevelű erdőket különböztet meg, hanem azon belül is differenciál a fajkészlet alapján, továbbá a faültetvényeket is elkülöníti), ugyanakkor nem ez volt a döntő tényező a választás során, hiszen a számításokhoz a legtöbb kategória összevonásra került. Ugyanakkor a 25 ha feletti területű városi parkokat a CORINE elkülöníti, míg a NÖSZTÉP valós felszínborításként csupán városi környezetben megjelenő zöldterületeket állapít meg.

A NÖSZTÉP jelentős előnye a Corine-nal szemben, hogy a vonalas elemek is megjelennek pixelszerűen rajta, legyen szó kisvízfolyásokról, utakról és az őket kísérő fás vagy fátlan növényzetről. Ez utóbbi tájelemek jelentősége kiemelkedő, ha ökológiai hálózat tervezéséről van szó, emiatt ez döntő szempont volt a bemeneti felszínborítási adatbázis kiválasztásánál.

Felbontását tekintve tehát a CLC elnagyolt a területek méretéhez képest, nem jeleníti meg az utakat és fasorokat, erdősávokat, a NÖSZTÉP viszont túlzottan részletes képet mutat a 20x20 méteres felbontással. Az ideális adatbázis a kettő közötti lépték lett volna, 1-10 hektáros MMU-val (*minimum mapping unit*), vektorosan, azonban ez nem áll rendelkezésre, így végül a részletesebb adatok alkalmazása mellett döntöttem. Ez jelentősen megnövelte az indexek számításának idejét és gépigényét, valamint egyéb hátrányokkal is járt, melyeket a módszer során kompenzálni kellett (lásd később). Ugyanakkor ezen anomáliák kezelése után a NÖSZTÉP kifejezetten jó input adatnak minősült, az eredmények pedig minden esetben megfelelően tükrözték az indíttatásukat, így végül a raszteres bemenet alkalmazása nem jelentett problémát.

A NÖSZTÉP részletes élőhelyi kategóriáit a domináns jelleg alapján összevontam (jellemzően másodlagos szinten, de voltak kivételek), az új elkülönített kategóriákat és az alá tartozó kódokat a következő táblázat szemlélteti:

1. táblázat: A NÖSZTÉP kategóriáinak összevonása

| Felszínborítás | NÖSZTÉP kódok |
|--|--|
| Épületek | 1110, 1120 |
| Közlekedési terület | 1210, 1220, 1230 |
| Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek | 1310 |
| Zöldfelületek mesterséges környezetben | 1410, 1420 |
| Szántóföldek | 2100 |
| Szőlők | 2210 |
| Kert, gyümölcsös | 2220, 2310, 2320 |
| Idegenhonos fajok dominálta erdők, faültetvények | 2230, 4401, 4402, 4403, 4404 |
| Száraz gyepek | 3110, 3120, 3310, 3320, 3400 |
| Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek | 3200 |
| Szegélyek és átmeneti élőhelyek | 3500, 4501, 4502, 4600 |
| Erdők | 4101, 4102, 4103, 4104, 4105, 4106, 4107, 4108, 4109, 4110, 4111, 4112 |
| Ártéri erdők | 4201, 4202, 4301, 4302, 4303, 4304, 4305, 4306, 4307, 4308, 4309, 5200 |
| Vizes élőhelyek, mocsarak | 5110, 5120 |
| Állóvizek és vízfolyások | 6100, 6200 |

A NÖSZTÉP¹⁹ képezte tehát alapját mind a tájmetriai indexek, mind pedig a least-cost path elemzések számításának. A szerkezeti potenciál elemzéshez felhasznált további adatok származtak az OpenStreetMap (OSM)²⁰ adatbázisból, ahonnan az utak nyomvonalát tudtam kinyerni, valamint az NDVI elemzéshez Landsat-8 műholdfelvételeket²¹ használtam.

Az OSM adatok a városi parkok megtalálásában is hasznomra voltak, melyeket az agglomerációs mintaterület célfajainak hálózat-elemzésekor tudtam figyelembe venni. Az OSM emellett a vízfelületeket, kisvízfolyásokat és csatornákat is kifejezetten pontosan tartalmazza így a védőterületek kiszámításához is ezt az adatbázist vettem figyelembe.

A háttérterületekhez több vízügyi adatbázist is használtam, melyet az Országos Vízügyi Főigazgatóság (OVF) biztosított számomra. A belvízveszélyeztetett területek (Pálfai-féle I-IV kategóriák), a vízminőség védelmét szolgáló ivóvízkivételek védőterületeit, valamint a MaTrT-ben is meghatározott vízminőségvédelmi terület övezetének rétegeit használtam. Ezeket az OVF részben a rendelkezésemre bocsájtotta a kutatáshoz, részben viszont nyilvánosan is elérhetőek a VGT3 mellékleteként²². Ugyaninnen a vízfolyások és állóvizek is elérhetőek, azonban ezek a csatornákat nem tartalmazzák, emiatt döntöttem végül az OSM adatok használata mellett. Továbbá a lejtőkategória-elemzést az erózióveszélyeztetett területek megállapításához SRTM DEM²³ modelljén alkalmaztam, amely felbontása 30 x 30 m.

4.4.2. Szerkezeti potenciál index

Az alkalmazott indexek mérését jellegüktől függően foltszinten vagy rácsháló segítségével végeztem (2. táblázat). Az előbbi mutatók alapegységei vektorosak és az indexek értéke foltszinten

¹⁹ letöltve: <http://alapterkep.termeszem.hu/>

²⁰ letöltve: <https://download.geofabrik.de/europe/hungary.html>

²¹ letöltve: <https://earthexplorer.usgs.gov/>

²² letöltve: <https://vizeink.hu/vizgyujto-gazdalkodasi-terv-2019-2021/vgt3-elfogadott/#up01>

²³ letöltve: <https://www.earthdata.nasa.gov/data/instruments/srtm>

kerül meghatározásra, ahogy azt a tájmetriai számítások során is alkalmazni szokták. Több esetben is raszteres bemeneti adatra kellett építeni, így a foltszerű mutatók számítása során vektorizálni kellett a rasztert, hogy az eredmények vektorosak legyenek. A vektorizálás során a 4-connectedness beállítást alkalmaztam a QGIS programban.

Azokat a mutatókat, melyek folt szinten egyáltalán nem, vagy nehezen értelmezhetőek, egy rácsháló segítségével számszerűsítettem. Itt 200x200 m-es vektoros rácshálót húztam a területre, melynek cellái vették fel az adott index értékét. A végül alkalmazott 4 hektáros egységek méretét több szempont figyelembevételével állapítottam meg. Egyrészt a raszteres bemeneti adatok (gondolva itt főleg a felszínborításra, amely a NÖSZTÉP adatbázisból származik) 20x20 m-es felbontásúak. Emiatt a cellaméretnek 20-al oszthatónak kellett lennie, a rácsháló készítésekor pedig figyelni kellett, hogy az a NÖSZTÉP-hez igazodjon, azért, hogy a cellahatárok pixeleket ne vágjanak el. Másrészt, a 4 hektáros cellák így kellő mennyiségű adatot (100 pixel) tudnak tartalmazni ahhoz, hogy következtetéseket tudjunk levonni az olyan komplexebb mutatók mint pl. a diverzitás esetében. Így kisebb rácsháló alkalmazásának nincs értelme, hiszen egy cella nem rendelkezik elegendő adattal a számításokhoz. A nagyobb cellaméret eredményei azonban nem lennének elég részletesek egy ilyen léptékű ökológiai hálózat tervezéséhez, mivel túlságosan is nagy kiterjedéssel bírna az egész terület méretéhez képest, így a folt szerű, vektoros eredményekkel sem lenne összehasonlítható.

2. táblázat: Alkalmazott indexek, alindexek és értékelési egységeik

| Súlyozás | Index | Súlyozás | Alindex | Értékelési egység |
|----------|-------------------------------------|----------|-------------------------|-------------------|
| 0,2 | Diverzitás | 0,5 | Shannon-diverzitás | cella |
| | | 0,25 | Foltszám | cella |
| | | 0,25 | Folt típusok száma | cella |
| 0,2 | Stabilitás | 1 | Magterület/összterület | folt |
| 0,2 | Természetesség | 0,75 | Élőhely természetessége | cella |
| | | 0,25 | NDVI | cella |
| 0,2 | Fragmentáció (negatív előjellel) | 0,5 | Utak sűrűsége | cella |
| | | 0,5 | Feldarabolódás | cella |
| 0,2 | Konnektivitás | 0,33 | F | folt |
| | | 0,33 | BC | folt |
| | | 0,33 | IF | folt |

Az indexeket a számítás után normalizáltam egy 0-10-es skálán az összehadhatóság végett. Tehát az adott index maximális értéke az átszámítás után 10-et vett fel. Ezt a módszert alkalmazta egy német tájlesztítikát elemző kutatás (HERMES & ALBERT & HAAREN 2018), ahol szintén jelentős mennyiségű, hasonló jellegű indexeket összesítettek, és így a súlyozásukhoz az eredeti mérőszám nagyságrendjét külön nem kellett figyelembe venni, ezzel egyszerűsítve a folyamatot.

Minden terület esetében a normalizálás külön történt meg, így a végső értékek területek között nem ugyanazt jelentik (azaz a pl. a 4,6-os útsűrűségi érték nem ugyanazt a km/km²-es értéket jelenti az Észak-Mecsek és a Pesti-síkság területek esetében). Ugyanakkor a normalizálás előtti értékek is megtartásra kerültek, melyek már objektíven összehasonlíthatóak a területek között is.

Fragmentáció

Az ökológiai hálózat tervezésekor a *fragmentáció* mérése gyakran jelen van a módszerekben. A fragmentációt sokféleképpen számszerűsíthetjük, leggyakrabban azonban az utak és más barrierek sűrűségeként adják meg egy adott területre vetítve. Ez az alapegység sokféle nagyságú lehet, függően a vizsgált terület méretétől, a 100x100 m-es cellaméretet több kutatás is alkalmazta (pl. HEPCANA et al. 2008, LEE et al. 2015), de 30x30 m-es (YU et al. 2012) vagy ennél sokkal nagyobb alapegységek is előfordultak. Az, hogy a kutatások mely határérték felett beszélnek fragmentációról, szintén változó, de ez is területfüggő lehet. Az ökológus kutatók méréseken alapuló eredményei szerint általában a 0,6 km/km²-es sűrűséget meghaladó sűrűség már sok faj számára jelentősen megnehezíti az áthaladást (HEPCANA et al. 2008).

Az, hogy az utak típusai között tesznek -e különbséget hierarchia alapján, szintén változó, hiszen jellemzően az utak egységre eső hosszát mérik, ezen méréseknek nem is célja az, hogy beleszámítsák az út szélességét, sem a forgalmi viszonyait. Ezt kiegészítendő Lee és társai (2015) az LCP számítás ellenállás-raszteréhez használt útsűrűség mérésén felül kiemelte a gyorsforgalmi utakat, melyeket 8 sáv alatti és feletti kategóriákra osztottak. Ezek az utak 10 és 20-szoros súllyal kerültek bele az ellenállás-raszter készítésének képletébe az útsűrűséghez képest, jelentősen növelve az ellenállást ezen elemek közelében. Mivel a nagyforgalmú utak fragmentáló hatása jelentősebb az alsóbbrendű utakénál, ezért a különbségtétel, akár utólagosan is, indokolt.

Az utak hierarchiai szintjének másik végléte, a földutak, parcellák határán képződő burkolatlan utak, csapások és egyéb vonalas elemek általában nem számítottak bele a fragmentáció mérésébe. Noha ezek az elemek egyes fajok (pl. puhatestűek, rovarok, kételtűek) számára akadályt képezhetnek, hatásuk messze elmarad a burkolt utakétól. Ugyanakkor a földutak pozitív hatással is rendelkezhetnek a hálózat szempontjából: az őket kísérő hagyományos fasorok, vagy erdősávok lineáris élőhelyként szolgálhatnak, valamint több faj is kedveli ezeket a nyílt, porzó felületeket, ahol a keréknyomokban akár vizet is találhatnak (porfürdő, dagonyázás, stb.).

Az általam alkalmazott fragmentációs index mérését a fent definiált rácshálóban végeztem. Ehhez a burkolt utakat és vasutakat válogattam le az OSM állományából (*motorway, trunk, primary, secondary, tertiary, residential, service, pedestrian* és *rail* kategóriák, valamint ezek felhajtói), ezen belül egyedül az autópályákat és a gyorsforgalmi utakat különböztettem meg. Ez a két kategória a forgalom intenzitása miatt került kiemelésre, hiszen fokozott negatív hatásaik vannak a többi úttípushoz képest a zaj- és fényszennyezés terén, továbbá jelentősebb a szeparáló hatásuk a sávok miatti szélesség és a lekerítések miatt. A földutak a fenti indokok miatt nem kerültek bele a számításba.

A mérőszám két összetevőből állt össze: az egy egységre jutó burkolt utak hosszából, azaz útsűrűségéből (km/km²), valamint abból, hogy a cellát érintő utak azt hány darabra vágják (felszabdaltság). Az utak egységre eső sűrűségének kiszámítása után súlyoztam az értéket, annak függvényében, hogy a cellát érinti -e autópálya vagy gyorsforgalmi út vagy sem, így figyelembe véve azok fokozott hatását. Amennyiben igen, a sűrűség értékét megdupláztam. A 2-szeres szorzó alkalmazásával megközelítőleg olyan értéket vettem fel ezek a cellák, mint a városi szövetet érintő egységek, ahol a legnagyobb a sűrűség.

A súlyozott sűrűség és a feldarabolódás értékeket normalizálás után átlagoltam, így megkapva a fragmentáció végső mérőszámát. Az összesítésbe végül ezt az értéket negatív előjellel számítottam, hiszen ez negatívan befolyásolja a hálózati lehetőségeket.

Természetesség

A természetességi index esetében a felszínborítási térképre támaszkodtam. A kutatás során terepi felméréseket ekkora léptékben nem tudtam végezni, és az élőhelyek természetességére nem áll rendelkezésre országos adatbázis, így az elérhető adatokra kellett támaszkodnom.

Az élőhelyek foltszerű természetességi értékeit felszínborításonként a 3. táblázat tartalmazza. Ezek az értékek lettek hozzárendelve a különböző foltokhoz, majd terület-arányosan a természetességi értékek összesítve lettek a 200x200 méteres cellákban. Ez az érték nem került normalizálásra, hiszen eleve a felvehető tartománya 0-10 közötti a megadott természetességi értékek miatt.

3. táblázat: Összevont felszínborítási kategóriák természetességi értékei, becsült szegély szélességük és elkülönítésük a különböző diverzitási értékek számításához

| Felszínborítási kategória | Természetesség értéke | Szegély szélessége | SHD I | Folttípus -szám | Folt-szám |
|--|-----------------------|--------------------|-------|-----------------|-----------|
| Épületek | 0 | Nem értelmezhető | | 0 | 0 |
| Közlekedési terület | 0 | Nem értelmezhető | x | 0 | 0 |
| Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek | 0 | Nem értelmezhető | | 0 | 0 |
| Zöldfelületek mesterséges környezetben | 3 | Nem értelmezhető | x | x | x |
| Szántóföldek | 3 | Nem értelmezhető | x | x | x |
| Szőlők | 4 | Nem értelmezhető | x | x | x |
| Kert, gyümölcsös | 4 | Nem értelmezhető | x | x | x |
| Idegenhonos fajok dominálta erdők, faültetvények | 4 | 50 m | x | x | x |
| Száraz gyepek | 8 | 50 m | x | x | x |
| Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek | 9 | 50 m | x | x | x |
| Szegélyek és átmeneti élőhelyek | 6 | 25 m | x | x | x |
| Erdők | 8 | 100 m | x | x | x |
| Ártéri erdők | 9 | 150 m | x | x | x |
| Vizes élőhelyek, mocsarak | 10 | 100 m | x | x | x |
| Állóvizek és vízfolyások | 10 | 100 m | x | x | x |

A természetességi index számításának első körös módszere NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) értéket is tartalmazott, amely a növényzet intenzitását mutatja. Az index a vörös (R) és a közel infravörös (NIR) hullámhosszokból számolódik a következő képlet alapján:

$$NDVI = \frac{(NIR - R)}{(NIR + R)}$$

A kapott érték -1 és 1 közé esik, ahol 0 és 1 közötti értékek mutatják a zöld, azaz növényzettel borított területek intenzitását. A vízfelületek visszaverik a vörös és infravörös sugarakat, emiatt ezen területek NDVI értéke minden esetben 0. A számításhoz 2024-es és 2022-es Landsat 8 és 9 műholdfelvételeket használtam, területenként két időpontra: egy nyár eleji (május-június) valamint egy nyár végi (augusztus-szeptember) NDVI értékeit átlagoltam. Az NDVI értékeket egy tizedesjegy pontosságú kerekítés után cellánként összesítettem területarányosan, normalizáltam, majd ezután 1-1 arányban összevontam a természetességi értékekkel, hogy végül megkapjam a természetességi indexet. Ezeket az eredményeket is kiértékeltem, azonban a szerkezeti potenciál számításába végül nem kerültek bele.

Diverzitás

A *diverzitási indexet* az ökológiai hálózatokkal foglalkozó módszertanok által is előszeretettel alkalmazott tájmetriai mérőszámok alapján számítottam. A diverzitás mérőszámokat cellaszinten határoztam meg, hiszen ezek tájszintű mutatók, foltokra önmagukban nem értelmezhetőek. A szakirodalom kétféle mérhető aspektusát különíti el a diverzitásnak: a gazdagságot (*richness*) és az egyenletességet (*evenness*) figyelembe vevő mérőszámokat (MCGARIGAL & MARKS 1995). A gyakran alkalmazott *Shannon Diverzitás Indexet* (SHDI) a *foltszámmal* és a *folttípusok számával* egészítettem ki, ez utóbbi két mérőszám a komplex SHDI-hez képest a normalizálás után fele akkora súllyal került bele a diverzitás index összegzésébe (tehát: 50-25-25%). A három mutató közül a foltszám és a folttípuszám inkább a terület foltgazdaságát számszerűsíti, mag az SHDI kisebb mértékben integrálja azok eloszlását, területi arányát is (MCGARIGAL & MARKS 1995).

A *Shannon Diverzitás Index* az egy egységre eső folttípusok területi arányából számolódik, a következőképp:

$$SHDI = \sum p_i * \ln(p_i)$$

Ahol a p_i az egyes foltok területének aránya a vizsgált egységen belül, vagyis a rácshálón belüli folt területének és a cella területének (4 ha) hányadosa. Az SHDI a sokféleség növekedésével egyenesen arányosan nő, tehát a magasabb érték nagyobb diverzitást jelent.

A számításhoz a NÖSZTÉP-ből származtatott vektoros felszínborítási térképet használtam, melyekből az első három kategóriát (épületek, közlekedési területek, egyéb mesterséges felületek) összevontam, hiszen, ha minden egyes épületre külön foltként tekintünk, az jelentősen befolyásolja a diverzitás értékét egy fals irányba befolyásolva az eredményeket. Más kategóriák nem kerültek összevonásra. A számítás elvégzése után a megfelelő értékeket a rácshálót tartalmazó réteghez csatoltam, ahol normalizálás után a többi diverzitási mutatóval összesítettem.

A *falt- és folttípusok számának* mérésekor a mesterséges felületeket (épületek, közlekedési területek, egyéb mesterséges felületek) nem vettem figyelembe, hiszen ezek nem jelentősek élőhelyi szempontból. Ugyanakkor a települési zöldfelületek, melyek mind a parkokat, mind pedig a magánkerteket tartalmazzák, részét képezték a számításnak.

A bemeneti adatok jellegéből fakadóan a foltszám elméleti maximális értéke (ha a cella minden egyes pixele más-más értéket venne fel, és az azonos értékek nem érintkeznek) 100, míg a folttípusok száma egy cellában maximum 12 (ami megegyezik a lehetséges felszínborítási kategóriák számával). A két mutató együttes alkalmazása így árnyaltabb képet mutat a cellákban lévő foltok és azok kategóriáinak eloszlásáról.

Le kell szögezni, hogy mivel ez a három index egy eredetileg raszteres adatbázisból dolgozik, előfordul, hogy egy amúgy egybefüggő élőhelyfolt külön pixelekből áll, és így a vektorizálás után külön foltként jelenik meg. Emiatt a foltszám nem feltétlen mutatja megfelelően a valóságot, ezért volt szükség a folttípusok cellánkénti összeszámolására is. Még ha rendelkezésünkre is állna jó felbontású, ebben a léptékben használható vektoros élőhelytérkép, annak is lennének korlátai, hiszen a cellánkénti foltszám ugyanúgy torzulhat, ha a folt egy minimálisan kicsi, valóságban értelmezhetetlen része is átlóg egy másik cellába, az már megnöveli a foltszám értékét. Ez a hibalehetőség az általam alkalmazott modell során nem fordul elő, hiszen a cellák a raszter pixeleihez lettek igazítva, így egy pixel biztosan egy cellába tartozik. A kiterjedés nélküli, a rácshálóval való vágás miatt létrejött 1 vagy 2 nódusból álló „*silver polygonokat*” a számítások megkezdése előtt eltávolítottam.

Stabilitás

Stabilitást többféleképpen lehet értelmezni az ökológiai hálózat kontextusában. Beszélhetünk időbeli stabilitásról, ahol azok a foltok minősíthetők stabilabbnak, melyek régebb óta léteznek a mai formájukban és kevésbé változtak az idők során. Stabilabb foltok lehetnek azok az elemek is, melyek több összeköttetéssel rendelkeznek más élőhelyek felé, ezzel biztosítottabb a fennmaradásuk (MA et al. 2024b, QIN 2024). Stabilitást lehet fragmentáció, hemeróbia vagy éppen az élőhely minősége alapján is mérni (JIANG et al. 2024). Azonban a stabilitás gyakran valamilyen alaki vagy szomszédsági mutatóra vezethető vissza a kutatásokban (QIAO 2024), ebben a modellben is ezt a megközelítést alkalmazom.

A stabilitási index ebben az élőhelyfoltok méretét és alakját veszi figyelembe, a magterület és az összterület arányára alapozva. Minden természetes vagy féltermészetes felszínborítási kategóriához rendeltem egy szegély mérőszámot (lásd 3. táblázat), amelyet a foltból a folt belseje felé kivágtam, és az így létrejött stabil magterületet elosztottam az eredeti folt területével. Azokat a foltokat, amelyek belső területe nem haladta meg a szegélyterület kétszeresét, magterület nélkülinek tekintettem, ezért stabilitási indexük értékét 0-nak vettem.

Konnektivitás-elemzés

Az első lépés a konnektivitási mutatók számításával zárul, amely már részben a második lépés irányába mutat, azonban foltok közötti lehetséges kapcsolatokat térben itt még nem határozza meg, ezek a lehetőségek csupán számszerűsítve jelennek meg élőhely-foltonként.

A konnektivitás méréséhez különböző, gráf-elméleten alapuló tájmetriai indexeket számítottam ki, mind a területek egészére, mind pedig foltszinten értelmezve. Ehhez az első lépés az élőhelyfoltok megállapítása volt, melyekhez a 8 és afeletti természetességi értékű foltokat vettem figyelembe (lásd 3. táblázat) bemeneti réteg ez esetben a NÖSZTÉP-ből származtatott raszter réteg volt. Az elemzést az értékek valós reprezentálása miatt a mintaterületek 10 km-es környezetével együttesen végeztem el, hogy a területek szélére eső foltok értékei is reprezentatívak legyenek. Az első lépés a gráfok és a kapcsolatok létrehozása volt, melyhez csak az 1 hektár feletti területű foltokra végeztem el, ezzel eliminálva az 1-2 pixel méretű mikro-élőhelyeket. (Próbaként elvégeztem az összes élőhelyre is a gráf kialakítását, azonban így az elaprózódott foltok (pl lineáris elemek mentén, a raszteres adatbázis miatt keletkezett meg-megszakított élőhelyek) miatt a gráf nem tükrözte a valós élőhelyek rendszerét. A végén túlzottan sok él keletkezett, ezzel a gráf értelmezése is megnehezedett.

A gráfok létrehozása után a mérőszámok kiszámítása következett. A konnektivitás esetében két típusból vizsgáltam indexeket: foltszintű (lokális) és tájszintű (globális) mutatókkal is dolgoztam. A foltszintű mutatók az adott élőhelyfolt szempontjából számszerűsítik a konnektivitást, míg a tájszintű mutatók az egész területről mutatnak információt. A foltszintű mutatók közül a Graphab programban elérhető három lokális mérőszámot vettem figyelembe: a fluxust (*Flux* – F), a központiságot (*Betweenness Centrality Index* – BC) és a kölcsönhatás fluxust (*Interaction Flux* – IF). A globális indexekből a konnektivitás valószínűsége (*Probability of Connectivity* – PC). Az indexek bemutatásában az előzőekben említett források, kiegészítve STUART et al. 2023 mellékletével, valamint az alkalmazott Graphab szoftver használati útmutatója (FOLTËTE & VUIDEL & SAVARY 2021) voltak segítségemre.

A *fluxus* (F) foltszinten lebontva mutatja meg, hogy az adott elem számára mekkora a fajmozgási kapcsolatok valószínűsége, a többi folt méretével súlyozva, minden párosításra

összegezve. Minél magasabb értéket vesz fel a fluxus, a folt annál több lehetséges kapcsolatot biztosít a fajok számára. Képlete:

$$F = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1, i \neq 1}^n p_{ij}$$

ahol n az összes folt a tájban, p_{ij} pedig i és j folt közötti fajmozgások valószínűségét mutatja.

A központiság (BC) index a legrövidebb útvonalakat összegzi az adott folton keresztül, súlyozva a folt-pár területével és az interakció lehetőségével. A számítás során minden lehetséges párosítás figyelembe van véve. A BC index azt mutatja, hogy az adott folt milyen gyakran helyezkedik el a hálózat legrövidebb kapcsolatai mentén. Minél többször van ilyen helyzetben a folt, annál magasabb a BC értéke, tehát az érték megmutatja, mennyire tölt be központi szerepet az adott folt az egész gráf szempontjából. Másként megfogalmazva: a legmagasabb központisági értékkel rendelkező foltok a hálózat legfontosabb összekötő elemeiként, „hídjaiként” értelmezhetőek. A központiság index a következőképp számolódik:

$$BC_i = \sum_{i \neq j \neq k} \frac{\sigma_{jk}(i)}{\sigma_{jk}}$$

ahol σ_{jk} a legrövidebb útvonalak száma j és k foltok között, $\sigma_{jk}(i)$ pedig azon útvonalak száma ezek közül, amelyek i foltok keresztül haladnak (de i nem a végpont).

A kölcsönhatás fluxus (IF) az ökológiai kapcsolatokat számszerűsíti foltonként, míg a többi metrika a foltok térbeli elhelyezkedését is figyelembe veszi, az IF index ezzel szemben az interakciók számára és valószínűségére fókuszál. Az IF index számításának módja a következő:

$$IF_i = \sum_{j=1}^n a_i^\beta a_j^\beta p_{ij}^*$$

Ahol: a_i^β és a_j^β az i és j foltok kapacitását mutatják, β egy állandó, amely a folt egyedi súlyát mutatja a gráfban (ez esetben 1, hiszen mindegyik folt egyenrangú), p_{ij} pedig a maximális diszperziós távolság (ez esetben 1 km, lásd alább).

Az IF esetében a számításhoz szükséges valószínűségi távolság 1 km volt, amely a valószínűségi állandó (α) kiszámításához szükséges megadni. Így 1 km az a távolság, ahol az összekötöttség valószínűsége 0,5. Ezek az értékek a program készítői által eredetileg megadott beállítások, melyeken a számítások során nem változtattam.

Az indexek kiszámítása után a három mintaterület egészének konnektivitását jellemeztem a gráfok és a globális metrikák segítségével. A foltszintű mutatókat a korábbiaknak megfelelően normalizáltam és összeadtam, hogy az adott foltok konnektivitásban betöltött szerepét komplex mód összegezzem, a végén pedig a többi mutatóval is összefésültem.

A gráfok modellezéséhez és a fenti metrikák számításához a Graphab szoftvert (FOLTÊTE & VUIDEL & SAVARY (2021) alkalmaztam, amely QGIS 3.40.11. ²⁴(QGIS Development Team 2024) kiegészítőként is elérhető a programhoz.

²⁴ QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.org>

4.4.3. Hálózat-elemzés

Az ökológiai hálózattal foglalkozó, használókra fókuszáló kutatások mindig az adott faj szempontjából vizsgálják az élőhelyi rendszereiket azért, hogy annak az életfeltételeit javítását és állományát megőrizték. Azok a kutatások, melyek általános érvényű hálózatot kívánnak meghatározni, ritkán használnak konkrét fajokat a tervezéshez, inkább fiktív fajcsoportokat vizsgálnak, vagy index-alapú számítások segítségével modelleznek hálózatot.

A hálózat-elemzés célja az élőhelyek közötti lehetséges meglévő és fejlesztendő kapcsolatok feltárása, amely az ökológiai hálózat szerkezetének megismerését és tervezését hivatott segíteni. A felépített keretmódszer, és így ezen belül a hálózat-elemzés célja egy általános hálózat feltárása, melyhez a választott fajok eszközök. Célfajok kiválasztására szükség van a hálózat-elemzés során, hiszen az ökológiai hálózattervezés nem arról szól, hogy minden természetes élőhelyet kössünk össze a másikkal. A konkrét fajok vizsgálata segít megismerni számunkra, hogy melyek azok az élőhelytípusok, melyek között jelenleg is vannak kapcsolatok és amelyek között érdemes további kapcsolatokat fejleszteni. Ha olyan kapcsolatokat határozunk meg, melyek a valóságban nem léteznek, akkor annak a hatása is el fog maradni a várttól, másrészt a rosszul megválasztott, erőltetett kapcsolatok az inváziós fajok, betegségek terjedését is segíthetik. Ehhez a célfajok alkalmazása egy eszköz, ezért is nem indikátorfajnak, neveztem el az elemzés tárgyául szolgáló állatfajokat.

Célfajok kiválasztásának szempontjai

A használó megválasztása nagyban befolyásolja a végkimenetelt, ezért kiemelt jelentőséggel bír, hogy mely fajt vagy fajokat jelöljük ki az elemzés tárgyaként. Klasszikusan a kutatások olyan állatokat választanak a modellezéshez, melyek vagy a táplálékláncban vagy az ökoszisztéma fennmaradása szempontjából töltenek be kulcsszerepet. Így a faj életfeltételeinek megőrzésével több fajt vagy élőhelyet is meg tudunk óvni (LINENHAN et al. 1995). Az ökológia ezeket a fajokat nevezi esernyőfajnak (*umbrella species*) (ROBERGE & ANGELSTAM 2004).

Más kutatások inkább a faj eltűnése okozta impaktra helyezik a hangsúlyt: alapkö fajok (*keystone species*) választanak, melyek eltűnése gyakorolná a legerősebb hatást a közösségre, így védelmük kiemelkedő fontosságú. Ennek megállapítására a fajok közötti interakciók vizsgálata sem elhanyagolható (tápláléklánc, szimbiózis stb.), hogy feltérképezzék, mely fajok milyen kapcsolatban, esetleg függésben állnak egymással (HARVEY et al. 2017).

Az ökológiai szerep mellett egyéb szempontokat is érdemes figyelembe venni a fajválasztás során. Az érzékeny fajok nem mindig jó választások, mert azok közösségi ismertsége alacsony (BATTISTI 2013). Ennek a gondolatnak mentén alkalmazhatunk a természetvédelmi projektek esetében is gyakran használt ún. zászlóshajó fajokat (*flagship species*), amelyek közösségfelhívó szerepe az elsődleges. Elmondható, hogy noha az esernyő fajok hatékonyabbak az adott faj élőhelyének védelme szempontjából a zászlóshajó fajoknál, azonban az utóbbiak a közösség bevonásának szempontjából lényegesebbek (ROBERGE & ANGELSTAM 2004). A zászlóshajó-esernyő fajok ezeket a pozitív tulajdonságokat ötvözik, így egy élőhely vagy terület védelmének szimbólumai lehetnek. A zászlóshajó-esernyő fajok kijelölése sokkal sikeresebb módszer az élőhelyek és fajok védelme szempontjából, mint a két másik típusé külön-külön, hiszen a pozitív természetmegőrzési tulajdonságaikat ötvözi (KALINKAT et al. 2017).

A fajspecifikus ökológiai hálózatok fejlesztései is pozitív következményekkel járnak általánosan, még ha a kezdeti indíttatásuk egy konkrét faj populációjának védelme is. Az útvonalak

feltérképezésével és egy működő hálózat kialakításával nemcsak a vizsgált faj egyedeinek helyzete, hanem az ott élő többi faj életfeltételei is javulnak.

Az irodalmi részben elemzett, módszertant is tartalmazó kutatások (1. melléklet) 65%-a alkalmazott valamilyen indikátorfajt, ezek jelentős többségben emlősfajok (összes módszer 36%-a) voltak, jellemzőek voltak azonban még a vegyes fajcsoportok is (14%). Kiemelendő még, hogy a szakirodalomban a védettségi státusz, vagy a veszélyeztetettség nem elsődleges szempont az indikátorfajok megválasztásánál (kivétel ez alól természetesen, ha a kutatás elsődleges fókusza egy veszélyeztetett faj állományának védelme).

Az célfajok kiválasztásához első lépésként a területeken előforduló, jellemző fajokat listáztam, melyhez a Natura 2000 területek adatlapjaiban felsorolt jelölőfajok, valamint a Tájvédelmi Körzetek és Természetvédelmi Területek leírásai voltak segítségemre. Az eleve jelölőfajokra szűkítés segíti a természetvédelmi szempontból nem jelentős, vagy indikátorfajnak nem alkalmas fajok kiszűrését, ezzel megkönnyítve a kiválasztási folyamatot.

A védett területenként készült fajlisták összeállítása után kiválasztottam azokat a fajokat, amelyek kettő vagy több védett területen is előfordulnak, ezzel biztosítva azt, hogy több forrásterületük (azaz bizonyítottan alkalmas élőhelyük) is legyen a mintaterületeken belül. A célnak megfelelő ökológiai hálózat modellezésére nem alkalmas fajokat (halak és puhatestűek) nem vettem figyelembe a listából. A fajokhoz ezután egy elsődleges és egy másodlagos élőhelytípust rendeltem, amelynek célja az volt, hogy a fajok által a területen jelenlévő természetes élőhelytípusok mindegyike le legyen fedve valamilyen faj preferenciája által.

Az alkalmas indikátorok meghatározásához ezen felül még figyelembe vettem egyéb szempontokat is, például a faj felismerhetőségét, mérhetőségét, közösségi megítélését, valamint azt, hogy létezik -e már az adott fajra monitoring vagy faj-megőrzési program, amely a modellezési és nyomon követési munkákat segítheti.

A legalkalmasabb fajok esetében (4. melléklet) diszperziós távolságot becsültem előzetesen az élőlény életmódja, mérete, térigénye alapján, amely a faj ökológiai hálózata léptékének meghatározásában volt segítségemre. Az ezek alapján szóba jöhető fajok pontos diszperziós távolságának utánanéztem az elérhető források alapján, végül pedig ezek alapján jelöltem ki a célfajokat. Ezzel a céloom az volt, hogy területenként három olyan fajt válasszak, amelyek eltérő léptékű ökológiai hálózatot tudnak reprezentálni. Egy regionális léptékű, egy táji léptékű és egy lokális célfajt jelöltem ki minden esetben.

A fejezet elején felsorolt szempontokat figyelembe véve és a szóba jöhető fajok igényeit részletesen is megvizsgálva összesen 9+2 célfaj, területenként 3 léptékben lett kiválasztva, melyek között többféle állatcsoport is képviselteti magát.

Az Észak-Mecsek esetében a regionális léptéket a fekete harkály (*Dryocopus martius*), a táji léptéket a nyugati piszedenevér (*Barbastella barbastellus*), a helyi léptéket pedig a nagy hőscincér (*Cerambyx cerdo*) és a díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) képviseli. A Közép-Tiszán a fehér gólya (*Ciconia ciconia*) reprezentálta a legnagyobb léptéket, a táji szinthez a kis örgébicset (*Lanius minor*), a lokális szinthez pedig a nagy tűzlepkét (*Lycaena dispar*) választottam. Az agglomerációs terület esetében a négy kiválasztásra kerülő faj a közönséges denevér (*Myotis myotis*), az erdei fülesbagoly (*Asio otus*), a nagy szarvasbogár (*Lucanus cervus*) és az ezüstsávós szénalepke (*Coenonympha oedippus*). A fent felsorolt fajok élőhelyi igényeit, preferenciáit és viselkedését, melyek a hálózat-elemzés input adatait képezték, az 5. mellékletben mutatom be részletesen.

Fontos leszögezni, hogy más fajok is alkalmasak lehetnek volna a hálózat-elemzéshez, akár a fenti táblázatban felsorolt fajokon kívül is. Az eltérő léptékű hálózatot megjelenítő cél faj választásának lényege, hogy több különböző szinten tudjuk a kapcsolatokat modellezni, ezzel árnyaltabb képet kaphassunk a ténylegesen használt ökológiai hálózatokról. Természetesen több faj választása még részletesebb eredményekhez vezetne, ugyanakkor az előzetes feltevéseim alapján három-három jól megválasztott faj segítségével már elégséges képet kaphatunk az ökológiai kapcsolatokról.

A hálózat-elemzés keretében a módszer első teszteléséhez tehát három fajt választottam ki mintaterületenként, helyi, táji és regionális léptékekben, amely később bővült 1-1 fajjal. Eredetileg az elsődleges és a másodlagos élőhelytípusok megállapításának célja az volt, hogy olyan fajt jelölhessek ki, amely számára a mintaterület domináns adottságai megfelelnek. Az Észak-Mecsek területen az erdőt elsődlegesen vagy másodlagosan preferáló fajok jöhettek szóba, a Közép-Tisza esetében az elsősorban gyepeket, szántókat, másodlagosan a vizes élőhelyeket egyaránt kedvelő fajokat vettem figyelembe, a csak vizekhez köthető fajokat így kizárva. A Pesti-síkság területén nem az élőhelyi preferencia volt fontos, hanem az, hogy az adott faj valamilyen mértékben alkalmazkodjon a városi környezethez, ezzel bekapcsolva a települési területeket az ökológiai hálózatba. Az így kialakult eredmények ugyanakkor két mintaterületen (az Észak-Mecsekben és a Pesti-síkságon) a gyepek és cserjések, a szegélyek jelentősége a kiválasztott fajok preferenciái miatt nem körvonalazódott, ezek az élőhelyek kimaradtak a hálózat-modellezésből. Emiatt a két területen egy-egy másik, gyepekhez és átmeneti élőhelyekhez is kötődő, helyi léptékben releváns fajjal egészítettem ki az elemzést.

A cél fajok kiválasztásának szempontjait ehhez módosítani kellett, mivel nem volt olyan alkalmas faj, amely így megfelelt a korábbi kritériumoknak. Így a mintaterület jellemző élőhelyének preferenciáját elvettem, helyette pedig azt a szempontot jelöltem ki, hogy a területen jelen lévő természetes élőhelyeket a fajok együttesen lefedjék. A korábban választott fajokon nem változtattam, hiszen ezek segítségével fontos és releváns információkat tudhattunk meg a helyi szintű kapcsolatokról, hanem a két érintett mintaterületre behoztam egy-egy új fajt: a díszes tartkalepkét és az ezüstsávós szénalepkét.

Hálózat-elemzés least-cost path módszerrel

Ahogy a kutatási munkarészben is bemutattam, a least-cost elemzéshez három bemeneti rétegre van szükség (6. ábra): 1) a magélőhelyekre vagy másként forrás-területekre, melyek között a program kapcsolatokat keres, 2) egy ellenállás-felületre, amelyek az adott faj szempontjából az átjárhatóságot számszerűsítik, és amely meghatározza az útvonalak tényleges nyomvonalát, valamint 3) arra a határértékre, amely távolság felett a program nem keres kapcsolatokat a magterületek között.

Magélőhelyekként minden esetben a cél faj számára legalkalmasabb foltokat jelöltem ki. Ugyanakkor egy minimális méretet is figyelembe vettem, amely nem feltétlen a faj preferenciáit, hanem a tervezendő hálózat léptékének megfelelő területeket vette figyelembe. Ez a regionális fajok esetében 50 ha, a táji fajok esetében 25 ha, a lokális fajok esetében pedig 10 ha volt. Erre részben a program korlátai miatt volt szükség, ugyanis minél több a forrásterület, annál inkább növekszik a futtatási idő. Ezen minimális foltméretek alkalmazásával a futtatási idő fajonként 4-24 órát vett igénybe. Másrészt viszont regionális léptékben egy 50 hektáros folt jelentősége is megkérdőjelezhető, ha a szakirodalomban (MANDER & KÜLVIK 2003) meghatározott határértéket nézzük a mezo szinthez, akkor egészen 10 km²-es minimum foltméretig emelni kellett volna a határértéket, amely alapján csupán 1-2 folt felelt volna meg a követelményeknek

területenként, ez pedig az elemzés lényegét lehetetlenítette volna el. A másik két lépték minimum foltméreteit az 50 hektáros határértékhez képest választottam meg.

A forrás-élőhelyek és az ellenállás-felületek definiálására a korábban alkalmazott, NÖSZTÉP-en alapuló vektorizált réteget használtam. Az 5. mellékletben ismertetett élőhelyi preferenciák alapján a célfajok számára a különböző felszínborítási kategóriákhoz ellenállás-értékeket rendeltem. Az ellenállás-érték 1-100-ig terjedt, ahol egy a legoptimálisabb élőhely volt (0 nem lehet, mivel a program csak pozitív számokkal képes dolgozni), 100 pedig az az élőhelytípus, amit a célfaj biztosan elkerül. A skálán 20-asával növeltem vagy csökkentettem az értékeket. Egyes fajok esetében a maximális, azaz 100-as ellenállás ki sem lett osztva, hiszen a szélesebb igényekkel rendelkező fajok számára a mesterséges élőhelyek sem jelentenek áthatolhatatlan akadályt. Egyedüli kivételt a pesti mintaterület elemzése jelentett, ahol a NÖSZTÉP adatait korrigáltam az OSM-ből származtatott zöldterületekkel, hogy el tudjam különíteni a városban növényzettel borított felületeket a parkoktól és temetőktől, ezzel pedig városon belüli forrásokként tudjam meghatározni őket a három célfaj tekintetében.

A diszperziós távolságok határértékéhez a korábban megismert adatokat vettem figyelembe, melyek alapján állítottam be a szoftver számára szükséges Euklideszi távolságokat, ezen érték felett a modellezés nem keresett kapcsolatot mag-élőhelyek között. A távolságok a foltok széleitől számítottak. Mindhárom bemeneti adatot nem csupán a lehatárolásra, hanem annak 10 km-es környezetére is elkészítettem, hogy a kapcsolatok és útvonalak reálisan modellezhetők legyenek nemcsak a területen belüli foltok között, hanem kifelé irányulva is.

A least-cost analízist az ArcMap szoftver Linkage Mapper 2.0 kiegészítőjének Linkage Pathways²⁵ eszközével végeztem (MCRAE & KAVANAGH 2011). Az inputként elkészülő Euklideszi távolságokat tartalmazó szöveges fájl elkészítéséhez a Conefor plugint használtam.

4.4.4. Védelmi zónák mint háttérterületek

A védelmi célú területek fekvése közvetetten befolyásolja az ökológiai hálózat kiterjedését. A különböző környezeti szempontból védendő elemek, a felszíni és felszín alatti vizek, a talaj, a levegő és klíma mind a keretrendszer részeként definiálhatóak, közvetlenül azonban a hálózat területi tervezésében nem szokták figyelembe venni őket. Ez alól talán egyedül a felszíni vizek kivételek, azonban az ökológiai hálózat tervezésére kutatásokban nem a vízvédelmi szempontok dominálnak, hanem ezek élőhelyi jelentősége a meghatározó. A környezeti elemek védelme azonban elengedhetetlen az ökológiai rendszer fennmaradásához, ezért a módszertanban mindenképp figyelmet szerettem volna szentelni ezeknek a védelmi zónáknak.

A levegő és a klíma védelme szempontjából jelentős területek kevéssé lehatárolhatóak, ezek megóvása inkább rendszerszinten történhet. Ezzel szemben a vizek és a talaj védelme céljából fontos területek meghatározása lehetséges, és véleményem szerint szükséges is az ökológiai folyamatok fenntartásához. Ezek a meghatározott védelmi zónák ugyanakkor nem illeszthetők bele konkrétan a hálózati koncepcióba, hiszen szempontjaik nem az élőhelyek rendszerén alapulnak, hanem teljesen más aspektusokat vesznek figyelembe a lehatároláshoz. Emiatt a védelmi zónák kevéssé fednek át módszerükben, céljukban és kiterjedésükben, gyakran léptékükben is az előzőekben bemutatott eszközökkel, ahogy az a későbbiekben is látható lesz. Így a védelmi zónák rendeltetését a hálózati koncepcióban háttérterületi funkcióként definiáltam.

²⁵ letöltve: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>

A háttérterületek a restaurációs és fejlesztési területek elsődleges színterei. Ezek azok a zónák, melyek szelíd művelése, a beépítéstől és szennyezésektől való megkímélése környezeti szempontból indokolt. Az extenzív hasznosítás ezáltal a környezet védelmét is szolgálja a hálózat fejlesztése mellett. A módszertan során három fő elemet vizsgáltam, melyeket részben meglévő adatbázisokból, részben saját számítások mentén definiáltam.

Az első a talaj védelme volt, melyhez kétféle szempontot vettem figyelembe: az eróziót és a belvizet. Mind az erózióveszélyeztetett, mind pedig a belvízzel érintett területek esetében az extenzív művelés vagy élőhely helyreállítása indokolt, hiszen itt az intenzív mezőgazdasági művelés feltételei nem adóttak. Az erózióveszélyeztetett területeket az SRTM domborzatmodell segítségével azonosítottam, melyen lejtő-kategória elemzést végeztem. A 0-12% lejtésű területek nem minősültek erózióveszélyesnek, 12-17% között erózióveszélyes, 17% felett pedig kiemelten veszélyeztetett területekről beszélhettünk. A raszteres DEM modell felbontása 30x30 méteres volt, az erózióveszélyeztetett területek meghatározásakor tehát a legkisebb foltok 900 m² kiterjedésűek. A belvív esetében szintén három kategóriát különböztettem meg a Pálfai-féle belvízveszélyeztetettségi index alapján, melyet az OVF biztosított számomra. A III-as kategória a közepesen belvízveszélyes, a IV-es kategória pedig az erősen belvízveszélyes területeket tartalmazza. Itt fontos kijelenteni, hogy a vízügyi adatok „veszélyként” azonosítják a belvizet, ugyanakkor itt nem erről van szó, a belvív csupán a nem megfelelő területhasználat miatt jelenik meg problémaként a tájban. Az ökológiai hálózat szempontjából a belvív érték, egy hely, ahol értékes élőhely jöhet létre, mivel a művelési viszonyokat viszont rontja, ezért itt a használat megváltoztatása szükséges.

A másik két fő szempont a vizek védelmére irányult. A felszíni vizek esetében a meglévő víztestek és folyóvizek köré védelmi puffereket számítottam. A kisvízfolyások esetében ez a védelmi zóna 20 m, a folyók és állóvizek esetében pedig 100 m volt. A bemeneti adatok az OVF vízfolyás adatai (VGT 3 melléklete) és az OSM vízfolyás, továbbá állóvíz adataiból álltak össze. A vizek állapotának védelmi zónái közül kettőt vizsgáltam: a VGT 3 mellékleteként elfogadott ivóvízkivételek védőterületeit, valamint a MaTrT-ben is meghatározott vízminőségvédelmi terület övezetét, melyek így a felszíni és felszín alatti vízbázisok védelmét szolgáló területeket integrálják a módszerbe.

A védelmi zónák összegzése során minden védelmi zóna ugyanolyan súllyal lett figyelembe véve, az olyan esetekben, ahol kiemelt kategóriát is definiáltam, ott a közepes kategória fele annyit nyomott a latba a kiemelthez képest (belvív és erózió esetében).

5. EREDMÉNYEK

5.1. Tájmétriei indexek és szerkezeti potenciál kiértékelése

Az indexek eredményeinek bemutatása során a normalizálás előtti értékeket ismertetem, hiszen ezek hasonlíthatóak össze egymással számszerűen a területek között. A következő fejezetben mind az alindexeket, mind pedig az összesített mérőszámok tanulságait, eredményeit összefoglalom mintaterületenként külön és azoktól elvonatkoztatva is. A hozzájuk tartozó részeredmény-térképek a 6. mellékletben találhatóak, míg az indexek térképeit a szöveg között mutatom be.

5.1.1. Fragmentációs index

A fragmentációs index az utak sűrűségéből és az általuk okozott felszabdaltságból jött létre cellánként, ahol az előbbi érték az autópályák esetében 2-szeres súlyozással lettek figyelembe véve (13. ábra).

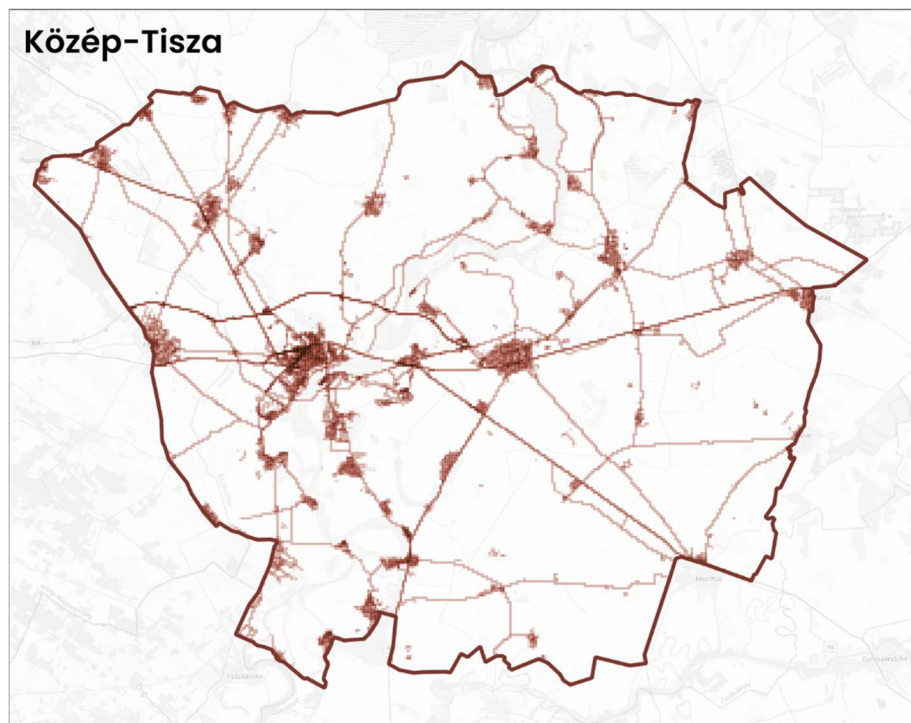
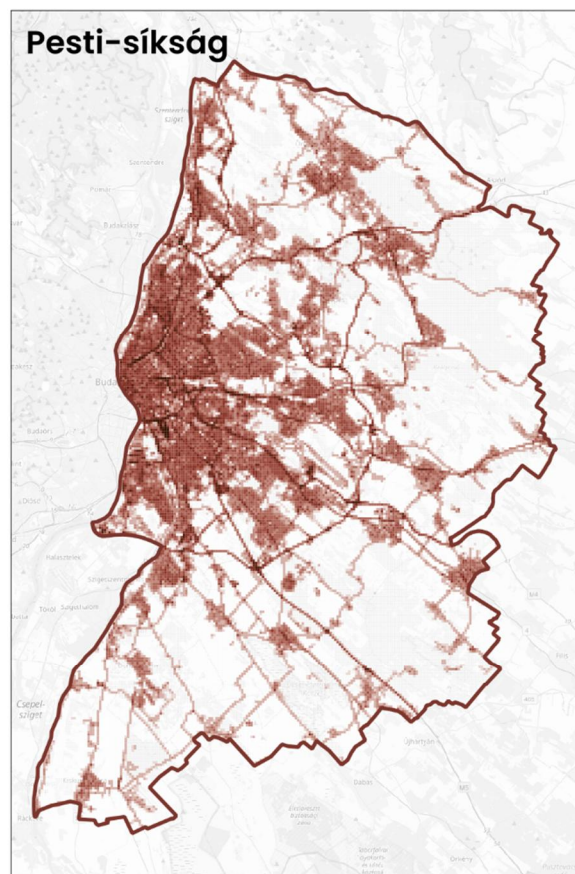
Az Észak-Mecsek esetében a legnagyobb sűrűség $1,37 \text{ km/km}^2$ volt, amely a területen egy kiugró értéknek minősül, ez a cella Dombóváron található meg. Azonban a szekszárdi és komlói városi területek is viszonylag magas értékkel rendelkeztek ($0,3\text{-}0,5 \text{ km/km}^2$). A felszabdaltság esetében is a legnagyobb értékeket (26-33 db/cella) Dombóváron, a vasútállomás közelében figyelhetjük meg, míg a többi településszöveti érték 8-12 db/cella között mozgott. A cellák 18%-a tartalmazott csupán úthálózati elemet, azaz a terület 82%-a nem érintett az utak általi fragmentáció által.

A Közép-Tiszai mintaterületen a cellák 85%-át nem érinti úthálózat, ezzel enyhén kedvezőbb a helyzete fragmentáció szempontjából a Mecseknél, amely jórészt a nagy külterületű települések eredménye. A legnagyobb útdenzitás $1,79 \text{ km/km}^2$ volt, de 9 másik cella is 1 km/km^2 feletti értéket vett fel. Az előző esethez hasonlóan itt is a szolnoki vasútállomás sűrű nyomvonalrendszere okozza a kiugró értékeket. A települések központjai átlagosan sűrűbb utcahálózattal rendelkeznek, jellemzően $0,4\text{-}0,6 \text{ km/km}^2$ közötti értékeket figyelhetünk itt meg, míg a falvak és városok külső részei ennél lazább szerkezetűek. A felszabdaltság szintén hasonló képet mutat, a vasútállomások torzító hatásától elvonatkoztatva a városszövetben az értékük 5-12 db/cella között mozog. A mecseki területhez képest a Közép-Tiszán nagyobb a szórás a településeken belül a fragmentációs értékek tekintetében.

Az agglomerációs Pesti mintaterület, jellegéből adódóan magasabb értékekkel rendelkezett mindkét mutató és így az összesített fragmentációs index tekintetében is. A legnagyobb útsűrűség $1,98 \text{ km/km}^2$ volt a Keleti Pályaudvarnál, azonban az összes főpályaudvar kiemelkedik az indexek tekintetében. A városszöveti denzitás ezeken kívül nem különbözik jelentősen a többi értékektől ($0,3\text{-}0,6 \text{ km/km}^2$), míg a kül- és elővárosi zónák kevésbé átszöttek utcákkal ($0,2\text{-}0,3 \text{ km/km}^2$). A felszabdaltsági mutató viszont a másik két területhez képest magasabb értékeket eredményezett: jellemzően a városban 20 feletti darabra osztanak az utak és utcák egy cellát. Az agglomerációs helyszín erőteljes átalakítottságát mutatja az is, hogy a cellák 41%-a tartalmaz úthálózati elemet.

Fragmentációs index

Burkolt utak sűrűségéből és feldarabolódási mértékből számítva (autópályák és gyorsforgalmi utak 2x-es súlyozással),
Cellaméret: 200x200 m



Jelmagyarázat

□ Vizsgált területek

Fragmentációs index
0,00

0,00 - 0,10

0,10 - 0,29

0,29 - 0,50

0,50 - 0,75

0,75 - 1,05

1,05 - 1,49

1,49 - 2,16

2,16 - 4,04

4,04 - 10,0



M = 1 : 650 000

0 5 10 15 20 km



13. ábra: Fragmentációs index megjelenítése a mintaterületeken

A két érték egyértelműen erősítette egymást, azaz a magas útsűrűség általában magas felszabdaltsági értékkel is járt. Ez várható volt, hiszen azonos adatbázisból készültek a mutatók. A denzitás, azaz az egy egységre jutó úthossz viszont mindhárom mintaterület esetében erőteljesebben mutatta a települések és utak hálózatát a felszabdaltságnál: a magasabb értékek több cellára terjedtek ki, a fragmentáló hatást szélesebb területen mutatta ki az elemzés. A súlyozásnak köszönhetően az autópályák erőteljes fragmentáló hatása is egyértelműen kirajzolódott. A felszabdaltság esetében minimálisan nagyobb volt a különbség a települési területek és az utak között, előbbi javára, a városok sűrűbb utcahálózata miatt. A felszabdaltság a sűrűbb és a lazább városi szövet közötti különbségeket is jobban szemléltette. A vasúti pályaudvarok, ahol több vasútvonal is húzódik egymás közvetlen közelében, a többi értékhez képest kiemelkedően erős hatással bírtak, ezzel enyhén torzítva a végső, normalizálás utáni értékeket.

A két alindex összesítéséből keletkeztetett fragmentációs index egyértelműen szemlélteti az utak és a települési területek szeparáló hatását, utóbbiak az utcák sűrűsége miatt magasabb értékkel bírnak az előbbiekhöz képest. Az autópályák a súlyozás miatt szintén erőteljesen elkülönülnek az úthálózat többi elemétől. Elmondható, hogy a legmagasabb értékeket a sűrű városi szövet, az előbb említett autópályák, valamint a vasúti pályaudvarok produkálták, ugyanakkor a módszertannak köszönhetően az úthálózat összes eleme megjelenik valamilyen szinten a térképeken.

5.1.2. Természetesség

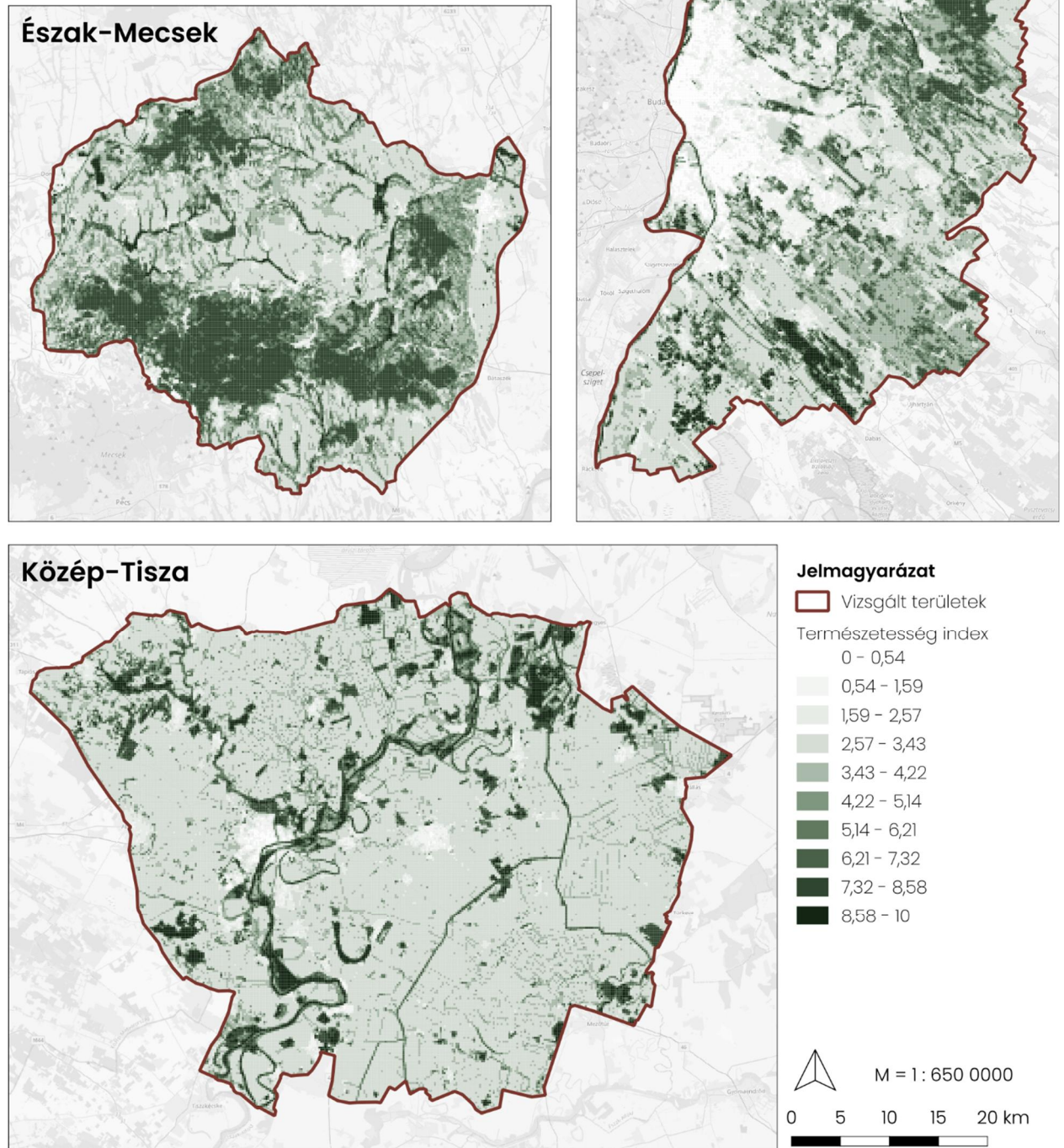
Az Észak-Mecsek esetében a legkiterjedtebb a természetes területek aránya, mivel a térség nagy részét erdő borítja, és ebből viszonylag alacsonyabb a telepített, idegenhonos erdők aránya. A domináns természetes vegetációt a honos, lombhullató erdők jelentik, melyek magas természetességi értékkel (7-10 között) rendelkeznek. A szántók szegélyei, fasorai elkülöníthetők, csakúgy mint a patakokat kísérő zöldsávok, azonban a különböző mezőgazdasági művelési módok – a bementi adatok hiánya miatt – nem meghatározhatók. A mesterséges felületek aránya viszonylag alacsony, emiatt a teljesen fehér, azaz 0 természetességű értékek kisebb arányban fordulnak elő a többi mintaterülethez képest.

A Közép-Tiszánál összességében jóval alacsonyabb értékeket látunk: a természetességi térképen a terület legnagyobb része világos, a kiterjedt szántóknak köszönhetően. A területen az amúgy magas természetességű foltok (gyepek, vizes élőhelyek) kisebb kiterjedésben, jórészt a folyó mentén találhatóak, olyan nagy kiterjedésű, egybefüggő természetes élőhelyek nem találhatóak itt, mint a Mecsekben. Ezen a területen is érzékelhető a szántókon húzódó szegélyek jelentősége, még így cellaszinten összesítve az értékeket is jelentkezik az eltérés a mezőgazdasági területekhez képest.

A harmadik mintaterület itt is az elsőhöz mutat hasonlóságokat a tekintetben, hogy az értékes élőhelyek zöme erdőfolt, melyek között vannak nagyobb kiterjedésű, egybefüggő foltok is (pl. Gödöllői-dombság), azonban a természetes élőhelyek összességében kisebbek és fragmentáltak a Mecsekhez képest. A cellaszinten való összegzés miatt a városszövet szinte teljesen egyneműnek hat: szemmel nem különíthetők el egyértelműen a parkok vagy a jelentősebb növényállománnyal rendelkező lakótelepek, azonban az értékek között enyhe eltéréseket tapasztalhatunk, amely azt

Természetesség index

NÖSZTÉP kategóriáiból osztályozva



14. ábra: Természetességi index megjelenítése a mintaterületeken

bizonyítja, hogy mégis számszerűsíthető az eltérés a különböző cellák között. A síksági részen emellett a nagyobb gyepporítottság és a vízfelületek miatt magas természetességi értékű foltokat láthatunk.

Az NDVI számítás eredményeinek kiértékelése során pozitívumok és negatívumok voltak megállapíthatók. Az NDVI sokkal több területen vett fel magas értéket a természetes foltokhoz képest, olyan felszínborítási kategóriákon is mutatva a tényleges növényzeti borítottságot, melyeken jellegükből adódóan amúgy nem várt, hogy értékes növényzettel rendelkezzenek. Ennek egyik oka, hogy az NDVI a növényfajok őshonossága vagy az élőhely típusa alapján nem tesz különbséget, ezért egy inváziós fajokat tartalmazó városi telek, vagy ökológiai szempontból kevésbé értékes faültetvények is magas értéket kaphatnak. Azonban az NDVI egyéb, részletező információkat is biztosít: általa árnyaltabb képet kapunk nem csupán a természetes élőhelyeken belül, hanem a szántóföldeken és a településszövetben is. Egyrészt az NDVI segít elkülöníteni az amúgy homogénként definiált erdőkön belül az intenzívebb, többszintű növényállománnyal bíró és a kopárabb foltokat, tisztásokat, lékeket. Másrészt a szántók közti különbségek árnyalásában is segítségemre volt, továbbá a városokban fellelhető zöldterületek szerepét is felértékelte. Ugyanakkor a gyepek ökológiai értékét – pont a fászszerű vegetáció hiánya miatt – jelentősen alulbecsülte. A gyepek élőhelyi jelentősége nem függ a növényzeti intenzitástól, egy rövidfűvű vagy szikes gyeppel kiemelkedő jelentőségű, melyen az alacsony NDVI érték torzít. A vizek, a számításból fakadóan, mindig 0 NDVI értékkel rendelkeznek, amely szintén nem tükrözi az ökológiai jelentőségüket, ezzel torzítva a modellt. Emiatt a kettősség miatt került ki ez az index az összegzésből.

A természetességi index (14. ábra) végül tehát nem tartalmazza az NDVI számítás adatait, csupán az élőhelyek természetességére épít. Noha a két alindex átlagolás a valós növényzeti intenzitást és az élőhelyek minőségét így egyszerre venné figyelembe, az ökológiai szempontból értékes gyepeket túlságosan is alulbecsülné, hiszen az NDVI a fás vegetáció preferálása felé tolná az elemzést. Mindezek mellett alkalmazhatósága a későbbiekben korrigálva vagy továbbfejlesztve megfontolandó.

5.1.3. Diverzitás

A diverzitási indexet, hasonlóan az eddig alkalmazott metrikák többségéhez, cellaszinten határoztam meg. Három összetevőből számítottam, amelyek közül az SHDI adta az index felét, a foltszám és a folttípuszám pedig 25-25%-ban számított bele a végső értékbe (15. ábra). A számítás során a mesterséges, burkolt felületeket vagy összevontam, hogy azok egyféle élőhelytípusként jelenjenek meg, vagy a foltszám és -típuszám esetében figyelmen kívül hagytam.

Az első, dombsági mintaterületen a medián SHDI érték 0,89, az átlag 0,92 volt, folttípuszám ezen egységek esetében 3,0 és 3,2, a foltszám pedig 5,0 és 5,89 voltak. A legmagasabb folttípuszámú cellák (7-9 db/cella) elszórtan helyezkednek el a területen, zömében a Szekszárdi szőlőhegyekre, valamint Pécsvárad és Felsőegerszeg környékére koncentrálódnak, de jól szemlélteti a nagyvejkei és bonyhádvarasdi változatos tájhasználatokat is. Nagyobb trendbeli eltérés a foltszám és folttípuszám között egyedül a Szekszárdtól északnyugatra fekvő szőlőhegyen fedezhető fel, ahol a foltszám szisztematikusan magasabb értékeket mutat a másik alindexhez képest. A felszínborítást vizsgálva egyértelmű, hogy ezt a kategóriák néha már pixelszintű váltakozása (szőlő - mesterséges felület – zöldfelület – cserjés – szántó) okozza. Az SHDI a területen a foltszámmal hasonló eredményeket mutatott, legmagasabb értékeik ugyanazon területekre koncentrálódnak, kivéve ez alól a nagyobb települések belterületei (Dombóvár és részben Szekszárd), ahol az SHDI arányaiban magasabbra mérte a diverzitást a foltszámnál,

azonban még így sem számítottak ezek a városok kifejezetten magas indexűnek a teljes terület viszonylatában.

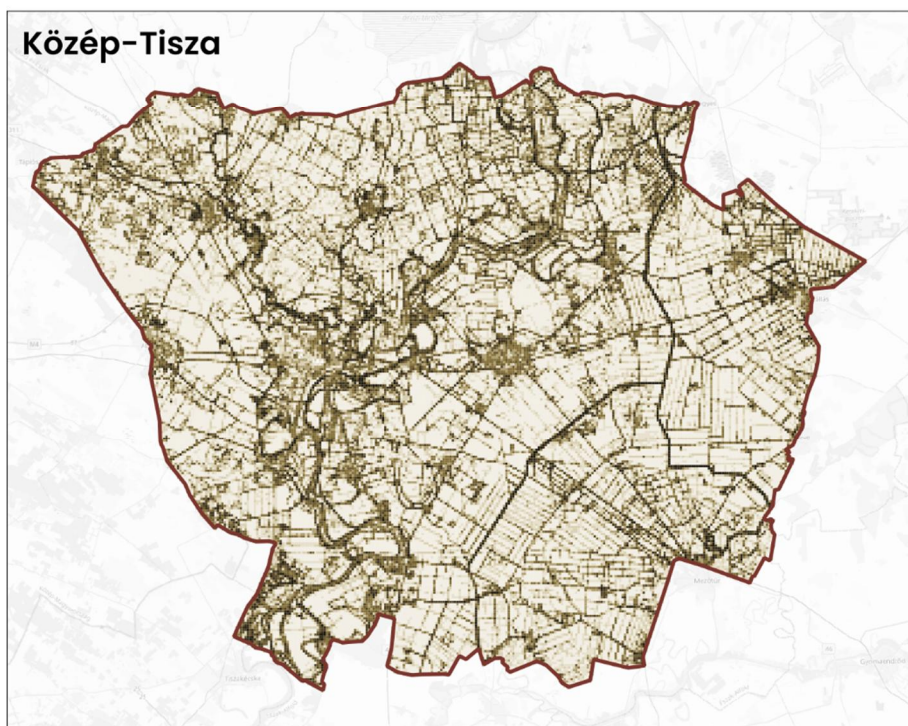
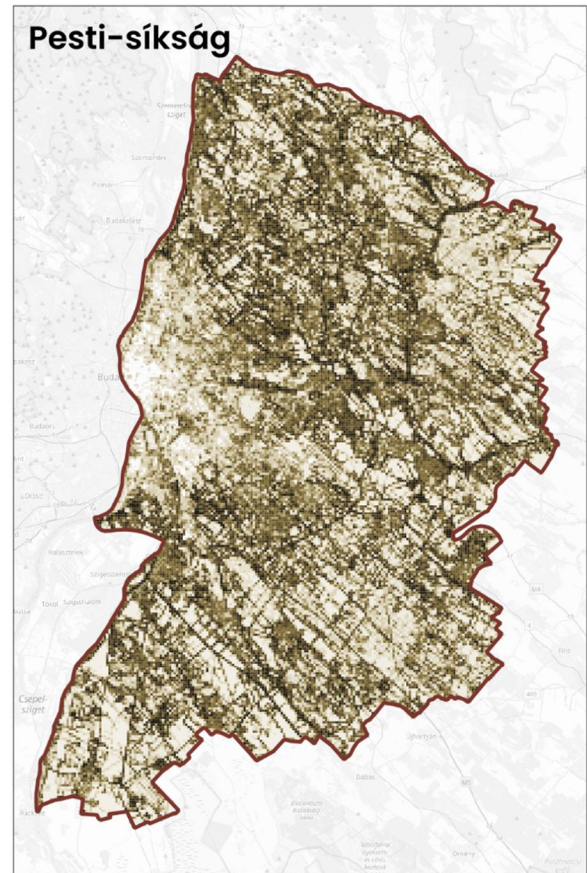
A Közép-Tiszán az intenzív mezőgazdasági területek hatása a diverzitás index vizsgálatokor talán a legszembetűnőbb. Az alindexek statisztikailag alacsonyabb értékeket mutatnak a másik két területhez képest (SHDI medián 0,32, átlag 0,57; folttípuszám medián: 2,0, átlag: 2,29, foltszám medián: 3,0, átlag: 4,74). Ugyanakkor a maximális értékek több esetben is meghaladják, vagy hasonlóak a másik két terület értékeihez. A legdiverzebb területeknek a Nagykunsági (I.-II.) főcsatornák és a Zagyva-menti cellák bizonyultak minden alindex esetében. Kisebb hotspotokat képeznek holtágak (pl. Csatlói Holt-Tisza, Szajoli Holt-Tisza, Fegyverneki Holt-Tisza) A folttípuszám és a foltszám a szétterülő alföldi településeket alacsonyabb értékekkel jellemzi a mecseki kis falvakhoz képest, míg a Shannon-index erőteljesebben kiemeli őket (emögött az adatok eloszlása közti különbség is szerepet játszhat, hiszen az SHDI-k a tiszai terület mentén eleve alacsonyabbak, így a kisebb érték is kiemelkedőbbnek tűnhet).

Statisztikailag a pesti mintaterület hasonló átlagokat mutat a mecsekihez képest, ám az adatok szórása nagyobb, a medián lefelé tolódik. Az SHDI medián 0,9, átlag 0,93, a folttípuszám mediánja 2,0, átlaga 2,29 és a foltszám mediánja 6,0 átlaga 6,4. Érdekes, hogy a kvantiliseket tekintve a felső kvantilis a mecseki, az alsó kvantilis határa pedig a tiszai területtel szinte pontosan megegyezik. Mindezek oka abban keresendő, hogy a területen a „sivár” (azaz ez esetben a belváros) és a mozaikosabb, domborzat befolyásolta használat is jelen van, ezzel ötvözve a két másik mintaterület adottságait. Az agglomerációs terület esetében egyértelmű a különbség a pesti településszövet és az agglomerációs között. Az összes alindex, eltérő mértékben ugyan, de elkülöníti a belvárost a külső részekről. Míg az SHDI és a foltszám alacsony értékei a belső kerületekre korlátozódnak, addig a folttípuszám a külkerületekben és egyes elővárosi részeken is alacsonyabb értékeket mutat. A Liszt Ferenc Repülőtér a foltszámot bemutató térképen rajzolódik ki legjobban, ám a másik két alindex esetében is alacsonyabb értékeket mutat a környezetéhez képest. A legmagasabb diverzitási értékek itt is a települések szegélyeinél találhatók, és mivel ebben a térségben sűrűn váltakoznak a mesterséges fél-természetes és természetes élőhelyek az elővárosi részeken, ezért itt sok magas értékű cella van jelen (pl. Soroksár, Csepel-Háros, Rákoscsuba, Árpádföld). Északon ez a sokrétű zóna egészen a terület határáig tart, Gödöllőt, Veresegyházat, Órbottyánt és Gödöt is felölelve. Hasonló, környezetükhöz képest változatos foltokként jelennek meg a bányatavak a déli részeken. A nagy kiterjedésű védett erdőterületek (Gödöllő-dombság és Ócsai TK) természeti értékük ellenére kevésbé változatosak szerkezetileg.

A diverzitási értékek hasonló képet mutattak a három területeken: a mozaikos vagy szegélyekben gazdag területek magasabb, míg az egységes borítású cellák alacsonyabb értékeket vettek fel. Azonban mindhárom alindex valamilyen szempontból eltért egymástól, másféle területeket hoztak ki kedvezőbbnek, vagy a skálázásuk árnyaltabb képet mutatott (lásd: 6. melléklet).

Diverzitás index

A Shannon-diverzitás értéke (2x), a foltszám (1x) és a folttípuszám (1x) cellánként összesítve
Cellaméret: 200x200 m



Jelmagyarázat

 Vizsgált területek

Diverzitási index

0 - 0


 0 - 0,66

 0,66 - 1,28

 1,28 - 1,88

 1,88 - 2,49


 2,49 - 3,11

 3,11 - 3,79

 3,79 - 4,6

 4,6 - 5,67

 5,67 - 9

 M = 1 : 650 000

0 5 10 15 20 km

15. ábra: Diverzitási index megjelenítése a mintaterületeken

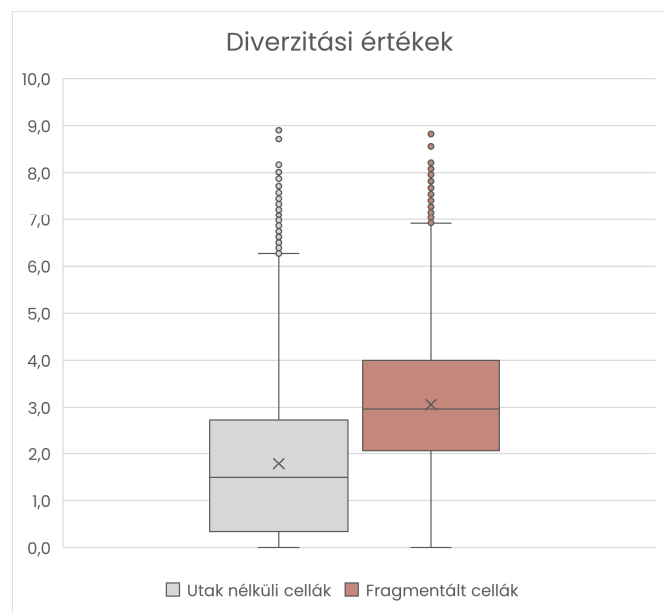
A diverzitási index összesített értékei általában települések közelében maximalizálódnak, hiszen itt eleve többféle felszínborítás jelenhet meg a mesterséges felületek és kertek, szőlők és más féltermészetes területek váltakozása miatt, mintsem a külterületen. A legmagasabb értékeket olyan helyeken lehetett megfigyelni, ahogy a mesterséges, a művelt és természetes élőhelyek, vizek is együttesen vannak jelen.

A diverzitás előnye és hátránya is – jellegéből fakadóan – ugyanaz: az egybefüggő, nagy kiterjedésű, azonos kategóriába sorolt foltok csökkentik az értékét. Ez ugyanúgy érvényes a nagy kiterjedésű települési szövetre, az intenzív mezőgazdasági területekre vagy a dombvidéki erdőkre is. Azaz nem tesz különbséget természetyszerű és ökológiai szempontból kevésbé értékes területek között, célja a mozaikosság és a változatosság megjelenítése. Emiatt ez az index egy teljesen más képet mutat a természetességi index vagy a csak természetyszerű foltokra számított stabilitási és konnektivitási metrikákkal szemben. Ez a számítás feltétlen fontos része az ökológiai hálózatokat vizsgáló megelőző elemzéseknek, hiszen egy olyan szempontot ad hozzá a módszerhez, amely szemléletében eltér a hagyományos ökológiai értékességtől.

A diverzitás leginkább talán a fragmentációhoz hasonlatos, hiszen az úthálózat, amely a szeparációt okozza, külön kategóriaként jelenik meg a diverzitási indexben is, a lineáris elemet kísérő jellemző szegélynövényzet pedig tovább növeli a diverzitási értéket az utak mentén. Noha egyértelműen nem olvashatók le a diverzitás indexet szemléltető térképeken (15. ábra) az úthálózat elemei, ha összevetjük a fragmentációs indexet bemutató térképekkel, akkor látható, hogy az utak nyomvonalát érintő cellák jellemzően magas diverzitási értékkel is bírnak.

Ennek alátámasztására a cellák értékeinek részletesebb vizsgálatát végeztem el, a fragmentációs és összesített diverzitási értékeket összevetve. A cellák háromnegyede rendelkezett 0 fragmentációs értékkel, azaz nem volt burkolt úthálózati elem a cellán belül. Ezen cellák átlagos diverzitási értéke 1,78 volt, mediánjuk 1,49. Ezzel szemben azon cellákban, amelyek akár minimális fragmentációs értékkel is rendelkeztek, a diverzitási értékek átlaga 3,06 (azaz 1,28-cal több), mediánjuk mérsékelten magasabb, 1,59 (16. ábra). Ugyanakkor a két érték között egyértelmű összefüggés nem figyelhető meg (tehát a nagyobb fragmentáció nem minden esetben eredményez nagyobb diverzitást is), azonban a fragmentáció jelenléte növelte a cellák többségénél diverzitási értéket.

Ez a jelenség jól tükrözi a közlekedési hálózat okozta kettősséget: részben elválasztó gátakként és zavarás forrásként jelennek meg a tájban, viszont a mellettük húzódó, jellemzően fás növényzet, értékes élőhelyet is jelent a biodiverzitás szempontjából. Ha kiemelkedő védett fajok nem is élnek ezekben a szegélyekben, a zavarásra érzékenyek pedig elkerülnek, sok állat és növény számára biztosítanak kapcsolatokat vagy élőhelyet ezek a tájlemek.



16. ábra: Diverzitási értékek összevetése a fragmentáció jelenléte alapján

5.1.4. Stabilitás

A stabilitási index csak a természetyszerű élőhelyekre került kiszámításra, az eddigi indexekkel ellentétben nem cellákra, hanem foltszerűen értelmezve (18. ábra). A módszertan miatt a metrika 0-1 közötti értéket vehet fel, mértékegysége pedig m^2/m^2 .

Az Észak-Mecsek mintaterületen a 81 116 db foltból 3 298 db rendelkezett pozitív (nem 0) stabilitási index-szel, amely azt jelenti, hogy a természetyszerű foltok csupán 4%-a mondható valamennyire stabilnak. Ez az alacsony arány oka a rászteres inputnak tudható be. Meglepő módon a számítás a szegélyként és átmeneti élőhelyként besorolt foltok bizonyultak legstabilabbnak, kb. 0,75-0,5 m^2/m^2 magterületi aránnyal. A terület fő, természetvédelmi szempontból értékes erdői (Mecsek, Szekszárdi-dombság foltjai) 0,3-0,4 m^2/m^2 értékeket vettek fel.

A Közép-Tisza esetében a foltok (127 356 db) még kisebb hányada rendelkezett 0-nál nagyobb stabilitási index-szel, összesen 1 594 db, amely 1,2%-át jelenti az összes foltnak. Ennek jellemzően oka, hogy a területen sok kis szegélyélőhely található, melyek lineáris jellegük miatt eltűnnek a szegélyek kivonása után. A legmagasabb értékeket (kb. 0,75 m^2/m^2) szikes és szárazgyepfoltok, valamint hasonlóan az előző területhez, az átmeneti cserjésedő élőhelyek vették fel. A Tisza-menti védett sáv, ahol a még megmaradt ártéri erdők, vizes élőhelyek és gyepek viszonylag egybefüggő zónája található, igencsak vegyes képet mutatott stabilitás szempontjából, nem rajzolódott ki egyértelműen a folyót kísérő élőhelyek rendszere. A foltok felaprózódottsága miatt ezek az élőhelyek nem minősültek mind stabilnak, jellemzően a vízfelületek és gyepek mutattak közepmagas vagy közepes értékeket, míg az ártéri erdők értékei alacsonyabbak voltak, esetenként túl kisméretűek voltak ahhoz, hogy 0-nál nagyobb értéket kapjanak. A Mecsekkel ellentétben itt nem beszélhetünk egybefüggő, azonos kategóriába sorolt foltokról, így az értékes, ám elaprózódott foltszerkezet eredményezi a nagyobb szórást az élőhelyek stabilitási értékei között.

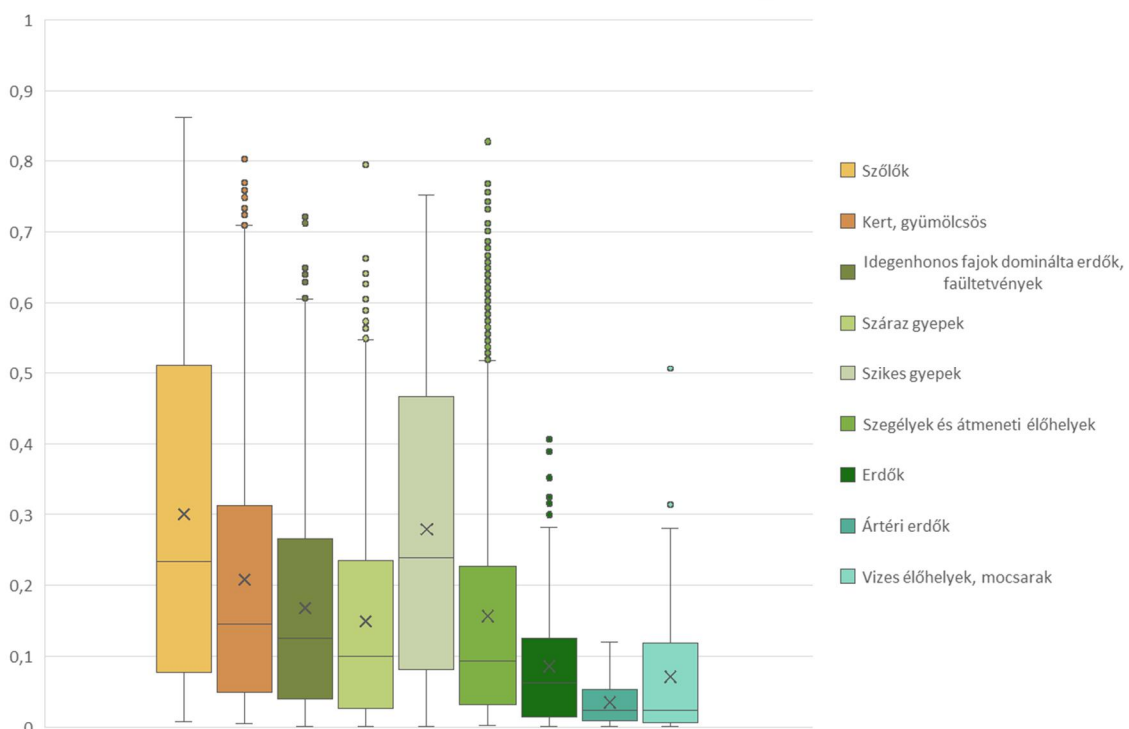
A Pesti-síkságon a foltok csaknem 3,5%-a, az 94 047 db foltból 3 324 db bizonyult valamilyen szinten stabilnak. A fenti eredmények értelmezése után nem meglepő, hogy a legmagasabb stabilitási index-szel a szegélyélőhelyek (jellemzően cserjések) rendelkeztek, értékük az előzőekhez hasonlóan 0,75-0,8 m^2/m^2 körüli. Emellett jellemzően voltak az ültetvényerdők is a magasabb értékek között. A Mecsekhez hasonlóan itt is alacsonyabb értékkel ugyan, de kirajzolódnak az egybefüggő erdőfoltok, mint az Ócsai TK (0,5 m^2/m^2) és a Gödöllő-dombság erdőfoltjai (0,2-0,7 m^2/m^2), utóbbi esetében a cserjések rendelkeztek jellemzően magasabb értékkel, az idegenhonos erdők közepes, míg a honos fajokból álló erdők alacsonyabb értékeket vettek fel.

Elmondható, hogy a legstabilabb foltok jellemzően nem a legnagyobb, egybefüggő élőhelyek, hanem a kisebb, viszonylag szabályos, nem feldarabolódott foltok lettek. Erre ráerősíthetett a módszer is, ahol ezen felszínborítási kategóriák esetében kisebb szegélyszélességet állapítottam meg a természetes vegetációjú területekhez képest, hiszen az emberi beavatkozás miatt valóban ezen átmeneti zónák szélessége a művelt területek esetében kisebb. Az erdőfoltoknál az alacsonyabb stabilitási értéket az erdei utak okozta felszabdaltság is eredményezhette, mivel ezek miatt a nagy kiterjedésű foltok belsejében is sok szegély keletkezett, amely kisebb kiterjedésű magterületekhez vezetett.

Az eredmények kiértékelése alapján elmondható, hogy a három mintaterületen összességében a legstabilabbak magasan a szikes gyepek (átlag: 0,240, medián: 0,279) voltak, a szegélyélőhelyek között már nagyobb volt a differencia, több élőhely kiemelkedően magas értéket kapott, azonban jelentősebb volt a közepes-alacsony értékű foltok száma. Noha a magas stabilitású területek között

gyakran szerepeltek átmeneti élőhelyek és szegélyek, ezek nem a jellemző index értékek, inkább egyedi esetek, erre a kategóriára jellemzőbbek a 0,1-0,2 közötti értékek. A szikes gyepek és a száraz gyepek ugyanazt a szegélyszerűséget kapták, mégis szembevető a különbség a felvett stabilitási index értékeik között.

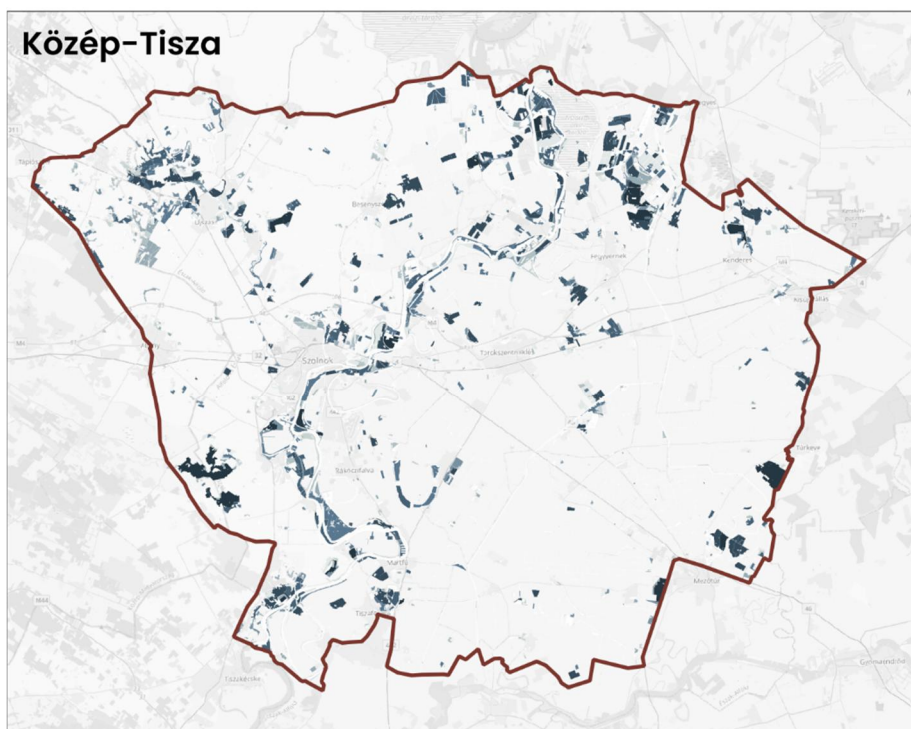
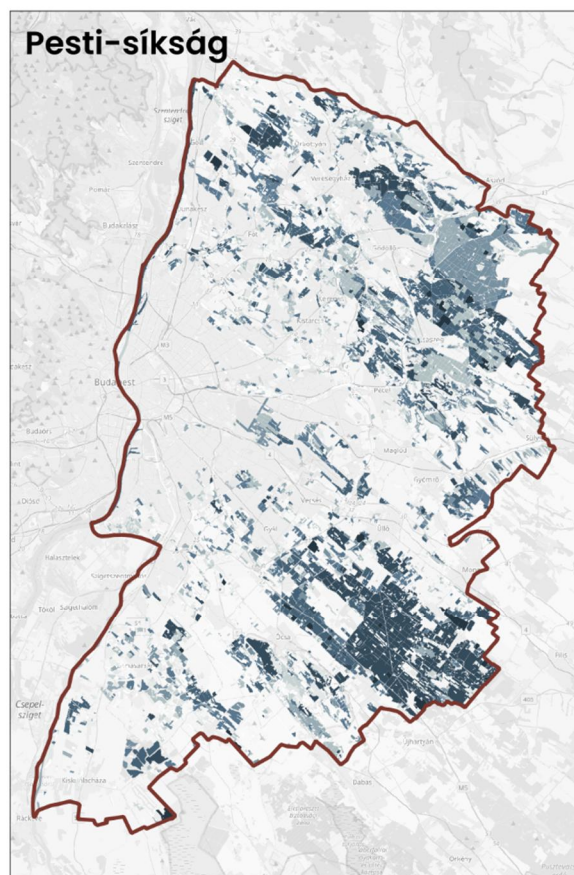
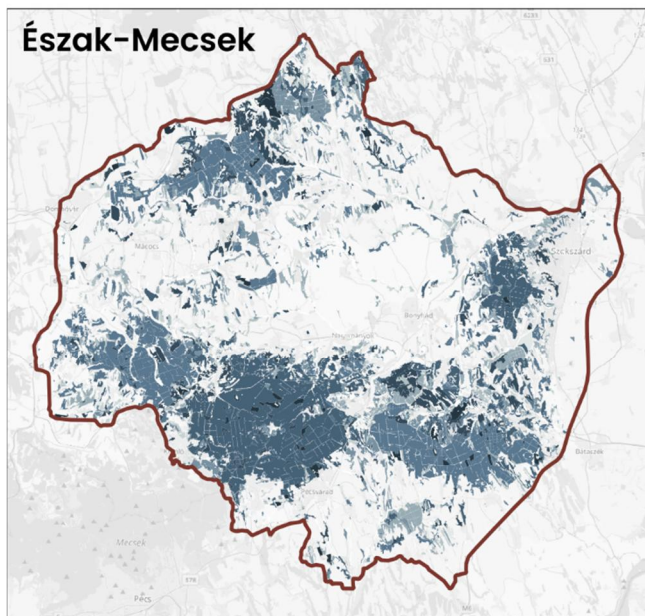
A stabilitási értékek az első futtatások során a természetes és féltermészetes élőhelyek mellett a szőlő, kert és gyümölcsös foltokra is elkészültek. Ezen művelt, ám jelentős növényzettel borított területek kiemelkedően magas stabilitási értéket kaptak, hiszen szegélyszerűségük keskeny az erőteljes emberi beavatkozás miatt, alakjuk pedig kompakt. Az adatok elemzése alapján kijelenthető, hogy a legkedvezőbb stabilitási értéket magasan a szőlőterületek (átlag: 0,301, medián: 0,234) mutatták (17. ábra). Hasonlót tapasztalhattam a faültetvények esetében. Egy faültetvény szegélye, az erőteljes karbantartás miatt, tisztítás és szabályosság miatt, sosem lesz olyan széles, mint egy vegyeskorú erdőé, amelynek cserjeszintjét hagyják növekedni, ezzel pedig egy természetes átmenet alakul ki az erdők peremén. A modell ezt a jelenséget követte le, amely viszont ahhoz vezetett, hogy a féltermészetes, foltok stabilabbak lettek a természetes élőhelyekhez képest (kivételek ez alól a szikes gyepek). Noha a természetszerű élőhelyek fontosak az ökológiai hálózat szempontjából, a magas stabilitási index felülértékeli ezeket a foltokat, amelyet a többi index nem tud megfelelően ellensúlyozni. Emiatt a korrigálás során a szőlőket és a kert-gyümölcsös foltokat kivettem a stabilitási érték számításából, az idegenhonos erdőket azonban benne hagytam, mivel ezek ökológiai jelentősége magasabb.



17. ábra: Stabilitási indexek értékei élőhelytípusonként

Stabilitási index

Természetszerű élőhelyek stabilitása a magterület/összetartület alapján. A magterületek élőhelytípusonként megállapított szegélyszélességeik kivonásából származtatottak



Jelmagyarázat

▭ Vizsgált területek

Stabilitási index

0 - 0,14

0,00 - 0,52

0,52 - 1,02

1,02 - 1,64

1,64 - 2,41

2,41 - 3,33

3,33 - 4,43

4,43 - 5,82

5,82 - 7,72

7,72 - 10



M = 1 : 650 0000

0 5 10 15 20 km



18. ábra: Stabilitási index megjelenítése a mintaterületeken

A korrekciót az indokolta, hogy az első szerkezeti potenciál értékek elemzése után nyilvánvalóvá vált a szőlők és a gyümölcsösök jelentőségének túlbecsültsége. Ezek a művelt területek esetenként ugyanolyan magas szerkezeti potenciált mutattak, mint a természetes élőhelyek, amelyet a magas stabilitási értékek okoztak. Bármennyire is alulértékelt területek ezek a foltok ökológiai szempontból, a természetes élőhelyekhez nem mérhető a jelentőségük, emiatt volt szükséges a stabilitási értékek átdolgozása.

5.1.5. Összesített konnektivitás

A három konnektivitási alindex jellegükből fakadóan eltérő szempontból értékelik a foltokat, ezért eredményeik nem feltétlen vannak összhangban egymással. A fluxus (F) és a kölcsönhatás fluxus (IF) a kapcsolatok számát és azok valószínűségét számszerűsítik, a különbség közöttük, hogy az előbbi a térbeli elhelyezkedést is figyelembe veszi, míg utóbbi kifejezetten a valószínűségre és a kapacitásra fókuszál. A központosság (BC) pedig az ún. „*bottle-neck*”-ek, vagy másként nevezve, hidak megállapításában van segítségünkre.

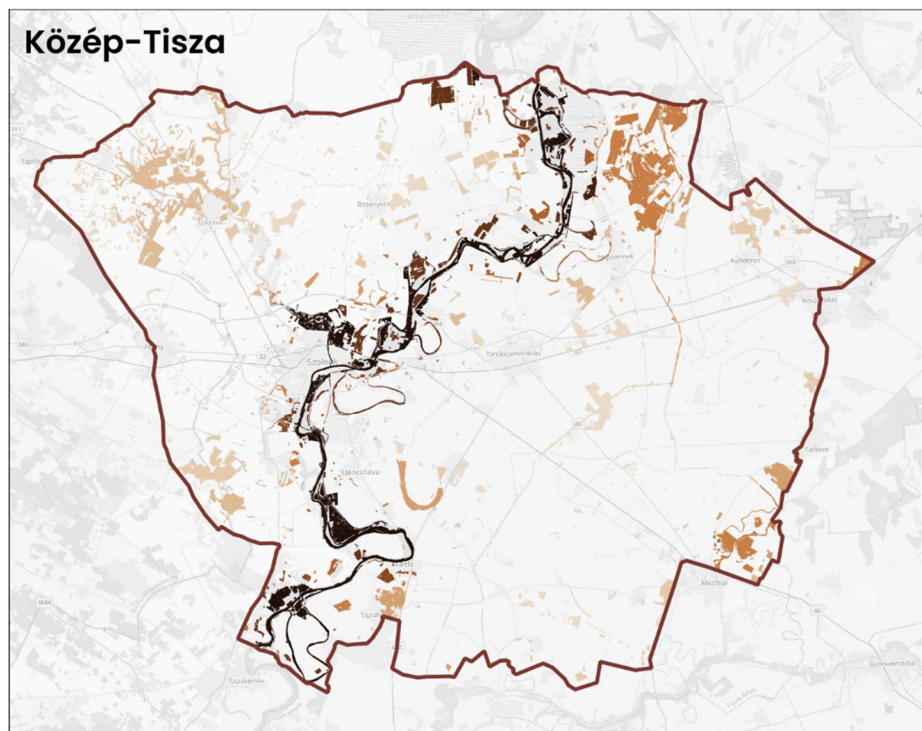
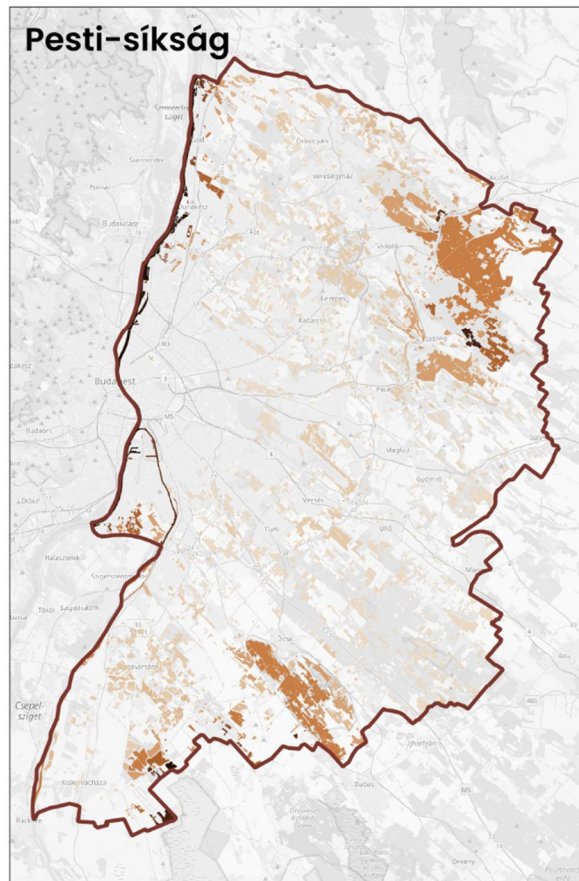
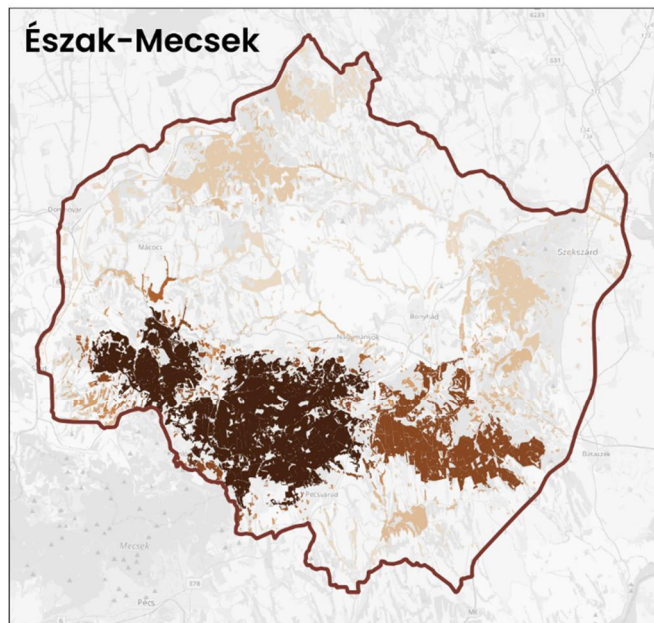
A metrikák értéke gyakran a milliós nagyságrendekben számolódott, így az egymáshoz viszonyítás jobban szemlélteti a tényleges különbségeket a számoknál. A három terület mutatóinak értékei amúgy sem hasonlítható össze egymással, hiszen ezek mind a saját gráfjukban számolódtak (6/11. melléklet), egymástól függetlenül.

Az első mintaterületen a mecseki erdők közvetlen környezetében található kisebb foltok kapták a legmagasabb fluxus értéket, melyeket a nagy kiterjedésű foltok követnek nagyságrendben értékesség szempontjából. Alacsonyabb F értékeket kaptak a szekszárdi, és a terület északi részén elhelyezkedő élőhelyfoltok, mérettől függetlenül, ahol kevésbé sűrű a foltok elhelyezkedése. Az IF esetében viszont a nagyobb foltok, élükön a mecseki erdőkkel, kaptak magasabb értéket, azaz itt a legnagyobb a konnektivitás valószínűsége. Ez a terület élőhely-gráfjáról is szépen leolvasható, hiszen ez az erdő folt a legnagyobb és ide fut be a legtöbb gráf-él is (6/11. melléklet). A BC értékeket elemezve megállapítható, hogy a híd funkciójú foltok szintén kisméretűek (pl. Vasasi erdő vagy a Kelet-Mecsek és a Geresdi-dombság között húzódó erdőfolt). Az előbb említett két nagyobb folt szintén magasabb értékeket kapott (amely a kapcsolatok sűrűsége miatt nem meglepő). Ez az index is alacsonyabbra értékelt a terület északi felén elhelyezkedő élőhelyeket.

A Közép-Tisza konnektivitását elemezve nem meglepő, hogy mind a fluxus, mind a kölcsönhatás fluxus a folyó mellett húzódó élőhelyláncolatot hozta ki konnektivitás szempontjából az egyik legértékesebbnek. A Nagykunsági-főcsatorna is magas konnektivitási valószínűséggel bír mindkét szempontból, azonban a két index eltérő szakaszait hozta ki magasabb értékűnek. Eltérés továbbá a holtágak szerepének megítélése: az IF alacsonyabb, az F pedig magasabb értékeket mutatott ezekre az élőhelyekre. A Bánhalma mellett húzódó vizenyős élőhely, valamint a kenderesi repülőter környezetében fekvő gyepfoltok (egyik sem része sem a Natura 2000 hálózatnak, sem az egyedi jogszabállyal védett területeknek) mind kiemelkedő F és IF értéket kaptak. Ahogy a Mecseknél is, itt is a nagyobb méretű foltok esetében kisebb eltérések voltak a két index értékei között, azonban a kis foltok erőteljes szerepe a fluxus tekintetében ezen a területen nem volt olyan hangsúlyos. A legmagasabb BC értéket a Nagykunsági főcsatorna és egy tiszabői gyep kapta, ezt követte a Tisza-menti élőhelyrendszer foltja és a már korábban említett bánhalmi és a kenderesi reptértől északra elhelyezkedő gyepfolt. Az újszászi gyep az összes metrika szempontjából a középmezőnyben végeztek.

Konnektivitás indexek összesítése

Interaction Flux (IF), Flux (F) és Betweenness centrality (BC) értékei normalizálva és összesítve 1 ha-nál nagyobb élőhelyfoltokra



Jelmagyarázat

□ Vizsgált területek

Konnektivitási index

- 0,01 - 0,18
- 0,18 - 0,4
- 0,4 - 0,69
- 0,69 - 1,07
- 1,07 - 1,52
- 1,52 - 2
- 2 - 2,62
- 2,62 - 3,49
- 3,49 - 4,68
- 4,68 - 6,47



M = 1 : 650 000

0 5 10 15 20 km

19. ábra: Összesített konnektivitási index megjelenítése a mintaterületeken

A pesti mintaterületen a fluxus és a kölcsönhatás fluxus indexek eltérő területeket értékelték jobbnak. Fluxus szempontjából a Duna és a Ráckevei-Duna ág, az Ócsai TK területe és az őket összekötő Duna-Tisza csatorna voltak a kiemelkedő területek. Az ócsai erdő délre eső, kisebb foltjai esetében magasabb értékeket kaptam jellemzően a nagyobb egyfüggő foltnál, míg a fő folttól északra fekvő kisebb foltoké alacsonyabb volt. Eltérő jelentőséggel bírtak a Gödöllő-dombság foltjai is elhelyezkedésüktől függően. A korábbiakhoz hasonlóan az IF érték nagy összhangban volt a foltok méretével: a Gödöllő-dombság és az Ócsai TK korábban említett nagyobb élőhelyei domináltak ennél a mutatónál. Az IF értékek a Duna-mentén sokkal kevésbé voltak egységesek, a Ráckevei-Duna és a Duna-Tisza csatorna pedig a jelentősen alacsonyabb eredményt kapott a nagyobb folyóhoz képest. A központiság a fluxus eredményeit részben tükrözte: a Duna vonala és a Duna-Tisza csatorna bizonyultak központi foltoknak jelezve, hogy ezek a területek kulcsszerepet játszanak az élőhelyek rendszerében. Az Ócsai TK és a Gödöllői-dombság a többi folthoz képest szintén magasabb értékkel bírtak. Az agglomerációs területen konnektivitás szempontjából kisebb jelentősége van a kisméretű foltoknak az elemzés alapján, mindhárom indexben az apróbb foltok alacsony összértékeket kaptak, különösen az elővárosi és városi zónák még megmaradt természetes foltjai miatt.

Az összegzés emiatt egy komplex eredményt mutat, amelyben egyszerre van benne foltszinten az adott élőhely különböző szemszögekből vizsgált konnektivitásban betöltött szerepe (19. ábra). Az alkalmazott összeadás emiatt nem feltétlen értékelhető önmagában, elkerülhetetlen külön-külön is megvizsgálni a metrikák eredményeit, hogy valós képet kaphassunk a foltok jelentőségéről.

Le kell szögezni, hogy a konnektivitási indexek a jelenlegi állapotot modellezik. A magas érték azt jelenti, hogy az a folt valamilyen szempontból fontos szerepet tölt be a hálózatban. Az alacsony értékek viszont nem azt jelentik, hogy azok a foltok kevésbé jelentősek, vagy akár elhagyhatók volnának. Egyetlen folt eltűnésével az egész gráf, és az indexek értékei megváltoznának, csakúgy, mint új foltok beemelésével. Az értékek számításából is látszik, hogy ha sűrűbb a természetes foltok rendszere, akkor magasabb értékeket kapunk mind a kicsi, mind pedig a nagyobb foltokra. Tehát, ha egy önmagában álló, közepes foltról beszélünk (pl. Szekszárdi-dombság erdeje), amely alacsony értéket kapott csaknem az összes index tekintetében, annak az oka az, hogy kevesebb kisméretű folt található a környezetében. Ez pedig azt jelenti, hogy itt a konnektivitás növelésére volna szükség új foltok létrehozásával. Ehhez hasonlóan, azok a zónák, ahol több kis folt van (pl. elővárosi és városi területek), kevésbé jelentősek ezen három metrika alapján. Ez azt jelenti, hogy ez a zóna nagyobb foltok kialakításával megvalósuló fejlesztésre szorulna.

5.1.6. Ökológiai hálózat szerkezeti potenciál indexe

A fent ismertetett indexek egy része cella, egy része foltszinten került meghatározásra, így az összefésülés elvégeztével az alapegység mindkét típust tartalmazta. Tehát, ahol a folthatár átvágta a rácshálót, ott megoszlott cellán belül a végső érték, viszont a folton belüli cellaértékek differenciáltak. Ez egy aprólékos felbontású adatbázis eredményezett, amelyben mind az élőhelyek határai, mind pedig rácshálóértékelés eredményei érvényesülni tudtak (20. ábra).

A módszer felállításánál kérdésként merült fel bennem, hogy ezek az indexek összeadhatók -e egymással, továbbá összefésülésükből értelmezhető eredmények származtathatók -e. Hiszen diverzitást összeadni konnektivitással, vagy éppen természetességgel nem biztos, hogy releváns eredményre vezet. Értelmezve az összesített indexek eredményeit, a következőket állapíthatjuk meg.

Az Észak-Mecsekben egyértelműen a természetes élőhelyek értéksége rajzolódik ki, a legmagasabb pontszámokat az erdőterületek, a hozzájuk köthető gyepek és a területen elszórtan található tavak, valamint a hozzájuk kötődő patakok és környezetük kapták. Erőteljes továbbá emellett a Szekszárdi szőlőhegyek szerepe a térségben, ezek az élőhelyek is ökológiailag magas potenciált mutatnak a vizsgált indexek alapján, azonban más kert vagy szőlő foltok alacsonyabb potenciált mutatnak. A települési területek általánosabban alacsony (jellemzően negatív) eredménnyel zártak, a magas fragmentáció és a többi index alacsony mivolta miatt, és ezen a magánkertek zöldfelületi állománya sem tudott javítani. A völgyekben megbúvó falvak esetében ez az érték enyhén magasabb, hiszen itt változatosabb tájhasználat övezi jellemzően ezeket a településeket a hagyományoknak és a domborzati viszonyoknak köszönhetően. Jó példa erre a Szálka-Alsónána-Várdomb-Mórág-Bátaapáti zóna, de a Völgységben is elszórtan találhatunk ilyen településeket. A terület keleti felén szembeötlő határt képez az 56-os út vonala, amely a területhasználati viszonyokon túl a szerkezeti potenciál index értékeiben is meglátszik.

Az síksági mintaterületet vizsgálva sokkal kevésbé árnyalt képet kapunk: a természetes élőhelyek (gyepek, ártéri erdők, erdőfoltok, vizes élőhelyek) magas értékekkel erőteljesen kirajzolódnak, míg a települések és az intenzív mezőgazdasági területek kifejezetten alacsony értékekkel vannak jelen. A legkisebb értéket a természetes foltok közül a kisujjszállási öregerdő, a kengyeli holtág és az újszászi gyepek egyik foltja kapta. A településszövet, annak ellenére, hogy a beépítések ritkábban helyezkednek el, és a telkek nagyobbak, nem jelennek meg értékként az elemzésben. A szegélyek és lineáris elemek mentén húzódó zöldsávok jelentősége az eredmények alapján ebben a térségben vitathatatlan. Ugyanakkor az is látszik, hogy milyen kevés lehetőség van ökológiai hálózati elemek kijelölésére a jelenlegi keretek között ebben az intenzív mezőgazdasági térségben.

Az agglomeráció pesti felét ábrázoló eredménytérképre tekintve a Mecsekhez hasonlatos vegyes képet láthatunk. A budapesti városszövet terület, egészen a külső kerületekig alacsony, negatív vagy 1-hez közeli értéket kapott. Ez alól sajnos a városi zöldfelületek zöme sem kivétel, egyedül a Határúti kiserdő, a Terebesi erdő és a Városliget jelenik meg enyhén magasabb értékkel, valamint a Népliget és a Kincsem Park és az angyalföldi Kubala László park körvonalai ismerhetők fel halványan. Természetesen a Margit-sziget és a többi dunai sziget ettől eltér, ezek sokkal nagyobb potenciállal rendelkeznek, a városszövetben azonban csupán ezek az elemek rajzolódnak ki. Ahogy a várostól kifelé haladva megjelennek a természetes élőhelyek, úgy emelkedik az indexek összesített értéke. Kiemelendő a Szilas-patakot kísérő élőhelyláncolat az elővárosi zónában, a Felső-rákosi rétek és a Merzse-mocsár, valamint a Péterhalmi-erdő foltjai. A Soroksári Botanikus kert szintén kiemelkedő értékű a város déli határában. Természetes élőhelyeinek köszönhetően, melyek ez esetben jellemzően erdők és gyepek, a terület északi és keleti oldala jellemzően magasabb értékeket kapott. Órbottyán, Csomád, Veresegyház és Fót külterületén jellemzőek a kertek és gyümölcsösök, Kerepes és Mogyoród között szőlőket láthatunk, ezek szerkezeti potenciálja a korábbiakhoz hasonlóan magas, nagyságrendileg megegyeznek az erdők és gyepek értékeivel. A déli síksági részen húzódó bányatavakban gazdag térség nem minden eleme lett egyenrangú a természetes élőhelyekével, pl. a délegyházi és dunavarsányi bányatavak a többi tóhoz képest alacsonyabb eredményt produkáltak, amely az alacsonyabb konnektivitási indexszükkel magyarázható. A Duna-menti élőhelyek és a folyó szintén értékesnek bizonyultak, helyzetük a városszöveti környezet miatt kulcsfontosságú. A terület legértékesebb foltjai a módszer alapján a Duna, az Ócsai TK élőhelyei, a Vácrátóti erdők és a Mogyorós-hegy, a Gödöllői-dombság egyes erdőszelvényei és a délegyházi tavak. Egyes

ültetvényerdők, mint Gödön a Samsung gyárral átellenben elhelyezkedő erdőfolt, szintén magasabb értékkel zártak.

Általánosan elmondható, hogy a Mecsek mintaterület esetében jellemzően több területen azonosítható magasabb értékeket, a Közép-Tiszánál zömében alacsony értékeket láthatunk a szántók miatt, a megmaradt természetes foltok azonban magas potenciállal rendelkeznek. A Pesti-síkság területén a természetes élőhelyeken pedig a közepes értékek (8-10) voltak többségben, és csak kisebb foltokban jelentek meg sötétebb, azaz magas pontenciálú területek. A szerkezeti potenciál mérőszámait összegezve megállapítható, hogy a számítási módszer egyértelműen preferálta a természetes és féltermészetes élőhelyeket, kiemelkedő számokkal jellemezve őket.

Elmondható, hogy a módszer továbbá alulbecsülte a települési zöldfelületek – mind a magántelkekhez köthető kertek és a közparkok, közterek – szerepét az ökológiai hálózat szempontjából. Ennek oka a NÖSZTÉP mint felszínborítási térkép használata, hiszen ez az adatbázis nem tesz különbséget ezek között az adatok között. A Corine felszínborítás ebből a szempontból előnyösebb választás lett volna, noha ez az adatbázis viszont felbontás tekintetében kevésbé részletes. A módszer a konnektivitás és stabilitás indexek számításakor ezeket a zöldfelületeket nem értelmezte természetes vagy fél-természetes élőhelyekként, így azok eleve estek ezektől az értékektől, ami pedig indokolhatja az alacsonyabb értékeket. Ugyanakkor a természetesség (az NDVI alkalmazásával) és a diverzitás mind külön élőhelyekként integrálta ezt a kategóriát, azonban ennek ellenére sem tapasztalhattunk magasabb értékeket a közparkok esetében.

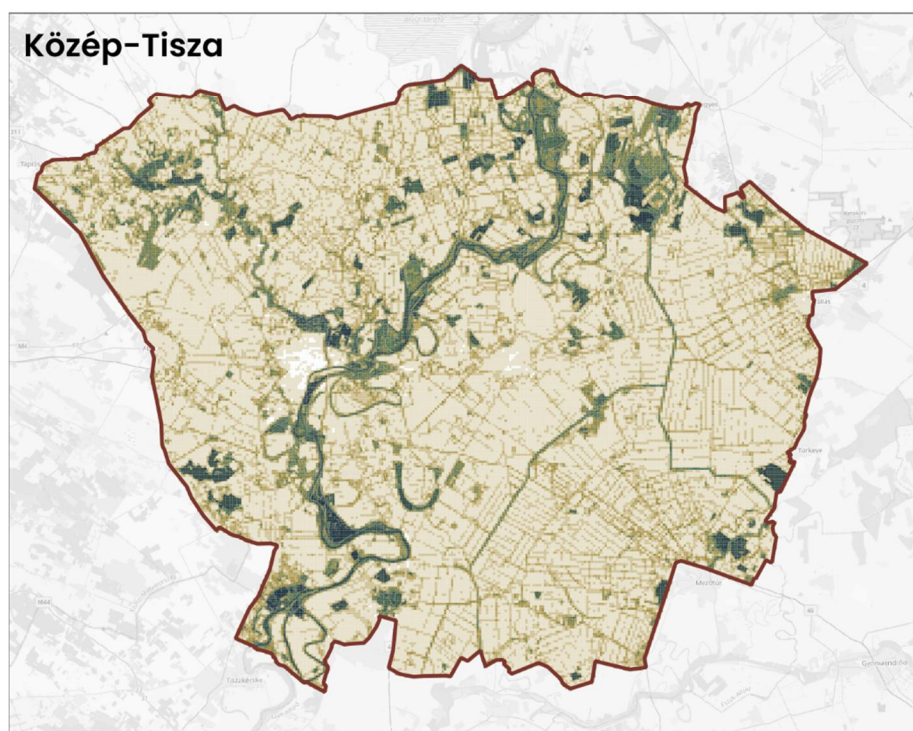
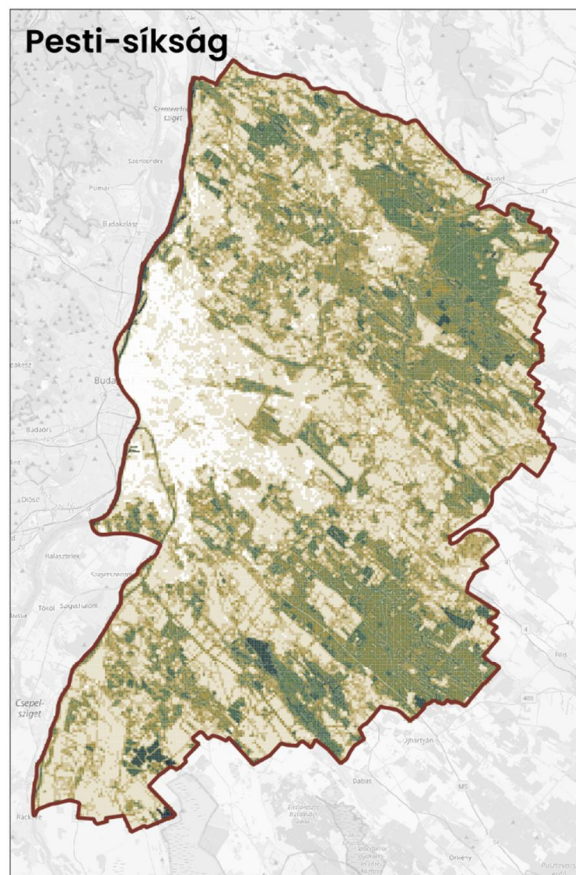
Noha a zöldfelületek típusai ökológiai szempontból hasonló értékűek lehetnek, települési környezetben, az eredmények alapján látható, hogy muszáj megkülönböztetni az olyan egybefüggő parkokat, melyek élőhelyi foltként funkcionálnak, és így akár lépőkövek, akár magterületek lehetnek léptéktől függően a városi környezetben. A NÖSZTÉP alapján nem állapítható meg, hogy az összeérő pixelek valóban egybefüggő városi zöldfelületek, vagy csupán látszólag összeérő, szétdarabolt, egy-egy fával rendelkező, kerítésekkel elválasztott kertek pixeljei. Javasolt emiatt a jövőben a NÖSZTÉP-et kiegészíteni egy olyan adatbázissal, amely akár foltszerűen, akár raszteresen, de megkülönbözteti azokat a beépített környezetben húzódo zöldfelületeket, melyek az ökológiai hálózat modellezésekor foltként tudnak megjelenni.

A komplex módszerek tehát, a legjobb szándék ellenére is, vezethetnek a szakértői meglátásokkal és elvekkel ellentétes eredményekhez. Pontosán emiatt szükséges a végső ökológiai hálózat kijelölésekor a tervezői-szakértői szemléletet erősíteni, az alindexek eredményeit egyenként is figyelembe venni (különösen pl. a konnektivitást figyelembe véve), és nem kizárólag ezekre a végső számszerűsített eredményekre támaszkodni.

Mindezek mellett megállapítható, hogy az alkalmazott indexek igenis összeadhatók, különbözőségük ellenére is, hiszen olyan területet nem jelzett értékesnek, amely szerepének fontossága valamely szempontból ne lenne indokolható ökológiai hálózati elemként. Ezt támasztja alá az a tény is, hogy összehasonlítva ezeket az eredményeket az Országos Ökológiai Hálózat kiterjedésével egyértelmű az átfedés, hiszen az összes övezeti elem legalább a középmezőnyben, de inkább jellemzően a legértékesebb területek között helyezkedik el. Olyan OÖH övezeti elem nem volt, amely alacsony értéket kapott volna a szerkezeti potenciál elemzés összesítésével. Mivel az OÖH övezeti kijelölése terepi felméréseken alapult, ezért az eredményekkel való összecsengés megerősíti a módszer sikerességét.

Alakító indexek összesítése

Diverzitási index, stabilitási index, természetességi index, fragmentációs index (reciproka) és összesített konnektivitási indexek



Jelmagyarázat

▭ Vizsgált területek

Ökológiai hálózat szerkezeti potenciál indexe

-9,9 - 1,7

1,7 - 4,5

4,5 - 6,4

6,4 - 8,3

8,3 - 10,1

10,1 - 11,9

11,9 - 13,9

13,9 - 16,3

16,3 - 19,3

19,3 - 27,5



M = 1 : 650 000

0 5 10 15 20 km



20. ábra: Szerkezeti potenciál index megjelenítése a mintaterületeken

5.2. Least-cost path elemzés eredményei

A gráfelméleti alapokon nyugvó least-cost path (azaz legkisebb költségű útvonal) elemzés eredményeinek értelmezéséhez először fontos tisztázni három fogalom jelentését: a kapcsolat (*link*) az útvonal (*path*) és a folyosó (*corridor*) jelentését az én olvasatomban. A kapcsolat két élőhely közti elméletben létező összeköttetés, amelyet légvonalban szemléltethetünk euklideszi távolsággal. Ezek a program által modellezett potenciális kapcsolatok, melyek megerősítéséhez terepi validáció járulhatna hozzá. Az útvonal ez esetben a két élőhely közt modellezett fizikai út, amelyet az adott faj vagy fajok megtesznek a mindennapi életük során az élőhelyek között haladva, ez pedig a legkisebb költség elvén számolódik. A folyosó ennek a sávszerű változata, szűkületekkel és szétterülő szakaszokkal, hiszen nincs egy konkrétan meghatározott szélessége, hanem az legkisebb költség elvén számolódik, az útvonalakkal a középvezetékén.

Az eredményeket csak a lehatárolások területén belülről jeleníttem meg, noha az elemzés a helyszínek 10 km-es környezetére is elkészült. A folyosókat minden esetben színátmenetesen jelenítettem meg, az útvonaltól távolodva világosodva, egészen 200 000-es költségig színeztem, afelett fehér, azaz „üres” területként jelennek meg. Az összesítést bemutató térképen pedig célfajonként a 10 000 alatti költségű felületek mint folyosók vannak megjelölve (21. ábra).

Az Észak-Mecsekben a fekete harkály számára magterületnek 24 folt felelt meg a módszer fejezetben ismertetett kritériumoknak (7/1. melléklet). Mindegyik folt a másiktól 100 km-en belül volt található (átlagos hosszuk: 4,94 km), így egyetlen forrás-élőhely sem tekinthető izoláltnak a harkály számára. A program összesen 42 kapcsolatot talált a foltok között. Érdekes, hogy a Szekszárdi-dombság és a Lengyel-hőgyészi erdők közötti kapcsolat nem légvonalhoz hasonlóan alakult, hanem a Mecsek erdein keresztül valósult meg. Így a terület központi részei, ahol több a mezőgazdasági terület, és csupán kisebb erdőfoltok találhatóak, kiestek a harkály hálózatából. Ez a folyosókat szemléltető térképeken is jól látható: magas ellenállással rendelkeznek a völgyeségi részek, a Szekszárdi-dombság keleti oldala és Mágocs környéki tavak is.

A nyugati piszedenevér táji léptékű hálózatát elemezve 78 forrás-élőhely, köztük pedig összesen 149 potenciális útvonal húzódik, melyek átlagos hossza 3,37 km (7/2. melléklet). Itt a Szekszárdi-dombság és Lengyel-hőgyészi erdők már összeköttetésben vannak, főleg annak köszönhetően, hogy a denevér számára a vizes élőhelyek, melyeken ez az útvonal keresztülvezet, fontos élőhelytípusok. A szélesebb tolerancia (alacsonyabb ellenállás-értékek) miatt a faj folyosói csaknem az egész területre kiterjednek, sokkal kevesebb a magas költségű pixelek aránya, mint a harkály esetében. A denevér hálózatában sem találkozhatunk izolált foltokkal, mindegyik magterület összeköttetésben áll egy másikkal.

Az egyik lokális célfaj, a nagy hőscincér hálózata csonkább képet mutat az előző két fajhoz képest. A rovar számára 111 forrás-élőhely folt (csak erdő) volt megfelelő, ezek között 138 potenciális kapcsolat volt felfedezhető (0,78 km átlaghossz) (7/3. melléklet). Az alacsony diszperziós távolság miatt a területen belüli elzárt izolált élőhely-foltrendszer alakult ki: a Lengyel-hőgyészi erdők és környéke egy elkülönülő hálózatot alkot, míg a Mecsek és a Szekszárdi-dombság szintén. Az utóbbi rendszer a két főbb rész között egyetlen folton keresztül van összekötve, amely egy Bátaapáti erdőfolt, mutatva ennek az élőhelynek a kiemelt jelentőségét. Enélkül a folt nélkül a két alrendszer nem lenne kapcsolatban (hiszen a bátaapáti erdő nélküli mért távolság közöttük 4,2 km), ezért ez a folt kulcsszerepet játszik a cincér hálózatában. Egy izolált folt alakult ki Tevel mellett, míg a Bonyhádvarasd és Tabódszerdahely közti két erdőfolt szintén egy minden minden mástól elzárt rendszer alkot, mivel csupán egymással vannak kapcsolatban.

Az erdőfoltok közvetlen közelétől eltekintve a terület többi része magas költségű, azaz egyáltalán nem valószínű, hogy ezzel a fajjal találkozhatunk itt.

A másik lokális célfaj, a díszes tarkalepke hálózata hasonló képet mutat az első két fajéhoz, annak ellenére, hogy a beállított diszperziós távolsága jóval alacsonyabb volt. A rovar számára 268 forrásélőhely folt volt megfelelő, ezek között 417 potenciális kapcsolatot térképezett a program (0,82 km átlaghossz) (7/4. melléklet). Az alacsony diszperziós távolság ellenére a területen kevés izolált folt vagy rendszer alakult ki, a Bonyhád melletti gyepektől eltekintve az összes folt rendelkezik valamilyen kapcsolattal a terület többi foltja irányába. A modell eredményeit tekintve tehát a feltételek jelenleg biztosítottak ahhoz, hogy a terület bármely alkalmas élőhelyén találkozhatunk ezzel a lepkefajjal. A modell alapján megállapíthatók azok a foltok, melyek ezt a folyamatosságot biztosítják ebben a léptékben. Ezek a kisebb, nem védett foltok mint a győrei szegélyélőhelyek, az Izmény-Győrei vízfolyást kísérő foltok, a Kisdorog és Nagyvejke környéki élőhelyek vagy a tófüi erdők lépkő funkciót töltenek be. Akár már egyetlen ilyen élőhely megszűnésével a díszes tarkalepke hálózata több alrendszerre esne szét a területen belül. A folyosók szélesek a forrásélőhelyek között, azonban több „üres területet” láthatunk, melyet a célfaj a modellezés szerint elkerül. Ezek a főleg települések és szántóföldek dominálta térségek (Mágocs-Alsómocsolád és Aparhant-Nagymányok-Bonyhád közötti területek, vagy a szekszárdi szőlőhegyektől keletre fekvő terület). Érdekes, hogy mérete miatt több vízfolyás-menti szegélyélőhely is magterület kategóriába került (pl. Sió-csatorna, Völgység-patak, Baranya-csatorna szakaszai), melyek között aztán az útvonalak szintén a vízfolyás mentén folytatódnak.

A lokális léptékű eredményeket értelmezve látható volt, hogy a díszes tarkalepke hálózata egészében lefedi a hőscincérét, ezzel ki tudja váltani a cincérfaj alkalmazását. Így az összegzett Észak-Mecsek mintaterületi hálózatelemzésbe a hőscincér nem került be célfajként. Ugyanakkor a cincér hálózatának modellezése sokkal jobban rámutat az erdei élőhelyeket preferáló fajok lépegető-jellegű élőhelyeire, így hozzájárul a fejlesztési prioritások meghatározásához.

A területen a végül vizsgált három faj közül a nyugati piszedenevér mutatja a legjobb összeköttetéseket, melynek részben oka a faj szélesebb preferenciája (nemcsak az erdők, hanem a vizes élőhelyek is forrásfoltok a számára), részben pedig a vizsgált minimális foltméret és diszperziós távolság kritériumok (25 ha és 5 km) jobban illeszkednek a terület adottságaihoz. A fekete harkály hálózatának elemzése a regionális szintű kapcsolatokat szemléltette, látható, hogy a faj hálózatának léptéke túlmutat a lehatároláson, azon belül nem értelmezhető önmagában, hanem az Észak-Mecsek terület egy nagyobb rendszer része a madárfaj esetében. A díszes tarkalepke modellje ezzel szemben viszont rendkívül jól felhívta a lokális kapcsolatok fontosságára a figyelmet, látszanak azok a kulcsfontosságú foltok is, melyek eltűnésével a nagy élőhelyfoltok közti összeköttetések megszűnnének.

A least-cost eredményeket összegző térkép alapján megállapítható, hogy a terület legértékesebb részei mind az erdők köré rendeződtek, míg a mezőgazdasági területek nem jelentek meg az összegzett hálózatban. Az elemzés alapján a vízfolyások a Mecsek esetében nem emelkedtek ki, ezeket a választott fajok ritkán használják folyosóként (pl. Izmény-Győrei vízfolyás, Völgység-patak), kivétel ez alól a Mucsi-Hidasi-patak és a Sió-csatorna területre eső szakasza. A vízfolyások alulértékelésének oka, hogy ezek a völgyekben húzódnak, melyek egybeesnek a művelt területekkel, és a szántók jelenléte miatt az útvonalakat nem ez irányba kereste a szoftver. Ez alapján az erdei fajok számára létezik jobb lehetőség is a foltok közti vándorlásra a vízfolyásmenti növényzetnél. Kiemelkedő hídszerepű foltok a hálózat-elemzés alapján a semmilyen védettséggel nem rendelkező egyházaskozári erdő, valamint a Hábi-csatorna mellett elhelyezkedő erdőfolt

Mágocs mellett, amelyen a Dombóvár-Bátaszéki vasútvonal halad keresztül (ennek északi fele OÖH folyosó). Az útvonalakat kísérő folyosókat elemezve elmondható, hogy legnagyobb részük kis kiterjedésű erdőfolt-on húzódik keresztül, melyeket egyéb művelés módok tagolnak, mozaikos területhasználatot eredményezve, ezzel bizonyítva a változatos tájhasználat ökológiai értékét is az erdőfoltok mellett.

Az agglomerációs, pesti mintaterület regionális célfaja a közönséges denevér volt (7/5.melléklet). A denevér 29 forrásélőhelyei között összesen a program 74 kapcsolatot talált, az útvonalak átlagos hossza 10,04 km. Az útvonalak száma Mecsek regionális célfajához képest több mint a duplája, mivel a nagyobb lehatárolásra kevesebb forrás-élőhely jutott, így a köztük lévő kapcsolatok száma kevesebb és a távolság is nagyobb. Ugyanakkor, a kevés számú forrás és a nagy távolságok ellenére egyetlen izolált folt sem keletkezett, hiszen a faj diszperziós távolsága (100 km) így is elégségesnek bizonyult az összes folt eléréséhez. A legnagyobb forrás-élőhelyek a területen belül a Gödöllői-dombságban találhatóak, ugyanakkor a városi szöveten belüli nagy kiterjedésű parkok is megtalálhatóak. Az elemzés a lehatárolás környezetében elhelyezkedő forrásokat is figyelembe vette (az érintett Budai erdők és a Naszály is szerepteltek a modellezésben), így a területen belüli összeköttetések ezen külső élőhelyek felé irányulnak. Jól látható, hogy a legkisebb költségű útvonalak behálózzák a városi szövetet, gyakran több „alternatív” útvonalat alkotva. A nagy forrás-területek legtöbb esetben mind kívül helyezkednek el, így a hálózat a külső kapcsolatok figyelembevétel nélkül nem elemezhető, hiszen sok útvonal „sehová sem vezet” a térképen. A 200 ezres költség feletti területek a lehatárolás déli részeire jellemzők, ahol megfelelő méretű erdőfoltok nem találhatóak. Ennek oka a jelentősen eltérő tájszerkezet (hiszen itt a mezőgazdasági területek és tavak dominálnak), emiatt azonban ezek a részek kiesnek a denevér hálózatából. Ugyanakkor lehetséges, hogy nagyobb terület vizsgálatával délebbre lett volna olyan alkalmas erdőfolt, amely bekapcsolható lenne a rendszerbe a legdélebbi foltokhoz képest 100 km-en belül.

Hasonló megfigyelést tehetünk az erdei fülesbagoly (7/6. melléklet) esetében is, ahol a terület déli csücske kiesik a hálózatból. A fülesbagoly 25 hektár feletti 56 forrás-élőhelye között 146 összeköttetés fedezhető fel, ahol a legkisebb költségű útvonalak átlagos hossza 6,90 km (amely szintén több mint a duplája a mecseki célfajának). Ahogy a dombsági területnél, itt is a táji léptékű fülesbagoly hálózat fedi le legjobban a térséget. Izolált foltok nincsenek, még a városi szöveten belül sem, amelyet jórészt az okoz, hogy a bagoly számára nem jelentenek áthatolhatatlan akadályt a beépítések. A parkok fontosságát mutatja az is, hogy a budai oldalon (a területen kívüli) erdőfoltok és a Gödöllői-dombság foltjai között biztosítják a kapcsolatokat, melyek távolsága légvonalban 90 km feletti lenne a városon belüli élőhelyek nélkül, így nem lenne kapcsolat közöttük.

A helyi léptékű hálózatot reprezentáló nagy szarvasbogár least-cost elemzését vizsgálva (7/7. melléklet) szembetűnő, hogy több, egymástól elkülönülő hálózat alakult ki a modell eredményeként. A legnagyobb alrendszert a Gödöllői-dombság és a hozzá kötődő kisebb erdőfoltok adják, amely egészen az egybefüggő városszövetig húzódik. Az agglomeráció délkeleti oldalán fekvő élőhelyek több, egymástól független kisebb rendszert alkotnak, míg a Pesten belüli parkok két közepes és egy két foltból álló hálózatra tagolódnak: egy északi-belvárosi (Káposztásmegyertől Népligetig) és egy külvárosi (Mátyásföldtől a Halmi erdőig), valamint egy Soroksári rendszerre oszthatóak. A két közepes rendszer városi forrás-területek bármelyikének eltűnése a rendszer megszakadásához vezetne, mivel ezek a foltok egy lineáris láncolatot alkotnak. A szarvasbogár 136 forrásfoltja közül 13 izolált, közöttük van a Fóti-Somlyó TT, a Naplás-tó és a

Merzse-mocsár is. A források között 148 útvonal húzódik az elemzés alapján, melyek átlagos hossza 800 m (míg a diszperziós távolság 2 km volt). A célfaj esetében a Duna nyugati és keleti oldalán húzódó, városon kívüli élőhelyek között nincs kapcsolat, viszont a belvárosi élőhelyláncolat a budai erdőkkel a modell alapján összeköttetésben van a budai oldal parkjainak köszönhetően.

A szarvasbogár mellett egy másik helyi léptékű faj, az ezüstsávós szénalepke hálózatát is modelleztem (7/8. melléklet), mely eltérő szemszögből szemlélteti a területen lehetséges élőhelyi kapcsolatokat. Az ezüstsávós szénalepke a városi szövetben egyáltalán nincs jelen, helyette az agglomerációban elhelyezkedő gyepeken és vizes élőhelyeken tud megjelenni. Emiatt forrásfoltjai elszórtan helyezkednek el a területen, méretükben sokkal kisebbek a szarvasbogárhoz képest. Összesen 291 forrásélőhelye között a program 403 kapcsolatot talált, melyek átlagos hossza 1,1 km. Élőhelyhálózata a területen belül két nagyobb rendszerre taglódik: egy déli rendszert láthatunk, amely legnagyobb foltjai az Ócsai TK, amely egészen a Merzse-mocsárig húzódik, és egy északi hálózatot, amely több kisebb potenciális élőhelyfoltból és összeköttetéseikből áll. Emellett 10 teljesen izolált folt és további három izolált folt pár fedezhető fel. Kulcsélőhelyek itt is egyértelműen azonosíthatók a rendszerekben, ilyen a Dunaharszti tavak melletti vizes élőhelyek, az inárcsi naperóműhöz közel fekvő gyepfolt, a Fótliget-lakópark mellett fekvő gyepfoltok az M3 mindkét oldalán, vagy éppen a Csomád melletti gyep. Nemcsak Budapest beépített területei, hanem a nagyobb szántóföldek és erdők is fehéren jelennek meg a térképen, azt jelezve, hogy a szénalepke számára ezek a részek nem átjárhatóak.

Ahogy a mecseki mintaterületnél, itt is a táji léptékű célfaj hálózata illeszkedett legjobban a terület léptékéhez, a nagyobb és kisebb lépték alkalmazása által pedig szélesebb perspektívából láthattunk rá a rendszerre. Az összegzett eredményeket kiértékelve a legszembevetőbb a déli szántóterületek üressége, amelyet egyetlen célfaj sem használt hálózatként. Egyedül az ezüstsávós szénalepke számára voltak itt alkalmas foltok, azonban ezek nem rendelkeztek semelyik más forrás irányába sem összeköttetéssel. A szarvasbogár és a szénalepke együttes alkalmazása indokolt volt a területen, hiszen mindkét faj fontos kulcsélőhelyekre hívta fel a figyelmet a helyi léptékben, azonban eltérő aspektusokból világították meg az élőhelyeket és kapcsolataikat.

A városi zöldterületek jelentősége az elemzés alapján megkérdőjelezhetetlen. Bármely park eltűnése felborítaná a hálózatot, különösen lokális szinten. Kiemelném a Keresztúrdűlői Új köztemető, a Merzse-mocsár, valamint a Fóti-Somlyó TT lépőkő szerepét. A belvárosi parkláncolat, amely a Farkas-erdőtől indul a Népsziget, Margit-sziget, Városliget, Kerepesi temető Népliget vonalon, szintén kiemelkedő értéket képvisel nemcsak helyi, hanem táji és regionális szinten is, segítve az agglomeráció két oldalán elterülő megmaradt természetes élőhelyek összeköttetését a városon keresztül. A vízfolyások szerepe ez esetben is alulmaradt az elvártakhoz képest, a Szilas-patak és a Rákos-patak vonala csak minimális szakaszokon jelent meg összekötő elemként. Ennek oka lehet a magas beépítettség, amely korlátozza a patak-menti növényzet kiterjedését (tehát a vízfolyás önmagában, vegetáció nélkül nem funkcionál folyosóként). Ezzel szemben a vasútvonalak, ahol a zajhatás csökkentése miatt fellelhető puffer fásítás, gyakran érintettek útvonalakkal kisebb szakaszokon, különösen Rákosrendező, Ferencváros és Soroksár esetében. A szerkezeti potenciál elemzés által kifejezetten értékesnek bizonyuló, városi környezetben található faültetvények (pl. Határúti kiserdő) szintén érintettek útvonalak által, azonban ezek magterületként nem jelentek meg egyik faj számára sem, mivel idegenhonos fafajok alkotják őket. Felmerül itt a modell-korrekciónak lehetősége, hiszen a városi zöldterületekhez képest, ezek is hasonlóan értékes élőhelyek lehetnek egyes fajok számára. Ugyanakkor ezek az erdők

jellemzően nem tartalmaznak idős fákat, melyeket mindhárom célfaj igényelne, így forrás-élőhelyként való definiálásuk megkérdőjelezhető.

Az alföldi mintaterület eredményeit tekintve elsőként a fehér gólya hálózatelemzését (7/9. melléklet) vizsgáltam. A gólya számára 75 forrás-élőhely volt, melyek mindegyike rendelkezett összeköttetéssel egy másik élőhely felé. A kapcsolatok száma 168, átlagos hosszuk pedig 6,70 km, a leghosszabb útvonal azonban 33 km-es, a Nagykovácsói-főcsatorna mentén húzódik. A gólya, viselkedéséből adódóan kedveli a települési területeket, így a városszövet nem jelent számára akadályt. Elkerült területek az egybefüggő mezőgazdasági területek (Törökszentmiklós, Jászládány és Abony környéke, valamint a Nagykovácsói főcsatornától keletre eső földek). A faj erősen kötődik a vízfolyásokhoz és az azok mentén húzódó élőhelyekhez, de nemcsak a Tisza vonala, hanem a csatornák és holtágak is jelentős folyosói a fajnak. Mivel a fehér gólya általában települési villanypóznákon fészkel, ezért forrás-élőhelyekként kellett volna a településeket is megjeleníteni ahhoz, hogy tényleg valós képeket kaphassunk a faj hálózatáról. Ez azonban az ökológiai hálózat tervezési alapelveivel konfliktál, így a kapott, természetes és féltermészetes élőhelyekre épülő hálózat inkább a faj táplálkozás során megtett útjait és preferált foltjait szemléltetik, mintsem a faj tényleges hálózatát. Ez fajvédelmi szempontból kifejezetten jelentős, hiszen nem a fészkelőhelyek megszűnése okozza a legnagyobb problémát a faj számára, hanem pont a táplálkozóhelyek eltűnése miatt nem képesek az összes fiókat felnevelni a szülők.

A kis őrgébics teljesen eltérő igényekkel rendelkezik, kevésbé a nedves rétek, inkább a bozótosok, szegélyek és szárazgyepek ideálisak számára. Ennek ellenére a hálózata (7/10. melléklet) hasonló képet mutat a fehér gólyaéhoz, ugyanúgy kiemelkedik a vízfolyások folyosóként betöltött jelentősége. Ahogy az előző táji léptékű célfajok esetében, itt sincs izolált forrás-élőhely, a madárfaj hálózata teljes a területen belül. A 104 forrás-élőhely között 223 útvonalat talált a program a bemeneti adatok alapján, melyek átlagos hossza 5,63 km. A gébics útvonalai a vízfolyások mellett előszeretettel húzódnak utak mentén is, amelyek kísérvénnyezete megfelelő átjárhatóságot biztosít számára a mezőgazdasági tájban. Az elkerült területek a nagy kiterjedésű, intenzív mezőgazdasági térségek, hasonlóak a fehér gólyaéhoz, azonban az őrgébics számára még kedvezőtlen a Szolnoktól északra húzódó terület is. Míg a gólya számára a besenyszögi élőhelyek és a Zagyva között van közvetlen kapcsolat, addig a gébics esetében ez a folyók mentén valósul meg. Szembetűnő az is, hogy a gébics számára sokkal kisebb kiterjedésű források vannak jelen az eddig vizsgált fajokkal szemben, a legnagyobb vizsgált folt 30 km²-es (Hortobágy-Berettyó), és a mintaterületen kívül helyezkedik el.

Végül a nagy tűzlepke helyi léptékű hálózatát (7/11. melléklet) elemezve elmondható, hogy a faj számára sokkal nagyobb költségűek a mezőgazdasági térségek az előző két madárfajhoz képest. A 151 forrásterület között vannak közepméretű foltok is, a vizes élőhelyek és gyepek találkozásának köszönhetően, így vannak nagyobb kiterjedésű mag-élőhelyei a gébicshez viszonyítva. A többi lokális célfajhoz képest a Tisza-mentén a lepke hálózata kevésbé felszabdalt: csaknem minden élőhely összeköttetésben van a másikkal. Egy izolált alrendszer alakult ki délkeleti részekben, ahol a Tiszától elválasztják a lepke forrásterületeit a mezőgazdasági területek, átjárhatatlan barriert képezve. Az összeköttetések megléte részben a megadott diszperziós távolságnak köszönhető, amely a lepke esetében 5 km volt, míg a szarvasbogár, a két lepkefaj és a cincér esetében 2-3 km. Ennek ellenére kialakultak izolált foltok (3 db), mind a Nagykovácsói főcsatorna öntözési területén. A faj számára összesen 282 útvonal tárult fel, melyek 2,84 km-es átlag hosszal rendelkeztek. A leghosszabb útvonal a 8 km-t is meghaladta (a diszperziós távolság az euklideszi távolságot veszi figyelembe), az útvonalak zöme (56%) 2 km-nél is hosszabb, ezért

az eredmények kevésbé összevethetőek a másik négy rovarfaj hálózatával. Noha a tűzlepke számára a hálózatosság feltételei jelenleg biztosítottak a terület legnagyobb részén az alkalmas élőhelyek között, azonban egy-egy élőhely eltűnése is már a hálózat szétesését eredményezheti. Ilyen kulcsélőhely például: a szolnoki Lumen park melletti szikes gyepek, a tószegi vizes élőhely, a surjányi vagy éppen a besenyszögi gyepek. Kiemelném, hogy ezen foltok egyike sem élvez Natura 2000 védelmet, és csak a foltok fele része az OÖH övezetének.

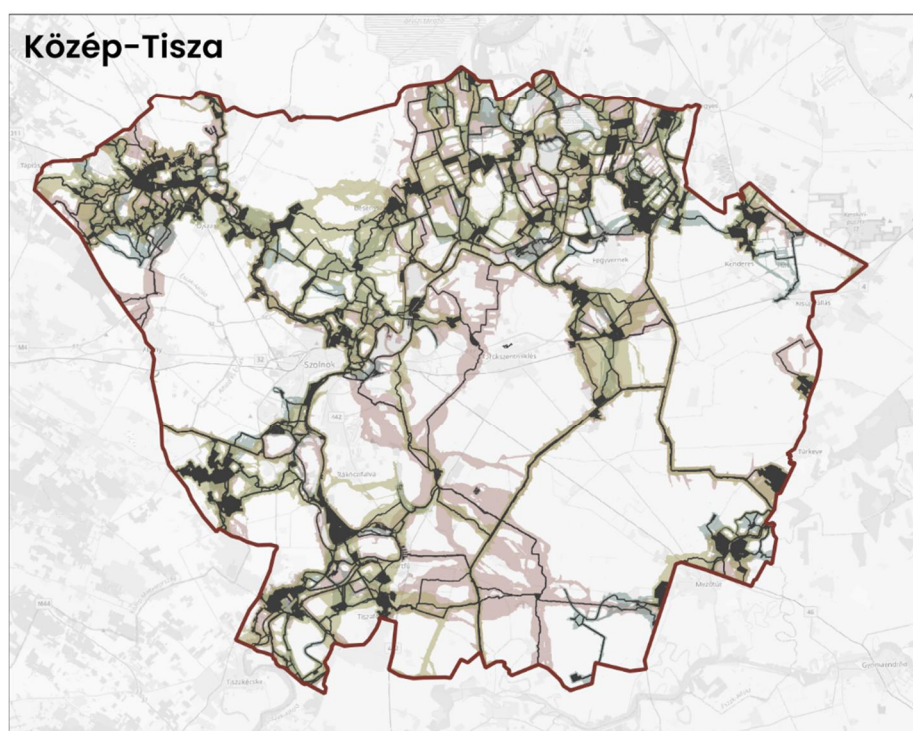
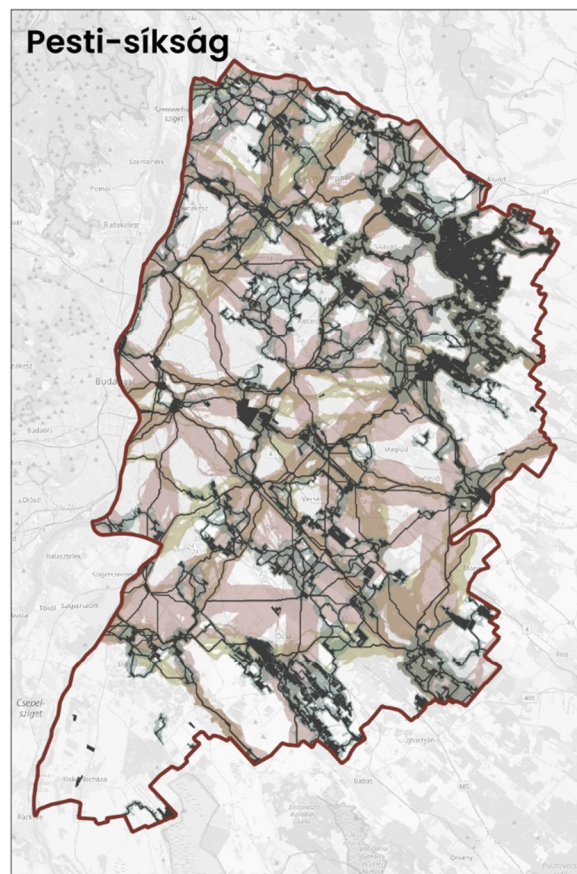
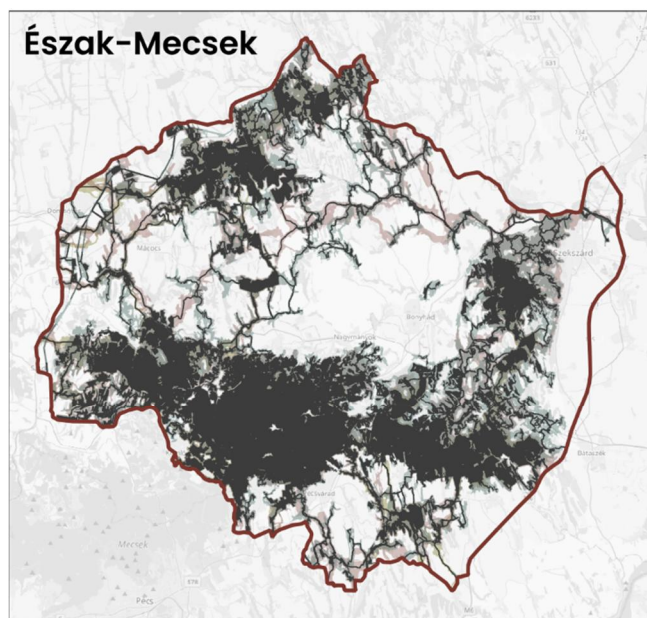
A Tisza-mentén mindhárom célfajnál hasonló hálózatokat kaptunk eredményül, noha a fajok eltérő preferenciákkal rendelkeztek, forrás-élőhelyeikben is jelentős eltéréseket tapasztalhattunk. Ennek oka, hogy kevés a megmaradt természetközeli vagy fél-természetes élőhelyfolt, melyet útvonalként használhat az adott állatfaj. A vízfolyások és a mellettük húzódó élőhelyek kulcsfontosságú szerepet töltenek be a fajok hálózatában ezen a területen, fajtól függetlenül, amit alátámasztott a least-cost elemzés is.

A Közép-Tiszánál nem különült el a táji és regionális léptékű célfajok hálózatának részletezettsége olyan markánsan, mint a másik két terület esetében, azonban a korábban megfogalmazott állítások ez esetben is igazak. Noha a két madárfaj preferenciái eltérőek, egyes az útvonalak hasonlóképp alakultak mindkét faj számára (pl. Nagykunsági-főcsatorna), melynek oka a kevés megmaradt élőhelyfolt a mezőgazdasági térben. Ezen az a tény sem változtatott, hogy mind a gébics, mind pedig a fehér gólya számára viszonylag alacsony (40 és 20) ellenállásértéket kaptak a szántók. Az összesítés után ugyanakkor sokkal színesebb kép rajzolódik ki, hiszen a tűzlepke élőhelyrendszere a lépték és az élőhelyi alkalmasság miatt is sokat tudott hozzátenni az elemzéshez. A kisméretű élőhelyek közti kapcsolatokat kiválóan reprezentálta mind Besenyszög-Hunyafalva-Kőtelek környéki gyepek, mind az újszászi gyepek esetében. Elmondható, hogy a Közép-Tisza esetében a fajválasztás megfelelő volt, annak ellenére, hogy a fehér gólya hálózata nem a faj tényleges hálózatát, hanem a táplálkozóhelyeinek rendszerét reprezentálja.

Az összesítést elemezve (21. ábra) látható, hogy a nagy kiterjedésű, egybefüggő szántóterületek kiesnek a fajok hálózatából. Ott, ahol a vízfolyások, csatornák jelen vannak, a fajok ezeket preferálják a mezőgazdasági területtel szemben. Egy-egy élőhely jelentősége kiemelhető, természetesen a két fő folyó, a Tisza és a Zagyva-menti természetes élőhelyek láncolata kirajzolódik, de emellett a nagykunsági főcsatorna két ága is jelentős útvonalak szempontjából a táji és regionális léptékben. Itt fejlesztési potenciál látható, hiszen a vízfolyás helyi léptékben nem rajzolódott ki, hiszen mentén nem találhatunk megfelelő élőhelyeket. Fontos kulcsélőhelyek azok a gyepek, melyek nem feltétlen élveznek védelmet, és lépőkőként funkcionálnak a térségben (pl. szolnoki gyepek, Karancsi-erdő és a mellette lévő gyepek Törökszentmiklóson, a kengyeli löszgyepek). A folyosókat vizsgálva nemcsak a folyók szűk környezete, hanem egy sokkal szélesebb sáv jelent meg, amely a Tisza-mentén terület északi és déli részén, valamint a Zagyva-mentén a nyugati Összegezve a hálózat-elemzés tanulságait elmondható, hogy a három (egyik esetben négy), különböző léptékben releváns célfaj vizsgálata sikeresen szemléltette a helyi, táji és regionális kapcsolatokat. A lehatárolt területek léptékéhez a táji célfajok hálózata és beállított értékei (25 ha min. forrás és 40-50 km-es maximális diszperzió) megfelelően illeszkedtek. A regionális célfajok a nagyobb léptékű kapcsolatokat mutatták meg, míg a lokális célfajok értékes helyi információkat (kulcsfoltok, lépegetőkövek, szorosabban összetartozó alrendszerek) adtak hozzá a táji hálózathozoldalon jelentősen kiszélesedik.

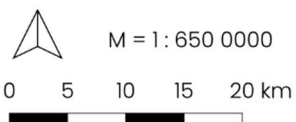
Célfajok hálózatai

A regionális, táji és lokális célfajok forrásterületek között húzódó folyósói és útvonalai összesítve



Jelmagyarázat

- Vizsgált területek
- Leas-cost útvonalak
- Regionális folyósók
- Táji folyósók
- Lokális folyósók



21. ábra: Célfajok hálózati modelljeinek összesítése, útvonalak, folyósók meghatározása

A folyosók szembetűnően keskenyebbek a mecseki mintaterületen, míg a városi szöveten és a szántókon áthaladó, általában nyílegyenes útvonalakhoz kötődő folyosók sokkal szélesebbek. Ennek oka a modellezés módszerében keresendő, ugyanis, ha két élőhely között létrejöhet a diszperziós távolságon belül kapcsolat, és a köztük fekvő terület ellenállása megegyezik (tehát homogén, magas ellenállású felületekről van szó, mint a beépítések és szántóföldek), akkor a legrövidebb légvonalbeli összeköttetés képződik meg útvonalként. A hozzá kapcsolódó folyosó pedig széles sávként jelenik meg, mivel nincsen nagy különbség a felület ellenállása között, az egyformán kedvezőtlen feltételek miatt. Ezek a széles folyosók azok tehát, ahol az ökológiai hálózat fejlesztése, akár lépőkövek, folyosók vagy a művelést változtatások indokoltak konnektivitás szempontjából.

Az alkalmazott három és négy faj a korrekciók után képes volt megfelelően reprezentálni az ökológiai hálózat használóit területi tervezést támogató szempontból, ugyanakkor egyedi preferenciák, igények reprezentálására más fajok alkalmazása, legyen szó specialistákról, vagy más állatcsoportokról szintén hozzáadhat a módszerhez egy éles tervezés során.

A NÖSZTÉP jó alapnak bizonyult mind a forrás-élőhelyek, mind pedig az ellenállás-felületek tekintetében, mert pl. a gébics esetében az utakat kísérő növényzet, fasorok ökológiai jelentőségét segített alátámasztani. Más adatbázis, amely ezeket nem tartalmazza, nem emelte volna ki ezek jelentőségét. Ugyanakkor a NÖSZTÉP raszteres mivolta miatt a valóságos területhez képest lehetnek kisebb eltérések az adatokban mind pozitív, mind negatív irányban. A városi zöldterületekkel való kiegészítés a pesti mintaterületen szükséges volt, hiszen ezen területek nélkül a hálózat-elemzés értelmezhetetlen lett volna.

5.3. Védelmi zónák elhelyezkedése és háttérterületi lehetőségek

A talajvédelmi zónák kiterjedését tekintve a három terület jelentősen eltérő képet mutat (8/1. melléklet). Az Észak-Mecsekben nem, a Pesti-síkságon pedig csak délen, kisebb foltokban fordul elő belvízzel érintett terület (Dunavarsány, Szigetszentmárton, Kiskunlacházi repülőtér környezete és Ócsa). Ezeken a területeken domborzati viszonyaiknak köszönhetően, jellemző az erózióveszélyeztetettség is, nem ritkák a 17% feletti lejtések sem a dombsági részekben. Az Észak-Mecsek esetében a teljes területen jellemző az erózióveszély, míg a Völgyesség és a Szekszárdi-dombságtól keletre fekvő részek kevésbé érintettek. A Pesti-síkságon alacsonyabb az erózió veszélye, egyedül a Gödöllői-dombság vonulataira jellemző, míg a fővárosi és déli részekben nem is jelenik meg. Az Alföldön ezzel szemben egyértelműen a belvíz érintettség dominál, magas lejtésű területekkel foltokban sem találkozhatunk. A síksági terület kb. kétharmada a III-as, azaz a közepesen belvízveszélyes kategóriába esik, ugyanakkor a belvíznek erősen kitett területek is jelentős kiterjedéssel bírnak. Kiemelendő még a Besenyszög és Nagykörű közti részek, valamint Kenderes, ahol a település belterületi részei is érintettek.

A felszíni vizek védőterületei mindhárom mintaterületen jelentős arányban megjelennek, kiemelve a tavak és a kisvízfolyások környezetének jelentőségét (8/2. melléklet). A Pesti-síkságon a Duna, a Közép-Tiszán a Tisza, a Zagyva és a Nagykunsági-főcsatorna vonalai kiemelendők folyóvizekként.

A vízminőségvédelmet szolgáló zónák is mindhárom térségben jelentős kiterjedéssel vannak jelen (8/3. melléklet). A Mecsekben a nagy kiterjedésű foltok a dombságokhoz köthetőek, a Tisza mentén a Tiszához, míg a Pesti-síkságon több mint a terület fele része legalább egyféle védelmi övezetnek. A tavak, kutak és talajvízkivételi helyek ezekhez képest kisebb foltokként jelennek meg. A vizsgált két zóna, a vízminőségvédelmi területek övezete és az ivóvízkivételi helyek

védőterületei között csak részben található átfedés, így mindkét adat figyelembevétele hozzáadott a módszer komplexitásához.

Mindhárom területen kirajzolódnak a védelmi zónák közös pontjai (22. ábra), és így a környezeti elemek állapotát figyelembe vevő háttérterületek lehetőségei. A legfontosabb védelmi zónák általában felszíni vizek környezetében fordulnak elő, ahol másfajta érintettség is van, akár felszín alatti vizeket, vízfolyásokat vagy lejtési viszonyokat tekintve. Ilyen pont a Mecsekben a mágocsi tó déli csücske, vagy a nagyvejkei patak mentén húzódó ideiglenes tó környezete és a Szálkai-tó. A vízminőség, vízbázis és az erózióveszélyeztetett területek találkozásából eredeztethető magasabb pontszámot elért, az előzőekhez képest nagyobb kiterjedésű területek helyezkednek el például Szekszárdtól északra és Pécsvárad vagy Mecseknádasd területén. A Tisza-mentén a folyó és holtágai, valamint a Kunhegyesi ideiglenes vizes terület jelent meg környezeti szempontból feltétlen védendő elemként, ugyanakkor a belvízveszély nagy kiterjedése miatt a területen nagyobb foltok is bevonhatóak lehetnének. Az előzőekhez hasonló helyzetet tapasztalhatunk a harmadik mintaterület esetében is, ahol a legfontosabb foltok a felszíni vizek mentén helyezkednek el (pl.: isaszegi halastavak, dunakeszi tőzegtavak, Mogyoródi-patak mente, péceli tavak, sóshegyi Kavicsos-tó és a dunavarsányi bányatavak), és különösen kiemelendő a Duna-mente ebből a szempontból. A vízkivételi pontok, kutak és víztározó tavak mindhárom területen szinte pontszerűen jelennek meg, főleg ott, ahol más védelmi zónák is előfordulnak.

Noha egyes esetekben az eredmények már átfedésben vannak valamilyen természetvédelmi oltalommal (különösen a vizek esetében), így is találni olyan élőhelyeket mindhárom térségben, melyek védelme több szempontból is indokolt volna, ugyanakkor nem részei a jelenlegi ökológiai hálózatnak (és így jellemzően más természetvédelmi kategóriának sem).

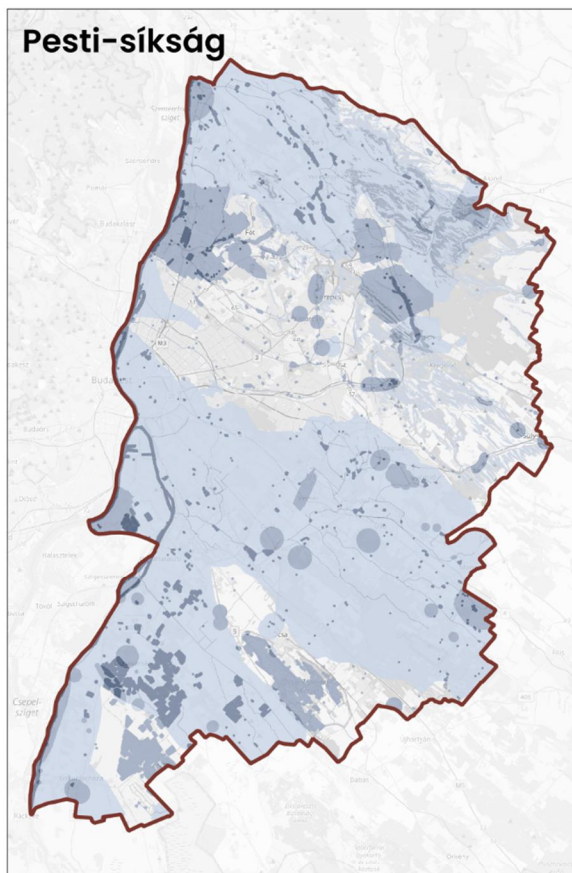
Védelmi zónák

Szemponatok: vízminőségvédelem, talajvédelem (belvíz és erózió), valamint felszíni állóvizek, folyóvizek és kisvízfolyások védelme

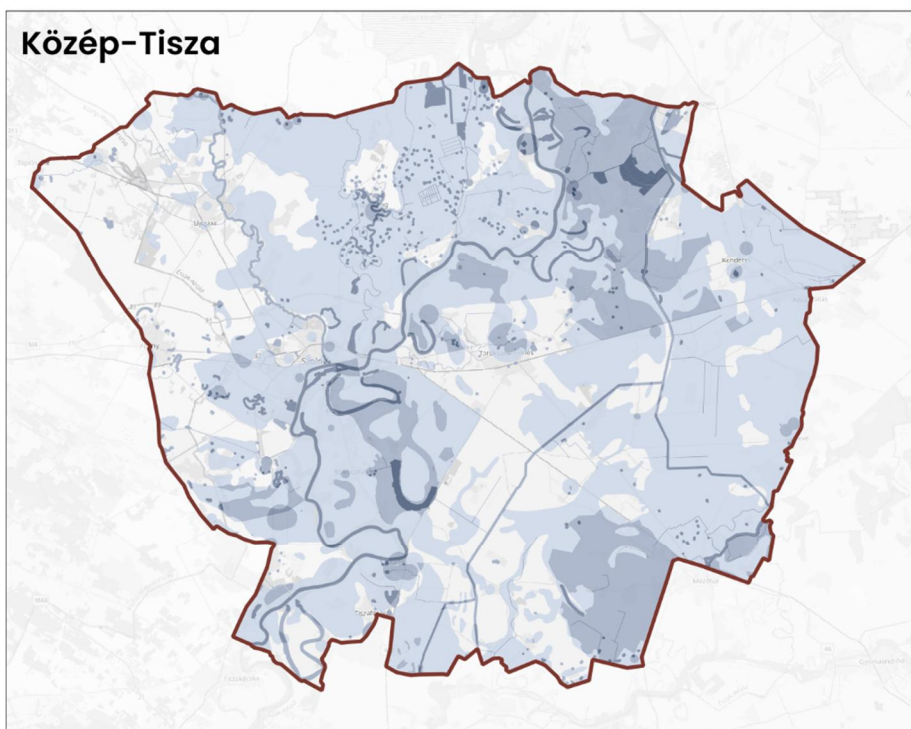
Észak-Mecsek



Pesti-síkság



Közép-Tisza



Jelmagyarázat

 Vizsgált területek

Védelmi zónák pontszámjai

 0,83 - 1,67

 1,67 - 3,33

 3,33 - 5

 5 - 6,67

 6,67 - 8,33



M = 1 : 650 0000

0 5 10 15 20 km



22. ábra: Védelmi zónák átfedései

5.4. Ökológiai hálózat lehatárolási lehetőségei

A három szint eredményeinek összegzése komoly nehézségbe ütközött, ugyanis az eltérő alapegységek miatt nem lehetett egy az egyben élőhelyekre és foltokra vagy cellákra vetíteni az összegzett értékeket. Emiatt három lépésben, az eredménytérképek alapján manuális digitalizálva határoltam le egy lehetséges ökológiai hálózatot a Mecsek mintaterületen, amely egy maximalista javaslatként is értelmezhető az ökológiai hálózat kijelölésére (23. ábra).

A magterületeket viszonylag könnyű volt lehatárolni, hiszen ezek lettek a legértékesebb területek az elemzés során. Az ökológiai folyosókat az elsődleges pufferektől (és néhány esetben a gyengébb magterületektől) nehéz volt elkülöníteni pusztán a számok alapján, ezért a hálózat-elemzés kifejezetten hasznos ezek megállapításában. A magasabb szerkezeti potenciál pontszámot kapott féltermészetes művelt területek (5-5,5 pont) és szántók jellemzően pufferek, a kicsit alacsonyabb (4-5 pont) az átmeneti zónákba sorolódtak. Azok a foltok vagy foltrészleteket, melyek egyértelműen érintettek a táji vagy regionális fajok útvonalai által, átsoroltam a folyosó kategóriába. A lokális faj szempontjából folyosóként funkcionáló területek nem feltétlen lettek folyosók, hiszen ezek nem abban a tervezési léptékben helyezkednek el, amelyben a javaslatot végeztem.

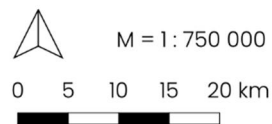
A foltok elsődleges funkciója tehát a gyakorlatban összemosódik, emiatt nehézséget okoz a konkrét övezeti besorolásuk. A kérdéses esetekben az elhelyezkedés, a hálózat-elemzésben betöltött szerep, valamint a folt felszínborítási kategóriája alapján hoztam meg a döntést.

A restaurációs területek meghatározása volt talán a legegyszerűbb a javaslatotétel során, hiszen ezek a szerkezeti potenciál elemzésben kevésbé értékes, de a környezeti elemek szempontjából védendő területek közül kerültek ki. Sajnos viszonylag kevés ilyen területet tudtam körül határolni, mivel ezek egy jelentős része már meglévő településeken fordult elő (feltehetően vízkivételi kutak), melyek rehabilitációja nem reális. Ugyanakkor azonosítható volt több olyan vízfolyás és környezete, valamint eróziós szempontból veszélyeztetett terület, melyek helyreállítását érdemes lehet megfontolni.

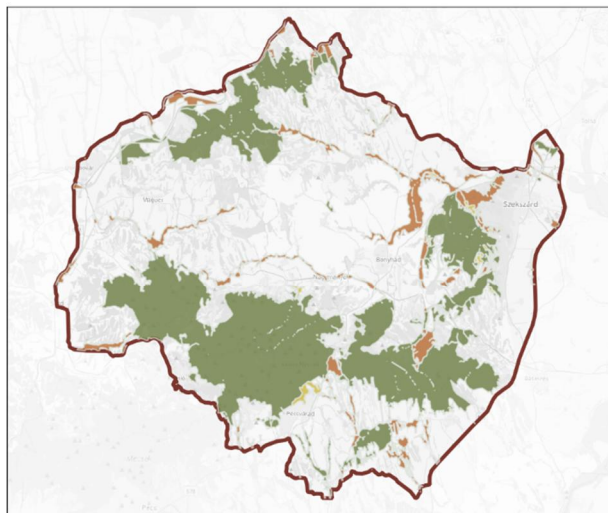
Maga a folyamat többszöri újratervezést és korrekciót igényelt. Éppen ezért nem mondható ki, hogy ez egy objektív hálózat volna, inkább csak egy példa arra, hogyan lehet a gyakorlatban is alkalmazni a három-szintű modellt. Noha a példában a lehatárolás számszerű adatokon, bonyolult számításokon alapszik, így sem zárható ki az ember mint tervező és döntéshozó a folyamatból, hiszen az övezetek határai nem állapíthatók meg csupán értékek alapján. Az eredmények feldolgozását tehát több szakember egyeztetésével egy tervezési folyamat részeként szükséges elvégezni. Az általam készített javaslat egy kiindulási pont lehet arra, hogy mit tarthatunk az ökológiai hálózat részének.

Noha az eredmények összefésülése több dilemmát vetett fel, mint amennyit megválaszolt, a fenti tapasztalatokat azért tartottam fontosnak leírni, hogy ezzel felvessem azokat a kérdéseket és problémákat, melyek egy ilyen komplex rendszer tervezésekor felmerülhetnek. Annak ellenére, hogy a fenti hálózati határok nem mondhatók teljes mértékben objektívnek, mégis érdemesnek találtam röviden összevetni az eredményt az Országos Ökológiai Hálózattal (23. ábra).

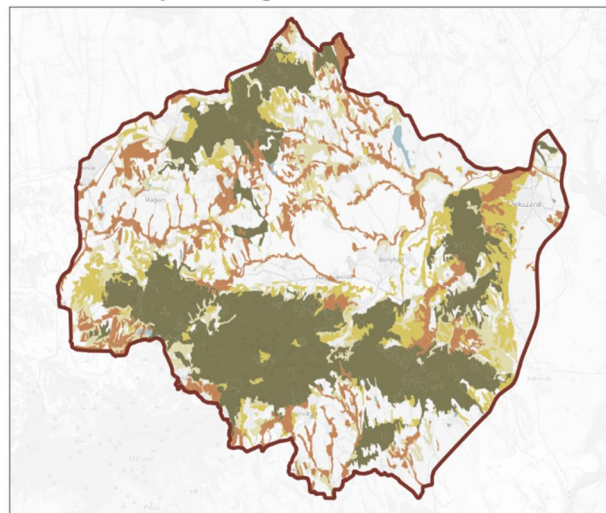
Országos Ökológiai Hálózat övezeteinek összevetése az eredményekkel



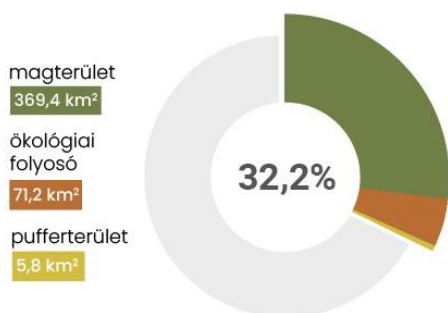
OÖH övezete



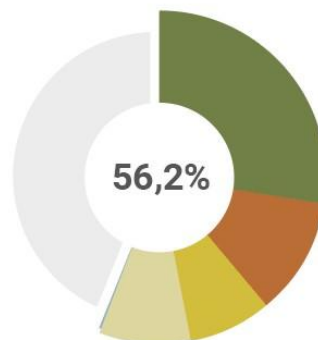
Javasolt táji ökológiai hálózat



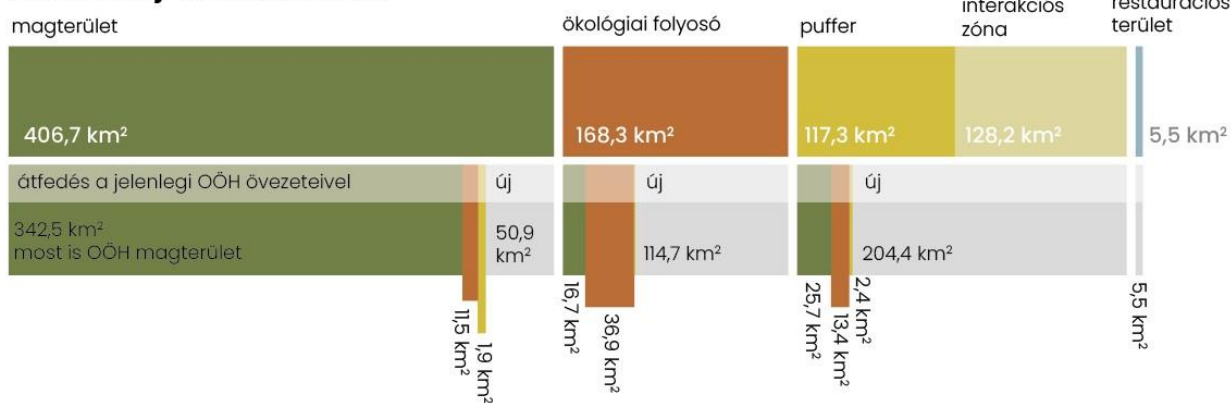
OÖH övezetei (2024)



Javasolt táji ÖH



Javasolt táji ÖH összetétele



23. ábra: Az Országos Ökológiai Hálózat övezeteinek összevetése az eredmények mentén javasolt ökológiai hálózattal

Az OÖH övezete az Észak-Mecsek mintaterület összesen 32,2%-át borítja, amely szerkezeti felépítése a következő: 369,4 km² magterület, 71,2 km² ökológiai folyosó és 5,8 km² pufferzóna. Az általam javasolt, a keretmódszer által megalapozott táji ökológiai hálózat kiterjedése jelentősen eltér, összesen 826,3 km², amely a terület 56,2%-át jelenti. A két ökológiai hálózat közt az átfedés 100%, tehát az összes OÖH terület részét képezi a javasolt táji hálózatnak. A táji ökológiai hálózat övezeti bontását tekintve a magterületek 406,7 km²-t tesznek ki, amelyek csaknem megegyeznek az OÖH magterületeivel, kisebb bővítéseket tartalmaznak. A táji ökológiai folyosók kiterjedését vizsgálva ezzel szemben már jelentős eltéréseket láthatunk: a 168,3 km²-nyi folyosó már tekintélyes, csaknem 100 km²-es bővítést jelent a területen. A tervezett táji pufferterületek és interakciós zónák külön-külön 117,3 és 128,2 km²-esek, együttesen ez 246,7 km² védőzónát jelent. 5,5 km² restaurációs terület volt megállapítható a módszer alapján.

Elmondható tehát, hogy a táji ökológiai hálózat és így a keretmódszer elsősorban a pufferek, másodsorban pedig az ökológiai folyosók bővítését tudták kiemelkedően segíteni, a magterületek esetében kisebb különbséget tapasztalhatunk a két hálózat között. A módszer továbbá kimutatta, hogy a szükségesnél sokkal kisebb a pufferek kiterjedése ma az OÖH-ban, amely talán az övezet egyik legnagyobb hiányossága. Ezek alapján a védőzónák és az ökológiai folyosók bővítése kell, hogy legyen az elsődleges célja az ökológiai hálózat megújításának hazánkban.

5.5. Tervezés és szabályozás

Az ökológiai hálózat megújítására szükség van, ebben szakmai konszenzus van hazánkban a területi tervezők részéről. Noha vannak olyan elképzelések, miszerint az övezet megszüntetésére lenne szükség, és új koncepcióknak kell teret engedni, a kutatás alapján azt gondolom, hogy nem ez az út vezet Magyarország ökológiai állapotának javításához.

Disszertációm végén az ökológiai hálózat (újra-)újraértelmezésének gyakorlati megvalósítási lehetőségeivel szeretnék foglalkozni röviden. Noha a kutatásnak elsődleges célja egy keretmódszer megalkotása volt, amely mentén az övezet lehatárolása és fejlesztése elindítható, véleményem szerint a tervezési környezet és a jogi integráció taglalása elengedhetetlen a téma szempontjából.

Miklós és társsai (2019) a tájat befolyásoló harmadik tényező, a szocio-ökonómiai folyamatok befolyásolására ún. „ökostabilizációs intézkedéseket” fogalmaznak meg a hálózat tervezési fázisa végén. Ebbe mind a környezeti állapotot pozitívan befolyásoló javaslatok (pl. vízmegtartás, mezőgazdasági táj optimális használata, erdők védelme, környezetterhelő stresszfaktorok megszüntetése stb.), mind pedig jogi jellegű javaslatok helyet kapnak. Ennek mintájára fogalmazom meg én is javaslataimat a hazai környezetben.

Ha az övezeti kereteken belül képzeljük el az ökológiai hálózat megújítását, először is a tervezésnek kell megvalósulnia. Jelenleg az OÖH övezetét nem tervezik, hanem ad-hoc módosítják az éppen adódó lehetőségek és igények mentén. Az országos rendezési terv készítésekor pedig adatszolgáltatásként jelenik meg, így arra a területi tervezők nem rendelkeznek befolyással.

Hasonlóan a szlovák példához (MIKLÓS et al. 2019), a hazai tervezési szféra is három léptékben – helyi, táji és országos - képzelte el az ökológiai hálózat tervezésének folyamatát (NAGY & KONKOLY-GYURÓ 2013), amely végül nem így valósult meg. Mindhárom lépték eltérő szemléletet tud hozzáadni a tervezéshez, azonban a fő tervezésnek a táji léptékben kell megvalósulnia. Sok más külföldi példa (JONGMAN & VEEN 2007, NIE et al. 2021) is amellet

érvel, hogy az ökológiai hálózat előnyére válik, ha többféle léptéket is figyelembe veszünk a tervezés során, így én is ezt javaslom a hazai hálózat megújítására (24. ábra).

Az országos rendezési terv (MaTrT) készültekor az ökológiai hálózat országos szintű kialakítását javaslom, a területi tervezők, természetvédelmi szakemberek, ökológusok és más szakemberek részvételével, ahol a hálózat lehatárolásának főbb szempontjait, irányelveit és módszerét rögzítik, meghatározzák a használandó adatbázisokat, és eszközöket. Ennek a módszernek egy kezdő lépése lehet az általam alkotott keretmódszer, amelyet a különböző szakterületről származó szakértők vitatnak meg. Kutatásaim alapján azonban az leszögezhető, hogy ökológiai hálózat tervezés nincs hálózat-elemzés nélkül, a kapcsolatok és összeköttetések valamilyen eszközzel való vizsgálata szükséges és nem kihagyható a tervezési folyamat során (ahogy MIKLÓS et. al. 2019 is említi: anélkül nem nevezhető az eredmény hálózatnak).

Ezt követően a nemzeti parkok bevonásával lehetne kivitelezhető a tervezés, a közösen megalkotott módszer alkalmazásával, azonban azt táji szinten, az adottságoknak megfelelően korrigálva. Itt lehet integrálni a helyi szakemberek (pl. természetvédelmi őrök, településtervezők) tudását, ezzel helyi szinten is visszacsatolva a hálózatra. Sahraoui és társai kutatása (2021) részletesen foglalkozik az eltérő területeket képviselő szakemberek bevonásával az ökológiai hálózat tervezése során, és annak kiemelt fontosságát hangsúlyozzák a megvalósíthatóság terén. A nemzeti parki kereteket azért tartom optimálisnak, mivel itt áll rendelkezésre olyan tudás az egyes élőhelyekről és élővilágukról, amelyek kulcsfontosságúak a tervezés során. De emellett olyan egyéb fontos adatokkal is rendelkeznek, mint a földhasználati és tulajdoni viszonyok, földrészletek, biotikai adatok és más térinformatikai adatbázisok, így a tervezéshez szükséges adatok és szaktudás már most rendelkezésre állnak az intézményekben. A táji szint alatt nem a Nemzeti Parkok Igazgatóságainak illetékességi területét, hanem annál kisebb léptéket tartok megfelelőnek, melyek hasonló természeti adottságokkal és alakító tényezőkkel rendelkeznek, a bennük lezajló közös folyamatok miatt pedig egységesen kezelhetőek.

A helyi léptékben történő visszacsatolások is könnyebben futnak össze táji szinten, ideértve például a természetvédelmi őrök terepi tudását, a gazdálkodók érdekeit vagy éppen az önkormányzatok szándékait. Lokálisan a javaslatok konkrét helyi kijelölésére is lehetőség van a szakemberek részéről. Ilyen javaslatok lehetnek például a vízmegtartás szinterei, vagy erdőtelepítés az arra alkalmas területeken, melyek, ha nem megfelelő helyen valósulnak meg, nemcsak az ökológiai rendszernek, hanem a gazdáknak és más érintetteknek is kárt okozhatnak.

A táji szinten meghatározott hálózat a három fő övezeti kategória (magterület, ökológiai folyosó, pufferezóna) mellett opcionálisan interakciós (azaz átmeneti) zónákat is tartalmazhat olyan területek esetében, ahol ezek relevánsak lehetnek. A lehatárolásnak viszont mindenképp része kell, legyen a rehabilitációs területek kijelölése is – azaz az ökológiai hálózat háttérterületeinek azonosítása, amely a hálózat fejlesztési területeit integrálja az övezetbe külön kategóriaként.

Az övezethez a mostaninál szélesebb, nem csupán építésre korlátozódó szabályok szükségesek azért, hogy a hálózat működőképességét fenntartsuk és biztosítsuk. Az interjúk során felmerült, hogy egy szigorúbb, merev szabályozás negatívan is hathat a rendszerre, azonban azt látom, hogy kiegészítő korlátozásokra mindenképp szükség van. Javaslatom szerint a szabályok területhasználati kategóriáinként készüljenek el a Nemzeti Parkok igazgatóságokkal és ökológusokkal szoros egyeztetésben. Szükség van olyan átfogó, az ország ökológiai állapotát javító intézkedésekre, mint a környezeti elemek, a biodiverzitás és az élőhelyek védelme, valamint ezek fennmaradási feltételeinek biztosítása. Ennek kapcsán például kiemelkedő szerepet kell kapniuk a művelt területeknek, melyek bizonyítottan fontos, ám elhanyagolt részei a hálózatnak.

A mezőgazdasági területek, szántók, szőlők és gyümölcsösök védelmét biztosító korlátozások, így az agroökológiai megoldások (pl. tájlemek, mikroélőhelyek megőrzése és a vegyszermentesség) alkalmazása a hálózat területén kiemelkedő fontosságú. Hasonlóképp az erdőgazdálkodás területein is, erdőtípustól és övezeti kategóriától függően, korlátozások és ajánlások megfogalmazását is javaslom. Ugyanakkor a művelési módokhoz vonatkozó szabályokat azért tartom szükségesnek, mert egy erdő, amely ökológiai folyosó övezetbe sorolódott, eltérő (és sok esetben szigorúbb) szabályozásra szorul, mint egy lépőkőként funkcionáló szőlőterület.

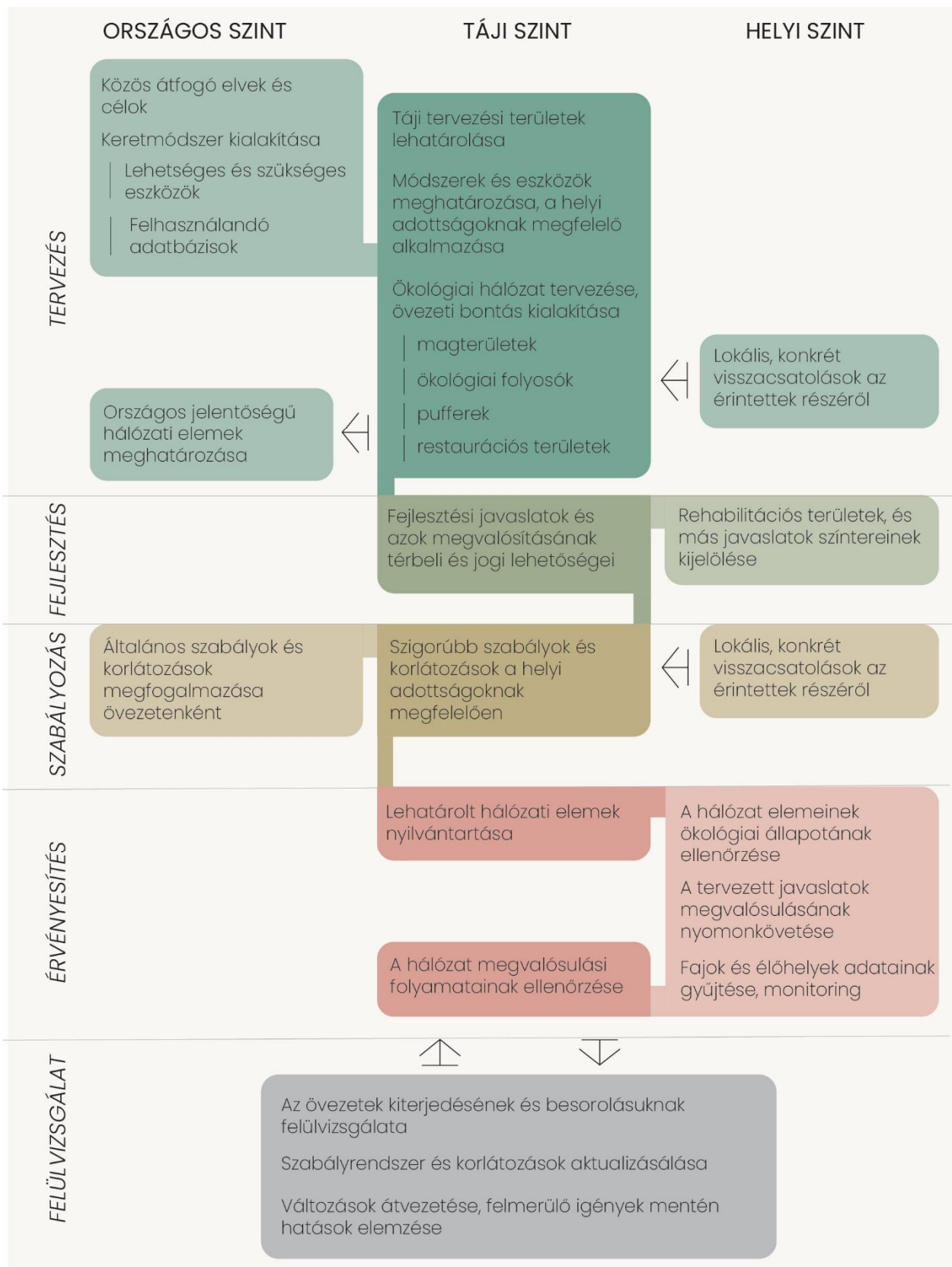
A szabályozási környezet kialakítás során reflektálni kell az olyan társadalmi-gazdasági igényekre, mint a mezőgazdaság, az infrastruktúra-fejlesztések vagy turisztika és rekreáció. Éppen ezért a szabályokat minden esetben helyi tervezőkkel, agrár-, ökológus, természetvédelmi és más szakemberekkel is egyeztetni kell a táji szinten, hogy a térség érintettjei számára is megvalósítható, reális tájgazdálkodási keretek születhessenek meg. Ugyanezen a szinten egyéb, a terület adottságainak megfelelő korlátozásokat kell beiktatni. Övezetenként eltérő szabályokra és korlátozásokra van szükség, amely a magterülettől a pufferig enyhülnek. A rehabilitációs területeket melyek még nem állnak beépítés alatt, meg kell óvniuk ezeknek a korlátozásoknak, hogy egyszer ezek a területek a rendszer értékes részeivé válhassanak.

A hálózat lehatárolását, övezeti beosztását (ebbe beleértve a restaurációs területek is), és a hozzájuk tartozó korlátozó intézkedéseket minden tervezési ciklusban, az új rendezési terv során felülvizsgálni szükséges. Ez akár a gyakorlati tapasztalatok alapján értékelt modell korrekcióját, vagy a létrejött új tájlemek figyelembevételét is jelentheti (pl. megvalósult élőhelyfejlesztések, új autópályák, terjeszkedett települések).

Tervezési cikluson kívül nem javaslom az övezet módosítását egyéni igényeknek megfelelően, hiszen, ha egy helyen belenyúlunk a rendszerbe, ott messzemenő következmények lehetnek. Amennyiben mégis szükséges volna, a rugalmasság megőrzése végett, hatásvizsgálat szükségességét vetem fel, amely azt kutatja, hogy az övezeti módosítás a hálózat egészének működésére helyi, táji és országos szinten milyen hatásokat jelentene. Hasonlóképp, a Natura 2000 területek mintájára, az esetleges környezeti károkkal járó beruházásokat is hatásvizsgálat-kötelessé lehetne tenni az ökológiai hálózat egyes elemeinek érintettsége esetén.

A rendszer működésének harmadik feltétele a kijelölés és a szabályozás után pedig az érvényesítés. Akár a Nemzeti Park Igazgatóságok keretein, akár más szerveken (pl. önkormányzatok, megyei hivatalok), vagy újonnan létrehozott intézményeken keresztül valósítjuk ezt meg. Jelenleg az ökológiai hálózat azon területei, melyek más védeltséget nem élveznek, nem esnek semmilyen ellenőrzés alá, csupán az építési engedélyek kiadásakor vagy esetleg művelési ág változtatáskor van jelentősége az övezetnek. Szükséges tehát egy olyan intézmény kijelölése, amely ellenőrzi, hogy betartják-e a szabályokat a hálózat különböző területein, valamint elősegíti, hogy az az állapot, ami miatt a hálózat része az adott terület, az továbbra is fennmaradjon. Véleményem szerint a kereteknek nem azt kell képviselnie, hogy az ökológiai hálózat egyes területein nem lehet művelési ágat vagy módot váltani, azonban ezeket a kérdéseket valakinek felügyelnie kell, és meg kell vizsgálni, hogy egy-egy változtatás a hálózatra milyen hatással lesz.

A fenti javaslatokkal a hálózat tervezésének rendszeréhez kívánok olyan lehetőségeket ismertetni, melyek alkalmazásával az ökológiai hálózat hazánk ökológiai stabilitása fenntartásának eszközévé válhat. Ezeket az ajánlásokat a kutatási munkarészben megismertek, az interjúk és szakmai beszélgetések tapasztalatai, valamint a saját szakmai meggyőződésem alapján fogalmaztam meg. A célom ezekkel az ötletekkel egy szakmai diszkusszió indítása, melyek megvitatásával közelebb kerülhetünk egy valóban működő ökológiai hálózat kialakításához.



24. ábra: Javaslat a tervezési, szabályozási és érvényesítési keretek megújítására

6. DISZKUSZIÓ

A következő fejezetben az ökológiai hálózat lehatárolására alkotott keretmódszer során tapasztaltakat taglalom és helyezem kontextusba. Az egyes indexek használhatóságának és értelmezhetőségének korlátjait ismertetem, valamint a modell egészére és a három szintre érvényes általánosabb dilemmákat és a további korrekciós lehetőségeket taglalom.

6.1. Reflektálás az alkalmazott módszerre

Ahogy azt már részben az eredmények fejezetben is megállapítottam, a modell az elvárásoknak megfelelően szemléltette az élőhelyek ökológiai jelentőségét, a potenciális kapcsolódásokat és a lehetséges háttérterületeket. Ugyanakkor már a módszer megalkotásánál és az eredmények feldolgozása közben is nyilvánvalóvá vált, hogy a modellnek korlátai vannak, és egyes döntések, melyeket a modell készítése során hoztam, megkérdőjelezhetőek.

6.1.1. Bemeneti adatok

Az első dilemma, amiben a keretmódszer összerakása közben ütköztem, az a felszínborítási adatbázis használata volt. Ökológiai hálózat tervezését célzó, regionális-táji léptékű kutatások mind raszteres mind vektoros felszínborítási adatokkal is dolgoznak bemenetként. Raszteres esetben gyakori, hogy 30x30 m-es (pl.: FENG et al 2021, SANDTSTROM et al. 2006, SHU-MING et al. 2019, SHI et al. 2020) felbontású térképekkel dolgoznak, melyek mind a tájmetriai indexek mind pedig a hálózat-elemzések bemenetként szolgálhatnak. Ezek kompatibilisek sok nyilvános távérzékelési adatbázissal (pl. Landsat műholdfelvételek, ASTER és SRTM DEM modellek). Emellett viszont jellemzőek a saját készítésű, vektoros felszínborítási vagy élőhelyi adatok használata is (pl. DE MONTIS et al. 2014, NIE et al. 2021), vagy európai publikációk alkalmazzák a CORINE-t (pl. NUCCI et al. 2022, NEUBERT & BIACHIN 2012) is.

Előrevetítettem, hogy a NÖSZTÉP alkalmazásának milyen korlátai lehetnek, a raszteres jellegből eredő számítási nehézségekkel is számoltam, ugyanakkor így sem volt optimális az ökoszisztéma alaptérkép az elvégzett elemzésekhez. Léptékét tekintve, a vártaknak megfelelően túlzottan részletes volt – a 20 x 20 méteres felbontás miatt keletkeztek a valóságban lakóépület méretű, egy-egy pixelből álló élőhelyek is, melyek a táji léptékben kevésbé értelmezhetőek. Ezeket igyekeztem a számítások során elhagyni (pl. a konnektivitási érték számításának alsó határa 1 ha volt, a stabilitásnál pedig ezek maguktól kiestek), azonban így az élőhelyek eltérhettek a valós kiterjedésüktől.

A vektorizálás során a 4-connectedness beállítás alapján a csak csúcsaikban összeérő pixelek külön élőhelyfoltként lettek definiálva, emiatt több apró élőhely keletkezett, mintha a 8-connectedness beállítást alkalmaztam volna, amely azonban a valóságban nem összefüggő élőhelyeket is összekapcsolt volna egy folttá. Ennek jelentősége viszonylag elhanyagolható, hiszen a normalizálás után végül minden egymáshoz lett viszonyítva, azonban nem kizárható, hogy a 8-connectedness alkalmazásával minimálisan eltérő eredményekre juthattam volna.

A NÖSZTÉP kategóriáinak összevonását is lehetett volna más elvek mentén végezni. A tájmetriai indexekkel operáló ökológiai hálózattal foglalkozó kutatások általában ennél jóval kevesebb kategóriát különítenek el, szántó, gyepek, erdő, víz és település besorolásokkal dolgoznak, esetlegesen kiegészítve azt vizes élőhelyekkel. A döntésem alapján én ennél jóval többet különítettem el, de így is összevontam bizonyos NÖSZTÉP kategóriákat, amelyek megkülönböztetése valamilyen szempontból hasznos lehetett volna (pl. burkolt utak és épületek összevonása mesterséges kategóriává vagy éppen városi fás-fátlan vegetációjú területek

megkülönböztetése). Ugyanakkor az eredmények azt támasztják alá, hogy az általam létrehozott 15 kategória alkalmas volt a területek elemzésére, és az indexek kialakítása során eleve ügyeltem arra, hogy ezek a döntések ne torzítsák az eredményeket (pl. diverzitásnál a mesterséges felületeket összevontam).

A NÖSZTÉP tehát alkalmas volt mind a szerkezeti, mind pedig a hálózat elemzéshez, azonban egyértelmű, hogy az optimális bemeneti adat egy vektoros élőhelytérkép lett volna, amely 1-5 hektáros minimális térképezési egységgel (MMU) készült, valamint megfelelő hossz esetében tartalmazza a vonalas jellegű szegélyeket is (erdősávok, vízfolyást kísérő növényzet). Emiatt javaslom egy ilyen adatbázis elkészítését az ökológiai hálózat tervezésének megkezdéséhez, akár a már meglévő CORINE és NÖSZTÉP adatokra építve kiindulásként. Ez a megvalósítás (azaz a szabályozás) során is előny lenne, hiszen a vektoros adatbázis tudna igazodni a telekhatárokhoz is.

6.1.2. Szerkezeti potenciál és tájmetriai elemzések

A szerkezeti potenciál elemzést tekintve a modell vitatható tényezője a 200x200-as rácsháló mint értékelési alapegység. A kutatások zöme, ahogy azt a dolgozat korábbi részeiben is taglaltam, fragmentáció esetében ennél kisebb cellaméretet alkalmazott, általában 30-100 m között. Diverzitás vizsgálatnál viszont a nagyobb alapegységek jellemzőek, pl. tájrészletek, foltok, részvízgyűjtők (LICCARI et al. 2022, NUCCI et al. 2022). A természetesség esetében általában az értékelés foltszintű, viszont az NDVI elemzés kivitelezése miatt praktikusabb volt ezt is a cellák szintjén elemezni. Látható, hogy csak ennek a három indexnek eltérő elemzési lehetőségei vannak az alapegységet tekintve, és nyilvánvalóan nagyban függ az eredményük attól, hogy végül mekkora cellaméretet választunk. A 200x200 m-es méretet a NÖSZTÉP 20x20 méteres felbontása miatt tartottam alkalmasnak: kisebb egység esetén túlságosan kevés pixel került volna egy cellába a diverzitás értékelése esetén, míg nagyobb cellák esetében pedig az utak okozta fragmentáció vált volna értelmezhetetlenné. Emellett a 200x200 méteres cellaméret elég részletesen értékelte a területeket mind a lépték, mind pedig az élőhelyfoltok tekintetében ahhoz, hogy abból értelmezhető ökológiai hálózatot tudjunk alkotni. Tehát a rácsháló méretének kiválasztását az eredmények a gyakorlatban igazolták, ugyanakkor akár indexenként más rácsméretek is alkalmazhatóak lehettek volna az indexek esetében (ez viszont nehezítette volna az indexek közti összefüggések együttes értékelését). A következőkben az indexek és alindexeik kiértékelése során megfigyelteket és az eredmények tanulságait helyezem egyesével kontextusba.

A *fragmentáció* esetében HEPCANA et al. 2008 alapján a 0,6 km/km² feletti útsűrűség már jelentősen megnehezítik az élővilág számára az átjárhatóságot. Efeletti érték az elemzésben egyedül vasútállomásokon, rendezőpályaudvarokon fordul elő a mintaterületeken. Még az agglomerációs területen sem találhatunk máshol ilyen sűrűségű úthálózatot, noha ez a terület utakkal jelentősen átszőtt. A különbség a cellaméret közti eltérésben keresendő: Hepcana és társai (2008) kutatása 100x100 méteres alapegységekben vizsgálta az útsűrűséget, míg ez a kutatás ennél nagyobb, 200x200 méteres felbontással dolgozott. Mivel vonalas elemeket vizsgáltunk a hosszukkal kifejezve, nem pedig területet számítottunk, ezért az értékek nem feltétlen összehasonlíthatóak egymással különböző cellaméretek esetében.

Elmondható, hogy míg az élőhelyek *természetességének* vizsgálata a foltok minőségéről, ökológiai értékéről tesz tanúbizonyságot, ez az adatbázis önmagában kevés az ökológiai szempontú értékeléshez. A természetesség ilyen módú számítása nem tesz különbséget a szántók művelési módja, a beépítettség típusai, a kertek növényállományai vagy éppen az erdők intenzitása között. Le kell szögezni ugyanakkor, hogy a NÖSZTÉP-ből származtatott természetesség nem

feltétlen tükrözi a valós viszonyokat, hiszen ez nem terepi felméréseken alapszik. Emiatt célszerűnek tűnt elvégezni az NDVI a számításokat, amely valós képet ad a növényzeti borítottságról és annak állapotáról pl. erdők és szántók esetében. Ugyanakkor az NDVI nem a természetességet számszerűsíti, hanem a növényzet intenzitását, így a gyepek esetében kevésbé reprezentálja azok természetességét. Az index pontosabb becsléséhez viszont egy részletes és naprakész élőhelytérkép nagy segítséget jelentett volna.

Az SHDI volt a „legérzékenyebb” a változatosságra a *diverzitási* alindexek közül. Ezek az értékek eredményezték a legnagyobb különbségeket cellák között, már kis folt-diverzitás is nagyot emelt az értékén. Ezt követte a foltszám, majd pedig a folttípuszám, amely csak azokat a cellákat emelte ki, ahol sokféle használat egyszerre jelen van. Uuemaa és társai (2005) tájmetriai indexekkel foglalkozó kutatása alátámasztja ezt, szerintük az SHDI kevésbé érzékeny a foltok számának csökkenésére a folttípuszámmal.

A foltszám máshogy differenciált a cellák között, mint a folttípuszám, hiszen utóbbi levésbé érzékeny a foltok gyakoriságára és térbeli elhelyezkedésére (MCGARIGAL & MARKS 1995). Értékeik az eredmények során nagyrészt ugyanakkor összhangban vannak, azonban sokkal több cella kapott magas értéket a bennük elhelyezkedő foltok száma alapján. Részben ennek oka a módszerben keresendő, hiszen a normalizálás során egy 1-12-ig terjedő skálát kellett összevetni egy, elméletileg lehetséges kombinációk szerint 1-100-ig terjedő skálával. Így természetes, hogy a normalizálás utáni értékek másféle eloszlást mutatnak, még akkor is, ha a foltszám értékei a gyakorlatban inkább 30-50 közötti értékben maximalizálódtak. A foltszámot torzíthatja a bemeneti adat raszteres jellege, hiszen gyakran külön foltként jelennek meg a valóságban amúgy egybefüggő foltok. Ezt viszont a folttípuszám, a vártaknak megfelelően, jól ellensúlyozta. Ez tetten érhető a térképek elemzése során, ahol egyértelműen látszik, hogy a foltszámot szemléltető ábrák „kontrasztosabbak”, azaz ez az elemzés érzékenyebb volt, gyakoriak az önmagukban álló magasabb értékek, amelyek azokat a geometriai különbségeket mutatják, amely a csak pár pixelként megjelenő, felszakadozott foltokból eredeztethetők.

Az SHDI és a foltszám között megfigyelt összefüggéseket egyértelműen az SHDI számításának módja okozza, hiszen az alindex számítása során itt sem lettek összevonva cellánként az azonos folttípusba tartozó poligonok, míg a folttípuszám esetében ez az összevonás lezajlott. Ugyanakkor az SHDI a terület arányát is figyelembe veszi a számításban, emiatt kevésbé érzékeny az egy-pixeles foltokra, és magasabb értékűként definiálja azokat a cellákat, ahol sok, hasonló területi kiterjedésű kisebb folt van, viszonylag egyenlően osztozva a cella területén.

A fragmentációt általában negatív hatótényezőként aposztrofálják, ha biodiverzitásról van szó. A feldarabolódás hatására a folt szintű biodiverzitás jellemzően csökken, ugyanakkor a több kutatás is alátámasztotta, hogy a fragmentáció a táji szintű diverzitás növekedését eredményezheti bizonyos feltételek mellett, ez pedig a fajok változatosságát összességében növelheti (RIVA & FAHRIG 2023, CICHETO et al. 2024, GONÇALVES-SOUZA et al. 2025). A modell eredményei is ezt a jelenséget támasztották alá: az utakat tartalmazó cellák jellemzően többféle élőhelytípust tartalmaztak, ezzel növelve az alapegység diverzitását.

A *stabilitási index* eredményeinek kiértékelése kimutatta, hogy noha a meghatározott szegély szélessége befolyásolta az eredményeket, a folt mérete és alakja, felszabdaltsága sokkal meghatározóbb az index szempontjából. Ez a két faktor eredményezte az első elemzés során a szőlők és gyümölcsösök kiemelkedően magas értékeit, amely miatt ezeket a foltokat végül kivettem az indexek összesítése során az elemzésből. A stabilitási index tehát nincs egyértelmű összefüggésben sem az élőhelyek természetességével, védettségükkel, sem pedig a

kiterjedésükkel, azaz nem a legnagyobb egybefüggő élőhely rendelkezik a legmagasabb értékkel. Ugyanakkor jelentősen függ a folt alakjától, a feldarabolódottságától, vagy a közbeékelődő más élőhelyektől. Emiatt a kisebb (de nem túl kicsi), kompakt foltok, ahol nem kisebb szegély értelmezhető, lesznek a legkedvezőbbek ebből a szempontból. A stabilitási index ezzel egy új szempontot tudott integrálni a módszerbe, hangsúlyozva ezen féltermészetes területek jelentőségét a hálózat szempontjából.

Emellett a lineáris jellegű, keskeny élőhelysávok nem rendelkeztek értékkel, a számítás alapján instabil foltoknak minősültek, noha ezek megfelelő szélesség esetében ökológiai értelemben stabilak lehetnek (pl. vízfolyásokat kísérő növényzet, vizes élőhelyek). A modellnek ezt a hiányosságát a többi index hivatott ellensúlyozni (pl. diverzitás), amelyek alapján ezek a területek kiemelkedő jelentőséggel bírnak. Fontos leszögezni, a stabilitás sokféle módon számítható, értelmezhető (lásd bővebben a módszer fejezetben), ezek az eredmények kizárólag a folt alakjából következtetett stabilitásra vonatkoznak.

A konnektivitási mutatók közül az F index magasabbra értékelte a nagyobb kiterjedésű foltok körül elhelyezkedő kisebb foltokat, míg az IF-ben a méret kifejezetten nagyobb hangsúllyal volt jelen. Ez a „kapacitás”, vagyis a folt területének integrálása miatt van, amely az IF index képletében megtalálható, míg az F során nem számolódik. A térbeliség alkalmazása is kivehető volt a két index eredményei között, az egymáshoz közelebb eső foltok magasabb fluxussal rendelkeztek. Emiatt a két index remekül kiegészíti egymást, lehetőségünk van általuk a kicsi, ám kapcsolatok szempontjából jelentős foltok megállapítására is.

A központiság felhívta a figyelmet a kiemelt kapcsolati jelentőséggel bíró foltokra, melyek között mind a nagyobb méretű foltok, mind pedig a hídszerépű kis foltok is helyet kaptak. A BC értékekben volt a legnagyobb szórás, gyakran 1-2 kisebb folt sokszorosan nagyobb értéket kapott a többihez képest, míg a többi folt lényegesen alacsonyabb értéket kapott. Emiatt a színezést ez esetben módosítani kellett, hogy a foltok közti kisebb különbségek is láthatóvá váljanak.

A konnektivitási értékek nem voltak összefüggésben a foltok jogszabályi védettségével. Tény, hogy méretük miatt ezek az élőhely-foltok gyakran magasabb értéket kaptak, azonban a maximumokat más, nem védett foltok érték el. Az F és a BC indexek esetében, ahol a foltméret nem volt befolyással, jellemzően pont hogy nem védett élőhelyfoltok kaptak magas konnektivitási értékeket, felhívva a figyelmet a nem védett élőhelyek súlyára.

Összességében elmondható, hogy a szerkezeti potenciál elemzés során alkalmazott indexek kisebb nehézségektől eltekintve megfelelőek voltak egy ilyen jellegű elemzéshez, melyet az bizonyít, hogy mindhárom terület esetében az OÖH jelenlegi területei magas szerkezeti potenciál érték el. Természetesen ezeket a fő indexeket lehetett volna másféleképp is kiszámítani, más alindexeket alkalmazni hozzájuk, vagy esetleg bővíteni őket egyéb metrikákkal (lásd. 6.2-es fejezet).

6.1.3. Hálózat-elemzés

A keretmódszer második szintje, a kapcsolatok meghatározása célfajok hálózatának modellezésével történt. Az útvonalakat és folyosókat a least-cost-path módszerrel modelleztem a Linkage Mapper eszközzel mintaterületenként három faj számára. Az elemzés eredményeiből egyértelműen kimutatható, hogy a regionális és helyi léptékhez illeszkedő fajok alkalmazása hozzáadott az eredményekhez, kiegészítették a táji léptékű célfaj hálózatát további értékes információkkal.

A célfajok kiválasztása szakmai szempontok alapján, a területen több helyen is előforduló Natura 2000 jelölőfajok közül történt. Elmondható, hogy a kilenc célfaj alkalmas volt bizonyos szempontok beemelésére, ugyanakkor a fajok egyéni preferenciái jelentősen befolyásolják az eredményeket (lásd például az agglomerációs területen a gyepek alulértékelése). Noha mind a kilenc választott faj önmagánál nagyobb szinten reprezentál egy-egy állatcsoportot, és a kiválasztásnál törekedtem arra, hogy minél több élőhelytípust lefedjek a preferenciák által, így sem volt tökéletes a fajválasztás. Azért, hogy a lehető legalkalmasabb fajok legyenek célfajai az ökológiai hálózat tervezésének, feltétlenül szükséges ökológus szakemberek bevonása ebbe a kérdéskörbe. Valamint a tényleges előfordulási adatok, helyi szakemberek, például természetvédelmi örök is nagyban segíthetik abban a tervezőket, hogy megfelelő fajok kerüljenek kiválasztásra.

Továbbá mind a kilenc faj röpképes élőlény, amely jelentősen befolyásolhatja az elemzés eredményeit. Hiszen a röpképtelen állatok számára a főútvonalak és autópályák erőteljes barriert jelentenek, így a repülés képessége egyfajta előnyt jelent a választott fajok számára. Ugyanakkor a least-cost elemzés lényege a hálózat modellezése, és hiába képez akadályt egy főútvonal, attól még az állatok átmennek (vagy megkísérelnek átkelni) rajta. Ha ezek az elemek átjárhatatlan falakként kerülnek be a modellezésbe, azzal a fajok zömének szempontjából a valóságnak nem megfelelő eredményt kapnánk.

Áthatolhatatlan elemként az utak a kisméretű állatok, pl. kétéltűek, rovarok vagy puhatestűek számára jelennének meg, melyek általában nem közvetlen célfajai a táji léptékű hálózatok fejlesztésének. Helyi léptékben azonban ezen fajok beemelése javasolható lehet, így pedig a barrierek jelentősége is kirajzolódhat a hálózat-elemzések során.

A fajválasztás dilemmáját feloldhatja, ha fiktív fajokat vagy összevont fajcsoportokat használunk, ami az élőhelyek ökológiai jelentősége alapján modellezett hálózatot eredményezne. Több kutatás is ezt a módszert alkalmazza (pl.: HUANG et al. 2021, NIE et al. 2021, WANG et al. 2021, XU et al. 2021, YU et al. 2017) a hálózat meghatározásánál. Azonban ennek a módszernek az a hátránya, hogy olyan természetes élőhelyfoltok között is erőteljes kapcsolat lenne, amely a valóságban nem biztos, hogy jelen van. Például kevés fajnak van szüksége közvetlen összeköttetésre egy száraz gyeppel és egy ártéri erdővel, vagy nádas között, noha mindkét élőhely természetes vegetációval borított. Emiatt egy általános faj alkalmazását önmagában a hálózat-elemzéshez nem javaslom, esetleg speciálisabb fiktív fajcsoportok működőképesek lehetnek (pl. vizes élőhelyeket kedvelő madár vagy erdei kisemlős).

Összegezve a hálózat-elemzés tanulságait kimondható, hogy a fajválasztás kritikus mértékben meghatározza az eredményeket, tehát feltétlen szakmai diskurzusnak kell megelőznie a célfajok kiválasztását. Ez akár háromnál több, eltérő léptéket képviselő fajt és többféle állatcsoport bevonását is jelentheti, melyek beemelésével többféle élőlény számára is modellezhetjük a hálózatot.

6.1.4. Háttérterületek

A háttérterületek meghatározásához a környezeti elemek szempontjából védendő területek szerepét helyeztem előtérbe. Jellemzően ökológiai hálózat tervezési kutatásokban a környezeti elemek szempontjai bemeneti adatokként vannak jelen.

Ökológiai hálózatok meghatározása során leggyakrabban a felszíni vizek és ezen belül is inkább a folyóvizek védelme szokott szerepet kapni, mivel lineáris jellegük miatt ezek potenciális ökológiai folyosóként funkcionálnak (JONGMAN et al. 204, RINALDO et al. 2018, CLERICI &

VOGT 2014). Jellemzőek az olyan kutatások is, melyek az ökológiai hálózat feltárását végzik egy folyó vízgyűjtőjében vagy közvetlen környezetében (pl. VAN DER SLUIS & CHARDON 2001, SHI et. al. 2020, NUCCI et. al. 2022, DE BOER & BRESSERS 2012). Emellett több kutatás is hangsúlyozza, hogy a felszíni vizek esetében kiemelt fontosságúak a pufferek, nemcsak a víz és az élőhely, hanem az ökológiai hálózat szempontjából is (MEIER et al. 2005, RINALDO et al. 2018).

A felszín alatti vizek megóvására, illetve konkrét talajvédelmi szempontok integrálására ritkábban látunk példát ökológiai hálózat tervezése során. Emiatt a környezeti elemek védőzónáinak beemelése lehetséges háttérterületekként újszerű eleme az általam kialakított modellnek.

6.2. A modell fejlesztési lehetőségei

Az alkalmazott eszközök megfelelőek voltak a hálózat szerkezetének és kapcsolatainak, valamint lehetséges háttérterületeinek meghatározására, azonban a második körös eredményterképek feldolgozása után is látható, hogy a modellnek vannak gyengeségei, melyeket az előző fejezetben részletesen kifejttem.

A szerkezeti potenciál elemzés legnagyobb problematikája az elsődleges input adat jellegéből adódik. A NÖSZTÉP raszteres mivolta nem volt hátrány a számítások során, noha a futtatási időt elnyújtotta, az eredmények pontosságát ebben a léptékben ez nem befolyásolta. Ugyanakkor hátrányt jelentett az adatbázis felszínborítási kategorizálása. Elsősorban a pesti mintaterületen volt jelentős a városi zöldfelületek közti különbségtétel hiánya. A NÖSZTÉP együtt kezeli az összes fás vagy fátlan települési zöldfelületet, nem emeli ki a zöldterületeket, melyek funkciójuk szerint élőhelyfoltokként jelennek meg a városban. Ezen zöldterületek – jellemzően közparkok és temetők – alacsony értéket kaptak a statikus elemzés során, melynek oka az volt, hogy nem rendelkeztek azokkal az értékekkel (stabilitás, konnektivitás), amik csak az élőhelyfoltokra lettek számítva. Emiatt gondolom úgy, hogy ebbe a két számításba szükséges integrálni a városi zöldterületeket is, ezzel pedig ezen területek szerkezeti potenciál pontszáma jelentősen növekedne, és így az tükrözné a valós ökológiai értéküket. Ezt a korrekciót, az előzőek tanulságaiból tanulva, a hálózat-elemzés során már figyelembe vettem.

Az élőhelyek természetességéről bővebb képet kaphattam volna, ha a NÖSZTÉP eredeti kategóriái alapján osztályozom a cellákat, a konnektivitási indexek sora pedig kiegészíthető lenne egyéb mérőszámokkal, mint pl. a közelségi index (PROX), a legkisebb funkcionális távolság (FNN) vagy a kohéziós index (COHESION). Emellett a hemeróbia, az átalakítottság vagy a barrierek, szennyezőforrások integrálása is hasznos kiegészítése lehetne a modellnek.

A diverzitás kiegészítésére, fejlesztésére több másik index is rendelkezésünkre áll. A *Simpson's diversity index* (SIDI) a foltok egyenletességét jobban figyelembe veszi az SHDI-nál, azonban jellemzően szintén egy gazdagságot számszerűsítő érték. Külön egyenletességet számszerűsítő indexek a *Shannon's evenness index* (SHEI); és a *Simpson's evenness index* (SIEI), melyek tehát tisztán a foltok eloszlását, arányát fejezik ki (MCGARIGAL & MARKS 1995). Ez a metrikák azonban ökológiai hálózattal foglalkozó kutatásokban kevésbé népszerűek, ugyanakkor érdemes lehet vizsgálni a jelentőségüket és szerepüket.

Stabilitási index megállapításának sokszínű lehetőségei vannak, ahogy azt a módszer fejezetben is taglaltam. A modell az alakú stabilitást vizsgálta ezek közül, melyet az élőhely jellege (ami a szegélyszélességet határozta meg) és a foltméret befolyásolt. Ez a módszer nem veszi figyelembe

a szomszédos foltokat – és azok hatásait a vizsgált folt stabilitására. A szomszédos folt jellege (pl. művelés módja, szennyezések, zavarás) a mellette lévő folt magjának méretét is befolyásolja, hiszen egy erőteljesebb negatív külső hatás miatt a belső stabil magfolt kisebb lehet. Tehát egy intenzív szántó melletti erdőfolt stabilitása más, mint amelyik szomszédja egy gyepes élőhely. Ez a szempont integrálható a modellbe a szomszédos hatások által befolyásolt magok méretének számításával. Ezzel pedig egy más, mégis hasonló szellemiségű stabilitást tükröző aspektust emelhetünk be a modellbe.

A hálózat-elemzés mindhárom területen értékes eredményekre vezetett. A három és négy célfaj, három léptékben való kiválasztása az elvárásoknak megfelelően segített kapcsolatokat definiálni a foltok között. A táji léptékű faj tudott a legtöbbet hozzáadni a hálózat szerkezetéhez, azonban önmagában nem volt elégséges, hiszen bizonyos élőhelyek kimaradtak általa az elemzésből. A két másik faj segített abban, hogy más élőhelyek közti kapcsolatokat is feltárhassunk, azáltal pedig komplexebb képet kaphassunk a hálózatokról. Magától adódik a lehetőség, hogy még több fajt alkalmazzunk, és ezzel bővítsük az elemzést.

Vannak olyan publikációk, melyek jelentős számú hálózat-elemzést végeznek a tervezés megalapozásához (pl.: BLASI et al. 2008, ALBERT et al. 2017, BURGEUIS & SAHRAOUI 2020, MODICA et al. 2021, LICCARI et al. 2022), azonban az általános érvényű, tehát nem faj-specifikus hálózatok jellemzően nem ezt az utat választják, hanem általános ökológiai jelentőség alapján végzik a modellezést. Ritkák azok a modellek, melyek kis számú, ám körültekintően kiválasztott, eltérő preferenciájú fajokra építik a módszert. Egy még több fajt, és más állatcsoportokat beemelő modell árnyalhatja az eredményeket, azonban a túl sok, egymástól eltérő preferencia ellentmondásokhoz vezethet. A specialista fajok, vagy a területi tervezés szempontjából nehezen értelmezhető állatcsoportok (pl. kétéltűek és halak) alkalmazása értékes eredményekkel járulhatnak hozzá a modellhez, ugyanakkor ezek kiegészítői lehetnek az elemzésnek, nem építhetünk egyenértékűen rájuk a tervezés során a léptéknek megfelelő, alkalmasabb fajokhoz viszonyítva.

A hálózat-elemzés módszerének újragondolása során lehetőség lehet egy általános, táji léptékű hálózat feltárása az élőhelyek természetessége alapján, ahogy azt sok tervezési módszer alkalmazza, azonban ez kiegészítendő valós, a területre jellemző fajok igényei alapján kalibrált elemzésekkel. A két módszer tehát együtt is működhet, más-más szempontból segítve az ökológiai hálózat tervezését.

Az elemzésben helyet kapott a háttérterületek témakörében a talaj, a víz és az ivóvíz jelentősége, az egész országra, téradatként elérhető inputokra támaszkodva. Beilleszthetők lennének még az elemzésbe például a talajvízhiányos vagy az árvízveszélyeztetett területek. Ezek a vízmegtartás színtereiként lennének kifejezetten fontosak, vagy ahol a növényzet megtartása, létesítése a környezeti elemek védelmét szolgálná. Így beemelhetők lennének az érzékeny talajaink, a szélerózió sújtotta területek, vagy más hasonló jellegű elemek, melyekhez területi kiterjedés rendelhető. A háttérterületek további kiterjesztésére lehetőség van a helyi szinten, helyi adatbázisok beemelésével, melyek, noha országosan nem elérhetőek, de részletesebb képet adhatnak a környezeti elemek állapotáról és így védelmük lehetőségeiről.

Az itt alkalmazott adatbázisok nem teljeskörűek, ugyanakkor a fenti bővítési lehetőségekhez már vízügyi vagy épp talajtani szakemberek bevonása is szükséges volna, éppen ezért hangsúlyozom ismét egy széleskörű szakmai kerekasztal fontosságát a tervezés során, akik ismereteikkel segíthetnek abban, hogy beavatkozásainkkal ne kárt tegyünk a természeti folyamatok rendszerében, hanem biztosan segítsük annak működését.

7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK ÖSSZEFOGLALÁSA

A fejezetben a kutatás során feltárt új tudományos eredményeket szedem pontokba, és fejtem ki részletesebben tézisenként.

1. tézis: Összegyűjtöttem az ökológiai hálózat különböző megközelítéseit, eszközeit és a hálózatot feltáró három fő tényezőt. Rendszereztem, hogyan épülnek fel a különböző módszerek, mely típusok milyen eszközöket alkalmaznak, továbbá a feltáró tényezők milyen viszonyban vannak jelen az egyes tervezési folyamatok során.

A szakirodalmi kutatás során több mint 120, konkrétan az ökológiai hálózattal foglalkozó kutatást dolgoztam fel, melyek közül 72 alkalmazott a hálózat lehatárolására vagy feltárására irányuló módszertant.

A módszerek kiértékelésével és a szakirodalmak alapján 2 fő gyakorlati értelmezését azonosítottam az ökológiai hálózatnak: egyik a fajvédelmi célú (*species oriented*), másik a területre fókuszáló (*site-based*) hálózati megközelítés, melyeket további 2-2 irányzatra bontottam, alkalmazott eszközeik alapján. (1) A fajvédelmi célú hálózatoknak két típusa azonosítható: (1/1.) az élőhelyi adottságokon alapuló modellezésen és a (1/2.) tapasztalati, mért mozgási adatok szerint lehatárolt hálózatok, melyek a szerkezeti és funkcionális konnektivitás fogalmai mentén válnak ketté. (2) Az adott terület adottságaira irányuló kutatások jellemzően a táj feltárásának értékelésén alapulnak, a két megkülönböztetett irányzatot pedig az választja szét, hogy alkalmaznak-e valamilyen hálózat-elemzési eszközt vagy sem.

A hálózat lehatárolására rendelkezésre álló eszközök listázásával és csoportosításával három olyan tényező körvonalazódott, melyek meghatározzák a hálózatot: a (1) táj adottságai és a környezeti folyamatok, melyek keretrendszerben biztosítanak, az (2) élővilág elsősorban mint használók vannak jelen a rendszerben, harmadikként pedig az (3) ember befolyásoló és zavaró hatását azonosítottam, amely konkrét szerkezetében és részleteiben határozza meg az ökológiai hálózatot. Míg az utóbbi két tényezőhöz modellezések, indexek kapcsolhatók, addig a táji adottságok és folyamatok jellemzően bemeneti adatként szerepelnek a hálózat lehatárolása során.

2. tézis: Térinformatikai elemzésekkel feltártam az Országos Ökológiai Hálózat övezeteinek változásait az elmúlt tizenöt évben.

Országos szinten vizsgáltam az Országos Ökológiai Hálózat (OÖH) övezeteinek kiterjedését, 2008 és 2024 között, a rendelkezésemre álló tér adatok segítségével.

2/A. Felfedtem az övezetek kiterjedésében bekövetkezett eltolódásokat, a védett területekkel való átfedéseket és a felszínborítások változásait. Továbbá azonosítottam azokat a területeket, melyek egyéb természetvédelmi oltalom alá nem esnek.

A térinformatikai elemzések segítségével megállapítottam, hogy a hálózat országos kiterjedése kevésbé változott (35,98%-ról 36,18%-ra nőtt), azonban a szerkezeti megoszlás átalakult: kisebb átrendeződés tapasztalható a pufferek és ökológiai folyosók felől a magterületek irányába. Továbbá meghatároztam, hogy 2008 és 2024 között összesen 2144,7 km²-nyi területet vettek ki az övezetek hatálya alól, melyek zöme ökológiai folyosó és pufferterület volt.

A természetvédelmi oltalmakkal való összehasonlítás során az országos jelentőségű, egyedi jogszabállyal védett és a Natura 2000 SAC és SPA területekkel való átfedést vizsgáltam. A mérések alapján kijelenthető, hogy az OÖH övezeteinek 39,1%-a nem áll semmilyen egyéb jogszabályi védettség alatt, melyek legnagyobb része ökológiai folyosó, kisebb része puffer, de jelentős a

magterületek kiterjedése is. A hálózat ezen területei a leginkább kitétek a változásnak, hiszen az övezet szabályozási keretei nem biztosítanak elégséges védelmet az élőhelyek megőrzéséhez.

2/B. A mérések alapján megállapítottam, hogy az építési szemlélettel szabályozott övezetek sikeresen megvédték a hálózat területeit a beépítéstől, azonban ennek oka az, hogy a fejlesztések célterületei kikerültek az övezetek hatálya alól.

Mivel a területrendezési szabályok elsődlegesen az építésre fókuszálnak, ezért a beépített területek változásait néztem meg 2006 és 2018 között, a CLC adatbázisai alapján, országos szinten. Méréseim kimutatták, hogy nincs jelentős eltérés az OÖH övezetein belül a védett és nem védett területek között a beépítés arányának változásaiban. Tehát a laza szabályozás ellenére az OÖH sikeresen megvéde azokat az élőhelyeket is a beépítésektől, amelyek más oltalom alatt nem állnak.

Ugyanakkor a kivett területeket is megvizsgálva látható, hogy az új építési telkek vagy fejlesztések esetében a beépítendő területeket inkább kivették a hálózat hatálya alól, így az övezeti statisztikában azok nem jelennek meg. Az OÖH övezetéből kivett területeken arányaiban 1,6-szor annyi területet építettek be, mint az ország egészén a vizsgált időtávban, az iparterületeket vizsgálva ez az érték pedig 2-szeres. Azonban az, hogy ezek a területek azért kerültek ki az ökológiai hálózatból, mert beépültek, vagy eleve a beépítés szándékával vették ki a hálózatból, nem dönthető el az elemzés alapján.

3. tézis: Saját, a területi tervezést támogató keretmódszert alkottam az elmúlt húsz év ökológiai hálózat lehatárolását célzó kutatásokból merítve. A modell a rendelkezésre álló eszközöket integrálja, a hazai elérhető adatbázisokra alapozva. A keretmódszer három szinten definiálja az ökológiai hálózat különböző területeit: a szerkezeti potenciál elemzéssel a hálózat alapvető kiterjedése, struktúrája tárható fel, célfajok hálózatának modellezésével az összeköttetések, kapcsolatok határozhatók meg, a védelmi zónákkal pedig az ökológiai hálózat háttérterületei azonosíthatók.

Az ökológiai hálózat újraértelmezése mentén saját keretmódszert alakítottam ki, a kutatásban elemzett 72 szakirodalmi módszer eszközeit integrálva, a hazai környezetnek és adottságoknak, adatbázisoknak megfelelően. A keretmódszer célja a hazai területi tervezési folyamatot támogatása, ezzel segítve az ökológiai hálózat jövőbeni megújítását.

A keretmódszer három szinten definiálja az ökológiai hálózatot. (1) szerkezeti potenciál elemzéssel a hálózat alapvető struktúráját határoztam meg, melyet 5 fő tájmetriai indexszel számszerűsítettem. Az elemzés során a diverzitást, a természetességet, a fragmentáltságot, a stabilitást és a konnektivitást vizsgáltam. Ezek alapján határozható meg a foltok értékessége és így az ökológiai hálózat szerkezete és kiterjedése. (2) Regionális, táji és helyi léptéket képviselő célfajok hálózatát elemeztem least-cost path modellezéssel. A hálózat-elemzés az ökológiai folyosók és kapcsolatok azonosításában volt segítségemre. (3) A környezeti tényezők védelmét szolgáló területek azonosítása az ökológiai hálózat háttérterületeiként funkcionálhatnak. Ezek segítségével meghatározhatók azok a restaurációs területek, melyek helyreállításával nemcsak a hálózat működőképessége tud növekedni, de a felszíni és felszín alatti vizek, valamint a talaj megóvását is szolgálják.

4. A saját modellt három eltérő adottságú mintaterületen, egy dombsági, egy alföldi és egy agglomerációs helyszínen teszteltem. A keretmódszerben alkalmazott mérőszámokat, az elemzések eredményeit területenként kiértékeltem, ezzel feltárva az eszközök előnyeit és

korlátait. A három szint eredményei mentén javaslatot adtam az ökológiai hálózat egy lehetséges lehatárolására az egyik mintaterületen.

A keretmódszerben definiált számításokat három eltérő, táji léptékű mintaterületen vittem véghez: a domborzat által befolyásolt Észak-Mecsekben, a víz által meghatározott Közép-Tiszán és az ember által erőteljesen alakított Pesti-síkság területeken.

A modell tesztelése során először a szerkezeti potenciál elemzés 5 összesített mérőszámának és 11 alindexének részletes kiértékelését végeztem el a különböző területeken, majd azokat egymással is összevettem, az összefüggéseket feltárva. Három-három cél faj preferenciái alapján végeztem hálózat-elemzést a least-cost path módszerrel a területeken, amely modellezés három léptékű eredményeit analizáltam, meghatározva a kapcsolatokat, a folyosókat, kulcsélőhelyeket és alrendszereket. Végül a védelmi zónák körül határolásával a lehetséges restaurációs területeket azonosítottam, melyek az egyes környezeti elemek állapotának megóvását tudják szolgálni, az élőhely- és biodiverzitásvédelmi funkción túl.

A tervezési folyamatot kiegészítendő az Észak-Mecsek mintaterületen elvégeztem a keretmódszer eredményei alapján az ökológiai hálózat egy lehetséges lehatárolását, mely példáján bemutattam a módszer gyakorlati hasznosításának folyamatát, valamint kiemelten a tervezői döntés szerepét is.

5. tézis: Meghatároztam a szerkezeti potenciál feltárásához használt eszközök összefüggéseit, az alkalmazott indexek és a hozzájuk felhasznált adatbázisok előnyeit és korlátait a mintaterületeken való alkalmazásukon keresztül.

5/A. A magasabb fragmentációs értékű cellák jellemzően magasabb diverzitási értékkel is rendelkeztek, melynek oka az utakat kísérő növényzet jelenléte.

Az eredmények kiértékelése során megállapítottam, hogy azok a cellák, melyek rendelkeztek fragmentációs értékkel (azaz tartalmaztak valamilyen mértékben úthálózati elemeket), magasabb diverzitási értékkel bírtak azon celláknál, melyek nem tartalmaztak úthálózatot. A két érték között egyértelmű korreláció nem figyelhető meg (tehát a nagyobb fragmentáció nem eredményez nagyobb diverzitást is), azonban a fragmentáció jelenléte növelte a cellák diverzitási értékét.

Ennek oka az a jelenség, hogy egy homogén foltot átszelő út minimum egygyel, de ha szegélynövényzet is jelen van, akkor már két másik folt típusal növeli a cella értékét. Eltérő típusú foltok között pedig gyakran húzódnak burkolt utak, ezzel az utak által érintett cellák még gazdagabb élőhelyi kategóriákkal rendelkeznek.

A modell tehát alátámasztotta azokat a kutatásokat melyek hasonló megállapításra jutottak a fragmentáció előnyeit vizsgálva. Ezek alapján kimondható, hogy az utak jelenléte nemcsak negatív hatással van az ökológiai hálózat szempontjából. A diverzitási és fragmentációs értékek egyes utak mentén emiatt részben kiegyensúlyozták egymást az összegzés során.

5/B. A stabilitási értékek nem tettek különbséget természetes és féltermészetes élőhelyek között, egyértelmű pozitív eltolódás mutatkozott a szőlők, gyümölcsösök, faültetvények és gyepek irányába, amely a keskenyebb szegélyszélességgel és a foltok kompaktságával magyarázható.

A stabilitási értékeket a magterület/összterület képlet alapján számítottam ki, ahol a magterületet a szegélyszélesség levonásával származtattam. A kisebb foltok (amelyek szélessége nem haladta meg a beállított szegélyszélesség kétszeresét) nem rendelkeztek így értelmezhető stabilitási értékkel. A szegélyszélességeket az élőhelyek jellege alapján becsültem meg.

A művelt területek jellemzően nagyobb stabilitással rendelkeztek a számítás alapján a természetes élőhelyeknél. A legstabilabbak a szőlők és a szikes gyepek voltak, ezt követték a gyümölcsösök és az idegenhonos faültetvények. Ennek oka, hogy a természetes élőhelyek szegélyei szélesebbek a művelt területekénél, ezzel arányaiban eleve kisebb magterülettel rendelkeztek. Emellett a művelt területek foltjai kompaktabbak, gyakran szabályosak, így a közepesméretű foltok kerület-terület aránya kedvezőbb a számítás szempontjából. A természetes élőhelyek gyakran szabálytalanok, igazodnak a domborzati-vízrajzi viszonyokhoz (pl. vízfolyások mente, mélyületek, domboldalak), ezért eleve nagyobb kerületűek. A nagy kiterjedésű erdők, melyek magasabb stabilitással rendelkezhetnének, viszont jellemzően utakkal feltártak, ami belülről növeli a szegélyek mennyiségét és így csökkenti a magterületek arányát. Részben a módszer, részben pedig az emberi beavatkozás mértéke tehát magyarázza a féltermészetes foltok magasabb stabilitási értékeit.

5/C. A NÖSZTÉP alkalmasnak bizonyult a legtöbb számításhoz, raszteres mivolta ellenére sikeresen használható a keretmódszerben meghatározott indexek input adataként. Ugyanakkor a léptéke a táji szintű elemzésekhez túlságosan részletes, legnagyobb hátránya pedig a városi környezetben nyilvánult meg, ugyanis nem tesz különbséget zöldterület és zöldfelület között.

A kezdeti feltevésekkel ellentétben, a NÖSZTÉP alkalmas volt a szerkezeti potenciál elemzés 11 alindexének kiszámításához, hiszen sikeresen, a valóságot tükrözve tudtam elvégezni a számításokat, az eredmények feldolgozásánál pedig nem volt kifejezetten a raszteres jellegből tapasztalható hátrány. Azonban ehhez a mérőszámok kiszámításánál eleve alkalmazkodni kellett a raszteres jelleghez. A rácsháló létrehozásánál kulcsfontosságú volt, hogy az a NÖSZTÉP pixeleihez illeszkedjen, ezzel a számítások során egy pixel mindig csak egy cellához tartozzon, és ne oszódjon meg több cella között, ezzel torzítva a számítások eredményeit. Különösen fontos volt ez a szempont a diverzitáshoz köthető alindexek esetében, ahol folt és folttypusszámokat mértem.

Az egyedüli hátránya az adatbázis használatának nem a raszteres jellegből, hanem a meghatározott felszínborítási kategóriákból adódott. A városszövetben jelenlévő zöldfelületek (fás és fátlan) megkülönböztetésre került, azonban funkció és tényleges méret szerint ez az elkülönítés nem történik meg: a magánkertek ugyanabba a kategóriába sorolódnak, mint a lakótelepi zöldfelületek, az intézménykertek vagy a városi parkok. Noha a zöldfelületek típusai ökológiai szempontból hasonló értékűek lehetnek, az elemzések azt mutatták ki, hogy települési környezetben szükséges megkülönböztetni az olyan egybefüggő parkokat és kerteket, melyek élőhelyi foltként funkcionálnak. A NÖSZTÉP alapján nem megállapítható, hogy az összeérő pixelek valóban egybefüggő városi zöldfelületek, vagy csupán látszólag összeérő, szétdarabolt egy-egy fával rendelkező, kerítésekkel elválasztott kertek képpontjai. Javasolt emiatt a NÖSZTÉP-et kiegészíteni ilyen esetekben egy másik adatbázissal, amely akár foltszerűen, akár raszteres, de megkülönbözteti azokat a beépített környezetben húzódó zöldfelületeket, melyek az ökológiai hálózat modellezésekor foltként tudnak megjelenni.

A NÖSZTÉP alkalmassága ellenére az ökológiai hálózat tervezését megelőzően javasolt egy vektoros felszínborítási adatbázis elkészítése, amely léptékében és részletességében, valamint megkülönböztetett kategóriáiban igazodik a tervezési területhez.

6. tézis: A mintaterületeken végzett szerkezeti potenciál elemzés eredményei alapján megállapítottam, hogy az alkalmazott számítások különbözőségük ellenére is, a megfelelő előjellel összeadhatók egymással. Az indexek és alindexek egymást kiegészítik, más-más,

ökológiai hálózat szempontjából fontos aspektust emelnek be a keretmódszerbe. Ezt alátámasztja, hogy az Országos Ökológiai Hálózat övezeteinek területei mind kiemelkedően értékesek lettek a statikus elemzés elvégezésével.

A szerkezeti potenciálhoz kötődő 5 index közül a diverzitás, a természetesség, a stabilitás és a konnektivitás pozitíven, míg a fragmentáció negatív előjellel összegződött, az egyes alindexek normalizálása után. A mérőszámok között súlyozás nem történt.

A módszert eleve úgy építettem fel, hogy az indexek a lehetséges legobjektívebb eredményeket generálják. Emiatt az alindexek egymás kiegyensúlyozására, a hiányosságok pótlására irányultak. Például a diverzitás esetében a foltszám és a folttípuszám együttes alkalmazása a szétdarabolódott foltok súlyát hivatott korrigálni. A konnektivitási alindexek a foltok a rendszerben betöltött, eltérő aspektusból vizsgált szerepét számszerűsítő módon értékelte. Végezetül pedig a fragmentációs index korrigálásánál figyelembe vettem az úttípusok eltérő forgalmi viszonyait is, hogy a végső érték a való fragmentáló hatás minél jobban tükrözze.

Az indexek emellett egymást is kiegyensúlyozták. Minden mérőszám más, ökológiai hálózat szempontjából figyelembe veendő aspektust emelt ki. Egyes indexek az élőhely ökológiai értékét vagy a negatív hatásokat hangsúlyozták, mások a folt alakját, méretét és a pozíciójukat, elrendeződésüket tükrözték.

Az indexek összegzése és az ebből származtatott eredménytérképek feldolgozása megállapítható, hogy az alkalmazott indexek igenis összeadhatók, különbözőségük ellenére is, hiszen olyan területet nem jelzett értékesnek, amely szerepe valamely szempontból ne lenne indokolható ökológiai hálózati elemként. Ezt támasztja alá az a tény is, hogy összehasonlítva ezeket az eredményeket az OÖH kiterjedésével egyértelmű az összefüggés, hiszen az összes övezeti elem legalább a középmezőnyben, de inkább jellemzően a legértékesebb területek között helyezkednek el. Olyan OÖH elem nem volt, amely alacsony értéket kapott volna, viszont más, magas potenciálú élőhelyek jelenleg nem részei az övezetnek. Mivel az OÖH övezeti kijelölése is az élőhelyek ökológiai értékességét figyelembe véve, hálózat-elemzés nélkül zajlott, ezért az eredményekkel való összecsengés megerősíti a módszer sikerességét.

7. tézis: A mintaterületeken végzett vizsgálatok igazolták a hálózat-elemzés szükségességét az ökológiai hálózat tervezése során. A hálózat-elemzés segítségével a kapcsolatok, kulcsélőhelyek feltárhatóak, amely így az ökológiai folyosók meghatározásának legfőbb eszköze. Az eredmények kiértékelésével megállapítottam, hogy a három különböző léptékű célhaj alkalmazása mind egyedi szempontokat adott hozzá a hálózat tervezéséhez.

A célhajok hálózatának elemzését a least-cost path módszerrel végeztem, területenként három léptékben, három vagy négy különböző faj igényei alapján, melyek megfelelően reprezentálják az adott mintaterületet. Minden esetben a táji célhaj modellje bizonyult a mintaterületek léptékéhez leginkább alkalmasnak, azonban a nagyobb és kisebb lépték vizsgálata is jelentős információkkal járult hozzá hálózat feltérképezéséhez. A lokális célhajok értékes helyi információkat (kulcsfoltok, lépegetőkövek, szorosabban összetartozó alrendszerek) adtak hozzá a táji hálózathoz. A regionális hálózat-elemzés pedig elhelyezi a táji léptékű területeket a nagyobb rendszerben, ezzel meghatározva azokat a kapcsolódásokat, melyek nagyobb léptékben is fontos útvonalak a területen belül, vagy éppen onnan kifelé irányulnak.

Megállapítottam, hogy a célhajok és kombinációik kiválasztását kiemelkedő körültekintéssel kell elvégezni, ugyanis a bizonyos élőhelyi preferenciák hiánya vagy túlsúlya torzíthatja a

hálózatról alkotott képünket és ennek eredményeként egyes élőhelyek teljesen kimaradhatnak a hálózat-modellezésből.

A hálózat-elemzés eredményei egyértelműen körül határolták az élőhelyek közti kapcsolatokat, útvonalakat, és folyosókat, melyek végül az ökológiai folyosók megállapításakor jelentős segítséget nyújtottak. A módszer gyakorlati alkalmazása, azaz első mintaterületen végzett ökológiai hálózat tervezési példája során megállapítottam, hogy a hálózat-elemzés kihagyhatatlan része az ökológiai hálózat tervezésének, hiszen ez nyújtotta a legfőbb segítséget az ökológiai folyosók meghatározásához és jövőbeli fejlesztési lehetőségeihez.

8. tézis: A környezeti elemek védőzónáinak beemelését ökológiai hálózati kutatások jellemzően nem alkalmazzák, feltárásukkal restaurációs zónák jelölhetőek ki, amely így újszerű eleme a tervezési módszereknek.

A kutatómunka eredményei alapján megállapítható, hogy az ökológiai hálózat tervezését taglaló modellekben a környezeti elemek jellemzően bemeneti adatokként vannak jelen. Védőterületek leggyakrabban a felszíni vizek és ezen belül is inkább a folyóvizek tekintetében szokott előtérbe kerülni ökológiai jelentőségük miatt. A felszín alatti vizek megóvására, illetve konkrét talajvédelmi szempontok integrálására ritkábban látunk példát ökológiai hálózat tervezése során. Emiatt a környezeti elemek, főként a felszín alatti vizek, a talajerózió és a belvizek szempontként beemelése újszerű eleme az általam kialakított modellnek.

A módszer eredményei kimutatták, hogy a környezeti elemek szempontjából legérzékenyebb területek más szempontból is értékesek ökológiailag, így jelenleg is a hálózat részét tudják képezni. A további területek egy része nem helyreállítható (pl. települési területek), ugyanakkor előfordultak olyan területek, melyek rehabilitációja lehetséges, és ennek megvalósulásával nemcsak az ökológiai hálózat kiterjedése lehetne növelhető, hanem a környezeti elemek állapota is javítható volna. Tehát módszer kimutatta, hogy a védőzónák vizsgálatának segítségével az ökológiai hálózat háttérterületei, fejlesztési lehetőségei tárhatók fel.

ÖSSZEGZÉS

Disszertációm készítése során az ökológiai hálózat lehatárolási lehetőségeit kutattam. Ehhez az ökológiai hálózat elméleti háttérével, a hazai és nemzetközi viszonyokkal foglalkoztam, továbbá összegeztem azokat a módszereket, melyek a hálózat területi kiterjedésének meghatározását tűzték ki célul. Eltérő megközelítéseket tártam fel, jellemeztem a fajvédelmi funkciójú és az egy terület adottságaira alapozó hálózatok lehatárolási módszereit. A rendelkezésre álló tervezési eszközöket listáztam, melyek mentén egy saját keretmódszert alkottam, minél többféle szemlélet integrálásával azért, hogy megállapítsam azok használhatóságát a területi tervezésben, a hazai környezetben.

A keretmódszer elsődleges célja az ökológiai hálózat megújítása és a hozzá kapcsolódó területi tervezés támogatása volt. Másodlagosan az eszközök vizsgálatát, értékelését tűztem ki célul, hogy megállapítsam a különböző térinformatikai elemzésekben rejlő lehetőségeket, azok előnyeit és hátrányait.

Az ökológiai hálózat meghatározását a keretmódszer szerinti három lépésben végeztem el: az élőhelyek alkalmasságát vizsgáltam tájmetriai indexek segítségével, melyet szerkezeti potenciálként azonosítottam. Második lépésként a kapcsolatokat, összeköttetéseket tártam fel mintaterületenként három, elérő léptéket képviselő célfaj hálózatának elemzésével, melyet a least-cost path módszerrel végeztem. Végül pedig az ökológiai hálózat lehetséges fejlesztési vagy

restaurációs területeit azonosítottam a környezeti elemek állapotának megóvását szolgáló védőzónák azonosításával.

A modell alkalmazása során nemcsak az élőhelyek értékelését és így az ökológiai hálózat lehetséges kiterjedését tudtam feltárni, hanem az eszközök alkalmazhatóságát, részrehajlásait, erősségeit és gyengeségeit is. Megállapítottam, hogy a stabilitási index a szőlőknek és gyümölcsösöknek, faültetvényeknek kedvez a természetes élőhelyekkel szemben, a féltermészetes foltok kompaktsága és keskeny szegélye miatt, így ennek ellensúlyozása feltétlen szükséges a modellben. A fragmentációt mérve alátámasztottam, hogy az utak jelenléte a tájszerkezet diverzitására pozitív hatással van. Ez kiemeli az útmenti szegélyek, fasorok és más kísérőnövényzet jelentőségét ökológiai szempontból. A szerkezeti potenciál elemzés során az alkalmazott felszínborítási adatbázis előnyeit és korlátait is ismertettem, valamint dokumentáltam, hogyan alkalmazkodott a módszertan a bemeneti adatok jellemzőihez. Azonosítottam, hogy a célfajok hálózat-modellezésének az ökológiai folyosók meghatározásában jelentős szerepe van, hiszen ezek az elemek a szerkezeti potenciál elemzés eredményei alapján még nem különíthetők el egyértelműen. Végül pedig környezeti elemek védőterületeinek térképezésével azonosítottam az ökológiai hálózat háttérterületeit.

Az ökológiai hálózat tervezését segítő keretmódszer mellett foglalkoztam a hálózat jelenével és jövőjével, azonosítottam a működését gátló mai problémákat, valamint lehetséges koncepcionális megújítására is javaslatot tettem. Ehhez a hazai jogi és stratégiai környezetet tekintettem át, melyek mentén kísérletet tettem egy olyan tervezési és szabályozási keret felállítására, amely segítheti az ökológiai hálózat fennmaradását, fejlesztését és az ökológiai szempontok érvényesítését a holisztikus szemlélet jegyében.

MELLÉKLETEK

Irodalomjegyzék

Ábra- és táblázatjegyzék

Rövidítések

Publikációk listája

Számozott melléletek

Köszönetnyilvánítás

Csatolandó dokumentumok

Irodalomjegyzék

ADRIAENSEN, F. et al. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), 233–247 [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)

AGRÁRMINISZTÉRIUM 2019 Ökoszisztéma-alaptérkép és adatmodell kialakítása. Agrárminisztérium, Budapest DOI: [10.34811/osz.alapterkep.dokumentum](https://doi.org/10.34811/osz.alapterkep.dokumentum)

AGRÁRMINISZTÉRIUM 2021: A zöldinfrastruktúra megőrzését és fejlesztését biztosító stratégiai keretek és fejlesztési célok, prioritások meghatározása, országos szintű alkalmazása (KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 azonosítószámú projekt). Budapest.

ALBERT, C et al. (2017). Applying network theory to prioritize multi-species habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*. 31. 10.1111/cobi.12943.

AYCRIGG, J. L. & GARTON, E. O. (2014): Linking metapopulation structure to elk population management in Idaho: a genetic approach, *Journal of Mammalogy*, Volume 95, Issue 3, 26 June 2014, Pages 597–614, <https://doi.org/10.1644/12-MAMM-A-300>

BÁLDI A. (1998): Az ökológiai hálózatok elmélete: iránymutató a védett területek és ökológiai folyosók tervezéséhez, *Állattani Közlemények* (1998) 83: 29-40.

BÁRCZINÉ KAPOVITS J. (2014): A magyarországi zöldút-tervezés tájépítészeti metodikájának megalapozása, doktori értekezés, Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskola, DOI: [10.14267/phd.2015007](https://doi.org/10.14267/phd.2015007)

BASTILLE-ROUSSEAU, G. & WITTEMYER, G. (2020). Characterizing the landscape of movement to identify critical wildlife habitat and corridors. *Conservation Biology*. 35. 10.1111/cobi.13519.

BATTISTI C. (2013): Ecological network planning – from paradigms to design and back: a cautionary note, *Journal of Land Use Science*, 2013 Vol. 8, No. 2, 215–223, <http://dx.doi.org/10.1080/1747423X.2011.639098>

BENNETT, G. & MULONGOY, K.J. (2006): Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series No. 23

BENNETT, G. & WIT, P. (2001): The Development and Application of Ecological Networks: a Review of Proposals, Plans and Programmes. Amsterdam: AIDEnvironment

BENNETT, G. (2004): Integrating biodiversity conservation and sustainable use, lessons learnt from ecological networks. IUCN Gland

BLASI, C. et al. (2008): The concept of land ecological network and its design using a land unit approach', *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 142:3,540 — 549, DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/11263500802410892>

BOLCK, M. et al. (2004): From models to reality: design and implementation process. In R. H. G. Jongman & G. Pungetti (Eds.), *Ecological Networks and Greenways: Concept, Design, Implementation* (pp. 128–150). chapter, Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511606762.010>

BUCEZ, A. et al. (2012): Czech approach to implementation of ecological network, *Journal of Landscape Ecology* (2012), Vol: 5 / No. 1. 10.2478/v10285-012-0046-8

BOURGEOIS, M. & SAHRAOUI, Y. (2020). Modelling in the Context of an Environmental Mobilisation: A Graph-Based Approach for Assessing the Landscape Ecological Impacts of a Highway Project. *Ekológia (Bratislava)*. 39. 88-100. 10.2478/eko-2020-0007.

CASTILLO J.A. et. al. (2016): Replicated landscape genetic and network analyses reveal wide variation in functional connectivity for American pikas. *Ecol Appl*. 2016 Sep;26(6):1660-1676. <https://doi.org/10.1890/15-1452.1>

CAO, Y. et. al. (2020): Linking wilderness mapping and connectivity modelling : A methodological framework for wildland network planning. *Biological Conservation*. 251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108679>

CHAPUT-BARDY, A. (2017): Network analysis for species management in rivers networks: Application to the Loire River, *Biological Conservation*, Volume 210, Part A, 2017, Pages 26-36, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.003>.

CHEN, C, et. al. (2015): Identifying and evaluating functional connectivity for building urban ecological networks, *Acta Ecologica Sinica*, vol. 35, no. 19, pp. 18-35. <https://doi.org/10.5846/stxb201402160263>

CHESSON, P. (2013): Metapopulations, in: Levin, S. A. (szerk.) (2013): *Encyclopedia of Biodiversity* (Second Edition), Academic Press, 2013, Pages 240-251, ISBN 9780123847201, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00172-6>.

CICCHETO J. R. M et al. (2024): The influence of fragmented landscapes on speciation, *Journal of Evolutionary Biology*, Volume 37, Issue 12, December 2024, Pages 1499–1509, <https://doi.org/10.1093/jeb/voae043>

CLAUZEL, C. (2015). Integrating regional-scale connectivity in habitat restoration: An application for amphibian conservation in eastern France. *Journal for Nature Conservation*. 23. 98-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.07.001>

CLERICI, N & VOGT, P. (2013): Ranking European regions as providers of structural riparian corridors for conservation and management purposes, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Volume 21, 2013, Pages 477-483, ISSN 1569-8432, <https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.07.001>.

CORREA AYRAM C. A. et. al. (2017): Anthropogenic impact on habitat connectivity: A multidimensional human footprint index evaluated in a highly biodiverse landscape of Mexico, *Ecological Indicators*, Volume 72, Pages 895-909, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.007>.

DE MONTIS, A. et. al. (2014): Landscape planning and ecological networks, Part A. A Rural System in, *TeMA - Journal of Land Use, Mobility and Environment*, DOI: <http://dx.doi.org/10.6092/1970-9870/2485>

DE BOER, C. et. al. (2006): Collaborative Water Resource Management: What makes up a supportive governance system?. *Env. Pol. Gov.*, 26, pp: 229–241. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/eet.1714>

DE BOER, C, & BRESSERS, H. (2012) River Renaturalization as a Strategy for Ecological Networks, in: Marschall I. & Müller M. Gather M. (2012): *The Green Belt as a European*

Ecological Network - strengths and gaps, Berichte des Instituts Verkehr und Raum, Band 10 (2012) ISSN1868-8586

DÖVÉNYI Z. (szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere, MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, 2010

ÉRDINÉ SZEKERES R. (2002): Magyarország és a Páneurópai Ökológiai Hálózat, Környezetvédelmi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal

EVERARD, M., & JEVONS, S. (2010): Ecosystem services assessment of buffer zone installation on the upper Bristol Avon, Wiltshire, Environment Agency, ISBN: 978-1-84911-176-8

FÁBOS, J.G. (1995) Introduction and Overview: The Greenway Movement, Uses and Potentials of Greenways. *Landscape and Urban Planning*, 33, 1-13.

FAHRIG, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 48. [10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612](https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612).

FATH, B.D. et. al. (2007): Ecological network analysis: network construction, *Ecological Modelling* 208 (2007) 49–55. o.

FENG, H. et. al. (2021): Identifying and evaluating the ecological network of Siberian roe deer (*Capreolus pygargus*) in Tieli Forestry Bureau, northeast China, *Global Ecology and Conservation* 26, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01477>

FILEPNÉ KOVÁCS K. et. al. (Szerk.) (2021a): Gap Analysis on the Identification of the Needs for Improving the Planning Processes and Tools Related to Ecological Corridors Identification and Preservation, Danube Transnational Programme, DTP2-072-2.3, elérhető: https://dtp.interreg-danube.eu/uploads/media/approved_project_output/0001/48/24a5c274484debe40cb1d0597d1fb81f6e6a4737.pdf

FILEPNÉ KOVÁCS K. et. al. (Szerk.) (2021b): State of the Art Report on the Existing Planning Systems and their Application in Ecological Corridor Identification and Management in the Carpathians, Danube Transnational Programme, DTP2-072-2.3, elérhető: https://dtp.interreg-danube.eu/uploads/media/approved_project_output/0001/47/d0addea038e3419f2a0039dc10e9b31261259cb5.pdf

FILEPNÉ KOVÁCS, K. & SZILVÁCSKU, M. ZS. (Szerk.) (2024): Öklógiai hálózat szakpolitikák – Az ökológiai hálózat védelmének lehetőségei különböző szakpolitikákon keresztül, Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Gödöllő, elérhető: https://press.mater.uni-mate.hu/182/1/%C3%96kol%C3%B3giai%20h%C3%A1l%C3%B3zat%20%C3%A9s%20szakpolitik%C3%A1k_t%C3%B6m.pdf

FOLTÊTE, J. C., VUIDEL G., SAVARY P. (2021): Graphab: An application for modeling and managing ecological habitat networks, *Software Impacts* (2021), doi: <https://doi.org/10.1016/j.simpa.2021.100065>.

FRANZÉN, M. et al. (2025). Radio telemetry reveals extensive dispersal capabilities of reintroduced Great Capricorn beetles (*Cerambyx cerdo*) in oak habitats at their northern range limit. *Insect Conservation and Diversity*. 10.1111/icad.12830.

GODFREY, M. (2015): Reducing Ecological Impacts of Shale Development, The Nature Conservancy 2015, (Letöltve: 2023. 01. 20. a Nature Conservancy weboldaláról:

https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/Shale_Development_Recommended_Practices.pdf)

GONÇALVES-SOUZA, et al. (2025) Species turnover does not rescue biodiversity in fragmented landscapes. *Nature* 640, 702–706 (2025). <https://doi.org/10.1038/s41586-025-08688-7>

GRAVES T. A. et. al. 2007: Identification of functional corridors with movement characteristics of brown bears on the Kenai Peninsula, Alaska, *Landscape Ecol* (2007) 22:765–772

GUO, Y., LIU, Y. (2017): Connecting regional landscapes by ecological networks in the Greater Pearl River Delta. *Landscape Ecol Eng* 13, 265–278 <https://doi.org/10.1007/s11355-016-0318-2>

HANSKI, I. (1991). Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological journal of the Linnean Society*, 42(1-2), 17-38.

HARFST, J. et. al. (2010): TransEcoNet, action 3.2: Biodiversity in Networks - Final Report, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung, 2010

HARVEY, E. et. al. (2017): Bridging ecology and conservation: from ecological networks to ecosystem function, *Journal of Applied Ecology* 017, 54, 371–379

HASHEMI R. & DARABI, H. (2021). The Review of Ecological Network Indicators in Graph Theory Context: 2014-2019. <http://dx.doi.org/10.21203/rs.3.rs-182274/v1>

HEINTZMAN, L. & MCINTYRE, N. (2021). Assessment of playa wetland network connectivity for amphibians of the south-central Great Plains (USA) using graph-theoretical, least-cost path, and landscape resistance modelling. *Landscape Ecology*. 36. 1-19. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-021-01199-6>

HEPCANA, S. et. a. (2008): Ecological networks as a new approach for nature conservation in Turkey: A case study of Izmir Province. *Landscape Urban Plann* (2008), <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.023>

HERMES, J. & ALBERT, C. & HAAREN, C. (2018). Assessing the aesthetic quality of landscapes in Germany. *Ecosystem Services*. 31. 296 - 307. [10.1016/j.ecoser.2018.02.015](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.015).

HOCTOR T. S. et. al. (2001): Identifying a Linked Reserve System Using a Regional Landscape Approach: the Florida Ecological Network, *Conservation Biology*, 14: 984-1000. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99075.x>

HUANG X. et. al. (2021): Constructing and optimizing urban ecological network in the context of rapid urbanization for improving landscape connectivity, *Ecological Indicators*, Volume 132, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108319>.

IZAKOVIÈOVÁ Z. & SWIADER M. (2017). Building Ecological Networks In Slovakia And Poland. *Ekológia (Bratislava)*. <http://dx.doi.org/10.1515/eko-2017-0025>

JIANG, H. et al. (2022): Zoning for ecosystem restoration based on ecological network in mountainous region, *Ecological Indicators*, Volume 142, 2022, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109138>.

JIANG, H. et al. Integrating patch stability and network connectivity to optimize ecological security pattern. *Landsc Ecol* 39, 54 (2024). <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01852-w>

JONGMAN R.H.G. (1995): Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks, *Landscape and Urban Planning* 32 169-183

JONGMAN R.H.G. (2002): Homogenisation and fragmentation of the European landscape: Ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning*. 58. 211-221. 10.1016/S0169-2046(01)00222-5.

JONGMAN, R.H.G. et. al. (2004): European ecological networks and greenways, *Landscape and Urban Planning* 68 (2004) 305–319

JONGMAN R.H.G. et. al. (2010): The Pan European Ecological Network: PEEN, *Landscape Ecol*, DOI <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-010-9567-x>

JONGMAN, R.H.G. & VEEN, P. (2007): Ecological networks across Europe, Zeist, the Netherlands, KNNV, 141-168

KALINKAT, G. et al. (2017): Flagship umbrella species needed for the conservation of overlooked aquatic biodiversity, *Conservation Biology* DOI 10.1111/cobi.12813

KERTÉSZ Á. (2011): Táj- és környezettervezés, kiadó: Eszterházy Károly Főiskola

KOCSIS K. (főszerk.) 2018. Magyarország Nemzeti Atlasza – Természeti környezet. Budapest, MTA CSFK Földrajztudományi Intézet. 187 p.

KUGLEROVÁ, L. et. al. (2014): Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management, *Forest Ecology and Management* 334 74–84

LARSEN-GRAY A. L. & LOEHLE C. (2022): Relationship Between Riparian Buffers and Terrestrial Wildlife in the Eastern United States, *Journal of Forestry*, Volume 120, Issue 3, May 2022, Pages 336–357, <https://doi.org/10.1093/jofore/fvab067>

LEE J. et. al. (2015): An Integrated Approach to Mitigation Wetland Site Selection: A Case Study in Gwacheon, Korea, *Sustainability*, MDPI, vol. 7(3), pages 1-28, March.

LI, H. et. al. (2010): Application of least-cost path model to identify a giant panda dispersal corridor network after the Wenchuan earthquake—Case study of Wolong Nature Reserve in China, *Ecological Modelling* 221, pp. 944–952, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.12.006>

LI, S. et. al. (2021): Optimizing ecological security pattern in the coal resource-based city: a case study in Shuozhou City, China. *Ecol. Ind.* 130, 2021 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108026>.

LI, W. (2018): Improving landscape connectivity for the Yunnan snub-nosed monkey through cropland reforestation using graph theory. *Journal for Nature Conservation*. 44. 66-67. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2018.07.002>

LICCARI, F. et. al. (2022). Connectivity, landscape structure, and plant diversity across agricultural landscapes: novel insight into effective ecological network planning. *Journal of Environmental Management*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115358>

LINEHAN, J. et. al. (1995): Greenway planning: developing a landscape ecological network approach, *Landscape and Urban Planning* 33 (1995) 179-193

LITTLE, C.E. (1990): Greenways for America. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 237 pp

MA, B., et al. (2024) (a). Prioritization of Ecological Conservation and Restoration Areas through Ecological Networks: A Case Study of Nanchang City, China. *Land*, 13(6), 878. <https://doi.org/10.3390/land13060878>

MA, J. et al. (2024) (b). Identifying Ecological Security Patterns Considering the Stability of Ecological Sources in Ecologically Fragile Areas. *Land*, 13(2), 214. <https://doi.org/10.3390/land13020214>

MANDER, Ü. & KÜLVIK, M. (2003): Scaling in territorial ecological networks. *Landschap* 20 (2003) 2. 20.

MÁTÉ K. (2024): Agrárterületek zöldinfrastruktúrájának tájökölógiai vizsgálata, Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

MACARTHUR, R. H., & WILSON, E. O. (2001). The theory of island biogeography. Princeton university press.

MCGARIGAL, K. & MARKS, B. J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.

MCGARIGAL, K., S.A. CUSHMAN, and E. ENE. 2023. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors; <https://www.fragstats.org>

MCRAE, B.H. & D.M. KAVANAGH. 2011. Linkage Mapper connectivity analysis software. The Nature Conservancy, Seattle WA. <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>

MEIER, K. et. al. (2005): Riparian buffer zones as elements of ecological networks: Case study on *Parnassius mnemosyne* distribution in Estonia, *Ecological Engineering* 24 (2005) 531–537

MIKLÓS, L. et. al. (2019): Ecological Networks and Territorial Systems of Ecological Stability, http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-94018-2_2

MODICA G. et. al. (2021): Implementation of multispecies ecological networks at the regional scale: analysis and multi-temporal assessment, *Journal of Environmental Management*, Volume 289, 2021, 112494, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112494>.

MU, H. (2022). Evaluation of the policy-driven ecological network in the Three-North Shelterbelt region of China. *Landscape and Urban Planning*. 218. 104305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104305>

NEUBERT M. & BIACHIN S. (2012): Detecting gaps – GIS-based inventory of ecological Networks in Selected Central European Border Regions, in: Marschall I. & Müller M. Gather M. (2012): The Green Belt as a European Ecological Network - strengths and gaps, *Berichte des Instituts Verkehr und Raum*, Band 10 (2012) ISSN1868-8586

NÉMETH T. M. (2017): Agrártájhoz kötődő madárfajok („farmland birds”) állományának változása, helyzete Európában, *Magyar Ápróvad Közlemények* 13, 143-160. o.

NAGY D.& KONKOLY-GYURÓ É. 2003: Az ökológiai hálózat koncepció. in. Konkolyné Gyuró Éva *Környezettervezés. Mezőgazda Kiadó.*

NIE, W. et. al. (2021): Constructing and optimizing ecological network at county and town Scale: The case of Anji County, China, *Ecological Indicators* 132, 2021

OKÁNIKOVÁ Z. et al. (2021): Methodology for Identification of Ecological Corridors in the Carpathian Countries by Using Large Carnivores as Umbrella Species. Danube Transnational Programme ConnectGREEN Project “Restoring and managing ecological corridors in mountains as the green infrastructure in the Danube basin”. State Nature Conservancy of the Slovak Republic, Banská Bystrica, 82 pg

OLDÉN, A., SELONEN, V.A.O., LEHKONEN, E. et al. (2019): The effect of buffer strip width and selective logging on streamside plant communities. *BMC Ecol* 19, 9 (2019). <https://doi.org/10.1186/s12898-019-0225-0>

OPDAM, P.F.M. et. al. (2003). Landscape cohesion: An index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology* 18 (2003) 2. 18. 10.1023/A:1024429715253.

PATAKI ZS. (2006): A nemzeti ökológia hálózat felülvizsgálatának módszertani megalapozása térinformatikai eszközökkel, KvVM Természetvédelmi Hivatal

PASCUAL-HORTAL, L. & SAURA, S. (2007): Impact of spatial scale on the identification of critical habitat patches for the maintenance of landscape connectivity. *Landscape and Urban Planning* 83: 176-186, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.04.003>

PETERS, W. et. al. (2015). Resource selection and connectivity reveal conservation challenges for reintroduced brown bears in the Italian Alps. *Biological Conservation*. 186. 123-133. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.034>

QIN, J. et al. (2024) Construction of ecological network in Qujing city based on MSPA and MCR models. *Sci Rep* 14, 9800 (2024). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-60048-z>

QIAN M. et. al. (2023): Ecological network construction and optimization in Guangzhou from the perspective of biodiversity conservation, *Journal of Environmental Management*, Volume 336, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117692>.

QIAO, E. et al. (2024): Evaluation of landscape ecological security pattern via the “pattern-function-stability” framework in the Guanzhong Plain Urban Agglomeration of China, *Ecological Indicators*, Volume 166, 2024, 112325, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112325>

RINALDO, A. et. al. (2018): River networks as ecological corridors: A coherent ecohydrological perspective, *Advances in Water Resources* 112 (2018) 27–58

RIVA F. & FAHRIG L. (2023): Landscape-scale habitat fragmentation is positively related to biodiversity, despite patch-scale ecosystem decay. *Ecol Lett.* 2023 Feb;26(2):268-277. doi: 10.1111/ele.14145. Epub 2022 Dec 5. PMID: 36468190.

ROBERGE, J. & ANGELSTAM, P.: Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology*. 18. 76-85. 10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x. 2004

RODOMAN B. (2021): “Polarized Landscape”: Half a Century Later. *Reg. Res. Russ.* 11, 315–326. <https://doi.org/10.1134/S2079970521030102>

ROEKAERTS, M. & OPERMANIS, O. (2018): Status of the Emerald Network of Areas of Special Conservation Interest (ASCI) in 2018, *Convention on the conservation of European Wildlife and Natural habitats*, T-PVS/PA (2018) 11

ROMPORTL, D. et. al. (2021): Methodology for Identification of Ecological Corridors in the Carpathian Countries by Using Large Carnivores as Umbrella Species, elérhető:

https://www.researchgate.net/publication/354342656_Methodology_for_Identification_of_Ecological_Corridors_in_the_Carpathian_Countries_by_Using_Large_Carnivores_as_Umbrella_Species

ROTEM-MINDALI, O. et. al. (2024). Identifying Regulatory Barriers in the Management of Ecological Corridors in an Increasingly Congested Space. *Land*. 13. 1552. <http://dx.doi.org/10.3390/land13101552>

SAHRAOUI, Y. et. al. (2021): Integrating ecological networks modelling in a participatory approach for assessing impacts of planning scenarios on landscape connectivity, *Landscape and Urban Planning*, Volume 209, DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104039>

SANDSTROM U. G. et. al. (2006): Urban comprehensive planning – identifying barriers for the maintenance of functional habitat networks, *Landscape and Urban Planning* 75 (2006) 43-57

SEDY, K. et. al. (2022): A Methodology for Standardised Monitoring of Ecological Connectivity – Guidelines for the Analysis of Structural and Functional Connectivity, Danube Transnational Programme DTP3-314-2.3 SaveGREEN project, Environment Agency Austria, Vienna, Austria, ISBN 978-3-99004-659-3, https://www.interreg-danube.eu/uploads/media/approved_project_output/0001/56/dc86e1c6e3dac3299b3b411262b93dcd0210f85f.pdf [megtekintve: 2024. 10. 07.]

SERRET, H. et. al (2014): Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration: The case of the Ile-de-France region, France, *Landscape and Urban Planning* 131 (2014) 27–35

SHI, F. et. al. (2020). Ecological network construction of the heterogeneous agro-pastoral areas in the upper Yellow River basin. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 302. 107069. [10.1016/j.agee.2020.107069](https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107069).

SHU-MING Z. et. al (2019): Landscape pattern analysis and ecological network planning of Tianjin City, *Urban Forestry & Urban Greening* 46 (2019) 126479

SOILLE, P., & VOGT, P. (2009). Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters*, 30(4), 456–459. DOI: [10.1016/j.patrec.2008.10.015](https://doi.org/10.1016/j.patrec.2008.10.015)

STUART C.E., et. al (2024) Seascape connectivity modeling predicts hotspots of fish-derived nutrient provisioning to restored coral reefs. *Mar Ecol Prog Ser* 731:179-196. <https://doi.org/10.3354/meps14321>

Sweeney, B. & Newbold, D. (2014). Streamside Forest Buffer Width Needed to Protect Stream Water Quality, Habitat, and Organisms: A Literature Review. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. 50. [10.1111/jawr.12203](https://doi.org/10.1111/jawr.12203).

SZABÓ Sz. (2009): Tájmetriai mérőszámok alkalmazási lehetőségeinek vizsgálata a tájanalízisben, habilitációs értekezés, Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, 2009

SZITÁR, K. et al. (2024). The zone cube model – A tool to operationalise green infrastructure prioritisation. *Landscape and Urban Planning*. 243. [10.1016/j.landurbplan.2023.104976](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104976).

SZŰCS B. et. al. (2024): Az északi pocok (*Alexandromys oeconomicus* mehelyi) mozgásmintázatának vizsgálata új fejlesztésű automata rádiótelemetriás rendszerrel a Kis-Balaton területén, In: Buró, Botond; Molnár, Mihály (szerk.) XIX. Kárpát-medencei Környezettudományi

Konferencia. Absztrakt füzet: 19th Carpathian Basin Environmental Science Conferencea. Book of Abstract Debrecen, Magyarország: HUN-REN Atommagkutató Intézet (2024) pp. 123-124. 2 p.

SZÜNSTEIN M. et. al. (2024): A mezei pocok (*Microtus arvalis*) járataktívítási mintázatának modellezése a faj teljes demográfiai ciklusában In: Buró, Botond; Molnár, Mihály (szerk.) XIX. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. Absztrakt füzet: 19th Carpathian Basin Environmental Science Conferencea. Book of Abstract Debrecen, Magyarország : HUN-REN Atommagkutató Intézet (2024) pp. 123-124. 2 p.

THOMPSON, P., GONZALEZ, A. (2017): Dispersal governs the reorganization of ecological networks under environmental change. *Nat Ecol Evol* 1, 0162 (2017). <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0162>

UUEMAA, E. et al. (2005): Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments, *Ecological Indicators*, Volume 5, Issue 4, 2005, Pages 350-369, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.009>.

ULANOWICZ R.E. (2004): Quantitative methods for ecological network analysis, *Computational Biology and Chemistry* 28 (2004) 321–339

VAN DER SLUIS, T. & CHARDON J.P. (2001): How to define European ecological networks, *Transactions on Ecology and the Environment* vol 46, ISSN 1743-3541

VAN LOOY, K. et al. (2013): A scale-sensitive connectivity analysis to identify ecological networks and conservation value in river networks. *Landscape Ecol* 28, 1239–1249 (2013). <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9869-x>

VOGT, P. et. al. (2009). Mapping functional connectivity. *Ecological Indicators*. 9. 64-71. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.01.011>

WANG, C.& LIU, H. (2020). Developing large-scale international ecological networks based on least-cost path analysis – a case study of Altai mountains. *Open Geosciences*. 12. 840-850. <http://dx.doi.org/10.1515/geo-2020-0173>

WANG, D. et al. C. (2024). A Comprehensive Review on Ecological Buffer Zone for Pollutants Removal. *Water*, 16(15), 2172. <https://doi.org/10.3390/w16152172>

WANG, G. et. al. (2022). Comparison of least-cost path and UNICOR cumulative resistant kernel analyses in mapping ecological connectivity networks in Luohe Region, China. 7. 176-<http://dx.doi.org/10.14627/537724018>

WANG S. et. al. (2021): Promoting landscape connectivity of highly urbanized area: An ecological network approach, *Ecological Indicators*, Volume 125, 2021, 107487, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107487>.

WEI. J. et. al. (2022): The impact of different road grades on ecological networks in a mega-city Wuhan City, China, *Ecological Indicators* 137,

WU, J. et. al (2022): Research on Multi-Scale Ecological Network Connectivity— Taking the Guangdong–Hong Kong– Macao Greater Bay Area as a Case Study. *Int. J. Environ. Res. Public Health* <https://doi.org/10.3390/ijerph192215268>

WU, X. et. al. (2020): Increasing green infrastructure-based ecological resilience in urban systems: a perspective from locating ecological and disturbance sources in a resource-based city. *Sustain. Cities Soc.* 61, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2020.102354>

XU, W. et. al. (2021): Construction of landscape ecological network based on landscape ecological risk assessment in a large-scale opencast coal mine area. *J. Cleaner Prod.* 286, 2021 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125523>.

YU, D. et. al. (2012): Ecological Restoration Planning Based on Connectivity in an Urban Area. *Ecological Engineering.* 46. 24–33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.033>

ZHAO S. – Ma, Y. – Wang, J. – You X. (2019): Landscape pattern analysis and ecological network planning of Tianjin City, *Urban Forestry & Urban Greening* 46

Stratégiák, jogszabályok

Az Európai Tanács 92/43/EGK irányelve (1992. május 21.) a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről (HL L 206, 22.7.1992, o. 7), Elérhető: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20070101&from=BG>

EURÓPAI Környezetvédelmi Cselekvési Program (2022-2030), Elérhető: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/PDF/?uri=CELEX:32022D0591&from=EN> (Letöltve: 2023. 05. 30.)

2030-ig tartó időszakra szóló uniós biodiverzitási stratégia, Elérhető: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0015.02/DOC_1&format=PDF (Letöltve: 2023. 05. 30.)

Természet-helyreállítási törvény, elérhető: https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/nature-restoration-law_en?prefLang=hu&etrans=hu (megtekintve: 2024. 10. 21.)

3. Nemzeti Biodiverzitás Stratégia, Elérhető: <https://www.biodiv.hu/hu/biologiai-sokfelesegyegyzmeny/hazai-vegrehajtas/nemzeti-biodiverzitas-strategia> (Letöltve: 2023. 05. 30.)

5. Nemzeti Környezetvédelmi Program, Elérhető: https://njt.hu/document/e2/e2b4EJR_570563-2X08424.pdf (Letöltve: 2023. 05. 30.)

Nemzeti Természetvédelmi Alapterv, Elérhető: https://njt.hu/document/e2/e2b4EJR_570563-2X08424.pdf (Letöltve: 2023. 05. 30.)

Magyarország KAP Stratégiai Terve Elérhető: <https://kormany.hu/dokumentumtar/magyarorszag-kap-strategiai-terve-2023-2027> (Megtekintés dátuma: 2023. 05. 30.)

Magyarország KAP Stratégiai Tervének SKV Jelentése, Elérhető: <https://archive.palyazat.gov.hu/magyarorszag-kap-strategiai-tervnek-strategiai-krnyezeti-vizsglati-jelentse> (Megtekintés dátuma: 2023. 05. 30.)

1996. évi LIII. törvény a *természet védelméről*

2003. évi XXVI. Törvény az *Országos Területrendezési Tervről*

2008. évi L. törvény az *Országos Területrendezési Tervről szóló 2003. évi XXVI. törvény módosításáról*

2013. évi LVI. törvény az Országos Területrendezési Tervről szóló 2003. évi XXVI. törvény módosításáról

2018. évi CXXXIX. törvény Magyarország és egyes kiemelt térségeinek területrendezési tervéről

Személyes interjúk, beszélgetések

Schuchmann Péter (területi tervező PESTTERV Kft.) és Móricz Anna (területi tervező) – 2022. március 22.

Tahy Ágnes (Országos Vízügyi Főigazgatóság) – 2024. 01. 11.

Felhasznált adatbázisok

CORINE Land Cover (CLC1990, CLC2000, CLC2006, CLC2012, CLC2018) elérhető: <https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover>

Országos jelentőségű, egyedi jogszabállyal védett területek, Ramsari területek és Natura 2000 területek téradatai, elérhető: Agrárminisztérium

Országos Ökológiai Hálózat övezetei (2008, 2013, 2018, 2024), elérhető: Építési és Közlekedési Minisztérium, Lechner Tudásközpont, Agrárminisztérium

Nemzeti Ökoszisztéma Alaptérkép (NÖSZTÉP) elérhető: <http://alapterkep.termeszetem.hu/>

Landsat -8 műholdfelvétel, elérhető: <https://earthexplorer.usgs.gov/>

OpenStreetMap, elérhető: <https://download.geofabrik.de/europe/hungary.html>

SRTM modell, elérhető: <https://www.earthdata.nasa.gov/data/instruments/srtm>

Pálfai-féle belvíz index, elérhető: Országos Vízügyi Főigazgatóság

Magyarország vízgyűjtő-gazdálkodási tervének második felülvizsgálata (VGT3) mellékletei, elérhető: <https://vizeink.hu/vizgyujto-gazdalkodasi-terv-2019-2021/vgt3-elfogadott/#up01>

Natura 2000 adatlapok, elérhető: <https://termeszetvedelem.hu/kereso/natura-2000/>

Ábrajegyzék

| | |
|---|----|
| 1. ábra: A disszertáció felépítése | 10 |
| 2. ábra: Az ökológiai hálózat funkcionális szerkezete: magterületek, ökológiai folyosók, puffertületek és rehabilitációs területek (saját készítésű ábra MANDER & KÜLVIK 2003 alapján)..... | 13 |
| 3. ábra: Az ökológiai hálózat szintjei (forrás: saját készítésű ábra MANDER & KÜLVIK 2003 alapján)..... | 15 |
| 4. ábra: Metapopulációk szerkezete (saját szerkesztés, AYCRIGG & GARTON 2014 alapján)..... | 18 |
| 5. ábra: Puffertületek méretezése (saját készítésű ábra GODFREY 2015 alapján)..... | 24 |
| 6. ábra: A Linkage Mapper működési elve, bemeneti (input) és eredmény (output) rétegei (saját készítésű ábra, 2024)..... | 30 |
| 7. ábra: Megközelítések, eszközök és feltáró tényezők kapcsolata..... | 34 |
| 8. ábra: Az OÖH és természeti védelmek átfedései saját térinformatikai számítások alapján..... | 38 |
| 9. ábra: Az Országos Ökológiai Hálózat övezetének változásai 2008-2024 között, saját térinformatikai elemzések alapján..... | 39 |
| 10. ábra: Az OÖH 2024-es állapotának felszínborítási adatai és beépítettségi viszonyai..... | 40 |
| 11. ábra: A Hortobágyi NP, a Mecsek és a Gemenc puffertületeinek összehasonlítása (térkép forrása: MaTrT 2018)..... | 43 |
| 12. ábra: Az ökológiai hálózat tervezését támogató keret módszer felépítése | 50 |
| 13. ábra: Fragmentációs index megjelenítése a mintaterületeken | 65 |
| 14. ábra: Természetességi index megjelenítése a mintaterületeken..... | 67 |
| 15. ábra: Diverzitási index megjelenítése a mintaterületeken | 70 |
| 16. ábra: Diverzitási értékek összevetése a fragmentáció jelenléte alapján | 71 |
| 17. ábra: Stabilitási indexek értékei élőhelytípusonként | 73 |
| 18. ábra: Stabilitási index megjelenítése a mintaterületeken..... | 74 |
| 19. ábra: Összesített konnektivitási index megjelenítése a mintaterületeken..... | 76 |
| 20. ábra: Szerkezeti potenciál index megjelenítése a mintaterületeken | 80 |
| 21. ábra: Célfajok hálózati modelljeinek összesítése, útvonalak, folyosók meghatározása..... | 87 |
| 22. ábra: Védelmi zónák átfedései..... | 90 |
| 23. ábra: Az Országos Ökológiai Hálózat övezeteinek összevetése az eredmények mentén javasolt ökológiai hálózattal..... | 92 |
| 24. ábra: Javaslat a tervezési, szabályozási és érvényesítési keretek megújítására..... | 96 |

Táblázatjegyzék

| | |
|---|----|
| 1. táblázat: A NÖSZTÉP kategóriáinak összevonása | 52 |
| 2. táblázat: Alkalmazott indexek, alindexek és értékelési egységeik | 53 |
| 3. táblázat: Összevont felszínborítási kategóriák természetességi értékei, becsült szegély szélességük és elkülönítésük a különböző diverzitási értékek számításához..... | 55 |

Rövidítések

| | |
|--------------|--|
| OÖH (NÖH) | Országos Ökológiai Hálózat (Nemzeti Ökológiai Hálózat) övezete |
| NECONET | National Ecological Network |
| OTrT (MaTrT) | Országos Területrendezési Terv (Magyarország Területrendezési Terve) |
| LCP | Least-cost Path |
| MCR | Minimum Cumulative Resistance |
| LM | Linkage Mapper |
| TSES | Territorial System of Ecological Stability |
| PEEN | Pan-European Ecological Network |
| SAC | Special Areas for Conservation (Natura 2000) |
| SPA | Special Protection Areas (Natura 2000) |
| EU | Európai Unió |
| IUCN | International Union for Conservation of Nature |
| DEM | Digital Elevation Model |
| NDVI | Normalized difference vegetation index |
| SDM | Species Distribution Model |
| MaxEnt | Maximum Entropy model |
| MSPA | Morphological Spatial Pattern Analysis |
| IIC | Integral Index of Connectivity |
| PC | Probability of Connectivity |
| SHDI | Shannon diverzitási index |
| ED | Euklideszi távolság |
| REPGES | Reprezentatív Geoökoszisztéma |
| CLS | Current Landscape Structure |
| NP | Nemzeti Park |
| NPI | Nemzeti Park Igazgatóság |
| TK | Tájvédelmi Körzet |
| TT | Természetvédelmi Terület |
| KAP | Közös Agrár Politika |

Publikációk jegyzéke

Folyóiratok

Virág, Kutnyánszky and Szilvácsku, Zsolt Miklós (2022) “Landscape planning dilemmas and challenges in designation and management of the ecological network alongside the Tisza River in Hungary.,” Proceedings of the Fábos Conference on Landscape and Greenway Planning: Vol. 7: Iss. 1, Article 19. DOI: <https://doi.org/10.7275/c359-5776>

Virág, Kutnyánszky and Szilvácsku, Zsolt Miklós (2023) „Dilemmas in the use and layout of ecological network in Hungary, in: 4D DOI: <https://doi.org/10.36249/4d.67.3728>

Dancsokné Fóris Edina, Filepné Kovács Krisztina, Hubayné Horváth Nóra, Kutnyánszky Virág, Módosné Bugyi Ildikó, Sallay Ágnes, Szilvácsku Zsolt, Varga Dalma, Kollányi László: Táj- és turizmusfejlesztési lehetőségek Upponyban és környékén, Földrajzi Közlemények 2023. 147. 2. pp. 185–201, <https://doi.org/10.32643/fk.147.2.9>

Virág, Kutnyánszky and Szilvácsku, Zsolt Miklós (2023): The relationship between landscape management, land use and the ecological network in Nagykőrű, Journal of Environmental Geogrphy DOI: <https://doi.org/10.14232/jengeo-2023-44682>

Virág, Kutnyánszky, Ammar Auda, Szilvácsku, Zsolt Miklós (2024): The relationship between the ecological network and the water system in the Carpathian basin - Finding a way for sustainable land use, in Journal of Environmental Geography DOI: <https://doi.org/10.14232/jengeo-2024-45788>

Kutnyánszky Virág, Szilvácsku Miklós Zsolt (2024): Eszközök és lehetőségek az ökológiai hálózat lehatárolására, in: 4D, DOI: <https://doi.org/10.36249/4d.74>

Dancsokné Fóris E. K., Filepné Kovács K.; Sallay Á.; Szilvácsku, M. Zs., Kutnyánszky V., Hubayné Horváth N., Módosné Bugyi I., Kollányi L. (2025): Planning a New Nature Park along the Tisza River in Hungary, in: PROCEEDINGS OF THE FÁBOS CONFERENCE ON LANDSCAPE AND GREENWAY PLANNING 8 (2025) DOI: <https://doi.org/10.7275/fabos.2749>

Filepné Kovács K., Kutnyánszky V., Shi, Z., Dancsokné Fóris E., Szilvácsku Zs. (2025): Cultivation under the Framework of the “Balaton Law” the Effectiveness of the Regional Land Use Plan in the Balaton Recreational Area on the Traditional Cultivation Forms, in: PROCEEDINGS OF THE FÁBOS CONFERENCE ON LANDSCAPE AND GREENWAY PLANNING 8 (2025), DOI: <https://doi.org/10.7275/fabos.2438>

K. Filepné Kovács, E. Dancsokné Fóris, Zs. M. Szilvácsku, V. Kutnyánszky (2026): Preserving traditional landscape in a popular recreational area with spatial planning tools, in: Environmental Challenges DOI: <https://doi.org/10.3390/land15010106>

K. Filepné Kovács, V. Kutnyánszky, S. Zhen, Zs. M. Szilvácsku, L. Kollányi, E. Dancsokné Fóris (2026): additional Cultivation and Land-Use Change Under the Balaton Law: Impacts on Vineyards and Garden Landscapes , in: Land DOI: <https://doi.org/10.3390/land15010106>

Konferencia kiadványok (full paper)

Kutnyánszky Virág, Máté Klaudia, Dr. Szilvácsku Miklós Zsolt (2021): Ökológiai hálózat madárvédelmi fejlesztése Szekszárd térségében (Georgikon Konferencia, 2021)

Dr. Szilvácsku Miklós Zsolt, Kutnyánszky Virág (2021): Tisza-menti natúrparkok megalapozó vizsgálata (Lippay-Ormos-Vass Konferencia, 2021)

Dancsokné Fóris Edina, Filepné Kovács Krisztina, Hubayné Horváth Nóra, Kutnyánszky Virág, Módosné Bugyi Ildikó, Sallay Ágnes, Szilvácsku Zsolt, Varga Dalma, Kollányi László: Táj- és turizmusfejlesztési lehetőségek Upponyban és környékén (Tájökológiai Konferencia), ISBN: 978-963-7064-43-2

Kutnyánszky Virág, Dr. Szilvácsku Miklós Zsolt (2024): Ökológiai hálózatok táji szintű alkalmazásának módszertani megalapozása (Tavaszi Szél Konferencia, 2024) link: http://dosz.hu/url/tszk2024_tanulmánykotet_I

Kutnyánszky Virág, Dr. Szilvácsku Miklós Zsolt (2024): Indikátorfajok kiválasztásának szempontjai ökológiai hálózat tervezéséhez (Tájökológiai Konferencia, 2024) ISBN 978-963-623-117-0

Kutnyánszky Virág, Dr. Szilvácsku Miklós Zsolt (2025): A Tisza-menti vízmegtartási lehetőségek hatásai vízimadarak ökológiai hálózatára (XX. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia, 2025) ISSN 1842-9815

Virág Kutnyánszky, Zsolt Miklós Szilvácsku (2025): Changes in the zones of the Hungarian National Ecological Network (I. Urbanisztikai Doktorandusz Konferencia) (lektorálva, megjelenés alatt)

Könyvrészletek és jegyzetek

Filepné Kovács Krisztina, Kutnyánszky Virág: Ökológiai hálózatok – Alapfogalmak, in: Filepné Kovács Krisztina és Szilvácsku Zsolt (szerk.) (2024): Ökológiai hálózat és szakpolitikák, ISBN 978-963-623-090-6

Hubayné Horváth N., Kollányi, L., Kutnyánszky V., Módosné Bugyi I., Sallay Á., Szilvácsku M. Zs., Varga, D. et al.: Őrjeg és Szőlőhegyei Natúrpark tájvédelmi és fejlesztési felülvizsgálati tanulmányterv, MATE TTDI (2025), 346 p.

Számozott mellékletek

1. melléklet Áttekintett esettanulmányok és módszerek táblázata
2. melléklet: Az ökológiai hálózat modellezése során leggyakrabban használt tájmetriai indexek
3. melléklet: A mintaterületek bemutatása
4. melléklet: Alkalmas célfajok listája mintaterületenként
5. melléklet: Hálózat-elemzés célfajainak élőhelyi igényei
6. melléklet: Szerkezeti potenciál indexeinek részeredménytérképei
7. melléklet: A hálózat-elemzés eredménytérképei célfajonként
8. melléklet: Védelmi zónák részeredményei
9. melléklet: Az első futtatás után elvégzett modellkorrekciók

1. melléklet: Áttekintett esettanulmányok és módszerek

| | Kutatás címe | Hivatkozás | Helyszín | Lépték | Fő Irányzat/ megközelítés | Bemeneti adatok | Eszközök | Indikátorfajok |
|----|---|--|---------------------------------------|------------|-------------------------------------|---|---|--|
| 1. | Applying network theory to prioritize multi-species habitat networks that are robust to climate and land-use change | Albert C. H. et. al. 2017 | Montreál (Kanada) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Klíma modellek (2000, 2050-re), Élőhelyek, felszínborítási adatok, Állatok előfordulási adatai | 14 ökoprofilhoz 14 indikátorfaj, Élőhelyi minőség térkép, ellenállás-térkép mind a 14 fajra, Elégséges méretű élőhelyek meghatározása, Hálózat-elemzés (LCP - minimum planar graph model - linkek súlyozva) Klímaváltozás hatásai a fajok hálózatára, Prioritizálandó elemek meghatározása konnektivitás alapján Különböző jövőbeli szcenáriók a tájváltozásra | 14 indikátorfaj (emlős, madár és kétéltű) |
| 2. | Designing connected marine reserves in the face of global warming | Álvarez-Romero J. G. et. al. 2017 | Midriff Islands Region (USA) | Regionális | 2. Least-cost path elemzés | Vizsgált fajok előfordulásai, 6 ökoszisztéma élőhelyi adatai (táplálkozó, szaporodóhelyek) Klímaváltozás, Társadalmi-gazdasági hatások (pl. halászat) | Fajok eloszlása (MaxEnt), Halászat negatív hatásainak becslése (kifogott egyedek), Terület felosztása 1 km ² -es hatszög alapegységekre, Megfelelő bizonyított és potenciális élőhelyek kiválasztása, Hálózat-elemzés (frag-elmélet), Hálózat értékelése (matematikai modellek, UCINET, konnektivitás IIC), Globális felmelegedés okozta szcenáriók vizsgálata | óceáni lárva |
| 3. | Protection of landscape connectivity for large mammals | Andel et. al. (szerk.) 2010 | Csehország | Országos | 2. Least-cost path elemzés | Fajok igényei, viselkedése, előfordulási adataik, meglévő migrációs útvonalak, Barrierek (települések, közlekedési infrastruktúra, vízfolyások, kerítések, stb.), Felszínborítás, élőhelyi adatok Terepi felmérések | Barrierek értékelése átjárhatóság szerint, táj átjárhatóságának értékelése Statisztikai elemzés: összefüggések az Élőhely-modell: előfordulási adatok és az élőhelyek adottságai között, Élőhelyi alkalmasság: különböző élőhelyi preferenciák súlyozása, Folyosók meghatározása, migrációs útvonalak elkülönítése és értékelése, *hálózat-elemzés nem volt, de céljában 2-es típus | barna medve, szürke farkas, hiúz, gímszírvas, jávorszarvas |
| 4. | Characterizing the landscape of movement to identify critical wildlife habitat and corridors | Bastille-Rousseau, G. & Wittemyer, G. 2020 | Kenya | Regionális | 4. Funkcionális megközelítés | 130 afrikai elefánt mozgási adatai (GPS), Felszínborítás (Landsat), Emberi hatás, barrierek, Domborzat, földfelszín, NDVI | Mozgási mintázat elemzésével (útvonal súlya, iránya, szomszédossága, sebesség, fokozat) a hálózat elemeinek meghatározása, Statisztikai elemzés az adottságok és a mintázat összevetésére | afrikai elefánt |
| 5. | A multistep approach to improving connectivity and co-use of spatial ecological networks in cities | Beaujean B. et. al. 2020 | Liege és Meuse River valley (Belgium) | Helyi | 2. Least-cost path elemzés | Domborzat, Topográfiai adatok, táj-elemek, utak, zöldfelületek, tájhasználat, települések Varangy előfordulási adatai | Landscape Development Intensity (LDI) index - emberi befolyás Hálózat-elemzés (least-cost-path és gráfelméleti) Statisztikai elemzés az eredmény útvonalak fontosságának meghatározására | nádi varangy és emberek (rekreáció) |
| 6. | The concept of land ecological network and its design using a land unit approach | Blasi et al. 2008 | Róma | Térségi | 1. Természetesség, táji indikátorok | Felszínborítás Védett területek Előfordulási adatok (639 faj és külön a kiemelt fajok) | Fragmentáció mérése Tájmetriai mutatók Statisztika (klaszter-analízis az alapegységekre, ANOVA az összefüggésekre) Fajok előfordulási adatainak értékelése | 639 faj |

| | | | | | | | | |
|-----|---|---------------------------------|--|----------|-------------------------------------|--|--|---|
| 7. | Designing a Coherent Ecological Network for Large Mammals in Northwestern Europe | Bruinderink G.G. et. al. 2001 | É-NY Európa | Országos | 2. Least-cost path elemzés | Felszínborítás (CORINE), Úthálózat, Szarvas előfordulási adatok, | Eltartóképesség meghatározása foltonként, Utak barrier-hatása, LARCH model (Landscape Ecological Rules for the Configuration of Habitat) - konnektivitás számítása | gímszarvas |
| 8. | Czech approach to implementation of ecological network | Bucek et. al. 2012 | Vracov és Věstonice (Csehország) | Térségi | 1. Természetesség, táji indikátorok | Vegetációs adatok, és más természeti adottságok | Diverzitás, Tájméleti mutatók (térségi elhelyezkedés, viszonyok) | növények (tölgy és fehér fűz) |
| 9. | Modelling in the context of an environmental mobilisation: A graph-based approach for assessing the landscape ecological impacts of a highway project | Burgeois M. & Sahraoui Y. 2020 | Lyon and Saint Étienne highway (Franciaország) | Térségi | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítási modell (10 m), Fajok előfordulási adatainak gyűjtése, Úthálózat, és új autópálya | Indikátorfajok választása - 169 faj 15 csoportba sorolása (diszperziós távolság és élőhelyi preferenciák alapján), Ellenállás-raszterek generálása (felszínborítási kategóriánként), Mag-élőhelyek (felszínborításból, nincs min. terület), Hálózat-elemzés (LCP) - 15 fajcsoport, jelenlegi állapotra és új autópályával, ÖH értékelés - konnektivitás (EC és IF) | 169 faj - 15 csoport |
| 10. | Linking wilderness mapping and connectivity modelling: A methodological framework for wildland network planning | Cao Y. et. al. 2020 | Great Taihang Region (Kína) | Országos | 2. Least-cost path elemzés | Felszínborítás, Települések, utak, infrastruktúra elemek Kínai leopárd előfordulási adatok | Mag-élőhelyek: A (természetes felszínborítás, nincs település és min. 100 km ²), B (biofizikai természetesség, népsűrűség, településektől és infrastruktúrától való távolság, település- és útsűrűség, és min. 100 km ²), C (kínai leopárd élőhelyek), Ellenállás felület (4 eset), Hálózat elemzés A, B, C-re (Linkage Mapper) | kínai leopárd |
| 11. | Replicated landscape genetic and network analyses reveal wide variation in functional connectivity for American pikas | Castillo J. A. et. al. 2016 | USA (részletek) | Térségi | 2. Least-cost path elemzés | 8 helyszín azonosítása, Domborzat modell (CRMO, HMAR), Ürülék mintavételek (genetikai azonosítás miatt) Felszínborítás, potenciális élőhelyek | Tájméleti indexek a tájra (PLAND, MSIEI) és az élőhelyekre (AREA, GYRATE, PROX, ENN, CLUMPY), Ellenállás modellezése: tszf és kitérttség, vízfolyások és más barrierok, felszínborítás, majd kumulatív ellenállás számítása, Ellenállástérkép összevetése a genetikai térképpel, Hálózat-elemzés (statisztikai-gráf-elméleti) | amerikai pocoknyúl |
| 12. | Network analysis for species management in rivers networks: Application to the Loire River | Chaput-Bardy A. et. al. 2017 | Loire folyó (Franciaország) | Térségi | 2. Least-cost path elemzés | Előfordulási adatok, Élőhelyek | Folyó és élőhelyeinek szerkezete - gráfként ábrázolva, Kolonizáció modellezés - SPOM (gráf-elmélet), Konnektivitás mérése (betweenness centrality és PC) | Eurázsiai hód és dél-afrikai karmosbéka |
| 13. | Identifying and evaluating functional connectivity for building urban ecological networks | Chen C. et. al. 2015 | Christchurch (Új-Zéland) | Térségi | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítás, Emberi hatás, barrierok, települések | Landscape Development Intensity (LDI) index - emberi befolyás Hálózat-elemzés (least-cost-path és gráfelméleti) Statisztikai elemzés az eredmény útvonalak fontosságának meghatározására | őshonos fa - kahikatea |
| 14. | Integrating regional-scale connectivity in habitat restoration: An application for amphibian conservation in eastern France | Clauzel C. et. al. 2015 | Franche-Comté és Burgundy régiók (Franciaország) | Térségi | 2. Least-cost path elemzés | Felszínborítás, Infrastruktúra elemek, Vízügyi adatok Tavak, mg-i területek csoportosítása, Erdők kategorizálása MSPA-val, Előfordulási adatok | Ellenállás-raszterek (alkalmas-nem alkalmas élőhelyekből) Hálózat-elemzés (gráfelmélet) - jelenlegi állapotra és új élőhelyfoltok hozzáadásával, Konnektivitási mutató (PC index) - rehabilitációs prioritások meghatározása | Zöld levelibéka |
| 15. | Anthropogenic impact on habitat connectivity: A multidimensional human footprint index evaluated in a highly biodiverse landscape of Mexico | Correa Ayram C. A. et. al. 2017 | Michoacán (Mexikó) | Országos | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | 40 indikátorfaj előfordulási adatai, Felszínborítás, népsűrűség, Utak, települések | Potenciális élőhelyek és alkalmasság meghatározása (MaxEnt), Spatial Human footprint (SHFI) + élőhelyvesztés és fragmentáció, Ellenállás-felület 4 szenárióra (1 összesfaj, és 3 4 külön csoportra bontva), Hálózat-elemzés (circuit theory) - hálózati súlyokat is megállapít, Hálózatok értékelése - ECA index (equivalent connected area) | 40 indikátorfaj |

| | | | | | | | | |
|-----|---|----------------------------|----------------------------------|------------|-------------------------------------|---|--|---|
| 16. | Methodology for mapping the national ecological network to mainland Portugal: A planning tool towards a green infrastructure | Cunha & Magalhães 2019 | Portugália | Országos | 1. Természetesség, táji indikátorok | Domborzat, Hidrológiai, földrajzi, geológiai és földtani adottságok, Védett területek, Területhasználat | Fizikai és biológiai indikátorok, Terület-típusok elkülönítése, érzékeny és nem érzékeny élőhelyek megkülönböztetése | nincs |
| 17. | Landscape planning and ecological networks, Part B. A rural system in Nuoro, Sardinia | De Montis et. al. 2014 | Szardínia | Helyi | 2. Least-cost path elemzés | Előfordulási adatok, Felszínborítás, Diszperziós távolságok | Hálózat-elemzés (gráfelmélet) | olajfa és magyaltölgy |
| 18. | Determination of ecological networks for vegetation connectivity using GIS & AHP technique in the Mediterranean degraded karst ecosystems | Dindaroglu T. 2021 | Kahramanmaraş (Törökország) | Helyi | 2. Least-cost path elemzés | Talajminták és talajtérképek Tájhasználat, Topográfia (DEM, lejtés, kiettség) | Mélyületek meghatározása, Élőhelymegfelelőség térkép (Analytical Hierarchy Process - AHP és cross section analysis), Hálózat-elemzés (Spatial analyst), Folyosók osztályozása az élőhelyek állapota alapján | növények: kalábriai-fenyő, szír boróka, sztóraxfa, terpentinpisztácia, babér, sajmeggy |
| 19. | Identifying and evaluating the ecological network of Siberian roe deer (Capreolus pygargus) in Tieli Forestry Bureau, northeast China | Feng et. al. 2021 | Tieli erdő (ÉK Kína) | Regionális | 2. Least-cost path elemzés | Előfordulási adatok, Természeti adottságok (domborzati, felszínborítási, antropogén felszínek és növényzeti borítottsági típusok) | Élőhelymegfelelőségi térkép (MaxEnt modell) Hálózat-elemzés (Linkage Mapper) | szibériai őz |
| 20. | Identification of functional corridors with movement characteristics of brown bears on the Kenai Peninsula, Alaska | Graves et. al. 2007 | Alaska | Regionális | 4. Funkcionális megközelítés | GPS információk gyűjtése | Mozgási mintázat elemzése (movement path density, mean movement speed, regular deviation of movement) | barna medve |
| 21. | Connecting regional landscapes by ecological networks in the Greater Pearl River Delta | Guo Y. & Liu Y. 2017 | Greater Pearl River Delta (Kína) | Országos | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítás, NDVI (Landsat), Domborzat (DEM) - lejtés és tszf, Népszám adatok települési szinten, Úthálózat | Mag-élőhelyek: felszínborítás, NDVI, népsűrűség, útsűrűség, településtől való távolság, utaktól való távolság és folyóktól való távolság súlyozva + min. 10 km ² , Összekötendő mag-élőhely-párok kiválasztása (mindegyik min. 1 másikkal, és utak-települések fragmentáló hatása), Ellenállás-felület, Hálózat-elemzés (LCP), Folyó-menti konnektivitás fejlesztése - 2 km-es buffer | nincs |
| 22. | GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning | Gurrutxaga M. et. al. 2010 | Basque County (Spanyolország) | Regionális | 2. Least-cost path elemzés | Natura 2000 hálózat, Területhasználat, Erdészeti adtabázisok, Települések és iparterületek, infrastruktúra elemek, közlekedés | Ellenállás-raszter (területhasználat, erdők természetessége, infrastruktúra elemek, Kummulatív ellenállás számítása (magterületektől vett távolság függvényében nőtt az ellenállás), Hálózat-elemzés (LCP) Folyosók, útvonalak és bufferek meghatározása Kritikus területek meghatározása | közepesméretű erdei emlősök (európai őz, vaddisznó, gímszarvas, nyuszt, vadmacska, közönséges petymeg, nyest, borz) |

| | | | | | | | | |
|-----|---|---|------------------------------|------------|-------------------------------------|---|--|---|
| 23. | Application of least-cost path model to identify a giant panda dispersal corridor network after the Wenchuan earthquake—Case study of Wolong Nature Reserve in China | Hailong et. al. 2010 | Wolong (Kína) | Regionális | 2. Least-cost path elemzés | Domborzat, Felszínborítás, Előfordulási adatok, Vízfolyások, Utak | Élőhelyi alkalmasság (7 faktor - kitettség, vízfolyástól való távolság, felszínborítás-típus, bambusz típusa, emberi tevékenység, utak, mezőgazdaság zavaró hatása), Hálózat-elemzés (least-cost path) | óriás panda |
| 24. | Study on habitat networking in Styria (Austria) / Developed within the framework of NATREG | Hans-Jörg et. al. 2012 (in: Marschall et. al. 2012) | Stájerország (Ausztira) | Térségi | 1. Természetesség, táji indikátorok | Felszínborítás, ZI elemek | Funkció-értékelés Keresztábra-értékelés | nincs |
| 25. | Assessment of playa wetland network connectivity for amphibians of the south-central Great Plains (USA) using graph-theoretical, least-cost path, and landscape resistance modelling | Heintzman L. J. & McIntyre N. E. 2021 | Great Plains (USA) | Országos | 2. Least-cost path elemzés | Felszínborítás, vizes élőhelyfoltok, Vegetációborítottság Öntözés (talajnedvesség miatt) és mezőgazdasági területek adatai (CDL), | Alternatív szcenáriók kidolgozása (3-féle ellenállás raszter), Hálózat-elemzés (gráfelmélet, LCP, landscape resistance model), Érzékenységi elemzés a kapott eredményekre | kétéltűek (15 faj) |
| 26. | Ecological networks as a new approach for nature conservation in Turkey: A case study of Izmir Province | Hepcana et. al. 2008 | Izmir Province (Törökország) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítás, Védett területek, Növényborítottság, Úthálózat | Releváns élőhelyek meghatározása indikátorfajok számára, Foltok értékelése (eltartóképesség), Fragmentáció vizsgálata, Hálózat-elemzés (least-cost) | 4 emlős faj (csíkos hiéna, eurázsiai hiúz, karakál, mocsári macska) |
| 27. | Identifying a Linked Reserve System Using a Regional Landscape Approach: the Florida Ecological Network | Hector T. S. et. al. 2000 | Florida (USA) | Országos | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Védett területek, védett elemek, Fajok előfordulásai, Úthálózat, Területhasználat | Ökológiailag fontos területek - mag élőhelyek (sűrű úthálózat nélkül, településektől távol, 2000 ha felett) - 3 típus, Kapcsolatok meghatározása különböző és azonos típusú élőhelyek között - Hálózat-elemzés (LCP) | nincs |
| 28. | Ecological Corridor Construction Based on Least-Cost Modeling Using Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) Nighttime Light Data and Normalized Difference Vegetation Index | Hu et. al. 2021 | Wuhan (Kína) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) és NDVI - műhold, Ökológiai forrásterületek | Nighttime Light Adjusted Vegetation Index (NAVI) és reciproka Ellenállás mátrix - alacsony RNAVI, alacsonyabb ellenállás, Hálózat-elemzés (MCR), Sötét éjszakai útvonalak értékelése | nincs |
| 29. | Constructing and optimizing urban ecological network in the context of rapid urbanization for improving landscape connectivity | Huang X. et. al. 2021 | Wuhan (Kína) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Területhasználat Landsatból 3 időpontra 1995, 2005, 2015, Domborzat (DEM), slope, Utak, infrastruktúra elemek | Tájmintázat + tájmetriai indexek Forrásterületek: gyepek, erdők, Tájelemek topologizálása (MSPA analízis), Ellenállás raszter MCR-el (terhaszn, slope, tszf, utaktól való távolság), gravitációs modellel a link súlyának megállapítása, linkek és magok értékelése mutatókkal | nincs |

| | | | | | | | | |
|-----|--|---------------------------|---------------------------|------------|-------------------------------------|---|--|----------------------------|
| 30. | Analyses of least cost paths for determining effects of habitat types on landscape permeability: wolves in Poland | Huck et. al. 2010 | Lengyel-ország | Országos | 2. Least-cost path elemzés | Előfordulási adatok, Felszínborítás (CORINE), Fragmentáló elemek, barrierek | Ecological Niche Factor Analysis (ENFA) - élőhely-alkalmassági térkép és öko-geográfiai értékek (Biomapper) Potenciális mag-élőhelyek Hálózat-elemzés (Least-cost path), Útvonalak összehasonlítása a valós farkas-élőhelyek tulajdonságaival (statisztikai elemzés) | szürke farkas |
| 31. | Mapping an ecological network of green habitat patches and their role in maintaining urban biodiversity in and around Debrecen city (Eastern Hungary) | Hüse et. al. 2016 | Debrecen | Helyi | 4. Funkcionális megközelítés | Területhasználat, Zöldfelületek felmérése, Mintavételek (10x10m egység) | Funkcionális konnektivitás (diszperziós távolságokkal és a fajok jelenlétével) | növények |
| 32. | Hydrological connectivity assessment of landscape ecological network to mitigate development impacts | Jahanishakib et. al. 2021 | Gharesou vízgyűjtő (Irán) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Tájhasználat (különböző forrásokból összefésülve), Domborzat (DEM), NDVI, Tájhasználat-szenáriók a jövőre | Hidrológiai szerkezetek és funkciók modellezése (forrás-nyelő hálózat, természetes szivárgás, lefolyás, áteresztőképesség), hálózat-elemzés (gráfelméleti), Kritikus területek meghatározása, Optimális tájhasználat megállapítása scenárióként | nincs |
| 33. | The Pan European Ecological Network: PEEN | Jongman et. al. 2011 | Európa | Globális | 1. Természetesség, táji indikátorok | Felszínborítás, Más védelmek (Emerald, Natura, Ramsari, stb.) | Élőhelyek osztályozása földrajzi zónák alapján, Élőhelyek elégséges mérete, Indikátorfajok és számukra elégséges méretű magterületek meghatározása, Folyosók meghatározása jelenlegi vonulási útvonalak, tájelemek segítségével | Nagytestű emlősök, madarak |
| 34. | Green network analysis in coastal cities using least-cost path analysis: a study of Jakarta, Indonesia | Kim J.-E. 2012 | Jakarta (Indonézia) | Térségi | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Domborzat-modell, Tájhasználat (zöldfelületek) | Ellenállás-raszter (tszf magasság, kitettség, lejtés és tájhasználat alapján, súlyozással), Konzisztencia index (CI), konzisztencia kapcsolat (CR) Hálózat-elemzés (LCP) | nincs |
| 35. | Regional Ecological Network Design for Wild Animals' Movement Using Landscape Permeability and Least-cost Path Methods in the Metropolitan Area of Korea | Lee D-K. et. al. 2008 | Korea Metropolitan Area | Regionális | 2. Least-cost path elemzés | Felszínborítási térkép, Útsűrűség, Lejtés | Táj átjárhatóságának elemzése (ellenállás-felülethez) Hálózat-elemzés (LCP) | közepes-nagy emlősök |
| 36. | An Integrated Approach to Mitigation Wetland Site Selection: A Case Study in Gwacheon, Korea | Lee J. et. al. 2014 | Gwacheon (Korea) | Helyi | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítás, Ökológiai zónák (természetesség), Topográfiai térképek (domborzat, geográfiai viszonyok) | Magterületek (természetességből), Ellenállás felszín (súlyozottan: felszínborítás, útsűrűség, autópálya, lejtés), Cél-élőhelyek (városi zöldfelületek) Hálózat-elemzés (LCP), Tájmetriai indexek (COHESION, SHDI, PLAND, AREA_AM, LSI, TE, ED) a hálózat értékelésére és beavatkozási területek kijelölésére | közepes-nagy emlős |

| | | | | | | | | |
|-----|---|-------------------------|---|------------|-------------------------------------|--|---|---|
| 37. | Improving landscape connectivity for the Yunnan snub-nosed monkey through cropland reforestation using graph theory | Li W. et. al. 2018 | Yunnan Province (Kína) | Regionális | 2. Least-cost path elemzés | Domborzat, Felszínborítás, Genetikai mintavétel - populációk távolságára | Élőhelyi alkalmasság (preferenciák alapján - élőhely és tszf) és ellenállás is, Jelenlegi hálózat modellezése (metapatch-based approach és LCP - Linkage mapper), Rehabilitációs scenáriók, Élőhely-rehabilitációk prioritásai (konnektivitás - PC) | Arany piszeorrú majom |
| 38. | A multi-species approach for protected areas ecological network construction based on landscape connectivity | Liang G. et. al. 2023 | Henan (Kína) | Országos | 2. Least-cost path elemzés | Tájhasználat, Domborzat (tszf, lejtés), Vonalas infrastruktúra elemek, Népsűrűség | Ellenállás-felszínek (bemeneti adatok összesítésével), Magélőhelyek (védett területek, megfigyelések) Hálózat-elemzés (Linkage Mapper és circuit theory), Helyreállítandó területek és prioritás (centrality tools éa Barrier Mapper) | 4 emlős: észak-kínai leopárd, szibériai őz, apró pézsmaszarvas, sárgatorokú nyest |
| 39. | Connectivity, landscape structure, and plant diversity across agricultural landscapes: novel insight into effective ecological network planning | Liccari et. al. 2022 | Friuli Venezia Giulia | Térségi | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Tájhasználat, Előfordulási adatok, Helyi mintavételek | Tájmetriai elemzések (diverzitás, tájstruktúra, konnektivitás) Fajok diverzitásának vizsgálata Hálózat-elemzés (least-cost módszer) | 10 állat, 9 növény |
| 40. | Greenway planning: developing a landscape ecological network approach | Linehan et. al. 1995 | Amerika, New England, Massachusetts | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítás, Hidrológia, Domborzat, Élővilág, | Élőhely elemzés (kítetttség, domborzat, foltméret, szegélyek), Gráfelméleti csomópont-elemzés, Konnektivitás elemzés (gravitációs modell) | vidra, halásznüst |
| 41. | A GIS methodology for assessing ecological connectivity application to the Barcelona Metropolitan Area | Marulli J. et. al. 2005 | Barcelona Metropolitan Area (Spanyolország) | Regionális | 1. Természetesség, táji indikátorok | Tájhasználat, Infrastruktúra elemek, | Ökológiai funkcionális területek (nagyobb méretű foltok, mozaikok típus szerint - 11 kategória) Barrier-hatás (BE), Ökológiai konnektivitás index (ECI), Értékek alapján hálózat meghatározása | nincs |
| 42. | Riparian buffer zones as elements of ecological networks: Case study on Parnassius mnemosyne distribution in Estonia | Meier 2005 | Észtország | Országos | 1. Természetesség, táji indikátorok | Előfordulási adatok | Élőhelyek értékelése | kis apollólepké |
| 43. | Ecological Networks and Territorial Systems of Ecological Stability | Miklós et. al. 2019 | Szlovákia | Országos | 1. Természetesség, táji indikátorok | Természeti adottságok (víz, talaj, domborzat, stb.), Felszínborítás, Élőhelyi adatok, előfordulási adatok, migrációs útvonalak | Abiotikus faktorok, tájszerkezet (CLS) és szoci-ökonómiai faktorok vizsgálata Fentiek értékelése tájmetriai indexekkel, számításokkal, Stresszfaktorok azonosítása, Szerkezeti elemek lehatárolása (folyosók migrációs útvonalak alapján) | nincs |

| | | | | | | | | |
|-----|--|--|---------------------------------------|------------|-------------------------------------|---|---|----------------------------------|
| 44. | Implementation of multispecies ecological networks at the regional scale: analysis and multi-temporal assessment | Modica G. et. al. 2021 | Calabria (Olaszország) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | CORINE Felszínborítás, több időállapokra Infrastruktúra elemek, települések Domborzat (DTM) | Élőhelyi minőség és átjárhatóság (preferenciák, min. foltméret, foltszerkezet) - mind a 66 fajra! Zavarás (disturbance) Hálózat-elemzés (FunConn - LCP+gráfelmélet), Hálózat értékelése 3 időállapokra (1990, 2012, 2018) - MSPA analízis a szerk. meghatározására és konnektivitás - betweenness centrality | 66 szárazföldi állat |
| 45. | Ökológiai hálózatok kialakításának lehetőségei Magyarországon, Sopron környéki ökológiai hálózat-tervezet | Moskovits & Tímár 1998 (in: Természetvédelmi körzlemények) | Sopron | Helyi | 1. Természetesség, táji indikátorok | Közigazgatási határok, Emberi létesítmények, Földhasználat (turisztikai, rekreáció, mezőgazdaság, erdők, művelési módok), Védett vagy védelemre tervezett területek, Természeti adatok (pl. tájegységek, vízrajzi adatok, vegetációtérképek, geológiai adatok, stb.) Terepi adatfelvételek | Durva vegetációtérkép (természetes vagy aközeli élőhelyek számba vétele) hibrid (terepmunka, adatbázisok és légifelvételek segítségével, majd ezek klasszifikációja 3+1 kategóriába kritériumok alapján) | nincs |
| 46. | Evaluation of the policy-driven ecological network in the Three-North Shelterbelt region of China | Mu H. et. al. 2021 | Three-North Shelterbelt region (Kína) | Országos | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Landset és más remote sensing adatok, ökológiai indexek Tájhasználat, domborzat, Védett területek | Érzékenység Ellenállás-felület, Hálózat-elemzés (MCR), ÖH konnektivitásának értékelése, Emberi befolyás és fajok vizsgálata a lehatárolt hálózat mentén | nincs |
| 47. | Detecting gaps - GIS based inventory of ecological networks in selected Central European border regions | Neubert & Biachin 2012 (in: Marschall et. al. 2012) | Közép-Kelet Európa (4 terület) | Regionális | 1. Természetesség, táji indikátorok | Védett területek, Felszínborítás, Hidrológiai adatok | Élőhelyek értékelése, Gap-analízis | nincs |
| 48. | Constructing and optimizing ecological network at county and town Scale: The case of Anji County, China | Nie et. al. 2021 | Anji County (Kína) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Domborzat, Úthálózat, Közigazgatási határok | Ökológiai forrásterületek (MSPA) Konnektivitás mérése (IIC és PC indexek) Hálózat-modellezés (MCR) ÖH értékelés - 4 scenárió | nincs |
| 49. | An integrated approach to support a river ecological network: A case study from the Mediterranean | Nucci et. Al. 2022 | Toszkána | Térségi | 1. Természetesség, táji indikátorok | Domborzat, Vízgyűjtők, Felszínborítás (CORINE) | Részvízgyűjtők értékelése indexekkel (természetesség, diverzitás, foltgazdagság, veszélyek, fragmentáció) Konnektivitás Részvízgyűjtők besorolása | nincs |
| 50. | Methodology for Identification of Ecological Corridors in the Carpathian Countries by Using Large Carnivores as Umbrella Species | Okániková et. al. 2021 | Kárpátok | Országos | 2. Least-cost path elemzés | Előfordulási adatok, Domborzat, más abiotikus tényezők (pl. sugárzás), Felszínborítás (GLC), Antropogén faktorok (utak, barrierek) | Élőhely alkalmasság (MaxEnt), Hálózat-elemzés (Linkage Mapper), Kritikus élőhelyek, barrierek meghatározása | barna medve, hiúz, szürke farkas |

| | | | | | | | | |
|-----|---|------------------------------|-------------------------------|------------|-------------------------------------|---|---|--|
| 51. | Resource selection and connectivity reveal conservation challenges for reintroduced brown bears in the Italian Alps | Peters et. al. 2015 | Alpok (Olaszország) | Regionális | 4. Funkcionális megközelítés | 10 barna áttelepített medve GPS nyakörves adatai és korábbi előfordulási adatok, Felszínborítási adatok, Emberi jelenlét elemei (konfliktusterületek, erőgazdálkodás, utak, turizmus, stb.) | Élőhely-alkalmassági térkép (0,25 km ² alapegység) Többléptékű erőforrás-kiválasztás (RSF), Statisztikai elemzés, validálás, Hálózat-elemzés (least-cost path), RSF összevetése az útvonalakkal | barna medve |
| 52. | Ecological network construction and optimization in Guangzhou from the perspective of biodiversity conservation | Qian M. et. al. 2023 | Guangzhou (Kína) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Kulcsfajok elfordulási adatai, környezeti adatok, klimatikus adatok, Élőhelyi adatok, Diszturbancia, gazdasági mutatók | Mag-élőhelyek (MAXENT model), buffer magok körül - wilderness mapping model, Ellenállás-felület HQ megfordítva + konnektivitás és érzékenységi faktorok, Hálózat-elemzés (circuit theory) | 6 kis- és közepesméretű emlős |
| 53. | Integrating ecological networks modelling in a participatory approach for assessing impacts of planning scenarios on landscape connectivity | Sahraoui et. al. 2021 | Bordeaux | Helyi | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítás, Barrierek (épületek, utak) | Szakértői csoportokkal indikátorfajok választása, Fajok csoportosítása, Konnektivitás modellezése (EC), gráf-elméleti hálózat-elemzés Végén: tájtervezés és természetmegőrzési szakterületek, döntéshozók különféle szerveitől lettek kiválasztva (helyi önkormányzatok, minisztériumok, kormányhivatalok, környezetvédelmi szervek, kutató laborok, consulting cégek, stb.) - feedback | 88 faj (15 emlős, 15 kételtű, 11 hüllő, 37 madár, 10 rovar |
| 54. | Potential contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban agglomeration: The case of the Ile-de-France region, France | Serret et. al. 2014 | Ile-de-France (Franciaország) | Regionális | 2. Least-cost path elemzés | Városi ZI, NDVI Felszínborítás, Barrierek | Zöldfelületek meghatározása (nóduszok) és tipizálása, Hálózat-elemzés (least-cost path) Konnektivitás értékelés (PC és dPC) | lepkék és növények -3 csoport |
| 55. | Ecological Networks in Russia: An Ecoregional Approach | Shestakov 2003 | Oroszország | Országos | 1. Természetesség, táji indikátorok | Meglévő védettségek, Domborzat, Felszínborítás | Tájszerkezet, diverzitás elemzése Ritka és értékes természeti elemek, élőhelyek feltárása, Funkcionális szerkezeti egységek elkülönítése kritériumok és az elemzések alapján Jogi-szabályozási környezet kialakítása | nincs |
| 56. | Ecological network construction of the heterogeneous agro-pastoral areas in the upper Yellow River basin | Shi et. al. 2020 | Yellow River Basin (Kína) | Országos | 1. Természetesség, táji indikátorok | Domborzat, Felszínborítás, Barrierek (utak, települések) | Slope, Tájszerkezet (tájmetria), Fő tájformáló tényezők (SEM - structural equation model) MSPA - ökológiai forrásterületek Heterogenitás (Fragstats) | nincs |
| 57. | Landscape pattern analysis and ecological network planning of Tianjin City | Shu-ming et. al. 2019 | Tianjin (Kína) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítás, városi környezet | Tájmetriai indexek tájmintázat leírására, Hálózat-elemzés (MCR modell), Szenáriók értékelése | nincs |
| 58. | How to define European ecological networks | van der Sluis & Chardon 2001 | Európa | Országos | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Vegetációs térkép, Ökológiai adatok (diszperziós, táv, populáció sűrűség) | Jelenlegi élőhelyek térbeli analízise LARCH ökológiai modellel (élőhelyek mérete, eltartóképességük, köztük lévő távolság - gráfelméleti elemzés) | 15 faj (kékbegy kiemelve) |

| | | | | | | | | |
|-----|--|--------------------------|-------------------------------------|------------|-------------------------------------|--|--|--|
| 59. | A scale-sensitive connectivity analysis to identify ecological networks and conservation value in river networks | Van Looy K. et. al. 2013 | Lioire Basin (Franciaország) | Regionális | 2. Least-cost path elemzés | Előfordulási adatok, Diszperziós távolság (2-100 km), Vízfolyások, hidromorfológiai adatok - 1km-es szegmensek Felszínborítás, Stresszfaktorok (antropogén elemek) | Ecological niche factor analysis (ENFA): optimális élőhelyek, stresszfaktorok, hidrológiai viszonyok), Hálózat-elemzés (gráfelméleti), Hálózat értékelése konnektivitás-elemzéssel - IIC, Validáció - előfordulási adatokkal - logikai regresszió | európai vidra |
| 60. | Mapping functional connectivity | Vogt P. et. al. 2008 | Delmarva Peninsula (USA) | Regionális | 4. Funkcionális megközelítés | Felszínborítás, Generált mozgási adatok a fiktív fajra | Mozgási mintázat elemzése (magterület, szegély, perforáció, hurok, híd, leágazás) | fiktív erdei kisemlős |
| 61. | Developing large-scale international ecological networks based on least-cost path analysis – a case study of Altai mountains | Wang C. & Liu H. 2020 | Altai Mounatins (6 ország) | Országos | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítás, Védett területek (mag-élőhelyek), Domborzat (DEM) | Ellenállás-felszín (ökológiai szolgáltatások, topográfia és emberi aktivitás), Hálózat-elemzés (MCR), Hálózat értékelése - konnektivitás (IIC, PC) és statisztika (hierarchical cluster analysis) | nincs |
| 62. | Comparison of least-cost path and UNICOR cumulative resistant kernel analyses in mapping ecological connectivity networks in Luohe Region, China | Wang G. et. al. 2022 | Luohe region (Kína) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítás (Landsatból) | Tájmetriai indexek (PLAND, PD, ED, GYRATE_AM, AI), Zöld foltok tipizálása (MSPA), Ellenállás felszínek, Hálózat-elemzés (Linkage Mapper és UNICOR - resistant kernel analysis és factorial LCP), Statisztikai összehasonlítás, Védelmi prioritások meghatározása | 6 csoport: 1-2-4-8-16-32 km diszperziós távolság |
| 63. | Promoting landscape connectivity of highly urbanized area: An ecological network approach | Wang S. et. al. 2021 | Sheznzen (Kína) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Műloldfelvételek, Tájhasználat, Domborzat (DEM), NDVI, Talaj, Utak, Egyéb társadalmi-gazdasági adatok | Ökológiai forrásterületek (MSPA és konnektivitás dPC) Ellenállás-felület (ökoszisztéma-szolgáltatása értéke, konnektivitás dPC, érzékenység) Hálózat-modellezés (MCR) ÖH értékelése - standard deviational ellipse és spatial autocorrelation | nincs |
| 64. | Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: an approach based on generic focal species and least-cost networks | Watts K. et. al. 2010 | Ystwyth (Egyesült Királyság, Wales) | Helyi | 2. Least-cost path elemzés | Felszínborítás, terepi felmérések | Átjárhatóság meghatározása felszínborítási kategóriánként, Mag-élőhelyek elégséges méret alapján, Hálózat-elemzés (least-cost path), különböző scenáriók felvázolása | 2 fiktív erdei fajcsoport |
| 65. | The impact of different road grades on ecological networks in a mega-city Wuhan, City China | Wei et. al. 2022 | Wuhan (Kína) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Tájhasználat, Domborzat, NDVI, Úthálózat | Barrierék meghatározása (utak), Élőhelyfoltok méretének értékelése, Hemeróbia - ellenállás-térképek Hálózat-elemzés (Linkage Mapper), 6 scenárió értékelése | fiktív emlősök (10-15-20-25 km-es diszperziós távolsággal) |
| 66. | Landscape ecological network construction controlling surface coal mining effect on landscape ecology: A case study of a mining city in semi-arid steppe | Wu Et. Al. 2021 | Xilingol (Kína) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítás, domborzat, vízrajz, | Tájmintázat komplex indikátorokkal, Források és nyelő foltok meghatározása, Hálózat-elemzés (MCR módszer) | nincs |

| | | | | | | | | |
|-----|---|----------------------|--|------------|-------------------------------------|--|--|--|
| 67. | Research on Multi-Scale Ecological Network Connectivity—Taking the Guangdong–Hong Kong–Macao Greater Bay Area as a Case Study | Wu et. al. 2022 | Guangdong–Hong Kong–Macao Greater Bay (Kína) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Domborzat, kiettség, Felszínborítás, Beépítések | Fajcsoportok elkülönítése és tulajdonságaik MSPA analízis - forrásterületek meghatározása, Ellenállás-felületek, Hálózat-elemzés (MCR), Értékelés - konnektivitási indexekkel | emlősfajok - hiúz, vadmacska, vörösmókus |
| 68. | Construction of landscape ecological network based on landscape ecological risk assessment in a large-scale opencast coal mine area | Xu W. et. al. 2021 | Pingshuo (Kína) | Táji | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Landsat remote sensing images, Domborzat (DEM), Vegetáció változásai | Tájvesztés indexből (disturbance) és ökológiai érzékenység indexből ökológiai kockázat index, Hálózat-elemzés (MCR), ÖH értékelése (degree of corresponding node, avarege path length, clustering coefficient) | nincs |
| 69. | Ecological restoration planning based on connectivity in an urban area | Yu D. et. al. 2012 | Sheznhen (Kína) | Regionális | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Felszínborítás (Landsatból, validálva), NDVI, Meteorológiai adatok, Vegetáció borítottság, NPP (fotoszintézis intenzitása), Úthálózat | Elsődleges ökológiai területek (EPA) (vízvédelem, természetes vegetáció, erózió, védett területek) Mag-élőhelyek, Tájmetriai indexek (NC, MA, PAR), Ellenállás felület (NPP, vegetáció borítottság, útsűrűség, víztestek, települési területek), Hálózat-elemzés (LCP), Hálózat értékelés - gráfelméleti mérőszámokkal és potencial ecological flow (PEF) | nincs |
| 70. | Optimization of ecological node layout and stability analysis of ecological network in desert oasis : a typical case study of ecological fragile zone located at Deng Kou County (Inner Mongolia) | Yu H. et. al. 2017 | Deng Kou County (Kína) | Térségi | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Domborzat (DEM), Tájhasználat, NDVI, Infrastruktúra-hálózat, Statistikai adatok a megyére | Ökológiai források meghatározása, 2-féle ellenállásraszter: alap (csak barrierek és ellenállások) és egy a tájhasználat, ökoszisztéma-szolg., NDVI, Hálózat-elemzés (MCR), Hálózat értékelése - Voronoi model, centroid-based scheme model, robustness of ecological structure, | nincs |
| 71. | Identification of ecological networks and nodes in Fujian province based on green and blue corridors | Zhou Q. et. al. 2021 | Fujian Province (Kína) | Országos | 3. Konnektivitás és hálózat-elemzés | Területhasználat, Domborzat (DEM) | Zöld folyosók meghatározása - MCR, majd konnektivitás (dPC és gravity-model), Kék folyosók meghatározása - DEM alapján, Szcenáriók kialakítása, Hálózat értékelése (Minimum-maximum resistance value), csompontok definiálása | nincs |
| 72. | Conservation of the Eurasian Lynx (Lynx lynx) in a fragmented landscape – habitat models, dispersal and potential distribution | Zimmerman n F. 2004 | Alpok | Országos | 2. Least-cost path elemzés | Előfordulási adatok, Felszínborítás (CORINE), Fragmentáló elemek, barrierék, Vegetáció borítottság | Ecological Niche Factor Analysis (ENFA) - élőhely-alkalmassági térkép Cost-distance analízis (nem útvonalak, csak költség) - potenciális folyosók meghatározása | hiúz |

2. melléklet: Az ökológiai hálózat modellezése során leggyakrabban használt tájmetriai indexek

(saját gyűjtés, a mérőszámok leírása SZABÓ 2009 alapján készült)

| Típus | Megnevezés | Rövidítés | Leírás, számítás módja |
|----------------------------------|------------------------|---------------|---|
| Kerület-terület | Foltok részesedése | <i>PLAND</i> | Teljes vizsgálati egység (táj, vízgyűjtő, illetve valamilyen közigazgatási egység) területének százalékában is |
| | Area | <i>AREA</i> | Terület |
| | Kerület-terület aránya | <i>PARA</i> | Kerület/terület |
| | Foltsűrűség | <i>PD</i> | Terület és foltszám hányadosa egységnyi területre (darab folt/ha, darab folt/km ²) vonatkoztatva |
| Alaki mutatók | Alaki index | <i>SHAPE</i> | Elosztjuk a folt kerületét a minimumkerülettel, amit egy ugyanolyan területre vonatkoztatott kompakt folt kerületeként határozzunk meg (ált, négyzet). Értékét nem befolyásolja a poligonok nagysága és a legjobb alaki mutatónak tartják |
| | Forgási sugár | <i>GYRATE</i> | Foltok pixeleinek kiszámítjuk a közepes távolságát a belső centroidtól. Az eredményt befolyásolja a folt kiterjedése és annak kompaktsága is. |
| | Táj alaki index | <i>LSI</i> | Folt típus, vagy a vizsgálati egység összes poligonjának a kerületét kell elosztani a megfelelő minimális kerületű négyzettel. |
| Magterület és szegélyek | Magterület mérete | <i>CORE</i> | Foltból ki kell vonni a szegélyt |
| | Szegély sűrűség | <i>ED</i> | Egységnyi területre jutó szegélyhossz, szegélyszűrűséget |
| Szomszédosság | Szomszédossági index | <i>CONTIG</i> | Folt szomszédossági értékeinek az összegét el kell osztani az összpixelszámmal, valamint egy 3×3-as mozgóablak értékeinek az összegével |
| | Csoportosultsági index | <i>CLUMPY</i> | Annak valószínűsége, hogy i felszínborítottsági kategória szomszédos j kategóriával. A mérőszám alkalmas különböző tájak felteloszlásainak, vagy ugyanazon táj felteloszlásainak időbeli összehasonlítására |
| | Aggregáltsági index | <i>AI</i> | Index a szomszédos megegyező pixelek összegének (egyszerű összegzés) és a lehetséges maximális szomszédos pixelek számának hányadosaként áll elő. |
| Konnektivitás és izoláció | Közelségi index | <i>PROX</i> | Folt szinten figyelembe veszi minden folt méretét és közelségét egy általunk meghatározott távolságban az adott folttól |

| | | |
|---------------------------------|-----------------|---|
| Legkisebb euklideszi távolságok | <i>ENN</i> | Ugyanazon folttípusba tartozó foltok euklideszi távolságát adja meg - a foltok izolációjának a meghatározására használható. |
| Kohéziós index | <i>COHESION</i> | A számítás során a foltok kerületének összegét el kell osztani a foltok területének négyzetgyökének és kerületösszegének szorzatával, majd az eredményhez figyelembe kell venni az összterületet. Ha a foltok részaránya nő és kapcsolódnak is egymáshoz, a kohéziós érték növekszik. |
| Integrált konnektivitási index | <i>IIC</i> | Bináris metrika. maximális tájattribútum számítása során, mint tájfolt-tulajdonsággal számolhatunk a tájfoltok területével, vagy a terület egy általunk foltonként meghatározott minőségi faktorról (0-tól 100-ig) súlyozott értékével. |
| Konnektivitási valószínűség | <i>PC</i> | A foltok közti útvonalak lépcsőről lépésre állnak össze úgy, hogy egy foltot csak egyszer érintenek, a lépések pedig a foltok közötti direkt fajmórgást jelentik |

3. melléklet: A mintaterületek bemutatása

A következőkben a három mintaterület pontos elhelyezkedését, adottságait, védett területeit, jellemző élőhelyeit és természetesen a vonatkozó Országos Ökológiai Hálózat övezeteinek kiterjedését ismertetem az alábbi táblázatban felsorolt adatbázisok alapján. A természeti adottságok leírásában az SZTFH, az AGROTOPO és a NATÉR rendszerek térképei, az Országos Vízügyi Főigazgatóság adatai, Magyarország Nemzeti Atlasza (Kocsis 2018) és Magyarország Kistájainak Katasztere (Dövényi 2010) voltak segítségemre.

A felszínborítás elemzését a CORINE 2018-as állománya alapján végeztem, melyet a NÖSZTÉP-ben található élőhelyek jellegére vonatkozó adatokkal egészítettem ki. A mintaterületek bemutatását térképeket tartalmazó adatlapok segítik.

3./1. táblázat: Mintaterületek adottságaink feltáráshoz használt adatbázisok

| Természeti adottság | Adatbázis elnevezése | Elérhetősége / adatszolgáltató |
|---------------------|--|---|
| Infrastruktúra | OpenStreetMap | Geofabrik - https://download.geofabrik.de/europe/hungary.html , KOC SIS 2018 |
| | Magyarország Nemzeti Atlasza | KOC SIS 2018 |
| Domborzat | SRTM DEM modell (OVF által korrigált) | OVF |
| Alapkőzet | Magyarország felszíni földtani térképe | MBFSZ térképszerver - https://map.hugeo.hu/ |
| Talaj | Agrotopográfiai térképsorozat | AGROTOPO - https://atk.hun-ren.hu/hu/taki/szolgáltatások/agrotopo/ |
| Talajvíz | Magyarország talajvíztérképei | MBFSZ térképszerver - https://map.hugeo.hu/ OVF honlapja - |
| | Talajvíz aktuális szintje | https://www.vizugy.hu/?mapModule=OpTalajviz&mapData=TalajvizTajekoztatok |
| Felszíni vizek | OpenStreetMap | Geofabrik - https://download.geofabrik.de/europe/hungary.html , KOC SIS 2018 |
| | Éves átlagos csapadék, és várható változásai | NATÉR- https://nater.mbfisz.gov.hu/hu/node/133 |
| Klíma | Kistájkataszter, Magyarország Nemzeti Atlasza | DÖVÉNYI 2010 KOC SIS 2018 |
| | Egyedi jogszabállyal védett, országos jelentőségű természetvédelmi területek | Agrárminisztérium, OKIR - TIR https://web.okir.hu/map/?config=TIR&lang=hu |
| Védettségek | Natura 2000 | European Environmental Agency - https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-14/natura-2000-spatial-data |
| | Országos Ökológiai Hálózat | Agrárminisztérium |

Észak-Mecsek mintaterület

Az első mintaterület a Dunántúli-dombság és a Mecsek találkozásánál terül el. Két vármegye területét érinti: északkeleti oldala Tolna vármegyéhez, délnyugati fele pedig Baranya vármegyéhez tartozik. A mintaterületet nyugaton a 6532-es és a 661-os út, kisebb szakaszon a 66-os út, északon a 65-ös út, nyugaton az M6-os autópálya, délen az 5616-os és 6542-es utak határolják. Kistáják közül a Völgység a Szekszárdi-dombság és a Geresdi-dombság kistáják érintettek teljes területükkel. A Tolnai-Hegyhát legdélebbi dombjai húzódnak a mintaterület északi részén, míg délen részben érintett a Baranyai-Hegyhát, a Mecsek-hegység és a Dél-Baranyai-dombság. Összterülete 1468,03 km² (3/1. ábra)

Legnagyobb települése Szekszárd, amely a térség északkeleti részén található, emellett jelentős városok még a vizsgálati területen belül Dombóvár, Bonyhád és Pécsvárd. A mintaterület keleti határán húzódik az M6-os autópálya, míg a területen belül 6-os főútvonal Szekszárd és Pécs közötti szakasza érintett. Kelet-nyugati irányban szeli át a térséget a Dombóvár-Bátaszék vasútvonal, emellett pedig a Budapest-Pécs vonal érinti a területet Dombóvár környékén, valamint Szekszárdnál a Sárbogárd felé menő vonal halad át a területen egy rövidebb szakaszon.

A terület nyugati és keleti szélei mondhatók a legalacsonyabbnak 90-100 m közötti tengerszint feletti magassággal, míg a terület belső részei sokkal változatosabb domborzatúak. A jellemzően dombsági környezetből egyértelműen kiemelkedik a délnyugati részen fekvő Mecsek. A terület legmagasabb pontja a Zengő (682 m).

A dombsági területek jellemző alapkőzete a lösz, míg a Mecsekben zömében mészkővel találkozhatunk. Szászvár környékén homokkő, Bátaszék és Farkasboda között pedig gránit alapkőzet fordul elő. A terület legnagyobb részére a barna erdőtalajok és csernozjom talajok jellemzőek, a nyugati síkon, amely a Duna egykori árterületéhez tartozott, valamint a vízfolyások mentén réti öntéstalajok figyelhetők meg.

Az átlagos évi csapadékösszeg a terület délnyugati részén magasabb (675-700 mm), míg az északkeleti oldalán a legkevesebb (575-600 mm), ez előrejelzések szerint 2050-re 75-100 mm-el csökkeni fog. Az éves átlaghőmérséklet 11 °C, amely +1,5-2 °C-ot emelkedhet 2050-re, a felmelegedéssel pedig a forró napok számának emelkedése is várható (ez mindhárom mintaterületre igaz).

A talajvíz a Völgységben és a térség keleti oldalán a legmagasabb, 2-4 méteres szint jellemző, míg a dombsági területek felé ez az érték emelkedik. A Mecsek vonulatai talajvízmentesnek minősülnek. A domborzatnak köszönhetően a kisebb vízfolyások, patakok dominálnak a térségben (pl. Völgység-patak, Rák-patak), az egyetlen nagyobb vízfolyás a terület északi részén húzódó Sió-csatorna. Kisebb, hosszúkás tavakkal találkozhatunk a területen, melyek zömében a patakok duzzasztásával keletkeztek. Ilyen eredetűek a Nagymányoki-Váraljai halastavak, a Nagypali-patak-menti tavak, a Hónigpusztai-halastavak, és a Hábi-csatorna mentén húzódó vizes élőhelyek, továbbá megemlíthetők még a Mágocsi halastavak, a bonyhádi Szecska-tó és a pécsváradi Szilágypusztai-víztározó.

Észak-Mecsek mintaterület adatai



Alakító:
Domborzat



Jellemző élőhelyek:
gyertyános és cseres-tölgyesek, bükkösök



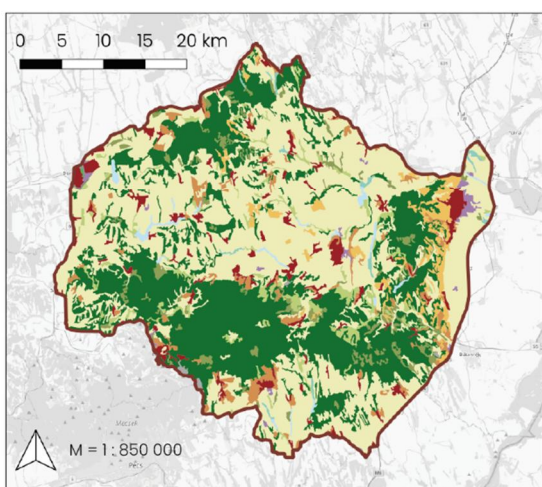
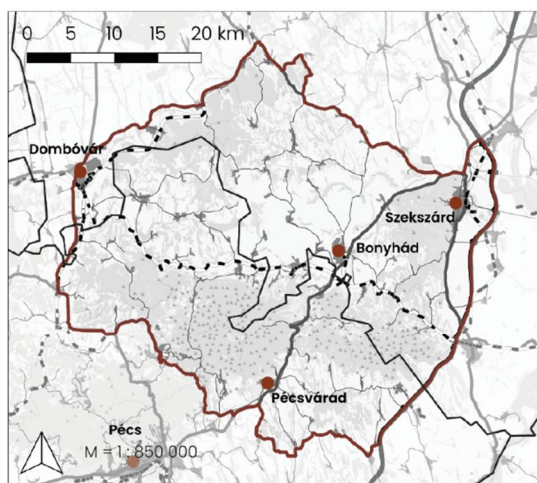
Terület:
1 468,03 km²



Szintkülönbség:
86–682 tszfm

Jelmagyarázat

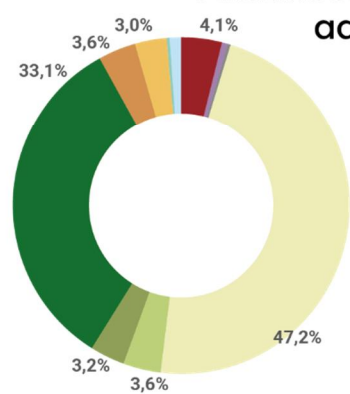
- Vizsgált terület
- Vármegye határok
- Vasút
- Autópálya
- Főút
- Alsóbrendű út
- Települési terület



Felületborítási adatok

Jelmagyarázat

- Vizsgált terület
- Felületborítás (CLC 2018)
- Települési terület
- Iparterület
- Közlekedési terület
- Zöldterület
- Szántó
- Gyep
- Cserjés, bozótos
- Erdő
- Kert, gyümölcsös
- Szőlő
- Vizes élőhely, mocsár
- Folyó - és állóvizek
- Egyéb



Egyéb védettségek

Natura 2000 területek

SAC: Gemenc (HUDD20032), Mecsek (HUDD20030), Nagyhajmási dombok (HUDD20033), Lengyel-hőgyézi erdők (HUDD20026), Aparhanti sztyepp (HUDD20024), Geresdi-dombvidék (HUDD20012), Szekszárdi-dombvidék (HUDD20011)

SPA: Mecsek (HUDD10007)



19,6% Natura 2000 SAC



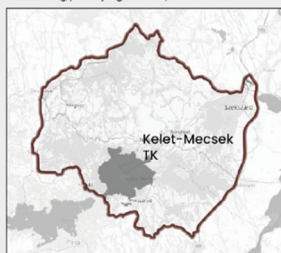
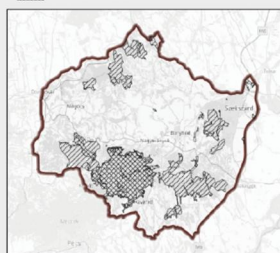
7,3% Natura 2000 SPA



6,5% TK

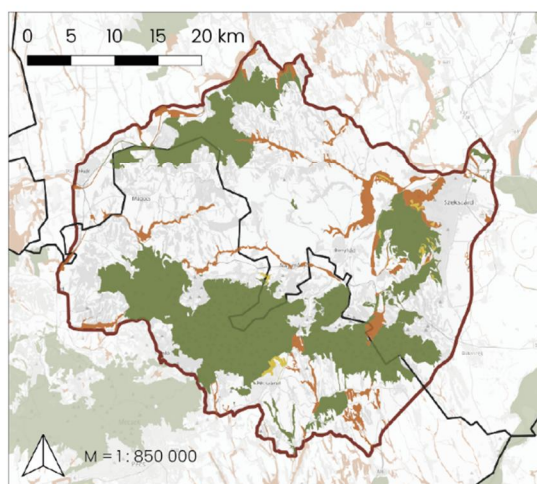
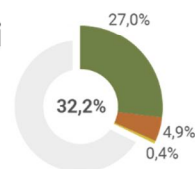
- Natura 2000 SAC
- Natura2000 SPA

Egyedi jogszabályal védett terület



Országos Ökológiai Hálózat Övezetei

magterület: 369,4 km² ökológiai folyosó: 71,2 km² pufferterület: 5,8 km²



3/1. ábra: Észak-Mecsek mintaterület adatai

A mintaterület legnagyobb része szántó (47,5%), amely a térség mélyebben fekvő, északi-középső részein dominál. Az erdők a térség 33,1%-át fedik, amelyek kb. kétharmada őshonos fajokból áll. A változatos domborzati viszonyoknak köszönhetően az erdők mellett kisebb foltokban a gyepek (3,6%) is megjelennek a térségben. Jelentősek még a területen belül a kertek, gyümölcsösök (3,6%) és szőlők (3,0%) is, amely nem meglepő, tekintve, hogy a Szekszárdi-borvidék déli része a mintaterületbe esik. A települési és iparterületek nem teszik ki a térség 5%-át, melybe összesen 87 település belterülete tartozik, részben-egészben.

Három országos jelentőségű, egyedi jogszabállyal védett természetvédelmi terület található a térségben. A legjelentősebb a már említett Kelet-Mecsek TK (93,4 km²) amely a mintaterület délnyugati részén fekszik, emellett két Természetvédelmi Terület is jelen van: Szekszárdtól északra a Kapszeg-tó TT (1,6 km²) és a TK-tól közvetlenül délre elhelyezkedő Nagymező-Aranyhegy TT (1,0 km²). A Kelet-Mecsek TK jellemzően erdőtársulások borítják: bükkösök, a gyertyános-tölgyesek és a cseres-tölgyesek vannak jelen, a TK északi és déli széléin kisebb foltokban azonban a száraz lejtősztyepp is jelen van. Kapszeg-tó a Dunáról egy lefűződött morotvató, melyet ma teljes egészében vízhez köthető növényzet: nádas és füzes borít, ahol rengeteg vízimadár talált otthonra. Ezzel a Kapszeg-tó TT a térség legértékesebb gémtelpe is egyben. Nagymező-Aranyhegy TT egy mozaikos tájhasználatú terület, melyet zömében erdők és gyepek fednek, azonban szőlők, szántók és gyümölcsösök is előfordulnak a területen. Fő értékét kiemelkedő növényvilága adja²⁶. Emellett hat természeti emlékként védett földtani alapszelvény is található a térségben. Az Észak-Mecsek mintaterület a Duna-Dráva Nemzeti Parki Igazgatósági területe alá tartozik.

3/2. táblázat: Az Észak-Mecseki mintaterület védett természeti területei

| Védettség típusa | Név | Azonosító | Terület | Illetékes NPI |
|------------------------|--------------------------|-----------|-----------------------|---------------|
| TT | Nagy-Mező, Arany-hegy TT | 273/TT/96 | 1,0 km ² | DDNP |
| | Kapszeg-tó TT | 305/TT/06 | 1,6 km ² | DDNP |
| TK | Kelet-Mecsek TK | 146/TK/77 | 93,4 km ² | DDNP |
| Natura 2000 SAC | Nagyhajmási dombok | HUDD20033 | 5,46 km ² | DDNP |
| | Gemenc | HUDD20032 | 2,4 km ² | DDNP |
| | Mecsek | HUDD20030 | 153,4 km ² | DDNP |
| | Lengyel-hőgyészi erdők | HUDD20026 | 36,4 km ² | DDNP |
| | Aparhanti sztyepp | HUDD20024 | 0,2 km ² | DDNP |
| | Geresdi-dombvidék | HUDD20012 | 65,7 km ² | DDNP |
| | Szekszárdi-dombvidék | HUDD20011 | 24,4 km ² | DDNP |
| Natura 2000 SPA | Mecsek | HUDD10007 | 107,9 km ² | DDNP |

A Natura 2000 területek a három mintaterület közül itt vannak legmagasabb arányban jelen. Összesen 7 élőhelyvédelmi (SAC) és 1 madárvédelmi (SPA) terület található itt. A legnagyobb kiterjedésű a Kelet-Mecsek TK-t és a Nagymező-Aranyhegy TT-t is magába foglaló Mecsek (HUDD20030, HUDD10007) SAC-SPA terület, ettől keletre helyezkedik el a szintén jelentős méretű Geresdi-dombvidék (HUDD20012). A Szekszárdi-dombvidék (HUDD20011) a 6-os főút Szekszárdi és Bonyhád közti szakaszának keleti oldalán terül el, míg a vizsgált térség nyugati részén található meg a Lengyel-hőgyészi erdők (HUDD20026) és Nagyhajmási dombok (HUDD20033) élőhelyvédelmi területek. A legkisebb védett élőhelyfolt az Aparhanti sztyepp a mintaterület csaknem

²⁶ forrás <https://www.ddnp.hu/>

pontosan közepén helyezkedik el. A Gemenc (*HUDD20032*) csak a Kapszeg-tó révén tartozik a területhez.

A védett területek zömén az erdei élőhelyek jellemzőek, ez alól egyedül a löszgyepei miatt értékes Aparhanti sztyepp és a nádasokkal borított Kapszeg-tó képez kivételt.

Az Országos Ökológiai Hálózat övezetei közül a magterületek dominálnak (369,4 km²), melyek az összes Natura 2000 SAC területet tartalmazzák, kiterjedésükben meg is haladva azokat. A térségben több keskeny ökológiai folyosó található (71,2 km²). A Völgység-patak mentén húzódó folyosó a lengyeli és szekszárdi erdőket köti össze egymással, míg az Izmány-Győrei-vízfolyás folyosója a Mecsek és a Geresdi-dombság közt húzódik. A Varasdi-patak mentén húzódó folyosó az előbbi két terület kapcsolatait segíti a Nagymező, Aranyhegy TT-vel. Több foltszerű, nem közvetlen összekötést szolgáló folyosó is fellelhető a térségben (pl. Hónigpusztai-halasztavak, Szecska-tó, Egyházaskozári erdő). Pufferterület alig (5,8 km²) található a térségben. Az OÖH övezetei a mintaterület 32,2%-át fedik, amely kicsivel az országos átlag alatti érték, folyosókat (4,6%) és pufferterületeket (0,4%) azonban az országos viszonyokhoz (országos érték: 9,4%, 7,1%) képest jócskán kevesebbet jelöltek ki a területen.

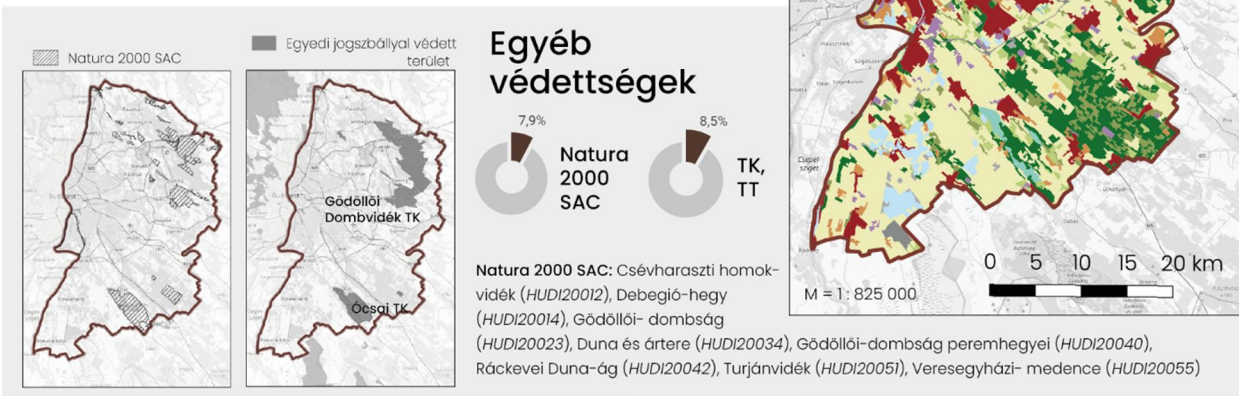
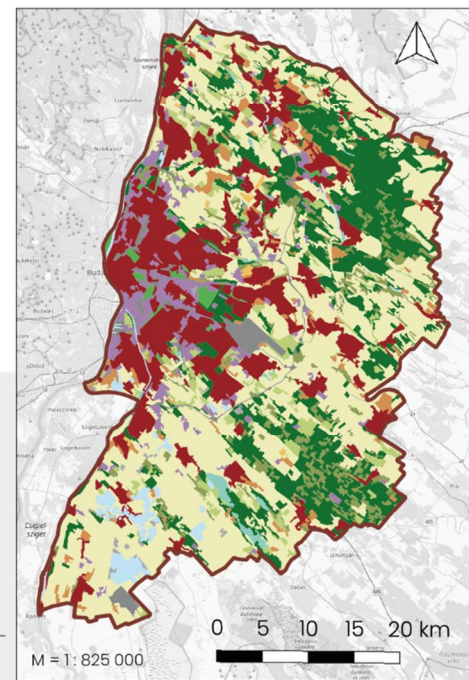
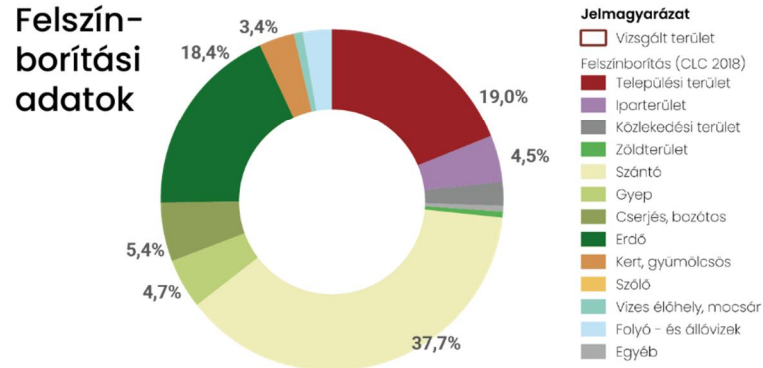
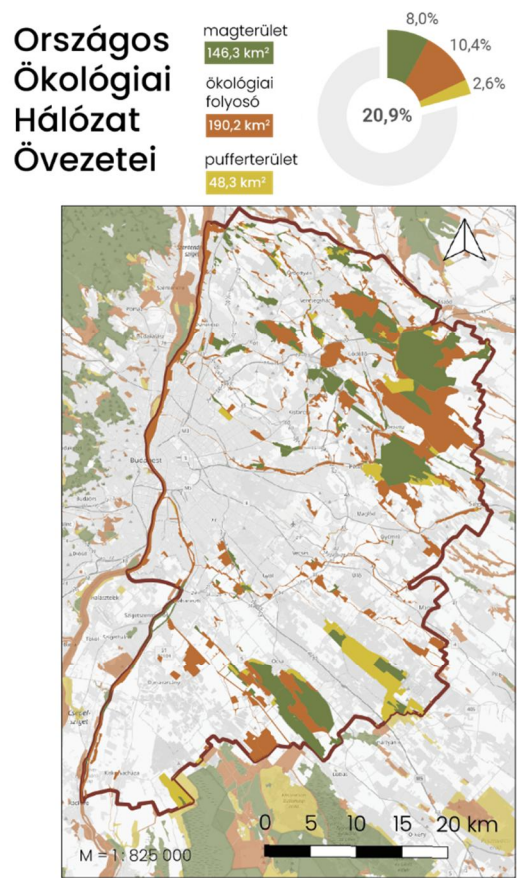
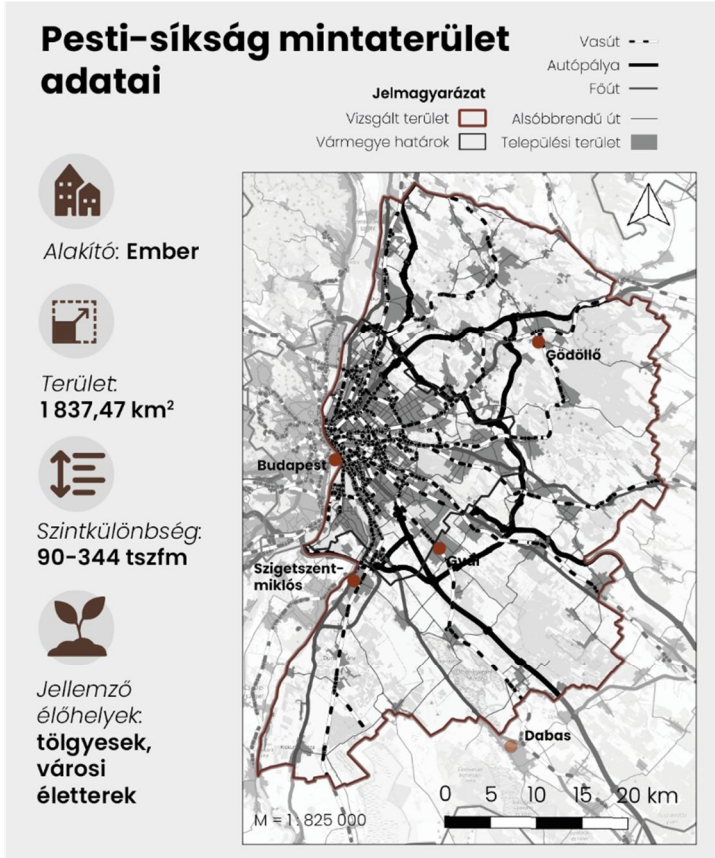
Pesti-síkság mintaterület

Az ember tájalkító hatását erőteljesen szemléltető második mintaterület, a Pesti-síkság Budapest Pesti oldalát és Pest megye egy részét érinti. Északi határa az Aszód-Vácrátót vasútvonal, keleten a kistájhatárhoz igazodó számozatlan utak, délen az 5202-es és 5101-es utak határolják, nyugati határát pedig a Ráckevei Duna-ág, a Nagytétényi hídtól északra pedig Duna középvonala képezi. A vizsgálati terület az elnevezést adó Pesti-síkság és a Gödöllői-dombság kistájak csaknem teljes területét tartalmazza, valamint a Csepeli-sík északkeleti részét és a Duna mentén húzódó Vác-Pesti-Duna-völgy egy kisebb szeletét érinti (3/2. ábra).

A terület legjelentősebb települése Budapest, a hozzá kötődő agglomerációs zóna pedig csaknem egy egybefüggő településszövetet alkot. Pest megye jelentősebb érintett települései a következők: Gödöllő, Gyál, Dunaharaszti, Szigetszentmiklós és Dunakeszi. Az ország közlekedési infrastruktúrája szempontjából központi helyzetben van a terület, autópályák közül az M2, M3, M4, M5, valamint az M0-ás elkerülő érintett, főútvonalak közül a 2-es, 3-as 4-es, az 5-ös utak haladnak keresztül a térségen. A vizsgált területen nyolc főbb vasútvonal is keresztülhalad.

A vizsgált térség domborzata kistájanként jelentősen eltérő képet mutat. Az alacsonyabban fekvő területek a Duna-mente, valamint a Pesti-síkság és Csepeli-sík tengerszint feletti magassága 90-130 méter közé tehető, melyek nyugati és déli irányba lejtnek. A Gödöllői-dombság területe változatosabb domborzatot mutat, völgyekkel és több magaslati ponttal, közülük a legmagasabb a Margita 344 méterrel.

A jellemző alapkőzet a folyóvízi homok, a homok és a lösz a területen, Fót környékén azonban homokkő és agyag is található. Talaját tekintve a terület változatosabb, a Gödöllői-dombságra a barna erdőtalaj jellemző, a keleti oldalon kisebb foltokban csernozjom talajok is fellelhetők. Budapesttől északra és délkeletre, valamint Duna mentén homokos talajok találhatóak, míg a terület déli részén a réti talajok jellegzetesek.



3/2. ábra: Pesti-síkság mintaterület adatlapja

A csapadék mennyisége az 1971 és 2000 között mért adatok alapján évente átlagosan 500-550 mm, amely a klímamodellek alapján 75-50 mm-el csökkeni fog 2050-re. A magas beépítési arány miatt a terület kifejezetten érzékeny a klímaváltozás hatására.

A terület meghatározó vízfolyása a nyugati határán húzódó Duna, valamint a Ráckevei Duna-ág. Az agglomerációs városszövetben is haladó kisvízfolyások közül a Szilas-patak, a Rákospatak, a Mogyoródi-patak, a Csömöri-patak megemlíthető. A terület keleti oldalán található a Felső- és az Alsó-Tápió és a Sági-vízfolyás eredése, melyek kelet felé folynak tovább. Állóvizekben a vizsgált térség déli része a leggazdagabb, a kavicsbányászat eredményeként létrejött halastavaknak köszönhetően (pl. Dunavarsány, Délegyháza, Kiskunlacháza) Ezeken a részeken emellett több csatorna is található, melyek a törendszereket kötik össze egymással. Északon a Dunakeszi kavicsbánya-tó az egyetlen jelentősebb állóvíz. A talajvíztükör a síksági területeken magasabban helyezkedik el (2-8 m), míg a dombosági területeken 8 méteres mélység feletti érték jellemző, a legmagasabban fekvő területek pedig talajvízmentesek.

Az agglomerációs elhelyezkedés ellenére a terület dominánsan mezőgazdasági (37,7%) területekkel fedett, amelyek elszórtan Budapesten kívül mindenhol megtalálhatók, a terület déli síksági részein sűrűbbek. A beépített területek aránya meghaladja a 25%-ot, amelyből 19% települési, 4,5% pedig iparterület. A közlekedési területek 2,3%-át adják a térségnek, amely legnagyobb részét a Liszt Ferenc repülőtér teszi ki. Nagyobb kiterjedésű erdők a Gödöllői-domboság és Csévharaszt-Vasas környékén található, az összes erdővel borított terület (18,4%) csupán negyede áll őshonos fajokból. Gyep (4,7%) a városi területeken kívül mindenhol megtalálhatóak kisebb foltokban, a síksági és dombosági területeken egyaránt, ezek zömében száraz gyep. Megemlíthető még a területen elszórtan mindenhol megtalálható kertek és gyümölcsösök (3,4%).

A térség legnagyobb kiterjedésű, egyedi jogszabállyal védett természetvédelmi területe a Gödöllői dombvidék TK (114,8 km²) a lehatárolás keleti részén terül el, Vácegres és Pécel között húzódva. A terület jellemzően erdővel borított, sokféle, mozaikosan elhelyezkedő erdőtársulás alkotja, de emellett több gyep-társulás is előfordul foltszerűen. Az Ócsai TK (36,3 km²) vizes élőhelyeiről híres, az eredménytelen lecsapolási kísérleteknek köszönhetően nyílt vizek, nádasok, rétek, erdők, mocsarak, lápok és sztyepprétek váltják ma is egymást a területen. A Fóti-Somlyó TT (2,2 km²) a tatárjuharos-löszölgyesei, míg a Csévharaszi-borókás TT (1,3 km²) nyáras-borókással váltakozó homoksztyepei képeznek kiemelkedő értéket. A Duna-Ipoly Nemzeti Park részeként védett a Debegió-hegy és a Gödi-sziget. Városi környezetben több kisterületű Természetvédelmi Terület is található, ilyen a Vácrátóti Arborétum, a Gödöllői kastélypark, a Fővárosi Állat- és Növénykert, az ELTE botanikus kertje, a Tamariska-domb, valamint a Peregri Parkerdő. A vizsgált térségben illetékes természetvédelmi szerv a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatósága.

Nyolc Natura 2000 élőhelyvédelmi terület van jelen a térségben, melyek, az előző mintaterülethez képest eltérő módon, nem minden esetben vannak átfedésben az országos jelentőségű védett területekkel. A Gödöllői-domboság (HUDI20023) esetében jelentősen kisebb Natura 2000 területről van szó (74,7 km²), annak ellenére, hogy a SAC terület kiegészül több folttal is. A Csévharaszi homokvidék (HUDI20012) esetében viszont a Natura 2000 védelem jelentős területi bővülést jelent a borókáshoz képest (12,0 km²). Az Ócsai TK a Turjánvidék (HUDI20051) részeként került a Natura 2000 hálózatba. Az országos védelmek között nem jelenik meg a Veresegyházi-medence (HUDI20055), a Duna medrének és árterének területe (HUDI20034), valamint a Gödöllői-domboság peremhegyeinek területei (a Fóti TT folton kívül) (HUDI20040). Madárvédelmi területet nem jelöltek ki a mintaterületen.

3/3. táblázat: A Pesti-síkság mintaterület védett természeti területei

| Védettség típusa | Név | Azonosító | Terület | Illetékes NPI |
|------------------|---|-----------|-----------------------|---------------|
| TT | Fóti-Somlyó TT | 46/TT/53 | 2,2 km ² | DINPI |
| | Csévharaszi-borókás TT | 2/TT/40 | 1,3 km ² | DINPI |
| | Fővárosi Állat- és Növénykert TT | 331/TT/14 | 0,1 km ² | DINPI |
| | Budapesti botanikus kert TT | 75/TT/60 | 0,03 km ² | DINPI |
| | Tamariska-domb TT | 329/TT/12 | 0,05 km ² | DINPI |
| | Vácrátóti arborétum TT | 27/TT/51 | 0,3 km ² | DINPI |
| | Gödöllői Királyi Kastélypark TT | 285/TT/98 | 0,3 km ² | DINPI |
| | Peregi Parkerdő TT | 269/TT/96 | 0,1 km ² | DINPI |
| TK | Gödöllői Dombvidék TK | 231/TK/90 | 114,8 km ² | DINPI |
| | Ócsai TK | 112/TK/75 | 36,3 km ² | DINPI |
| NP | Duna-Ipoly NP (Gödi-sziget és Debegió-hegy) | 283/NP/97 | 1,3 km ² | DINPI |
| Natura 2000 SAC | Csévharaszi homokvidék | HUDI20012 | 12,0 km ² | DINPI |
| | Debegió-hegy | HUDI20014 | 0,8 km ² | DINPI |
| | Gödöllői-dombság | HUDI20023 | 74,7 km ² | DINPI |
| | Duna és ártere | HUDI20034 | 0,8 km ² | DINPI |
| | Gödöllői-dombság peremhegyei | HUDI20040 | 3,2 km ² | DINPI |
| | Ráckevei Duna-ág | HUDI20042 | 1,8 km ² | DINPI |
| | Turjánvidék | HUDI20051 | 42,1 km ² | DINPI |
| | Veresegyházi-medence | HUDI20055 | 3,6 km ² | DINPI |

Az Országos Ökológiai Hálózat övezetei csaknem teljes egészében tartalmazzák a fent említett két természetvédelmi kategória területeit. A Natura és egyedi jogszabállyal védett területek zömében magterületként (146,3 km²) jelennek meg, a Gödöllői-dombság TK az a része, amely nem Natura 2000 terület, ökológiai folyosóként, azok a foltok, melyek a Csévharaszi-borókás TT-nek nem részei, pedig pufferként vannak definiálva. Emellett ökológiai folyosó fűzi egybe a Gödöllői-dombság peremvidékei Natura terület különböző foltjait. A területen az OÖH övezete fragmentáltan, az értékes természeti területekre koncentráltan jelenik meg, akár kisebb, 1 hektáros foltokat is védenek. Noha az ökológiai folyosók teszik ki a hálózat legnagyobb részét (190,2 km²), azonban ezek inkább foltszerű elemek, a kapcsolatok kevésbé felfedezhetőek, egyedül a Rákospatak, a Szódrákosi-patak, a Szilas-patak és a Duna-Tisza-csatorna mentén találhatunk lineáris kiterjedésű folyosókat. Jelentősebb pufferterület (48,3 km²) egyedül a Csévharaszi-borókás környezetében található, de megjelennek kisebb foltok még a Gödöllői-dombság területén, és a Tece-patak mentén is.

Közép-Tisza mintaterület

A víz befolyásolta mintaterület a Tisza mentén, csaknem pontosan, az Alföld közepén helyezkedik el, legnagyobbbrészt Jász-Nagykun-Szolnok vármegyében Szolnok központtal. A lehatárolás nyugati széle Pest vármegyéhez tartozik. A térség határvonalait alacsonyabb rendű utak és földutak képezik. Keleti határvonala a 4202-es út, északon a 3222-es, 3216-os, 3224-es, 3226-os utak, nyugaton a 3119-es és 4069-es utak, valamint a Szolnok-Kecskemét vasútvonal szegélyezi, déli határvonalát pedig földutak adják. A vizsgált térség keleti felét a Szolnok-Túri-sík kistáj adja, a középső, Tisza-menti részek a Szolnoki-ártér kistájhoz tartoznak, a nyugati oldalon pedig a Jászság déli része érinti a területet. Kunhegyestől délre a Tiszafüredi-Kunhegyesi-sík, Tizsakécskétől északra pedig a Dél-Tisza-völgy kistájak érintik a minimálisan területet. A három mintaterület közül ez a legnagyobb, 2517,03 km²-es kiterjedéssel, ugyanakkor közigazgatási szempontból ez tartalmazza a legkevesebb települést, 50 város és falu belterülete érinti a lehatárolt térséget (3/3. ábra).

Alföldi helyzetük révén a települések egymástól viszonylag távol helyezkednek el és nagy külterülettel rendelkeznek a másik két mintaterülethez képest. A legjelentősebb közülük Szolnok és Törökszentmiklós, megemlítendő azonban Tiszaföldvár, Fegyvernek és Besenyszög is. A területet nyugat-keleti irányba átszeli a 4-es főút, valamint Törökszentmiklósig halad az M4-es autópálya, amelynek folytatása a 46-os Békéscsaba felé. Vasútvonalak közül a Szolnok miatt több is érinti a térséget, Budapest, Nyíregyháza, Szeged, Hatvan és Békéscsaba felé is húzódnak sínek.

A mintaterületen a szintkülönbség a legmagasabban és legalacsonyabban fekvő pontok között 33 méter. A terület általánosan nyugat-délkeleti irányba lejt, a legmagasabb pontja Tápiószelén található (101 m). A legmélyebb területek közepén, a Tisza-mentén találhatók (77-80 m), a folyó egykori kanyarulatai és az ármentesítési munkálatok hatásai jól kivehetőek a domborzati viszonyokon. A keleti oldal tengerszint feletti magassága 83-84 méter közötti.

Az alapkőzetet Szolnoktól északra és a Tisza bal partján folyóvízi agyag képezi, Tószeg környékén viszont lösszel találkozhatunk. Talaj tekintetében a Tiszát réti öntéstalajok kísérik, a terület keleti felén és a Tisza jobb partján Szolnoktól délre csernozjomok figyelhetők meg, míg az északi-északnyugati részeken sztyeppesedő réti szolonyecek és réti talajok terülnek el.

Évente átlagosan 475-525 mm csapadék hullik, amely 50-75 mm-el csökkeni fog a közeljövőben.

A térség legjelentősebb vízfolyása a Tisza, amelynek lefűződése patkó alakú állóvizet hoztak létre a területen. Jelentős vízfolyás még az északnyugat felől érkező Zagyva, melynek mellékági a Tápió. Észak felől a Millér vize folyik a Tiszába, míg a folyó bal partjának meghatározó kisvízfolyása a Karancs-ér és a Tinóka. A holtágak közül a legnagyobb területű Rákóczi-falva mellett található, jelentős még a Szolnok környékén található Alcsi-Holt-Tisza, a Szajoli-Holt-Tisza, a Feketevárosi-Holt-Tisza, továbbá Fegyverneknél a Fegyverneki Holt-Tisza, Kötelektől északra pedig a Csatlói Holt-Tisza és a folyó másik partán elhelyezkedő Góti-tói Holt-Tisza. A legdélebbi részen kanyargózik a Cibakházi Holt-Tisza. Halastavak jellemzően a terület északi részén fordulnak elő, délen Tiszaföldvár mellett pedig a téglagyár maradványaként bányatavak találhatóak. A terület öntözőcsatornákkal gazdagon átszőtt, a Nagykunsági-főcsatorna is a térségben húzódik. A talajvíz szintje 2002-es adatok alapján átlagosan 2-4 m mélységben húzódik, az utóbbi időben azonban 1-1,5 m körüli süllyedést tapasztalhattunk, amely tendencia várhatóan a jövőben is folytatódni fog.

Közép-Tisza mintaterület adatai



Alakító:
Víz



Jellemző élőhelyek:
lőszpuszta,
ártéri erdők,
agrár élőhelyek

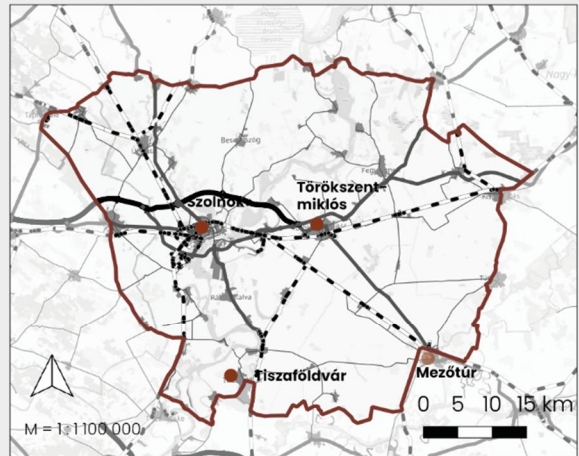


Terület:
2 517,03 km²



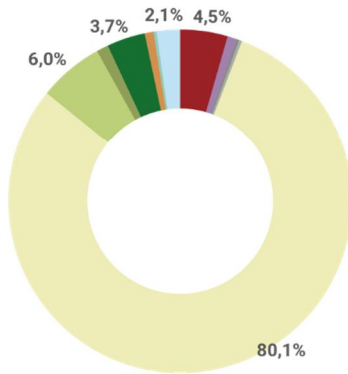
Szintkülönbség:
77-101 tszfm

Jelmagyarázat
 Vizsgált terület
 Vármegye határok
 Vasút
 Autópálya
 Főút
 Alsóbbrendű út
 Települési terület

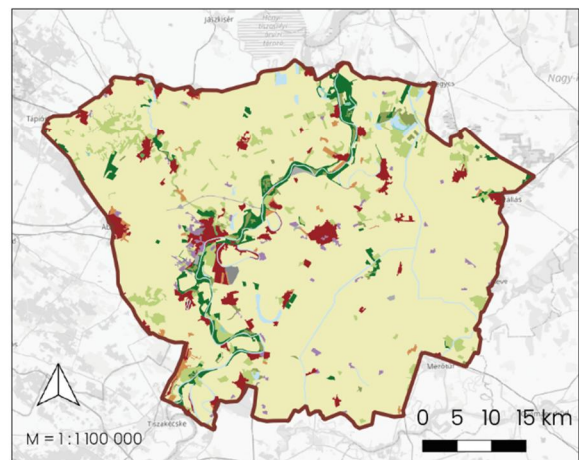


Jelmagyarázat

Vizsgált terület
 Felszínborítás (CLC 2018)
 Települési terület
 Iparterület
 Közlekedési terület
 Zöldterület
 Szántó
 Gyep
 Cserjés, bozótos
 Erdő
 Kert, gyümölcsös
 Szőlő
 Vizes élőhely, mocsár
 Folyó - és állóvizek
 Egyéb



Felszínborítási adatok



Egyéb védettségek

Natura 2000 területek

SAC: Tápiógyörgye-újszilvási szikések (HUDI20024), Jászkarajenői puszták (HUDI2056), Közép-Tisza (HUHN20015), Újszász-jászboldogházi gyep (HUHN20081), Alsó-Zagyva hullámtere (HUHN20089)

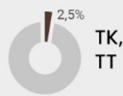
SPA: Közép-Tisza (HUHN10004), Jászkarajenői puszták (HUDI10004), Jászság (HUHN10005)



Natura 2000 SAC



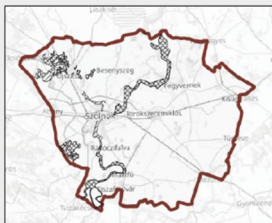
Natura 2000 SPA



TK, TT

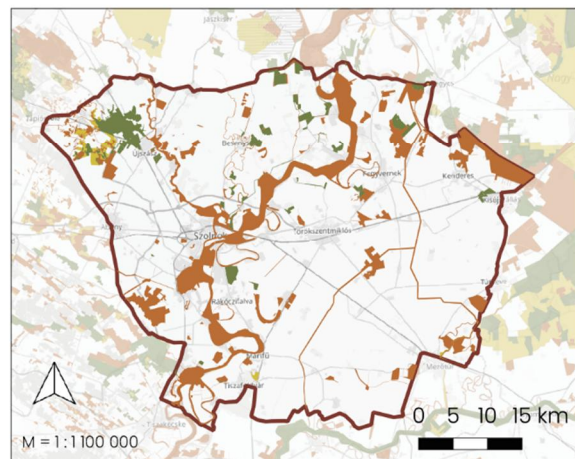
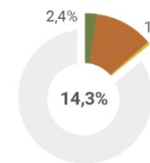
Natura 2000 SAC
 Natura 2000 SPA

Egyedi jogszabályai védett terület



Országos Ökológiai Hálózat Övezetei

magterület 59,9 km²
 ökológiai folyosó 288,0 km²
 puffterület 11,7 km²



3/3. ábra: a Közép-Tisza mintaterület adatai

A Közép-Tisza vidékét, adottságainak és fekvésének köszönhetően, dominánsan mezőgazdasági célra hasznosítják. A szántók a terület 80,1%-át teszik ki, melyek mátrixként veszik körbe a többi élőhelyfoltot. A természetes vegetációjú területek közül a gyepek a legjellemzőbben, ezek a térség 6%-át alkotják, előfordulnak kaszálók, rétek, legelők és szikesek is. A gyepfoltok elszórtan az egész területen megtalálhatók, méretük jelentősen változó, a nagyobb egybefüggő foltok akár 700-800 hektárosak is lehetnek. A Tiszát kísérő erdők (3,7%) felét idegenhonos faültetvények adják, de jellemzőek az ártéri erdők is, míg természetes fajokból álló, többletvízhatástól mentes erdőkkel kevésbé találkozhatunk. A települési területek 4,5%-át teszik ki a mintaterületnek, iparterületek jellemzően Szolnokon és Törökszentmiklós körül található.

A mintaterület természeti védettségekben az agglomerációs területhez képest is szegény. Ennek fő oka a kiterjedt mezőgazdasági használat, amely kevés teret engedett a megmaradt természeti területek megővésének. Országos jelentőségű, egyedi jogszabállyal védett területek közül a legnagyobb a Tisza-mentén elterülő Közép-tiszai TK (60,9 km²), amely két hosszanti foltot alkot a terület északi és déli részén. A védett terület a Tisza megmaradt árterületeit, ártéri erdeit és gyepeit hivatott védeni, kijelölésének elsődleges oka azonban értékes madárvilága volt. A holtágak közül azonban egyedül a Csatlói és a Gó-i-tói Holt-Tisza része a tájvédelmi körzetnek. A Tápió-Hajta Vidéke TK (3,2 km²) részeként az Újszászi legelők és a Gyula-gyep élveznek védelmet. Előbbi száraz, szikesedésre hajlamos gyepársulásokat tartalmaz, míg utóbbi a Zagyva áradásakor vizes élőhelyé változik.

A Közép-Tisza zömében a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságának területéhez tartozik, a nyugati oldal védett területei azonban átlógnak a Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóságának körzetébe. A Natura 2000 területek a Nemzeti Park Igazgatósági határok alapján vannak felosztva, még az egybefüggő foltok esetében is egyértelműen definiálták, melyik élőhely kihez tartozik.

3/4. táblázat: Az Közép-Tisza mintaterület védett természeti területei

| Védettség típusa | Név | Azonosító | Terület | Illetékes NPI |
|------------------|----------------------------------|-----------|----------------------|---------------|
| TK | Közép-tiszai TK | 158/TK/78 | 60,9 km ² | HNPI |
| | Tápió-Hajta Vidéke TK | 287/TK/98 | 3,2 km ² | DINPI |
| Natura 2000 SAC | Tápiógyörgye-újszilvási szikesek | HUDI20024 | 17,4 km ² | DINPI |
| | Jászkarajenői puszták | HUDI21056 | 15,5 km ² | DINPI |
| | Közép-Tisza | HUHN20015 | 84,4 km ² | HNPI |
| | Újszász-jászboldogházi gyepek | HUHN20081 | 19,6 km ² | DINPI |
| | Alsó-Zagyva hullámtere | HUHN20089 | 4,5 km ² | HNPI |
| Natura 2000 SPA | Közép-Tisza | HUHN10004 | 77,8 km ² | HNPI |
| | Jászkarajenői puszták | HUDI10004 | 18,0 km ² | DINPI |
| | Jászság | HUHN10005 | 19,6 km ² | HNPI |

A Közép-Tisza élőhely- és madárvédelmi terület (HUHN20015, HUHN10004) határai a Tájvédelmi Körzeten kis mértékben túlmutatnak, tartalmazzák a Tisza vonalát Szolnoktól délre, Cibakháza és a hozzá kapcsolódó holtág is része a védelemnek, valamint a terület Tiszabő fölött kiegészül további élőhelyfoltokkal. A Tápiógyörgyétől délre eső gyepek Tápiógyörgye-újszilvási szikesek (HUDI20024) néven védett, míg az Újszász környéki gyepfoltok Újszász-jászboldogházi gyepek SAC (HUHN20081) és a Jászság SPA (HUHN10005) alá tartoznak, mindkét védettség jócskán meghaladja a releváns TK kiterjedését, utóbbi egészen Zagyvarékasig tartalmaz foltokat. Szolnok felett található az Alsó-Zagyva hullámtere (HUHN20089) élőhelyvédelmi terület, Tószeg-Körösetetlen és Jászkarajenő között húzódnak a Jászkarajenői puszták (HUDI21056, HUDI10004) védett foltjai.

A fenti védettségek közül egyedül az Újszászi és Tápiógyörgyei foltok sorolódtak az Országos Ökológiai Hálózat magterületének övezetébe. A többi – mind Natura 2000 SPA, SAC és Tájvédelmi Körzeti területek – ökológiai folyosó, kisebb részben pedig pufferterület kategóriába kerültek. Ugyanakkor több kis kiterjedésű magterület található meg a térségben, melyek más természeti védettséget nem élveznek. Ezek jellemzően gyepterület, vagy vízfelületek, vagy vizes élőhelyek, valamint érdekesség, hogy a szolnoki reptér is az OÖH magterületének része. A magterületek összesen 59,9 km²-t fednek a mintaterületen. A térségben egyértelműen az ökológiai folyosó övezete van túlsúlyban 288,km²-es kiterjedésével: a Tisza és a Zagyva-mente, a Nagykunsági I-es és II-es főcsatornák, valamint a Millér környezete is ebbe az övezetbe tartozik. A holtágak, más élőhelyfoltok szintén folyosó egységbe sorolódtak, feltehetően egy nemzetközi szintű folyosó lépegető-kő jellegű részeként. Pufferterület (11,7 km²) egyedül Tápiógyörgyétől délre, a gyepterületek körül fedezhető fel, valamint a tiszaföldvári bányató is ennek az övezetnek a része. Az ökológiai hálózat aránya ezen a területen a legalacsonyabb, a terület 14,3%-a tartozik az övezet hatálya alá, amely kevesebb, mint az országos érték (36,6%) fele.

4. melléklet: Alkalmas célfajok listája mintaterületenként

| Terület | Latin név | Magyar név | Fő élőhely | Másodlagos élőhely | Program | ÖH léptéke |
|--------------|------------------------------|--------------------|---------------------|---------------------|---------|------------|
| Észak-Mecsek | <i>Myotis dasycneme</i> | Tavi denevér | vizes élőhely | település | | táji |
| | <i>Lutra lutra</i> | Közönséges vidra | vizes élőhely | vizek | | táji |
| | <i>Myotis bechsteinii</i> | Nagyfülű denevér | erdő | - | | táji |
| | <i>Myotis myotis</i> | Közönséges denevér | erdő | település | | regionális |
| | <i>Spermophilus citellus</i> | Ürge | gyep | | | táji |
| | <i>Dryocopus martius</i> | Fekete harkály | erdő | - | | regionális |
| | <i>Ciconia nigra</i> | Fekete gólya | erdő | vizes élőhely | + | regionális |
| | <i>Columba oenas</i> | Kék galamb | erdő | - | | táji |
| | <i>Haliaeetus albicilla</i> | Rétisas | erdő | vizes élőhely, gyep | + | regionális |
| | <i>Cerambyx cerdo</i> | Nagy hőscincér | erdő | - | | helyi |
| | <i>Lucanus cervus</i> | Nagy szarvasbogár | erdő | park | | helyi |
| | <i>Lycaena dispar</i> | Nagy tűzlepke | vizes élőhely, gyep | szegélyek | | helyi |
| | <i>Hypodryas maturna</i> | Díszes tarkalepke | erdő | szegélyek, gyepek | + | helyi |
| | <i>Rosalia alpina</i> | Havasi cincér | erdő | | | helyi |
| | <i>Isophya costata</i> | Magyar tarsza | gyep | vizes élőhely | | helyi |
| | <i>Eriogaster catax</i> | Sárga gyapjasszövő | erdő | szegélyek | | helyi |
| Közép-Tisza | <i>Lycaena dispar</i> | Nagy tűzlepke | vizes élőhely | szegélyek | | helyi |
| | <i>Mustela eversmannii</i> | Molnárgörény | gyep | szántó | | táji |
| | <i>Lutra lutra</i> | Közönséges vidra | vizes élőhely | vizek | | táji |
| | <i>Spermophilus citellus</i> | Ürge | gyep | | | táji |
| | <i>Cucujus cinnaberinus</i> | Skarlátbogár | erdő | | | helyi |
| | <i>Gortyna borelii</i> | Nagy szikibagoly | gyep | vizes élőhely | | helyi |
| | <i>Cerambyx cerdo</i> | Nagy hőscincér | erdő | | | helyi |
| | <i>Lucanus cervus</i> | Nagy szarvasbogár | erdő | gyep | | helyi |
| | <i>Myotis dasycneme</i> | Tavi denevér | vizes élőhely | település | | táji |
| | <i>Haliaeetus albicilla</i> | Rétisas | erdő | vizes élőhely | + | regionális |
| | <i>Lanius corollio</i> | Tövisszúró gébics | gyep | szántó | | táji |
| | <i>Aythya nyroca</i> | Cigányréce | vizes élőhely | vizek | | regionális |
| | <i>Dendrocopos syriacus</i> | Balkáni fakopáncs | erdő | település | | táji |
| | <i>Ciconia ciconia</i> | Fehér gólya | gyep | vizes élőhely | | regionális |
| | <i>Dryocopus martius</i> | Fekete harkály | erdő | | | regionális |
| | <i>Nycticorax nycticorax</i> | Bakcsó | vizes élőhely | vizek | | regionális |
| | <i>Milvus migrans</i> | Barna kánya | erdő | vizes élőhely | | regionális |
| | <i>Alcedo atthis</i> | Jégmadár | vizes élőhely | vizek | | táji |
| | <i>Ciconia nigra</i> | Fekete gólya | erdő | vizes élőhely | + | regionális |
| | <i>Crex crex</i> | Haris | gyep | | | táji |
| | <i>Ardea alba</i> | Nagy kócsag | vizes élőhely | gyep | | regionális |
| | <i>Ixobrychus minutus</i> | Törpegém | vizes élőhely | vizek | | regionális |
| | <i>Botaurus stellaris</i> | Bölgébika | vizes élőhely | vizek | | regionális |
| | <i>Ardea purpurea</i> | Vörös gém | vizes élőhely | vizek | | regionális |
| | <i>Aquila heliaca</i> | Parlagi sas | gyep | | | regionális |

| | | | | | |
|--------------------------------------|-----------------------|---------------------|-------------------|---|------------|
| <i>Himantopus himantopus</i> | Gólyatölcs | vizes élőhely | vizek | | regionális |
| <i>Lanius minor</i> | Kis őrgébics | gyep | szántó | | táji |
| <i>Circus aeruginosus</i> | Barna rétihéja | vizes élőhely | gyep | | regionális |
| <i>Burhinus oedicephalus</i> | Ugartyúk | gyep | | | regionális |
| <i>Anthus campestris</i> | Parlagi pityer | gyep | szántó | + | táji |
| <i>Falco cherrug</i> | Kerecsensólyom | gyep | erdő | + | regionális |
| <i>Falco vespertinus</i> | Kék vércse | gyep | | + | regionális |
| <i>Coracias garrulus</i> | Szalakóta | gyep | szántó | | regionális |
| <i>Limosa limosa</i> | Nagy goda | vizes élőhely | vizek | | regionális |
| <i>Otus scops</i> | Füleskuvik | gyümölcsös | szegélyek | | táji |
| <i>Pluvialis apricaria</i> | Aranylile | vizes élőhely | vizek | | táji |
| <i>Podiceps nigricollis</i> | Feketenyakú vöcsök | vizes élőhely | vizek | | táji |
| <i>Tringa totanus</i> | Piros lábú cankó | vizes élőhely | vizek | | táji |
| <i>Asio flammeus</i> | Réti fülesbagoly | gyep | vizes élőhely | + | táji |
| <i>Merops apiaster</i> | Gyurgyalag | vizes élőhely | gyep | + | táji |
| <i>Gasterocercus depressirostris</i> | Laposorrú ormányos | erdő | | | helyi |
| <i>Eptesicus serotinus</i> | Kései denevér | település | | | táji |
| <i>Bolbelasmus unicornis</i> | Szarvas álganéjtúró | erdő | | | helyi |
| <i>Cucujus cinnaberinus</i> | Skarlátbogár | erdő | | | helyi |
| <i>Carabus hungaricus</i> | Magyar futrinka | gyep | szegélyek | | helyi |
| <i>Lucanus cervus</i> | Nagy szarvasbogár | erdő | park | | helyi |
| <i>Maculinea teleius</i> | Vérfű-hangyaboglárka | gyep | szegélyek | | helyi |
| <i>Lycaena dispar</i> | Nagy tűzlepke | vizes élőhely, gyep | szegélyek | | helyi |
| <i>Spermophilus citellus</i> | Ürge | gyep | | | táji |
| <i>Lutra lutra</i> | Közönséges vidra | vizes élőhely | vizek | | táji |
| <i>Myotis myotis</i> | Közönséges denevér | erdő | település | | regionális |
| <i>Callimorpha quadripunctaria</i> | Csíkos medvelepke | erdő | gyepek, szegélyek | | helyi |
| <i>Cerambyx cerdo</i> | Nagy hóscincér | erdő | | | helyi |
| <i>Coenonympha oedippus</i> | Ezüstsávós szénalepke | vizes élőhelyek | | + | helyi |
| <i>Picus canus</i> | Hamvas küllő | park/település | - | | táji |
| <i>Ardea cinerea</i> | Szürke géme | vizes élőhely | gyep | | regionális |
| <i>Asio otus</i> | Erdei fülesbagoly | erdő | | | táji |

5. melléklet: Hálózat-elemzés célfajainak élőhelyi igényei

A következőkben a fenti szempontok alapján kiválasztott kilenc faj élőhelyi igényeit, releváns viselkedését ismertetem. A preferenciák feltárásában elsődlegesen segítségemre voltak hazai és nemzetközi természetvédelmi honlapok, mint a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület honlapja²⁷, a Hortobágyi Nemzeti Park²⁸, a Birdlife²⁹, a European Environmental Agency³⁰ és a Global Biodiversity Information Facility³¹ webfelületei. Ezek mellett természetesen fajspecifikus kutatásokat is feldolgoztam. A beállított ellenállásértékeket és az élőhelyi preferenciákat az 5/1-3-as ábrák mutatják be.

Az Észak-Mecsek regionális léptékű hálózatának célfaja a fekete harkály (*Dryocopus martius*). A fekete harkály az természetközeli erdőket kedveli, ahol nagy, idős fák vannak jelen, melyek odvaiban fészket alakíthat ki magának. A holtfa jelenléte kiemelten fontos, hiszen az erdőben a táplálékul szolgáló lárvákat és rovarokat biztosítja számára. A fajt területhűség jellemzi, költésre általában minden évben ugyanazt az odút használja³². Bármilyen erdőtípusban megtalálható, mind lombhullató, őshonos és örökzöld erdőkben is előfordul, ameddig ott idős fák jelen vannak, és az erdőszegélyekben is találkozhatunk vele³³. A madárfaj mozgását, terjedését vizsgáló GPS-es kutatások azt támasztották alá, hogy a nagy kiterjedésű erdők között a facsoportok és magányos fák is lépőkóként funkcionálhatnak számára (NIELSEN et al. 2024). A diszperziós távolsága jellemzően 50 km körül van, de képes nagyobb távolságokat is megtenni, egy egyed esetében például 409 km-es útvonalat is megfigyeltek³⁴. A faj hazai állománya mérsékelten növekvő, amely a természetközeli erdőgazdálkodás terjedésének és az erdők kiterjedésének növekedésének köszönhető hazánkban. A fekete harkály az erdei ökoszisztémák egyik kulcsfaja (*keystone species*) (KARIMI et al. 2018), valamint esernyőfaj más madárfajok számára (PIROVANO et al. 2005), így kifejezetten alkalmas célfaja az ökológiai hálózat tervezésének.

A nyugati pisedenevér (*Barbastella barbastellus*) szintén jellemzően erdőlakó faj, hasonlóan a fekete harkályhoz, ez a faj is az idős, természetes erdőket preferálja, ahol a fák odvait búvóhelyként tudja használni. Ezeket a nappali szálláshelyeit gyakran váltogatja, valamint a téli időszakot is ilyen faodvakban vészeli át. Állománya a peszticidok és az idős fák eltűnése, az intenzív erdőgazdálkodás miatt csökken³⁵. Az erdők mellett szegélyekben, gyümölcsösökben és réteken is találkozhatunk vele. Kedvelt vadászterületei a vízfelszínek, vizes élőhelyek és más félig nyitott élőhelyek, erdei lécek. Mozgását tekintve a táplálkozás során max. 20 km-es távolságokat tesz meg, inkább jellemzően 5-10 km-t mozog egy nap, de csapatosan a téli szálláshelyek és a szaporodó helyek között 40 km-t is megtesznek. A leghosszabb megtett távolságot, 290 km-t Ausztria és Magyarország területén mérték ennél a fajnál³⁶.

²⁷MME honlapja: <https://mme.hu/magyarorszagmadarai>

²⁸Hortobágyi NP honlapja <https://www.hnp.hu/hu>

²⁹Birdlife: <https://datazone.birdlife.org>

³⁰European Environmental Agency : <https://www.eea.europa.eu/en>

³¹Global Biodiversity Information Facility <https://www.gbif.org/>

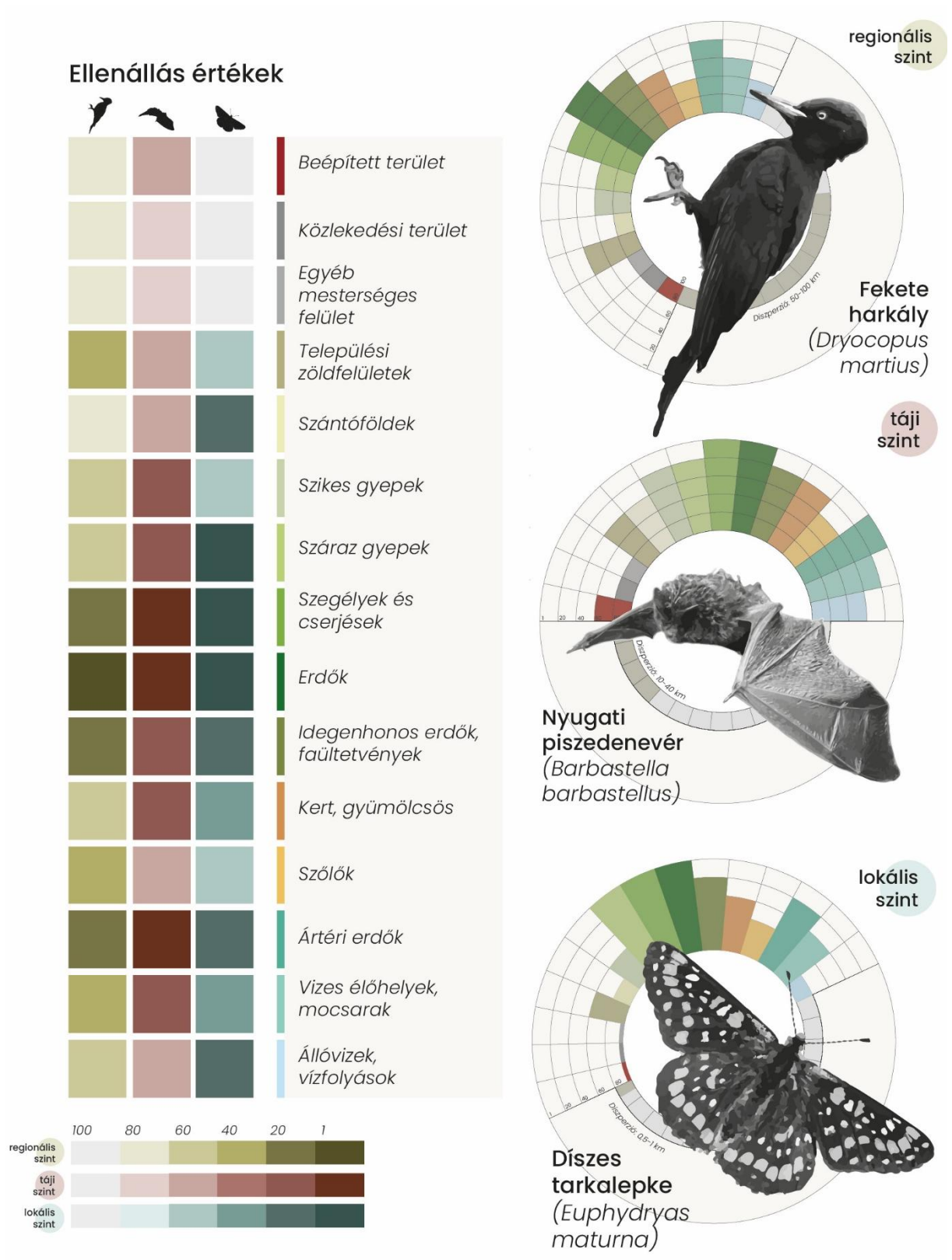
³²<https://mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-drymar>

³³<https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/black-woodpecker-dryocopus-martius>

³⁴https://dk.birdmigrationatlas.dk/bma_files/species/dansk_traekflugleatlas_sortspaette.pdf

³⁵<https://www.hnp.hu/hu/szervezeti-egyseg/termeszettvedelem/natura2000/fajtar/nyugati-pisedenever->

³⁶<https://www.gbif.org/species/2432582>



5/1. ábra: Az Észak-Mecsek mintaterület célfajai

A helyi léptékben az első mintaterületen a nagy hősincér (*Cerambyx cerdo*) képviseli az erdei élőhelyeket a modellezésben. A választott rovarfaj elsősorban a tölgyfákhoz kötődik, lárvája az idős egyedekben fejlődik. Magányosan álló, vagy erdőszéli fákön találkozhatunk vele, ahol fanedveket vagy gyümölcsöket szívogatnak. Noha jellemzően a tölgyekkel azonosítjuk a fajt, más elhalt, vagy beteg fákon is táplálkozik, többek között szelídgesztenyén, dión, kőriseken, szileken és füzekén is (DEZAN et. al. 2017). Drag és Cizek (2018) a cincér mozgását kutatták 26 egyed vizsgálatával, eredményeik alapján pedig elmondható, hogy a rovar 1-2 km-es távolságot még át tud hidalni, akár egyetlen nap alatt is, jellemzően fáról-fára közlekedve. Egy másik kutatás is hasonló következtetéseket vont le, Franzén és társai (2025) mérései alapján a vizsgált 50 egyed által megtett távolságok 0,8-2,8 km közé estek. A faj állománya az erdőirtások, az idős fák kivágása miatt csökkent az utóbbi időben³⁷. A nagy hősincér a talaj termékenységéhez járul hozzá, mivel lárvája az elhalt növényi maradványokat fogyasztja, ezzel fontos ökológiai szolgáltatásokat nyújt az erdők számára³⁸. Emellett a szakirodalomban esernyőfajként határozzák meg, mivel az idős erdőkhöz kötődő fajok védelmét segíti, valamint „ökoszisztéma-mérnök” (*ecosystem engineer*) is annak köszönhetően, hogy a lárvája által vájt lyukakba más fajok is beköltöznek később, ezzel élőhelyeket teremt az erdőben (BIANCO et. al. 2020).

A kiegészítésként alkalmazott helyi szegélykedvelő faj a díszes tarkalepke (*Euphydryas maturna*) a Mecsekben. A lepkefaj egyaránt kötődik az erdőkhöz, erdőszegélyekhez és a lágyszárúakhoz is, életciklusától függően. Petéit leggyakrabban valamilyen kőrifajra rakja³⁹. A legnagyobb megtett távolságok 0,5-1 km között mozognak, amely értelmezhető diszperziós távolságként is, de jellemzően 200-250 m-t tesznek meg egy repülés során (CIZEK & KONVICKA 2005). Élőhelyi preferenciái esetében a gyepek nem olyan hangsúlyosak, azonban a modellezésben a gyepek integrálása miatt ezeket is magélőhelyként definiáltam.

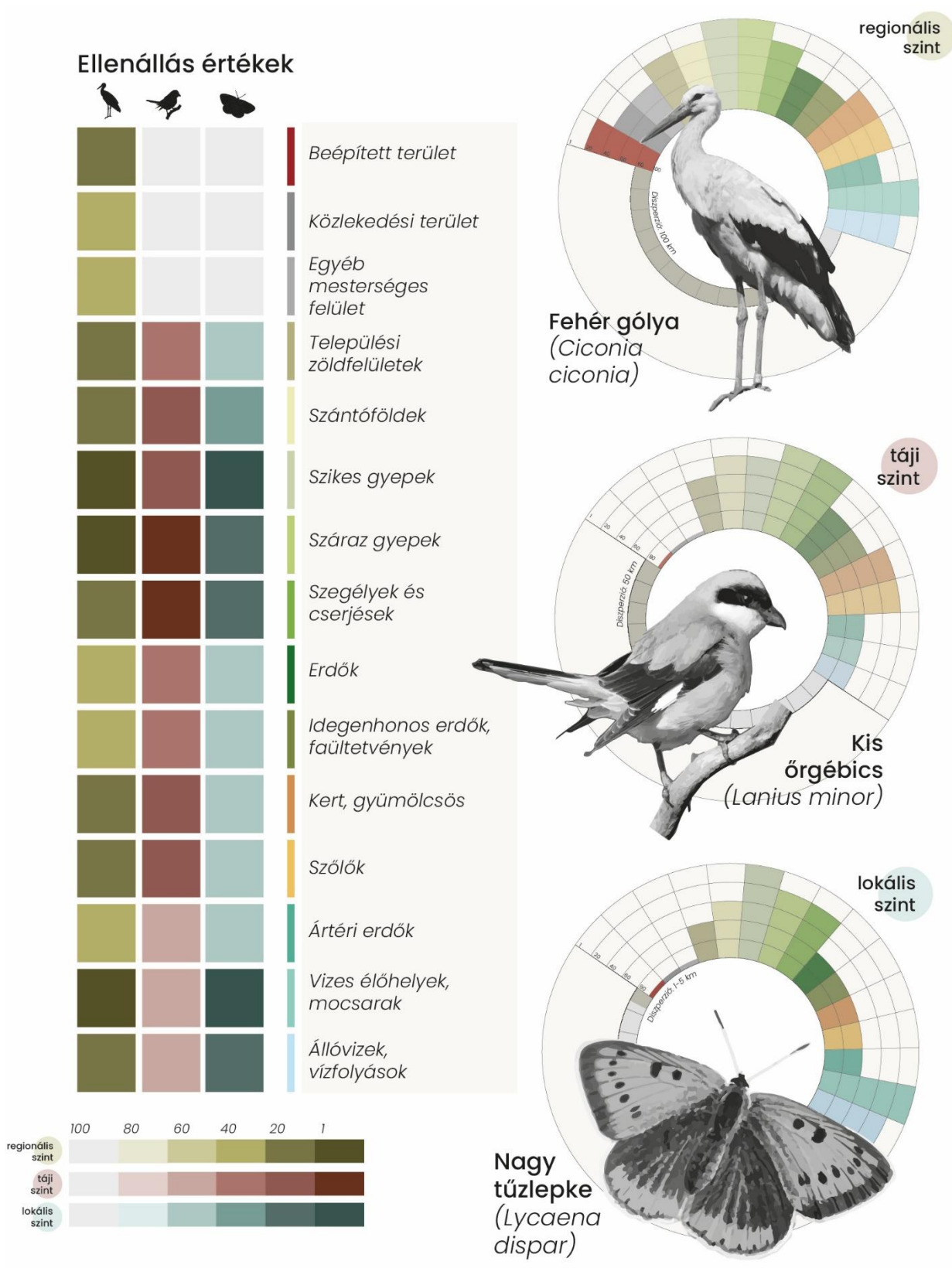
A fehér gólya (*Ciconia ciconia*) a Tisza-menti mintaterület célfaja, regionális szinten. A gólya állománya nagyban függ a tájgazdálkodástól, elsősorban művelt területeken – nedves, mocsaras réteken, kaszálókon táplálkozik, de más művelt területeken, száraz és szikes gyepeken is találkozhatunk vele, azonban az intenzív, nagy kiterjedésű szántókat elkerüli. A fehér gólya fészket hagyományosan fákra, vagy kéményekre rakta, mára azonban leggyakrabban villanyoszlopok tetején költ, jellemzően településeken belül⁴⁰. Mivel vonuló fajról van szó, a teleket Afrikában tölti, ezért nincs értelme maximális megtehető távolságot megállapítani számára. A fehér gólya hazai állománya fluktuál, a közelmúltban végzett fajvédelmi tevékenységnek köszönhetően stabilizálódni látszik, azonban még így is sok veszély fenyegeti. A táplálkozóhelyek megszűnése mellett az áramütés, az ember károkozása (mérgezés, szándékos fészekrongálás, zavarás) továbbra is csökkenti állományát hazánkban. A faj mellett szólt kiterjedt monitoring-rendszere, és ikonikus megítélése a magyar köztudatban, hiszen gyakori szereplője állatmeséknek, verseknek, így erőteljesen beépült a kultúránkba. Védelme, állományának fenntartása így foglalkoztatja az embereket, ezzel remek célfaja lehet egy ökológiai hálózat fejlesztésnek.

³⁷ <https://www.hnp.hu/hu/szervezeti-egyseg/termeszetvedelem/natura2000/fajtar/nagy-hoscincer->

³⁸ <https://agri.hu/nagy-hoscincer-cerambyx-cerdo/>

³⁹ https://termeszetvedelem.hu/_user/downloads/fajmegorzesi%20tervek/diszes_tarkalepke.pdf

⁴⁰ <https://mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-ciccic>



5/2. ábra: A Közép-Tisza mintaterület célfajai

A táji léptéket képviselő kis őrgébics (*Lanius minor*) tipikus síksági faj, amely, a fehér gólyával ellentétben, a nyílt élőhelyek mellett a szegélyekben gazdag élettereket is kedveli. Előnyben részesíti a bokrokkal, magányos fákkal, vagy fasorokkal szegélyezett gyepeket, a fás legelőket, de az erdősávokat és gyümölcsösöket is kedveli⁴¹. Rovarevő, zsákmányát lesből, a földön várakozva vagy éppen a levegőben szítálva és lecsapva ejti el. Más gébicsfajokkal ellentétben nem raktározza az ételmet⁴². Mozgásának tanulmányozására nem találtam kutatásokat, azonban a faj méretéből következtetve, és más hasonló fajok viselkedése alapján az 50 km-es diszperziós távolság becsülhető. A rovarölő szerek elterjedése és az állattartás csökkenése, a legelők felhagyása, fasorok és tájelemek megszűnése veszélyezteti legjobban állományát, amely mérsékelten csökkenő tendenciát mutat az MME mérései alapján⁴³.

A nagy tűzlepke (*Lycaena dispar*) a nedves gyepek, vízparti területek jellegzetes rovarfaja, de előfordulnak szántókon, száraz gyepeken és ritkábban erdőkben is. Noha petéit olyan mezőgazdasági területekre rakja, melyeket évente többször kaszálnak, ezek azonban a felnőtt egyedek számára nem optimális élőhelyek. Tápnövényei a ruderalis gyomok közül a sóskafélék (*Rumex sp.*). A faj lepkéhez képest igen mozgékony, könnyedén megtelepedik új élőhelyeken. A felnőtt imágók diszperziós képessége magas, jellemzően az 5 km távolság sem jelent gondot számukra, amikor új élőhelyeket keresnek (SETTELE et al. 2000). A faj állománya csökkenő tendenciát mutat, amely egyértelműen a vizes élőhelyek eltűnéséhez köthető⁴⁴.

Átérve az agglomerációs mintaterületre, a legnagyobb lépték modellezéséhez a közönséges denevért (*Myotis myotis*) választottam. A közönséges denevér nagy kolóniákban él, általában barlangokban vagy épületek nyílásaiban, padlásokon laknak, melyekhez ragaszkodnak életük során. Sokféle élőhelyet felkeresnek vadászat céljából: elsődlegesen erdőket, legelőket, átmeneti cserjéseket és szegélyélőhelyeket, továbbá gyümölcsösöket és mezőgazdasági területeket látogatnak, ahol rovarokat és pókokat zsákmányolnak. A táplálkozóhely és az éjszakai szálláshelyek között gyakran 20 km is van⁴⁵, napi mozgásuk jellemzően 5-26 km. A téli szálláshely és a nyári tartózkodási hely között 50-100 km távolság is lehet, a rekorder egyed 436 km-t tett meg vonulása során⁴⁶. Kolóniáinak száma mára megcsappant, az emberi zavarás, a padlások felújítása, illetve az épületekből való kiűzésük, a berepülő nyílások elzárása veszélyezteti az állományukat, illetve a már tárgyalt denevérfajhoz hasonlóan a közönséges denevérnél is probléma a rovarirtás.

Az erdei fülesbagoly (*Asio otus*) gyakori látogatója a települési területeknek, különösen a téli időszakban. Az erdőket, városi parkokat és fás tájelemeket, szegélyeket kedvelik, de a magasan fekvő, hegyvidéki erdőket elkerülik⁴⁷. Sajnos gyakran válnak elütések áldozataivá, mivel az utakkal gyakran párhuzamosan, fogalommal szemben repülnek a vadászatuk során. Egy, a diszperziót vizsgáló kutatás szerint a fiókák átlagosan 2,3 km-re kezdtek új életet a fészektől, amelyben nevelkedtek, a mért adatok 0,4-16,9 km között alakultak (BELTHOFF & RITCHISON 1989), azonban amerikai, frissebb monitoring adatok szerint a fiatal egyedek egy hét alatt 73-97 km-t is megtettek, amikor új élőhelyet

⁴¹ <https://www.hnp.hu/hu/szervezeti-egyseg/termeszetvedelem/natura2000/fajtar/kis-orgebics->

⁴² <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/lesser-grey-shrike-lanius-minor>

⁴³ <https://mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-lanmin>

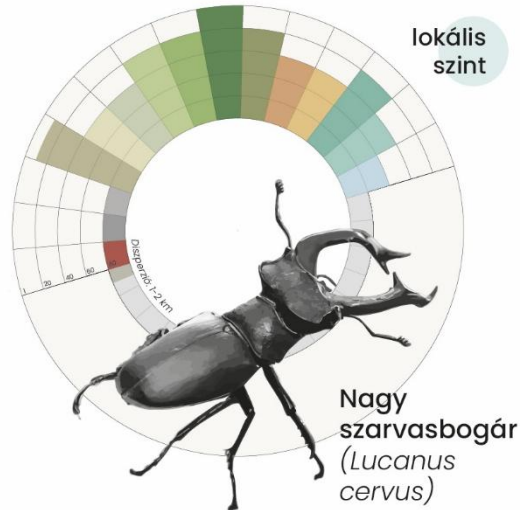
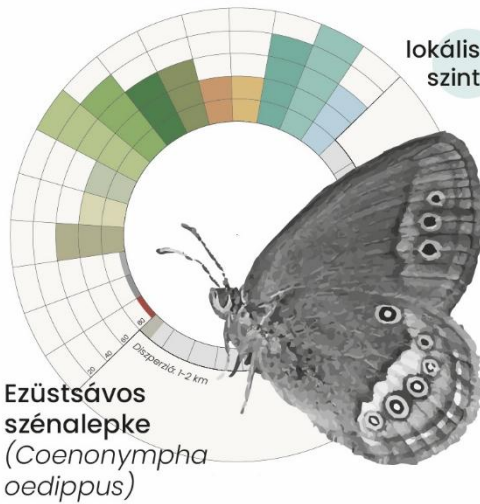
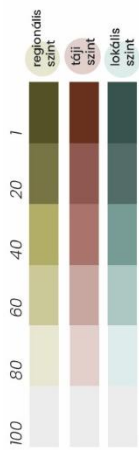
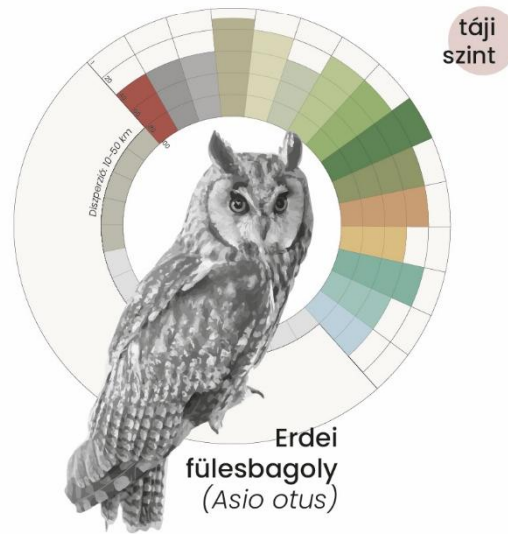
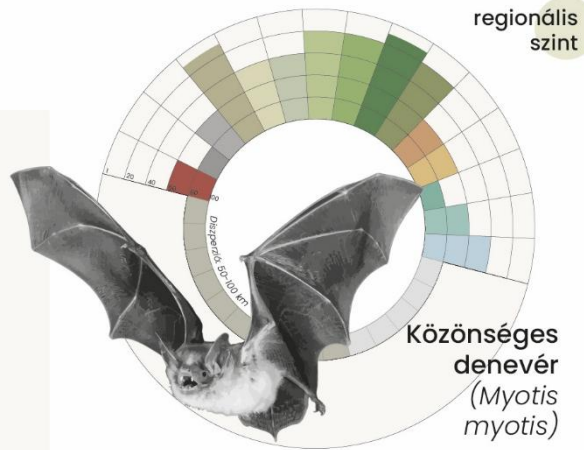
⁴⁴ http://www.pyrgus.de/Lycaena_dispar_en.html

⁴⁵ <https://www.hnp.hu/hu/szervezeti-egyseg/termeszetvedelem/natura2000/fajtar/kozonsages-denever->

⁴⁶ <https://www.gbif.org/species/2432416>

⁴⁷ <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/long-eared-owl-asio-otus>

Ellenállás értékek



5/3. ábra: Pesti-síkság mintaterület célfajai

kerestek⁴⁸. Ezek alapján, a korábbi táji léptékű fajokhoz hasonlóan, 50 km-t állítottam be a diszperziós távolságnál. A fülesbaglyok előszeretettel költöznek varjak elhagyott fészkébe, így a varjúállomány növekedésével várhatóan a baglyok száma is várhatóan emelkedni fog, de a monitoring adatok alapján a trendek egyelőre bizonytalanok⁴⁹.

A városi környezetben a lokális hálózat modellezésére választott faj a nagy szarvasbogár (*Lucanus cervus*), amely az idős faegyedek jelenlétéhez kötődik, melyek a terület erdeiben és nagyobb parkjaiban vannak jelen. Jellemzően dombvidéki tölgyesekben, bükkösökben fordul elő, de a fás legelőket, facsoportokat, erdőszegélyeket és a városi parkokat és gyümölcsösöket is kedveli. Lárvája a holt faanyagban fejlődik, így az erdők tisztítása veszélyezteti az új generáció kifejlődését. Életmódját tekintve nappal táplálkoznak, ekkor a fák törzsein pihelve nedveket szívogatnak, szürkületkor pedig aktívvá válnak, és egyik fáról a másikra repülnek⁵⁰. Méretükhöz képest viszonylag kis távolságokat képesek megtenni, a hímek kikelésük helyszínétől maximum 2 km-r tesznek meg, így populációik könnyen elszigetelődhetnek egymástól⁵¹.

Az első elemzés során felmerült dilemmák miatt az ezüstsávós szénalepke (*Coenonympha oedippus*) mint gyeppedvelő faj adtam hozzá a hálózat-elemzéshez. A lepkefaj a lápréteket, üde réteket és más vizes élőhelyeket kedveli. Jellemzően 0,5-2,5 km-t tud megtenni élőhelyfoltok között, de előfordult már olyan egyed is, amely 5 km feletti távolságot tett meg. A hímek jellemzően mozgékonyabbak a nőstényeknél (KATONA & BÁLINT 2021).

Források:

BELTHOFF, J. & RITCHISON, G. (1989): Natal Dispersal of Eastern Screech-Owls. *The Condor*. 91. 254-265. 10.2307/1368302.

BIANCO G. et al. (2020): Monitoring Great Capricorn Beetle (*Cerambyx cerdo*) populations in the Natura 2000 network, Integrated Protection in Oak Forests IOBC-WPRS Bulletin Vol. 152, 2020 pp. 183-187 elérhető: <https://core.ac.uk/download/541251975.pdf>

CIZEK, O. & KONVICKA, M. (2005). What is a patch in a dynamic metapopulation? Mobility of an endangered woodland butterfly, *Euphydryas maturna*. *Ecography*. 28. 791 - 800. 10.1111/j.2005.0906-7590.04268.x.

DRAG, L. & CIZEK, L. (2018). Radio-Tracking Suggests High Dispersal Ability of the Great Capricorn Beetle (*Cerambyx cerdo*). *Journal of Insect Behavior*. 31. 1-6. 10.1007/s10905-018-9669-x.

DEZAN R. et al. (2017): Guidelines for the monitoring of *Cerambyx cerdo*. *Nature Conservation*. 20. 129-164. 10.3897/natureconservation.20.12703.

KATONA, G. & BÁLINT, Zs. (2021). Fajmegőrzési tervek. Ezüstsávós szénalepke *Coenonympha oedippus*..

SETTELE, J., et al (szerk.) (2000): *Die Tagfalter Deutschlands*. Eugen Ulmer, Stuttgart, 452 pp

KARIMI, S. et. al. (2018): Fine-scale habitat use by black woodpecker *Dryocopus martius*: a year-round study in the Hyrcanian forest, Iran. *North-Western Journal of Zoology*. 14. 76-84.

NIELSEN, A. G. et. al. (2024). Black Woodpeckers *Dryocopus martius* use stepping stones between woodland units. *Bird Study*, 71(2), 143–153. <https://doi.org/10.1080/00063657.2024.2329524>

PIROVANO, A. et al. (2005): The Black woodpecker (*Dryocopus martius*) as focal species in alpine protected area, in: 3rd Symposium of the Hohe Tauern National Park for Research in Protected Areas, Conference Volume

⁴⁸ <https://birdsoftheworld.org/bow/species/locowl/cur/introduction>

⁴⁹ <https://mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-asiotu>

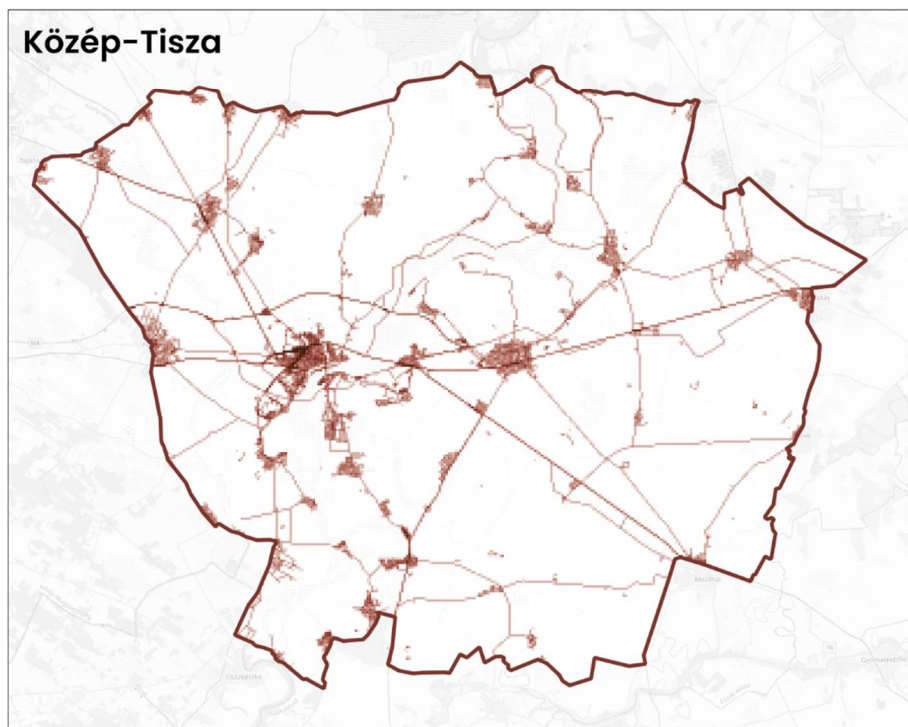
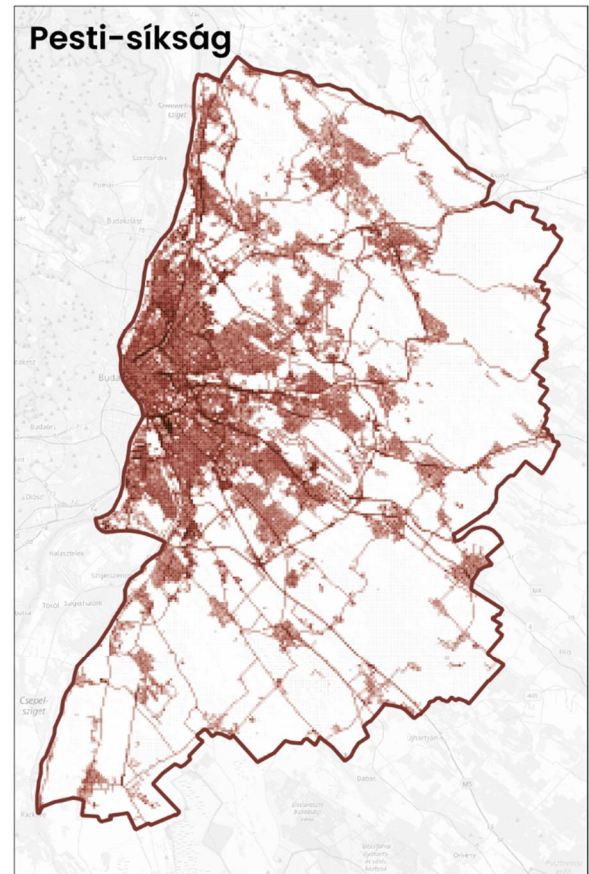
⁵⁰ <https://www.hnp.hu/hu/szervezeti-egyseg/termeszetvedelem/natura2000/fajtar/nagy-szarvasbogar>

⁵¹ <https://mme.hu/nagy-szarvasbogar>

6. melléklet: Szerkezeti potenciál indexeinek részeredménytérképei

Útsűrűség

1-10-es skálán normalizálva
Cellaméret: 200x200 m



Jelmagyarázat

□ Vizsgált területek

Útsűrűség

- 0 - 0,079
- 0,079 - 0,242
- 0,242 - 0,433
- 0,433 - 0,65
- 0,65 - 0,884
- 0,884 - 1,193
- 1,193 - 1,65
- 1,65 - 2,501
- 2,501 - 4,808
- 4,808 - 10



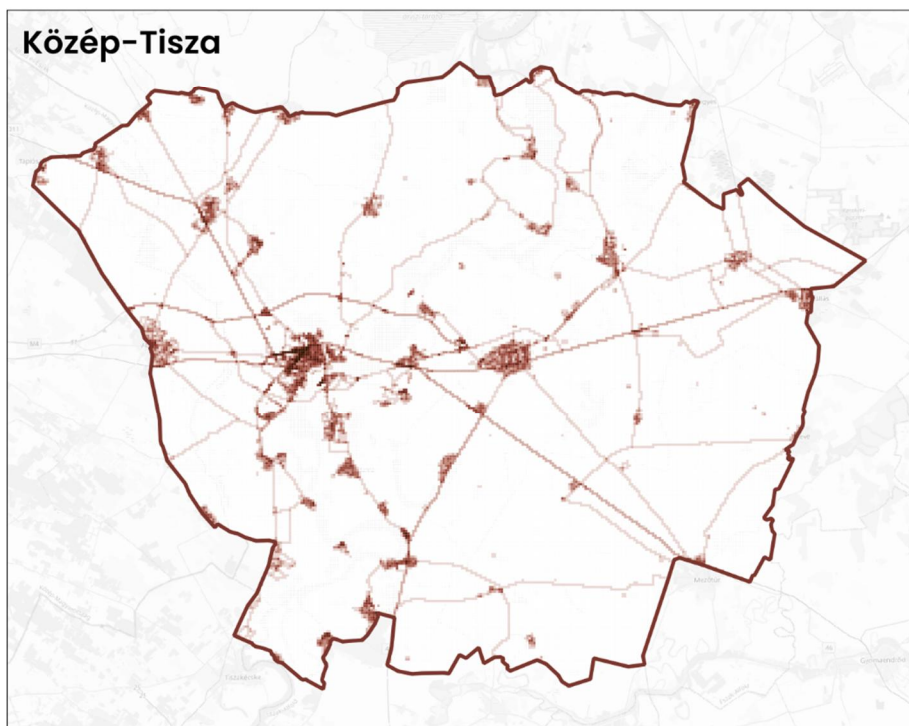
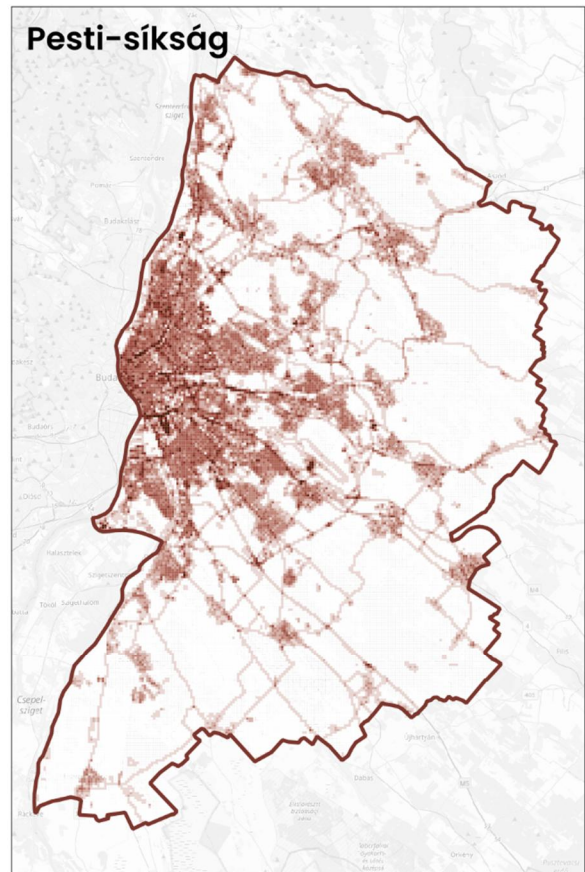
M = 1 : 650 000

0 5 10 15 20 km

6/1. melléklet: Útsűrűség elemzése a mintaterületeken (fragmentációs index)

Felszabdaltság

1-10-es skálán normalizálva
Cellaméret: 200x200 m



Jelmagyarázat

□ Vizsgált területek

Felszabdaltság

0 - 0

0 - 0,23

0,23 - 0,45

0,45 - 0,67

0,67 - 1,01

1,01 - 1,35

1,35 - 1,8

1,8 - 2,55

2,55 - 4,61

4,61 - 10



M = 1 : 650 000

0 5 10 15 20 km

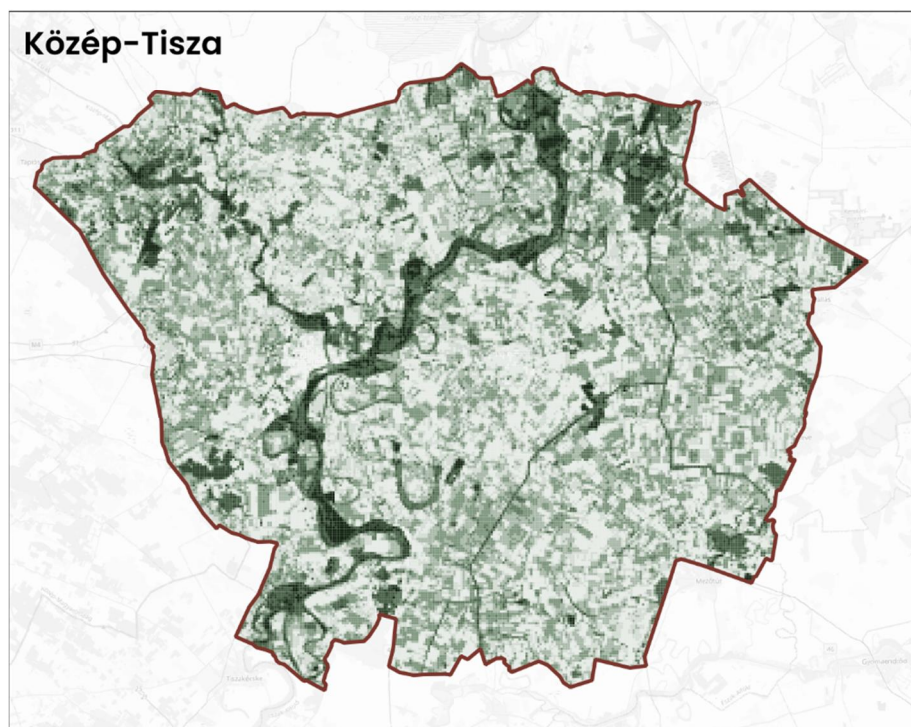
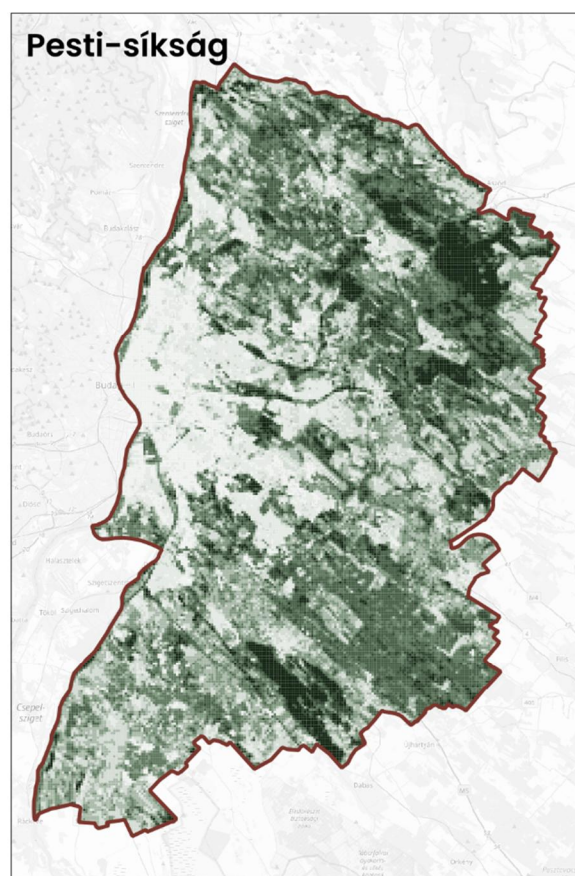


6/2. melléklet: Felszabdaltság elemzése a mintaterületeken (fragmentáció index)

Természetességi index

Élőhelytípusok természetessége NDVI értékkel (júniusi és szeptemberi időpontok) összesítve cellánként.

Cellaméret: 200x200 m



Jelmagyarázat

□ Vizsgált területek

Természetességi index

0,891 - 0,925

0,925 - 2,636

2,636 - 3,426

3,426 - 3,98

3,98 - 4,519

4,519 - 5,145

5,145 - 5,863

5,863 - 6,632

6,632 - 7,562

7,562 - 9,633



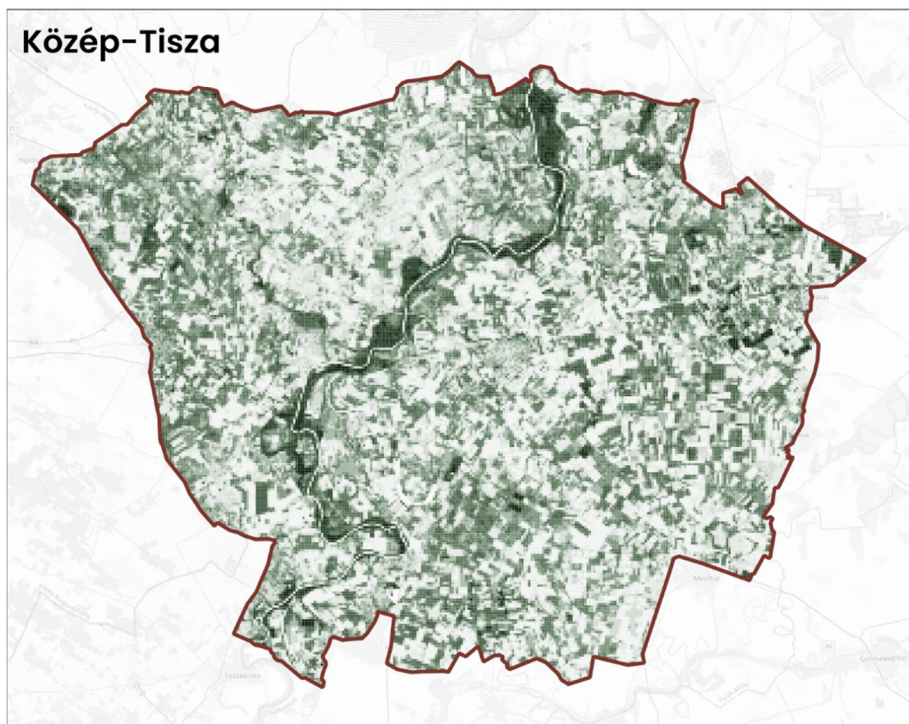
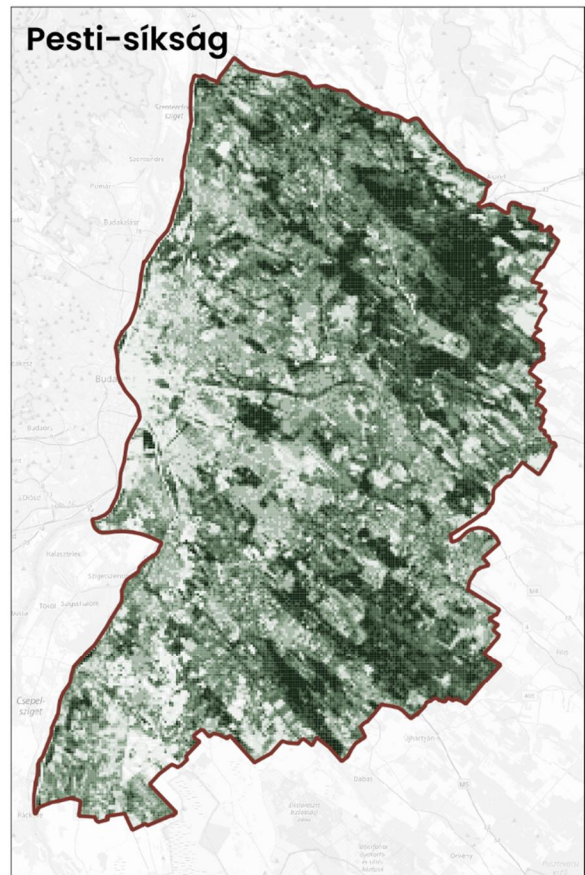
M = 1 : 650 000

0 5 10 15 20 km

6/3. melléklet: Természetességi index (első körös számítás, az élőhelyek természetessége és NDVI összegzésével) a mintaterületeken

NDVI

1-10-es skálán normalizálva
Cellaméret: 200x200 m



Jelmagyarázat

□ Vizsgált területek

NDVI

| |
|-------------|
| 0 - 1,51 |
| 1,51 - 3,44 |
| 3,44 - 4,17 |
| 4,17 - 4,81 |
| 4,81 - 5,41 |
| 5,41 - 6 |
| 6 - 6,65 |
| 6,65 - 7,38 |
| 7,38 - 8,15 |
| 8,15 - 10 |



M = 1 : 650 000

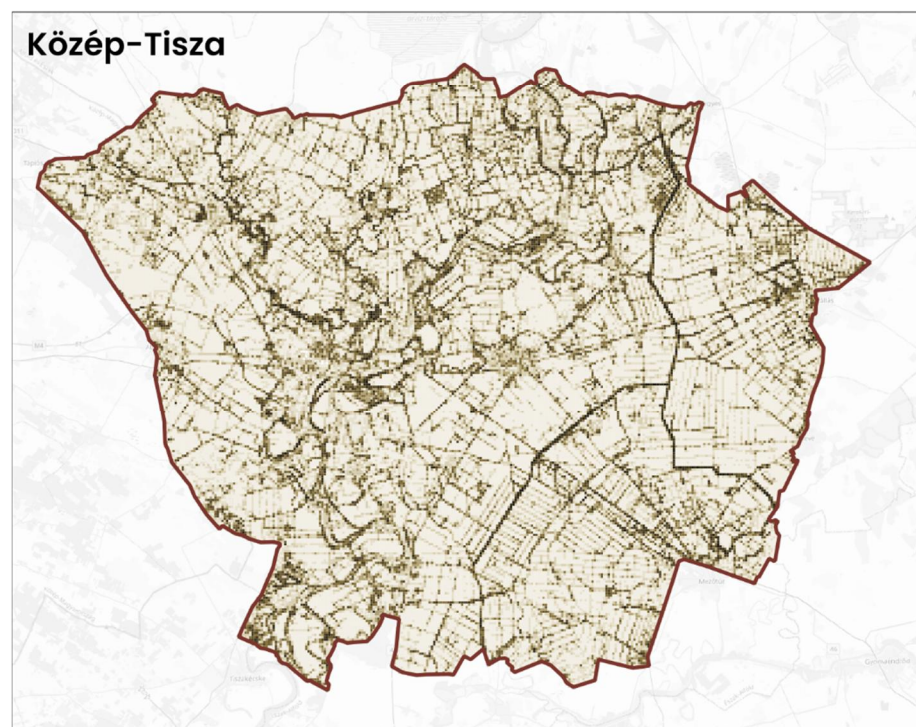
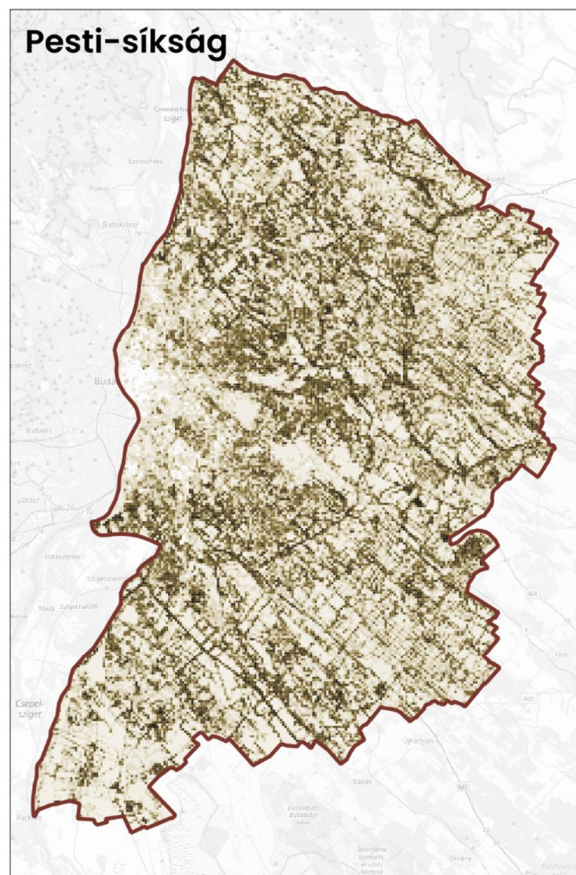
0 5 10 15 20 km

6/4. melléklet: NDVI értékek vizsgálata a mintaterületeken (természetességi index)

Foltszám

1-10-es skálán normalizálva

Cellaméret: 200x200 m



Jelmagyarázat

 Vizsgált területek

Foltszám

0 - 0

 0 - 0,5

 0,5 - 1

 1 - 1,36

 1,36 - 1,82

 1,82 - 2,27

 2,27 - 3

 3 - 4

 4 - 5,5

 5,5 - 10



M = 1 : 650 000

0 5 10 15 20 km

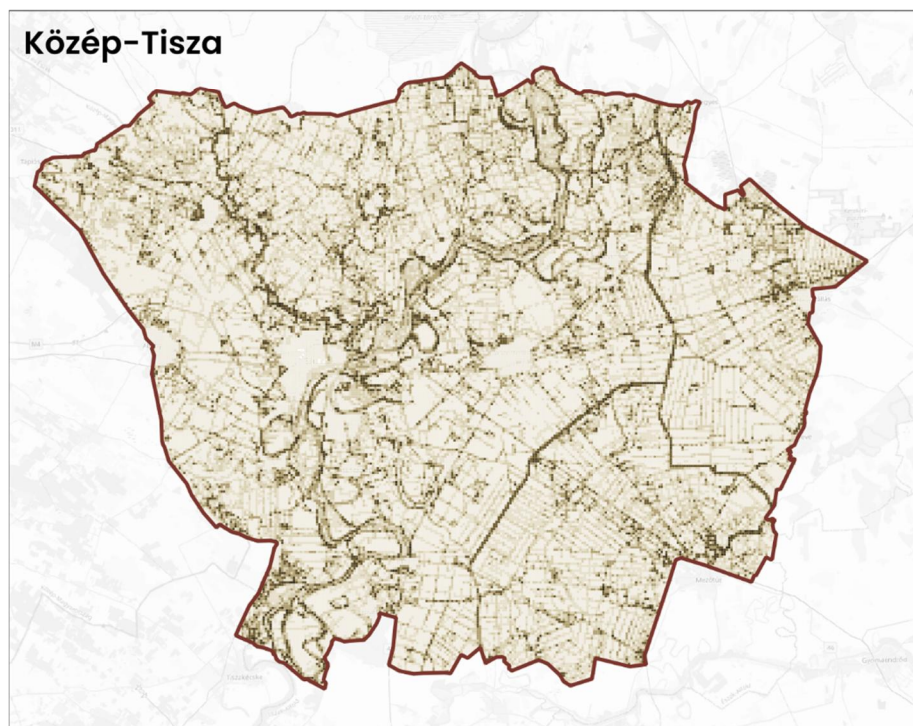
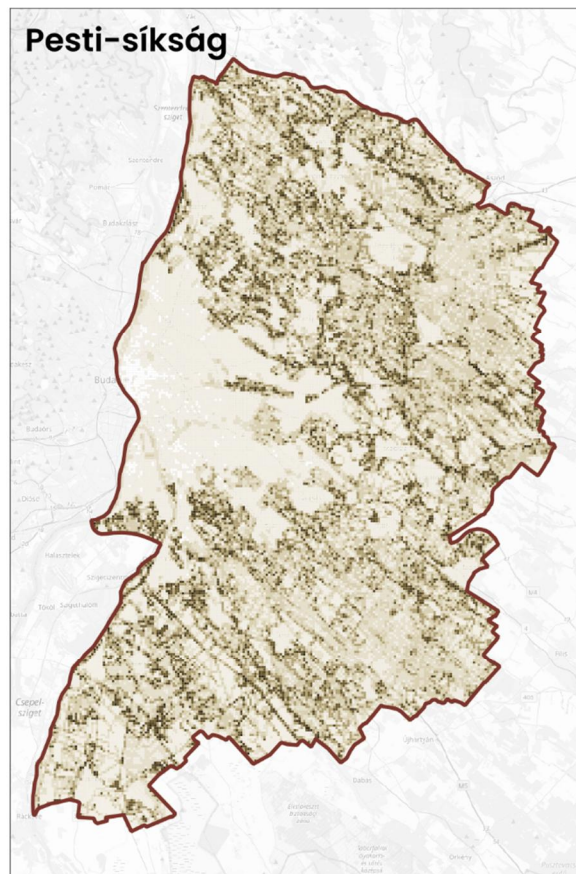


6/5. melléklet: Foltszám vizsgálata cellaszinten a mintaterületeken (diverzitás index)

Folttípuszám

1-10-es skálán normalizálva

Cellaméret: 200x200 m



Jelmagyarázat

 Vizsgált területek

Folttípuszám

0 - 0

 0 - 1,1

 1,1 - 2,2

 2,2 - 3,3

 3,3 - 4,4

 4,4 - 4,4

 4,4 - 5,6

 5,6 - 6,7

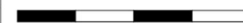
 6,7 - 8,9

 8,9 - 10



M = 1 : 650 000

0 5 10 15 20 km

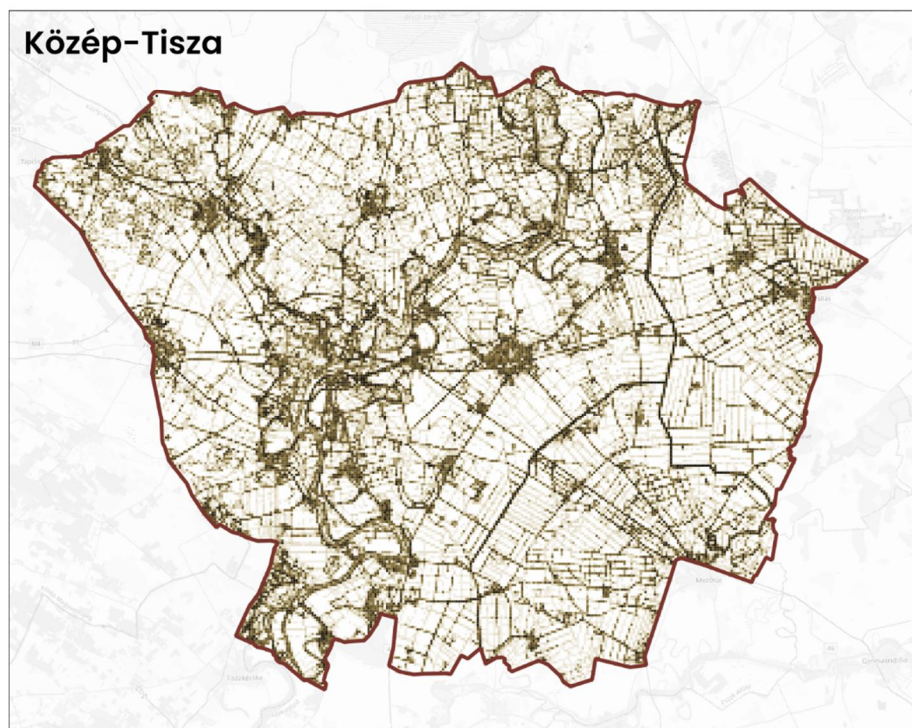
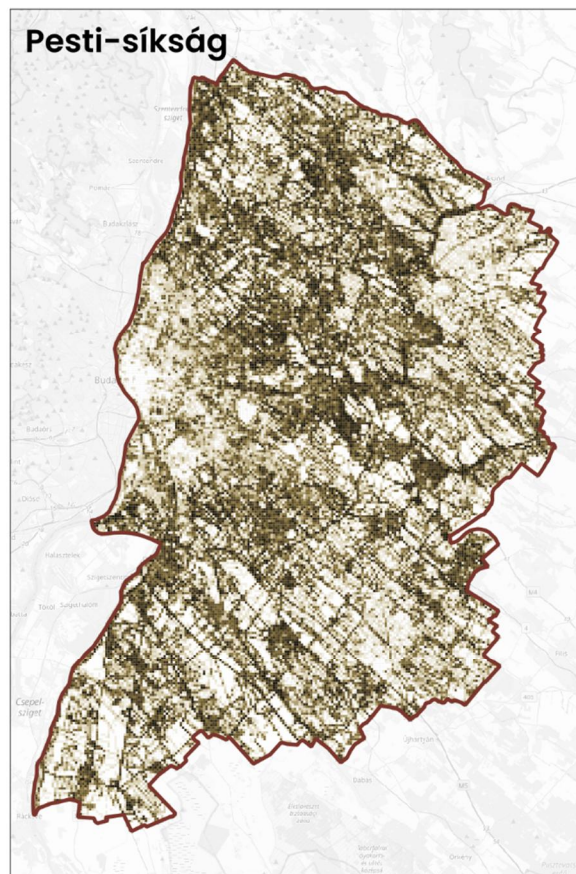


6/6. melléklet: Folttípuszám vizsgálata cellaszinten a mintaterületeken (diverzitás index)

Shannon-diverzitási index

1-10-es skálán normalizálva

Cellaméret: 200x200 m



Jelmagyarázat

□ Vizsgált területek

Shannon-diverzitási index
0 - 0,17

0,17 - 0,9

0,9 - 1,62

1,62 - 2,37

2,37 - 3,1

3,1 - 3,83

3,83 - 4,61

4,61 - 5,51

5,51 - 6,66

6,66 - 10



M = 1 : 650 000

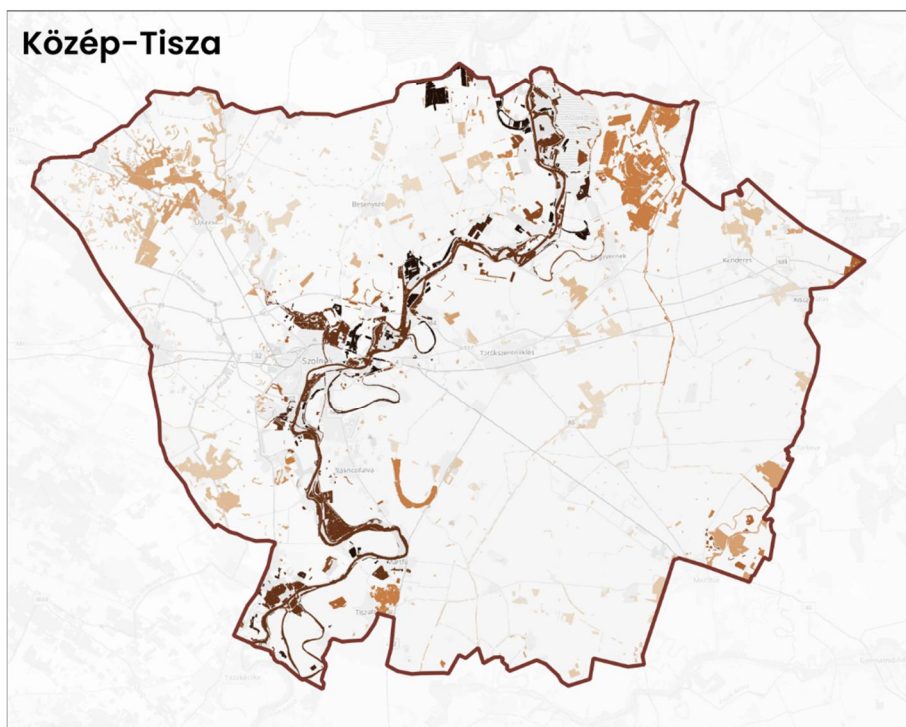
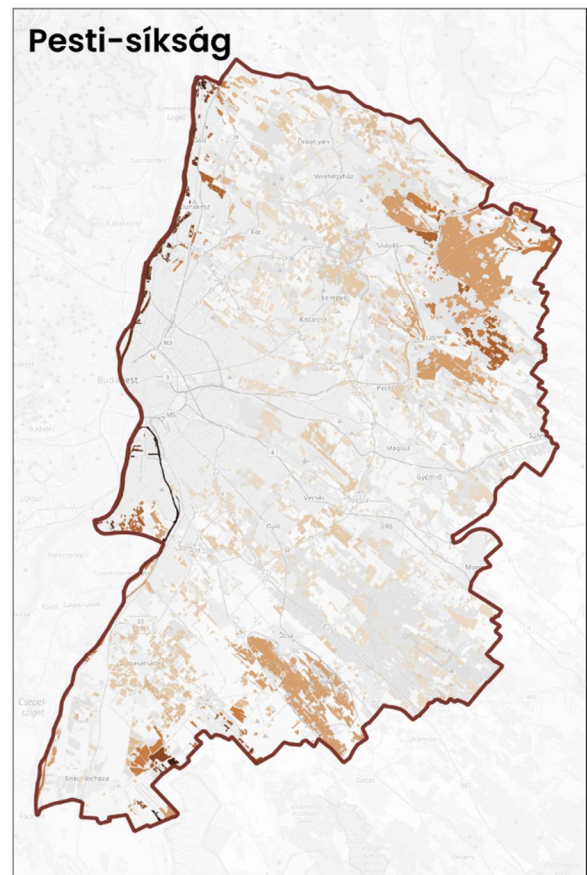
0 5 10 15 20 km



6/7. melléklet: SHDI értékek cellaszinten a mintaterületeken (diverzitás index)

Konnektivitás - Fluxus (F)

1 ha-nál nagyobb élőhelyfoltokra



Jelmagyarázat

□ Vizsgált területek

Konnektivitás - fluxus

- 0,02 - 0,42
- 0,42 - 0,87
- 0,87 - 1,52
- 1,52 - 2,33
- 2,33 - 3,28
- 3,28 - 4,4
- 4,4 - 5,7
- 5,7 - 7,06
- 7,06 - 8,53
- 8,53 - 10



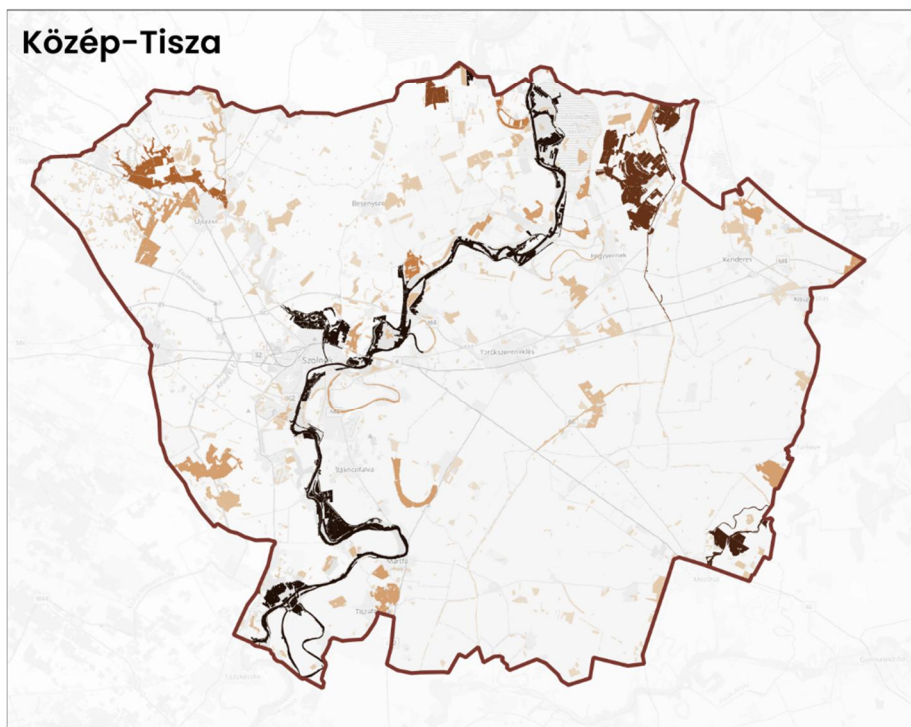
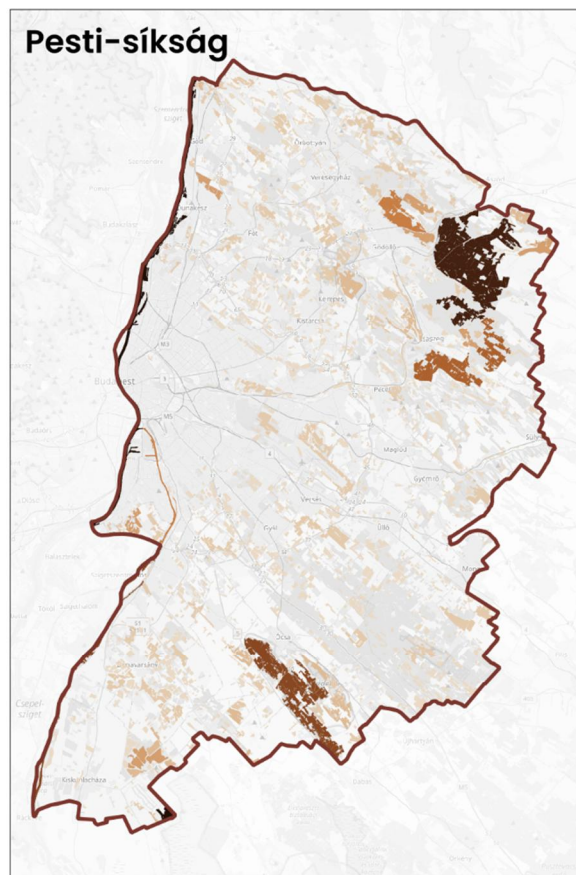
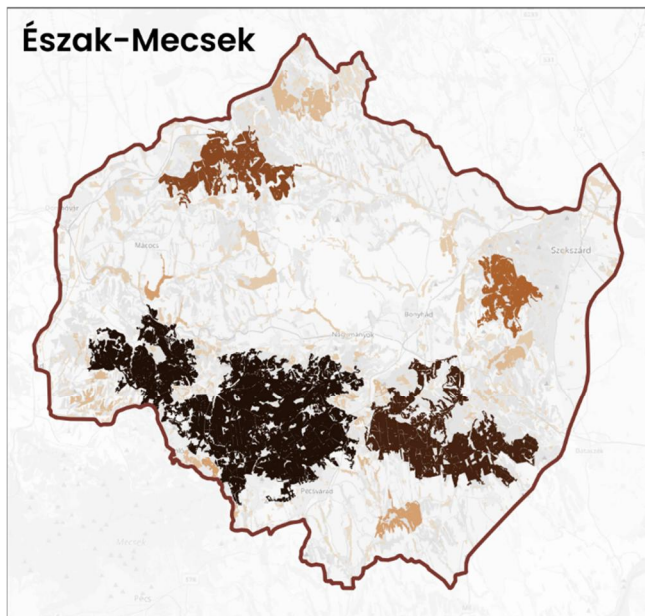
M = 1 : 650 000



6/8. melléklet: Fluxus vizsgálata folt szinten a mintaterületeken (konnectivitás index)

Konnektivitás - Kölcsönhatás fluxus (IF)

1 ha-nál nagyobb élőhelyfoltokra



Jelmagyarázat

□ Vizsgált területek

Konnektivitás -

Kölcsönhatás fluxus (IF)

- 0 - 0,004
- 0,004 - 0,016
- 0,016 - 0,04
- 0,04 - 0,084
- 0,084 - 0,147
- 0,147 - 0,237
- 0,237 - 0,785
- 0,785 - 1,165
- 1,165 - 2,895
- 2,895 - 10



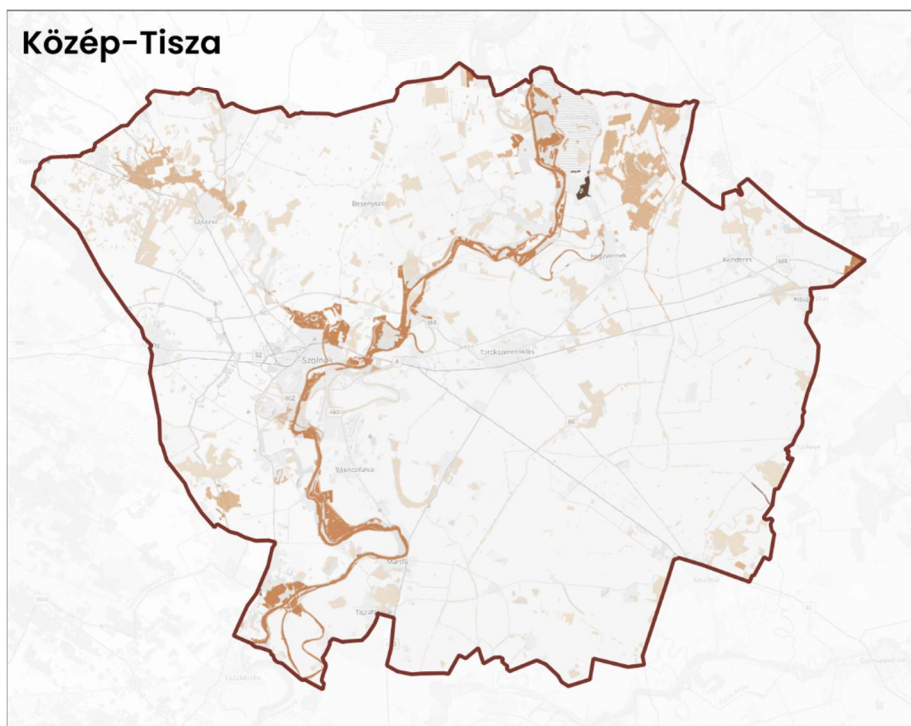
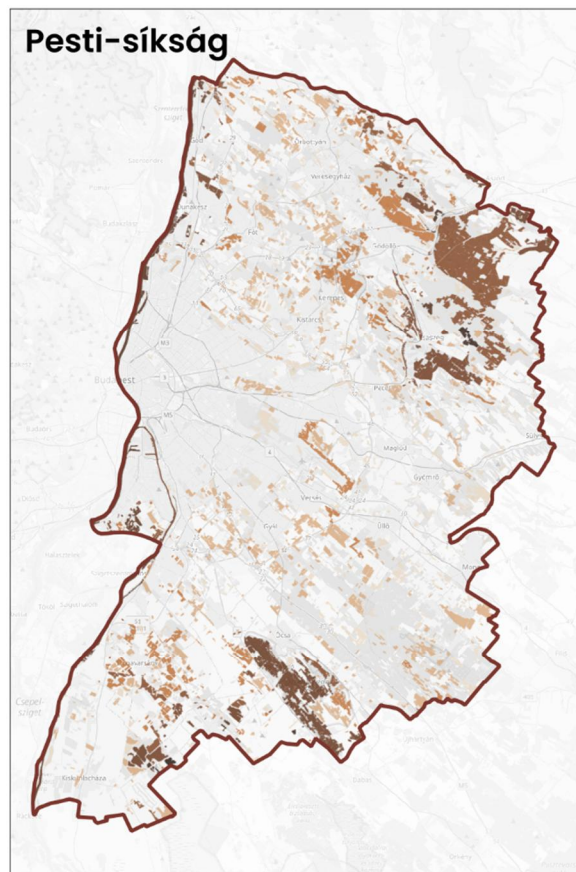
M = 1 : 650 000

0 5 10 15 20 km

6/9. melléklet: Kölcsönhatás fluxus vizsgálata folt szinten a mintaterületeken (konnectivitás index)

Konnektivitás - Központiság (BC)

1 ha-nál nagyobb élőhelyfoltokra



Jelmagyarázat

□ Vizsgált területek

Konnektivitás -

Központiság (BC)

0 - 0,038

0,038 - 0,139

0,139 - 0,307

0,307 - 0,544

0,544 - 0,919

0,919 - 1,477

1,477 - 2,412

2,412 - 3,588

3,588 - 4,909

4,909 - 5,79

5,79 - 7,606

7,606 - 10



M = 1 : 650 000

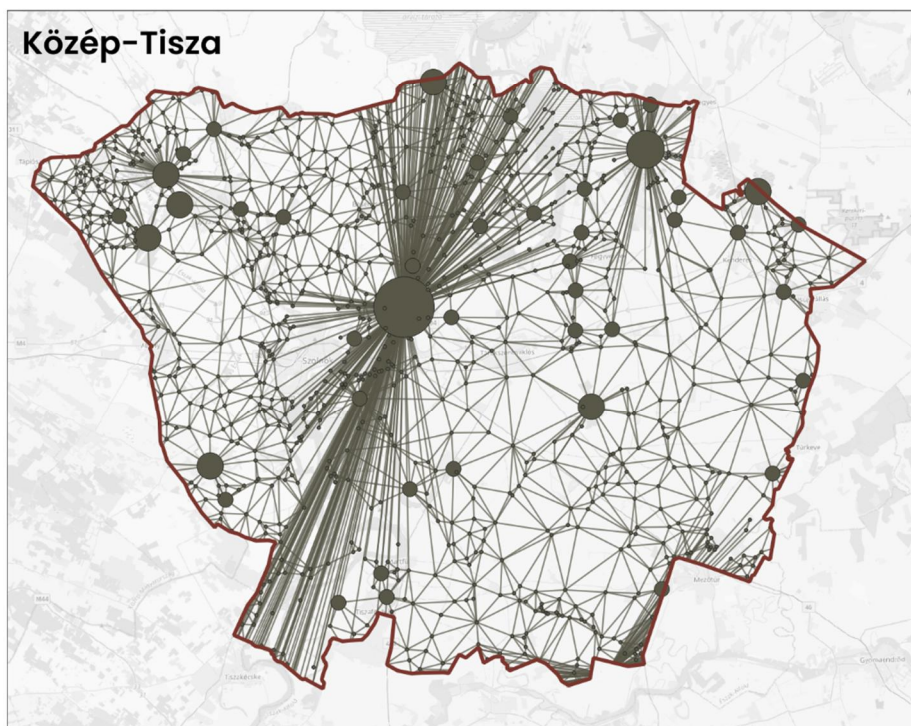
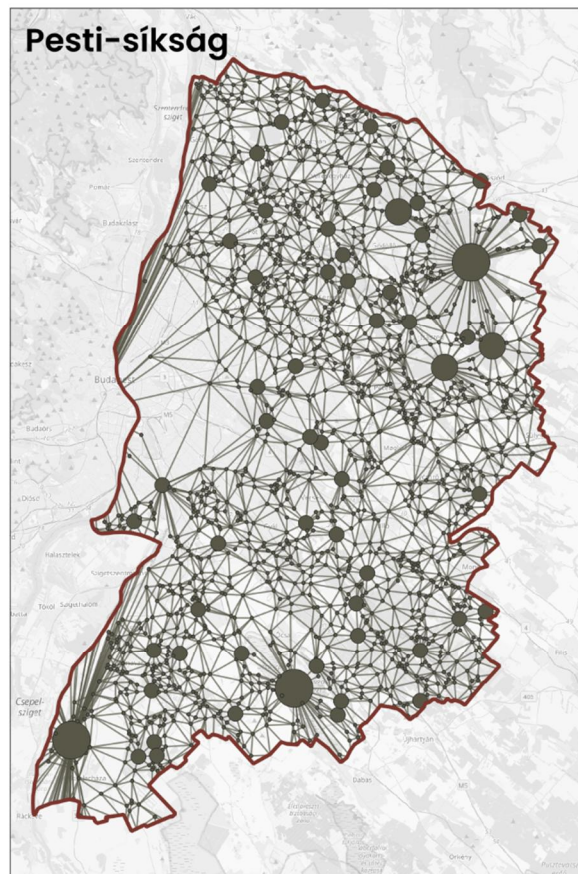
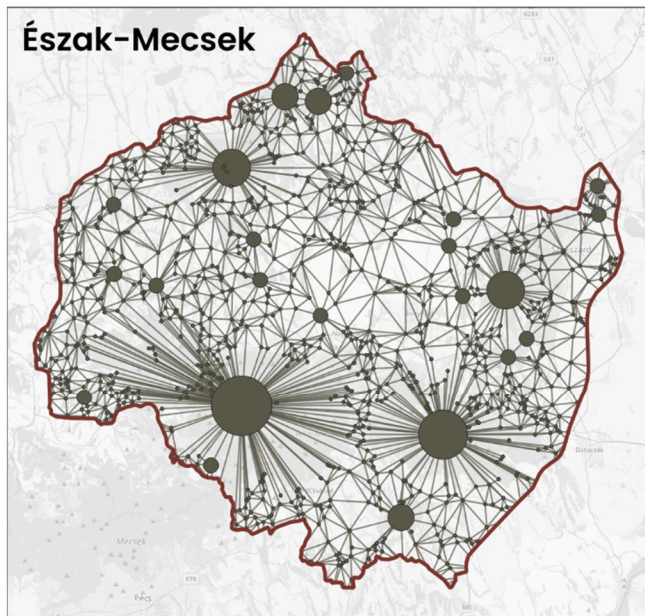
0 5 10 15 20 km



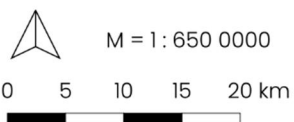
6/10. melléklet: Központiság elemzése folt szinten a mintaterületeken (konnektivitás index)

Élőhely-gráfok

1 ha-nál nagyobb élőhelyfoltok és kapcsolataik hálózata, az élőhely kiterjedése alapján méretezve

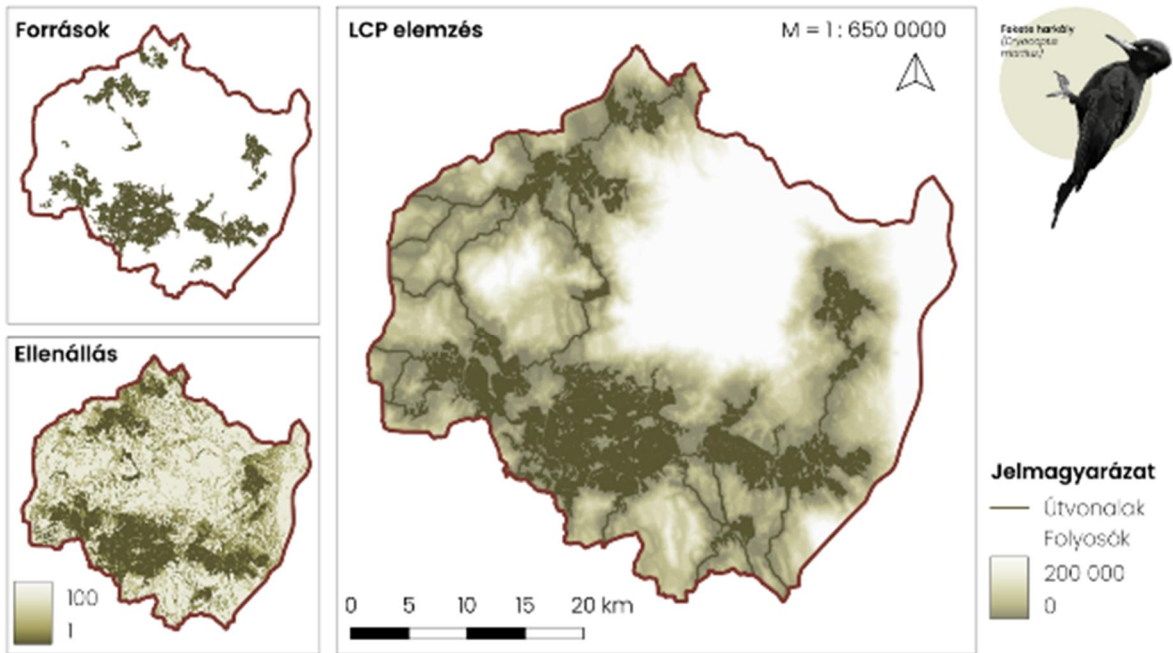


- Jelmagyarázat**
- Vizsgált területek
 - Gráf élei
- Nóduszok kapacitása
- 11200 - 795200
 - 795200 - 3769200
 - 3769200 - 11401600
 - 11401600 - 32746800
 - 32746800 - 77414400
 - 77414400 - 145640000

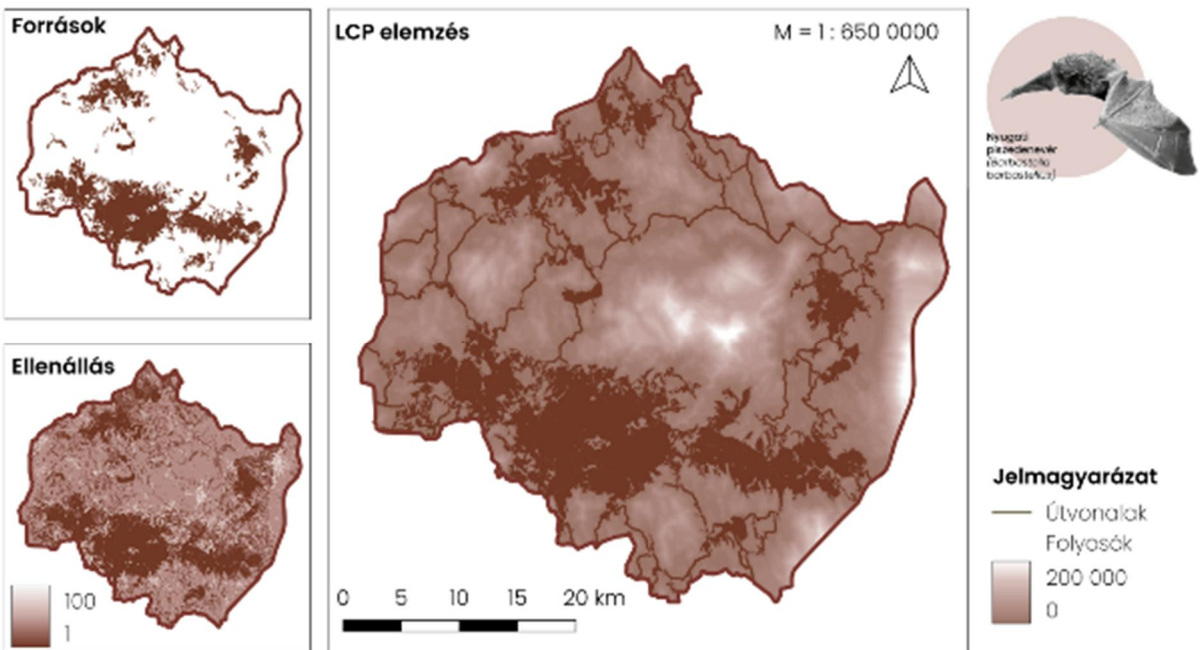


6/11. melléklet: Élőhelyek-gráfok konnektivitási indexek számításához a mintaterületeken)

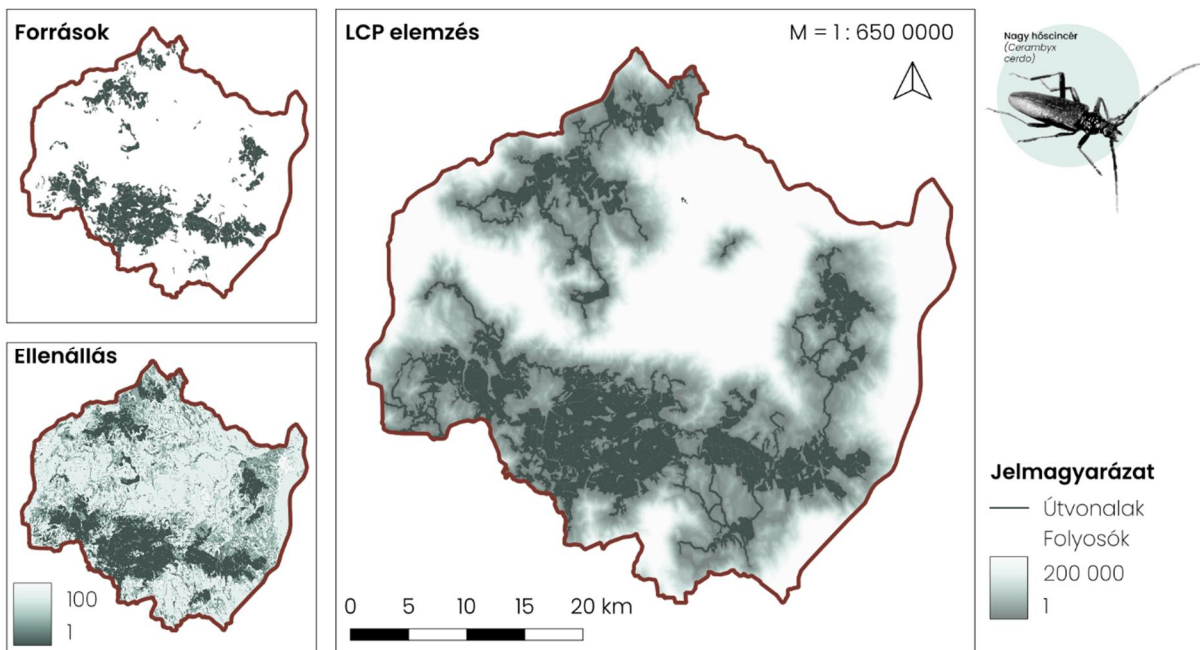
7. melléklet: A hálózat-elemzés eredménytérképei célfajonként



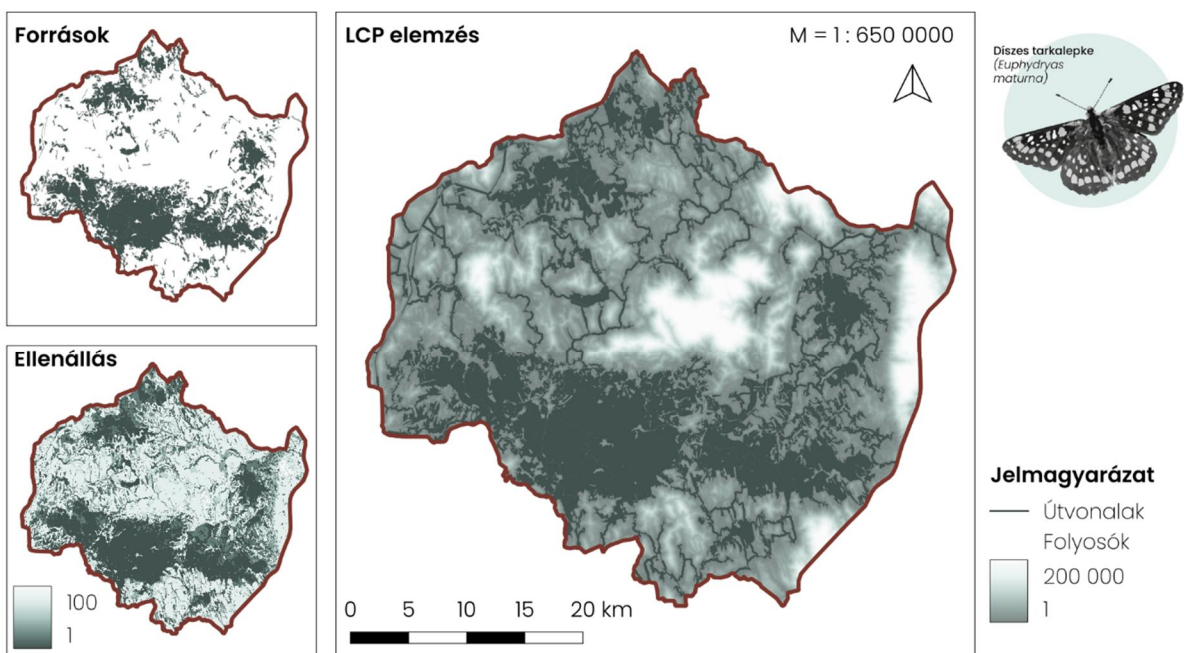
7/1. melléklet: Fekete harkály hálózati modellje, Észak-Mecsek mintaterület



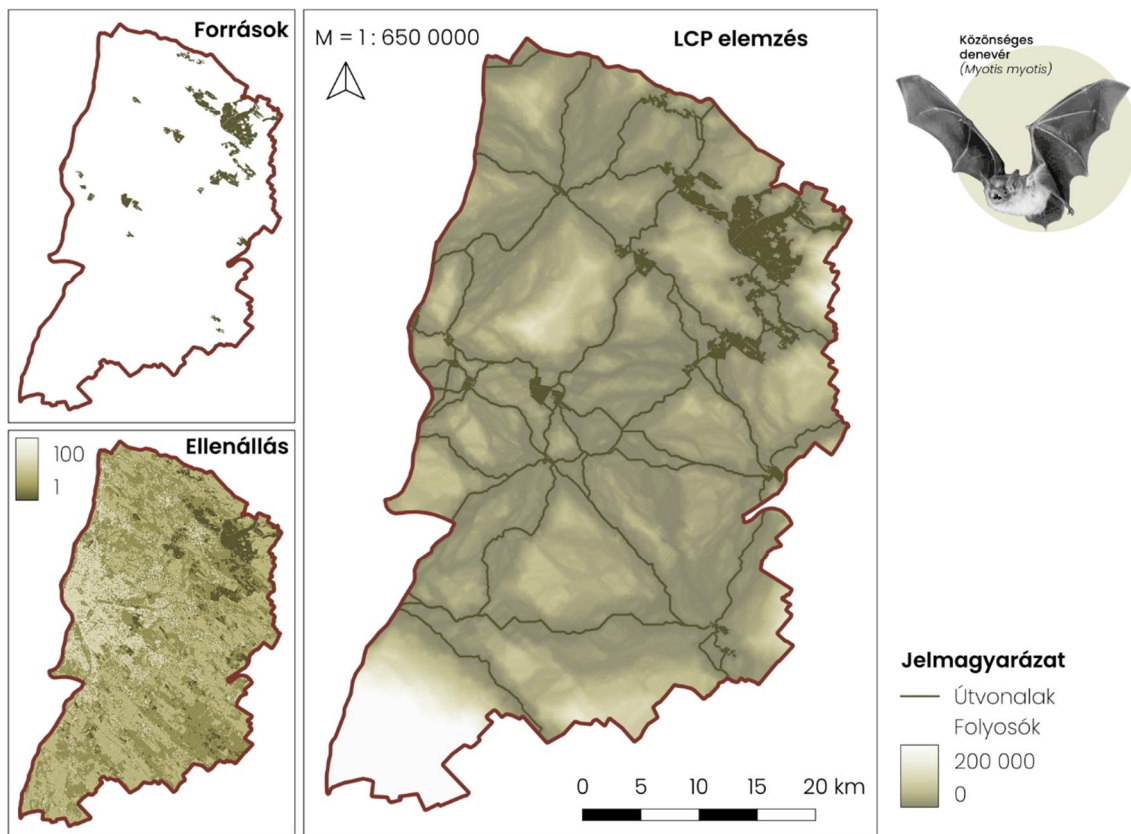
7/2. melléklet: Nyugati piszcedenevér hálózati modellje, Észak-Mecsek mintaterület



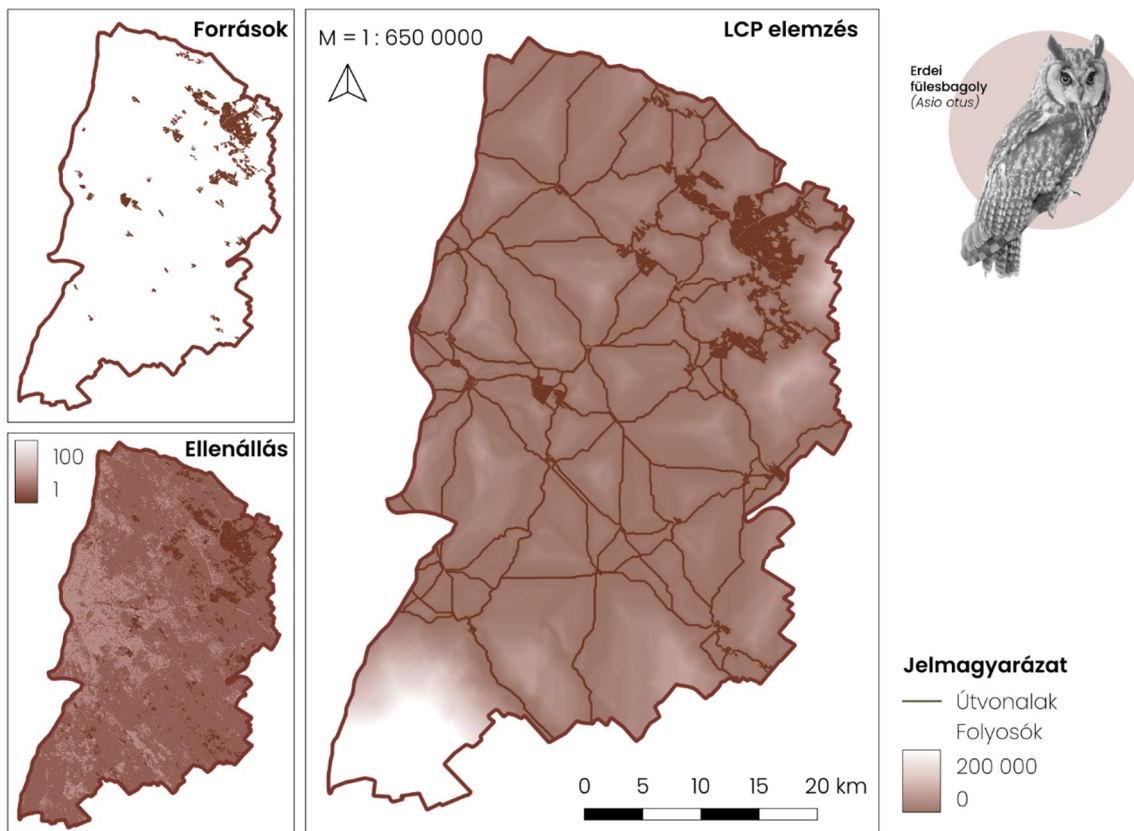
7/3. melléklet: Díszes tarkalepke hálózati modellje, Észak-Mecsek mintaterület



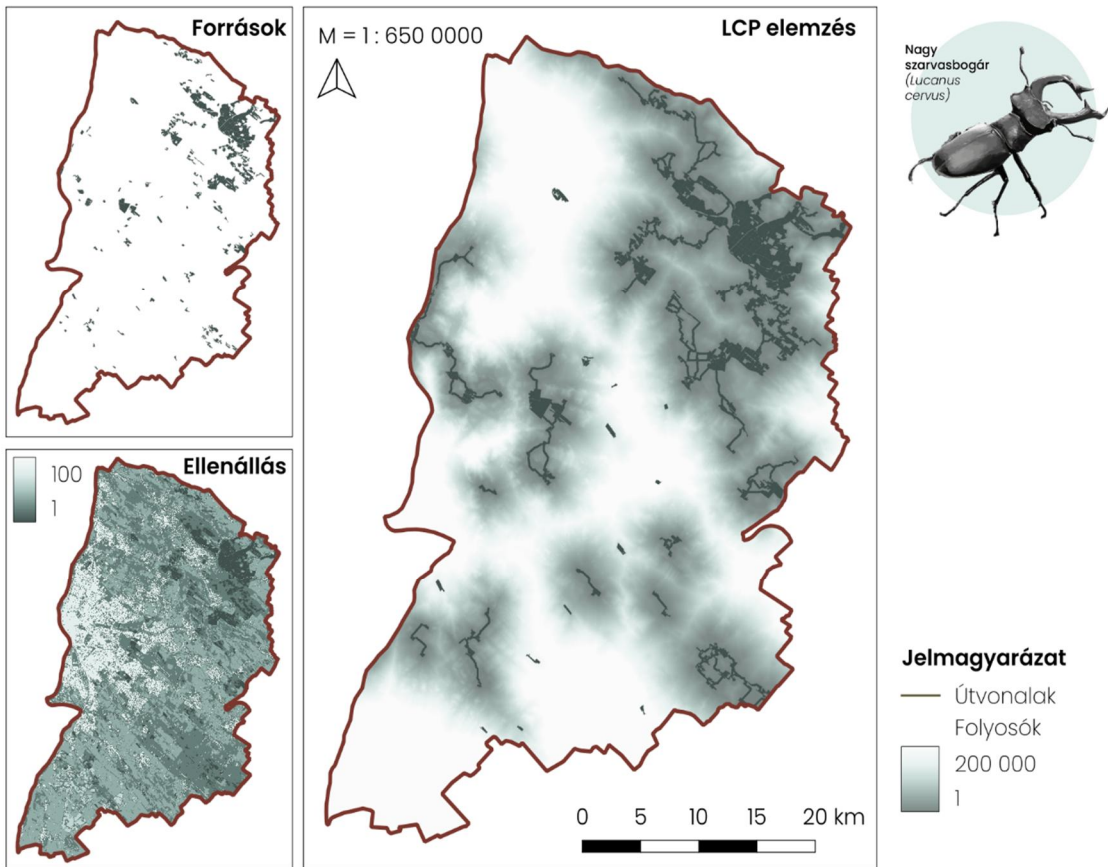
7/4. melléklet: Díszes tarkalepke hálózati modellje, Észak-Mecsek mintaterület



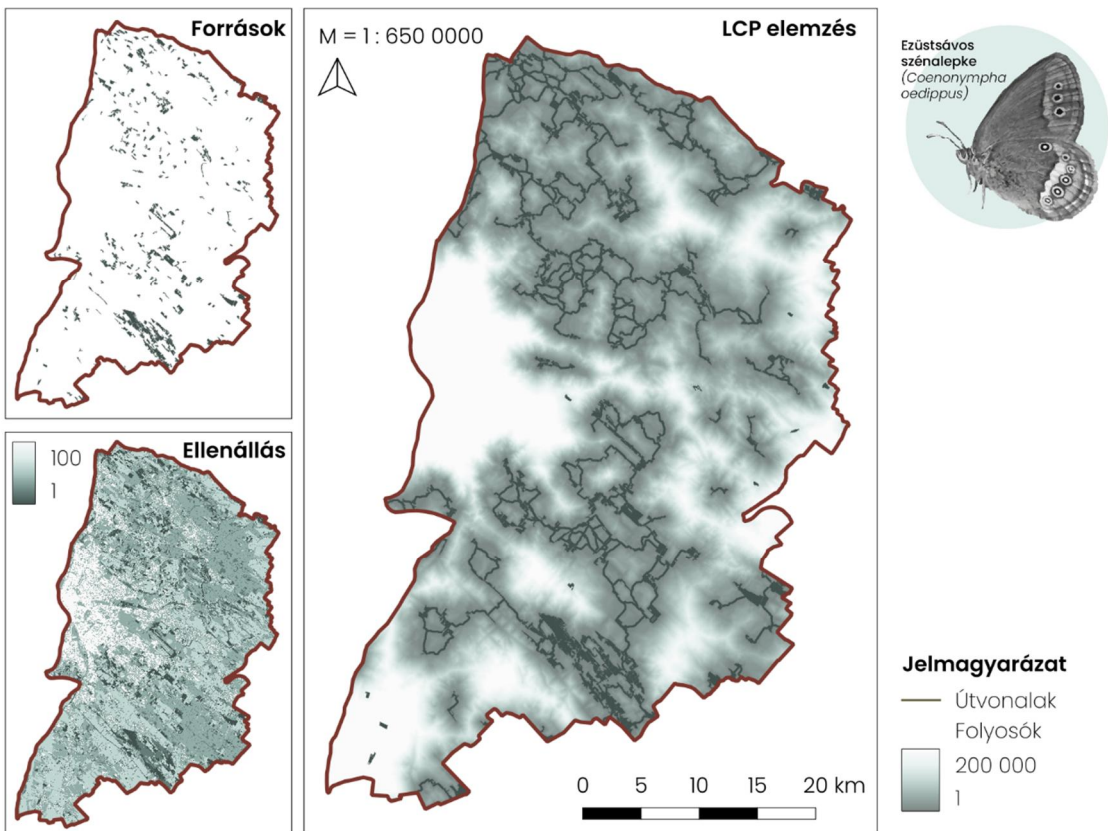
7/5. melléklet: Közönséges denevér hálózati modellje, Pesti síkság mintaterület



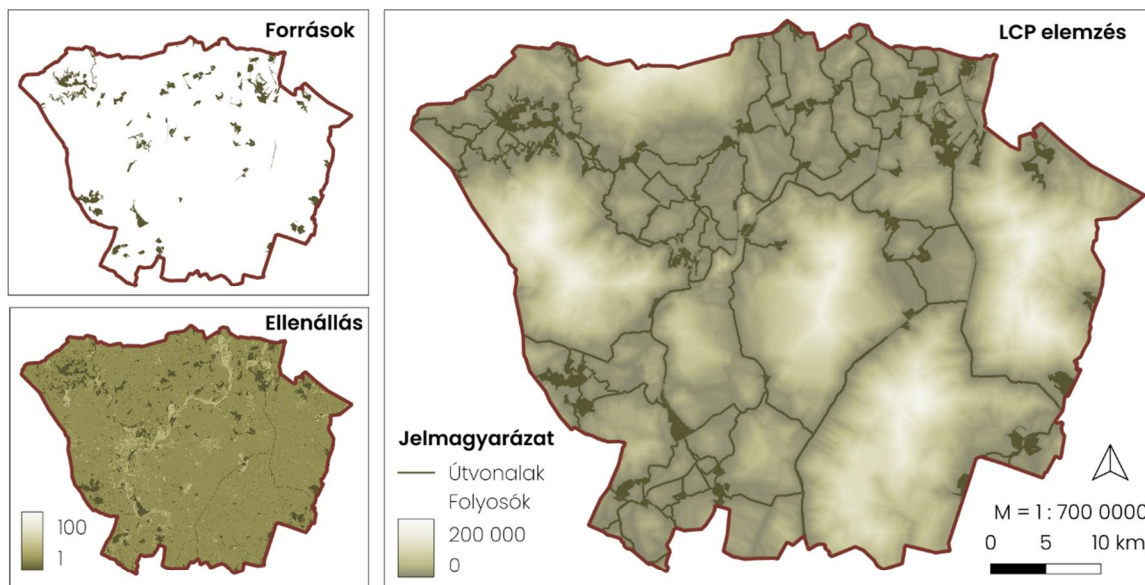
7/6. melléklet: Erdi fülesbagoly hálózati modellje, Pesti síkság mintaterület



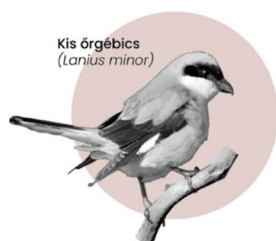
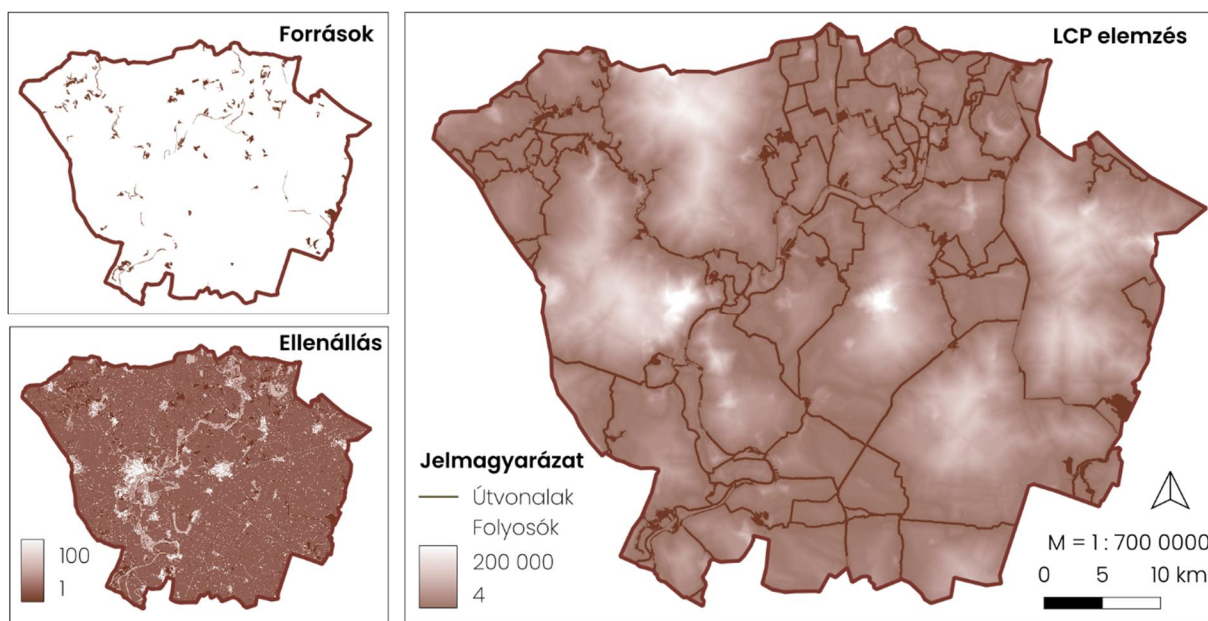
7/7. melléklet: Nagy szarvasbogár hálózati modellje, Pesti síkság mintaterület



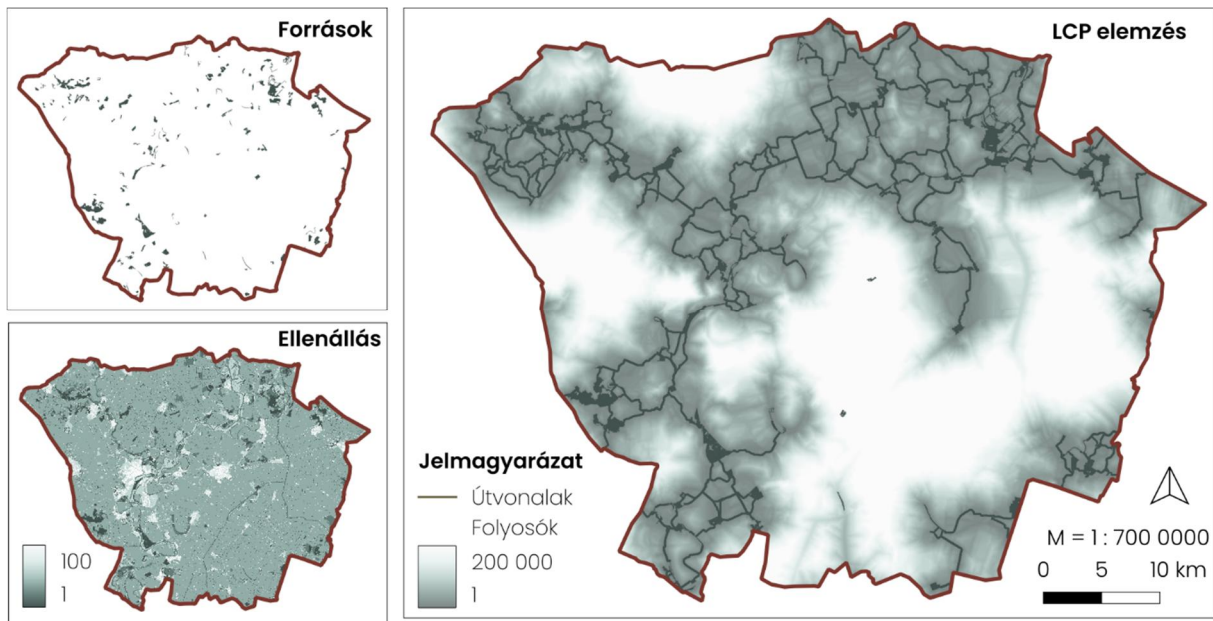
7/8. melléklet: Ezüstsávós szénalepke hálózati modellje, Pesti síkság mintaterület



7/9. melléklet: Fehér gólya hálózati modellje, Közép-Tisza mintaterület



7/10. melléklet: Kis örgébics hálózati modellje, Közép-Tisza mintaterület

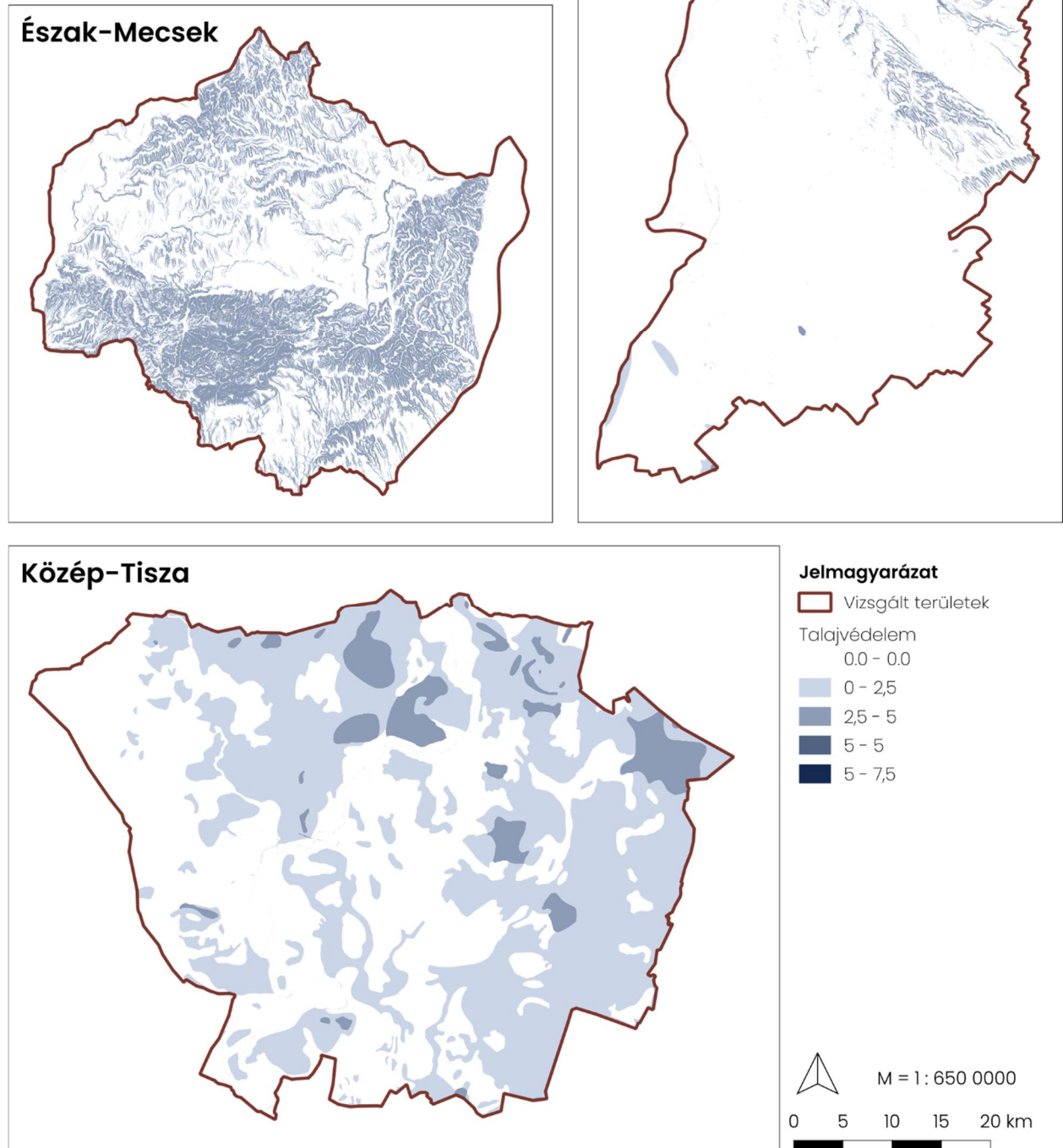


7/11. melléklet: Nagy tűzlepke hálózati modellje, Közép-Tisza mintaterület

8. melléklet: Védelmi zónák részeredményei

Védelmi zónák – talaj

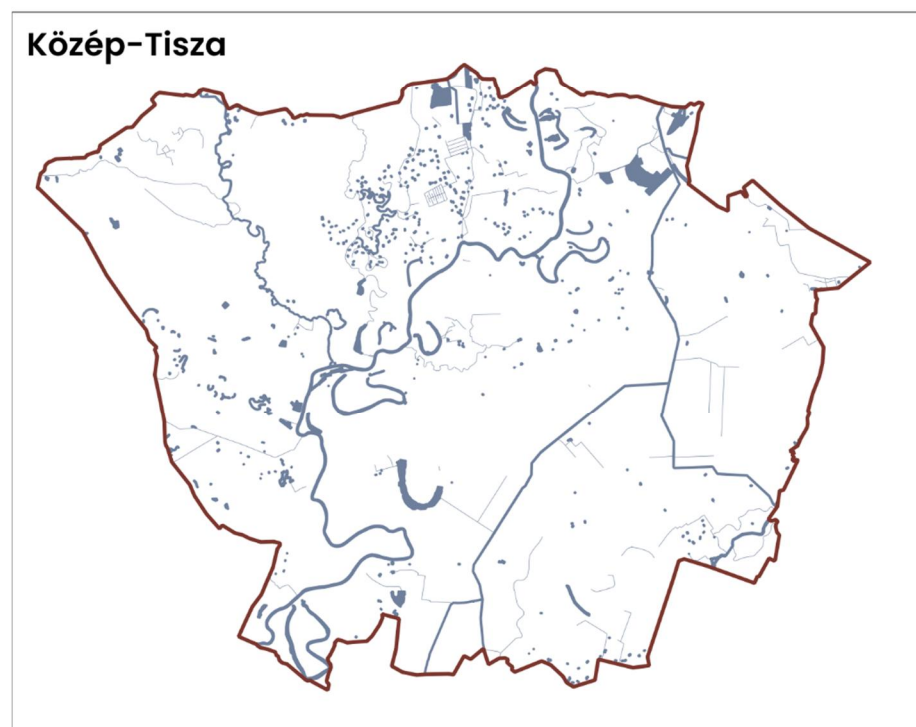
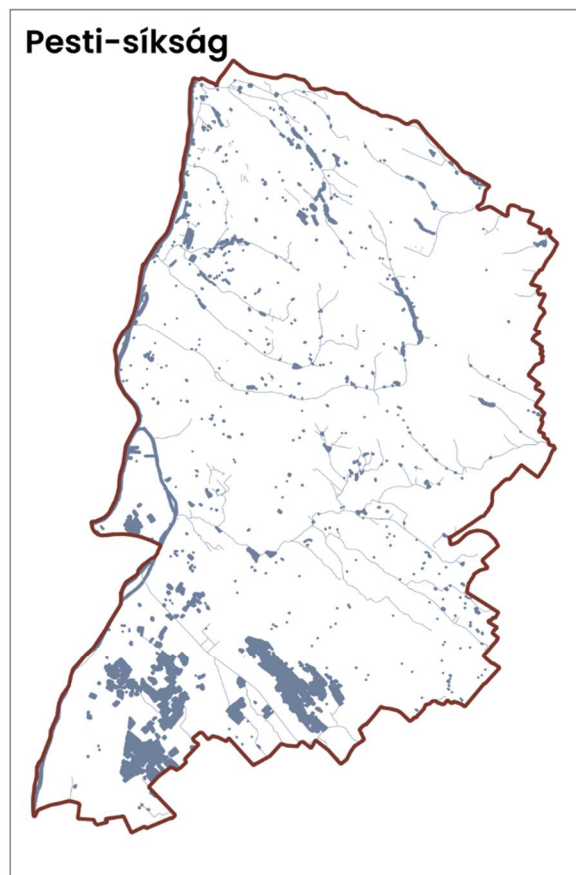
Belvíz és erózióveszélyeztetett területek





6/1. melléklet: Talajvédelmi területek

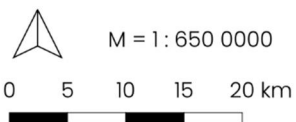
Védelmi zónák - felszíni vizek

Kisvízfolyások (20 m), folyók és állóvizek környezete (100 m)



Jelmagyarázat

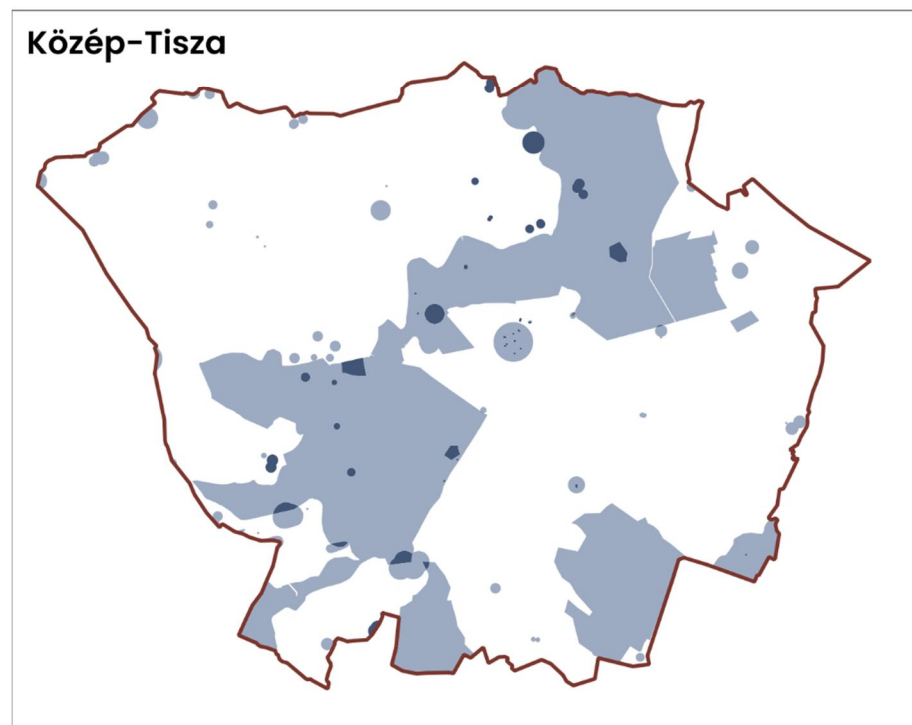
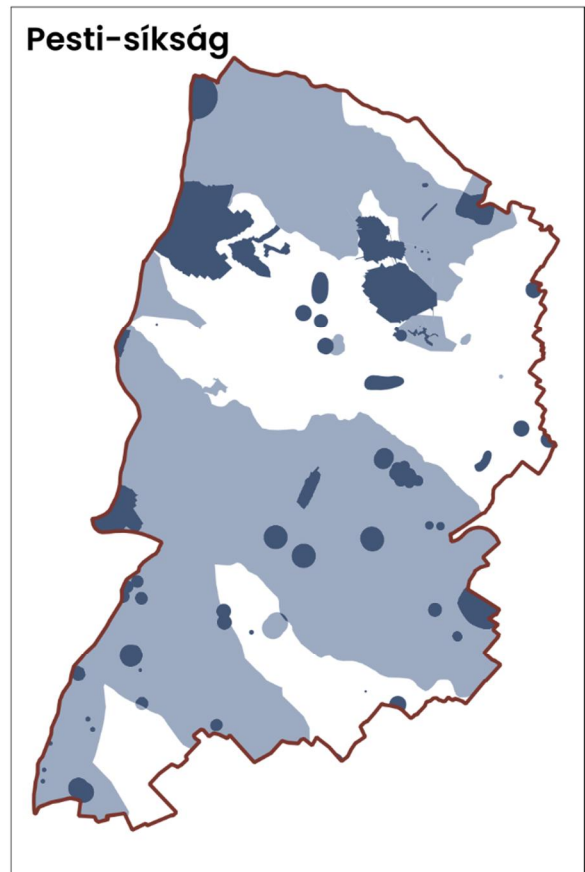
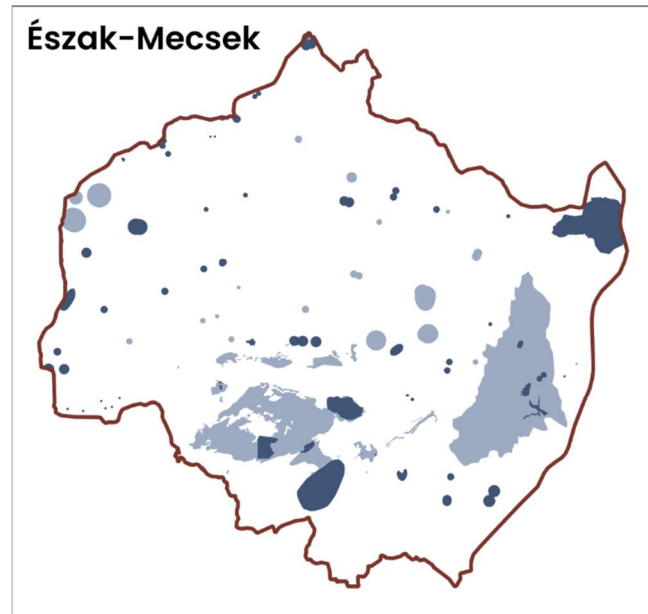
-  Vizsgált területek
-  Felszíni vizek környezete



6/2. melléklet: Felszíni vizek védőterületei

Védelmi zónák - vízminőség

Ivóvízkivételek védőterületei és vízminőségvédelmi terület övezete



Jelmagyarázat

— Vizsgált területek

Vízminőség védelmi területek

nincs védelem

■ egy védelmi zóna

■ két védelmi zóna



M = 1 : 650 000

0 5 10 15 20 km

6/3. melléklet: Vízminőségvédelmi területek

Köszönetnyilvánítás

2018 őszén, amikor eldöntöttem, hogy ökológiai hálózattal foglalkozom a diplomamunkám készítésekor, még nem tudtam, hogy ez egy nagyon hosszú út kezdete lesz. Akkor, elsőéves mesterhallgatóként Máté Klaudia irodájában ültem, és felvázoltam neki, hogy madarak élőhelyi rendszerének fejlesztésével szeretnék foglalkozni táji szinten a dolgozatomban. Akkor irányította Klaudia az érdeklődésemet az ökológiai hálózat felé, arra a kérdésemre pedig, hogy kihez fordulhatnék ezzel a témával, azt válaszolta, hogy ez egyértelműen Szilvácsku Zsolt szakterülete, aki az első beszélgetés után el is vállalta a téma konzultációját. Az elkészült diplomamunka sikeres fogadtatása után pedig Zsolt javasolta, hogy a doktori iskolában folytassam a kutatást, és ehhez lelkesen vállalta a témavezetést is.

Köszönettel tartozom elsősorban tehát Klaunak hogy elindított, és Zsoltnak, végigkísért ezen a hosszú úton. Témavezetőm véleményét bármilyen elvont filozófiai kérdésben kikérhettem, megvitathattuk az elméleti értelmezések közti különbségeket, jogi és megvalósítási dilemmákat tárgyalhattunk meg, rengeteg beszélgetésen vagyunk túl. Ugyanakkor a modellépítés nehézkes perceiben is számíthattam rá, amikor az volt a konkrét kérdés, hogy egy index milyen súlyozással kerüljön bele a számításba, vagy mekkora legyen egy adott faj ellenállásértéke egy kategóriánál.

Köszönet illeti továbbá a kollégáimat, a Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék munkatársait. Dancsokné Fóris Edina mindig motivált és meghallgatta a kutatással kapcsolatos dilemmáimat. Filepné Kovács Krisztina segített logikus rendszerbe helyezni azt a káoszt, amelyet néha a fejemben éreztem. Sallay Ágnes a doktori iskola feltételrendszerének tengerében segített nekem eligazodni, míg Kollányi Lászlóhoz és Jombach Sándorhoz a térinformatikai és az adatbázisokkal kapcsolatos kérdésekben bármikor fordulhattam. És persze köszönet illeti Várszegi Ritát is, aki minden papírmunkát játszi könnyedséggel intézett, lehetetlent nem ismerve. Köszönöm tehát minden kollégámnak, nemcsak a tanszékünkéről, hanem az egész intézettől, akik végig feltétel nélkül támogattak ezen az úton.

Családom szilárd háttérrel biztosított nekem a hallgatói éveim alatt. Szüleimnek és nagyszüleimnek köszönhetem, hogy megtanítottak engem a természet tiszteletére és szeretetére, közös kirándulásokkal, valamint rengeteg könyvvel rakták le az utamhoz szükséges alapköveket. A madarászás a Ladományi halastavaknál vagy a gombászások a Mecsekben mind hozzájárultak ahhoz, hogy később ökológiával és természetvédelemmel foglalkozzak. Édesanyám lelkesen olvasta cikkeimet, hallgatta előadásaimat és soha egyetlen percig nem kételkedett abban, hogy végig tudom és fogom is csinálni. Szeretném megköszönni továbbá férjemnek, aki, általában a késői órák ellenére is, csendesen hallgatta lelkes, világmegváltó hangulatban előadott elméleteimet. Biztos vagyok benne, hogy rengeteg türelem és megértés kellett hozzám ezekben az időkben, de ő sohasem érezte ezt velem. Továbbá szeretném megköszönni barátaimnak, akik a nehéz időkben sok-sok nevetéssel, vagy csak egy hosszú beszélgetéssel segítettek nekem átvészelni a kételkedő időszakokat.

Végezetül szeretném megköszönni a Duna-Dráva Nemzeti Park munkatársainak azt a környezeti nevelési munkát, amelyet ma is végeznek, és amelynek programjain gyerekként én is részt vehettem. Ennek köszönhetem, hogy először az ökológiai hálózattal tizenegyévesen találkoztam, amikor még általános iskolásként vettem részt götémentesen Szekszárd mellett, ahol megismerhettem, mit is jelent az utak élőhely-elválasztó hatása a gyakorlatban. Az a nap legalább annyira meghatározó élmény volt számomra, mint az a sok erdei kirándulás és madármegfigyelés, amelyre nagypapám és édesapám vitt el gyermekkoromban.



Gőtemetés (fotó: Kutnyánszky Győző, 2007)

Adatok felhasználásának engedélyei



ÉPÍTÉSI ÉS KÖZLEKEDÉSI MINISZTERIUM

TERÜLETI TERVEZÉSÉRT ÉS ÉPÍTÉSÜGYI IGAZGATÁSÉRT FELELŐS HELYETTES ÁLLAMTITKÁR

Kutnyánszky Virág
doktorandusz hallgató
részére

Iktatószám: EPAT/4869-1/2024/TTFO

Ügyintéző: Molnár József László

Telefonszám: +36 (1) 795-6445

E-mail:

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Tájépítészeti, Településtervezési és
Díszkertészeti Intézet
Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék

laszlo.jozsef.molnar@ekm.gov.hu

Budapest

Villányi út 29-43.

1116

Tárgy: kutatási célú adatszolgáltatás

Tisztelt Doktorandusz Hallgató!

Megkeresése és a megjelölt adatszolgáltatáshoz szükséges megküldött aláírt adatfelhasználási nyilatkozat alapján tájékoztatom, hogy a rendelkezésre álló, a hatályát veszített, az *Országos Területrendezési Tervről* szóló 2003. évi XXVI. törvény országos ökológiai hálózat övezete; valamint a hatályos, a *Magyarország és egyes kiemelt térségeinek területrendezési tervéről* szóló 2018. évi CXXXIX. törvény ökológiai hálózat magterületének övezete, ökológiai hálózat ökológiai folyosójának övezete, ökológiai hálózat puffterületének övezete tervi rétegeinek EOV vetületű, SHP formátumú vektoros adatállományai ZIP-be tömörítve (38 MB) az alábbi letöltési linken válnak elérhetővé:

<https://drive.google.com/drive/folders/1WzAJLBxxLvUjswDzuQWH1yeOhzQsNxm4>

A letöltési lehetőség egy hétig kerül fenntartásra, a megnyitáshoz szükséges jelszót munkatársaim a kut.virag@gmail.com címre küldik meg.

Budapest, 2024. június „26.”

Tisztelettel:

Gombos Márk



Készült: 2 példányban/1 oldal
Kapják: 1. sz. pl.: Címzett
2. sz. pl.: Irattár
Melléklet: -



ORSZÁGOS VÍZÜGYI
FŐIGAZGATÓSÁG

FŐIGAZGATÓ

Dátum:
2026. 03. 27.

Tárgy: Tájékoztatás adatok felhasználásával kapcsolatosan

Ügyiratszám:
32881-0109/2026

Kutnyánszky Virág asszony

Előadó:
Kovács Emese

Budapest
Villányi út 29-43.
1118

Melléklet: -

Tisztelt Kutnyánszky Virág Asszony!

Hivatkozással 2026. március 25-én kelt Pálfai-féle belvízveszélyeztetettségi térkép doktori disszertációban történő felhasználáshoz szükséges engedélykérésre vonatkozóan az alábbi tájékoztatást adjuk:

Az Önnél rendelkezésre álló Pálfai-féle belvízveszélyeztetettségi térkép kizárólag a forrás megjelölése mellett használható fel az „Ökológiai hálózatok táji szintű alkalmazásának módszertani megalapozása” című doktori disszertációhoz.

Tisztelettel:

Láng István

Természetvédelmi térinformatikai adatkörök igénylése

(azonosító: TMF/223/2025)

Az alábbi űrlap az Agrárminisztérium Természetvédelemért felelős Helyettes Államtitkárságán (a továbbiakban: **Átadó**) rendelkezésre álló, természetvédelmi vonatkozású, ingyenesen hozzáférhető térinformatikai adatkörök (a továbbiakban: **Adatok**) igénylésére szolgál.

Az igénylés menete:

1. Az igénylést kezdeményező magánszemély vagy szervezet képviselője (a továbbiakban: **Adatigénylő**) a szükséges adatait az űrlapon megadja, és nyilatkozik az igényelt **Adatokról** és azok felhasználási céljáról.
2. A felhasználási feltételek és az [Adatkezelési Tájékoztatóban](#) foglaltak elfogadása, továbbá a személyes adatok kezeléséhez való hozzájárulás után megjelenő "Beküldés" gombra kattintva a kérelem elindítása megtörténik.
3. A kérelem beérkezéséről az **Adatigénylő** az általa megadott e-mail címre visszajelzést kap.
4. A kérelem elbírálását követően (szintén az **Adatigénylő** címére) megküldjük az **Adatok** letöltésére szolgáló linket, és a szükséges jelszót.
5. A kapott link segítségével az **Adatok** a megosztástól számított 15 napig tölthetők le, *ESRI shp* formátumban.

Név :* Kutnyánszky Virág

Email cím :* kut.virag@gmail.com

Szervezet/intézmény/cég megnevezése: Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, 1118 Budapest, Villányi út 29-43.

Igényelt adatkör(ök): *Országos jelentőségű, egyedi jogszabállyal védett természeti területek, Ex lege védett lápok védett természeti területen kívül (munkaállomány), Ex lege védett szikes tavak védett természeti területen kívül (munkaállomány), Ex lege védett víznyelők védett természeti területen kívül (munkaállomány), Ex lege védett források védett természeti területen kívül (munkaállomány), Ex lege védett földvárak (munkaállomány), Ex lege védett kunhalmok (munkaállomány), Országos Ökológiai Hálózat (aktuális munkaállomány), Ramsari területek, Európa Diplomás területek, Nemzeti park igazgatóságok működési területe (munkaállomány)

Felhasználási cél és terület: Doktori kutatás - védett területek kiterjedésének összevetése az OÖH övezetével.

Megjegyzés: Disszertációm vizsgálati részéhez lenne szükségem a fent jelzett shp fájlokra. Nagyon köszönöm!

Nyilatkozat:

Megismertem és elfogadom az [Adatkezelési Tájékoztatóban](#) foglaltakat, továbbá az alábbi **felhasználási feltételeket**, és hozzájárulok a személyes adataim kezeléséhez.

FELHASZNÁLÁSI FELTÉTELEK

- Az **Adatok** az átadástól számított egy éven belül használhatók fel. Amennyiben a felhasználásra továbbra is szükség van, akkor ennek leteltét követően azokat újra igényelni kell.
- **Adatigénylő** az **Adatokat** kizárólag a megjelölt célra, és a fenti időtartam alatt jogosult felhasználni, és köteles az állomány(ok) forrásaként **Átadót** feltüntetni. Minden egyéb felhasználás esetén **Adatigénylő** köteles **Átadó** hozzájárulását kérni.
- Az **Adatokat** csak **Adatigénylő** használhatja fel, harmadik személynek át nem adhatja, engedélyt további felhasználására nem adhat, továbbá azt harmadik személynek nem továbbíthatja, ideértve az elektronikus úton való továbbítást is. **Adatigénylő** az **Adatokat** nem torzíthatja, és nem változtathatja meg.
- Az **Adatokkal** kapcsolatos vagyoni jogok az **Átadót** illetik.
- **Átadó** szavatosságot vállal az átadott **Adatok** jogtisztaságáért. Szavatolja, hogy az általa készített művön nem áll fenn harmadik személy(ek)nek olyan kizárólagos szerzői, vagyoni joga, amely **Adatigénylő** jelen szerződés szerinti megszerzését és felhasználását korlátozná vagy akadályozná. Amennyiben ennek ellenére harmadik személy ilyen jogcímen igényt támasztana, úgy ennek valamennyi következményét viseli.

- Az adatszolgáltatás **Adatigénylőnek** nem ad kizárólagos felhasználási jogot.
- Az **Adatok** - kiemelten a "munkaállomány" megjelölésűek - tájékoztató jellegűek, azokra jogot, kötelezettséget alapítani nem lehet.

Igénylés időpontja: 2025-04-14

Hallgatók, doktoranduszok nyilatkozata mesterséges intelligencia (MI) alkalmazásáról

1. Általános adatok

| | |
|--|--|
| Hallgató neve: | Kutnyánszky Virág |
| Neptun-kódja: | JERMEF |
| Képzési szint (a megfelelőt jelölje X-szel): | <input type="checkbox"/> BSc/BA <input type="checkbox"/> MSc/MA <input checked="" type="checkbox"/> Doktori (PhD) <input type="checkbox"/> Egyéb: |
| Tantárgy neve/kódja*: | - |
| A munka címe: | Ökológiai hálózatok táji szintű alkalmazásának módszertani megalapozása |

* doktori értekezés esetén nem kitöltendő

2. Nyilatkozat az MI használatáról

Alulírott, etikai felelősségem teljes tudatában az alábbi nyilatkozatot teszem:

(Kérjük, válasszon egyet az alábbi lehetőségek közül!)

A) Nem alkalmaztam mesterséges intelligencia rendszert vagy szolgáltatást.

(Amennyiben ezt jelölte, a további táblázatok kitöltése nem szükséges.)

B) Alkalmaztam mesterséges intelligencia rendszert vagy szolgáltatást.

(Kérjük, töltsse ki a vonatkozó táblázatokat!)

3. A mesterséges intelligencia használatának részletezése

I. TÁBLÁZAT: Asszisztensi vagy kisebb mértékű felhasználás (pl. fordítás, nyelvi korrektúra, ötletelés stb.)

(Ezen felhasználások esetében a konkrét promptok és válaszok csatolása nem szükséges.)

| A felhasználás célja | Alkalmazott MI-eszköz neve és verziója | Érintett rész (ha nem a szöveg egészére vonatkozik) |
|--------------------------------|--|---|
| Releváns szakirodalom keresése | ChatGPT 5 | Diskusszió és módszer fejezetek |
| Fordítás angol nyelvre | | Tézisfüzet |

II. TÁBLÁZAT: Jelentős tartalmi hozzájárulás (pl. egy teljes ábra vagy egy hosszabb szövegrész generálása)

(Ezekben az esetekben a felhasznált kulcsfontosságú promptok és az MI által adott nyers válaszok dokumentálása és a munka mellékletében való csatolása szükséges.)

| A felhasználás célja | Alkalmazott eszköz verziója, elérhetősége | MI-neve, Az érintett fejezet / ábra / táblázat pontos sorszáma | A prompt-naplót tartalmazó melléklet bejegyzésének sorszáma |
|----------------------|---|--|---|
| | | | |

3/A. Oktató által előírt kiegészítő szabályok (ha vannak)

Amennyiben az adott tantárgy oktatója vagy témavezetője az MI-eszközök használatára vonatkozóan külön szabályokat vagy elvárásokat határozott meg, kérjük, az alábbi mezőben foglalja össze ezeket:

Pl. az MI használatának tilalma bizonyos feladattípusokra; csak konkrét eszköz használata engedélyezett; eltérő hivatkozási elvárások; dokumentációs forma stb.

Oktató vagy témavezető által előírt szabályok:

.....

.....


.....

.....

4. Minden hallgatóra vonatkozó nyilatkozat:

Kijelentem, hogy az MI által esetlegesen generált tartalmakat minden esetben kritikailag felülvizsgáltam, szerkesztettem és a munkába illesztettem. A leadott munka minden eleméért, annak eredetiségéért és tudományos helytállóságáért teljes körű felelősséget vállalok. Tudomásul veszem, hogy a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem a benyújtott munkát mesterséges intelligencia detektorral ellenőrizheti, és eljárást kezdeményezhet, amennyiben a nyilatkozatom valótlan vagy hiányos.

Kelt: Budapest, 2025. április 02.



.....

Hallgató aláírása



.....

Konzulens/Témavezető aláírása