



ökoszisztéma-  
szolgáltatások

a természet ajándékai



MAGYARORSZÁG  
KORMÁNYA

Európai Unió  
Európai Regionális  
Fejlesztési Alap



BEFEKTETÉS A JÖVŐBE

SZÉCHENYI 2020

# Az általános ökoszisztémaállapot -indikátorok térképezésének módszertana



sokszínű zöld  
a természetem

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



ökoszisztéma-  
szolgáltatások

a természet ajándékai

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001

A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését,  
valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű  
megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok.

Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatások térképezése és -értékelése projektlem  
(NÖSZTÉP)

II/1M Térképezési módszertan továbbfejlesztése és véglegesítése

## AZ ÁLTALÁNOS ÖKOSZISZTÉMA-ÁLLAPOT INDIKÁTOROK TÉRKÉPEZÉSÉNEK MÓDSZERTANA

Szerkesztette: Tanács Eszter



sokszínű zöld  
a természetem

Kedvezményezett: Agrárminisztérium

Budapest, 2021.



**A dokumentumot készítette:** Tanács Eszter, Bede-Fazekas Ákos, Standovár Tibor, Pásztor László, Szitár Katalin, Csecserits Anikó, Kiss Márton, Vári Ágnes

**További közreműködők:** Belényesi Márta, Lehoczki Róbert, Pataki Róbert, Petrik Ottó, Medveczky Péter, Naszádos Anna, Szekeres Ádám, Zlinszky András, Schmidt András, Nagy Gergő Gábor, Nyúl Mihály, Juhász Lilla, Nagy Károly, Molnár Zsolt, Horváth Ferenc, Pásztor László, Zsembery Zita, Kisné Fodor Livia

**Konzorciumvezető:** Agrárminisztérium

**A projektben résztvevő partnerintézmények:**

Lechner Tudásközpont (LTK)  
Talajtani és Agrokémiai Intézet (TAKI)  
Ökológiai Kutatóközpont (ÖK)  
Agrárgazdasági Kutatóintézet (AKI)

**Kapcsolat:**

Levelezési cím: 1052 Budapest, Apáczai Csere János utca 9.

E-mail: [okoszisztemaszolgaltatasok@termeszetem.hu](mailto:okoszisztemaszolgaltatasok@termeszetem.hu)

**Információk a projektről:** <https://termeszetem.hu/hu>

#### **Hivatkozás:**

A publikáció megosztható és sokszorosítható. Felhasználása esetén használandó hivatkozás a következő:

Tanács E., Bede-Fazekas Á., Standovár T., Pásztor L., Szitár K., Csecserits A., Kiss M., Vári Á. (2021): Az általános ökoszisztéma-állapot indikátorok térképezésének módszertana. *A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok projekt, Ökoszisztéma-szolgáltatások projektjelem.* Agrárminisztérium, Budapest, pp. 154

Szövegközi hivatkozás: Tanács et al. (2021)

DOI szám: [10.34811/osz.allapot.modszer.tanulmany](https://doi.org/10.34811/osz.allapot.modszer.tanulmany)

A KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 „A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok” című projekt az Európai Regionális Fejlesztési Alap (ERFA), valamint a Környezeti és Energiahatékonysági Operatív Program és a Versenyképes Közép-Magyarország Operatív Program támogatásával valósult meg.

## Előzmények, illetve néhány fontos gondolat:

- Jelen dokumentum az Ökoszisztéma-szolgáltatások projektelem (NÖSZTÉP - Nemzeti Ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése és térképezése projekt) „Ökoszisztémák térképezése és ökológiai állapotuk meghatározása/értékelése” feladaton belül az állapot-térképezés végrehajtásának utolsó lépéséhez kapcsolódik.
- Célja, hogy röviden ismertesse és dokumentálja az ökoszisztéma-állapot térképezés során alkalmazott módszertan(oka)t, és a létrejött térképeket. A 2018 őszen elkészült, a térképezendő indikátorok listáját, valamint az általános állapot-térképezés alapelveit részletesen bemutató, „Javaslat az általános ökoszisztéma-állapot térképezéséhez alkalmazandó indikátorok körére”, valamint a 2019 júniusban elkészült, „Az állapot-indikátorok térképezésének tervezett módszertana” című dokumentum folytatásának tekinthető.
- Az ökoszisztéma-állapot az Ökoszisztéma-szolgáltatások (NÖSZTÉP) projektelemben kétféleképpen, egyrészt az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése során, a kaszkád első szintjén jelenik meg („szolgáltatás-alapozó indikátorok”), másrészt az ökoszisztémák állapotának általános jellemzését szolgáló indikátorok (*általános vagy ökológiai állapot-indikátorok*) formájában. Jelen dokumentum ez utóbbira fókuszál, célja, hogy ismertesse a NÖSZTÉP általános ökoszisztéma-állapot felmérés módszertanát, és a munka eredményeképpen előállt állapot-térképeket.
- 2019. novemberében egy szakértői műhelymunka keretében meghívott szakértők részvételével a fő ökoszisztéma-típusok szerint megvitattuk a térképezendő indikátorok tervezett listáját, és kitértünk bizonyos, ezekhez kapcsolódó módszertani alapokra is. A módszertan fejlesztése ezt követően Tanács Eszter (tudományos munkatárs, ÖK) koordinálásával a fő ökoszisztéma-típusok, illetve bizonyos esetekben specifikus módszertanok szerint szerveződő kisebb szakértői csoportokban zajlott. Az egyes fejezeteknél külön jelöltük az aktív résztvevők listáját.
- A fő ökoszisztéma-típusokra javasolt specifikus indikátorokat típusonként mutatjuk be, külön fejezetekben az agrárterületek, gyepek, erdők, vizes élőhelyek, vizek és a települések indikátorait és térképeit. A fő típusokon felül külön fejezetet képeznek az élőhely-foltnál durvább léptékben értelmezhető/térképezhető indikátorok, a több típusra azonos módszerrel elkészített, a madárfajok jelenlétén alapuló térképek módszertana, valamint a talaj jellemzése.
- Nagyon fontos cél volt, hogy lehetőség szerint az egész országot lefedő, térben explicit értékelést végezzünk, a lehető legfinomabb térléptékben. Ugyanis az állapot országos értékelésére vonatkozó korábbi vizsgálatok vagy durvább léptékűek, vagy nem fedik az ország teljes területét. Azonban adatfelvételezésre a projekt nem adott lehetőséget, az értékelést létező adatbázisokra kellett alapozni - emiatt a munkát nagymértékben meghatározta a hozzáférhető adatok köre és minősége. Sok esetben nem volt hozzáférhető olyan részletességű adat, amit az eredetileg tervezett módszer megkívánt volna, a rendelkezésre álló adatokat pedig nem lehetett a tervezett módszer alapján feldolgozni. Több esetben az ökoszisztéma-állapotra csak közvetetten utaló proxy adatokat (pl. táji környezet jellemzői) használtunk. A létrejött térképek megbízhatósága,

és (ezzel összefüggésben) gyakorlati felhasználhatósága ezért eltérő lehet. Nagyon fontos, hogy a leendő felhasználó tájékozódjon a készítés módszeréről, és az alapadatokról – ezt segíti elő jelen dokumentum.

- A megbízhatóság felmérése érdekében, ahol ez lehetséges volt, igyekeztünk az eredményeket valamilyen más hasonló értékelés (pl. terepi természetességi állapot-meghatározás) eredményével összevetni. Ezeknek az összevetéseknek az eredménye azonban csak tájékoztató jellegű, mivel a különbségeket okozhatják az adatbázisok közötti idő- és léptékbeli eltérések, valamint a térképezés alapját képező információhalmaz eltérése is (pl. lágyszárú fajok, holtfa, legeltetett területek, ill. egyéb olyan faktorok, amelyeket megfelelő felbontású és minőségű országos adat híján nem tudtunk beépíteni az értékelésbe). A fentiek felül a referenciaként használt adatbázisoknak is megvan a saját bizonytalansága, ami terepi szakértői állapotértékelés esetében fakadhat pl. a szubjektív kizárásának nehézségéből.
- Az alkalmazott módszerek finomíthatóak, továbbfejleszthetőek, pl. további releváns (távérzékelt, biotikai, stb.) adatok fokozottabb bevonásával, de országos léptékben ez további jelentős idő- és erőforrás-ráfordítást igényelne, célzott terepi referenciaadat-gyűjtéssel. Új lehetőségeket nyithatnak a térképezés kezdete óta előállt, vagy továbbfejlesztett adatbázisok.

# Tartalomjegyzék

<b>1</b>	<b>Bevezetés.....</b>	<b>6</b>
<b>2</b>	<b>Általában az állapotindikátorokról.....</b>	<b>8</b>
2.1	Az indikátorválasztás szempontjai .....	8
2.2	A felhívásban megjelölt indikátorok .....	10
2.2.1	Talaj termőképesség.....	10
2.2.2	Természetesség .....	10
2.2.3	Élőhelyi diverzitás.....	12
2.2.4	Egyéb indikátorok .....	13
2.3	Az indikátorok rendszerezése .....	13
2.4	Az ökoszisztéma-specifikus állapot-térképezés általános módszertana .....	14
2.5	Hivatkozások .....	15
<b>3</b>	<b>Agrárterületek .....</b>	<b>17</b>
3.1	Bevezetés, háttér .....	17
3.2	Felhasznált adatbázisok .....	18
3.2.1	A számítások alapjául szolgáló területegység meghatározása.....	18
3.3	A térképezendő indikátorok listája .....	19
3.4	Az egyes indikátorok leírása.....	19
3.4.1	Kifejezetten agrárterületek állapotát jellemző specifikus indikátorok .....	19
3.4.2	Antropogén terhelés .....	26
3.5	Az aggregálás módszertana .....	27
3.6	Kimaradt indikátorok.....	33
3.7	Hivatkozások .....	33
<b>4</b>	<b>Gyeppek .....</b>	<b>36</b>
4.1	Bevezetés, háttér .....	36
4.2	Felhasznált adatbázisok .....	38
4.3	A térképezendő indikátorok listája .....	39
4.4	Az egyes indikátorok leírása.....	39
4.4.1	Kifejezetten a gyeppek állapotát jellemző specifikus indikátorok .....	39
4.4.2	Antropogén terhelés .....	40
4.5	Az aggregálás módszertana .....	43
4.5.1	Kezdeti eredmények.....	43
4.5.2	CART-alapú térképezés .....	44
4.5.3	Eredmények.....	47
4.6	Megjegyzések .....	50
4.7	Kimaradt indikátorok.....	50

4.8	Hivatkozások .....	51
<b>5</b>	<b>Vizes élőhelyek .....</b>	<b>53</b>
5.1	Bevezetés, háttér .....	53
5.2	Felhasznált adatbázisok .....	54
5.3	A térképezendő indikátorok listája .....	54
5.4	Az egyes indikátorok leírása.....	55
5.4.1	Kifejezetten vizes élőhelyek állapotát jellemző specifikus indikátorok.....	55
5.4.2	Antropogén terhelés .....	65
5.5	Az aggregálás módszertana .....	67
5.6	Kimaradt indikátorok.....	71
5.7	Hivatkozások .....	72
<b>6</b>	<b>Erdők .....</b>	<b>73</b>
6.1	Bevezetés, háttér .....	73
6.2	Felhasznált adatbázisok .....	74
6.3	A térképezett indikátorok listája.....	75
6.4	Az egyes indikátorok rövid leírása .....	75
6.4.1	Az erdei élőhelyek állapotát jellemző specifikus indikátorok.....	75
6.5	Az aggregálás módszertana .....	89
6.6	Kimaradt indikátorok.....	94
6.7	Hivatkozások .....	95
<b>7</b>	<b>Felszíni vizek .....</b>	<b>98</b>
7.1	Bevezetés, háttér .....	98
7.2	Felhasznált adatbázisok .....	98
7.3	A térképezendő indikátorok listája .....	99
7.4	Az egyes indikátorok leírása.....	99
7.4.1	VKI Ökológiai állapot - biológiai elemek.....	100
7.5	Az aggregálás módszertana .....	100
7.6	Kimaradt indikátorok.....	101
7.7	Hivatkozások .....	102
<b>8</b>	<b>Települések.....</b>	<b>103</b>
8.1	Bevezetés, háttér .....	103
8.2	Felhasznált adatbázisok .....	104
8.3	A térképezendő indikátorok listája .....	104
8.4	Az egyes indikátorok leírása.....	104
8.4.1	A fátlan zöldfelületek aránya a település területéhez képest .....	107
8.4.2	A fás zöldfelületek kategória aránya a település területéhez képest.....	108
8.5	Az aggregálás javasolt módszertana .....	109

8.6	Hivatkozások .....	109
<b>9</b>	<b>Biodiverzitás-alapú értékelés madárfajok előfordulása szerint.....</b>	<b>110</b>
9.1	Bevezetés, háttér .....	110
9.2	Felhasznált adatbázisok .....	110
9.2.1	A madármegfigyelések adatbázisa .....	111
9.3	A térképezendő indikátorok listája .....	111
9.4	Az egyes indikátorok leírása.....	111
9.4.1	Gyep és agrárterületek.....	113
9.4.2	Erdők.....	114
9.4.3	Vizes élőhelyek.....	116
9.4.4	Az aggregálás javasolt módszertana.....	118
9.5	Megjegyzések .....	118
9.6	Kimaradt indikátorok.....	119
9.7	Hivatkozások .....	119
<b>10</b>	<b>Foltnál durvább léptékű indikátorok .....</b>	<b>121</b>
10.1	Bevezetés, háttér .....	121
10.2	Felhasználható adatbázisok .....	121
10.3	A térképezendő indikátorok listája .....	121
10.4	Az egyes indikátorok .....	122
10.4.1	Élőhelyi diverzitás .....	122
10.4.2	Természetesség - átalakítottság mértéke.....	123
10.4.3	Antropogén terhelés .....	127
10.4.4	Egyéb .....	130
10.5	Az aggregálás módszertana .....	132
10.6	Kimaradt indikátorok.....	132
10.7	Hivatkozások .....	132
<b>11</b>	<b>Talaj.....</b>	<b>133</b>
11.1	Talajtermékenység.....	133
<b>12</b>	<b>Mellékletek.....</b>	<b>135</b>
12.1	Melléklet – az indikátorok listája .....	135
12.2	Melléklet – a szántókra vonatkozóan a projekt számára rendelkezésre bocsátott növénycsoportok listája	137
12.3	Melléklet – néhány ismert vizes élőhely WWPI értéke.....	143
12.4	Melléklet – Az Országos Erdőállomány Adattárból a projekt rendelkezésére bocsátott adatok listája	146
12.5	Melléklet – Az élőhelyek Shannon diverzitásának számításához használt kategória-összevonások	147
12.6	Melléklet - CORINE felszínborítás idősor harmonizációja (CLC accounting rétegek) .....	148



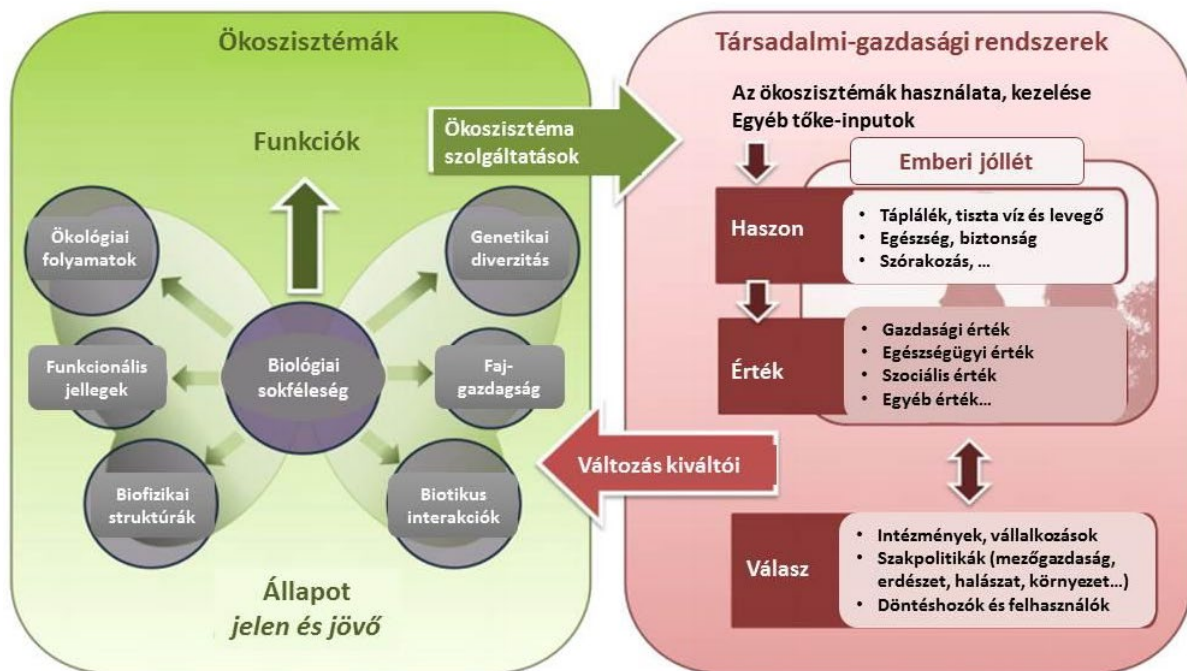
# 1 Bevezetés

Az Európai Biodiverzitás Stratégia 2020-ig 2. célkitűzéséhez („Az ökoszisztémák és az általuk biztosított szolgáltatások fenntartása és helyreállítása”) kapcsolódó 5. intézkedés előírja az Európai Unió tagállamai számára, hogy térképezzék és értékeljék a területükön található ökoszisztémákat és szolgáltatásaikat. A feladat végrehajtásában az Európai Bizottság által 2012-ben felállított munkacsoport (Working Group on Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services – MAES) segíti a tagországokat, módszertani ajánlásokkal (EC 2012). Az ökoszisztéma-szolgáltatások felméréseinek része az ökoszisztéma állapotának meghatározása is. Az ökoszisztéma állapot a MAES 5. jelentésének definíciója szerint *„az ökoszisztéma fizikai, kémiai és biológiai állapota, illetve minősége egy adott időpillanatban”* (Maes és mtsai 2018). Az Ökoszisztéma-szolgáltatások (Nemzeti Ökoszisztéma-szolgáltatások Térképezése és értékelése projekt – NÖSZTÉP) projektében az ökoszisztéma-állapot térképezésének célja, hogy a fentebb ismertetett előírásoknak megfelelően felmérje a hazai ökoszisztémák állapotát, emellett pedig a természetvédelemmel kapcsolatos döntéshozatal számára közvetlenül felhasználható, informatív indikátorok és térképek szülessenek. E térképek segítségével tisztább képet kaphatunk az ökoszisztéma-állapot és az ökoszisztéma-szolgáltatások még sok szempontból homályos kölcsönhatásairól. Emellett az ökoszisztémák állapotának minél pontosabb ismerete fontos feltétele például a zöldinfrastruktúra-fejlesztések tervezésének.

A fentebb említett 5. intézkedés azt is előírja, hogy a tagállamok 2020-ig mozdítsák elő az ökoszisztémák és szolgáltatásaik által képviselt értékeknek az uniós és a nemzeti szintű számviteli és jelentéstételi rendszerekbe történő beépítését. Ezek a számviteli rendszerek az európai döntéshozatal kulcsfontosságú döntéstámogatási eszközei. Az ENSZ irányításával az 1990-es évektől folyik a Környezeti-Gazdasági Számviteli Rendszer (System of Environmental-Economic Accounts – SEEA) fejlesztése, amelynek során a környezet és a gazdaság közötti kapcsolatok mérésének nemzetközileg egységes elszámolási rendszerét alakítják ki. Ennek egyik fontos folyamata a természeti tőke, vagy más néven ökoszisztéma-számlarendszerek kialakítása („ecosystem accounting”). Az ökoszisztémák ebben az tekintetben „vagyonnak” („asset”) minősülnek, és a „számlák” egyaránt tartalmazzák az ökoszisztémák kiterjedését (mennyiségi oldal) és állapotát (minőségi oldal), valamint az általuk nyújtott szolgáltatásokat. A döntéshozók megfelelő tájékoztatása érdekében tehát nagyon fontos az, hogy térben és időben részletes és pontos információval rendelkezünk az ökoszisztémák állapotáról. Ezek a számlák segítenek nemzeti szinten áttekinteni az ökoszisztémákra és szolgáltatásaikra alapozott gazdasági-társadalmi haszon értékelését és változását.

Az ökoszisztéma-állapot definiálása komplex és nem egyértelmű feladat, miközben az erre vonatkozó, minél pontosabb információ gyűjtése nem újkeletű igény. Az ökoszisztémák működését, stabilitását a biológiai sokféleség alapozza meg, ezért az ökológiai szempontú megközelítések gyakran ennek valamilyen becslésén, leírásán alapulnak (ld. 1.1 ábra). Az állapot meghatározására azonban számos kísérlet történt, és sokféle közelítéssel, részben átfedő, részben eltérő fogalommal próbálták leírni. Az ökoszisztéma-állapothoz szorosan kapcsolódó, illetve részben átfedő fogalmakként definiált „természetesség”, „ökoszisztéma

egészség”, „ökoszisztéma integritás” (Andreasen és mtsai. 2001), értelmezése, számszerűsítése, illetve egymáshoz való viszonya kapcsán is számos tanulmány született. Roche és Campagne (2017) szakirodalmi elemzés alapján a fenti fogalmak által leírni kívánt jelenség 5 fő közelítését különítették el, melyek közül három természetvédelmi, kettő pedig emberközpontú. Az előbbiekhöz tartozik az az (ökológiai szempontú) értelmezés, miszerint az eredeti, természetes, tehát ember által nem módosított ökoszisztémák tekinthetők ideális állapotúnak. Gyakorlatiasabb az a közelítés, amely szerint azok az ökoszisztémák minősülnek jó állapotúnak, amelyekben a természetes folyamatok zavartalanul érvényesülhetnek.



1.1. ábra Az ökoszisztéma-állapot és az ökoszisztéma szolgáltatások viszonya (Maes és mtsai 2013)

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének keretrendszerében az ökoszisztémák állapotának ismerete azért fontos, mert alapvetően meghatározza az ökoszisztémák szolgáltatás-nyújtó képességét. Ez a definíciókban is megjelenik. Czucz és Condé (2017) szerint az ökoszisztéma állapot egy konkrét ökoszisztéma olyan tulajdonságok által meghatározott minősége, amelyek alapját képezik az ökoszisztéma szolgáltatás-nyújtó képességének. Ez, valamint a Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) által alkalmazott ökoszisztéma-állapot definíció, amely szerint az állapot nem más, mint „az ökoszisztémák valós szolgáltató képessége (‘‘effective capacity to provide ES’’) a potenciális szolgáltató képességükhöz (‘‘potential capacity’’) mérten”, alapvetően az ember szükségletei szempontjából értelmezi az ökoszisztémák állapotát. Csak a megfelelő állapotban lévő ökoszisztémák képesek arra, hogy a megfelelő mennyiségű és minőségű szolgáltatást biztosítsák az emberiség számára. Azonban mivel a szolgáltatások igénybevétele, ennek mértéke és az egyes szolgáltatások közötti bonyolult viszonyrendszer visszahat az ökoszisztéma állapotára, az állapot, és annak időbeli változása egyben jelzésként szolgál a mindenkori használat fenntarthatósága kapcsán (1.1 ábra).

Az ökoszisztéma-állapot így az Ökoszisztéma-szolgáltatások (NÖSZTÉP) projektlemben is kétféleképpen, egyrészt az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése során, a kaszkád

első szintjén jelenik meg („szolgáltatás-alapozó indikátorok”), másrészt az ökoszisztémák állapotának általános jellemzését szolgáló indikátorok (általános vagy ökológiai állapot-indikátorok) formájában. Jelen dokumentum ez utóbbira fókuszál, célja, hogy ismertesse a NÖSZTÉP általános ökoszisztéma-állapot felmérés módszertanát, és a munka eredményeképpen előállt állapot-térképeket.

A pillanatnyi állapot megítélése általában valamilyen elvárt állapothoz képest lehetséges (ezt nevezzük referenciának, vagy referencia-állapotnak). Referencia lehet például egy olyan létező ökoszisztéma, amelyről feltételezhető, hogy emberi behatás híján benne hosszabb ideje valóban a természetes folyamatok érvényesülnek, de lehet ez egy (pl. tudományos kutatások eredményei alapján) feltételezett állapot is. Más esetekben referencia lehet valamely időpont, amennyiben az állapot alakulását ehhez képest kívánjuk meghatározni.

## **2 Általában az állapotindikátorokról**

### **2.1 Az indikátorválasztás szempontjai**

Az ökoszisztéma-állapot felmérésére európai szinten alkalmazandó módszertan kidolgozása a fentebb említett nemzetközi MAES munkacsoport által koordinált folyamatban viszonylag későn kezdődött meg, és nagyrészt a hazai projekttel párhuzamosan zajlott. Mivel az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezésével uniós kötelezettségnek teszünk eleget, fontos szempont volt, hogy az általunk kiválasztott indikátorok lehetőség szerint összhangban legyenek a MAES javaslataival, ajánlásaival. Az állapot-indikátorok, illetve az állapot leírására létrehozott rendszer egésze „megfelelőségének” meghatározásához az alábbi szempontok figyelembe vételét javasolták (Maes és mtsai 2018):

- tudományosan megalapozott
- érzékeny a vizsgálni kívánt jelenség változásaira
- megállapítható egy kiinduló, vagy referenciaállapot, amelyhez képest mérni, illetve monitorozni lehet a változást
- térben explicit, és ökoszisztéma-specifikus
- a döntéshozás alapjául tud szolgálni, mind a környezetpolitika, mind az ökoszisztémákra hatást gyakorló egyéb szakpolitikák tekintetében
- elősegíti/támogatja az EU környezetvédelemmel kapcsolatos szabályozásában megjelenő célok teljesítését
- támogatja a természeti tőke elszámolások fejlesztését – tehát számszerűsíthető és folyamatosan frissülő adatbázisokra épül
- illeszkedik a MAES elméleti keretrendszeréhez
- a talaj állapotára vonatkozó indikátorokat is tartalmaz

2018 elején tették közzé az ötödik jelentést, amely a korábbiakat továbbfejlesztve egy, ökoszisztémákon átívelő egységes keretrendszerben javasolt az ökoszisztéma állapot leírására alkalmas indikátorokat, amelyek együttesen alapját képezhetik egy, az EU Biodiverzitás

Stratégiában kitűzött célok teljesülését vizsgáló integrált értékelésnek (Maes és mtsai 2018). A hazai értékelésben a lépték-különbség, az adatok tagállamonként eltérő elérhetősége, valamint a térképezni tervezett ökoszisztéma-szolgáltatások eltérő adatigényei miatt szükséges volt ezt a MAES által javasolt indikátorlistát a saját igényeinkre és lehetőségeinkre szabnunk, adaptálnunk.

A hazai pályázati felhívásban, valamint a projekt megalapozó tanulmányban három alapállapot-indikátor szerepelt, melyekre a projekt során országos térképeket kellett készíteni. Ezek a természetesség/degradáltság, az élőhelyi diverzitás, és a talaj termőképesség. Azonban mindkét dokumentum a MAES vonatkozó ajánlásai előtt született, és egyik sem definiálta pontosan a megjelölt indikátorokat. A talaj termőképesség, és a táji diverzitás, bár maguk is komplex fogalmak, viszonylag jól körülhatárolhatóak, a természetesség azonban egy olyan összetett fogalom, amely (ha nem a lehető legszűkebben értelmezzük) jelentős részben átfed a MAES ökoszisztéma-szolgáltatás értékelés keretrendszerében alkalmazott ökoszisztéma-állapot fogalommal. A természetességet általában több olyan indikátor kombinálásával írják le, amelyek önmagukban is használhatóak az ökoszisztéma-állapot leírására (pl. a holtfa mennyisége az erdőtermészetesség esetében). Ezért a végül összeállított lista az egyes, természetesség leírására (is) használható indikátorokat külön sorolta fel. Felhasználásukkal különböző közelítések szerinti állapot-térképek állíthatók elő, amelyek akár egymással is összevethetőek.

Az indikátorok kiválasztásánál az előkészítő év során az ötödik MAES jelentést (Maes és mtsai 2018) előkészítő előzetes szakmai anyagban (EC 2017) szereplő, az egyes fő ökoszisztéma-típusokra a pilot projektek szakértői által összeállított, rendkívül részletes listát vettük alapul, ezt igyekeztünk szűkíteni, illetve bizonyos esetekben a szakirodalom és a korábbi hazai tapasztalatok alapján kiegészíteni. Ehhez felhasználtuk a XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia résztvevői körében elvégzett kérdőíves felmérés eredményeit is (ld. Tanács és mtsai 2018). 2018 elején közzétették a MAES ötödik jelentését (Maes és mtsai 2018), amely szűkítette a korábban felmerült állapotindikátorok listáját, megjelölt ún. kulcs („key”) indikátorokat, illetve ezek alapján javaslatot tett egy kiemelt, részben ökoszisztéma- típusokon átívelő ún. „core” indikátorhalmazra. Javaslatunk kidolgozása során ezekre kiemelt figyelmet fordítottunk. Mivel a kulcsindikátorok kiválasztása a MAES-ben is részben az adat-elérhetőség alapján történt, de egy nagyobb, európai léptékben gondolkodva, a javasolt indikátorok egy része a projektben végzendő térképezés szempontjából releváns térléptékben, létező adatbázisokból nem állítható elő, vagy csak módosításokkal. Pl. egy Natura 2000 jelölő faj természetvédelmi státusza országonként kerül megállapításra, ezért Magyarországon belül, mint térben explicit módon térképezendő indikátor, nem értelmezhető.

A következőkben a felmerült indikátorokra megvizsgáltuk, hogy térképezésükhöz milyen hazai és/vagy nemzetközi adatbázisok állnak rendelkezésre, ezek milyen térbeli felbontással rendelkeznek, frissülnek-e, ha igen, milyen gyakorisággal, emellett igyekeztünk az adatminőségről is érdemben tájékozódni. Ennek érdekében több találkozót is szerveztünk adatgazda szervezetekkel, illetve egyéni szakértőket is megkerestünk. Ezek alapján állítottuk elő 2018 őszre a NÖSZTÉP projektem keretében az ökoszisztéma-állapot általános leírására javasolt indikátorok listáját.

Az ökoszisztéma állapotáról országosan reális képet csak az időben folyamatos, módszertanilag jól megalapozott, és megfelelő kiterjedésben végzett elsődleges adatgyűjtés segítségével kaphatunk, azonban ilyen jellegű térbeli adatbázisok nem feltétlenül állnak rendelkezésre, vagy nem a megfelelő térbeli felbontásban, ezért a kiválasztásnál, és később, a térképezésnél, az adatelérhetőségi szempontokat kénytelenek voltunk hangsúlyosan figyelembe venni. Ugyanakkor szeretnénk hangsúlyozni, hogy az adathiány önmagában nem lehet indok arra, hogy az ökoszisztéma-állapot valamely fontos aspektusát hosszabb távon teljesen figyelmen kívül hagyjuk, különösen, ha természetitőke-számlarendszerek fejlesztésében gondolkodunk.

## **2.2 A felhívásban megjelölt indikátorok**

Az alábbiakban kitérünk a pályázati felhívásban konkrétan megnevezett, országosan térképezendő indikátorok projektbeli értelmezésére.

### ***2.2.1 Talaj termőképesség***

Az ötödik MAES jelentés (Maes és mtsai 2018) kiemeli, hogy a talaj állapota döntően befolyásolja a szárazföldi ökoszisztémák állapotát. E megfontolás alapján a talajállapot jellemzői horizontális, valamennyi földi ökoszisztéma szempontjából fontos, és mindegyikben értelmezhető indikátoroknak tekinthetők. Közvetlen jelentősége és mérhető hatása van számos ellátó (és egyéb) ökoszisztéma-szolgáltatás minősége, mennyisége és fenntarthatósága tekintetében. A projekt kiírásban a talajállapot kötelezően térképezendő indikátoraként a talaj termőképességét jelölték meg, ami az ökoszisztéma-állapot szintjén valójában a talajtermékenységnek feleltethető meg, és elsősorban a növénytermesztéshez kapcsolódik.

### ***2.2.2 Természetesség***

A „természetesség” egy komplex és nehezen megfogható fogalom, amelynek sokféle megközelítése létezik. A hatályos természetvédelmi törvény (1996. évi LIII. törvény a természet védelméről) értelmezésében természetes állapotúnak minősül „az az élőhely, táj, életközösség, melynek keletkezésében az ember egyáltalán nem, vagy - helyreállításuk kivételével - alig meghatározó módon játszott szerepet, ezért a benne végbemenő folyamatokat többségében az önszabályozás jellemzi.” Természetközeli állapotú „az az élőhely, táj, életközösség, amelynek kialakulására az ember csekély mértékben hatott (természeteshez hasonló körülményeket teremtve), a benne lejátszódó folyamatokat többségükben az önszabályozás jellemzi, de közvetlen emberi beavatkozás nélkül is fennmaradnak.” A természetesség két fontos aspektusa ez alapján az ember általi átalakítottság mértéke, valamint a természetes folyamatok érvényesülése. A természetesség országos léptékű értékelését nehezíti, hogy a jelenben minél „jobb” állapotban fenntartani kívánt ökoszisztéma nem feltétlenül egyezik meg az ember megjelenése és átalakító tevékenysége előttivel, de még a jelenlegi termőhelyi viszonyoknak leginkább megfelelő ökoszisztémával sem feltétlenül (pl. felhagyott legelők, kaszálók). A projektben a természetességet jellemző állapotmutatók térképezését többféle közelítéssel végeztük (minden olyan ökoszisztéma-típusban, ahol ez

lehetséges), így rész-mutatóként beépíthető volt számos, a MAES javaslatában (Maes és mtsai 2018) szereplő indikátor. Az egyes mutatók egyrészt önmagukban is információt szolgáltathatnak, másrészt lehetővé tették, hogy felhasználásukkal komplex indikátorokat alkossunk. Az azonos jelenséget leírni próbáló eltérő közelítések eredményeit egymással összevetve is értékes információhoz juthatunk.

A szakirodalomban a táj állapotát gyakran a természetesség egyfajta fordított megközelítéseként, a természetes ökoszisztémákra gyakorolt emberi hatások felmérésén alapuló ún. hemeróbia-vizsgálatokkal írják le. A hemeróbia fogalma (Jalas 1955) összefoglalóan jelent minden olyan hatást, amely az ökoszisztémákban emberi beavatkozás eredménye. A hemeróbia vizsgálata esetén nincs természetes referencia, a vizsgált élőhelyet az emberi hatás mértéke alapján egy többfokozatú skála (pl. Sukopp 1972) szerint osztályozzák. Az emberi beavatkozások egyik jellemzője, hogy hatásuk sokszor időben eltolódva jelentkezik, illetve hosszabb időn át érvényesül. Ezért az átalakítottság mértékét, mint a múltbeli emberi hatás egyfajta eredőjét, a természetesség egyik megközelítéseként alkalmaztuk. A jelenlegi emberi hatások, tehát az antropogén környezeti terhelés, illetve az ennek becslésére szolgáló indikátorok a fő élőhely-típusokra kidolgozott komplex mutatók elemeiként jelennek meg. Az alábbiakban röviden ismertetjük a természetesség általunk alkalmazott megközelítéseit.

#### *2.2.2.1 Az átalakítottság mértéke*

Bartha (2005) szerint a természetvédelmi gyakorlatban az időléptéket tekintve a természetességet kettős megközelítésben érdemes elemezni: történeti léptékben (eredetiség) és aktuálisan (az aktuális termőhelyi potenciálnak megfelelően). Noha a MAES kifejezetten utóbbit tűzte ki célul, a pillanatnyi viszonyok és a potenciális vegetáció összevetését is felvetették, mint lehetőséget a referenciaállapot megállapításához (Magyarországon a pillanatnyi viszonyokat az Ökoszisztéma-alapterkép<sup>1</sup> /Agrárminisztérium 2019/ reprezentálja). Az összevetést két különböző szinten érdemes megtenni. Ahol a természetes és potenciális vegetáció még ökoszisztéma főtypus szintjén sem egyezik meg (pl. ahol a természetes növénytakaró helyét az ember által létrehozott és fenntartott típusok veszik át), ott az átalakítottság mértékére maga az eltérés utal. Ezekon a területeken feltehetően fokozottan igaz az, hogy aktuális állapotukat az emberi tevékenység határozza meg, és ennek bármilyen változása (ideértve a tevékenység felhagyását is) az élőhely állapotának gyors változását vonhatja maga után. Azokon a területeken, ahol a jelenkori vegetáció kevésbé tér el a potenciálistól, ott az élőhely állapotának felméréséhez jobban alkalmazható valamely természetes referencia.

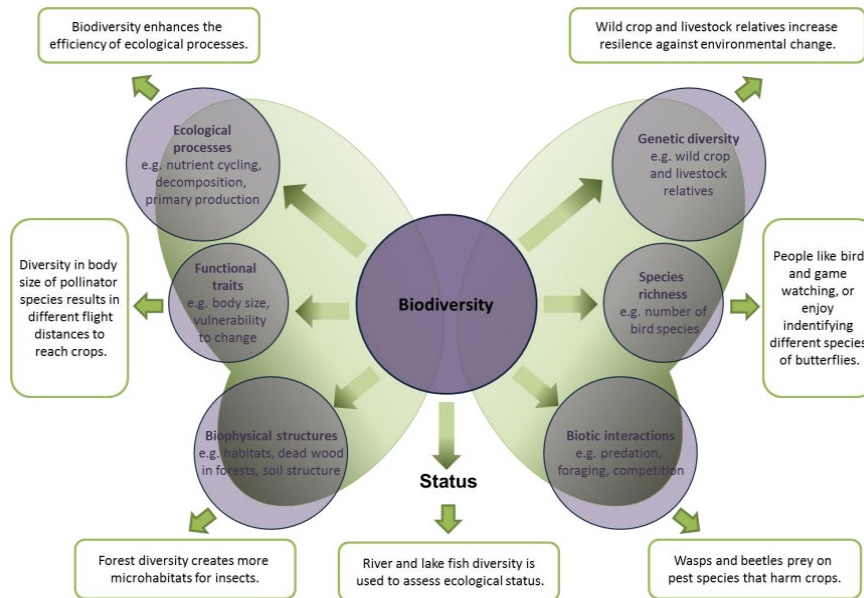
#### *2.2.2.2 Biodiverzitás:*

Az élőhelyek természetességének meghatározása mind a gyakorlatban, mind az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez végzett állapot-elemzéseknél a legtöbbször valamilyen, a biológiai sokféleséget (biodiverzitást) leíró mutatón alapul. Az élővilág diverzitásának teljes körű felmérése még kisebb területen sem végezhető el reálisan, ezért a

---

<sup>1</sup> Ökoszisztéma-alapterkép: <http://alapterkep.termeszetem.hu/>

felmérés leggyakrabban egy-egy jellemző, viszonylag könnyebben felmérhető élőlénycsoport alapján történik (pl. edényes növényfajok, madarak). A rendelkezésre álló adatoktól függően különböző indikátorok használata lehetséges (2.1. ábra). A biológiai sokféleséget jellemezhetjük például a fajok számával, azok mennyiségi viszonyaival, a szerkezeti és a funkcionális sokféleség mutatóival a különböző biológiai szerveződési szinteken.



2.1. ábra A biodiverzitás formái, és sokrétű szerepe az ökoszisztéma-állapot értékelésében, valamint hozzájárulása a különböző ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz (Maes és mtsai 2016)

### 2.2.2.3 Ökoszisztéma-specifikus közelítések:

Bizonyos esetekben a természetesség megítélésére nem feltétlenül a legmegfelelőbb módszer önmagában a biodiverzitás vizsgálata. Erdők esetében például a faállomány több szempontú vizsgálata lehet célravezető, hiszen jóval könnyebben felmérhető, és sajátosságai jelentős részben meghatározzák az erdő egyéb komponenseinek összetételét, szerkezetét és sokféleségét, valamint az erdőben zajló folyamatokat (Ódor 2005). Az agrártájak természetességének jellemzésében pedig általában hangsúlyos a természetközeli élőhelyfoltok, specifikus tájelemek (fasorok, cserjésedő területek, szegélyek) jelenléte és elhelyezkedése.

### 2.2.3 Élőhelyi diverzitás

A táji mintázatok részben meghatározzák, részben tükrözik az ökológiai folyamatokat, ilyen módon kapcsolódnak az élővilághoz, és általában a táj állapotához. Szilassi és mtsai (2017) például kapcsolatot mutattak ki a tájszerkezeti mintázatok és a táj Természeti Tőke Indexszel leírt természetessége között. A különböző tájszerkezeti mutatókat ezért előszeretettel használják a táj állapotának, illetve ennek időbeli változásának jellemzésére (ld. Uumeeaa és mtsai 2013). A tájszerkezet egyik fontos eleme az élőhelyek térbeli megoszlása; ezek változatossága önmagában is a biodiverzitás egyik szintjének tekinthető.

## 2.2.4 Egyéb indikátorok

A MAES folyamathoz történő igazodás igénye miatt a kötelezően vállalt indikátorokon felül szükség lehet kiegészítő indikátorokra. Bár az emberi terhelés értelmezhető a természetesség egyfajta inverz közelítéseként is (ld. hemeróbia), az állapotindikátoroknak a MAES által alkalmazott felosztásában az emberi terhelést leíró mutatók külön szerepelnek (Maes és mtsai. 2018), ezért jelen anyagban is többnyire külön tárgyaljuk őket.

### 2.2.4.1 A jelenkori emberi hatás (terhelés) mértéke

A különböző emberi tevékenységek (“drivers of change”), olyan mértékű terhelést jelenthetnek az érintett ökoszisztémák számára, amely rövidebb, vagy hosszabb távon állapotromláshoz vezethet (ld. 1.1 ábra).

Az állapot változását nyomon követhetjük a közvetlen állapotjellemzők vizsgálatával, de közvetve is, a terhelés, vagy a terhelést jelentő tevékenység monitorozásával. A két közelítés kiegészíti egymást, az állapotra vonatkozó részletes adatok hiánya esetén a terhelést leíró adatok valamilyen mértékben helyettesíthetők is ezeket, figyelembe véve, hogy az összefüggés nem lineáris, adott mértékű terhelés hatása függ az ökoszisztéma pillanatnyi állapotától, ellenálló képességétől, továbbá a hatás időben eltolva is jelentkezhet. A kétféle közelítés párhuzamos használata lehetővé teszi az ellenőrzést, illetve azt is, hogy pontosabb képet kapjunk a különféle emberi tevékenységek ökoszisztémákra gyakorolt hatásairól.

Az antropogén terhelés térképezése azért is előnyös, mert a döntéshozók számára azonnal egyértelművé teszi, hol és milyen jellegű beavatkozás szükséges. Bizonyos esetekben előfordul, hogy csak erre vonatkozó információk állnak rendelkezésre. A 3. MAES jelentés az ökoszisztémák állapotára legjelentősebb terhelést gyakorló antropogén hatásokként az alábbiakat jelölte meg: élőhely-változás, klímaváltozás, túlhasználat, inváziós fajok térhódítása, valamint a szennyezés és a tápanyagok feldúsulása. Ezek változó mértékben befolyásolják a különböző ökoszisztémák állapotát, viszont kevés kivétellel a jelenlegi trendek a jövőben is fennállnak, és hatásaik, pl. a klímaváltozás esetében, fokozódhatnak is.

## 2.3 Az indikátorok rendszerezése

Mivel a hazai pályázati kiírás, ami meghatározta a kötelezően térképezendő indikátorokat, és a MAES későbbi vonatkozó ajánlása (Maes és mtsai 2018) eltérő, de átfedő fogalmakat használt, praktikusnak gondoltuk a kidolgozott mutatókat egy egyszerű keretbe foglalni (2.1. táblázat). Az indikátorok és rész-indikátorok teljes listáját a 12.1 melléklet tartalmazza.

2.1. táblázat az általános állapotindikátorok rendszere a NÖSZTÉP-ben (aláhúzással jelöltük a kiírásban megjelölt, kötelezően térképezendő indikátorokat)

Indikátorcsoport	Megközelítés	Példa konkrét indikátorra a NÖSZTÉP állapotértékelésben
Talaj jellemzők		<u>Talajtermékenység</u>
<u>Természetesség/degradáltság</u>	Ember általi átalakítottság	A potenciális vegetációtól való eltérés mértéke



	Biodiverzitás - Fajok számán, abundanciáján ill. trendjein alapuló jellemzők	Jelenlévő madárfajok aránya az elvárthoz képest
	Ökoszisztéma-specifikus közelítések - komplex mutatók	Erdőállapot komplex minősítés, Vizes élőhelyek proxy terhelés változókon alapuló komplex minősítése
Foltnál durvább léptékben értelmezett állapot-indikátorok	Diverzitás-mutatók	<u>Élőhelyi diverzitás,</u> <u>élőhelytípusok száma</u>
	Egyéb	Natura 2000 élőhelyek aránya az egyes élőhelytípusokban

A munka során a vizek kivételével valamennyi főbb ökoszisztéma-típusra több, különböző megközelítés alkalmazásával készültek térképek. Az ember általi átalakítottságot a Magyarország potenciális vegetációtérképével (Somodi és mtsai. 2017) való összevetés segítségével vizsgáltuk (10.4.2 fejezet). A biodiverzitás alapú megközelítést madárfajok megfigyelési adatai alapján alkalmaztuk (9. fejezet), illetve a vizek esetében a VGT2 (2015) - ben szereplő élőlénycsoportok jellemzőit vettük alapul. Valamennyi fő ökoszisztéma-típusra készültek specifikus, jellemzően több indikátor kombinálásával előállított állapot-térképek (4-8. fejezet), melyek nagyrészt (az erdők kivételével) az antropogén terhelés mértékére közvetve utaló proxy változókon alapulnak. Azokban az esetekben (pl. gyepek, vizes élőhelyek) ahol egyéb adatok hiányában szinte csak ilyen mutatókat tudunk térképezni, az elkészült térképek elsősorban az adott terület veszélyeztetettségét jelzik, és ez alapján csak közvetve becsülik az állapotot.

## 2.4 Az ökoszisztéma-specifikus állapot-térképezés általános módszertana

Az ökoszisztéma-specifikus állapot-térképek elkészítése során először összeállítottuk azon változók listáját, amelyek az adott típus állapota szempontjából relevánsnak tekinthetők, majd kiszűrtük azokat, amelyeket ezek közül a megfelelő léptékben országosan térképezhetőnek találtunk. Az állapot-térképeket ezután alapvetően két fő módszerrel állítottuk elő (a részletek mindegyik típusnál a vonatkozó fejezetben találhatóak meg). Az egyik esetben (pl. agrárterületek, erdők, vizes élőhelyek egy része) szakértők javaslatai alapján, illetve a vonatkozó szakirodalom segítségével az egyes változókra határértékeket állapítottunk meg, majd az ilyen módon kialakított kategóriákat pontosítottuk. A pontszámok meghatározásával az egyes szempontokat (változókat) egyben súlyoztuk is. Ezután a kapott pontszámokat összeadtuk, és az így kapott relatív skálát (3- vagy) 5-fokozatúvá alakítottuk. A másik esetben (gyepek, vizes élőhelyek egy része), gépi tanulási módszereket alkalmaztunk, szakértők által terepen értékelt területek természetesség értékeit használtuk a modellek megalkotásához, majd a modellek felhasználásával osztályoztuk az adott ökoszisztéma típust az ország teljes területén. Általános hüvelykujj-szabály, hogy az állapot az alacsony értékek felől a magasabbak felé „javul” (tehát általában az 1-es érték jelenti a legrosszabb/legkedvezőtlenebb állapotot). Ez alól az egyetlen kivétel a vizek értékelése, mivel ott egy létező kategóriarendszert használtunk, ahol (feltehetően a nemzetközi kapcsolódás miatt) az értékek sorrendje fordított. A létrehozott

skálák ordinális skálák, melyek minden esetben az adott ökoszisztéma típusra vonatkoznak, tehát az egyes típusok értékei egymással közvetlenül nem összevethetőek – a legjobb állapotú szántó sem lesz az élővilág szempontjából olyan kedvező, mint egy jó állapotú gyepek, vagy erdők.

Minden egyes fő ökoszisztéma típusnál külön ismertetjük a felhasznált változókat, és (ahol releváns) ezek pontozását, valamint külön fejezetben az összesített értékelést (aggregálás). A különböző megközelítések szerint elkészült állapot-térképek összességét a 12.1 mellékletben található táblázat foglalja össze.

## 2.5 Hivatkozások

Agrárminisztérium (2019.): Ökoszisztéma-alaptérkép és adatmodell kialakítása. [http://www.termeszetem.hu/files/download/documents/document\\_img/35/?2020-01-27%2015:45:44](http://www.termeszetem.hu/files/download/documents/document_img/35/?2020-01-27%2015:45:44)

Andreasen, J. K., O'Neill, R. V., Noss, R., & Slosser, N. C. (2001). Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological indicators*, 1(1), 21-35.

Bartha Dénes (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. MTA doktori értekezés, Sopron

Czucz, B. & Condé, S., 2017. Note on definitions related to ecosystem conditions and their services based on different glossaries. ETC/BD report to the EEA.

EC – European Commission (2012): Mandate for the EU Working group on Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) (final version: December 2012)

EC – European Commission (2017): MAES Workshop "Assessing and Mapping Ecosystem Condition" 27 – 28 June 2017 Background Paper to support breakout group discussions (version of 11 July 2017)

Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M., ... & Geertsema, W. (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: a systematic review. *Ecosystem Services*, 9, 191-203.

Jalas, J. (1955): Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten – Ein terminologischer Reformversuch. – *Acta Soc.Fauna et Flora Fenn.* 72(11): 1-15.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M. L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P. H., Condé, S., Schägner, J. P., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, J. I., Pereira, H. M., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Royo, Gelabert, E., Spyropoulou, R., Petersen, J. E., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D. & Bidoglio, G. (2013): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg.

[https://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem\\_assessment/pdf/MAESWorkingPaper2013.pdf](https://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/MAESWorkingPaper2013.pdf)

Maes J, Teller A, Erhard M, Grizzetti B, Paracchini ML, Somma F, Orgiazzi A, Jones A, Zulian G, Petersen J-E, Marquardt D, Kovacevic V, et al. (2018) Mapping and Assessment of

- Ecosystems and Their Services – an Analytical Framework for Mapping and Assessment of Ecosystem Condition in EU: Discussion Paper.
- MA (2005): Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-Being - A Framework for Assessment. World Resources Institute, Island Press. 245 pp. <http://www.millenniumassessment.org/en/Framework.aspx>
- Ódor, P., Bölöni, J., Bartha, D., Kenderes, K., Szmorad, F., Tímár, G., Standovár, T., Aszalós, R. and Bodonczi, L. 2005. A magyarországi erdők természetességének vizsgálata III. A faállomány és a holtfa természetességének értékelése. Erdészeti Lapok 140(7-8): 226-229
- Roche, P. K., & Campagne, C. S. (2017). From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 29, 63-68.
- Smith, Andrew C., P. A. Harrison, M. Pérez Soba, F. Archaux, Malgorzata Blicharska, Benis N. Ego, T. Erős et al. "How natural capital delivers ecosystem services: a typology derived from a systematic review." *Ecosystem Services* 26 (2017): 111-126.
- Somodi, Imelda, Zsolt Molnár, Bálint Czúcz, Ákos Bede-Fazekas, János Bölöni, László Pásztor, Annamária Laborczi, and Niklaus E. Zimmermann. "Implementation and application of multiple potential natural vegetation models—a case study of Hungary." *Journal of vegetation science* 28, no. 6 (2017): 1260-1269.
- Sukopp, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. – *Ber. ü. Landwirtschaft* 50: 112-139.
- Szilassi, Péter, T. Bata, Sz Szabó, Bálint Czúcz, Zs Molnár, and Gábor Mezősi. "The link between landscape pattern and vegetation naturalness on a regional scale." *Ecological indicators* 81 (2017): 252-259.
- Tanács Eszter, Standovár Tibor, Vári Ágnes (2018): Javaslat az általános ökoszisztéma-állapot térképezéséhez alkalmazandó indikátorok körére. Jelentés. Agrárminisztérium, Budapest 2018 november
- Uuemaa, E., Mander, Ü., & Marja, R. (2013). Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: a review. *Ecological Indicators*, 28, 100-106.

## 3 Agrárterületek

### Készítők:

Tanács Eszter (ÖK)

Medveczky Péter, Naszádos Anna, Szekeres Ádám (BFKH FTFF),

Belényesi Márta, Lehoczki Róbert (Lechner TK, korábban BFKH FTFF)

### 3.1 Bevezetés, háttér

Mivel a kifejezetten termelést célzó agrárterületek (szántók, állandó kultúrák) emberi tevékenység következtében jöttek létre, és létük alapvetően kötődik e tevékenységhez, esetükben az ökoszisztéma-állapot értelmezésénél nem támaszkodhatunk természetes referenciára; ennek a típusnak nincsen kiinduló, „természetes” állapota. Alapvetően akkor tekinthetjük őket jó állapotúnak, ha a meghatározó abiotikus tényezők (víz, talaj) állapota lehetővé teszi, hogy hosszú távon képesek legyenek az ökoszisztéma-szolgáltatásokat (melyek között az ellátó szolgáltatások hangsúlyosak) megfelelő mennyiségben és minőségben nyújtani (Maes és mtsai 2018). Tágabb értelemben véve azonban a jó állapothoz hozzátartozik az is, hogy a művelés minél inkább támogassa, illetve minél kevésbé veszélyeztesse az élővilág fennmaradását. Ennek különös jelentőséget ad az, hogy az agrárterületek a szárazföld jelentős részét teszik ki (Magyarországon a főkategória területi aránya az Ökoszisztéma-alaptérkép alapján 48%).

Egy olyan értékelésben, amely az állapotot valamennyi élőhely-típusra egy skálán értékeli, mint pl. a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozás során (NBmR<sup>2</sup>), illetve Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa (MÉTA<sup>3</sup>) elkészítése során használt módosított Németh-Seregélyes-féle természetesség (ld. Bölöni és mtsai. 2011), ezek a területek többnyire a legrosszabb kategóriába kerülnek (ld. pl. Takács és Molnár 2007). Azonban, különösen azokban a tájakban, ahol mezőgazdasági termelést szolgáló területek nagy arányban fordulnak elő, a fenti, tágabb értelemben vett jó állapotnak közvetlen gyakorlati jelentősége lehet az élelmiszertermelés fenntarthatósága szempontjából is, hiszen az itt előforduló élőlénycsoportok egy része kulcsfontosságú szerepet játszik a mezőgazdaságban pl. pollinátorként, vagy a kártevők természetes ellenségeként (Martin és mtsai 2019). Emiatt érdemesnek tartottuk kísérletet tenni ezeknek a típusoknak a valamilyen mértékű differenciálására is.

A kifejezetten termelést célzó agrárterületek a tájban legtöbbször gyepekkel mozaikosan jelentkeznek, ezért a MAES jelentések agroökoszisztémák megnevezés alatt általában együtt tárgyalják a kettőt. Bizonyos állapotjelzők (pl. természetszerű élőhely-típusok aránya) több típus együttesére értelmezhetőek, míg mások (pl. termesztett növények sokfélesége) csak az egyikre, vagy a másokra. Ebben a fejezetben az Ökoszisztéma-alaptérkép (Agrárminisztérium 2019) szántó (2100) és gyümölcsösök, bogyósok (2220) kategóriáira vonatkozó értékelést

<sup>2</sup> NBmR <http://www.termeszetvedelem.hu/nbmr>

<sup>3</sup> MÉTA: <https://www.novenyzetiterkep.hu/>

mutatunk be, a többi ide tartozó kategória (szőlők - 2210 és komplex területek – 2310 és 2320), valamint az adathiányos területek megfelelő adatok híján nem differenciálhatóak, egy esetleges összevont térkép elkészítése esetén valamilyen konstans értékkel szerepeltethetőek.

Az agrárterületek állapot-térképezése során a vonatkozó szakirodalom segítségével az egyes változókra külön-külön határértékeket állapítottunk meg, és az ezek segítségével kialakított kategóriákat pontosítottuk. A pontszámok meghatározásával az egyes szempontokat (változókat) egyben súlyoztuk is. Ezután a kapott pontszámokat összeadtuk, és az így kapott relatív skálát (3- vagy 5-fokozatúvá alakítottuk. A bemutatott két modell egy első kísérletnek tekinthető, ami finomítható, továbbfejleszthető, jó esetben további adatok bevonásával (ld. a 3.6, kimaradt indikátorok fejezet).

## **3.2 Felhasznált adatbázisok**

Az agrárterületek esetében az alaptérkép kategóriái mellett leginkább a Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszer (MePAR) felszínborítási adatokra, valamint az Egységes Kérelem Adatbázisban szereplő, hasznosításra vonatkozó adatokra tudunk támaszkodni. A kérelem adatok feldolgozása során felhasznált területegység részletesebb magyarázatot igényel, ezért ezt az alábbiakban bővebben ismertetjük.

### ***3.2.1 A számítások alapjául szolgáló területegység meghatározása***

Mivel az Ökoszisztéma-alaptérkép nem tartalmazza az egyes mezőgazdasági táblák területi határait, az ezt tartalmazó vektoros adatbázist pedig adatvédelmi okok miatt közvetlenül nem használhattuk, az adatok aggregálására volt szükség. A felhasználandó területegységre számos variáció felmerült. A szabályos hálók használatát elvetettük, mert a jellemző táblaméreték meghatározásánál jelentősen befolyásolhatta volna az eredményt, különösen, ha finom léptékben gondolkodunk. A túl durva lépték alkalmazása pedig információvesztéshöz vezetett volna. Végül a paraméterek meghatározásához az alapvető területegységek definiálását MePAR felszínborítási foltokból hajtottuk végre. A felszínborítási foltok az alaptérképpel megegyező módon kerültek leválogatásra. A szántó művelési ágú területek meghatározásához a 2016. évi MePAR felszínborítási adat 110 és 510 kódot viselő poligonjait, valamint a 2016. évi MePAR felszínborítási adatban 130, 210 vagy 530 kódot kapott területek közül a 2015. évi felszínborítási adatban 111, 112, 151, 511, 551 kóddal szereplő (rész)poligonjait összeolvastottuk. Annak érdekében, hogy a diverzitás megfelelő területegységekre legyen vonatkoztatható, az összeolvastással kapott szántó foltokat a 2016. év – a MePAR hivatkozási alapegységeként használt – fizikai blokkjainak határvonaláival elmetszettük. Végül azért, hogy az összeolvastás és elmetszés térinformatikai műveletek adta, a táblaméret és diverzitás meghatározása szempontjából „értelmezhetetlen” méretű poligonokat kiszűrjünk, minden 2500 m<sup>2</sup>-nél kisebb méretű, a szomszéd blokkban elhelyezkedő területtel közvetlenül érintkező, azzal azonos típusú (szántó-szántó) foltot a szomszédjához olvastottuk, tehát ilyen esetben eltértünk a fizikai blokk határvonalától. Végeredményként olyan foltok álltak elő, amelyek egy fizikai blokkon belül találhatóak, illetve egy adott fizikai blokkon csak akkor nyúlnak át, ha a közvetlenül érintkező, azonos művelési ágú, szomszédos terület mérete legfeljebb 2500 m<sup>2</sup>.

Az ily módon kapott területekhez a táblaméretet és a diverzitást a 2016. évi, Egységes Kérelemben szereplő, hasznosításra vonatkozó adatok (a továbbiakban: kérelemdatok) alapján állítottuk elő.

Egy igénylést akkor tekintettünk egy adott folttal átfedőnek, ha teljesítette az alábbi három kritérium valamelyikét:

- legalább 2500 m<sup>2</sup>-en átfed a folttal;
- lefedi a folt legalább 50%-át;
- az igénylés területének legalább az 50%-a átfed az adott folttal.

Az egymással átfedő („egymásra lógó”) kérelemdatok esetében az átfedő területeket is figyelembe vettük (feltételezve, hogy a gazdálkodó csak pontatlanul adta meg a parcella elhelyezkedését). A kérelemdatokat bizonyos esetekben kritériumok alapján csoportosítottuk, és az egy csoportba eső kérelemdatokat a paraméterek meghatározásánál egy egységként kezeltük.

### **3.3 A térképezendő indikátorok listája**

*Átlagos táblaméret*

*A termesztett növények változatossága*

*Zöldugar/Lucerna területi aránya*

*Pihentetett területek aránya*

*Kukorica aránya*

*Természetszerű élőhelyek. aránya a pont adott sugarú környezetében*

*Védelemből fakadó kötelezettséggel érintett területek aránya*

Ide kapcsolható még a gyepterület- és agrárélőhelyek jó állapotához köthető madárfajok jelenléte (ld. 9. fejezet).

### **3.4 Az egyes indikátorok leírása**

#### **3.4.1 Kifejezetten agrárterületek állapotát jellemző specifikus indikátorok**

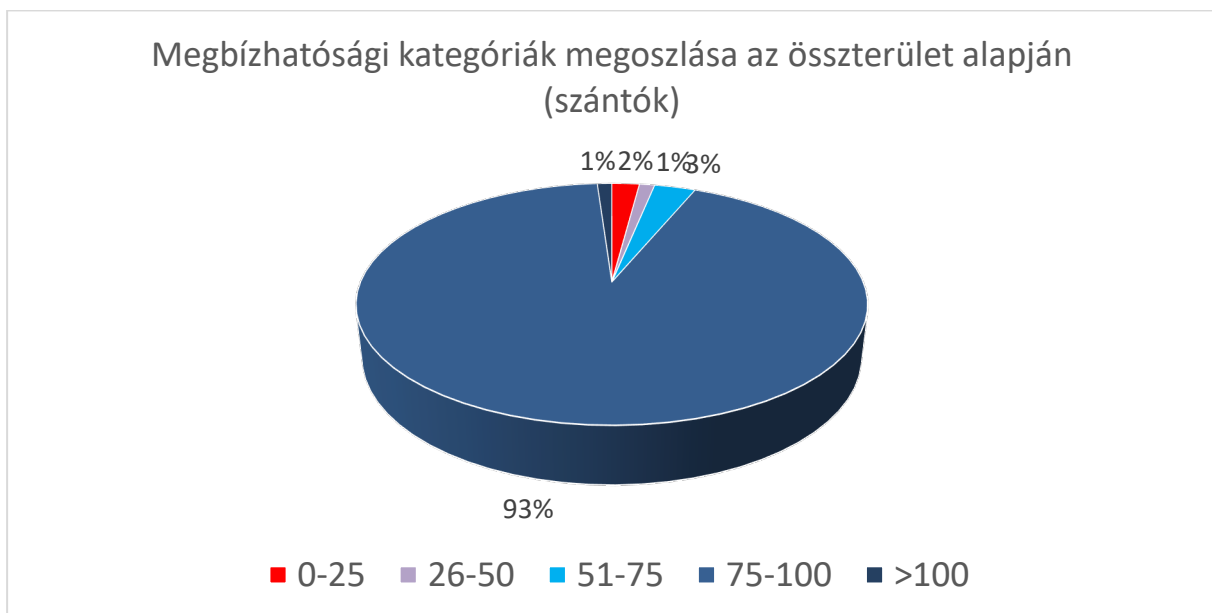
Az indikátorokat az Ökoszisztéma-alaptérkép (Agrárminisztérium 2019) szántóföldek (2100) és gyümölcsösök, bogyósok (2220) osztályaira határoztuk meg. A területegység meghatározásánál ismertetett felszínborítási foltokhoz a táblaméretet és a diverzitást a 2016. évi, Egységes Kérelemben szereplő, hasznosításra vonatkozó adatok (a továbbiakban: kérelemdatok) alapján állítottuk elő. Mivel csak a kérelmezett területre rendelkezünk információval, ez alapján jellemeztük a teljes foltot. A kérelemdatokat bizonyos esetekben kritériumok alapján csoportosítottuk (ld. 12.2 melléklet), és az egy csoportba eső kérelemdatokat a paraméterek meghatározásánál egy egységként kezeltük. A vizsgálat

eredményeként egy adott szántó, illetve gyümölcsös foltra vonatkoztatva a következő paramétereket kaptuk:

- **megbízhatóság:** azt mutatja meg, hogy a folt területének mekkora hányada alapján jellemeztük a foltot (0-25, 26-50, 51-75, 76-100, >100%) (3.1 ábra);
- táblaméret: a szántó és gyümölcsös foltokon belül az egyes **táblák darabszáma**, a **táblák méretének átlaga, szórása, mediánja**;
- a területen található **növények/növénycsoportok darabszáma**<sup>4</sup>, foltonkénti listája és az adott növény(csoport) területének %-os aránya az adott folton belül

Az Agrár-környezetgazdálkodási (AKG) és Magas Természeti Értékű Terület (MTÉT) célprogramban résztvevő területekhez megadott adatok<sup>5</sup>:

- az adott folton belül az **AKG-célprogram szerint kérelmezett parcellák kötelezettségvállalással érintett összterülete**;
- az adott folton belül az **MTÉT-célprogram szerint kérelmezett parcellák kötelezettségvállalással érintett összterülete**.



3.1. ábra A megbízhatósági kategóriák országos területi megoszlása a szántóterületekre

Azokat a foltokat, amelyeknél a megbízhatóság a legalacsonyabb (a területnek csak 0-25%-ára van információ) az elemzések során nem értékeltük. Mivel ez a kapott adatok által lefedett

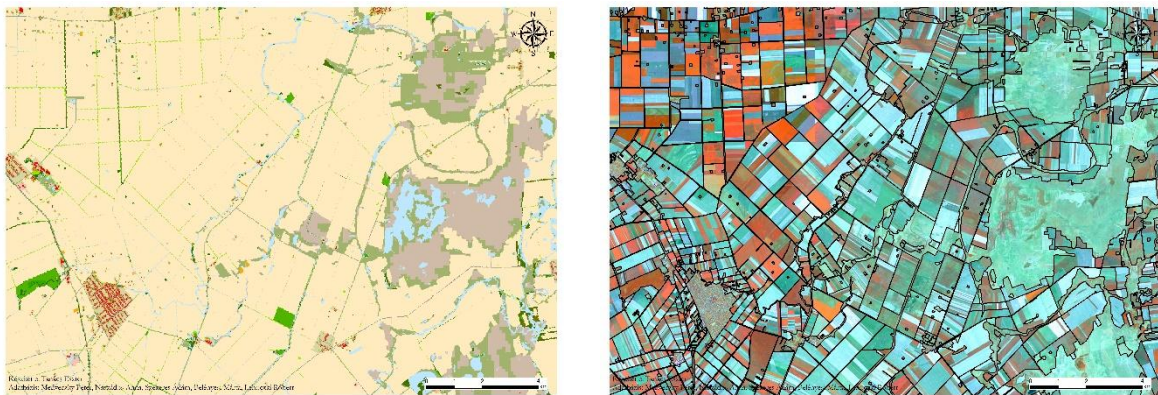
<sup>4</sup> Az egyes növények/növénycsoportok darabszámának meghatározásakor az összesített eredmény a következőképpen állt elő. A szántóföldi növények/növénycsoportok és az állandó kultúrák növényei/növénycsoportjai az előre meghatározott csoportosítás szerint kerültek a statisztikába, függetlenül attól, hogy szántóterületekre vagy a gyümölcsösök, bogyósok osztályra készült statisztika, míg minden egyéb nem szántóföldi növény vagy nem állandó kultúra (tehát pl. gyep) alkotta az egyéb kategóriát. Ezen elv oka, hogy az Egységes Kérelemben szereplő adatok és a MePAR felszínborítási adatok nem biztos, hogy minden esetben teljes mértékben az aktuális (legfrissebb) állapotot tükrözik, ugyanakkor szeretnénk volna, hogyha az esetleges eltérések nem befolyásolják a diverzitás mértékét.

<sup>5</sup> Szántó és gyümölcsös művelési ágú területek esetében az egyes foltokhoz számolt, táblaméretre és diverzifikációra vonatkozó adatokkal egy táblázatban szerepelnek az AKG- és/vagy MTÉT-célprogramra vonatkozó adatok.

terület összesen 2 %-át teszi ki, ez nem jelent nagyon nagy információvesztést. Ahol az érték 100% fölötti, azt az említett „egymásra lógó” kérelemadatok okozzák, ezek a 75-100%-os kategóriával egységesen kezelhetők. Ez a két kategória együttesen a terület 93,5%-át teszi ki.

### 3.4.1.1 Átlagos táblaméret

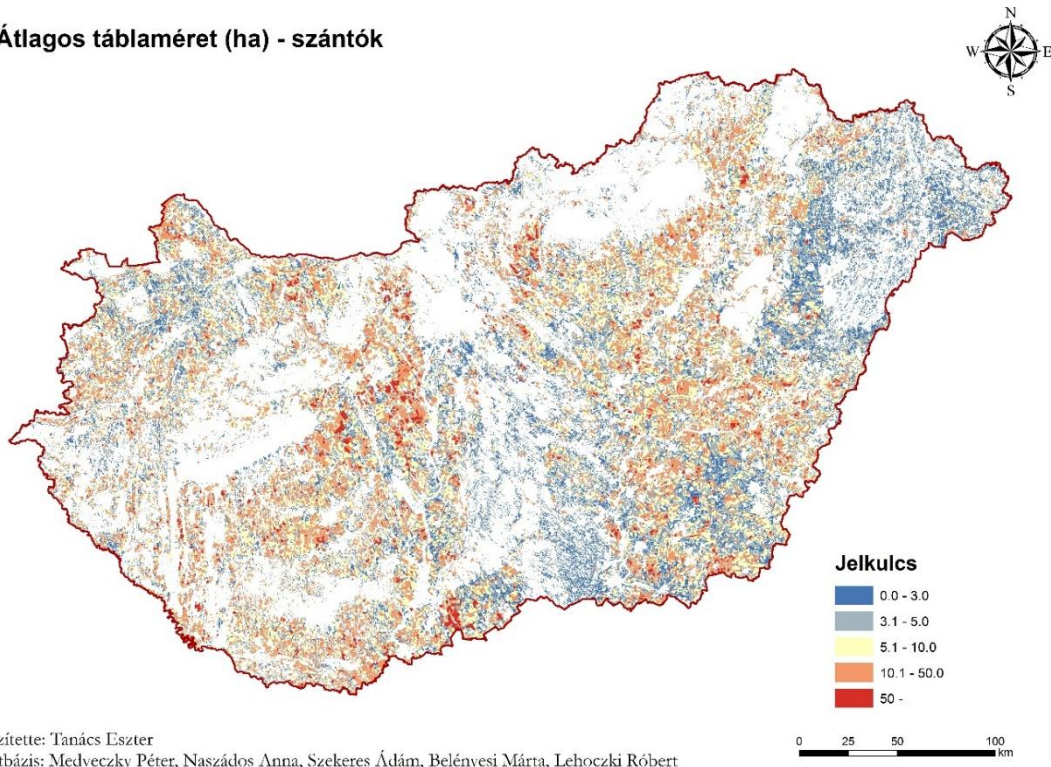
Elsősorban a térbeli heterogenitásra (de közvetve valamennyire a használat intenzitására is) utaló indikátor. A kisebb, szabálytalan alakú táblák egyrészt nagyobb térbeli változatosságot jelentenek, másrészt potenciálisan több, az élővilág szempontjából kedvező szegélyt. Fahrig és mtsai (2015) pl. 7 élőlénycsoport esetében mutatták ki, hogy a biodiverzitás a szántók táblaméretének csökkenésével növekszik. Főleg a szántókra értelmezhető, de a térbeli kiterjedést (hasonló módon, de más küszöbértékekkel) a gyümölcsösöknél is figyelembe vettük.



3.2. ábra Bal oldalon az alaptérkép egy random kiválasztott (különböző méretű szántókban gazdag) részlete látható, a sárga szín jelöli a szántóterületeket. Jobb oldalon ugyanaz a rész szerepel egy 2017 nyári Sentinel műholdképből készített térképen, amelyen kirajzolódnak az eltérő növényborítottsággal rendelkező táblák határai. A fekete vonalak jelzik a fentebb leírt, általunk használt terület egységek határait. Látható, hogy noha az alaptérképen kirajzolódó egységeknél sok esetben finomabb felbontásról beszélhetünk, egy egységben belül így is több, eltérő növényborítottsággal jellemezhető tábla lehet.



### Átlagos táblaméret (ha) - szántók

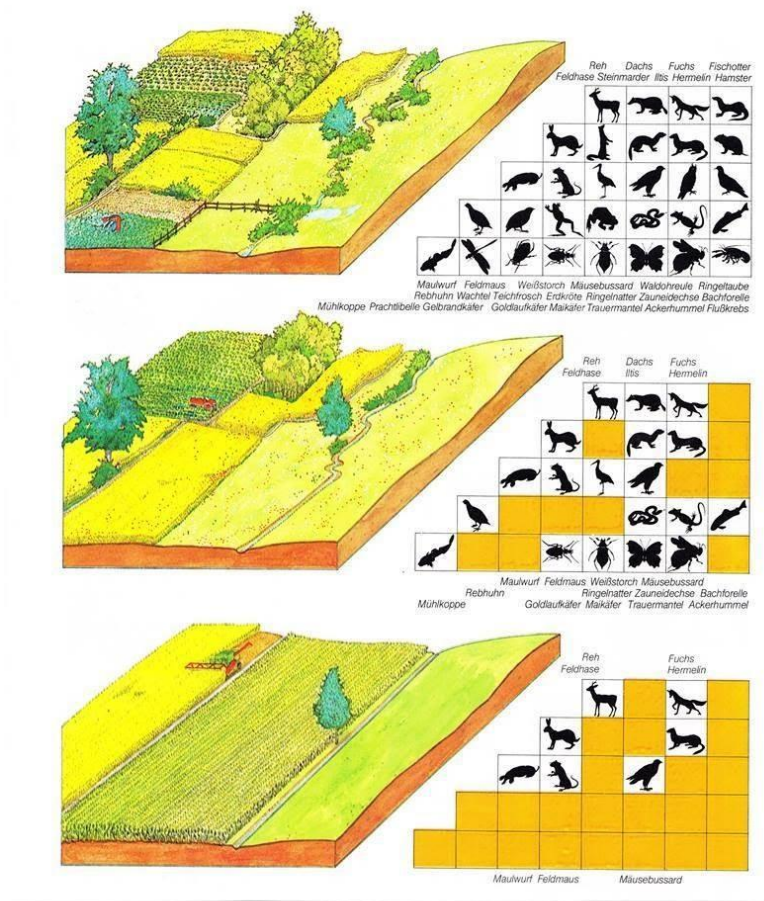


Készítette: Tanács Eszter  
Adatbázis: Medveczky Péter, Naszádos Anna, Szekeres Ádám, Belényesi Márta, Lehoczki Róbert

### 3.3. ábra – Átlagos táblaméret a szántó foltokban (ha)

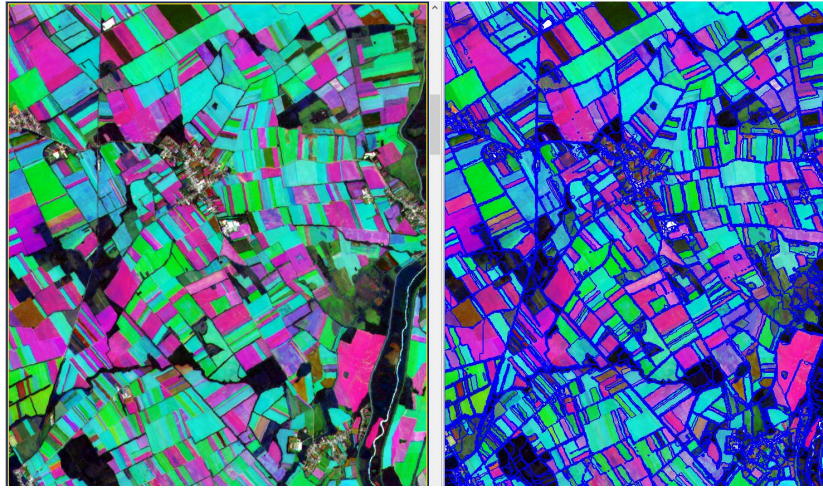
A táblaméret helyett a szakirodalomban sokszor inkább a szegélysűrűséget használják indikátorként, az alaptérkép 20 m-es felbontása nem teszi lehetővé a keskenyebb (1-2 m széles) vonalas elemek megjelenítését, miközben ezeknek nagy jelentősége lehet az élővilág szempontjából. Emellett a térképen az azonos jellegű területek (pl. szántók) nagyobb foltokba vonódnak össze. A fentiek miatt az alaptérképből számított szegélysűrűség egy finomabb léptéket tekintve nem tükrözte volna megfelelően a valós viszonyokat (3.2 ábra).

A 3.3. ábrán látható az átlagos táblaméret térképe, a 3.4 ábra pedig a biodiverzitás és a kultúrtáj változatosságának kapcsolatát illusztrálja. Ahogy az élőhelyek változatossága csökken, egyre kevesebb faj találja meg az életfeltételeit a tájban.



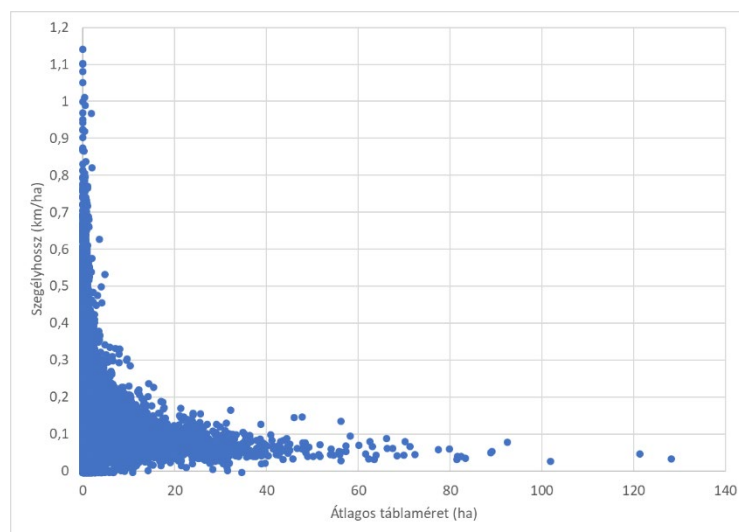
3.4. ábra A táji változatosság csökkenésének hatása az élővilágra (illusztráció, az eredeti forrás ismeretlen)

Az indikátor értékek (melyek az aggregálásnál pontszámokként jelennek meg) meghatározásánál a fentiek miatt arra a feltételezésre alapoztunk, hogy az élővilág szempontjából a kistáblás szántók (illetve gyümölcsösök) kedvezőbbek. Az, hogy a különböző elemzésekben mit tekintenek kistáblás szántónak, változó. A CLC50 felszínborítási adatbázisban a határ 10 ha volt (Büttner és mtsai 2003), máshol 5 ha-ban adják meg ezt a határértéket. Az AKG választható előírásai között is 5 ha-os határérték szerepel (Agócs és mtsai 2015). A tudományos szakirodalomban sokszor nem a táblamérettel, hanem a (km/ha-ban megadott) szegélysűrűséggel vetik össze a különböző élőlénycsoportok előfordulását, jellemzőit (pl. Martin és mtsai 2019), ezért egy random kiválasztott (különböző méretű szántókban gazdag) kisebb területre egy Sentinel műholdkép szegmentálása alapján (3.5 ábra) megbecsültük a tényleges szegélysűrűséget is, és ezt az átlagos táblaméret függvényében ábrázoltuk (3.6 ábra).



3.5 ábra A szegmentálás során azonosított táblaszélek

Az ábra célja, hogy segítse a kétféle érték kapcsolatának megértését, és ezzel a szakirodalomban a szegélyszűrűség és biodiverzitás kapcsolatára megadott összefüggések értelmezését a saját (táblaméret) adatainkra. Látható, hogy a random kiválasztott területen 10 ha-os átlagos táblaméret esetében a szegélyszűrűség csak néhány esetben megy 0,2 km/ha fölé. Az eredmények alapján háromszintű pontozást alkalmaztunk (tehát az indikátor háromféle értéket vehet fel), az 5 ha-nál kisebb átlagos táblamérettel jellemezhető foltok +2, az 5 és 10 ha közöttiek +1, míg a 10 hektárnál nagyobb átlagos táblamérettel rendelkező foltok 0 pontot kaptak. A gyümölcsösök esetében ugyanezeket a határokat 1 és 3 hektárnál húztuk meg.

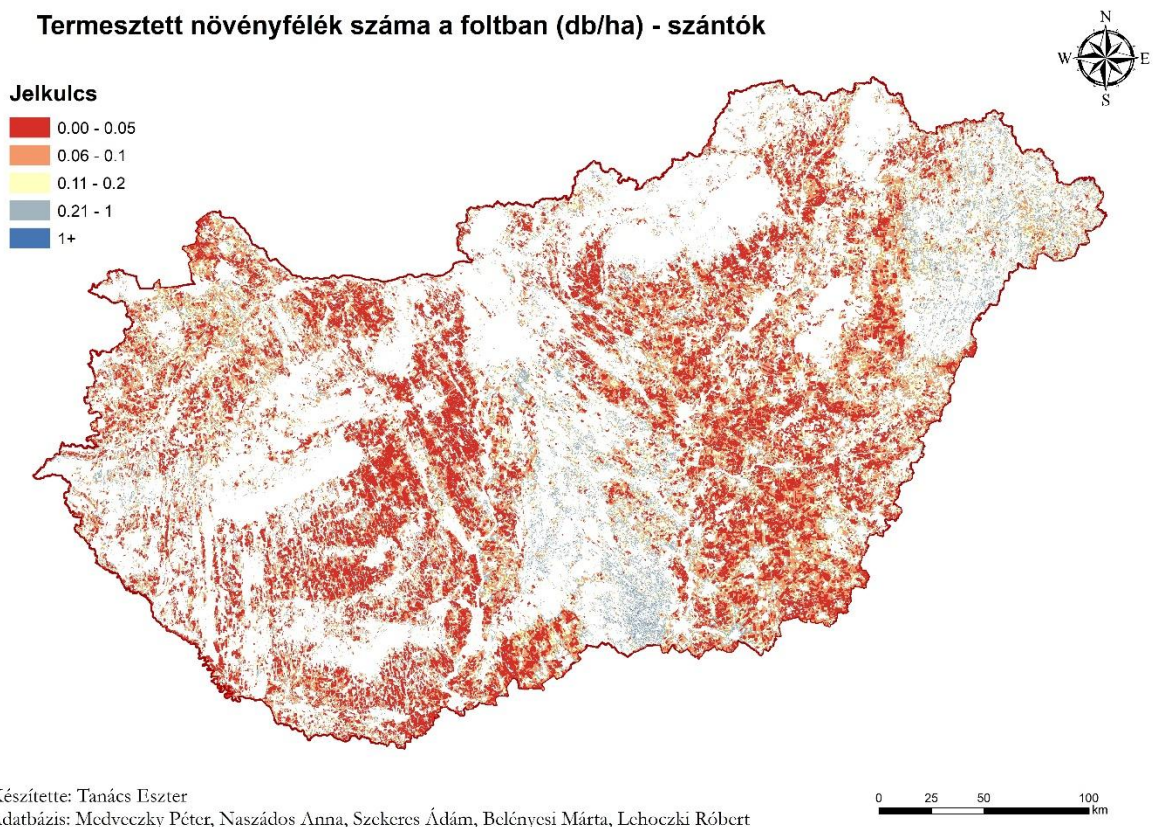


3.6 ábra Az átlagos táblaméret összefüggése a műholdkép alapján becsült szegélyhosszal

### 3.4.1.2 A termesztett növények változatossága

Bár az élőhelyi változatosság általában nagyobb szerepet játszik az élővilág változatosságának fenntartásában, valamilyen mértékben a termesztett növények változatossága is hozzájárulhat a biodiverzitás növeléséhez (Fahrig és mtsai. 2011), főleg azokban az agrártípusokban, ahol a természetes-féltermészetes élőhelyek területi aránya kicsi. Az egységes területalapú támogatásra beadott kérelmek alapján a termesztett növények fajtát (illetve ahol releváns, fajtaját), és ezek területét a fentebb leírt foltok területére vonatkoztatott

arányok formájában kértük meg (a teljes listát a 12/2 melléklet tartalmazza). Ebből lehetséges diverzitásindexek számítása is. Első kísérletképpen Shannon diverzitást (Shannon & Wiener 1949) számítottunk a növényfélék száma és területi aránya alapján. A termesztett növények számára pedig a nem egységes méretű foltok miatt területegységre (1 hektárra) vonatkoztatott változatot is készítettünk (3.7 ábra). Az összesítés során végül a darabszám használata mellett döntöttünk, mert elég hasonló képet mutat, viszont könnyebben értelmezhető. Mivel a kis területű foltoknál néhol irreálisan magas értékek jöttek ki, az 1 hektárnál nagyobb területű foltok esetében a hektárra vetített darabszám, a kisebb foltok esetében a darabszám alapján pontoztunk.



3.7. ábra A termesztett növényfélék száma a foltban (db/ha) – szántók (a fehéren hagyott területek nem szántók)

### 3.4.1.3 Területhasználat

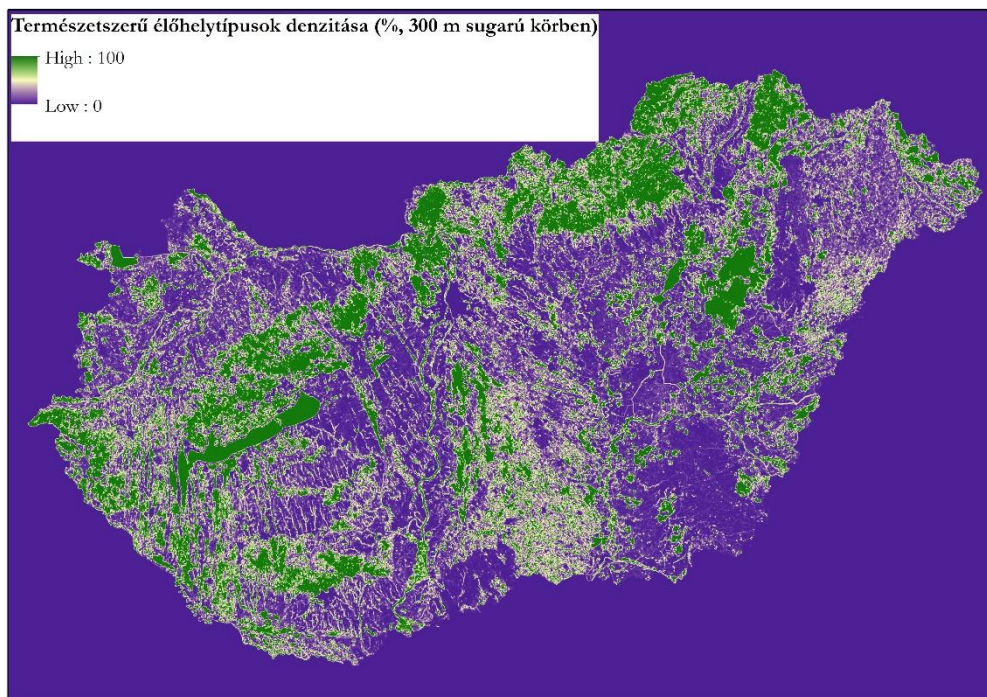
Lucerna/zöldugor területi aránya: A pillangós szálas takarmánynövények relatíve kevésbé bolygatott, más szántóföldi kultúrákhoz képest változatosabb, gazdagabb rovarvilágú területek, megfelelő használat esetén kedvező élőhelyek lehetnek sok földön fészkelő madárfaj és az apróvad számára is. A parlagi sas négy fő zsákmányállata közül három (mezei nyúl, fácán, hörcsög) esetében pl. a lucernások a kedvező élőhelyek között az első helyen szerepelnek (Kovács és mtsai 2005). A lucerna a gyepek helyreállítása kapcsán is nagyon kedvező tulajdonságokkal rendelkezik (ld. Török és mtsai 2011).

Pihentetett területek aránya: A pihentetett területek hasonló módon élőhelyet, táplálkozó és búvóhelyet jelenthetnek az agrárterületek élővilága számára. Értékelésünkben azok a foltok,

ahol a pihentetett területek, valamint a lucerna és zöldbogar<sup>6</sup> összesített területaránya eléri a 2%-ot, +1, ahol a 20%-ot, +2 pontot kaptak. A 2 %-os határ arra reflektál, hogy ha kis mértékben is, de ezek az élővilág számára kedvezőbb területek legalább a számunkra rendelkezésre álló adatok alapján kimutathatóan jelen vannak az adott területegységben, míg a legalább 20%-os területarány (pl. a lucernára, zöldbogarra és pihentetett területekre) a parlagi sas védelmére a Magyar Madártani Egyesület által kidolgozott javaslatban is szerepel (Kovács és mtsai 2005). **Kukorica területi aránya:** Több tanulmány is kimutatta, hogy a kukorica magas aránya egy adott területen különféle negatív hatásokkal járhat az élővilágra nézve (pl. Hass és mtsai 2019, Sauerbrei és mtsai 2014), a szerzők feltevése szerint az intenzív kezelés, illetve annak a környező szegélyekre való kihatása miatt. Ezért azok a foltok, ahol a kukorica területi aránya eléri az 50%-ot, az értékelésben -1 pontot kaptak.

### 3.4.2 Antropogén terhelés

#### 3.4.2.1 Természetszerű élőhelyek. aránya a pont meghatározott sugarú környezetében



3.8. ábra A természetszerű élőhely-típusok aránya (denzitása) (%) 300 m sugarú körben

Természetszerű élőhely-típusok alatt itt az Ökoszisztéma-alaptérkép (Agrárminisztérium 2019) nem mesterséges, és nem művelt élőhely-típusait értjük, függetlenül ezek tényleges állapotától. Az ilyen területek élőhelyet, menedéket, és táplálékot biztosítanak az agrártájokban élő élőlények számára (Martin és mtsai 2019). Ide soroltuk az alaptérképen 3-as (gyepek), 4-es (erdők), 5-ös (vizes élőhelyek) és 6-os (vizek) főkategóriába került területeket, az idegenhonos faültetvények (44) és az erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló

<sup>6</sup> A 2017. január 1-től indult AKG-ban a zöldbogar definíciója: „legalább három egymást követő évig tartó zöld növényi borítottság, amelyet legalább három faj - amelyből legalább egy évelő pillangós - vetésével alakítottak ki”.

területek (45) kivételével. Mivel ezt a mutatót az alaptérkép alapján számoltuk, nem a többi esetben használt foltra, hanem a pixel 300 m sugarú környezetére számított arányt vettünk figyelembe.

#### *3.4.2.2 Konkrét természetvédelmi korlátozáshoz vagy cselekvéshez kötötten támogatott területek aránya (szántókra): MTÉT és AKG célprogramok keretében leigényelt területek aránya*

Azon területek aránya a foltban, ahol a gazdálkodó többlet-támogatás, vagy kompenzáció fejében bizonyos, természetvédelmi célokat támogató előírásoknak megfelelően végzi a gazdálkodást. Azokban az esetekben, amikor nem áll rendelkezésre egyéb térbeli információ, az állapot leírására, illetve annak közelítésére előszeretettel használják helyettesítő adatként a védett területek kiterjedését (Vallecillo és mtsai 2019, Zulian és mtsai 2013). Ez azon a feltételezésen alapul, hogy eleve a jobb állapotú területek kerülnek védelem alá, illetve, hogy a védelemnek köszönhetően idővel az adott terület állapota a hasonló, de védelem alatt nem álló területekhez képest relatíve javul. Mivel azonban sokféle védettségi kategória létezik, és nem mindegyik jár olyan korlátozásokkal (és/vagy ösztönzőkkel), amelyek érdemben elősegítenék az állapot javulását, vagy legalább megelőznék a további romlását, úgy döntöttünk, hogy csak olyanokat veszünk be az elemzésbe, amelyek területileg jobban differenciáltak, és korábbi vizsgálatok már kimutattak valamilyen, az élővilágra gyakorolt pozitív hatást (ld. pl. Podmaniczky 2015). Ezek jellemzően azok a területek, ahol a gazdálkodók többlet-támogatás, vagy kompenzáció fejében bizonyos konkrét természetvédelmi célokat támogató előírásoknak megfelelően végzik a gazdálkodást. Ilyenek például a Magas Természeti Értékű Területeken (MTÉT), vagy az agrár-környezetgazdálkodási programban támogatott területek. Ha valamely foltnak legalább a 20%-a ilyen területbe sorolódott, az az értékelés során +1 pontot kapott. Ez tűnhet redundánsnak, hiszen az előírások egy része (pl. pillangós szálas takarmánynövények, illetve zöldugar megemelt arányú termesztésére vonatkozó előírások, vagy a megnövelt szegélyszűréség – ld. Agócs és mtsai 2015) a modellben már megjelenik, azonban ezeken a területeken más olyan, a kezelésre vonatkozó előírások is szerepelnek (pl. a növényvédőszeres csökkentett alkalmazása, kaszálás módja és időpontja kapcsán), amelyekre nézve máshonnan nincs információnk.

### **3.5 Az aggregálás módszertana**

A különböző szempontok kombinálásánál a fő kihívást az jelenti, hogy a táji minőség (ideértve akár a természetszerű élőhely-típusok arányát az adott agrártájban, akár a termesztett növények számát/változatosságát) és a térbeli elrendeződés (táblaméret, szegélyszűréség) nem függetlenek egymástól, és a hatásuk sem lineárisan változik (Martin és mtsai 2019). Az egyes fajok és élőlénycsoportok igényei is jelentősen eltérhetnek (pl. Jeanneret és mtsai 2003, Nagy és mtsai 2017, Gallé és mtsai 2018), ami egy általános értékelésnél jelentősen nehezíti a tudományos vizsgálatok során megállapított határértékek használatát. Az itt alkalmazott egyszerű osztályozás a figyelembe vett és minősített részindikátorok pontszámainak összegén alapul. A szántóknál a figyelembe vett változókat és azok pontozását a 3.1. táblázat, a gyümölcsösöknél a 3.2 táblázat mutatja be. Az összesített pontszámok alapján valamennyi

szántót és gyümölcsöst besoroltuk egy 3, illetve egy 5 osztályból álló kategóriarendszerbe is (3.3 táblázat). Az 5 osztály előnye, hogy jobban differenciál az egyes területek között, hátránya azonban, hogy félreérthető lehet, mivel a számozás hasonló a főként természet-közeli területekre kidolgozott 5-fokozatú skálákhoz. Emiatt nagyon **fontos szem előtt tartani, hogy ez egy, kifejezetten az adott típusokra (szántók, gyümölcsösök) kidolgozott relatív skála, de az élővilág szempontjából még egy, eszerint a skála szerint 5-ös minősítésű mezőgazdasági terület sem lesz soha olyan kedvező, mint egy jó állapotú gyeplő, vagy erdő.**

3.1. táblázat Szántóterületekre vonatkozó pontozás

Indikátor	Milyen egységre értékeljük	Szabály/pontozás
Természetszerű élőhelyek. aránya	300 m sugarú kör	HA arány $\geq 20\%$ $\rightarrow$ +2 pont HA arány 2-19% $\rightarrow$ +1 pont HA arány $< 2\%$ $\rightarrow$ 0 pont
Átlagos táblaméret	felszínborítási folt (ld. 3.2.1 fejezet)	HA érték $< 5$ ha $\rightarrow$ +2 pont HA érték $\geq 5$ de $< 10$ $\rightarrow$ +1 pont HA érték $> 10$ ha $\rightarrow$ 0 pont
Termesztett növényfélék száma (db, illetve db/ha)	felszínborítási folt (ld. 3.2.1 fejezet)	1 ha alatt: HA érték $\geq 2$ $\rightarrow$ +1 pont 1 ha fölött: HA db/ha $> 0.2$ $\rightarrow$ +1 pont
Zöldugar/Lucerna területi aránya	felszínborítási folt (ld. 3.2.1 fejezet)	HA érték $\geq 20\%$ $\rightarrow$ +2 pont HA érték 2-19% $\rightarrow$ +1 pont HA érték $< 2\%$ $\rightarrow$ 0 pont
Pihentetett területek aránya	felszínborítási folt (ld. 3.2.1 fejezet)	HA arány $\geq 20\%$ $\rightarrow$ +1 pont
Kukorica aránya	felszínborítási folt (ld. 3.2.1 fejezet)	HA arány $> 50\%$ $\rightarrow$ -1 pont
Védelemből fakadó kötelezettséggel érintett területek aránya	felszínborítási folt (ld. 3.2.1 fejezet)	HA MTÉT és AKG kérelmezett területek együttes aránya $> 20\%$ $\rightarrow$ +1

3.2. táblázat Gyümölcsösökre vonatkozó pontozás

Indikátor	Milyen egységre értékeljük	Szabály/pontozás
Természetszerű élőhelyek. aránya	az adott folt 300 m sugarú környezete	HA arány $\geq 20\%$ $\rightarrow$ +2 pont HA arány 2-19% $\rightarrow$ +1 pont HA arány $< 2\%$ $\rightarrow$ 0 pont
Átlagos méret	felszínborítási folt (ld. 3.2.1 fejezet)	HA érték $\leq 0.5$ ha $\rightarrow$ +2 pont HA érték $> 0,5$ de $\leq 3$ $\rightarrow$ +1 pont HA érték $> 3$ ha $\rightarrow$ 0 pont
Termesztett gyümölcsfajok száma (db, illetve db/ha)	felszínborítási folt (ld. 3.2.1 fejezet)	1 ha alatt: ha érték $\geq 2$ $\rightarrow$ +1 pont

kiegészítve a vegyes gyümölcsösök arányával		1 ha fölött: ha db/ha >0.5 → +1 pont VAGY HA a vegyes gyümölcsösök kategória aránya >= 10% → +1 pont
Védelemből fakadó kötelezettséggel érintett területek aránya	felszínborítási folt (ld. 3.2.1 fejezet)	HA MTÉT és AKG kérelmezett területek együttes aránya >20% → +1

3.3. táblázat A végső minősítés kialakítása a szántókra és a gyümölcsösökre az összesített pontszámok alapján

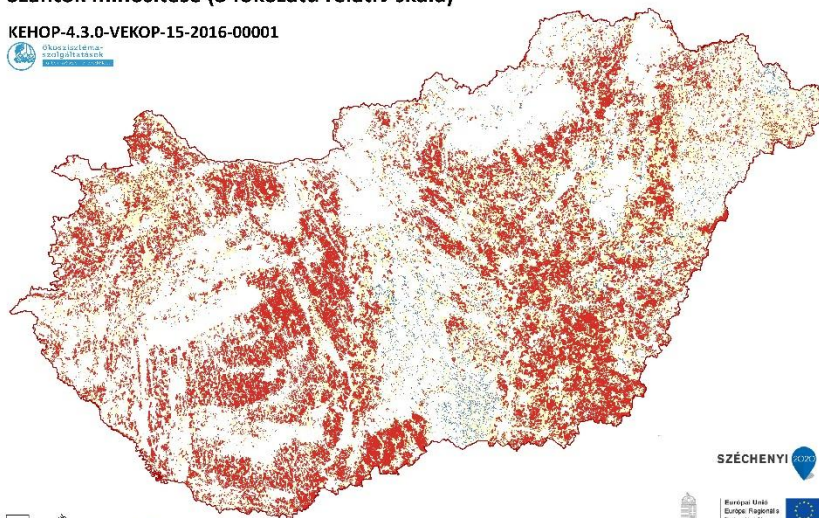
Pontszám	Szántó 3 kategória	Szántó 5 kategória	Gyümölcsös 3 kategória	Gyümölcsös 5 kategória
-1	1	1		
0	1	1	1	1
1	1	2	1	1
2	1	2	1	2
3	2	3	2	3
4	2	3	3	4
5	2	4	3	5
6	3	4	3	5
7	3	5		
8	3	5		
9	3	5		

Az eredménytérképek a szántókra a 3.9 és 3.10, a gyümölcsösökre a 3.11 és 3.12 ábrákon láthatóak.



### Szántók minősítése (3 fokozatú relatív skála)

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



SZÉCHENYI 2020



#### Jelkulcs

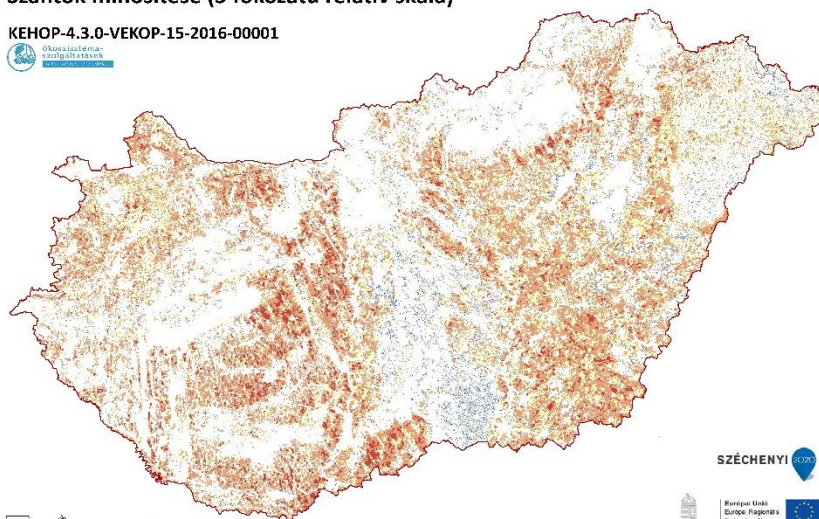
- 1 (Legrosszabb állapot)
- 2
- 3 (Legjobb állapot)

Készítette: Tanács Eszter  
Adatbázis: Medveczky Péter,  
Naszáros Anna,  
Szekeres Ádám,  
Belényesi Márta,  
Lehoczki Róbert

3.9 ábra Szántók állapotminősítés 3 kategória

### Szántók minősítése (5 fokozatú relatív skála)

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



SZÉCHENYI 2020

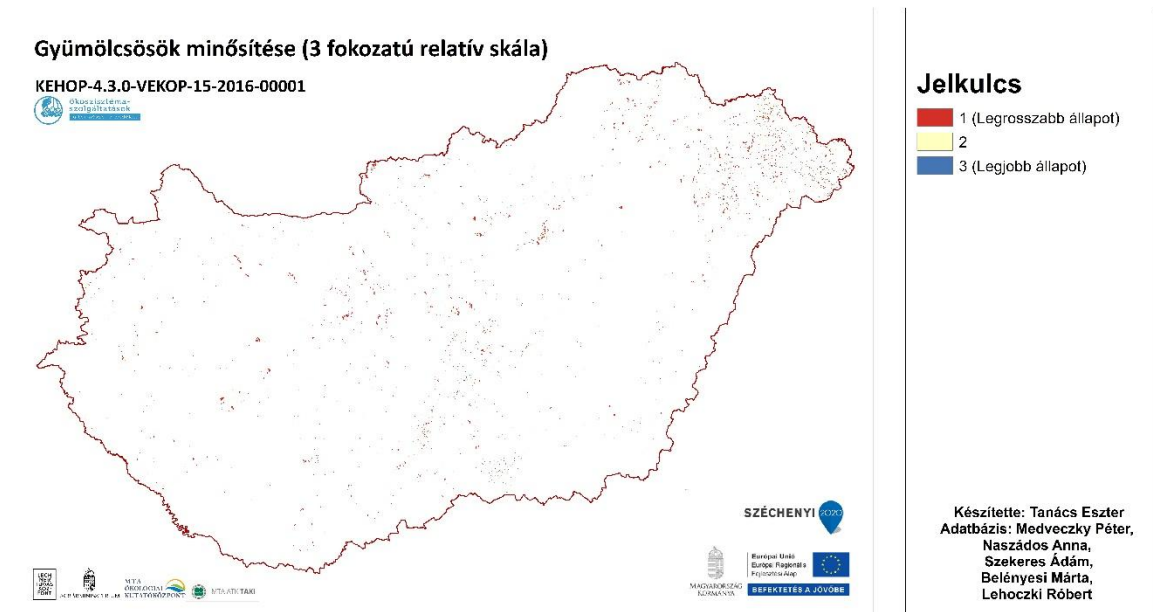


#### Jelkulcs

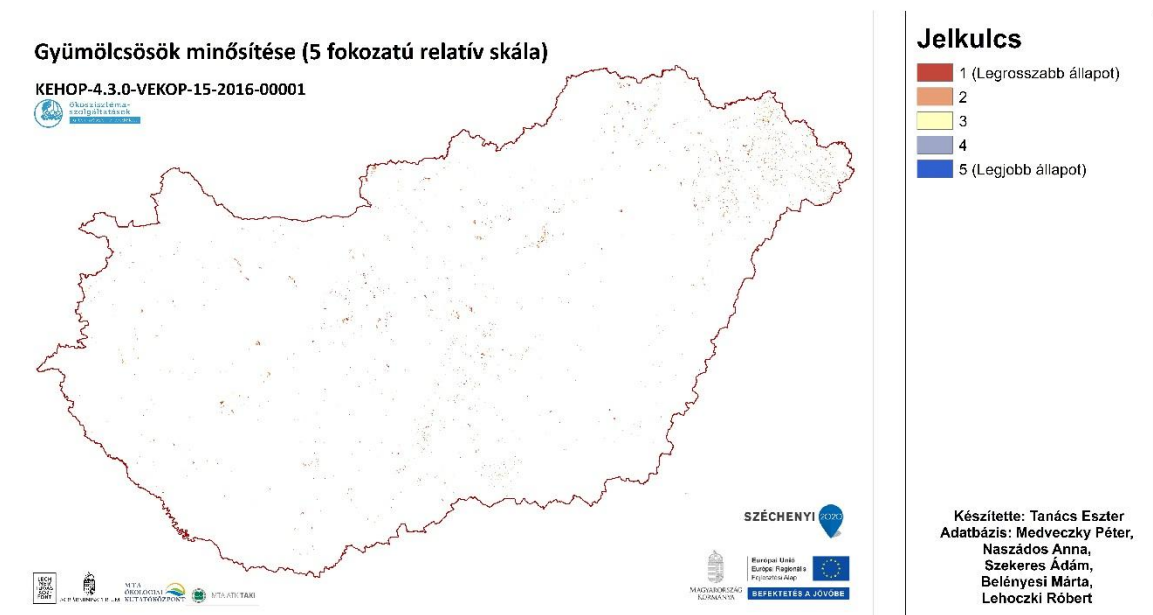
- 1 (Legrosszabb állapot)
- 2
- 3
- 4
- 5 (Legjobb állapot)

Készítette: Tanács Eszter  
Adatbázis: Medveczky Péter,  
Naszáros Anna,  
Szekeres Ádám,  
Belényesi Márta,  
Lehoczki Róbert

3.10 ábra Szántók állapotminősítés 5 kategória

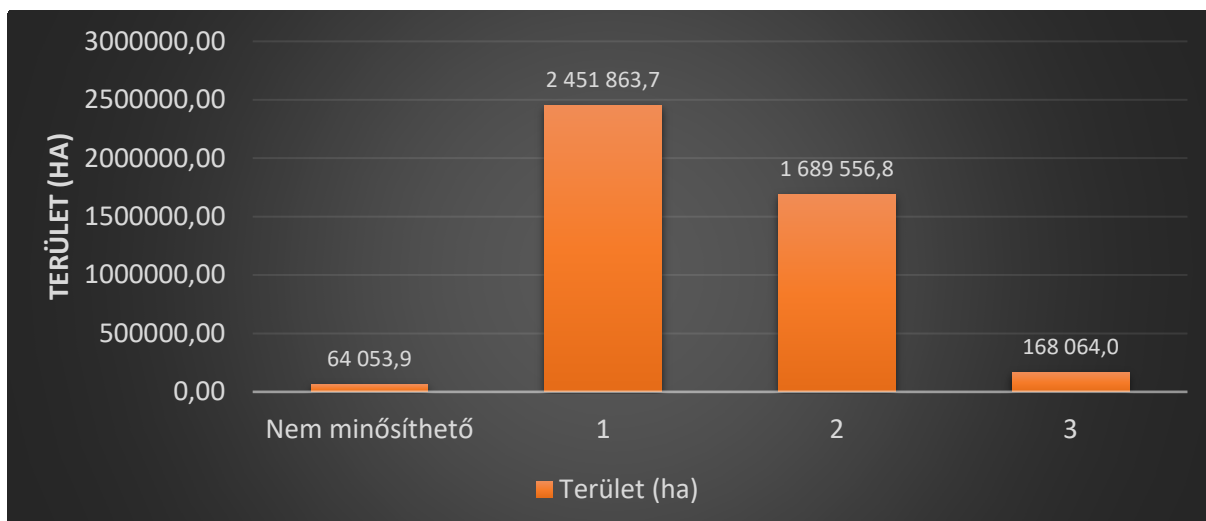


3.11 ábra Gyümölcsösök állapotminősítés 3 kategória

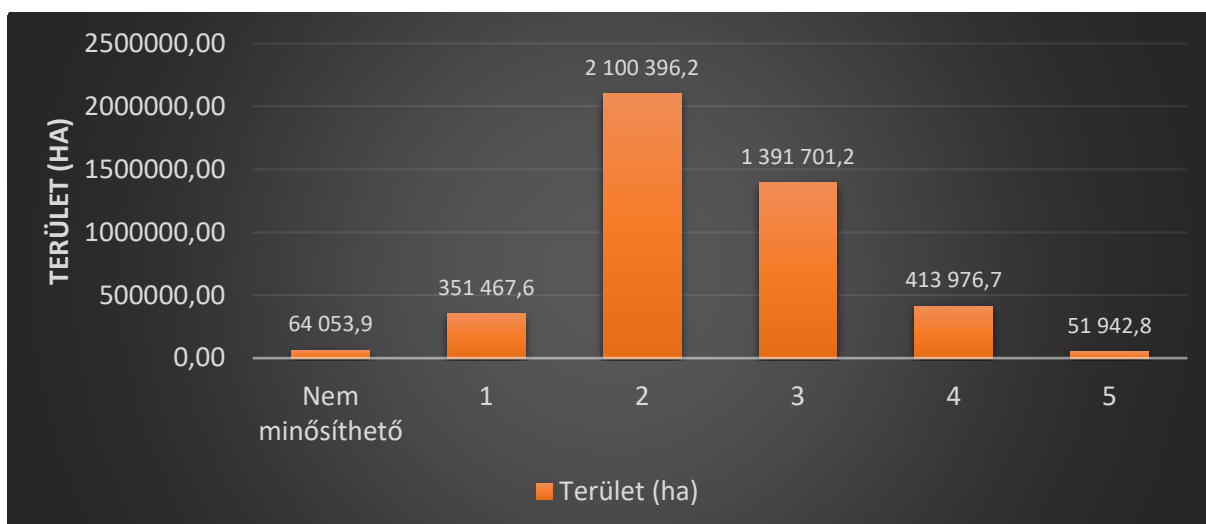


3.12 ábra Gyümölcsösök állapotminősítés 5 kategória

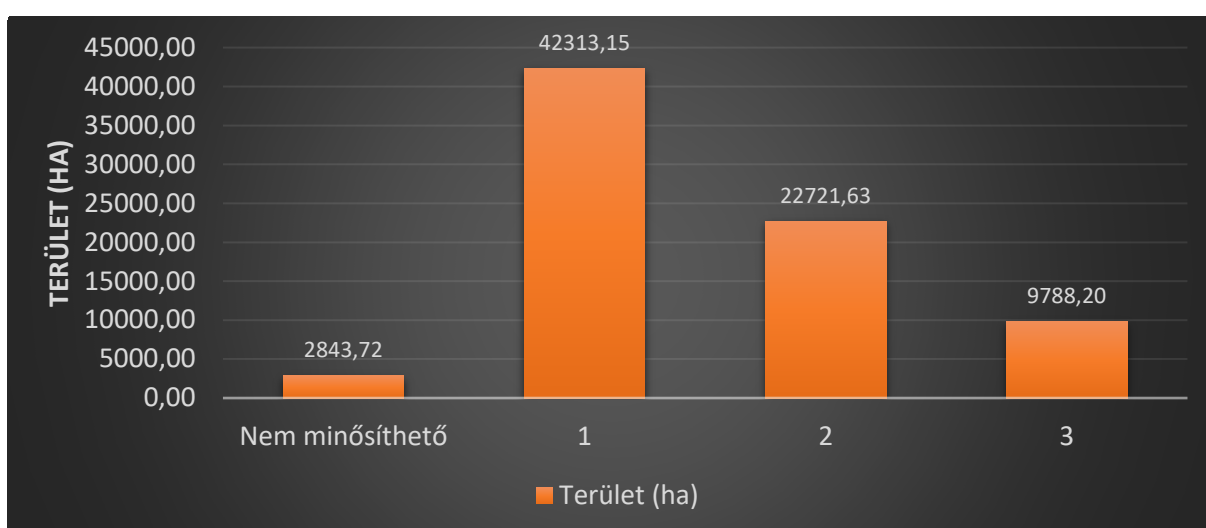
A 3.13-16 ábrák az egyes kategóriák országos területi megoszlását mutatják be.



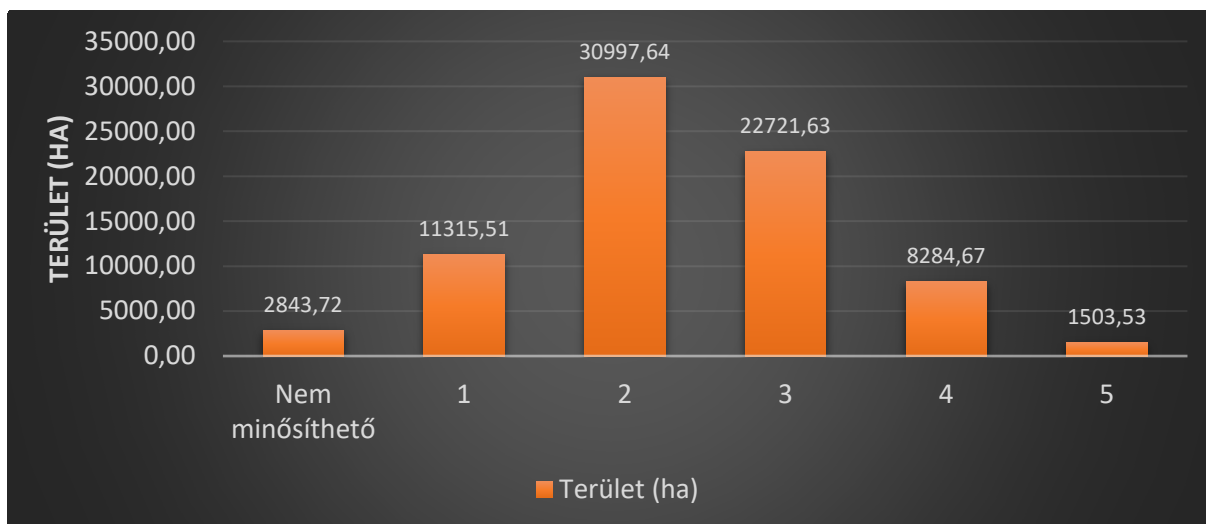
3.13 ábra Szántók állapotminősítés kategóriák (3-as bontás) országos területi megoszlása



3.14 ábra Szántók állapotminősítés kategóriák (5-ös bontás) országos területi megoszlása



3.15 ábra Gyümölcsösök állapotminősítés kategóriák (3-as bontás) országos területi megoszlása



3.16 ábra Gyümölcsösök állapotminősítés kategóriák (5-ös bontás) országos területi megoszlása

### 3.6 Kimaradt indikátorok

Az antropogén terheléshez kapcsolódóan az agrártájak esetében hangsúlyosan felmerült a *kihelyezett műtrágya és növényvédőszer mennyiség*, mint indikátor használata, azonban ezek finom léptékű térképezéséhez (amely az állapotértékelés szempontjából kiemelt jelentőségű lenne) az elemzés elvégzésekor tudomásunk szerint nem állt rendelkezésre megbízható minőségű adatforrás. E két indikátor ugyanakkor nagyon fontos lenne a mezőgazdasági tevékenység hatásainak pontosabb becsléséhez – ezek hiányában a használat tényleges intenzitását csak közvetve, durván lehet becsülni. A listában korábban szerepelt a *Farmland Bird Index*, amely széles körben használt, az agrárterületekre jellemző madárfajok trendjeiből számított kompozit indikátor (Gregory és mtsai 2003, 2005, Szép és mtsai 2012), de a kisebb területegységekre történő kiszámítását a jelentős munkaigény miatt végül elvetettük. A *talaj állapotára* vonatkozó indikátorok külön, a 10. fejezetben kerülnek ismertetésre.

### 3.7 Hivatkozások

Agócs Bernadett, Galambos Annamária, Hegymegi Péter, Kary Lóránt, Keszthelyi Krisztián, Dr. Kiss Andrea, Kovács Vera, Néráth Melinda, Rezneki Rita, Sztahura Erzsébet, Tóth Péter, Várszegi Gábor (2015): Agrár-környezetgazdálkodás. Nemzeti Agrárgazdálkodási Kamara.

<https://www.nak.hu/kiadvanyok/kiadvanyok/130-akg-kezikonyv/file>

Agrárminisztérium (2019.): Ökoszisztéma-alaptérkép és adatmodell kialakítása. [http://www.termeszetvedelem.hu/\\_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep\\_dokumentacio/KEHOP\\_TERK\\_modszertan\\_V5.0-20190630.pdf](http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep_dokumentacio/KEHOP_TERK_modszertan_V5.0-20190630.pdf)

Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) (2011): Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, pp. 441. [https://www.novenyzetiterkep.hu/sites/novenyzetiterkep.hu/files/Boloni\\_Molnar\\_Kun\\_2011\\_Magyarország\\_elohelyei%20%281%29\\_0.pdf](https://www.novenyzetiterkep.hu/sites/novenyzetiterkep.hu/files/Boloni_Molnar_Kun_2011_Magyarország_elohelyei%20%281%29_0.pdf)

- Büttner, George, and Barbara Kosztra. "CLC2006 technical guidelines." European Environment Agency, Technical Report1 (2007): 70.  
[https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/copy\\_of\\_CLC2006\\_technical\\_guidelines.pdf](https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/copy_of_CLC2006_technical_guidelines.pdf)
- Büttner György, Maucha Gergely, Bíró Mária, Petrik Ottó (2004): Nagyfelbontású nemzeti felszínborítási adatbázis.  
[http://fish.fomi.hu/letoltes/nyilvanos/corine/clc50\\_referencia\\_cikk.pdf](http://fish.fomi.hu/letoltes/nyilvanos/corine/clc50_referencia_cikk.pdf)
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., ... & Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*, 14(2), 101-112.
- Fahrig, Lenore, Judith Girard, Dennis Duro, Jon Pasher, Adam Smith, Steve Javorek, Douglas King, Kathryn Freemark Lindsay, Scott Mitchell, and Lutz Tischendorf. "Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200 (2015): 219-234.
- Gallé, Róbert, Anne-Kathrin Happe, Alette Boser-Baillo, Teja Tschamntke, and Péter Batáry. "Landscape configuration, organic management, and within-field position drive functional diversity of spiders and carabids." *Journal of Applied Ecology* 56, no. 1 (2019): 63-72.
- Gregory, R. D., Noble, D., Field, R., Marchant, J., Raven, M. and Gibbons, D. W. 2003. Using birds as indicators of biodiversity. In: Szép, T., Blair, M. and Báldi, A. (eds.) *Bird Numbers 2001, Monitoring for Nature Conservation. Proceedings of the 15th International Conference of the EBCC.- Ornis Hungarica 12-13*: 11-24.
- Gregory, R.D., van Strien, A.J., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D.W. (2005). Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 360, 269-288.
- Hass, Annika Louise, Lara Brachmann, Péter Batáry, Yann Clough, Hermann Behling, and Teja Tschamntke. "Maize-dominated landscapes reduce bumblebee colony growth through pollen diversity loss." *Journal of applied ecology* 56, no. 2 (2019): 294-304.
- Jeanneret, Ph, Beatrice Schüpbach, and Henryk Luka. "Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, no. 1-3 (2003): 311-320.
- Kovács András, Demeter Iván, Horváth Márton, Fülöp Gyula, Frank Tamás, Szilvácsku Zsolt (2005): *Parlagisás-védelmi kezelési javaslatok*. MME, Budapest.
- Maes J, Teller A, Erhard M, Grizzetti B, Paracchini ML, Somma F, Orgiazzi A, Jones A, Zulian G, Petersen J-E, Marquardt D, Kovacevic V, et al. (2018) *Mapping and Assessment of Ecosystems and Their Services – an Analytical Framework for Mapping and Assessment of Ecosystem Condition in EU: Discussion Paper*.  
[http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem\\_assessment/pdf/5th%20MAES%20report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/5th%20MAES%20report.pdf)
- Martin, Emily A., Matteo Dainese, Yann Clough, András Báldi, Riccardo Bommarco, Vesna Gagic, Michael PD Garratt et al. "The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe." *Ecology letters* (2019).

- Nagy, G. G., Ladányi, M., Arany, I., Aszalós, R., & Czúcz, B. (2017): Birds and plants: Comparing biodiversity indicators in eight lowland agricultural mosaic landscapes in Hungary. *Ecological Indicators*, 73, 566-573.
- Podmaniczky László (szerk.) (2015): Az AKG hatásindikátor monitorozó rendszer keretében gyűjtött indikátor adatok értékelése. NÉBIH
- Sauerbrei, Ralf, Klemens Ekschmitt, Volkmar Wolters, and Thomas K. Gottschalk. "Increased energy maize production reduces farmland bird diversity." *Gcb Bioenergy* 6, no. 3 (2014): 265-274.
- Shannon, C.E. És Weaver, W. (1949): The mathematical theory of communication. University of Illinois Press.
- Szép, T., Nagy, K., Nagy, Zs., Halmos, G. 2012. Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica* 20(2): 13–63.
- Takács Gábor, Molnár Zsolt (szerk) (2007): "A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer XI.–Élőhely-térképezés." Második, átdolgozott kiadás. Sarród, Vácrátót 2007  
<https://mek.oszk.hu/06900/06933/06933.pdf>
- Török, Péter, András Kelemen, Orsolya Valkó, Balázs Deák, Balázs Lukács, and Béla Tóthmérész. "Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions." *Journal of Applied Ecology* 48, no. 1 (2011): 257-264.
- Vallecillo, Sara, Alessandra La Notte, Grazia Zulian, Silvia Ferrini, and Joachim Maes. "Ecosystem services accounts: Valuing the actual flow of nature-based recreation from ecosystems to people." *Ecological modelling* 392 (2019): 196-211.
- Zulian, Grazia, Maria Luisa Paracchini, Joachim Maes, and Camino Liqueste. "ESTIMAP: Ecosystem services mapping at European scale." *Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Centre, European Commission: Brussel, Belgium* (2013).

## 4 Gyeppek

### Készítők:

Tanács Eszter, Szitár Katalin, Csecserits Anikó (ÖK)  
Medveczky Péter, Naszádos Anna, Szekeres Ádám (BFKH FTFF)  
Belényesi Márta, Lehoczki Róbert (most Lechner TK, korábban BFKH FTFF)  
Molnár Zsolt, Horváth Ferenc (ÖK)

### 4.1 Bevezetés, háttér

A pannon biogeográfiai régió füves élőhelyei részben természetes úton, részben antropogén hatásra alakultak ki. Utóbbi esetben azonos élőhelyen a kezeléstől függően többféle növénytakarulás is létrejöhetett (Máté és mtsai 2014). Ezeket az élőhelyeket kezdetben a vadon élő nagytestű növényevők legelték, később az ember által háziiasított állatok táplálékát biztosították, élőviláguk pedig az így kialakult bolygatási rendszerekhez alkalmazkodott. Ezért a gyeppek esetében (nyilván típustól függő mértékben) az emberi tevékenység erősen meghatározó: mind a túl intenzív használat, mind a zavarásmentes állapot eredményezhet degradációt. A természetes ökoszisztémák közül a gyeppek feltörése, beépítése, erdészeti faültetvényekké alakítása, azaz a fragmentációja és degradációja a legjelentősebb (Hoekstra és mtsai. 2005, Habel és mtsai. 2013). Mindezek fényében a hazai gyeppek helyzete a megőrzés tekintetében jelentős aggodalomra ad okot; ökológiai állapotuk minél jobb meghatározása ezért is különösen fontos feladat.

Az Ökoszisztéma-alaptérkép “Gyepterületek és egyéb lágyszárú növényzet” kategóriájának lehatárolása elsősorban a MePAR felszínborítási adatbázis alapján történt, ahol a határok megerősítését és a kategória további bontását távérzékelte adatok (Sentinel űrfelvételek, ezekből származó spektrális indexek, DDM-ből származó topográfiai indexek), valamint referencia adatok (pl. Á-NÉR<sup>7</sup> élőhely-térképek) használatával végeztük el (ld. Agrárminisztérium 2019). Már a kategóriák 3. szintű bontásánál problémába ütköztünk, mivel az egyes alkategóriák elválasztásának megalapozására sem állt rendelkezésre megfelelő minőségű, országos lefedettségű információforrás.

A gyeppek állapotát ökológiai szempontból általában a gyeppek fajösszetételével, a fajok dominanciaviszonyaival és a fajok ökológiai jellemzőinek felhasználásával szokták jellemezni. Használatosak ezen túl strukturális változók, mint pl. gyeppmagasság, föld feletti biomassza, nyílt talajfelszín-arány. Azonban a gyeppek esetében az erdőktől eltérően nem létezik országos alapadatbázis, olyan gyeptaszter, amely országos lefedésben tartalmazná a gyeppek alapjellemezőit, típusát, kezelését, állapotát. Ezért ott, ahol nem állnak rendelkezésre helyi felmérések, a gyeppek állapotértékelése komoly kihívást jelent.

Bár lokális léptékben hazai viszonylatban is vannak kidolgozott algoritmusok különböző típusú gyeppek (elsősorban LIDAR, illetve részben hiperspektrális alapú) távérzékeléssel történő értékelésére (Zlinszky és mtsai. 2014, 2015, 2016, Burai és mtsai 2016), ezek nem adaptálhatók

---

<sup>7</sup>Az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer kategóriarendszerének felhasználásával készített, terepi felmérésen alapuló élőhely-térképek

egyszerűen és automatikusan regionális, országos kiterjedésben, már csak az ilyen típusú országos adatok hiánya miatt sem. Emellett a gyepek állapot-értékelésében általánosan használt változók optimális referenciaértékei gyeptípusonként jelentősen eltérnek. A gyeptípusok finomabb (pl. Á-NÉR szintű) bontása pedig a rendelkezésre álló adatbázisok alapján nem végezhető el országos szinten, így a fenti változók alapján történő állapotértékelést további terepi adatgyűjtés nélkül nem lehet kivitelezni.

Az állapotra vonatkozó közvetlen információk híján a gyepeket az emberi tevékenység jellemzésével, vagy a táj átalakítottságának mértékével, azaz ún. helyettesítő (proxy) változókkal is jellemezhetjük. Állapotukat jelentősen befolyásolja például a gazdálkodás, kezelés módja. Jobb állapotú gyepek találhatók ott, ahol természetvédelmi korlátozásokat kell betartani, vagy ahol kifejezetten támogatják a természetkímélő gazdálkodási módokat, pl. gyepek esetében az élővilág védelmében későbbi kaszálást vagy speciális kaszálási módokat írnak elő. Azonban a térkép elkészítésének időpontjában ezekről sem állt országosan rendelkezésre megfelelő minőségű adat.

Globális tanulmányok szerint az élőhelyvesztés, a fragmentáció és a tájhasználat-változás a biodiverzitás-csökkenés elsődleges okozói (Sala és mtsai 2000, Fahrig 2003, Fischer és Lindenmayer 2007). Tehát az ökológiai állapotot az élőhely-folt mérete és táji környezete jelentősen befolyásolja. Mivel az Ökoszisztéma-alaptérképből (Agrárminisztérium 2019) a foltok méretére és táji környezetére vonatkozó információk kinyerhetőek, ezért ezeket igyekeztünk a természetesség becslésére felhasználni. A módszer csak közelítő becslésre ad lehetőséget, figyelembe véve néhány szempontot. Egyrészt a különböző gyeptípusok másképpen reagálnak a területük csökkenésére és táji környezetük megváltozására (pl. Illyés és mtsai. 2008). Másrészt a fragmentáció növekedésével az állapot romlása bizonyos idő elteltével következik csak be. Ez az ún. kihalási adósság (Tilman és mtsai. 1994, Kuussaari és mtsai. 2009) jelensége, amelyet pl. Rédei és mtsai (2014) pannon homoki gyepekben is kimutattak. Eredményeik szerint a 19. századi táji környezet nagyobb hatással volt az élőhelyspecialista növényfajok számára, mint a 20. századi. A kihalási adósság azt eredményezi, hogy az élőhely állapota inkább egy múltbeli táji konfigurációnak fog megfelelni, és ez torzítja a jelenlegi táji környezet és a gyepekterjedés alapján mért összefüggéseket. Ezzel együtt a MAES már ismertetett álláspontja szerint az antropogén terhelés indikátorai a megfelelő fenntartásokkal alkalmazhatóak az állapot közelítő leírására.

A gyepek állapot-értékelése a fentieknek megfelelően főleg közvetett módon, az antropogén terhelést közelítő indikátorok alapján történt. Ezekből szakértők által terepen végzett természetesség értékelések eredményei alapján gépi tanulás módszerekkel modelleket állítottuk elő, majd a modellek segítségével osztályoztuk azokat a területeket, ahonnan nem állt rendelkezésre terepi adat.

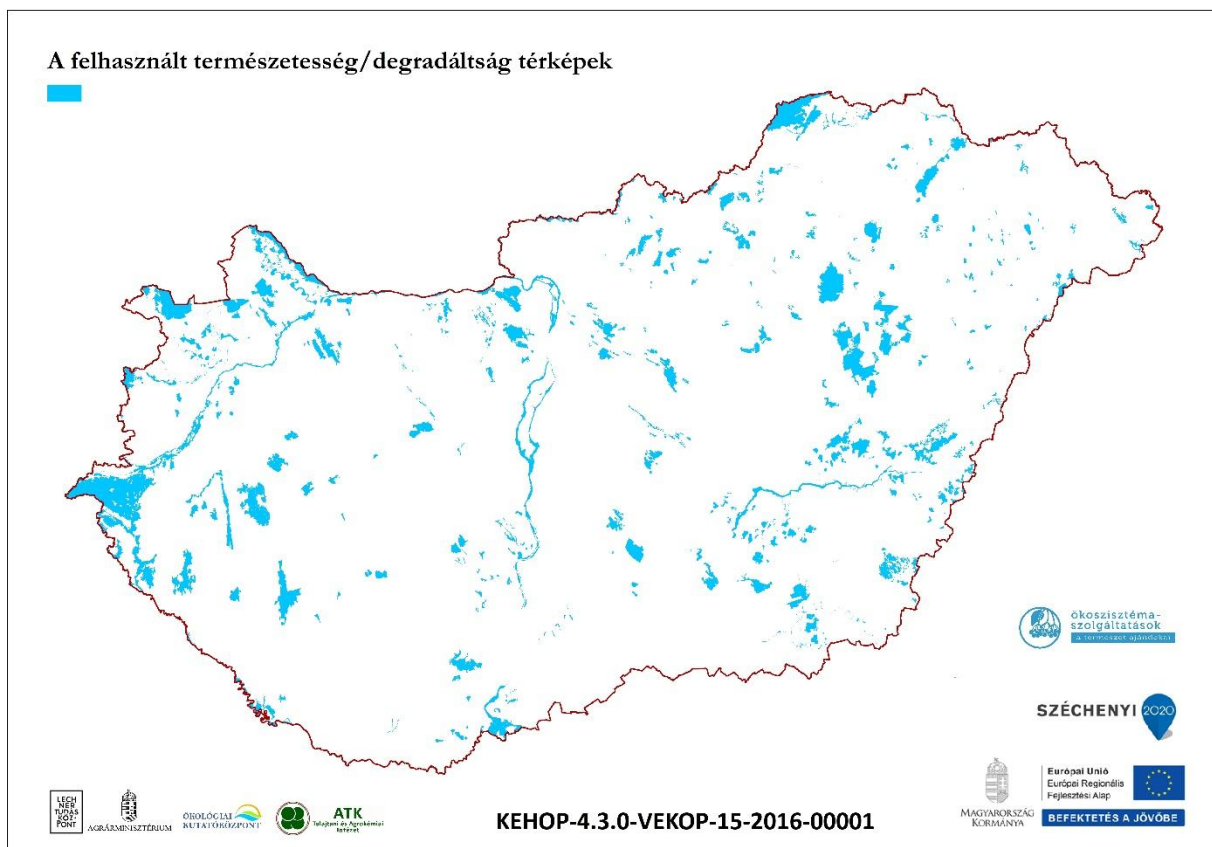
Az állapotértékelés számítások során gyepek tekintettük a 3-as főkategórián kívül az 5-ös főkategória 5120-as alkategóriáját is („időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek”), a két kategória összevonásával keletkezett csoportot a továbbiakban „ÖÁ gyepek” megnevezéssel jelöljük.



## 4.2 Felhasznált adatbázisok

Már az alaptérkép elkészítése során beleütköztünk abba a problémába, hogy a hazai gyepekről nagyon kevés olyan térbeli adat áll rendelkezésre, amely országosan egységes módszerrel és minőségben készül. Ráadásul az adatbázisokat jól ismerő szakemberek szerint a létező adatok egy része sem megbízható. Az alaptérkép kategóriái mellett így leginkább a MePAR egységes kérelem adatbázisban található adatokra tudtunk támaszkodni.

Natura 2000 területek Á-NÉR feltérképei: az alaptérkép elkészítéséhez az AM által kezdetben rendelkezésre bocsátott Á-NÉR feltérképek sok esetben még nem tartalmaztak állapot információt. 2019 nyár elején az átadott adatbázis kiegészült olyan térképekkel, amelyek már a feltok nagy részére tartalmazták a fentebb már említett Németh-Seregélyes-féle módosított természetességet. Ennek alkalmazása során a felmérők a fajkészlet karakterességén túl strukturális tulajdonságokat, termőhelyi tulajdonságokat, valamint a táji környezet jellemzőit is figyelembe vették. Az adatok nemzeti park igazgatóságoként külön készültek, számos felvételező közreműködésével. A kapott térképek az ország nagy részéről tartalmaztak információt, egyedül a Duna-Ipoly Nemzeti Park adatai hiányoztak, ezeket utólag megkaptuk, de az itt bemutatott elemzésekbe tanító adatként már nem tudtuk beépíteni. A terület 95%-án az adatok 2010 után kerültek felvételezésre, tehát aktuálisnak tekinthetők.



4.1 ábra Az elemzéshez felhasznált, módosított Németh-Seregélyes-féle természetesség információt is tartalmazó élőhely-térképek területi kiterjedése, illetve elhelyezkedése az ország területén

### **4.3 A térképezendő indikátorok listája**

*Gyepék aránya a pont környezetében (%)*

*Természetszerű élőhely-típusok aránya a pont környezetében (%)*

*Konkrét természetvédelmi korlátozáshoz vagy cselekvéshez kötöten támogatott gyepék jelenléte, vagy aránya (MTÉT és AKG célprogramok)*

*Utaktól való távolság*

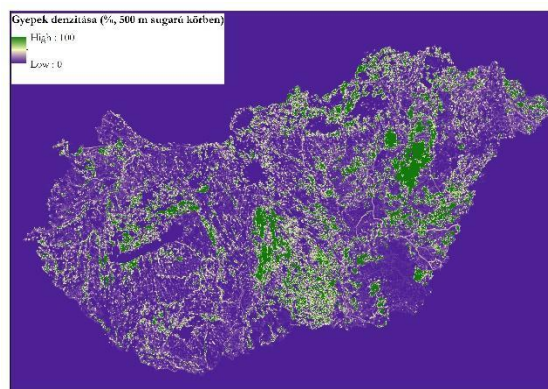
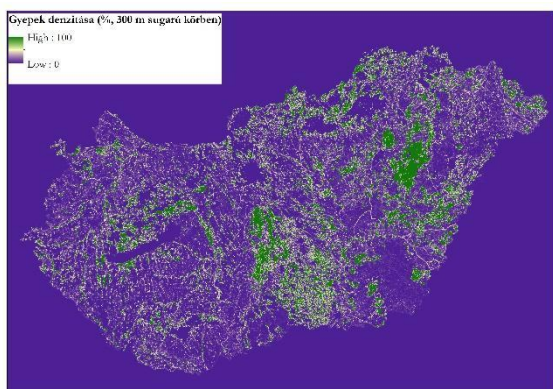
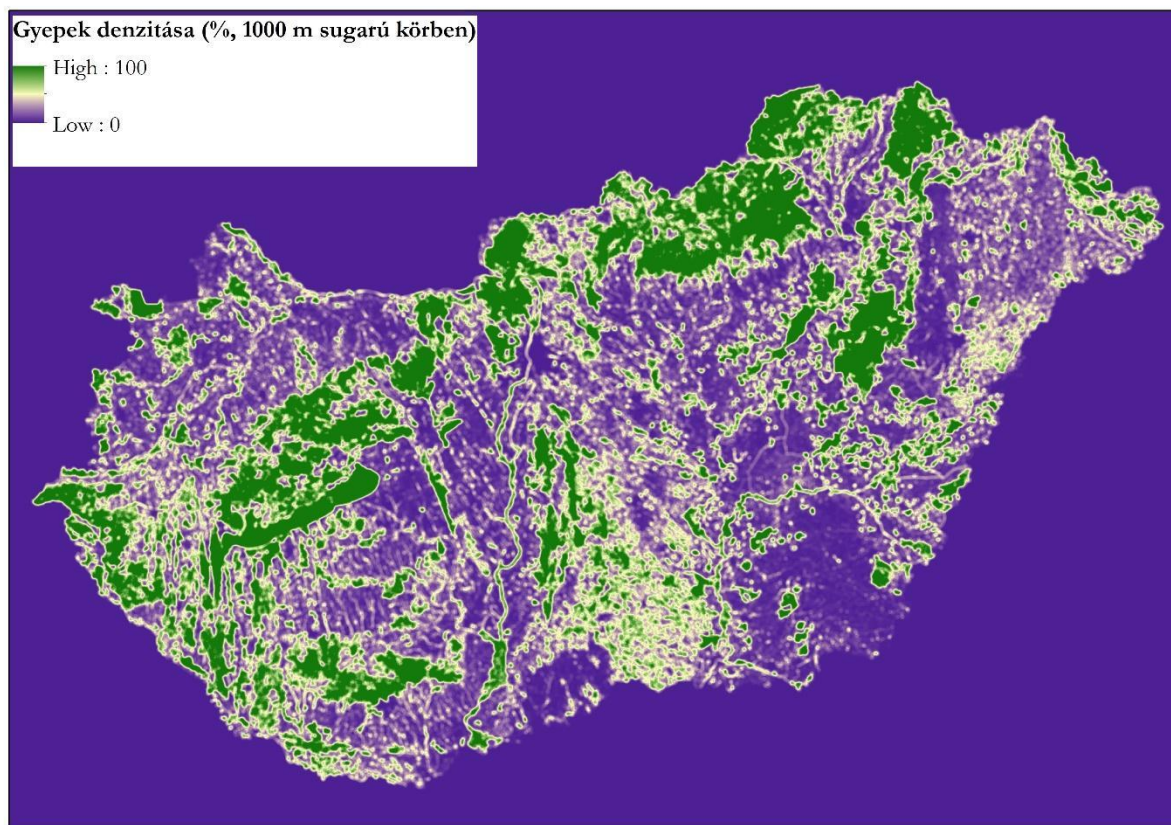
Ide kapcsolható még a *gyepék és agrárélőhelyek jó állapotához köthető madárfajok jelenléte* (ld. 9. fejezet).

### **4.4 Az egyes indikátorok leírása**

#### ***4.4.1 Kifejezetten a gyepék állapotát jellemző specifikus indikátorok***

##### ***4.4.1.1 Gyepék aránya (denzitása) a pont környezetében (%)***

Az (ÖÁ) gyepék %-os arányát az Ökoszisztéma-alaptérkép felhasználásával annak valamennyi (20 x 20 m-es) pixelére kiszámítottuk, a pixel meghatározott sugarú környezetét figyelembe véve. Noha közepes értékek előfordulhatnak egy nagyobb gyepfolt közelsége miatt éppúgy, mint több kisebb folt jelenléte esetén, ez az arány mégis utal a kapcsoltságra (konnektivitásra), illetve fordítva, a fragmentáltság mértékére. Mivel a gyepék esetében szakértői modell alkalmazása helyett statisztikai osztályozó eljárások használata mellett döntöttünk, 300, 500 és 1000 m sugarú körökre is kiszámítottuk ezt az arányt (4.2. ábra). Ennek a kapcsoltságra utaló változónak az esetében különböző léptékek is relevánsak lehetnek, hiszen különböző élőlénycsoportok számára terjedés vagy mozgás szempontjából különböző távolságok jelentenek már áthatolhatatlan akadályt.

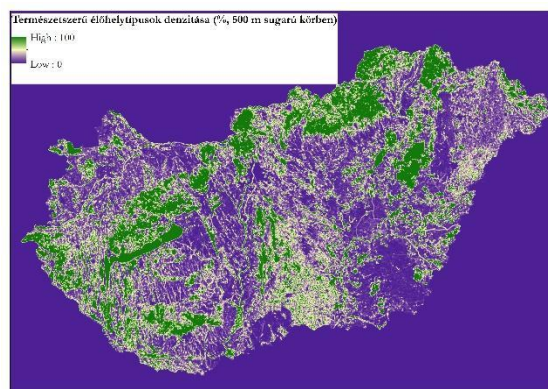
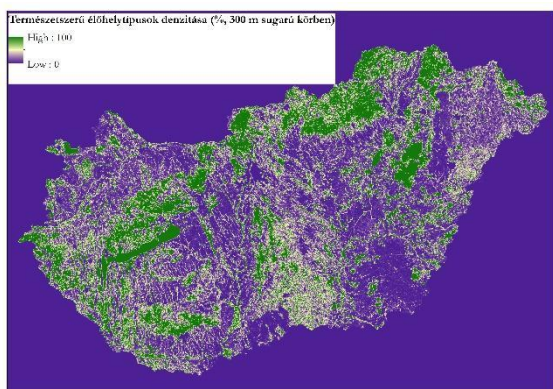
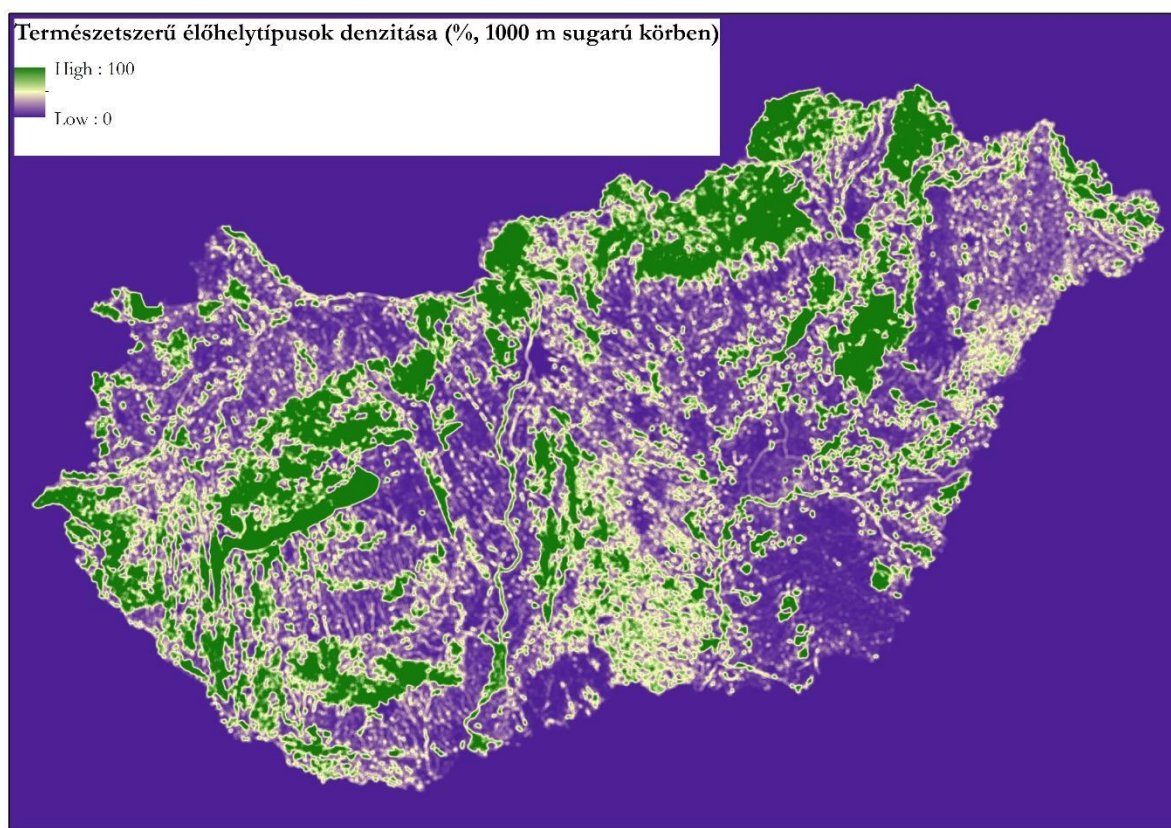


4.2 ábra A gyepek aránya (denzitása) (%) különböző léptékekben

#### 4.4.2 Antropogén terhelés

##### 4.4.2.1 Természetszerű élőhely-típusok aránya (denzitása) a pont környezetében (%)

Az előzővel egyező módszerrel és léptékekben számított érték (4.3 ábra). Természetszerű élőhely-típusnak tekintettük az Ökoszisztéma-alaptérkép 3-as (gyepek), 4-es (erdők), 5-ös (vizes élőhelyek) és 6-os (vizek) főkategóriáiba került területeket, az idegenhonos faültetvények (44) és az erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek (45) kivételével. A mutatónak a gyepek arányával együtt történő használatát az indokolja, hogy a természetesség szempontjából meghatározó lehet a gyeppolt méretén felül környezetének jellege is.



4.3 ábra A természetszerű élőhely-típusok aránya (densitása) (%) különböző léptékekben

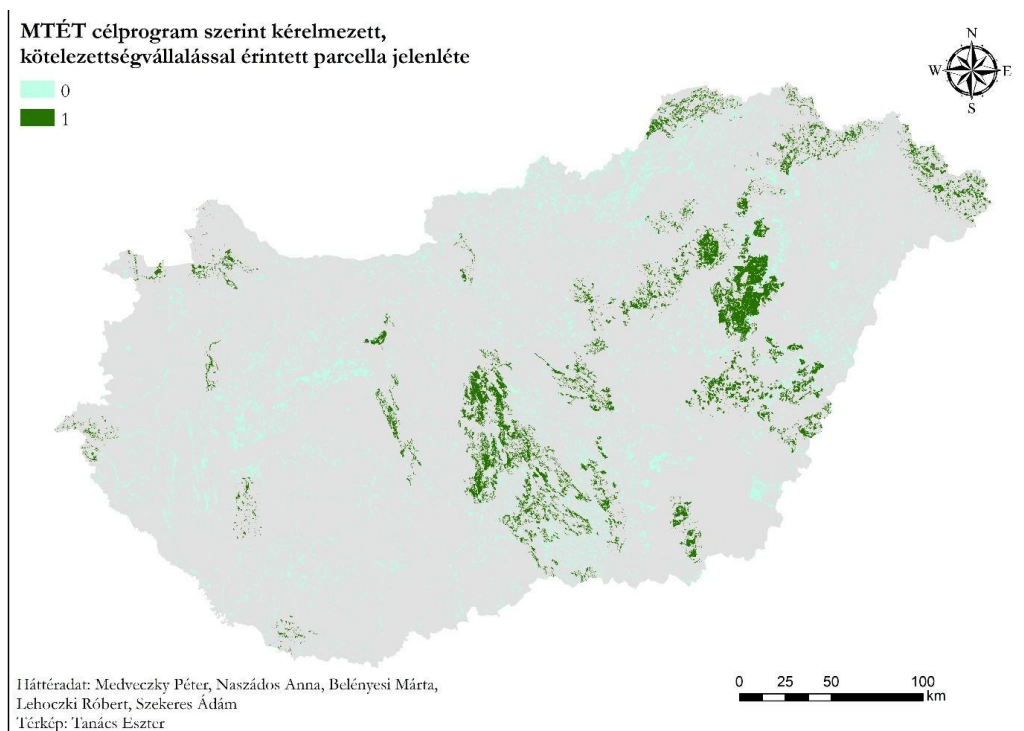
#### 4.4.2.2 Konkrét természetvédelmi korlátozáshoz vagy cselekvéshez kötötten támogatott gyepek jelenléte, vagy aránya (MTÉT és AKG célprogramok)

Azokban az esetekben, amikor nem áll rendelkezésre egyéb térbeli információ, az állapot leírására, illetve annak közelítésére előszeretettel használják helyettesítő adatként a védett területek kiterjedését (pl. Vallecillo és mtsai 2019, Zulian és mtsai 2013). Ez azon a feltételezésen alapul, hogy eleve a jobb állapotú területek kerülnek védelem alá, illetve, hogy a védelemnek köszönhetően idővel az adott terület állapota a hasonló, de védelem alatt nem álló területekhez képest relatíve javul. Azonban sokféle védettségi kategória létezik, és nem mindegyik jár olyan korlátozásokkal (és/vagy ösztönzőkkel), amelyek érdemben elősegítenek az állapot javulását, vagy legalább megelőznék a további romlását, tehát úgy döntöttünk, hogy olyanokat veszünk be az elemzésbe, amelyek területileg jobban differenciáltak, és korábbi

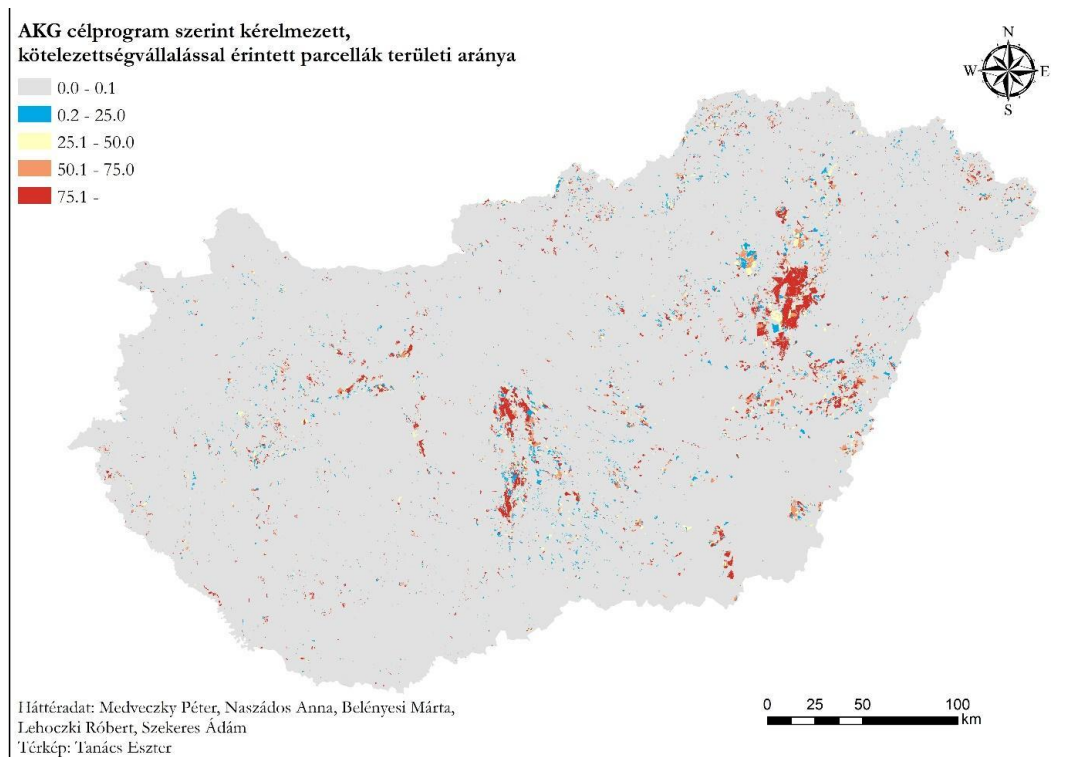
vizsgálatok már kimutattak valamilyen, az élővilágra gyakorolt pozitív hatást. Ezek jellemzően azok a területek, ahol a gazdálkodók többlet-támogatás, vagy kompenzáció fejében bizonyos konkrét természetvédelmi célokat támogató előírásoknak megfelelően végzik a gazdálkodást. Ilyenek például az MTÉT területeken, vagy az AKG programban támogatott területek (ld. Podmaniczky 2015).

### Az adatok előállítása

Az adatok előállítását a BFKH FTFF munkatársai végezték. Gyepterületek esetében az AKG-, illetve MTÉT-célprogrammal való kérelmezetségi arány került meghatározásra. Ezt az arányt csak gyepterület művelésű ágú területek esetében, a mezőgazdaságilag hasznosított gyepterületekre számítottuk, mivel az alaptérkép gyepterület osztályába (3110–3500) tartozó, de mezőgazdaságilag nem hasznosított területek esetében a kérelmezetségi arány értéke biztosan nulla. A gyepterület művelésű területek meghatározásához a 2016. évi MePAR felszínborítási adat 120, 124 és 520 kódot viselő poligonjait, valamint a 2016. évi MePAR felszínborítási adatban 130, 210 vagy 530 kódot kapott területek közül a 2015. évi felszínborítási adatban 121, 122, 123, 124, 152, 521, 522 kóddal szereplő (rész)poligonjait olvastottuk össze. Annak érdekében, hogy a kérelmezetségi arány megfelelő területegységekre legyen vonatkoztatható, az összeolvasztással kapott gyepterület foltokat a 2016. év – a MePAR hivatkozási alapegységeként használt – fizikai blokkjainak határvonalával metszettük el. Az így kapott foltokon végeztük el a további elemzéseket. A 4.4 és 4.5 ábrák a változók kétféle lehetséges felhasználását mutatják be, az MTÉT célprogram szerint kérelmezett területek esetében a mintatérkép egy bináris értékelést mutat be, ahol a kérelmezett terület bármilyen szintű jelenléte pozitívumnak minősül, míg az AKG esetében a mintatérkép egy 5 fokozatú skála segítségével ábrázolja a kérelmezett terület arányát a foltban. Az elemzések során végül a %-os arányokat használtuk fel.



4.4. ábra Valamely MTÉT célprogram szerint kérelmezett, kötelezettségvállalással érintett parcellák jelenléte a felszínborítási foltban (0: nincs ilyen parcella; 1: van ilyen parcella)



4.5 ábra Valamely AKG célprogram szerint kérelmezett, kötelezettségvállalással érintett parcellák területi aránya az adott felszínborítási foltban

Az AKG és MTÉT célprogramban résztvevő területekhez megadott adatok:

- az adott folton belül az AKG célprogram szerint kérelmezett parcellák helyét megadó, kötelezettségvállalással érintett területek összterülete;
- az adott folton belül az MTÉT célprogram szerint kérelmezett parcellák helyét megadó, kötelezettségvállalással érintett területek összterülete.

#### 4.4.2.3 Utaktól való távolság

Az utak a legjellemzőbb fragmentációt és degradációt okozó épített műtárgyak a tájban. Egyik fontos hatásuk, hogy segítik a gyom jellegű, gyakran nem őshonos, inváziós fajok terjedését. Egy élőhely-folt utaktól vett távolsága nagyon gyakran használt közelítő értéke (ún. proxyja) az emberi hatás mértékének és az invázió veszélyének (pl: Vilà és Ibáñez 2011, Ibáñez és mtsai 2009, Karlson és Mörtberg 2015, Haddad és mtsai 2015).

## 4.5 Az aggregálás módszertana

### 4.5.1 Kezdeti eredmények

Az alaptérkép validálásához megkapott adatbázisokat ugyan az állapot-térképek esetében is eredetileg validálásra, esetleg határértékek megállapítására szántuk, de a gyepek leválogatása és további szűrés (pl. átfedések kiszűrése) után fennmaradt adatmennyiség elegendőnek tűnt arra, hogy a felhasználásával szakértői szabályok felállítása helyett modellezésre alapozzunk.

Többféle módszerrel kísérleteztünk, pl. klasszifikációs és regressziós fákkal (röviden: CART, Breiman és mtsai. 1984, Crawley és mtsai. 2007) valamint ordinális regresszióval. A CART módszer előnye, hogy nem okoz problémát a prediktor értékek multikollinearitása és kevert típusú prediktorok is szerepelhetnek a modellben. További előnye, hogy az eredmények viszonylag egyszerűen értelmezhetőek, és a többi ökoszisztéma főtípushoz hasonlóan konkrét küszöbértékeket kapunk.

Már a CART osztályozás kezdeti eredményei alapján látható volt, hogy valóban van kapcsolat az alaptérképen a gyepeknek, valamint a természeteszerű élőhelyeknek a pixel 1000 m-es sugarú környezetében mérhető kiterjedése és a gyepek MÉTA felmérők által becsült „jósa” (módosított Németh-Seregélyes-féle természetesség) között. A másik elemzési módszerünk az ordinális regresszió volt, amelynek első eredményei szintén azt mutatták, hogy van összefüggés a gyepek aránya és a MÉTA természetességi értékek között 1000 méteres léptékben ( $p < 0,001$ ). A természetközeli élőhelyek aránya azonban e módszer szerint egyik vizsgált léptékben sem magyarázta szignifikánsan a MÉTA természetességet. Az első eredmények alapján az is feltételezhető volt, hogy a táji környezet hatása az egyes élőhelyeken jelentősen eltérő lehet. Ez alapján levontuk a következtetést, hogy érdemes élőhelyek vagy élőhely-csoportok esetében külön modelleket építeni. A kezdeti eredmények alapján megállapítottuk, hogy a táji környezetet leíró mutatók jó proxy (helyettesítő) állapotleíró indikátorok lehetnek. Az is látszott, hogy a pontosabb osztályozás érdekében érdemes az 5 kategóriát összevonni, és 2 kategóriára egyszerűsíteni.

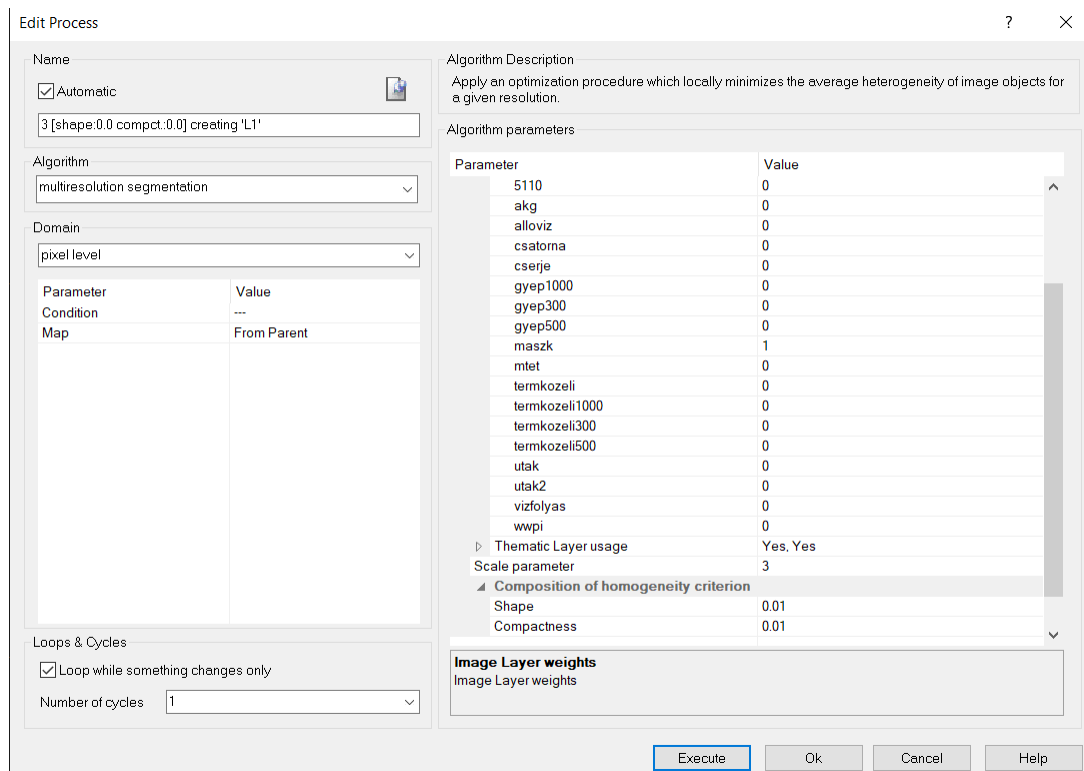
#### 4.5.2 *CART-alapú térképezés*

A kezdeti eredmények előállítását utáni időszakban (több lépésben) több új adatbázis is elérhetővé vált, ezért jelentősen bővíteni tudtuk egyrészt a predikcióra használt független változók körét, másrészt az AM rendelkezésünkre bocsátotta további Natura 2000 területek Á-NÉR foltterképeit, amelyek az egyes élőhely-foltokra természetesség/degradáltság információt is tartalmaznak, a már többször említett módosított Németh-Seregélyes-féle természetesség érték alapján (TDO). Végül ezeket használtuk fel a modellek tanítására, és az eredmények ellenőrzésére. A gyepekre (az Ökoszisztéma-alaptérkép 3-as főkategória együtt) valamint az „időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek” kategóriára (5120) külön modellek, illetve térképek készültek. Azért volt szükség külön modellekre, mert az eltérő típusok esetében feltételezhető, hogy más-más háttérváltozók játszanak fontos szerepet, illetve a referencia-állapot is különböző lehet. Az elemzésbe bevont független változók viszont mindkét modell esetében megegyeztek, így utólag néhány olyan változó is bekerült, amelyeket eredetileg csak a vizes élőhelyeknél terveztünk figyelembe venni (pl. a vízfolyásoktól, állóvizektől való távolság), és fordítva. Az elemzésbe bevont adatok/változók ilyen módon kibővült listája:

- Az Országos Vízügyi Főigazgatóság (OVF) vízfolyás szegmensek, belvízelvezető csatornák és állóvizek rétegek elemeitől számított euklideszi távolság m-ben megadva
- Az OpenStreetMap (OSM) út adatbázisában szereplő utaktól számított euklideszi távolság m-ben megadva: kétféle változatban: a gyalogösvények, kisebb földutak kiszűrésével – „utak”, illetve a teljes adatbázis felhasználásával – „utak2”

- Water and Wetness Probability Index: Copernicus nagy felbontású (High Resolution Layer - HRL) réteg (ld. 5. fejezet)
- Természetközeli területek aránya a pixel adott sugarú környezetében (300, 500, 1000 m)
- Gyepok aránya a pixel adott sugarú környezetében (300, 500, 1000 m)
- AKG és MTÉT kérelemmel érintett területek aránya az adott pontot tartalmazó blokkban
- Az elemzéseket csak az adott ökoszisztéma típus (5120 vagy 3-as főkategória) területére végeztük el, ehhez külön elkészítettük mindkét típus maszkját (egy olyan bináris térképet, amely a releváns területeken 1-es, a nem releváns területeken 0-s értéket tartalmaz)

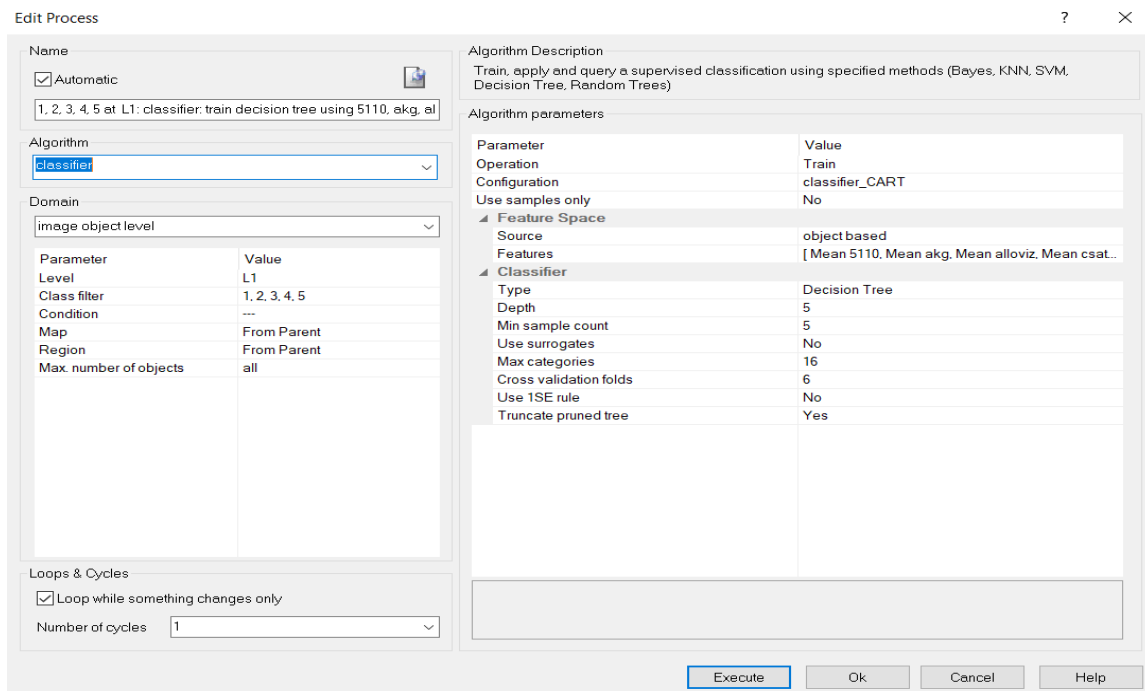
A célváltozót a TDO értékeket is tartalmazó vektoros élőhely-térképből (4.1 ábra) nyertük. A modellezést minden esetben csak azokra a területekre végeztük el, amelyek az alaptérkép szerint az adott kategóriába esnek - ehhez az adott típus (3-as főkategória, vagy 5120-as kategória) Ökoszisztéma-alaptérképből előállított maszkját használtuk fel. A terepen rögzített TDO értékeket két kategóriára egyszerűsítettük. Az 1-3 a relatíve rosszabb (1-es) érték, a 4-5 pedig a jobb (2-es) állapotot jelenti. Az egyszerűsítés során a besorolható átmenetek és vegyes kategóriák is szerepelnek, kihagytuk viszont azokat, amelyek a két kategória határán helyezkednek el (tehát a 3-4 különféle átmeneteit). Az adatbázist minden típus esetében random módon tanító és validáló részre bontottuk, kb. az élőhely-foltok 12%-a került a validáló csoportba. Az eredmények ellenőrzését a folyamat végén ezekkel az adatokkal végeztük el.



4.6. ábra A szegmentáció paramétereit



A modellezést és a térképezést eCognition Developer 9 szoftverrel végeztük el. Az adott élőhely-típus maszk rétegének felhasználásával szegmentálást végeztünk, amely figyelembe vette a vektoros élőhely-térképek határait is. A szegmentáció pontos beállításait a 4.6. ábra mutatja. Itt a cél csak az volt, hogy az élőhely-foltok határainak megfelelő, a nagyobb foltokat hasonló méretű kisebb egységekre bontó szegmenseket hozzunk létre. Ehhez a későbbiekben érdemes lenne műholdfelvételeket is felhasználni, hogy a létrejött egységek a nagyobb foltokon belül is valós élőhely-határokhöz igazodjanak, de erre az országos lépték miatt nem volt mód.



4.7. ábra A CART osztályozó paraméterei

A következő lépésben a vektoros élőhely-térkép TDO értékei alapján osztályoztuk a szegmensek egy részét, hogy ezekkel tanítsuk a CART osztályozót. A független változók szegmensenkénti átlagát használtuk. A 4.7 ábra mutatja az alkalmazott beállításokat.

Az utolsó lépésben minden olyan szegmensre alkalmaztuk az így kialakult szabályrendszert, ami nem kapott osztályt a tanításkor (tehát azokra a szegmensekre, amelyekre nem állt rendelkezésre terepen felvett adat, illetve a validálásra kijelölt foltok szegmenseire) majd az eredményt shapefile-ként exportáltuk. Az eredmény tartalmazta a CART alapján történt besorolást, és ahol volt terepi felvétel, annak az eredményét is. Ennek segítségével a tanításban részt nem vevő kb. 12%-nyi élőhely-folt felhasználásával hibamatrixot készítettünk, külön az élőhely-foltok száma, és külön az összesített terület szerint.

Az utolsó lépésben azokon a területeken, ahonnan rendelkezésre állt a terepen elvégzett szakértői becslés eredménye, az eredménytérképekbe utólag beépítettük ezeket az értékeket, így a végleges térképek adattartalma nem homogén: egyszerre tartalmaznak megbízhatóbb, terepen készült értékeléseket, és kisebb megbízhatóságú, modellezett értékeket.

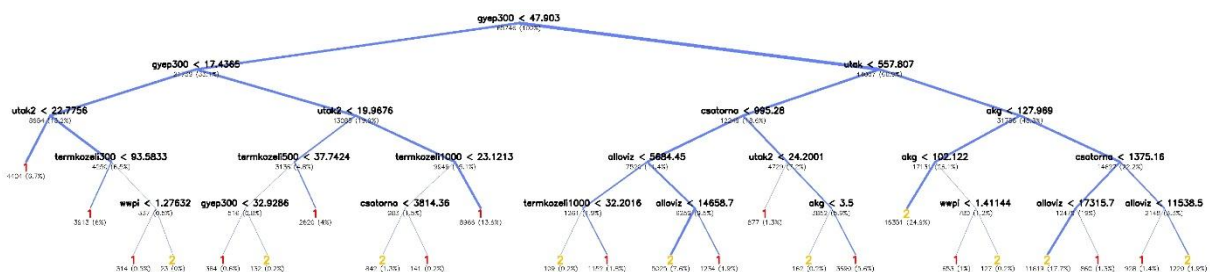
### 4.5.3 Eredmények

#### 4.5.3.1 Gyeppek (3-as főkategória)

4.1 táblázat A felhasznált változók fontossági sorrendje az osztályozásban

Változó	Fontosság (Importance)	Változó magyar név
Mean gyep300	0.305	Gyeppek aránya a pixel adott sugarú környezetében (300 m)
Mean akg	0.178	AKG kérelemmel érintett területek aránya az adott pontot tartalmazó blokkban
Mean utak	0.146	Az OpenStreetMap utaktól számított euklideszi távolság (m), a gyalogösvények, kisebb földutak kiszűrésével
Mean alloviz	0.104	Az OVF állóvizek réteg elemeitől számított euklideszi távolság (m)
Mean csatorna	0.098	Az OVF belvízelvezető csatornák réteg elemeitől számított euklideszi távolság (m)
Mean utak2	0.098	Az OpenStreetMap utaktól számított euklideszi távolság (m), valamennyi útra
Mean termkozezi1000	0.036	Természetközeli területek aránya a pixel adott sugarú környezetében (1000 m)
Mean termkozezi300	0.017	Természetközeli területek aránya a pixel adott sugarú környezetében (300 m)
Mean termkozezi500	0.013	Természetközeli területek aránya a pixel adott sugarú környezetében (500 m)
Mean wwpi	0.004	Copernicus Water and Wetness Probability Index
Mean gyep1000	0.000	Gyeppek aránya a pixel adott sugarú környezetében (1000 m)
Mean gyep500	0.000	Gyeppek aránya a pixel adott sugarú környezetében (500 m)
Mean mtet	0.000	MTÉT kérelemmel érintett területek aránya az adott pontot tartalmazó blokkban
Mean vizfolyas	0.000	Az OVF vízfolyás szegmensek réteg elemeitől számított euklideszi távolság (m)

A 4.1 táblázat a változók fontossági sorrendjét mutatja a végül térképezésre kiválasztott modellváltozatban. A legfontosabb változónak a gyeppek 300 m-es sugarú körben vett aránya adódott. A 4.8. ábra a besorolási szabályokat mutatja, a 4.2 táblázat pedig a kétféle hibamátrixot.

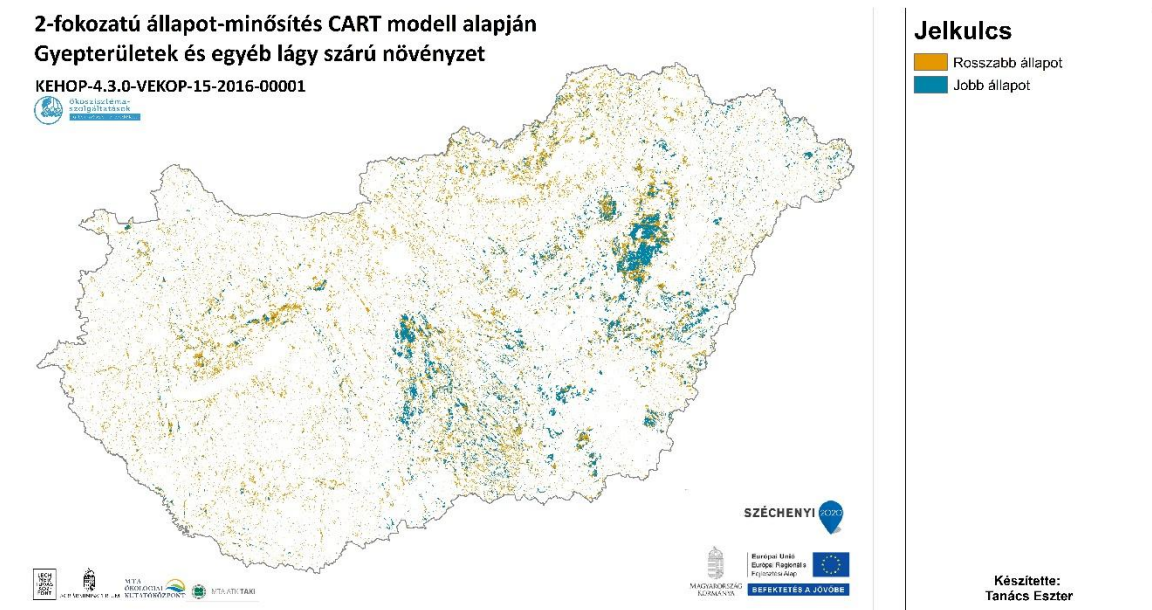


4.8 ábra A CART fa

Ha az élőhely-foltok számát tekintjük, a modell összességében kb. 67%-ban helyesen sorolta be az egyes foltokat. A terület szerinti arány alapján viszont kedvezőtlenebb az eredmény (4.2 táblázat). Jellemzően inkább a rosszabb állapotú területek kerültek tévesen a kedvező kategóriába, a modell feltehetően a nagyobb területű, de rosszabb állapotú foltokat sorolta a kedvezőbb kategóriába. Az eredmény továbbfejleszthető, és erre már történtek is ígéretes kísérletek, de **a felhasznált adatok és módszer korlátai világosak: a rendelkezésünkre álló, főként a jelenkori antropogén terhelés mértékére és arra is csak közvetve utaló változók nem magyarázzák teljes mértékben a terepi felvételezők által rögzített, jellemzően fajok jelenléte illetve hiánya alapján meghatározott természetességet.** Ezt az eredménytérkép (4.9. ábra) esetleges felhasználása során fontos figyelembe venni.

4.2 táblázat A kétféle hibamátrix (gyepek – 3-as főkategória)

Darabszám alapján				Terület alapján			
Eredeti/modellezett	1	2	Végösszeg	Eredeti/modellezett	1	2	Végösszeg
1	3126	1887	5013	1	24945200	31577600	56522800
2	1085	3037	4122	2	13410400	26182000	39592400
Végösszeg	4211	4924	9135	Végösszeg	38355600	57759600	96115200
Eredeti/modellezett	1	2	Végösszeg	Eredeti/modellezett	1	2	Végösszeg
1	62.36%	37.64%	100.00%	1	44.13%	55.87%	100.00%
2	26.32%	73.68%	100.00%	2	33.87%	66.13%	100.00%
Eredeti/modellezett	1	2		Eredeti/modellezett	1	2	
1	74.23%	38.32%		1	65.04%	54.67%	
2	25.77%	61.68%		2	34.96%	45.33%	
Végösszeg	100.00%	100.00%		Végösszeg	100.00%	100.00%	



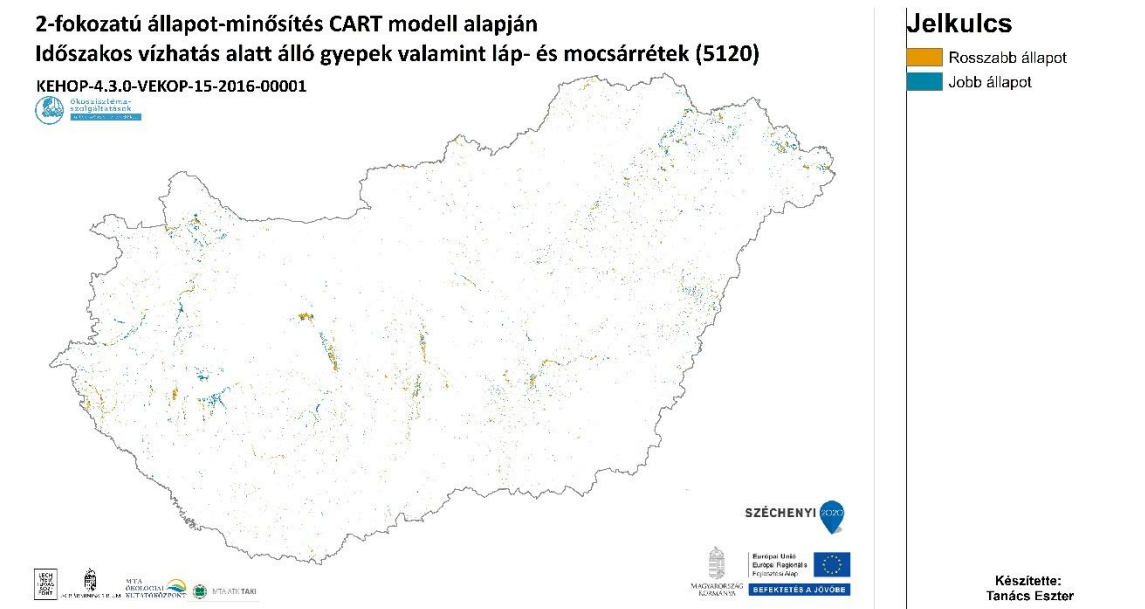
4.9. ábra Az állapot-értékelés eredménye (gyepek – 3-as főkategória)

#### 4.5.3.2 Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek (5120)

Az alaptérképen ebbe a kategóriába tartozó élőhelyek jelentős része más beosztások (pl. az Á-NÉR kategóriarendszer) szerint gyepek, a gyepeknél leírt módszerrel készült rá térkép, és hasonló mértékű adathiánnyal küzdöttünk, ezért az ezekre vonatkozó eredmények is ide kerültek. A hibamatrixot a 4.3 táblázat mutatja be, a térképezés eredményét a 4.10 ábra.

4.3 táblázat A kétféle hibamatrix (Időszakos vízhatás alatt álló gyepek, valamint láp- és mocsárrétek - 5120)

Darabszám alapján				Terület alapján			
Eredeti/Modellezett	1	2	Végösszeg	Eredeti/Modellezett	1	2	Végösszeg
1	132	97	229	1	2447600	1620400	4068000
2	101	155	256	2	2252000	2234800	4486800
Végösszeg	233	252	485	Végösszeg	4699600	3855200	8554800
Eredeti/Modellezett	1	2	Végösszeg	Eredeti/Modellezett	1	2	Végösszeg
1	57.64%	42.36%	1	1	60.17%	39.83%	100.00%
2	39.45%	60.55%	1	2	50.19%	49.81%	100.00%
Végösszeg	48.04%	51.96%	1	Végösszeg	54.94%	45.06%	100.00%
Eredeti/Modellezett	1	2	Végösszeg	Eredeti/Modellezett	1	2	Végösszeg
1	56.65%	38.49%	47.22%	1	52.08%	42.03%	47.55%
2	43.35%	61.51%	52.78%	2	47.92%	57.97%	52.45%
Végösszeg	100.00%	100.00%	100.00%	Végösszeg	100.00%	100.00%	100.00%



4.10 ábra Az állapot-értékelés eredménye (Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek (5120))

## 4.6 Megjegyzések

A végleges térképek tartalmazzák valamennyi, a készítéskor rendelkezésünkre álló terepi felmérés eredményeit is, ezeken a helyeken a megbízhatóság egyezik a terepi felmérés megbízhatóságával, így viszont a térképek minősége nem homogén. Azért döntöttünk így, hogy az esetleges felhasználók számára lokálisan pontosabb térkép álljon rendelkezésre (azt, hogy hol álltak rendelkezésünkre terepi felmérések, a 4.1 ábra mutatja meg).

A felhasznált élőhely-térképek elhelyezkedése az ország területén nem véletlenszerű, hanem jellemzően védett területekre készültek el, emiatt a modellek tanításához felhasznált mintában valószínűleg felülreprezentáltak a jó állapotú területek. Ez befolyásolhatta a modellezés eredményét.

A térképek továbbfejlesztésére részben egy másik modellezési módszer (CART helyett Random Forest osztályozó) alkalmazása, részben pedig a tanításhoz felhasznált adatok bővítése, kiegészítése (pl. az elemzésből kimaradt területek, illetve az NBmR négyzetek adataival) ad lehetőséget. A pontosság ilyen módon korlátozott mértékben még javítható (különösen azokon a területeken, ahol rendelkezésre állnak tanító adatok) de a fentebb említett limitációk ezekre az eredményekre is érvényesek.

A továbbfejlesztés másik lehetséges útja a természetvédelem égisze alatt keletkező pontszerű biotikai adatok (pl. a természetvédelmi örök által terepen rögzített eseti megfigyelések, illetve a monitoring feladatok során keletkező adatok) használata. Mivel ez a munka komoly módszertani fejlesztést igényel, a munka folytatásának egy későbbi projektben lehet realitása.

## 4.7 Kimaradt indikátorok

*Legeltetett és kaszált területek:* különösen az antropogén hatásra létrejött gyepek esetében az emberi tevékenység megszűnése könnyen a gyepek állapotának leromlásához, vagy akár a gyepek megszűnéséhez (pl. beerdősüléséhez) vezethet, így az aktív kezelés alatt álló területek ismerete közvetve jelzésként szolgálhatott volna ennek a kockázatnak a felméréséhez. Azonban több, egymástól független szakértő is megerősítette, hogy az egységes kérelem adatbázisban a 2015-ös bázisú rendelkezésre álló adatok minősége miatt ezek térképezése megtévesztő eredményt adott volna. Az élőhely állapota szempontjából elsősorban a kezelés pontos módjának (pl. időpont) és mértékének ismerete lenne informatív, de erre nézve nem rendelkezünk megbízható, térben explicit adatokkal.

*Élőállat-sűrűség:* az előzőekkel együtt ebből a mutatóból a területek valós, legeltetéssel történő hasznosításának mértékéről szerettünk volna információt kapni. Az AKI szakértőivel történt egyeztetések alapján az a döntés született, hogy a rendelkezésre álló idő és erőforrások nem teszik lehetővé, hogy az állatok számáról rendelkezésre álló adatokat hiteles módon helyhez tudjuk kötni. Mivel a feladatunk kifejezetten a térképezés volt, és ehhez jó minőségű, térben explicit adatokra van szükség, lemondtunk ennek az indikátornak a térképezéséről.

Az inváziós fajok jelenléte, mennyiségi viszonyai valamennyi élőhely-típus, de különösen a gyepek esetében kiemelten fontos indikátorok lennének, ugyanakkor térképezésükhöz a legtöbb esetben jelenleg országosan nem áll rendelkezésre elégséges információ. Bizonyos fajok tekintetében (pl. ezüstfa) hosszabb távon a távérzékelés megoldást jelenthetne a térképezésre, azonban országos léptékben egy ilyen munka messze meghaladta volna a projekt kereteit.

#### 4.8 Hivatkozások

- Agrárminisztérium (2019.): Ökoszisztéma-alaptérkép és adatmodell kialakítása. [http://www.termeszetvedelem.hu/\\_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep\\_dokumentacio/KEHOP\\_TERK\\_modszertan\\_V5.0-20190630.pdf](http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep_dokumentacio/KEHOP_TERK_modszertan_V5.0-20190630.pdf)
- Böloni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) (2011): Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, pp. 441. [https://www.novenyzetiterkep.hu/sites/novenyzetiterkep.hu/files/Boloni\\_Molnar\\_Kun\\_2011\\_Magyarország\\_elohelyei%20%281%29\\_0.pdf](https://www.novenyzetiterkep.hu/sites/novenyzetiterkep.hu/files/Boloni_Molnar_Kun_2011_Magyarország_elohelyei%20%281%29_0.pdf)
- Breiman, L., Freidman, J.H., Olshen, R.A., Stone, C.J., 1984. Classification and Regression Trees. Wadsworth, Belmont.
- Burai, P., Lénárt, C., Valkó, O., Bekő, L., Szabó, Z., & Deák, B. (2016). Fátlan vegetációtípusok azonosítása légi hiperspektrális távérzékelési módszerrel. *Tájökológiai Lapok*, 14(1), 1-12.
- Crawley, M.J., 2007. The R Book. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515.
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265-280.
- Habel, Jan Christian, Jürgen Dengler, Monika Janišová, Péter Török, Camilla Wellstein, and Michal Wiezik. "European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity." *Biodiversity and Conservation* 22, no. 10 (2013): 2131-2138.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... & Cook, W. M. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., & Roberts, C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8, 23-29.
- Ibáñez, I, Silander, JA Jr, Allen, JM, Treanor, SA, Wilson, A (2009). Identifying hotspots for plant invasions and forecasting focal points of further spread. *J Appl Ecol* 46:1219–1228.
- Illyés, E., Botta-Dukát, Z., & Molnár, Z. (2008). Patch and landscape factors affecting the naturalness-based quality of three model grassland habitats in Hungary. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Supplement 1), 179-197.
- Karlson, M., & Mörtberg, U. (2015). A spatial ecological assessment of fragmentation and disturbance effects of the Swedish road network. *Landscape and urban planning*, 134, 53-65. doi: [10.1016/j.landurbplan.2014.10.009](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.009)
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I.,

2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 564-571.
- Máté András, Molnár Zsolt, Bartha Sándor, Bodnár Mihály (2014): A gyepes élőhelyek természetvédelmi szempontú kezelése. In: Haraszthy László (szerk): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár. 750 – 755
- Podmaniczky László (szerk.) (2015): Az AKG hatásindikátor monitorozó rendszer keretében gyűjtött indikátor adatok értékelése. NÉBIH
- Rédei, T., Szitár, K., Czúcz, B., Barabás, S., Lellei-Kovács, E., Pándi, I., ... & Csecserits, A. (2014). Weak evidence of long-term extinction debt in Pannonian dry sand grasslands. *Agriculture, ecosystems & environment*, 182, 137-143.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Leemans, R. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65-66.
- Vallecillo, Sara, Alessandra La Notte, Grazia Zulian, Silvia Ferrini, and Joachim Maes. "Ecosystem services accounts: Valuing the actual flow of nature-based recreation from ecosystems to people." *Ecological modelling* 392 (2019): 196-211.
- Vilà, M, Ibáñez, I (2011). Plant invasions in the landscape. *Landsc Ecol* 26:461–472.
- Zlinszky, A., Schroiff, A., Kania, A., Deák, B., Mücke, W., Vári, Á., ... & Pfeifer, N. (2014). Categorizing grassland vegetation with full-waveform airborne laser scanning: A feasibility study for detecting Natura 2000 habitat types. *Remote Sensing*, 6(9), 8056-8087.
- Zlinszky, A., Deák, B., Kania, A., Schroiff, A., & Pfeifer, N. (2015). Mapping Natura 2000 habitat conservation status in a pannonic salt steppe with airborne laser scanning. *Remote Sensing*, 7(3), 2991-3019.
- Zlinszky, A., Deák, B., Kania, A., Schroiff, A., & Pfeifer, N. (2016). Biodiversity Mapping via Natura 2000 Conservation Status and Ebv Assessment Using Airborne Laser Scanning in Alkali Grasslands. *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 41, 1293.
- Zulian, Grazia, Maria Luisa Paracchini, Joachim Maes, and Camino Liqueste. "ESTIMAP: Ecosystem services mapping at European scale." *Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Centre, European Commission: Brussel, Belgium* (2013).

## 5 Vizes élőhelyek

### Készítők:

Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes (ÖK)

### 5.1 Bevezetés, háttér

A vizes élőhelyeknek már a definiálása, illetve a lehatárolása sem egyértelmű, sem a szárazföldi, sem a vízi ökoszisztémák irányában (Máté és mtsai 2014). Mivel a lehatárolás alapvetően a vízhatás alapján történik, a kategória még a lehető legszűkebb értelmezés mellett is rendkívül változatos működésű ökoszisztémákat foglal magában. A térbeli heterogenitás mellett komoly kihívást jelent az időbeli dinamika is; a gyors, akár napi szintű változások és az évszakai dinamika miatt már a lehatároláshoz is jellemzően több időpontból származó információra van szükség, és az állapot leírására ez még inkább igaz. Több, részben nemzetközi projekt dolgozik vagy dolgozott a vizes élőhelyek távérzékelt adatokon alapuló lehatárolásán, ilyen például a magyar OWETIS - Observation of local WETland areas from Satellite Imaging (Stratoulas és mtsai. 2018, Shadaydeh és mtsai. 2017), vagy az EU-s MAES munkacsoport igénylésére és segítése céljával dolgozó SWOS - Satellite-based Wetland Observation Service (Schröder és mtsai 2017).

Vizes élőhelyek alatt az Ökoszisztéma-alaptérkép (Agrárminisztérium 2019) kategóriarendszere szerint ide sorolt, állandó vagy időszakos vízhatás alatt álló, igen változatos területeket értjük, ide tartoznak a nádasok, mocsár- és láprétek, mocsár- és láperdők. Emiatt az állapot meghatározására is nehéz olyan mutatókat találni, amelyek mindegyik típus esetében kielégítik az indikátorokkal szembeni alapvető igényeket.

A vizes élőhelyek alaptérkép-kategórián belül az erdős élőhelyeket (5200-as kategória, "Láp- és mocsárerdők"), melyekre nézve az ESZIR Országos Erdőállomány Adattár tartalmaz információt, az erdőkire kidolgozott értékelési rendszer alapján osztályoztuk. Az 5120-as kategóriába tartozó területeket ("Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek") a gyepekkel együtt kezeltük, és a 4. fejezetben tárgyaljuk, így ez a fejezet kifejezetten az 5110-es kategóriára ("Vízben álló mocsári/lápi növényzet") vonatkozik. Ugyanakkor, hasonlóan az agrártájak gyp-szántó mozaikjaihoz, sok esetben a felszíni vizek és a környezetükben található vizes élőhelyek is egy rendszert képeznek, ezért bizonyos esetekben (például a hullámtereknél) a későbbiekben együttes értékelésük lehet célszerű (ld. pl. Thorslund és mtsai. 2017).

A vizes élőhelyek állapot-térképezése során (jellemzően szakértői döntés alapján) az egyes változókra külön-külön határértékeket állapítottunk meg, és az ezek segítségével kialakított kategóriákat pontosítottuk. A pontszámok meghatározásával az egyes szempontokat (változókat) egyben súlyoztuk is. Ezután a kapott pontszámokat összeadtuk, és az így kapott relatív skálát 5-fokozatúvá alakítottuk. Az eredményeinket szakértők által terepen végzett természetesség értékelés eredményeivel vetettük össze.



## 5.2 Felhasznált adatbázisok

Míg több más élőhely-típusra a különböző ágazatok révén rendelkezésünkre állnak szakterületi adatbázisok, a vizes élőhelyekre nincs specifikus adatgyűjtés. Még a víztestekre alkalmazott Vízyűjtő-gazdálkodási Terv (VGT2 2015) keretén belül kivitelezett felmérések sem terjednek ki a gyakran velük kapcsolatban lévő vizes élőhelyekre.

A vízborítás vizsgálatához a Copernicus nagyfelbontású rétegek (HRL) közül a Water and Wetness Probability Index (WWPI) használható fel, amely megadja, hogy a 2009-2015-ös időszakban az adott helyen a vizsgált időtartam mekkora hányadában tapasztaltak vízborítást, vagy a talajban jelentkező magas nedvességtartalmat (Langanke 2016).

A vizek és vízborította területek jelenlétének térképezéséhez felhasználtuk az Országos Vízügyi Főigazgatóság (OVF) által 2019 nyarán rendelkezésünkre bocsátott vektoros adatbázisokat, amelyek a belvízcsatornáként kategorizált vízfolyásokat, valamint a 2015. évi VGT2 készítése során előállított állóvíz víztesteket és vízfolyás szegmenseket tartalmazzák.

A vizes élőhelyekre vonatkozó módszertan kidolgozásakor a 4. fejezetben említett Á-NÉR folttérképek, pontosabban az élőhely-foltokra vonatkozó módosított Németh-Seregélyes-féle természetesség (TDO) még nem állt rendelkezésre. Viszont ekkorra az alaptérkép vizes élőhely és gyepterület kategóriáinak validálása céljából a MÉTA kuratórium rendelkezésre bocsátotta kb. 4000 db MÉTA hatszög adatait, amelyek az egyes élőhely-típusokra vonatkozó TDO értékeket is tartalmazták (ez az alábbiakban MÉTA természetességként szerepel). Az adatfelvételezés 2000 és 2004 között zajlott. A későbbiekben ez az adatbázis még kiegészült további hatszögek adataival. Előzetesen kiszűrtük közülük azokat, amelyek olyan területekre esnek, ahol 2000 és 2018 között a CORINE felszínborítási térképek alapján bármilyen gyepterület-változás következett be. A hatszögeket elmentestük az alaptérkép előállításához felhasznált Á-NÉR élőhely-térképekkel, és a típus alapján valamennyi élőhely-folthoz hozzárendeltük az őt tartalmazó hatszög vonatkozó természetesség értékét. Így előállt egy olyan folttérkép, ami bizonyos megkötésekkel ugyan, de alkalmas volt arra, hogy az általunk létrehozott mutatók értékeit előzetesen egy, a terepen meghatározott természetesség-mutatóval vessük össze.

## 5.3 A térképezendő indikátorok listája

*A vizes élőhelyek aránya a pont környezetében (denzitás) (%)*

*A vízborítás gyakorisága (WWPI)*

*Víz és vízborította területek jelenléte*

*A természetszerű élőhely-típusok aránya a pont környezetében (denzitás) (%)*

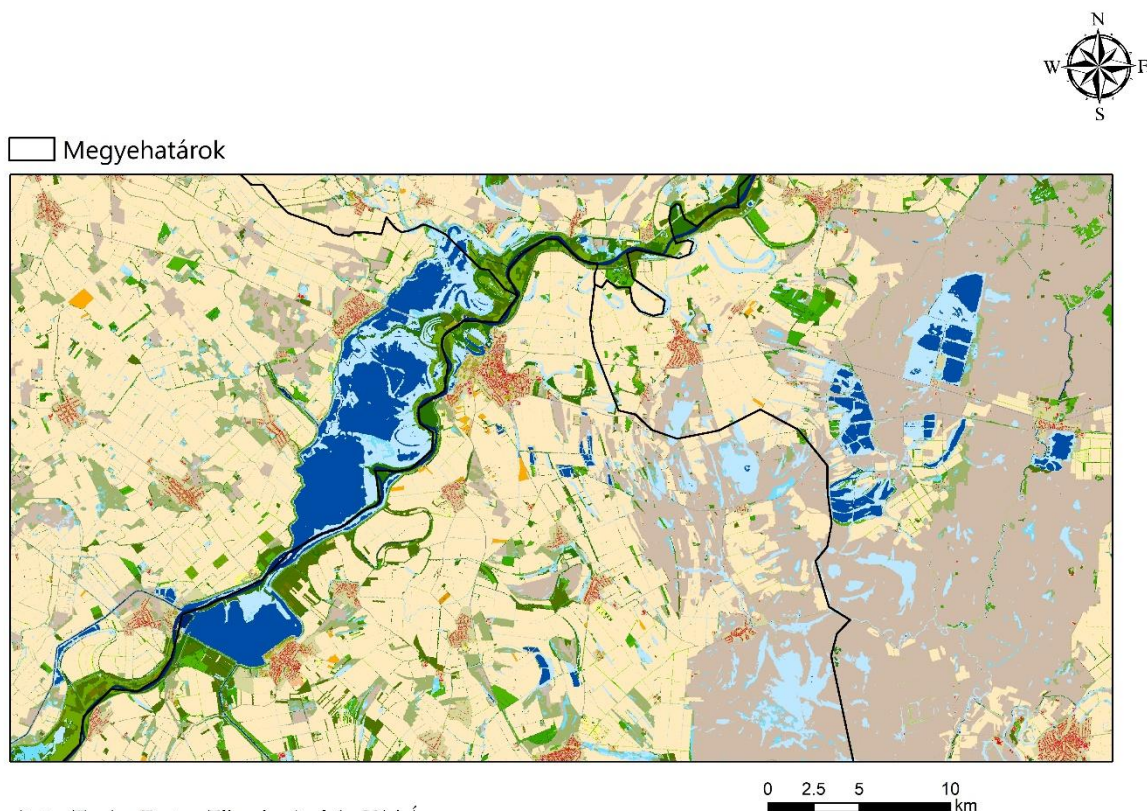
*A vizes élőhelyek heterogenitása*

*Utak jelenléte a pont környezében*

Ide kapcsolható még a *vizes élőhelyek jó állapotához köthető madárfajok jelenléte* (ld. 9. fejezet).

## 5.4 Az egyes indikátorok leírása

A vizes élőhelyek értékelésénél az eddigiekhez hasonlóan több indikátorra alapoztunk egy többkomponensű értékelést. Ez részben specifikusan a vizes élőhelyek állapotjellemezésére kidolgozott indikátorok, részben akár általános, az összes élőhely-típusra meghatározott állapotjelzők bevonásával történt. Az adatellátottság, illetve az indikátorok érzékenységének függvényében egy cellára a különböző szempontok szerint eltérő értékeléseket adunk (pontosítás). Ezek összesítésével készül el a kombinált eredménytérkép, amely több szempont együttes figyelembevételével jellemzi adott helyen a vizes élőhely állapotát. Ahol nem a pixel volt az alap térbeli egység, ott a vizes élőhelyek elemzése során szakértői javaslatra végig 11 pixeles mozgóablakkal számoltunk, tehát az alaptérkép 20 m-es térbeli felbontása mellett 220x220 m-es környezetet vettünk figyelembe. Ez a méret várhatóan elég nagy ahhoz, hogy apróbb eltérések, esetleges klasszifikációs hibák ne rontsák le az értékelést indokolatlanul, de elég finom ahhoz, hogy tényleg az adott élőhely állapotára releváns környezet hatásait összesítse. Az egyes indikátorokra az élőhely-típus foltjainak viszonylag kis kiterjedése miatt nem országos térképeket mutatunk be illusztrációként, hanem egy kisebb mintaterület térképeit (ld. 5.1 ábra).



Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes

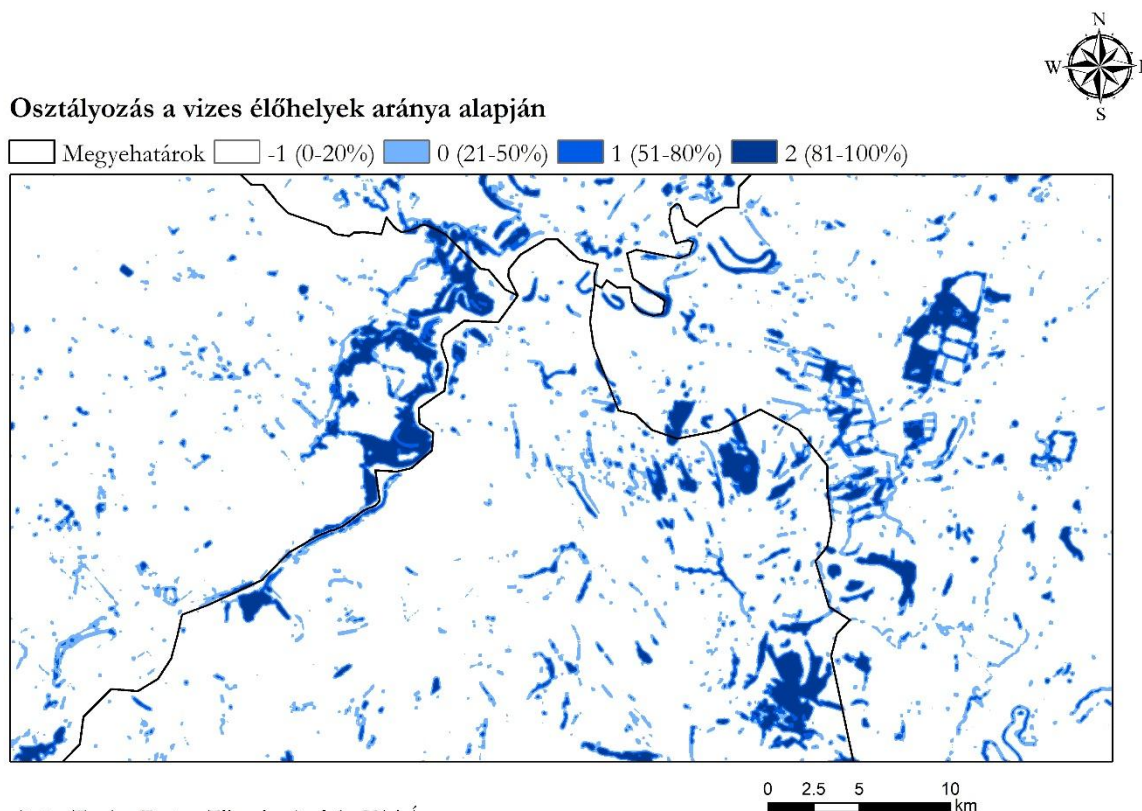
5.1 ábra Kivágat az alaptérképből. A későbbiekben bemutatott mintatérképeken ugyanez a terület látható

### 5.4.1 Kifejezetten vizes élőhelyek állapotát jellemző specifikus indikátorok

Az alábbiakban azokat az indikátorokat mutatjuk be, melyek kifejezetten a vizes élőhelyek állapotát jellemzik.

#### 5.4.1.1 A vizes élőhelyek aránya (denzitása) a pont környezetében

Ahogy fentebb említettük, jelen fejezet elsősorban az Ökoszisztéma-alaptérkép 5110-es kategóriájára (“Vízben álló mocsári/lápi növényzet”) koncentrál, de ez az indikátor a végső modellben valamennyi vizes élőhely kategória (5-ös főkategória) összesített százalékos arányát jelenti, amelyet az alaptérkép felhasználásával, mozgóablakos eljárással valamennyi pixel esetében annak 11 pixeles környezetére számítunk (5.2 ábra). Noha közepes értékek előfordulhatnak egy nagyobb folt közelsége miatt éppúgy, mint több kisebb folt jelenléte esetén, ez az érték közvetve mégis utal a fragmentáltság mértékére.



Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes

5.2 ábra A vizes élőhelyek (5000-es kategóriák) összesített aránya a pixel környezetében

#### 5.4.1.2 A vízborítás gyakorisága:

A vizes élőhelyek állapota szempontjából általában meghatározó a fenntartásukhoz rendelkezésre álló víz mennyisége és minősége, ennek időbeli alakulása, illetve ezzel összefüggésben a szomszédos területek (ideértve a felszíni vizeket is) állapota (Schröder és mtsai. 2017, Thorslund és mtsai. 2017). A 2014-2020-as időszakra szóló Natura 2000 Priorizált Intézkedési Tervben<sup>8</sup> prioritásként jelent meg a vizes és ártéri élőhelyek természetvédelmi helyzetének javítása. A terv ezen élőhely-típusok egyik legfőbb veszélyeztető tényezőjeként éppen a vízhiányt jelöli meg, illetve az ezzel összefüggésben megváltozó élőhelyi viszonyokat. Lecsolás vagy egyéb beavatkozás következtében jelentősen megváltozhat a vízellátottság, melynek nyomában átalakul az élőhely jellege, állapota romlik (inváziós fajok megjelenése, elterjedése, szukcessziós folyamatok során az élőhely átalakulása stb).

<sup>8</sup> <https://docplayer.hu/12261970-Orszagos-natura-2000-priorizalt-intezkedesi-terv.html>

A vizes élőhelyek víz-dinamikájának jellemzésére javasolt a több-időpontos felvétel-sorozatok elemzése (Perennou és mtsai. 2018). Többféle lehetőség felmerült, köztük a saját készítésű, távérzékelte adatokon (elsősorban a Sentinel műholdak optikai és radarfelvételein) alapuló idősorok használata, de ezt jelenleg rendelkezésre álló idősorok rövidege, a munka- és erőforrás-igény miatt elvetettük, helyette (a MAES ajánlásoknak megfelelően) inkább létező adatbázisokra támaszkodtunk. Erre alkalmasnak tűnt a Copernicus nagyfelbontású rétegek (HRL) közül a Water and Wetness réteghez kapcsolódó másodlagos szakértői termék, a Water and Wetness Probability Index, mely a 2009-2015-ös időszakra adja meg, hogy az adott helyen a vizsgált időszak mekkora hányadában tapasztaltak vízborítást (“víz”), vagy a talajban jelentkező magas nedvességtartalmat (“nedves”) (Langanke 2016). A 2009-2015-ös időszakra több felvétel állt az index számításához rendelkezésre, évszakonként kb. 6 radarfelvétel és egy évszakai kompozit az adott helyen legjobb minőségű optikai (főleg Landsat) felvételekből. A kétféle adatból létrehozott térképeket évszakonként kombinálták. Valamennyi évszakra segédretegeket hoztak létre, amelyek hármass osztályozást tartalmaznak: száraz, nedves és vízborította kategóriákkal. Valamennyi évszakra a vízborítás 1-es értéket kapott, a “nedves” kategória 0,75-öt, a száraz pedig 0-t. A WWPI értékét úgy határozták meg, hogy ezek összegét elosztották az adott helyen érvényes megfigyelések számával, és megszorozták 100-zal. A végeredmény tehát 0 és 100 közötti skálán adja meg azt, hogy az adott pixel a 2009 és 2015 közötti időszakban a megfigyelések mekkora hányadában volt nedves, vagy vízzel borított, és súlyoz a vízborítottság mértékével.

#### Kezdeti értékelés:

Mivel a felvételek több időpontra vonatkoznak, és nem-rendszeres, nem ugyanabban az időpontban készült mintavételezések, így abból indultunk ki, hogy az észlelési arányokból következtethetünk az éven belüli vízzel telített (“nedves”) időtartam hosszára, illetve arányára. Első megközelítésben az indexértékek által reprezentált vízborítottsági arányokat osztottuk be annak megfelelően, hogy szakértői véleményezés szerint, egy évnek mekkora hányadában (hány hónapban) ideális a vízborítás időtartama ezen élőhelyek esetében. Az ettől történő eltéréseket terveztük az ökológiai állapot csökkent minőségeként értékelni, és ez alapján osztottuk be az index tervezett skáláját („jó”, „elfogadható”, „rossz”, „nagyon rossz”). A kategóriahatárok beosztását utólag újragondoltuk terepi tapasztalatok, és a WWPI térképi statisztikák alapján. Ennek ellenére itt röviden bemutatjuk az alapul szolgáló eredeti értékhatárok hátterét, mivel a jövőben, a távérzékelte adatok körének további bővülésével előállhatnak olyan adatbázisok, amelyek időbeli felbontása már alkalmas lehet ennek a beosztásnak az alkalmazására.

A “Water and Wetness Probability Index” termék-leírásából (Langanke 2016) elvben következik, hogy amennyiben a talaj az észlelések 100%-ban vízzel telített, ez egy 0.75-ös (vagy 75%-os) index-értéknek felel meg. Így a 0.75-ös érték átlagosan az év 12 hónapjára jelent “nedves” megfigyeléseket. Míg egy ilyen érték akár nyílt vizet is jellemezhetne az év ¾-ében, ezt ez esetben kizárhatjuk, mivel az értékelés a címben említett vizes élőhelyekre szelektáltan vonatkozik, és a nyílt vízzel borított területek más alaptérkép-kategóriába kerültek. Az értékelés során a vízellátottság mértéke szerint osztottuk be a vizes élőhelyek minőségét/állapotát. Szakértői becslés szerint, első megközelítésben, ha legalább 10 hónapot

áll vízben a vizes élőhely, akkor az biztosítja a jó állapotot, így tehát az egész éves “nedvesség”-nek megfeleltethető értéket (75-öt) szorozzuk be 10/12-eddel, mely így a kategória alsó határértékét adja (62,5). A további határértékeket ugyanígy képezzük, a konkrét értékeket az 5.1 táblázat mutatja be.

5.1 táblázat: A vízborítottság indexen (WWPI) alapuló eredetileg tervezett állapot-értékelés vizes élőhelyekre

<b>Ökoszisztéma-állapot kategória</b>	<b>Hány hónapos “nedvesség” egy évben</b>	<b>Eredeti (szakértői) WWPI-érték (%)</b>
Nagyon jó	minimum 10 hónap ( $10/12 \cdot 0.75$ )	75-62,5
Elfogadható/Jó	minimum 8 hónap ( $8/12 \cdot 0.75$ )	62,5-50
Rossz	minimum 6 hónap ( $6/12 \cdot 0.75$ )	50-37,5
Nagyon rossz	kevesebb, mint 6 hónap	< 37,5

### Újraértékelés

Amikor megkezdtük a térképezést, a WWPI leírása alapján a fenti úton megállapított határértékekkel kapcsolatban kétségek merültek fel, mivel az összes lágyszárú dominanciájú vizes élőhelyre az átlagos WWPI érték (14,4%) messze az elméleti alapon meghatározott “legrosszabb” állapot-kategória határa alatt van. Mint kiderült, a WWPI az alaptérképen vizes élőhely-kategóriába eső területek kb. háromnegyed részére “0” értéket mutat, tehát nem elég érzékeny. Ezt a 12.3. mellékletben néhány ismertebb hely térképkivágatain mutatjuk be. A jelenség oka valószínűleg az, hogy az előállításához felhasznált SAR (radar) jelei csak mérsékelten tudnak áthatolni a lombzaton, de még a sűrű, emergens vízi/vízparti növényzeten is. A multispektrális optikai felvételekkel is hasonló a helyzet, ezáltal a távérzékelésen alapuló vízborítás meghatározás gyakran alábecsül (Cazals és mtsai. 2016; Horritt & Mason, 2001, Perennou 2018). Ezért a WWPI kategória-határok átskálázása mellett döntöttünk, több, alább részletezett összefüggés alapján.

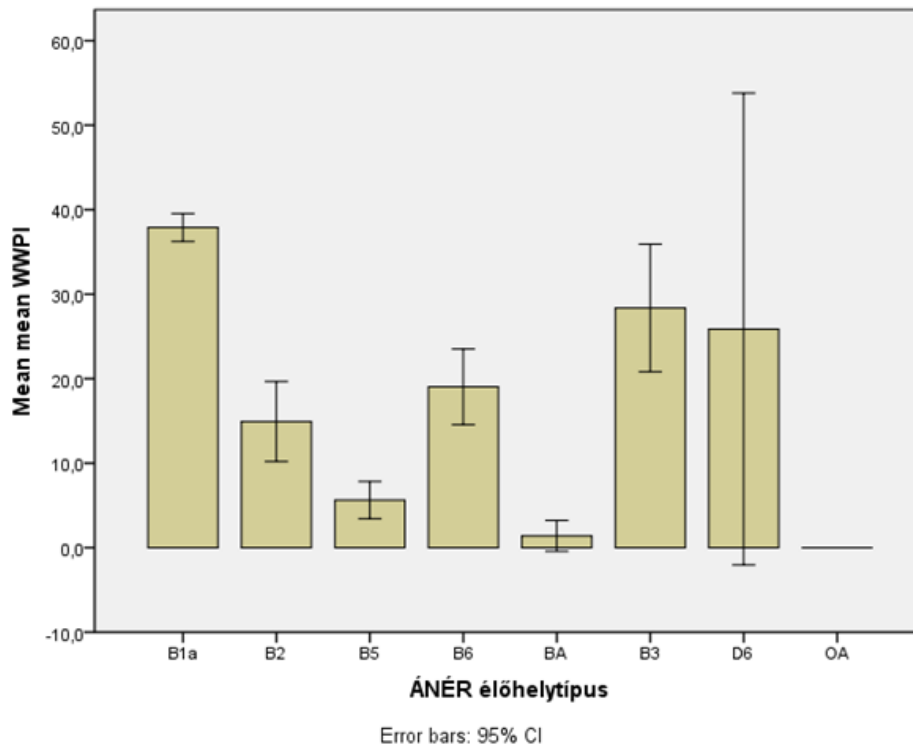
Ehhez az Ökoszisztéma-alaptérkép (Agrárminisztérium 2019) validációjához kapott MÉTA-hatszögek és Á-NÉR élőhely-térképek kombinálásával képeztünk térben explicit állapotadatot (a módszer részletes leírását ld. az 5.2 fejezetben). Ebből leválogattuk a vizes élőhelyekre vonatkozó foltokat. Az 5.2 táblázatban látható az egyes élőhely-típusok megoszlása a mintában, valamint ezen élőhely-típusok országos elterjedése a MÉTA felmérés (Bölöni és mtsai. 2011) alapján.

Az elterjedés-adatok hozzávetőlegesek, a vizes élőhelyek leírásainál többször szerepel, hogy az adott kategóriát a térképezők nem az eredeti szándék szerint értelmezték, és emiatt sok az alá-, vagy fölébecsült összterület.

5.2 táblázat A vizsgált, természetesség információval rendelkező Á-NÉR élőhely-foltok megoszlása a mintában, valamint az élőhely-típusok becsült országos elterjedése a MÉTA felmérés alapján

Élőhely-típusok a vizsgált mintában	Foltok száma	%	A MÉTA alapján becsült elterjedés Mo-n (ha)	%
B1a – Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	<b>721</b>	71,4	60000	57.8
B2 – Harmatkásás, békabuzogányos, pántlikafüves mocsári-vízparti növényzet	<b>65</b>	6,4	3750	3.6
B3 – Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak	<b>14</b>	1,4	1350	1.3
B5 – Nem zsombékoló magassásrétek	<b>77</b>	7,6	12000	11.6
B6 – Zsiókás, kötő kákás és nádas szikes vizű mocsarak	<b>79</b>	7,8	7400	7.1
BA – Fragmentális mocsári- és/vagy hínárnövényzet mozaikok álló és folyóvizek partjánál	<b>45</b>	4,5	11000	10.6
D6 – Ártéri és mocsári magaskórósok, árnyas-nyirkos szegélynövényzet	<b>4</b>	,4	2200	2.1
OA – Jellegtelen fátlan vizes élőhelyek	<b>5</b>	,5	6100	5.9
<i>Összesen</i>	<b>1010</b>	<i>100,0</i>	<i>103800</i>	<i>100</i>

Az alaptérkép “5110-es” kategóriája elsősorban az Á-NÉR B (“Nádasok és mocsarak”) kategóriáinak feleltethető meg, amelyek között több, hazánkban csak kis területen megtalálható típus van. A mintában eléggé felülreprezentált az egyébként országosan leginkább elterjedt Á-NÉR B1a kategória (“Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások” a továbbiakban itt röviden “nádasok”), melyből kb. 700 poligon állt rendelkezésre a mintaterületi elemzéshez.

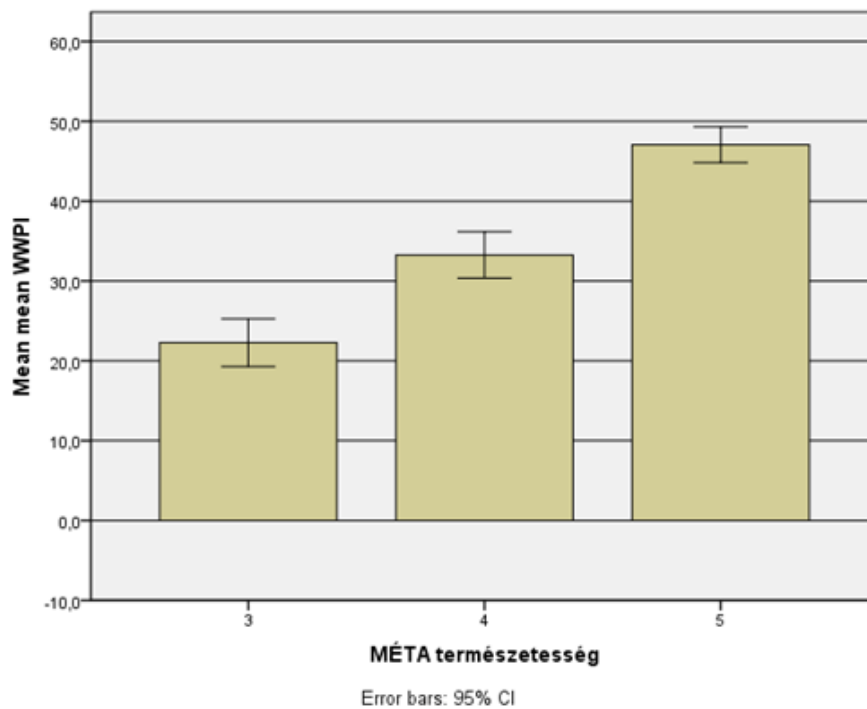


5.3 ábra: A foltra számított átlagos WWPI (Water and Wetness Probability Index) értékek az egyes Á-NÉR élőhely-típusokra, melyek a NÖSZTÉP-alaptérkép 5110-s (“Vízben álló mocsári/lápi növényzet”) kategóriáinak megfeleltethetőek. Az egyes élőhely-típusok kódja: B1a – Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások; B2 – Harmatkásás, békabuzogányos, pántlikafüves mocsári-vízparti növényzet; B5 – Nem zsombékoló magassásrétek; B6 – Zsiókás, kötő kákás és nádas szikes vizű mocsarak; BA – Fragmentális mocsári- és/vagy hínárnövényzet mozaikok álló és folyóvizek partjánál ; B3 – Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak; D6 – Ártéri és mocsári magaskórósok, árnyas-nyirkos szegélynövényzet; OA – Jellegtelen fátlan vizes élőhelyek.

A (B2) *Harmatkásás, békabuzogányos, pántlikafüves mocsári-vízparti növényzet* és a (B3) *Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak* kategóriák eleve ritkábbak, és valószínűleg nehezen különülnek el az Ökoszisztéma-alaptérkép 20m-es celláiban a víztől. A (BA) *Fragmentális mocsári- és/vagy hínárnövényzet mozaikok álló és folyóvizek partjánál* kategória fragmentáltsága miatt a 20 méteres cellaméret miatt valószínűleg szintén kevéssé mutatkozik az alaptérképben. A (B6) *Zsiókás, kötő kákás és nádas szikes vizű mocsarak* jól reprezentáltak a mintában, míg a (D6) *Ártéri és mocsári magaskórósok, árnyas-nyirkos szegélynövényzet* kategória eleve kisebb kiterjedésű típus. A (B1b) *Úszólápok, tőzeges nádasok és télisásosok* kategóriából sajnos nincs minta.

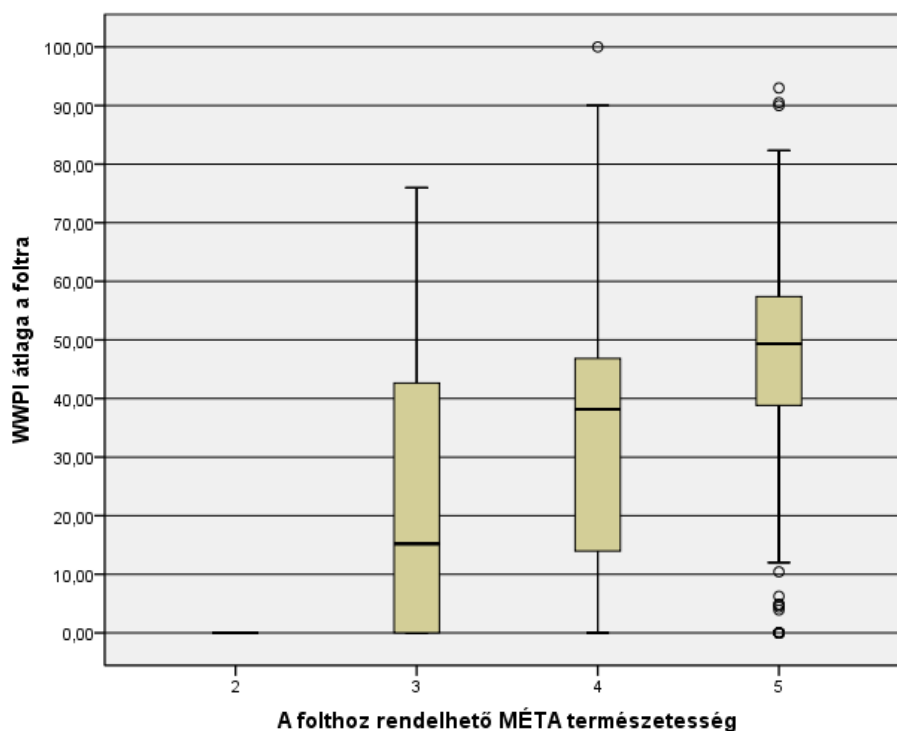
A foltokra jellemző átlagos WWPI értékek az 5.3. ábrán bemutatott módon függenek össze az Á-NÉR típussal. A mintában leggyakoribb vizes élőhely-típus, a nádasok WWPI-vel jellemzett átlagos vízborítottsági értékeinek összefüggését a MÉTA természetességi mutatóval az 5.4 és 5.5 ábrák mutatják be. Előbbi az átlagok alakulását mutatja az egyes természetességi kategóriákban, míg utóbbi egy boxplot, amely a konkrét értékek megoszlását (és kvartiliseit) mutatja. A vizsgált minta alapján a MÉTA természetesség értéke és az átlagos WWPI szoros összefüggést mutat. Az egyes kategóriákban előforduló WWPI értékek nem különülnek el egyértelműen, vannak átfedések, de a középértékek igen. Bár a jellemző értékek az egyes típusok esetében úgy tűnik, eltérnek (5.3 ábra), nagyon hasonló eredményt kapunk akkor is, ha

valamennyi foltot figyelembe vesszük – ennek az lehet az oka, hogy a mintában a nádasok a dominánsak. Mivel az összefüggés a WWPI és a természetesség értékek között egyértelmű, a WWPI alapján történő értékelés határait az egyes MÉTA természetességi kategóriákhoz rendelhető átlagok alapján állapítottuk meg újra - ld. 5.3 táblázat. Mivel nincs információnk, ami alapján az 5110-es kategóriát tovább tudnánk bontani, és mivel a többi típusból jóval kevesebb minta állt rendelkezésre, a WWPI-re kidolgozott mutató ebben a formában valószínűleg leginkább a nádasokat jellemzi jól.



5.4 ábra Az egyes foltokra jellemző átlagos WWPI értékek átlagai az egyes MÉTA természetességi kategóriákban (B1a kategória, nádasok)





5.5 ábra Az egyes foltokra jellemző WWPI átlagértékek megoszlása a MÉTA természetességi kategóriákban

5.3 táblázat A WWPI alapján meghatározott vízborítottság alapú minősítés és pontszámok

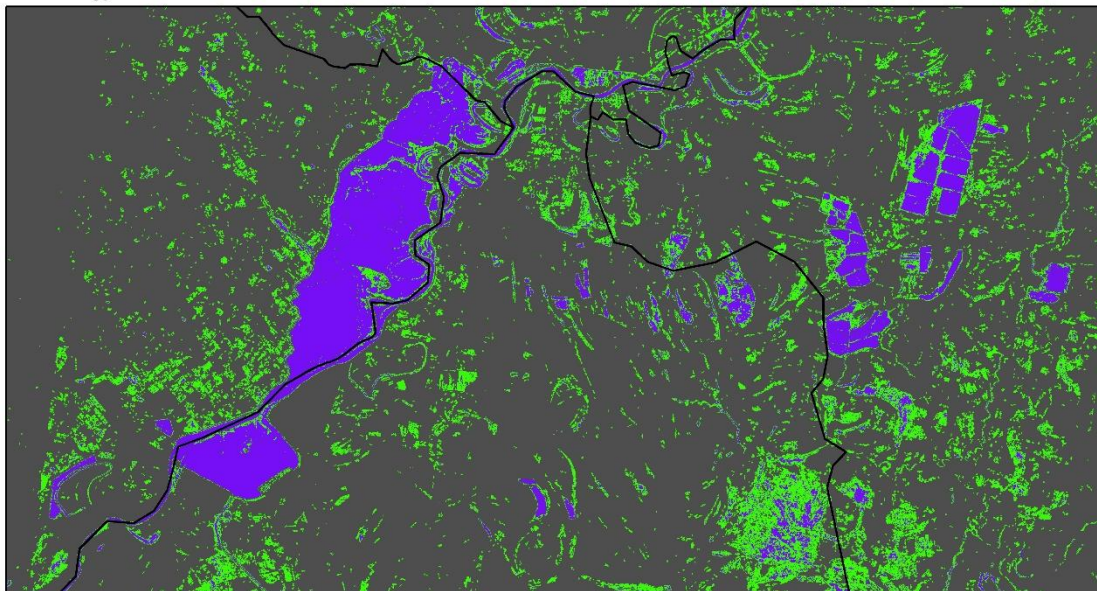
Vízborítottság minősítés	MÉTA természetesség érték	MÉTA-természetesség alapján WWPI-érték (%)	Értékelés
Kiváló	(4-)5	>38	+2 pont
Jó	3-4	0,1 - 38	+1 pont
Kedvezőtlen	2	0	-

Annak ellenére, hogy a WWPI konkrét értékei nem feltétlenül tükrözik megbízhatóan a tényleges vízborítás/vízellátottság arányait, a WWPI és a terepen szakértők által meghatározott módosított Németh-Seregélyes-féle természetesség értékek összefüggése miatt mégsem hagytuk ki ezt a mutatót. De mivel továbbra is fennáll, hogy a vizes élőhelyként besorolt pixelek kb. háromnegyedében a WWPI értéke 0, ezért ezt a szempontot “pozitív értékelés”-ként érdemes bevonni az összesített érték képzésébe. Egy egyszerűsített értékelést alkalmaztunk, amely szerint, ha a WWPI érték adott helyen magasabb 38%-nál (tehát a vizsgált mintában jellemzően a MÉTA 5, vagy esetleg a 4. természetességi kategóriájába esne), akkor plusz 2 pontot kap az adott pixel, míg ha nagyobb 0-nál, akkor plusz 1 pontot. Az így keletkezett térképre példa az 5.6 ábrán látható.



### Osztályozás a Water and Wetness Probability Index (WWPI) alapján

□ Megyehatárok ■ 0 ■ 1 ■ 2



Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes

5.6 ábra - A vízborítás gyakorisága (A WWPI alapján) (a 0 a vízellátottság szempontjából kedvezőtlen, 1 a jó, a 2 pedig a kiváló területeket jelöli. Ld. 5.3 táblázat)

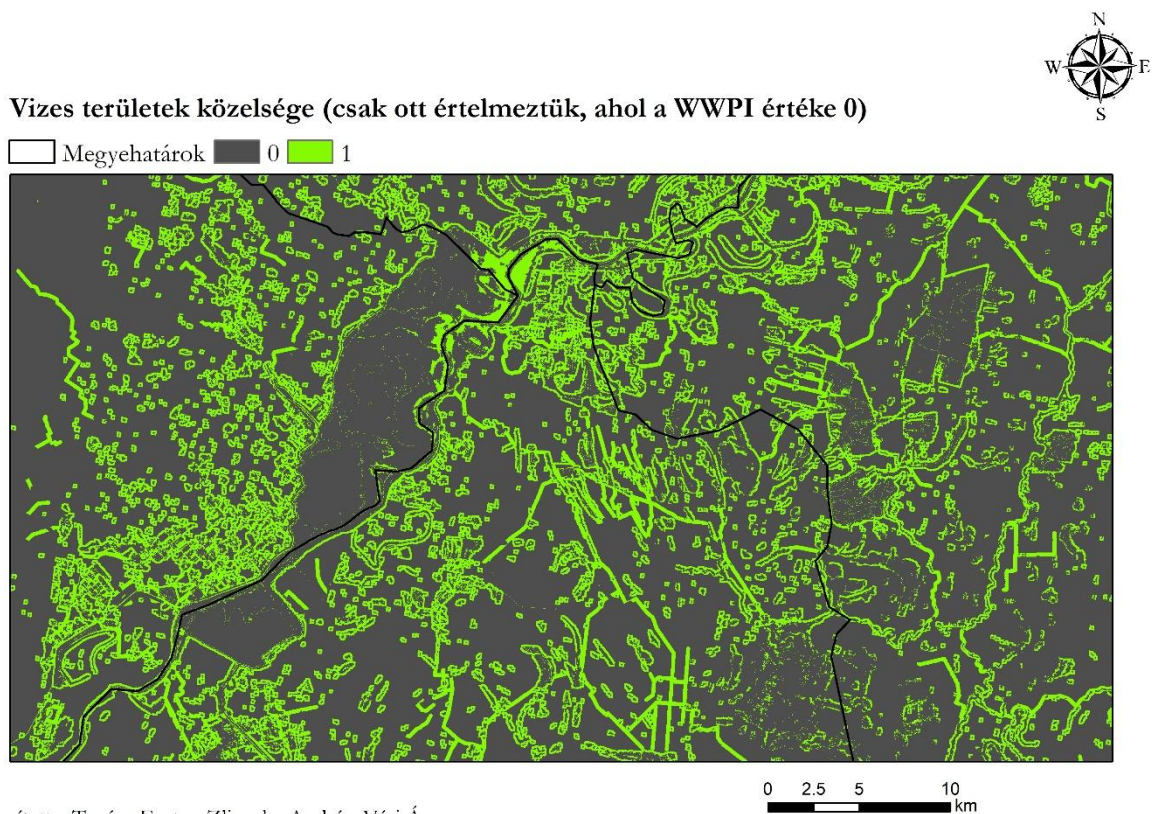
Az így kialakult értékelési rendszert az említett távérzékelési limitációkon túl többek között a MÉTA-adatok kora is befolyásolhatja. A MÉTA felvételezés és az alaptérkép bázisve között eltelt időben (kb. 10-12 év), bekövetkezhetnek változások, akár az állapotban, akár az ökoszisztéma-típusban.

#### 5.4.1.3 Víz és vízborította területek jelenléte

A vízborítás gyakoriságának elemzése kapcsán merült fel ez az indikátor, abból adódóan, hogy a WWPI által mutatott értékek valószínűleg erősen alábecsülik a tényleges vízborítás kiterjedését, illetve gyakoriságát. Több ismert, folytonos vízborítású terület (terepi) tapasztalati értékek alapján “gyakori” vízborítás mellett is “0” WWPI értékkel rendelkezik. Ezért a közeli pixelek WWPI értékét “kiterjesztettük” egy tágabb körzetre, szintén egy “pozitív módosító értékelés”-ként. Ennek során lekérdezzük a vizes élőhelyként kategorizált, de 0 WWPI értékkel rendelkező pixel környezetében, hogy van-e nem-nulla WWPI-értékű cella a 11 pixel méretű környezetében. Amennyiben van, ez plusz pontot ad az értékelendő cellának. Feltételezhető, hogy a nyílt vizek közelségében fellelhető vizes élőhelyek is jobb állapotban vannak, egy rendszert alkotnak (Thorslund és mtsai. 2017), ezért ezekre is kiterjesztettük a fentebbi, cella körüli ablakban történő értékelést: ha “víz” kategóriájú cella van a megadott ablakban, pozitívabb értékelést kap az adott cella. A vizeket ebben az esetben nem, illetve nem csak az alaptérkép “víz” kategóriáival reprezentáltuk, hanem a Vízgyűjtő-gazdálkodási Tervben (VGT2) készült vízrajzi térképek segítségével, melyet az OVF bocsátott

rendelkezésünkre. Nemzeti parki és ökológus szakemberekkel történő konzultáció után a korábbiakhoz képest annyiban módosult ez a résztérkép, hogy a kifejezetten belvíz-elvezetést szolgáló csatornák környezetében lévő pixelek nem kaptak pluszpontot, mivel ezek gyakran éppen a vizes élőhelyek gyorsabb kiszáradását segítik elő. Az eredményt az 5.7 ábra mutatja be.

(Felmerült, hogy a vizek csupán felszíni síkon számított közelsége abban az esetben nem mérvadó, ha a két élőhely között jelentős szintkülönbség van. Azonban bízunk benne, hogy ez Magyarországon nem túl gyakori jelenség, emellett csak jelentős munkaráfordítással lett volna kiszűrhető, ezért ennek figyelembe vételétől eltekintettünk. A felszín alatti vízmozgásokat sem tudtuk figyelembe venni.)



Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes

5.7 ábra A vizek és vizes területek jelenléte (csak azokra a területekre értelmezve, ahol a WWPI értéke 0)

#### 5.4.1.4 A vizes élőhelyek heterogenitása

A vizes élőhelyek esetében - mint más természetes élőhelyeknél is gyakran - az egyik állapot-meghatározó tényező a "háborítatlanság", melyet egyrészt a vizes élőhelyek arányával, másrészt a valamely természetszerű típusba sorolt élőhely-pixelek arányával próbálunk megfogni. Emellett azonban az adott kategórián belüli heterogenitás is állapot-javító hatással lehet: amennyiben több vizes élőhely-típus van egymáshoz közel, ezek növelik a vizesélőhely-diverzitást, összességükben változatosabb élőhely-komplexet alkotva, mint egy-egy típus egyedül. A vizes élőhelyek heterogenitását a pixel környezetén belül más, vizes élőhely-típusba (5120, 5200) tartozó pixelek aránya alapján határoztuk meg. Ennek számítására is a 11 x 11-es

mozgóablakot alkalmaztuk, a szabályokat az 5.4 táblázat mutatja, az eredményt pedig az 5.8 ábra.

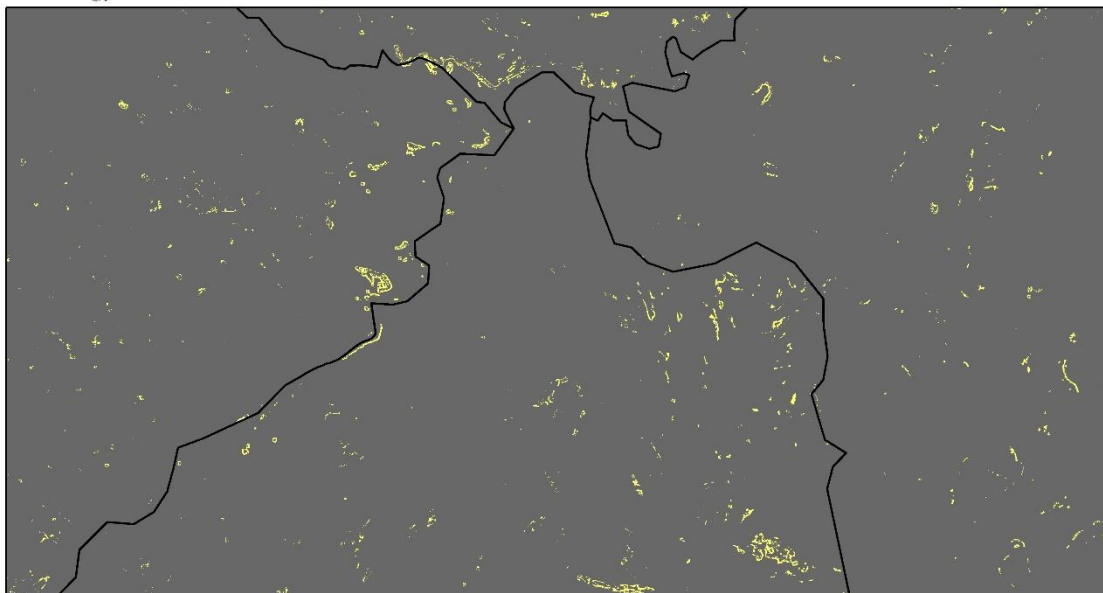
5.4 táblázat

Más vizes élőhely kategória aránya a pixel környezetében	Értékelés
Legalább 10%	• 1 pont
Két kategória is előfordul, és a másik kategória aránya is legalább 10%	• 2 pont



#### Vizes élőhelyek heterogenitása

□ Megyehatárok ■ 0 ■ 1 ■ 2



Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes

5.8 ábra A vizes élőhelyek heterogenitása (ld. 5.4-es táblázat)

### 5.4.2 Antropogén terhelés

#### 5.4.2.1 A természetszerű élőhely-típusok aránya a vizes élőhely környezetében

A természetes élőhelyek aránya az élőhely-folt környezetében önmagában is alkalmas mutató az élőhelyek “épségének”, általános állapotának indikálására. A MÉTA adatbázis adatain 3 különböző gyakori gyeptípusra (köztük az alaptérképen részben vizes élőhelyként kategorizált D34-es kategóriára) történt korábbi elemzések például kimutatták, hogy a természetszerű területek aránya egy adott élőhely-folt környezetében erősen összefügg az élőhely-folt állapotával. A környezet hatása még inkább jelentős a kisméretű, fragmentálódott foltok esetében (Illyés és mtsai 2008).

Szakértői javaslat alapján az előzőekhez hasonlóan 11 pixeles mozgóablak alkalmazásával értékeltük az élőhelyeket aszerint, hogy a pixelek mekkora hányada esik az előre definiált “természetszerű” kategóriába. A gyepeknél (4. fejezet) leírtakhoz hasonlóan természetsszerű élőhely-típusnak tekintettük az Ökoszisztéma-alaptérképen 3-as (gyepek), 4-es (erdők), 5-ös (vizes élőhelyek) és 6-os (vizek) főkategóriákba került területeket, az idegenhonos faültetvények (44) és az erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek (45) kivételével.

A felállított állapot-kategóriák szintjeit, a tervezett határértékeket az 5. táblázat, az eredmény térképi megjelenítését pedig az 5.9 ábra mutatja be.

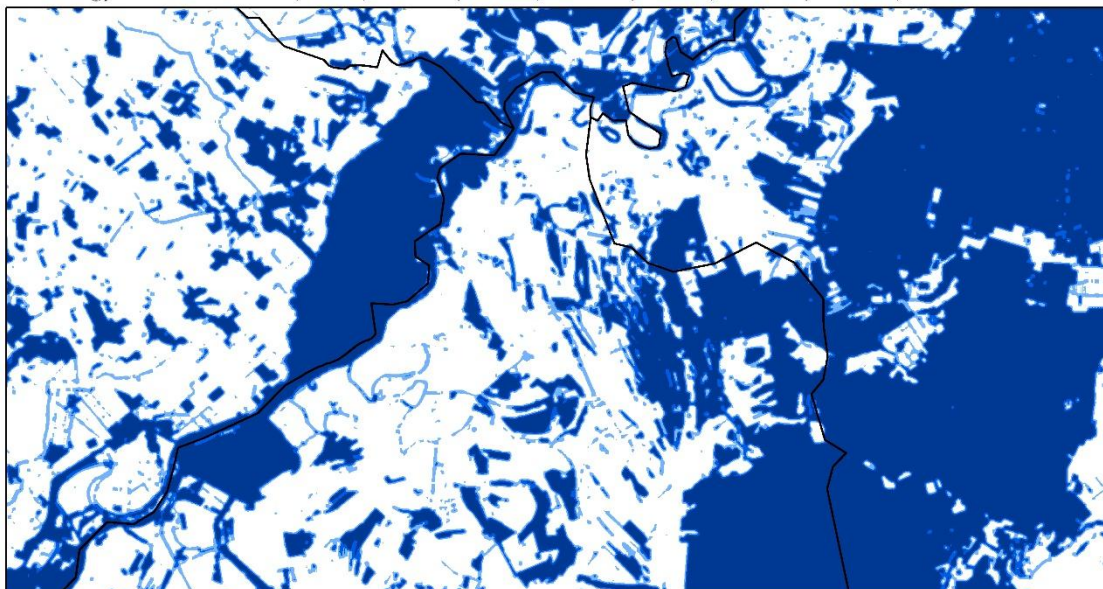
5.5. táblázat: A természetsszerűként definiált alaptérkép-kategóriák arányain alapuló ökoszisztéma-állapot mutató

Ökoszisztéma-állapot kategória	A pixelek mekkora hányada esik természetsszerű élőhely-típusba	Javasolt pontszám
Nagyon jó	> 97 pixel (> 80%)	2
Jó	61 - 97 pixel (51-80%)	1
Rossz	25 - 60 pixel (21-50 %)	0
Nagyon rossz	0-24 pixel (0-20%)	-1



Pontozás a természetsszerű élőhelyek aránya alapján

Megyehatárok
  -1 (0-20%)
  0 (21-50%)
  1 (51-80%)
  2 (81-100%)



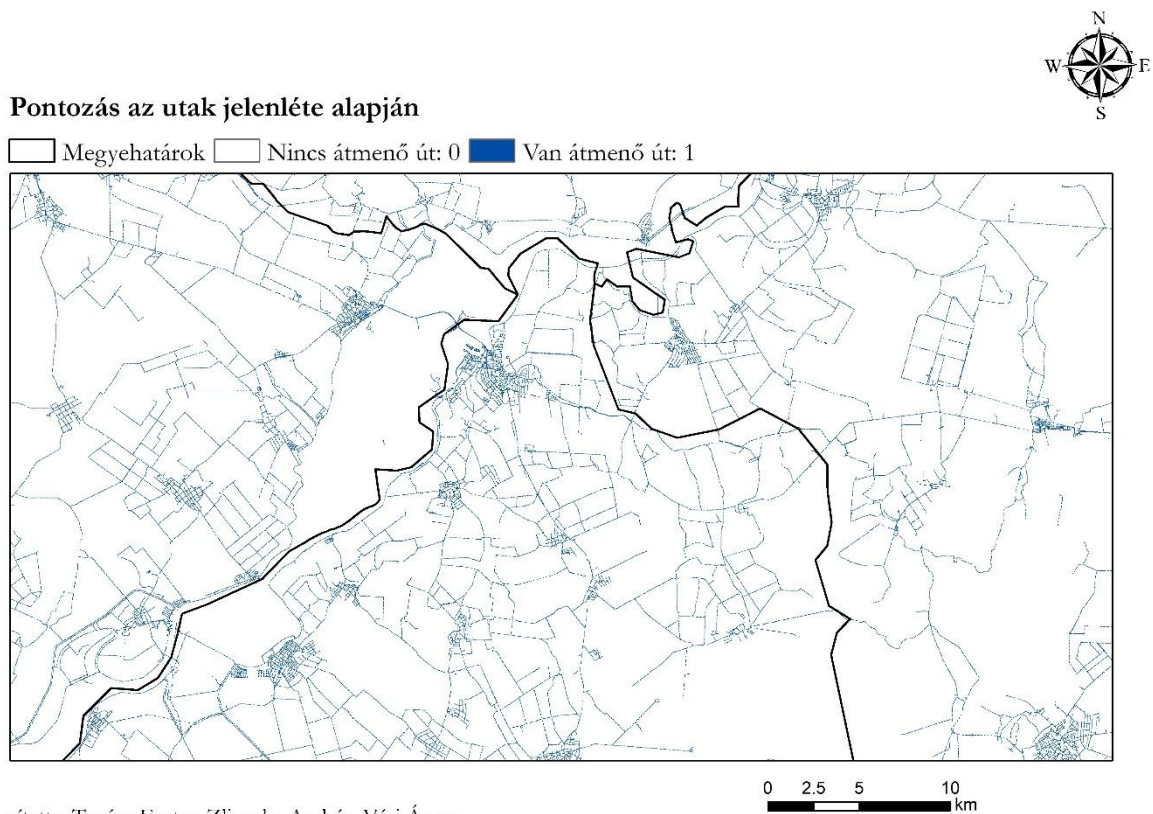
0 2.5 5 10 km

Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes

5.9 ábra A természetsszerűként definiált élőhely-típusok aránya a pont környezetében

### 5.4.2.2 Utak jelenléte

A természetszerű típusok aránya közvetve mutatja a mesterséges felszínek jelenlétét is a vizes élőhelyek környezetében. Az értékelésbe ezen felül külön bekerült az utak zavaró hatása. Mivel az alaptérképen a vonalas elemek megjelenítése csak részben biztosított (főleg a nagyobb utak jelennek meg összefüggően, ezeket viszont a 20 m-es felbontás miatt jellemzően túlreprezentálja a térkép), pontosabb képet kaphatunk az utak hatásáról, amennyiben az összes lehetséges utat bevonjuk az értékelésbe. Az elemzéshez az OpenStreetMap útdatbázisát használtuk, azoknak a celláknak az értékéből vontunk le egy-egy pontot, amelyeken áthalad bármilyen út (pl. aszfalt-, földút, gyalogösvény) (5.10 ábra).



Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes

5.10 ábra Utak jelenléte (OSM adatok alapján)

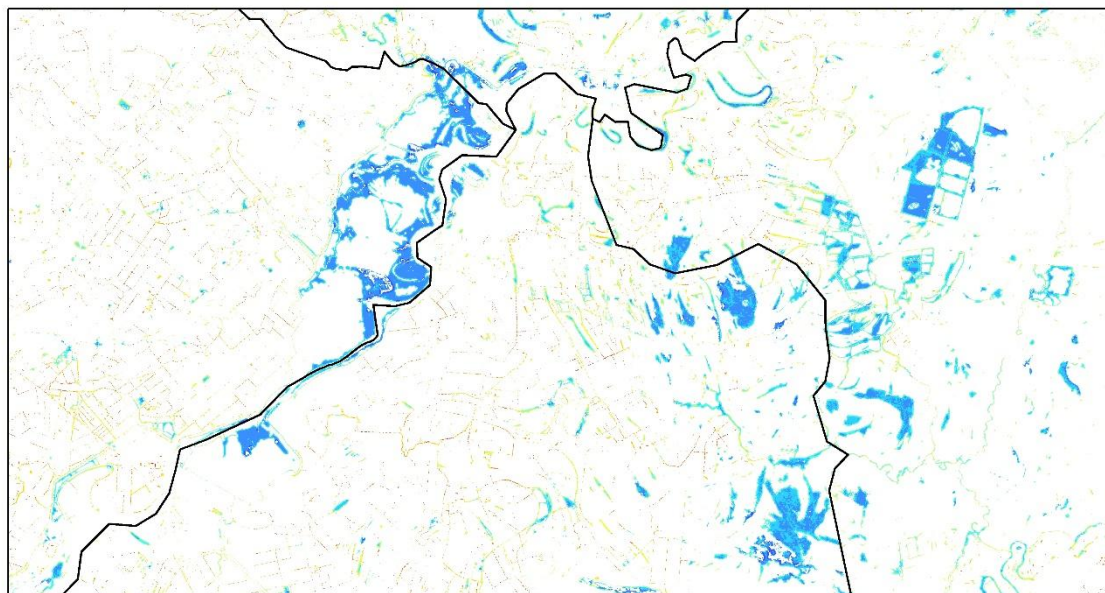
## 5.5 Az aggregálás módszertana

Az 5.6. táblázat összefoglalja az egyes mutatókat és ezek lehetséges értékeit. Az 5.11 ábrán látható eredménytérkép az egyes indikátorok értékelésénél meghatározott pontszámok összeadásával készült.

5.6. táblázat Az egyes indikátorok értékelését összefoglaló szabályrendszer

Indikátor	Milyen egységre értékeljük	Szabály/pontozás
Vizes élőhelyek aránya	11 x 11 pixeles ablak	HA arány > 80% → +2 pont HA arány 51-80% → +1 pont HA arány 21-50 % → + 0 HA arány 0-20% → -1 pont
Vízborítottság gyakorisága (WWPI)	cellában	HA érték >38%-nál → +2 pont HA érték > 0 de <38 → +1 pont
Víz/vizes területek jelenléte	11 x 11 pixeles ablak	HA van nem-nulla WWPI VAGY HA van "víz" → +1 pont
Vizes élőhelyek. heterogenitása	11 x 11 pixeles ablak	HA más vizes élőhely kategória aránya >=10% → +1 pont HA egy másik vizes éh. szintén >= 10% → +2 pont
Természetszerű élőhelyek. aránya	11 x 11 pixeles ablak	HA term. pixelek aránya > 80% → +2 pont HA term. pixelek aránya 51-80% → +1 pont HA term. pixelek aránya 21-50 % → + 0 HA term. pixelek aránya 0-20% → -1 pont
Utak jelenléte	cellában	HA áthalad út cellán → -1 pont

Az egyes indikátorokra kapott részpontszámok összeadásával készült eredménytérkép



0 2.5 5 10 km

Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes

5.11. ábra Az egyes indikátorokra kapott részpontszámok összeadásával készült eredménytérkép (a negatív értékek a relatíve kedvezőtlenebb, a magasak a relatíve kedvezőbb területeket jelölik)

Az eredményül kapott térképen az értékek -3-tól 8-ig összesen 12-féle értéket vesznek fel. Az utolsó lépésben a térképet 5-fokozatúra skáláztuk át (5.7 táblázat). A végeredményt az 5.12 ábra mutatja be.

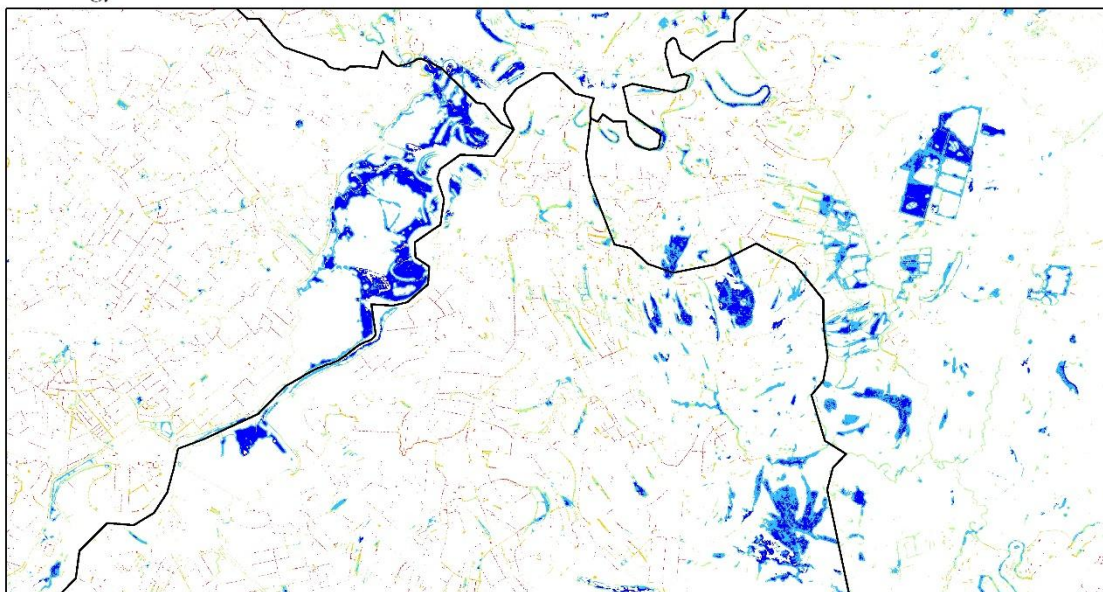
5.7. táblázat Az összeadás utáni pontszámok átskálázása

Eredeti pontszám	Átskálázás után
-3	1
-2	1
-1	1
0	2
1	2
2	3
3	3
4	4
5	4
6	5
7	5
8	5



Az 5-fokozatúra átskálázott eredménytérkép

Megyehatárok
  1
  2
  3
  4
  5



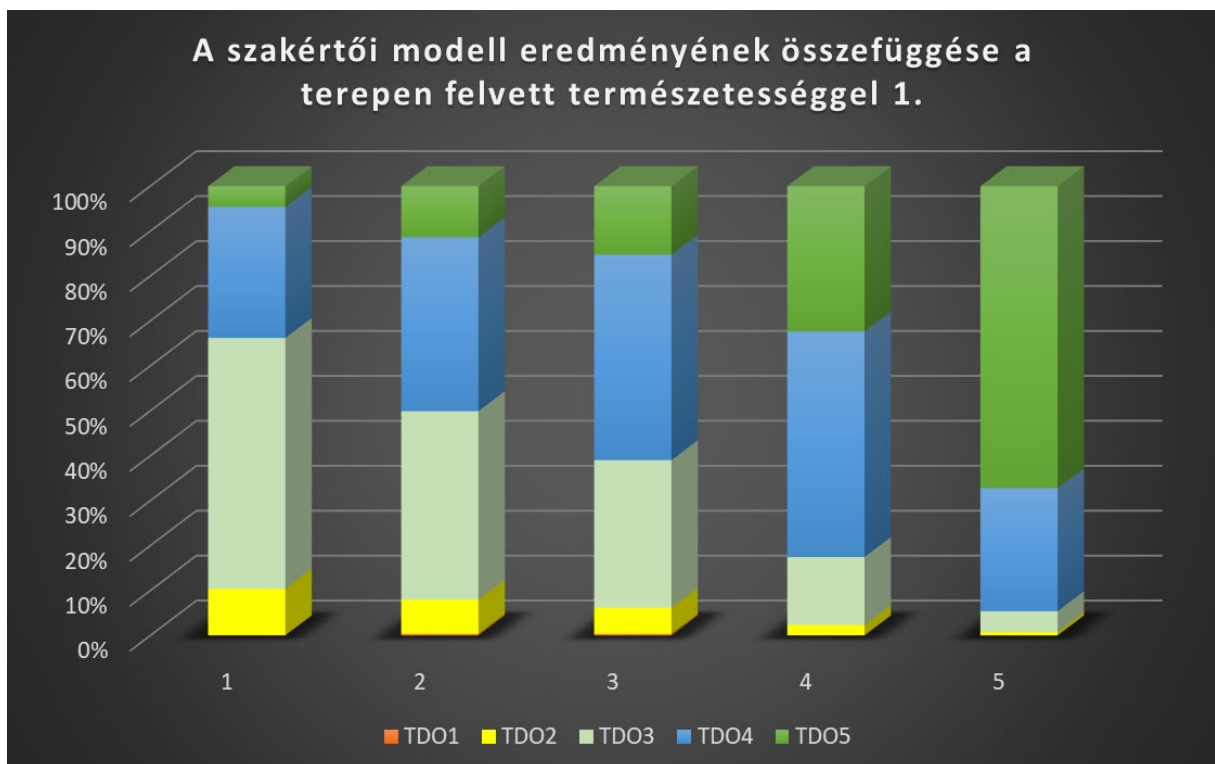
0 2.5 5 10 km

Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes

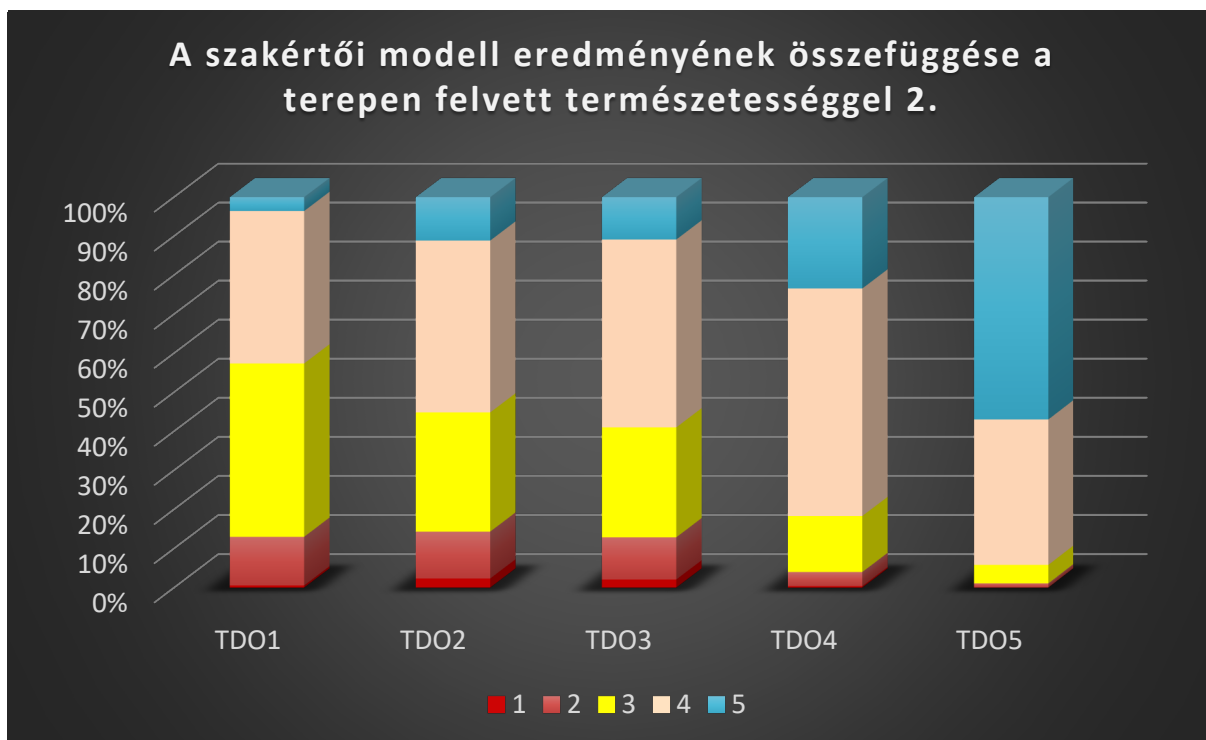


5.12. ábra Az egyes indikátorokra kapott részpontszámok összeadásával készült eredménytérkép 5-fokozatúra átskálázott változata (az 1-es a relatíve legrosszabb, az 5-ös a relatíve legjobb állapotot jelölő kategória)

A végeredményt elmetszettük az AM által koordinált adatgyűjtések során keletkezett frissebb Á-NÉR élőhely-térképek és terepi állapotértékelések eredményeivel (TDO, ld. 4.1 fejezet), és a kétféle osztályozás kategóriáinak valamennyi kombinációjára kiszámoltuk, hogy mekkora az összterülete. Az összevetés során csak azokat az élőhely-foltokat vettük figyelembe, amelyek a terepi térképezés során egyértelmű (tehát nem valamilyen átmeneti) értéket kaptak. Így az ellenőrzést kb. 23 000 folt alapján végeztük el, melyek együttes területe kb. 17500 ha. A kategóriák megoszlása nem egyenletes, a referenciaként használt adatbázisban kevés, illetve kis területet fed le az alacsony (1-es, 2-es) természetességi értéket kapott folt. Az összevetés eredményeit az 5.13-14-es ábrák mutatják be, a kétféle osztályozás kategóriáinak területi átfedését pedig az 5.8 táblázat.



5.13. ábra A terepen rögzített módosított Németh-Seregélyes-féle természetességi értékek (TDO) megoszlása a szakértői modell természetességi állapot kategóriáiban



5.14. ábra A szakértői modell természetességi állapot kategóriáinak megoszlása a terepen rögzített módosított Németh-Seregélyes-féle természetesség értékek (TDO) között

Bár előfordulnak keveredések egymástól távoli kategóriák között is, de tendencia szintjén a főleg jelenkori antropogén terhelést leíró változókon alapuló szakértői modell eredménye egyértelműen összefüggést mutat a terepen, többféle szempont alapján rögzített természetességgel. Tehát a terepen jobb természetességűnek ítélt élőhelyfoltok jellemzően a szakértői modell alapján is jó állapotúnak adódtak.

5.8 táblázat A kétféle osztályozás kategóriáinak területi átfedése (m<sup>2</sup>)

TDO5/modell	1	2	3	4	5	össz
TDO1	1200	25200	90000	79200	7200	202800
TDO2	102000	514000	1310400	1891200	477600	4295200
TDO3	553600	2826000	7374800	12617200	2845200	26216800
TDO4	289600	2608800	10285200	41901600	16818800	71904000
TDO5	45200	765600	3420400	26960000	41266400	72457600
<b>össz</b>	<b>991600</b>	<b>6739600</b>	<b>22480800</b>	<b>83449200</b>	<b>61415200</b>	<b>175076400</b>

## 5.6 Kimaradt indikátorok

Az antropogén terheléshez kapcsolódóan felmerült még az *aszályos időszakok gyakorisága*, de ezt a szakértői műhelymunka során elvetettük, mert a jelenlévők redundánsnak ítélték és a közvetlensége miatt inkább a vízborítás gyakoriságát preferálták indikátorként.

Mivel az alaptérkép csak egy időpontra áll rendelkezésre, a Corine Land Cover kategóriák pedig nem alkalmasak a vizes élőhelyek tematikusan hasonló lehatárolására, a kategória *terület-változása* egyelőre nem vizsgálható.

Felmerült még az élőhely *biomassza*, ill. *magasság-diverzitás* alapján történő értékelése. A gondolat alapját az az összefüggés szolgáltatta, hogy a biomasszában, valamint magasságban diverzebb élőhely heterogenitása révén diverzebb életközösségeket tarthat fent. Bár irodalmi adatok egy ilyen összefüggésre rámutatnak (pl. Moeslund és mtsai. 2019), nem biztosított, hogy az ily módon értékelt diverzitás pozitív folyamatok, ill. a terület épségéből, természeti integritásából kifolyólag heterogén. Ellenkezőleg, nagyobb zavarások és negatív folyamatok (pl. erdőkben jégkár, nádasban babásodás) is ugyanolyan strukturális heterogenitást eredményezhetnek, melyeket további validálás nélkül nem tudunk értelmezni, természetvédelmi értéküket nem tudjuk meghatározni. Annak érdekében, hogy egy ilyen strukturális diverzitás-mutató semmiképp ne adjon egy hamis pozitív képet (nem létező értékekről), elálltunk ettől az ökoszisztéma-állapot értékelési lehetőségtől.

## 5.7 Hivatkozások

- Agrárminisztérium (2019.): Ökoszisztéma-alaptérkép és adatmodell kialakítása. [http://www.termeszetvedelem.hu/\\_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep\\_dokumentacio/KEHOP\\_TERK\\_modszertan\\_V5.0-20190630.pdf](http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep_dokumentacio/KEHOP_TERK_modszertan_V5.0-20190630.pdf)
- Böloni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) (2011): Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, pp. 441. [https://www.novenyzetiterkep.hu/sites/novenyzetiterkep.hu/files/Boloni\\_Molnar\\_Kun\\_2011\\_Magyarország\\_elohelyei%20%281%29\\_0.pdf](https://www.novenyzetiterkep.hu/sites/novenyzetiterkep.hu/files/Boloni_Molnar_Kun_2011_Magyarország_elohelyei%20%281%29_0.pdf)
- Cazals, C., Rapinel, S., Frison, P.L., Bonis, A., Mercier, G., Mallet, C., Corgne, S., Rudant, J.P., 2016. Mapping and characterization of hydrological dynamics in a coastal marsh using high temporal resolution sentinel-1A images. *Remote Sens.* (Basel) 8, 570. <https://doi.org/10.3390/rs8070570>
- Horritt, M.S., Mason, D.C., 2001. Flood boundary delineation from synthetic aperture radar imagery using a statistical active contour model. *Int. J. Remote Sens.* 22, 2489–2507.
- Illyés, E., Botta-Dukát, Z., & Molnár, Z. (2008). Patch and landscape factors affecting the naturalness-based quality of three model grassland habitats in Hungary. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Supplement 1), 179-197.
- Langanke, T. “Copernicus Land Monitoring Service –High Resolution Layer Water and Wetness: Product Specifications Document.” European Environment Agency, 2016. <https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/hrl-water-wetness-technical-document-prod-2015>.
- Máté András, Molnár Zsolt, Mesterházy Attila, Dévai György (2014): A vizes élőhelyek természetvédelmi szempontú kezelése. In: Haraszthy László (szerk): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár. 750 – 755
- Moeslund, Jesper Erenskjold, András Zlinszky, Rasmus Ejrnæs, Ane Kirstine Brunbjerg, Peder Klith Bøcher, Jens-Christian Svenning, and Signe Normand. “LIDAR Explains Diversity of Plants, Fungi, Lichens and Bryophytes across Multiple Habitats and Large Geographic Extent.” *Ecological Applications*, 2019. <https://doi.org/10.1101/509794>.
- n.n (2013): Natura 2000 Priorizált Intézkedési Terv

- Perennou, Christian, Anis Guelmami, Marc Paganini, Petra Philipson, Brigitte Poulin, Adrian Strauch, Christian Tottrup, John Truckenbrodt, and Ilse R. Geijzendorffer. 'Mapping Mediterranean Wetlands With Remote Sensing: A Good-Looking Map Is Not Always a Good Map'. In *Advances in Ecological Research*, 58:243–77. Elsevier, 2018. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2017.12.002>.
- Schröder, Christoph, Dania Abdul Malak, Susanne Thulin, Petra Philipson, and Dania Abdul Malak. "MAES Service Case: Wetland Ecosystem Condition Mapping (v.1.0)." SWOS Technical Publication, 2017. [http://swos-service.eu/wp-content/uploads/2017/06/MAES\\_WetlandEcosystemCondition\\_v1.01.pdf](http://swos-service.eu/wp-content/uploads/2017/06/MAES_WetlandEcosystemCondition_v1.01.pdf).
- Shadaydeh, Maha, András Zlinszky, Andrea Manno-Kovacs, and Tamas Sziranyi. "Wetland Mapping by Fusion of Airborne Laser Scanning and Multi-Temporal Multispectral Satellite Imagery." *International Journal of Remote Sensing* 38, no. 23 (2017): 7422–40. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1375614>.
- Stratoulas, Dimitris, Heiko Balzter, András Zlinszky, and Viktor R. Tóth. "A Comparison of Airborne Hyperspectral-Based Classifications of Emergent Wetland Vegetation at Lake Balaton, Hungary." *International Journal of Remote Sensing* 39, no. 17 (2018): 5689–5715. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1466081>.
- Thorslund, Josefin, Jerker Jarsjö, Fernando Jaramillo, James W. Jawitz, Stefano Manzoni, Nandita B. Basu, Sergey R. Chalov, et al. "Wetlands as Large-Scale Nature-Based Solutions: Status and Challenges for Research, Engineering and Management." *Ecological Engineering, Ecological Engineering of Sustainable Landscapes*, 108 (November 1, 2017): 489–97. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.012>.

## 6 Erdők

### **Készítők:**

Standovár Tibor (ELTE)

Tanács Eszter (ÖK)

### 6.1 Bevezetés, háttér

Európa jelentős részét (a szárazföldi területek kb. 40%-át) borítják erdők, Magyarországon területi arányuk kb. 21%. Az európai erdőket évezredek óta jelentős emberi hatás éri, így érintetlen "őserdőt" gyakorlatilag alig találunk. Azonban még ezek az ember által létrehozott, illetve az emberi tevékenység által jelentősen befolyásolt erdők is az ökoszisztéma-szolgáltatások széles körét képesek biztosítani az emberiség számára (Kovács és mtsai 2015), és az élővilág diverzitásának fenntartásához is jelentősen hozzájárulnak.

A hazai erdők állapotának (elsősorban természetességének) értékelése, és ennek módszerei kapcsán az elmúlt két évtizedben erdész és ökológus szakemberek részvételével nagyon intenzív szakmai munka folyt, melyek eredményeire a NÖSZTÉP-ben alkalmazandó állapotindikátorok kiválasztása során is támaszkodhattunk. Ilyen volt például a TERMERD

projekt<sup>9</sup> (Bartha és mtsai 2003, Bölöni és mtsai 2005), amely a magyarországi erdőállományok természetességi állapotának erdőrészlet léptékű felmérését és értékelését tűzte ki célul, terepi mintavételezés alapján. A közelmúltban zárult az "Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban" projekt<sup>10</sup>, amelyben szintén egy erdőállapot értékelést szolgáló módszertant dolgoztak ki és alkalmaztak (Standovár és mtsai 2016, 2017). A biotikai adatbázisok felhasználásának az erdők esetében ugyanazok a korlátai, mint a többi ökoszisztéma-típus esetében, viszont az Országos Erdőállomány Adattárból a faállomány jellemzői kapcsán többletinformációval rendelkezünk, és ezek közvetett, de a biodiverzitással szorosan összefüggő tényezőkként használhatóak fel. Annál is inkább, mert az emberi beavatkozások elsősorban a faállományra irányulnak, és azon keresztül fejtik ki a hatásukat az ökoszisztéma többi elemére (Bartha és mtsai 2006).

Az erdőállományok alább bemutatott értékelése a fenti munkák, projektek tapasztalataira alapozva, szakértői modell alapján készült el. A kialakított modell különböző léptékű, vagy más adatbázisra épülő, hasonló céllal készült térképezések eredményeivel kalibrálva, illetve esetleg távérzékelt adatokkal kiegészítve a későbbiekben még továbbfejleszhető, finomítható.

## 6.2 Felhasznált adatbázisok

Az erdők állapotának leírását országosan az Erdészeti Szakigazgatási Információs Rendszer (ESZIR) részét képező Országos Erdőállomány Adattár adataira alapozhatjuk (a rendelkezésre álló adatok listáját ld. a 12.4. mellékletben). Ennek térbeli egysége az erdőrészlet, amelynek mérete széles határok között változhat, átlagosan kb. 3,5 ha. Az adatok nagy része a faállomány állapotára és a fahasználatokra, kisebb része a termőhelyre vonatkozik. Ez jelentősen jobb adat-ellátottságot jelent, mint a többi természetközeli ökoszisztéma-főtípus esetében, de mivel az adatgyűjtés alapvetően a gazdálkodás információ-igényeinek kielégítését célozza, és ennek megfelelő szempontok szerint történik, az adatbázis az erdőtermészetesség bizonyos elemeire (pl. holtfa, vadhatás) nézve nem, vagy korlátozottan tartalmaz információt. Ezek a fontos aspektusok ezért egy, csak az Adattárra épülő állapot-térképezésben nem tudnak megjelenni. Ugyanúgy, ahogy az Ökoszisztéma-alaptérkép esetében, torzíthat az erdőrészlet szintű felbontás, hiszen sok kisebb élőhely-folt nem jelenik meg külön egységként, de az erdőrészleten belüli térbeli változatosság jelentősen befolyásolhatja az egyes mutatókra kapott értékeket. Emellett az adatok esetleges minőségbeli különbségei tovább öröklődnek az állapot-térképekre is. Előfordulhat, hogy bizonyos helyeken részletesebben rögzítik pl. az eltérő korcsoportokat, míg máshol hasonlóan változatos korú állományban kevésbé részletesen, így az adatsor alapján végzett állapotfelmérés eredményében olyan különbségek jelenhetnek meg, amelyek csak látszólagosak.

A fentiek ismeretében a munka során többször is felmerült az Erdőleltár<sup>11</sup> használata. Az ebben szereplő adatok bővebb köre és eltérő felvételezési módszertana miatt ez az adatbázis valószínűleg sok szempontból alkalmasabb lett volna az állapot számszerűsítésére. Ugyanakkor a mintavételi hálóban történő pontszerű felvételezés, és a gyűjtött adatok térbeli kiterjeszhetőségének korlátai miatt csak nagyobb terület egységek jellemzését tette volna

<sup>9</sup> <http://ramet.elte.hu/~ramet/project/termerd/index.htm>

<sup>10</sup> <http://karpatierdeink.hu/>

<sup>11</sup> <https://portal.nebih.gov.hu/erdoleltar/>

lehetővé, míg jelen projektben a cél térben minél részletesebb és emellett lehetőség szerint teljes lefedettséget biztosító állapotterképek készítése volt.

### 6.3 A térképezett indikátorok listája

*Őshonos fafajok fajszáma*

*Őshonos elegyfajok fajszáma*

*Az adott élőhely-típusra jellemző főfajok jelenléte az elvárt arányban*

*Őshonos elegyfajok aránya az elvárthoz képest*

*Őshonos fafajok elegyaránya*

*Idegenhonos fafajok elegyaránya*

*Agresszívan terjedő (invazív) fafajok összesített elegyaránya*

*Korcsoportok száma*

*A legalacsonyabb és legmagasabb kor különbsége*

*100 éves, vagy annál idősebb fák, facsoportok jelenléte*

*Átmérőosztályok száma*

*Átmérőosztály-diverzitás*

*Méretes fa jelenléte*

*A cserjeszint minősítése*

Ide kapcsolható még az erdei élőhelyek jó állapotához köthető madárfajok jelenléte (ld. 9. fejezet).

### 6.4 Az egyes indikátorok rövid leírása

A munka során létrehozott korábbi listákban szereplő indikátorok több esetben nagyon hasonlóak, ugyanazt a jelenséget próbálják leírni többféleképpen (pl. őshonos fafajok száma, illetve összesített elegyaránya). Más esetekben komplementer jellegűek (pl. őshonos-idegenhonos fajok mutatói). Vannak köztük olyanok (pl. OEA természetességi mutató), amelyek az eredményekkel való összevetésre alkalmasak, illetve ezek elemzésében játszhatnak szerepet. Így az összetett, végső minősítésben nem szerepel minden, korábban felmerült rész-indikátor, még azok sem mind, amelyekre már készültek térképek (pl. erdők jellemző kora). Az alábbiakban ismertetjük a végső összesítésben felhasznált változókat, valamint ezek értékelését. Általános alapelv, hogy az alacsony értékek jelentik a rosszabbnak, a magasabbak a jobbnak értékelt kategóriákat.

#### 6.4.1 Az erdei élőhelyek állapotát jellemző specifikus indikátorok

Ahogy korábban már szerepelt, az állapot meghatározása alapvetően kétféle megközelítés mentén történhet. Az egyik gyakorlat esetében valamely referenciához képest határozzuk meg, mely területeket tekintünk jó, vagy rossz állapotúnak. Ebben az esetben egyértelműen meg kell tudni határozni, hogy mit nevezünk jó, illetve rossz állapotúnak. A másik lehetséges megközelítés – elfogadván a természetes referencia megragadásának nehézségeit – az emberi hatások intenzitása alapján értékeli. E megközelítéssel hemeróbia-értékelést végezhetünk. Ennek egyik legismertebb példája az Ausztria teljes erdőterületére végzett állapotértékelés (Grabherr és mtsai. 1997).

Munkánkban mi az első megközelítést alkalmazzuk. Ez történhet valamely korábbi ismert állapottal való összevetéssel, értelmezhető az elérendő cél függvényében, illetve valamely ideálisnak tekintett állapothoz is viszonyíthatunk. A TERMERD<sup>12</sup> (Bartha és mtsai 2003, Bölöni és mtsai 2005), illetve ennek különböző továbbfejlesztett változatai (pl. Bartha és mtsai 2009) esetében a referenciaállapotot a potenciális természetes erdőtársulás (PTE) alapján határozták meg. Jelen munkában hasonló elvet követtünk, de az egyszerűség kedvéért az Ökoszisztéma-alaptérkép (Agrárminisztérium 2019) elkészítése során meghatározott kategóriákhoz rendeltünk besorolási szabályokat. E kategóriák csak részben fednek át a korábbi munkákban alkalmazott csoportosításokkal, de nagy részük esetében azonosítható egy vagy több hasonló jellegű olyan erdőtársulás, amelynek jellemzőit referenciának tekinthetjük.

Az Ökoszisztéma-alaptérkép készítése során a túlevelűek alkotta foltok jobb elkülönítése érdekében előfordult, hogy távérzékelt adatok alapján megbontottunk erdőrészleteket, azonban az állapot-térkép elkészítése során minden esetben az erdőrészlet maradt az alapegység.

#### 6.4.1.1 Fafajösszetételre vonatkozó mutatók

A természetes erdők egyik fontos jellemzője a faállomány nagyobb faji diverzitása, mivel az erdőgazdálkodás gyakran homogenizáló hatással bír. Ugyanakkor az, hogy adott helyen hány fafaj találja meg optimális életfeltételeit, függ a termőhelytől és a fejlődési fázistól is. Emellett a nagyobb fajszám, amennyiben pl. idegenhonos, vagy inváziós fajok is jelen vannak, nem feltétlenül jelent nagyobb természetességet (Szmorad 2000). A módszertan kidolgozásánál mind a figyelembe vett fajok köre, mind a referenciaállapot meghatározása kapcsán tekintettel kellett lenni a fenti szempontokra. Ahhoz, hogy teljes képet kapjunk, a fajszám számításoknál szükséges volt figyelembe venni azokat a ritka, vagy szólamként előforduló fafajokat is, amelyeket nem írtak le külön fafajsorként. Az őshonosságot, illetve az erdőgazdasági tájak szerinti tájhonosságot a 61/2017. (XII. 21.) FM rendelet 2. melléklete alapján határoztuk meg, amely a Magyar Közlöny 2017. évi 220. számában került közzétételre. Az Ökoszisztéma-alaptérkép (Agrárminisztérium 2019) kategóriáinak meghatározásakor (az erdeifenyő kivételével) területi differenciálás nélkül őshonosnak vettünk minden, az országban őshonosnak tekintett fafajt, míg az állapotértékelésnél a fent említett rendelet szerint az adott erdőgazdasági tájban való honosságot is figyelembe vettük.

#### Őshonos fafajok fajszáma

A 61/2017. (XII. 21.) FM rendelet 2. melléklete alapján az adott erdőgazdasági tájban őshonosnak minősülő fajok száma az erdőrészletben. A minősítés során ezt a változót az ültetvények minősítésében használtuk fel. Az alkalmazott pontozás:

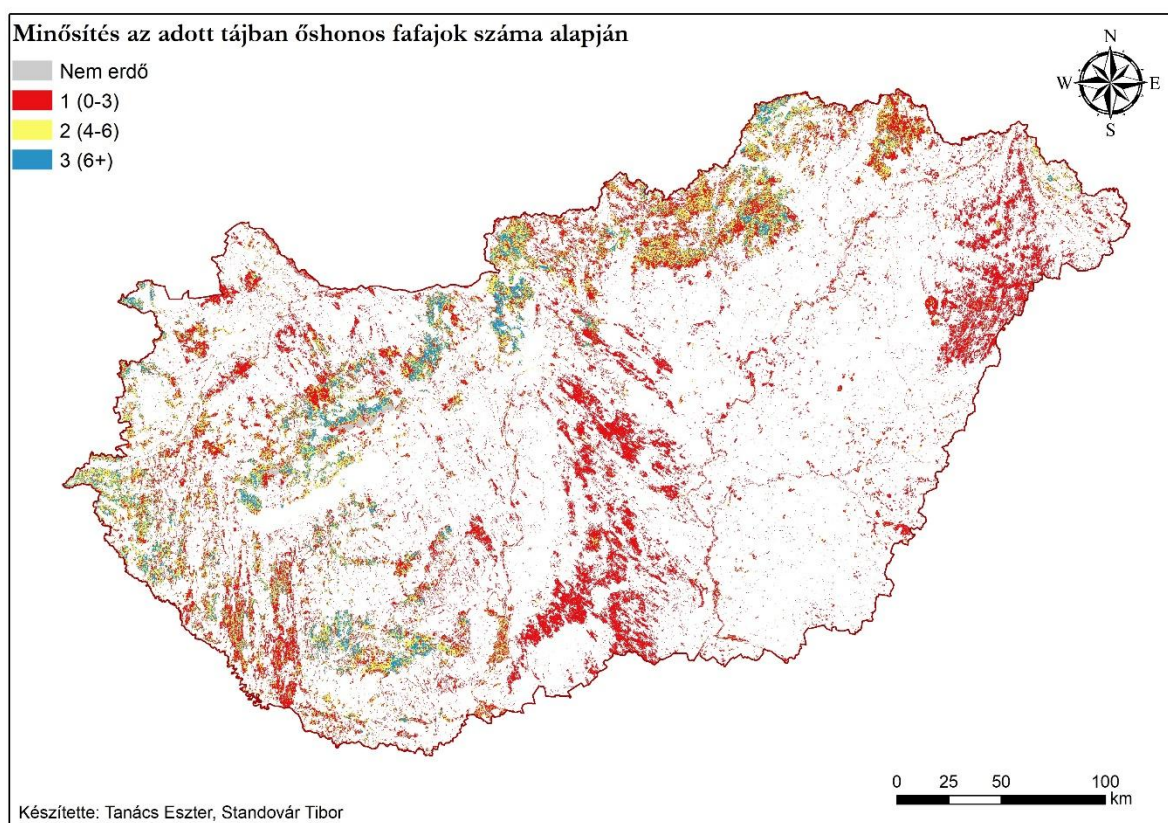
#### 6.1 táblázat

Őshonos fafajok száma (db)	Pontszám
0-3	1
4-6	2

<sup>12</sup> <http://ramet.elte.hu/~ramet/project/termerd/index.htm>

>6	3
----	---

A kategóriák térbeli megoszlását a 6.1 ábra mutatja.



6.1 ábra Minősítés az adott tájban őshonos fajok száma alapján

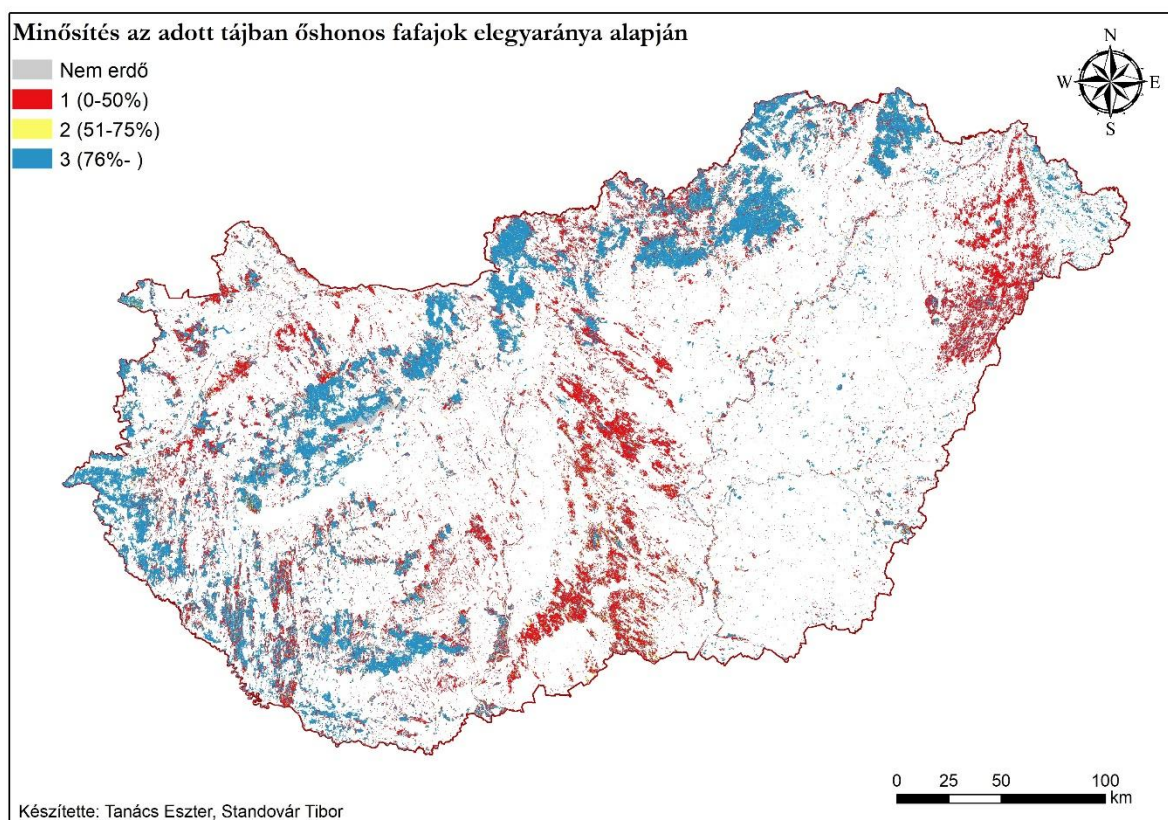
### Őshonos fajok elegyaránya

A 61/2017. (XII. 21.) FM rendelet 2. melléklete alapján az adott erdőgazdasági tájban őshonosnak minősülő fajok összesített elegyaránya az erdőrészletben. A minősítés során ezt a változót is az ültetvények minősítésében használtuk fel.

6.2 táblázat

Őshonos fajok elegyaránya az alsó és felső szintben (%)	Pontszám
0-50	1
51-75	2
>75	3





6.2 ábra Minősítés az adott tájban őshonos fafajok elegyaránya alapján

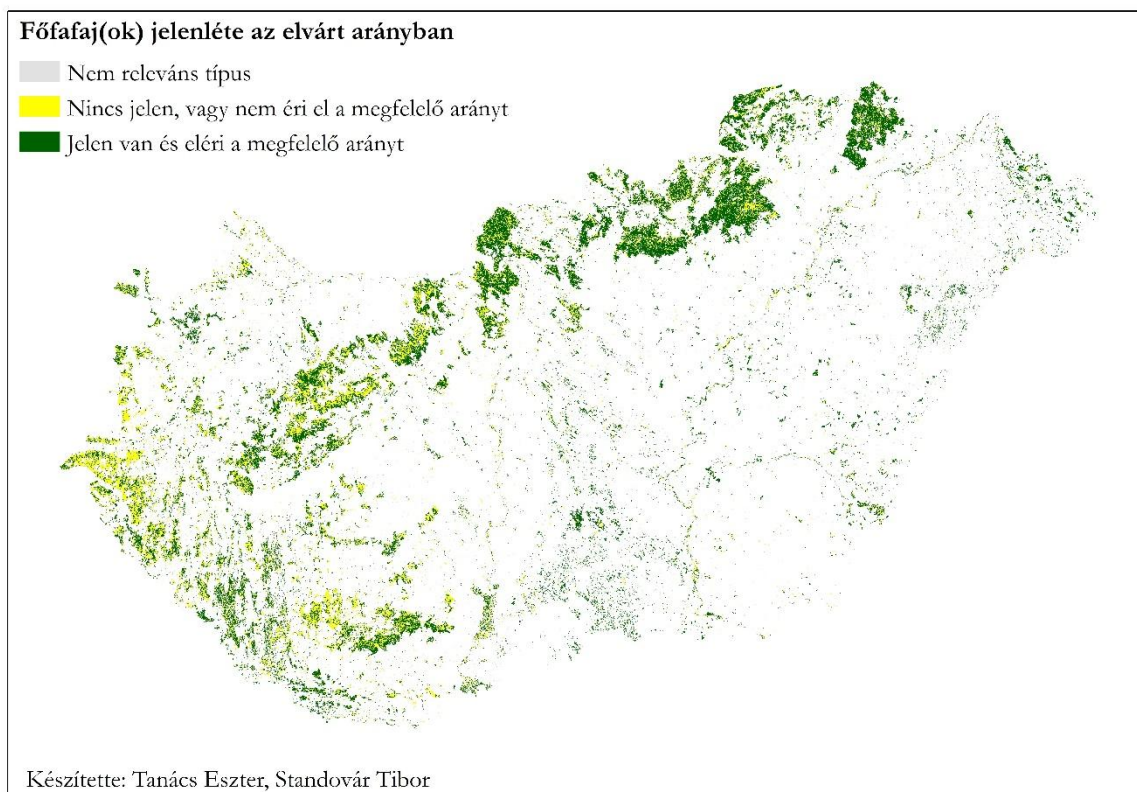
*Az adott élőhely-típusra jellemző főfafaj(ok) jelenléte az elvárt arányban*

A munka során meghatároztuk, hogy melyik erdőtípus esetén mely őshonos fafaj(oka)t tekintjük főfafajnak, amelyek meghatározott minimum aránya jó állapot esetén elvárható (6.3 táblázat). Mivel nem a PTE-t vesszük alapnak, hanem az Ökoszisztéma-alaptérképen szereplő erdőtípusokat, és e típusok besorolása az esetek többségében eleve a meghatározónak tekintett fajok arányán alapult, ezért esetünkben ez inkább segédváltozóként, mint önálló indikátorként funkcionál. Ahol a főfafajnak tekintett fafaj(ok) összesített aránya az alsó és felső szintben nem éri el a megadott értéket, az erdőrészlet 0-t, amennyiben eléri, 1-t kap. Bizonyos típusok esetében nem határozható meg ez az érték (ld. 6.3 táblázat).

6.3 táblázat Főfafajok elvárt aránya az Ökoszisztéma-alaptérkép egyes erdőtípusaiban

3. szint	Kód	Főfafaj(ok)	Főfafaj(ok) elvárt aránya
Bükkösök	4101	bükk	50
Gyertyános kocsánytalan tölgyesek	4102	kocsánytalan tölgy, gyertyán	50
Cseresek	4103	cser, kocsánytalan tölgy, kocsányos tölgy	60
Molyhos tölgyesek	4104	molyhos tölgy, virágos kőris	50
Ny-Dunántúl erdeifenyvesei	4105	a típus definíciója miatt az erdeifenyő nem értékelhető, minden őshonos lombos fafaj elegyfajnak tekintendő	

Ny-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lomberdei	4106	erdeifenyő, gyertyán, kocsánytalan tölgy, kocsányos tölgy, bükk	90
Hazai nyárasok	4107	fehérenyár, szürkenyár, fekete nyár, jegenyenyár és boróka	50
Hegyi- és dombvidéki pionír erdők	4108	rezgőnyár, bibircses nyír, kecskefűz	50
Gyertyános kocsányos tölgyesek	4109	kocsányos tölgy, gyertyán	50
Elegyetlen és kőris-elegyes kocsányos tölgyesek	4110	kocsányos tölgy, szlavón tölgy, magyar kőris, magas kőris	50
Egyéb, többletvízhatástól független őshonos dominanciájú erdők	4111	a domináns faj	65
Egyéb elegyes lomberdők	4112	nincs uralkodó faj	
Puhafás ártéri erdők	4201	összes őshonos nyár és fűz	80
Keményfás ártéri erdők	4202	kocsányos tölgy, szlavón tölgy, magyar kőris, magas kőris	50
Elegyetlen és kőris-elegyes kocsányos tölgyesek TVHA	4301	kocsányos tölgy, szlavón tölgy, magyar kőris, magas kőris	50
Égeresek	4302	mézgás és hamvas éger	50
Többletvízhatás alatti gyertyános kocsányos tölgyesek	4303	kocsányos tölgy, gyertyán	50
Ártéren kívüli fűzesek	4304	őshonos fűzek	50
Ártéren kívüli, többletvízhatás alatti nyárasok	4305	őshonos nyárasok	50
Nyíresek	4306	bibircses nyír	
Többletvízhatással érintett cseresek	4307	cser, kocsánytalan tölgy, kocsányos tölgy, szlavón tölgy	60
Egyéb, többletvízhatással érintett őshonos dominanciájú erdők	4308	a domináns faj	65
Egyéb, többletvízhatással érintett elegyes lomberdők	4309	nincs uralkodó faj	
Láp- és mocsárerdők	5200	mézgás éger, hamvas éger, magyar és magas kőris	70



6.3 ábra A főfafaj(ok) jelenléte az elvárt arányban (a térképen csak azok az erdőrészek szerepelnek, amelyek nem ültetvények, és nem üres vágásterületek)

### Őshonos elegyfajok fajszáma

Azon őshonos fafajok száma, amelyeket az adott típus esetében nem tekintettünk főfajnak, beleértve a ritka és szálanként előforduló fajokat is. A pontozást a 6.4 táblázat tartalmazza.

6.4 táblázat

Őshonos elegyfajok száma (db)	Pontszám
0	1
1-2	2
>2	3

### Őshonos elegyfajok aránya az elvárthoz képest

Ez a mutató azt mutatja meg, hogy az őshonos elegyfajok mekkora arányban vannak jelen az elvárthoz képest az alsó és a felső szintben. Az elvárt arány itt 100 - a főfafajok elvárt aránya. A pontozást a 6.5 táblázat tartalmazza.

6.5 táblázat

Őshonos elegyfajok aránya az elvárthoz képest (%)	Pontszám
0-30	1
31-60	2
>60	3

#### Idegenhonos fafajok összesített elegyaránya

A 61/2017. (XII. 21.) FM rendelet 2. melléklete alapján az adott erdőgazdasági tájban őshonosnak nem minősülő fajok összesített elegyaránya az erdőrészletben.

6.6 táblázat

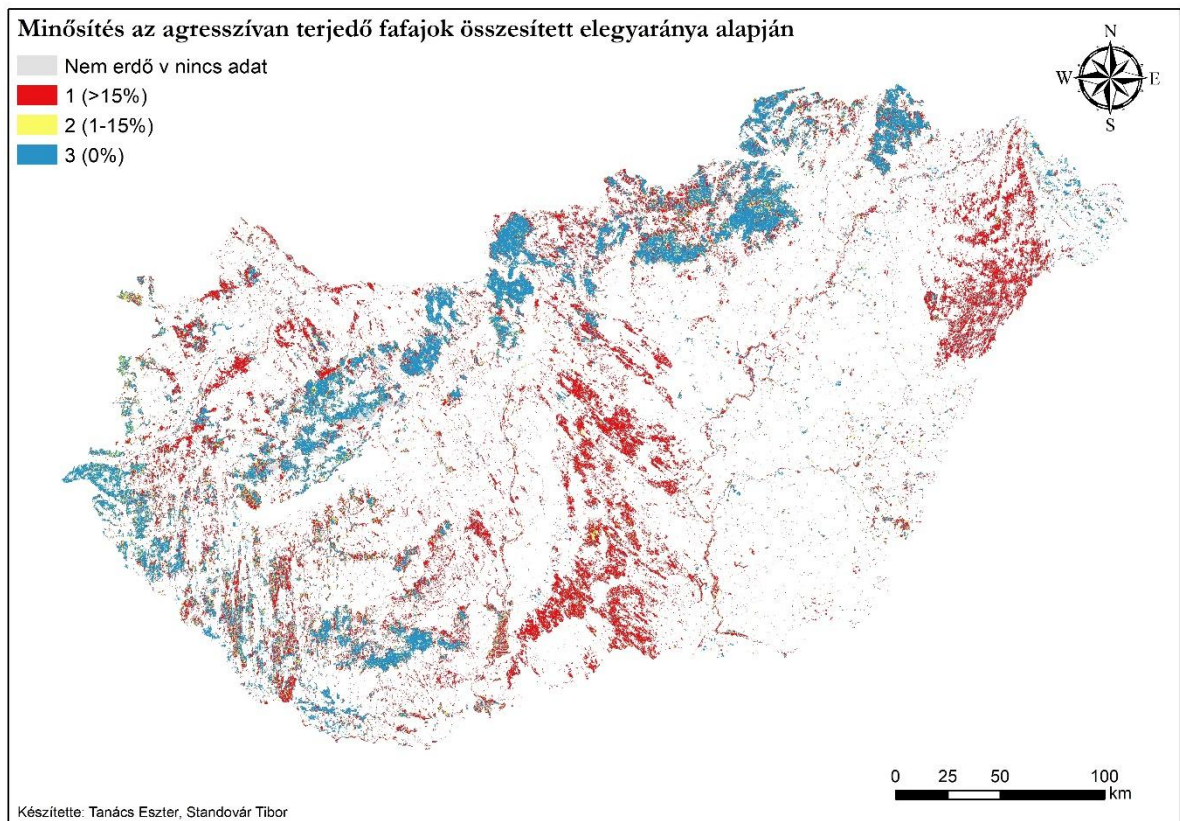
Idegenhonos fafajok elegyaránya az alsó és felső szintben (%)	Pontszám
21-50	1
1-20	2
0	3

#### Agresszívan terjedő (invazív) fafajok összesített elegyaránya

Az akác (A), zöld juhar (ZJ), amerikai kőris (AK), bálványfa (BL), kései meggy (KM), nyugati ostorfa (NYO), és a keskenylevelű ezüstfa (EZ) összesített elegyaránya a részletben (6.2 ábra). A MAES besorolás szerint az idegenhonos, illetve az agresszívan terjedő fafajokra vonatkozó változók a terhelés-indikátorokhoz tartoznak, de mivel közvetlenül beépültek az ökoszisztéma-specifikus elemzésbe, itt tárgyaljuk őket.

6.7 táblázat

Agresszívan terjedő (invazív) fafajok elegyaránya az alsó és felső szintben (%)	Pontszám
>15	1
1-15	2
0	3



6.4 ábra Minősítés az agresszívan terjedő fajok összesített elegyaránya alapján

#### 6.4.1.2 Szerkezetre vonatkozó mutatók

Az erdők élővilágának gazdagságát, s ezen keresztül ökoszisztéma-szolgáltatás nyújtó képességét alapvetően befolyásolja az erdők horizontális és vertikális szerkezetének változatossága. Az üde mérsékelt övi lomberdők kevés számú ismert referencia erdejére jellemző a finom léptékű, valamint ritkábban a közepes erősségű természetes bolygatások hatására létrejövő elegyes és vegyes korú állományok kialakulása. A szerkezeti gazdagság jellemzésének két – egymással összefüggő, de nem azonos – módja a faállományt alkotó fák méretének, illetve korának alkalmazása. A kor–méret összefüggés függ a fafajtól, a fák genetikai diverzitásától, a termőhelytől, valamint az egyes faegyedek egyedi élettörténetétől, állományban betöltött szerepétől. A vágásos üzemmód keretei között az egyes fafajok kor–méret összefüggése viszonylag jól ismert, de minél természetesebb egy erdő, annál jelentősebbek lehetnek az eltérések a modellezett összefüggésektől. Éppen ezért értékelésünkben mind a kor, mind a méret adatokból levezethető indikátorokat alkalmazunk.

Az Országos Erdőállomány Adattárban (OEA) szereplő kort leíró változó – az egyes fafajcsoportokra megadott átlagos érték – alapján származtatott változók jól térképezhetők. Erdőrészlet szintjén több, különböző mutató is alkalmazható. A korcsoport besorolás (fiatal - középkorú - idős erdők) az erdő részletre leginkább jellemző kort adja meg, míg a *korcsoportok száma*, valamint a *legalacsonyabb és legmagasabb kor különbsége* a korcsoportok változatosságára utaló indikátorok. A kiemelt biológiai jelentőséggel bíró idős (> 100 év) fák jelenléte is fontos indikátor.

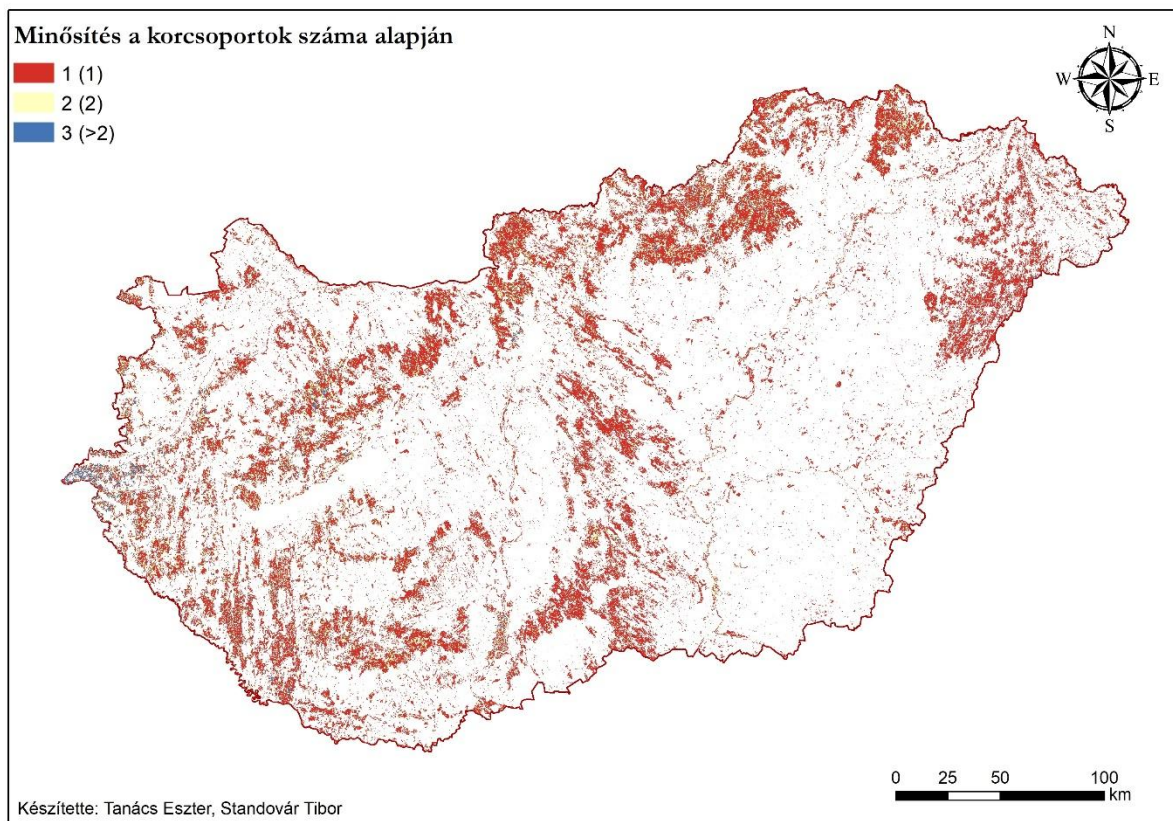
Hasonlóképp jellemezhető az egyes fafajsorok átlagos mellmagassági átmérő adatai alapján a méret alapon értelmezett változatosság. Az *átmérőosztályok száma*, az *átmérőosztály-diverzitás*, valamint a *méretes (> 50 cm átmérő) fák jelenléte* a méretbeli változatosság egy-egy aspektusát jól jellemző indikátorok.

### Korcsoportok száma

Ez a mutató a korosztályok változatosságára utal, azt jelzi, hogy az erdőrészletben leírt fafajsorok hány különböző korosztályt képviselnek. Eltérő korcsoportúnak akkor tekintettünk két fafajsort, ha közöttük legalább 5 év korkülönbség volt. (6.4 ábra).

6.8 táblázat

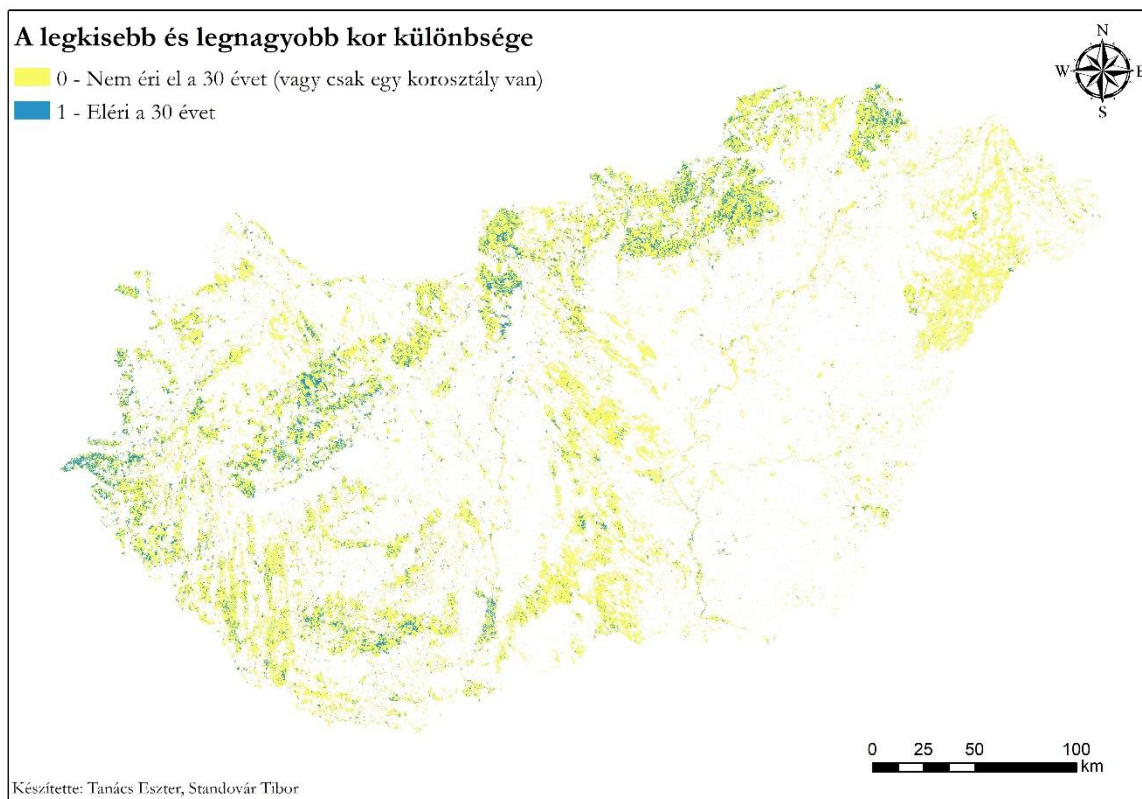
Korcsoportok száma	Pontszám
1	1
2	2
>2	3



6.5. ábra A korcsoportok száma az erdőrészletben

### A legalacsonyabb és legmagasabb kor különbsége

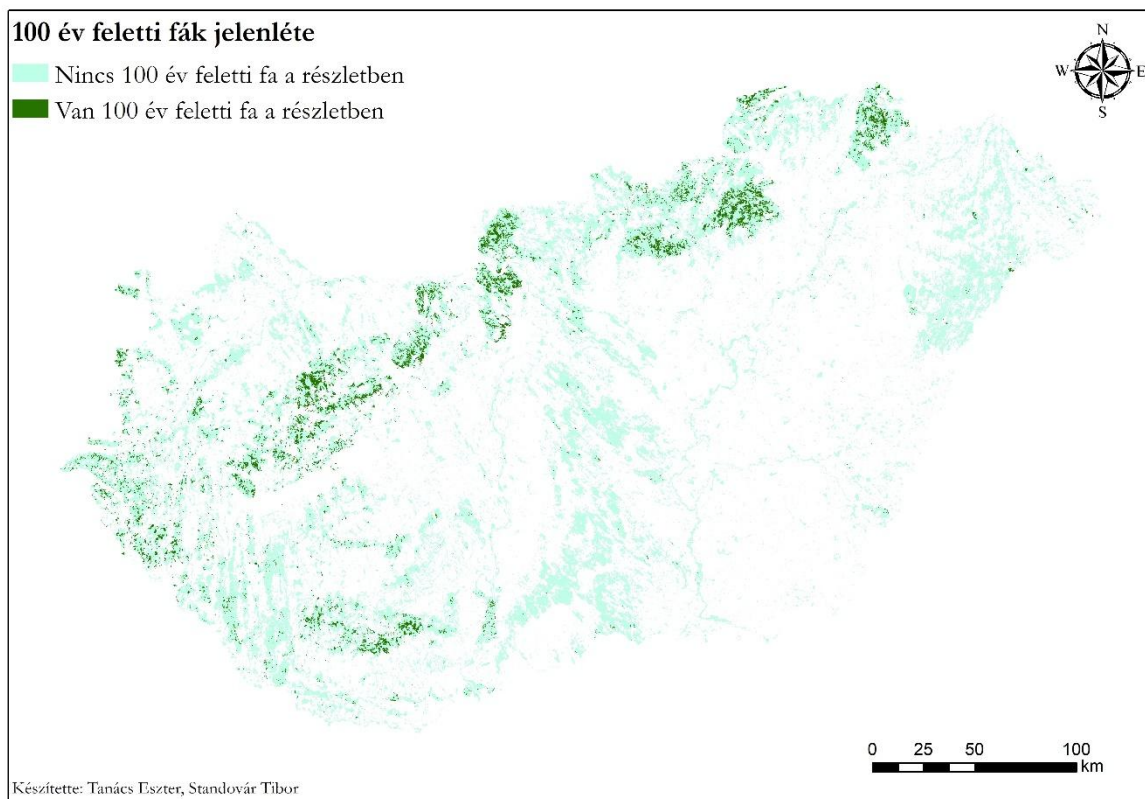
Érdemi különbséget az jelent, ha nem csak több korcsoport található meg az adott erdőrészletben, hanem ezek közül legalább kettő kora jelentősen eltér. A határt 30 évnél húztuk meg (6.5 ábra).



6.6. ábra Eléri-e a 30 évet a legkisebb és legnagyobb kor különbsége az erdőrészletben

### 100 éves, vagy annál idősebb fák, facsoportok jelenléte

Külön kiemeltük a *100 éves, vagy annál idősebb fák, facsoportok jelenlétét*, mint indikátort (6.6 ábra). Az idős és nagyméretű faegyedek jelenléte többféleképpen is hozzájárul a diverzitás növeléséhez. Olyan élőhely-komplexumokat képeznek, amelyek számos faj létfeltételeit biztosítják (pl. odúlakó madarak, nagytestű fészkelő madarak, ragadozó emlősök, denevérek, gombák, ízeltlábúak stb.). Termésük segíti az erdő természetes felújulását, emellett táplálékforrásként is jelentősek (Sódor 2000). Mivel az adattár a hagyásfákhoz elegyarányt nem, de kort rendel, ezek többsége megjelenik ebben a változóban. Az indikátor értéke eredetileg akkor volt 0, ha nincs 100 éves, vagy annál idősebb fa vagy fafajsort az erdőrészletben, és 1, ha van. Azonban mivel a fafajok várható életkora és növekedése eltérő, ezt a későbbiekben kiegészítettük még egy szabállyal. Bizonyos erdőtípusok esetében a küszöbértéket levittük 60 évre. Az érintett típusok: Hazai nyárasok - 4107, Hegy- és dombvidéki pionír erdők - 4108, Puha- és keményfás ártéri erdők 4201, Égeresek - 4302, Ártéren kívüli fűzesek - 4304, Ártéren kívüli, többletvízhatás alatti nyárasok - 4305, Nyíresek - 4306, valamint a Láp- és mocsárerdők - 5200, utóbbiak akkor, ha a domináns faj nem tölgy és nem kőris.



6.7. ábra 100 év feletti fák jelenléte az erdőrészletben

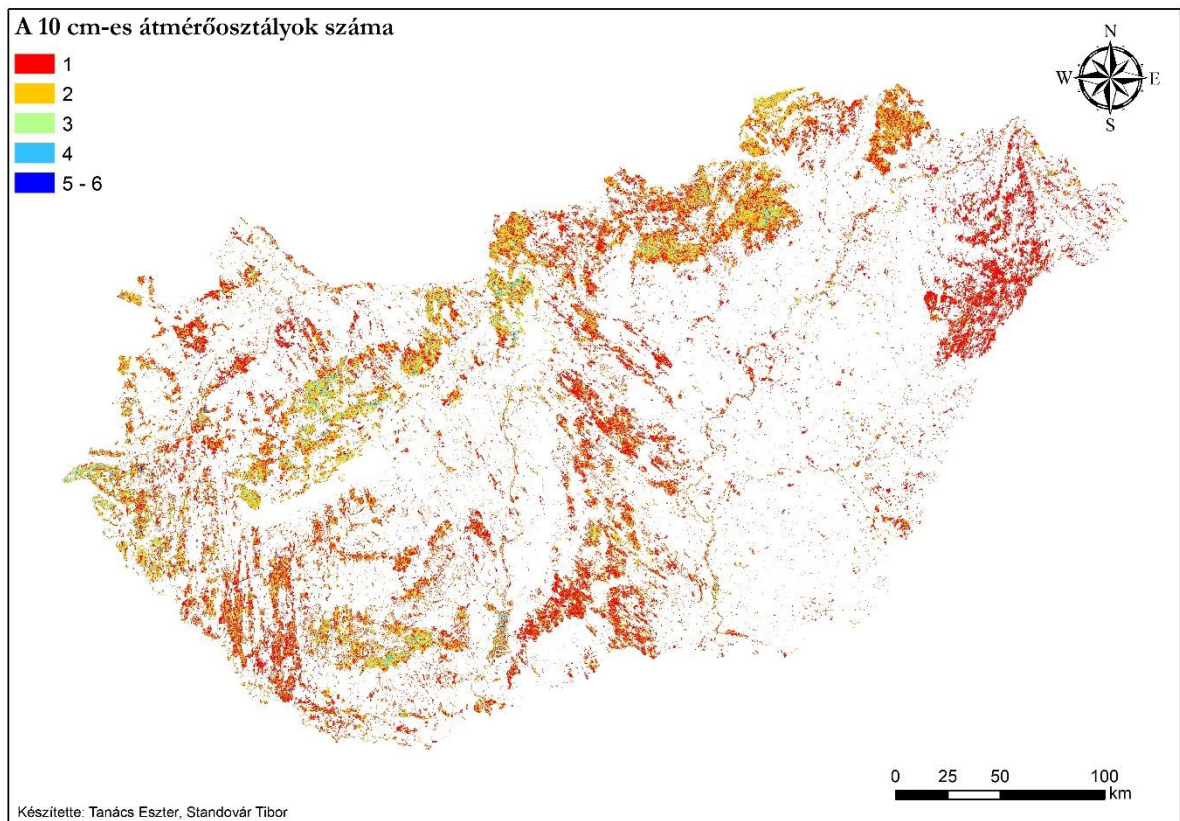
Átmérőosztályok száma

A fafajsorok átlagos átmérő adatait 10 centiméteres átmérőosztályokba soroltuk 120 cm mellmagassági átmérőig. Az ennél vastagabb - igen ritka - előfordulások egyetlen osztályba kerültek, így összesen 13 osztályt képeztünk. Az átmérőosztályok száma a méretbeli változatosságra utal (6.9 táblázat, 6.7 ábra).

6.9 táblázat

Átmérő-osztályok száma	Pontszám
1	1
2	2
>2	3





6.8. ábra Az átmérőosztályok száma az erdőrészetben

### Átmérőosztály-diverzitás

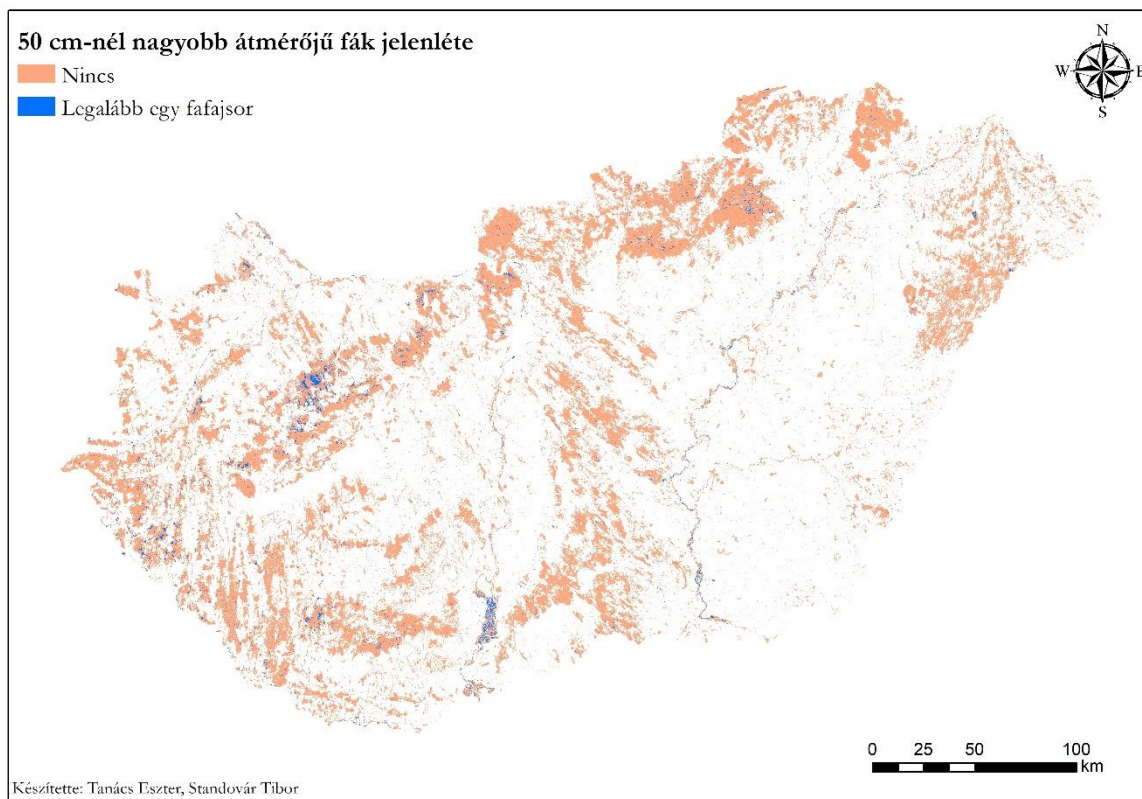
A 10 cm-es átmérő-osztályokra az elegyarány alapján számolt Shannon-diverzitás (Shannon & Wiener 1949). A pontozás során csak azoknál az erdőrészeteknél vettük figyelembe, ahol az átmérő-osztályok száma legalább 3.

6.10 táblázat

Átmérő-osztály diverzitás (csak, ahol legalább 3 átmérőosztály van)	Pontszám
0-0,69	0
$\geq 0,7$	1

### Méretes (>50 cm) fák jelenléte

Külön kiemeltük a *méretes (>50 cm) fák jelenlétét* is, mint indikátort (6.9 ábra). Az idős és nagyméretű faegyedek jelenléte többféleképpen is hozzájárul a diverzitás növeléséhez. Olyan élőhely-komplexumokat képeznek, amelyek számos faj létfeltételeit biztosítják (pl. odúlakó madarak, nagytestű fészkelő madarak, ragadozó emlősök, denevérek, gombák, ízeltlábúak stb.). Termésük segíti az erdő természetes felújulását, emellett táplálékforrásként is jelentősek (Sódor 2000).



6.9. ábra Nagyméretű fák jelenléte az erdőrészletben

#### 6.4.1.3 Cserjeszint megléte és jellemzői

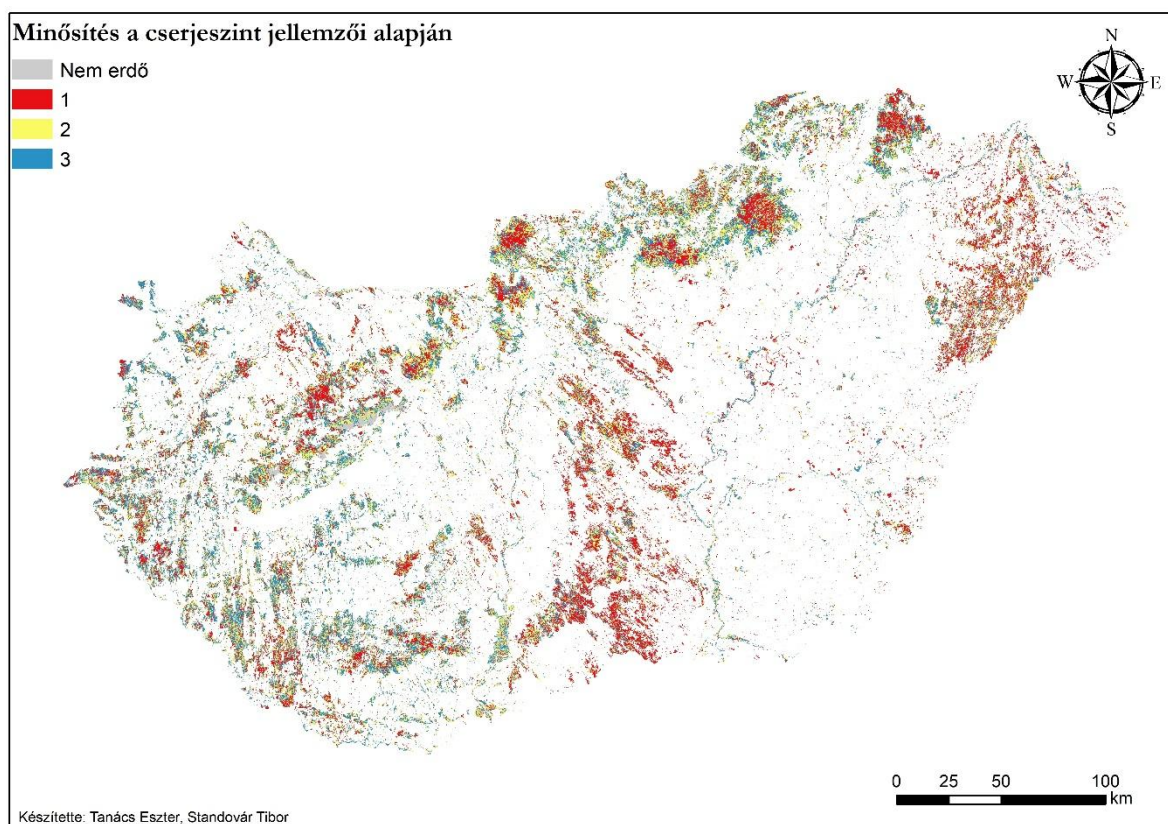
A cserjék jelentős szerepet játszanak az erdőállományok vertikális tagoltságának kialakításában. Jelentős a szerepük, mint táplálékforrás és élőhely, és fontos részét képezik az erdei élőhelyek táplálkozási-tápanyagforgalmi hálózatának (Szomorad 2000b). A természetes erdőállományokban a termőhely és a faállomány záródási viszonyai meghatározóak a cserjeszint fejlettsége tekintetében, annak hiánya viszont sok esetben egyszerűen a vágásos gazdálkodás során végzett tevékenységeknek tudható be. Az Országos Erdőállomány Adattárba nemrégben bekerült egy, a cserjeszint jelenlétét, illetve a borítását egy három-fokozatú skálán jellemző változó, ennek segítségével ez az indikátor térképezhető.

#### A cserjeszint minősítése

Mivel a különböző típusú erdők között a jellemző fényviszonyoktól függően jelentős különbség lehet a cserjeszint jellegében és fejlettségében, a cserjeszint borításának értékelése szempontjából az erdőtípusokat három csoportba soroltuk. Az 1. csoportba a bükkösök és a gyertyán-dominálta állományok kerültek, a 2. csoportba a gyertyános-tölgyesek, valamint a juharok és hársak dominálta erdők, a 3. csoportba pedig a fényben gazdag erdők (cseresek, molyhos tölgyesek, alföldi tölgyesek, füzesek, nyárasok, nyíresek és kőrisesek). A különböző csoportok esetében az adattár cserjeminősítés kategóriái más-más minősítést kaptak. A minősítéseket a 6.11 táblázat tartalmazza.

6.11. táblázat A cserjeszint borításának értékelése

CSERJE	Cserjeborítás	1.csoport	2.csoport	3.csoport
NINCS	Nincs cserjeszint	1	1	1
E-SZ 30	Egyöntetűen szórványosan fedett, maximum 30%	2	2	1
CS-SZ 30	Csoportosan szórványosan fedett, maximum 30%	3	3	2
E-K 30-70	Egyöntetűen közepesen fedett, 30-70%	1	2	2
CS-K 30-70	Csoportosan közepesen fedett, 30-70%	2	3	3
TELJES	Teljes lefedettségű, 70% feletti cserjeszint	1	2	3



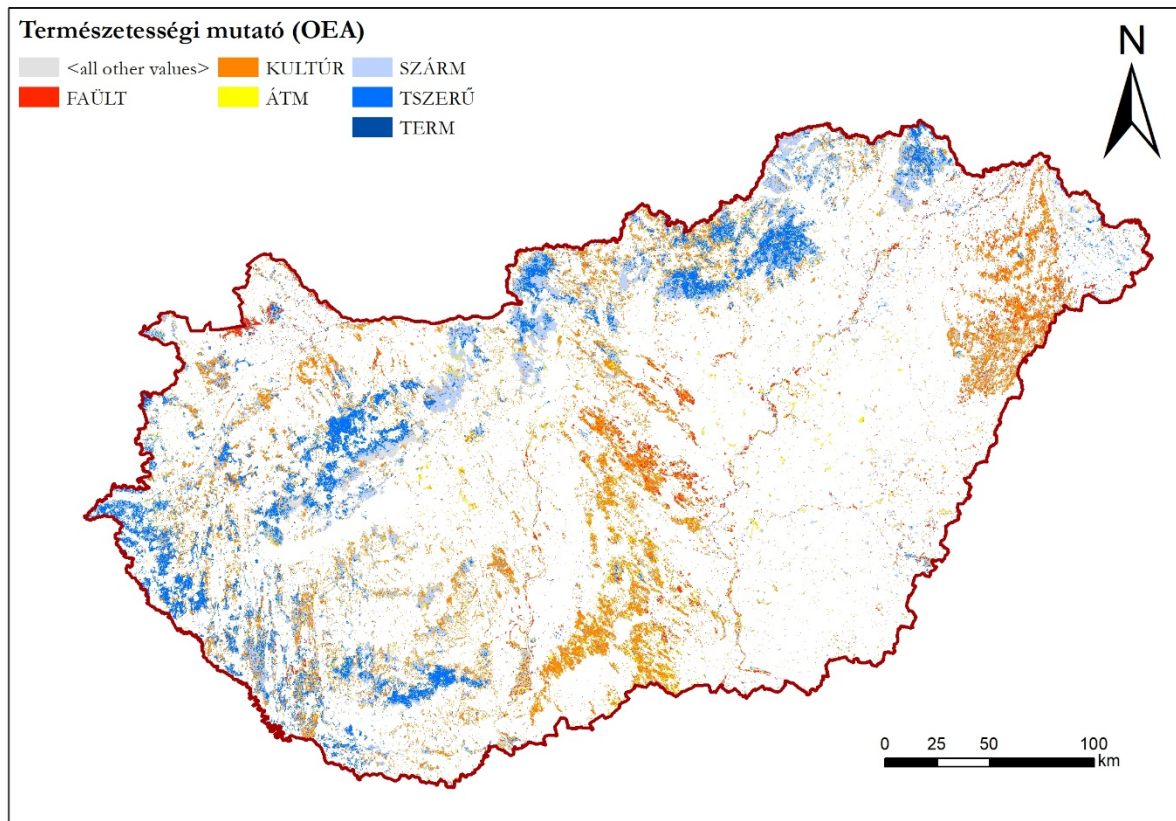
6.10 ábra Példa a cserjeszint minősítésére (csak a nem ültetvényként besorolt erdőkre)

#### 6.4.1.4 Egyéb

##### ESZIR OEA természetességi állapot mutató

Az erdőtörvény (2009. évi XXXVII. törvény) alapján az erdőrészeket kategóriákba sorolják aszerint, hogy a természetes folyamatok és a korábbi erdőgazdálkodás együttes hatására kialakult, vagy kialakított állapotuk mennyire áll közel a termőhelynek megfelelő természetes erdőtársuláshoz. Ennek meghatározásához a törvényben szereplő definíciók alapján a fafajösszetételt (különös tekintettel az idegenhonos fajok arányára), az eredetet (mag vagy sarj), és a szerkezetet kell figyelembe venni. Ugyanakkor konkrét határértékeket a jogszabály csak az idegenhonos fajok elegyarányára nézve tartalmaz, ami meglehetősen tág

értelmezést tesz lehetővé. Ez a mutató az OEA adatok között a projekt rendelkezésére áll, alkalmazását elsősorban referenciaként tervezzük.



6.11. ábra Az OEA természetességi mutató

## 6.5 Az aggregálás módszertana

A cél, a többi fő ökoszisztéma-típushoz hasonlóan, itt is egy olyan értékszám létrehozása volt, amely egyszerűsítve jellemzi az erdők állapotát. Ehhez az egyes indikátorokat két csoportba (fajösszetéleri és szerkezeti) soroltuk, és értékeiket csoportonként összeadtuk. Az ültetvények esetében eltérő fajösszetéleri indikátorokat használtunk, ezeknél a kapható legmagasabb pontszám (9 pont) alacsonyabb, mint a nem ültetvény kategóriába sorolt erdőrészek esetében (13 pont). Az elegyarányokat az alsó és felső szintre együttesen számítottuk, kivéve azokat az erdőrészeket, ahol csak felújulási szintet írtak le, ott ennek az adataival dolgoztunk. A csak felújulási szinttel rendelkező részek esetében a faállomány-szerkezetet nem értékeltük, ezért ezek az állományok az összesített minősítés térképen nem szerepelnek, csak a részterképeken. Az indikátorcsoportok elemeit a 6.12 táblázat tartalmazza.

6.12 táblázat Az összesített állapotminősítés kialakításában résztvevő indikátorok listája

	Nem ültetvényszerű erdők	Ültetvények
<b>Fafaj- összetétel</b> (maximum 13 pont),	Őshonos elegyfajok fajszáma (teljes)	
	Idegenhonos fafajok összelegyaránya	
	Agresszívan terjedő (invazív) fajok összelegyaránya	Őshonos fafajok fajszáma

(ültetvénynél maximum 9 pont)	Főfajok elegyaránya az összesített alsó és felső szintben eléri-e a megadott határt	Őshonos fajok összelegyaránya
	Őshonos elegyfajok aránya az elvárthoz képest	Agresszívan terjedő (invazív) fajok összelegyaránya
<b>Szerkezet</b> (maximum 13 pont)	Korcsoportok száma (5 év különbséggel)	
	A minimum és maximum kor távolsága eléri-e a 30 évet az "anyaállományban" (alsó és felső szint)	
	A max_kor meghaladja-e a 100 évet	
	Átmérőosztályok száma	
	Átmérőosztály-diverzitás (csak ahol több átmérőosztály van)	
	Méretes fa (legalább 50 cm átmérő) jelenléte	
	Cserjeszint	

Az állapotértékelés összesített eredménye (6.12. ábra) a két különböző indikátorcsoportra összesített pontértékek összeadásával született meg, úgy, hogy a fajfajösszetételre kapott pontszámot másfélszeres súllyal vettük figyelembe. Tehát a számítás képlete:

$$\text{Összesített erdőállapot pontérték} = 1,5 \cdot \text{Fajösszetételi mutató} + \text{Szerkezeti mutató}$$

Az összesített pontérték 5-fokozatú skálává (=erdőállapot-minősítés) alakítása során megállapított határokat a 6.13 táblázat mutatja be.

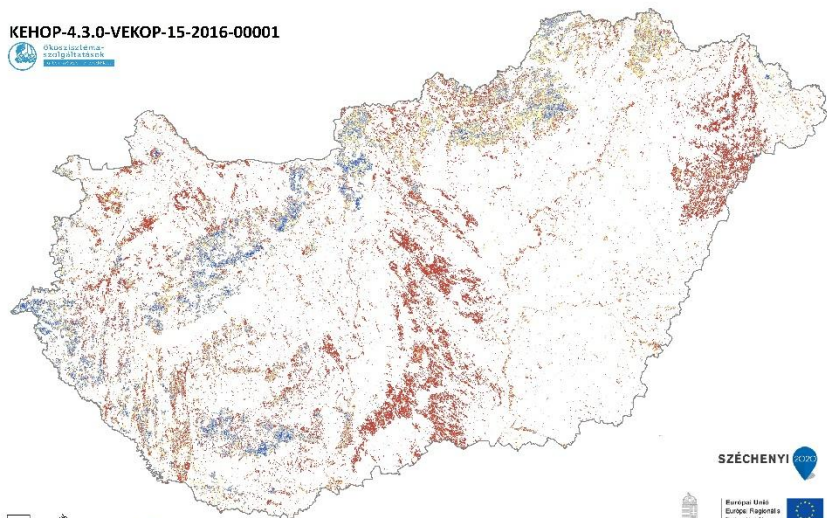
6.13. táblázat Az erdők 5-fokozatú minősítésének kialakítása során meghúzott határok

Összesített pontérték	Állapotminősítés
1-13	1 (leginkább kedvezőtlen)
14-17	2
18-21	3
22-25	4
26-	5 (legkedvezőbb)

A különböző szempontok több lépésben történő kombinálása lehetőséget ad arra, hogy a kapott egyszerű eredményt összetetten lehessen értelmezni, értékelni. Ennek érdekében külön térképeket készítettünk a fajfajösszetételt jellemző (6.13. ábra) és a szerkezeti mutatók (6.14. ábra) ábrázolására, amelyek az összesített pontértékeket az országosan elérhető maximum arányában ábrázolják. A három térképtípust elkészítettük külön valamennyi erdőrészletre, az ültetvényekre és a nem ültetvény kategóriába eső erdőkre, így összesen 9 térkép készült. Adatok híján nem minősítettük a 4600-as kategóriába („Máshová nem besorolható fás szárú növényzet”) eső foltokat.

### 5-fokozatú erdőállapot-minősítés

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



### Jelkulcs

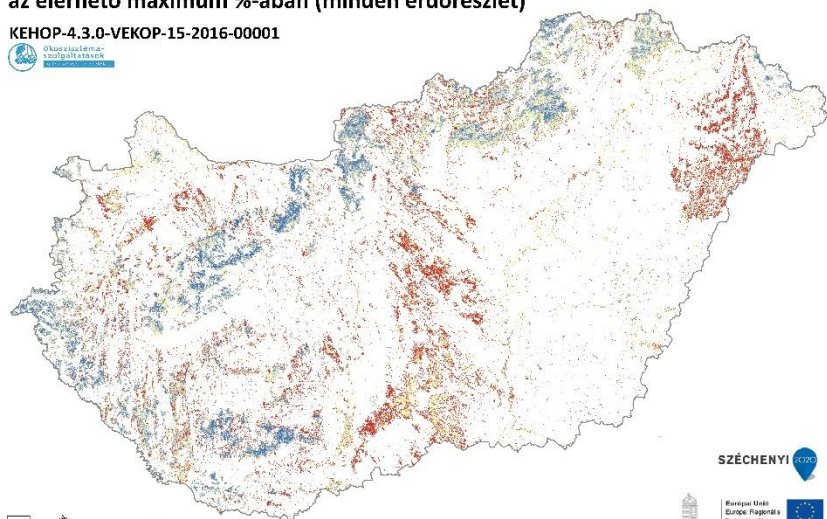
- 1 (legrosszabb állapot)
- 2
- 3
- 4
- 5 (legjobb állapot)

Készítette:  
Tanács Eszter, Standovár Tibor

6.12 ábra Az összesített értékelés végeredménye – 5-fokozatú erdőállapot-minősítés

### A faállomány fajösszetétel alapján elért pontszám az elérhető maximum %-ában (minden erdőrészlet)

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001

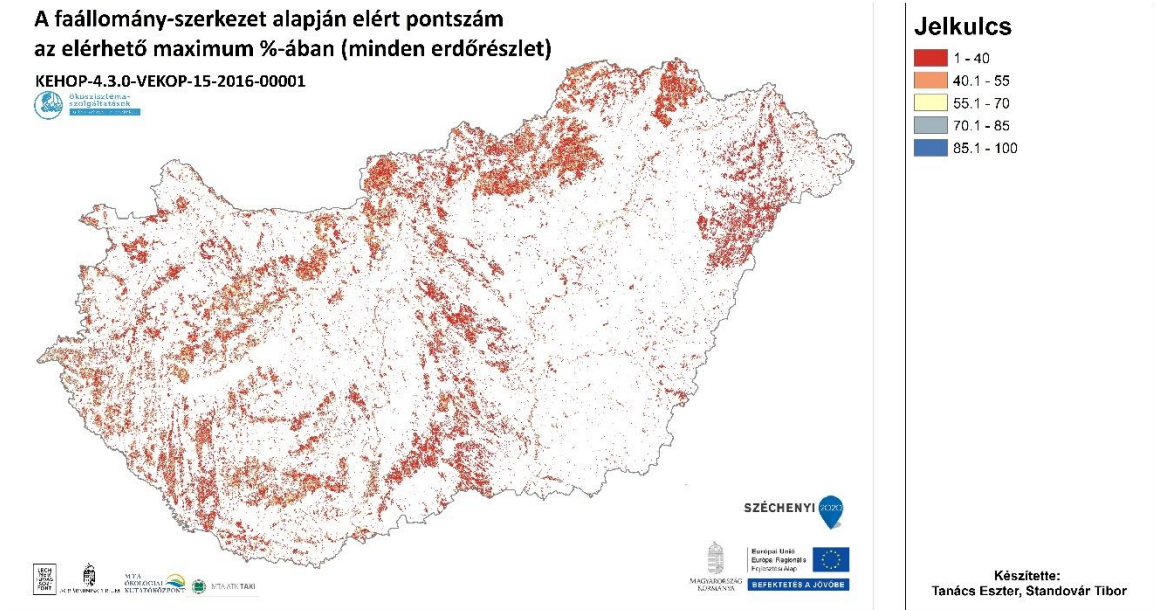


### Jelkulcs

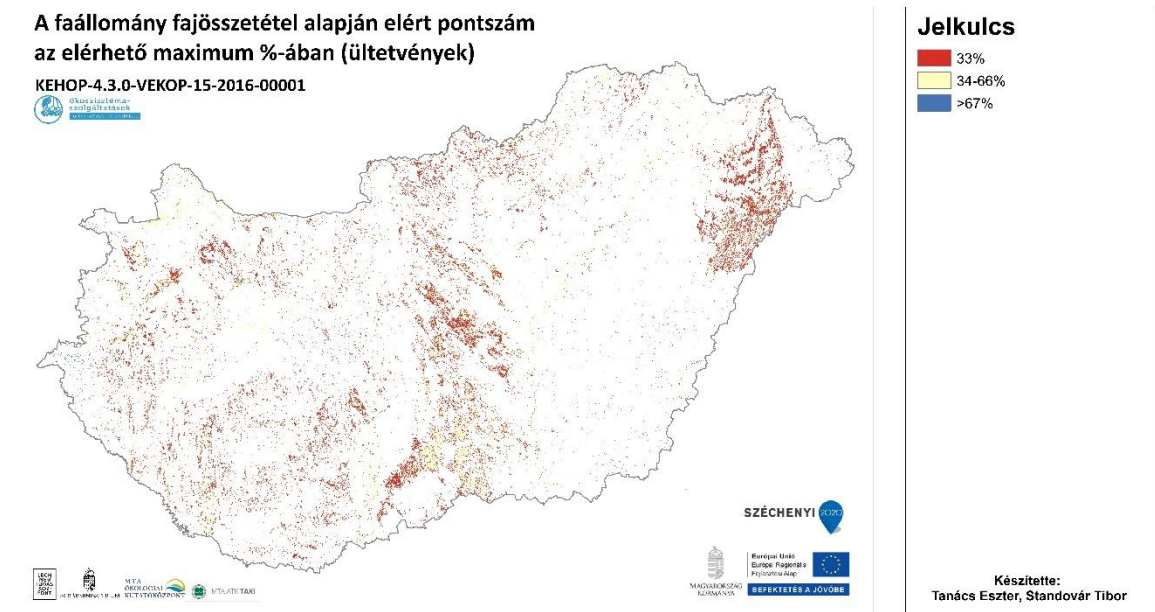
- 1 - 40
- 40.1 - 55
- 55.1 - 70
- 70.1 - 85
- 85.1 - 100

Készítette:  
Tanács Eszter, Standovár Tibor

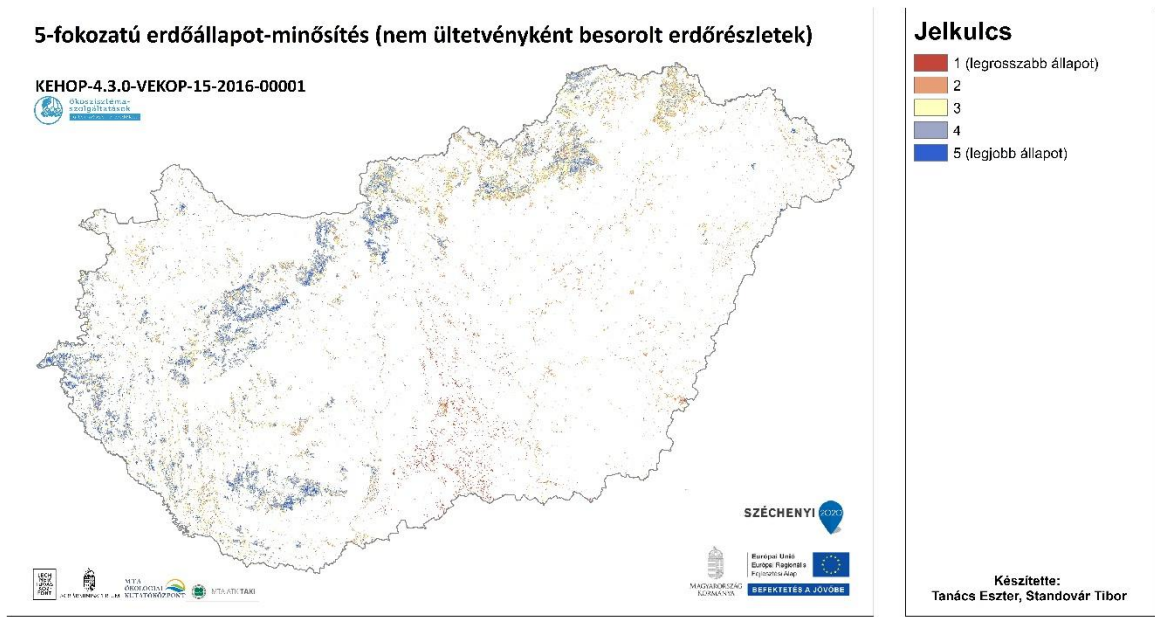
6.13 ábra A faállomány fajösszetétele alapján elért pontszám az elérhető maximum %-ában (minden erdőrészlet)



6.14 ábra A faállomány-szerkezet alapján elért pontszám az elérhető maximum %-ában

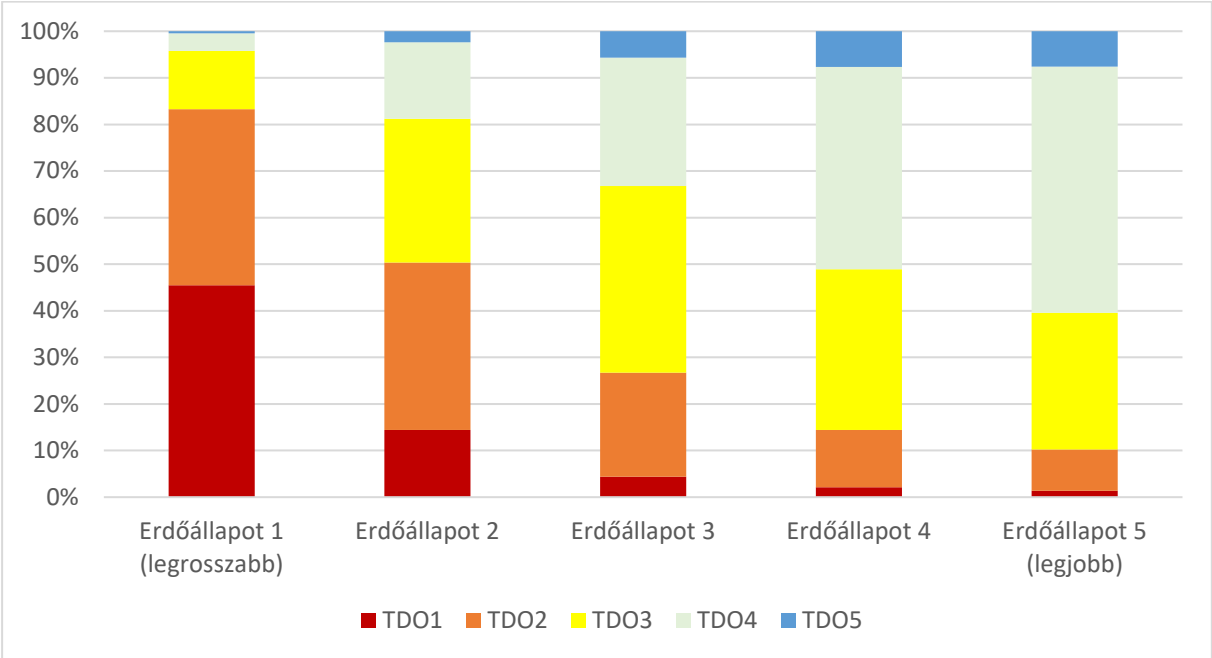


6.15 ábra A faállomány fajösszetétele alapján elért pontszám az ültetvények esetében elérhető maximum %-ában (csak az ültetvényekre)



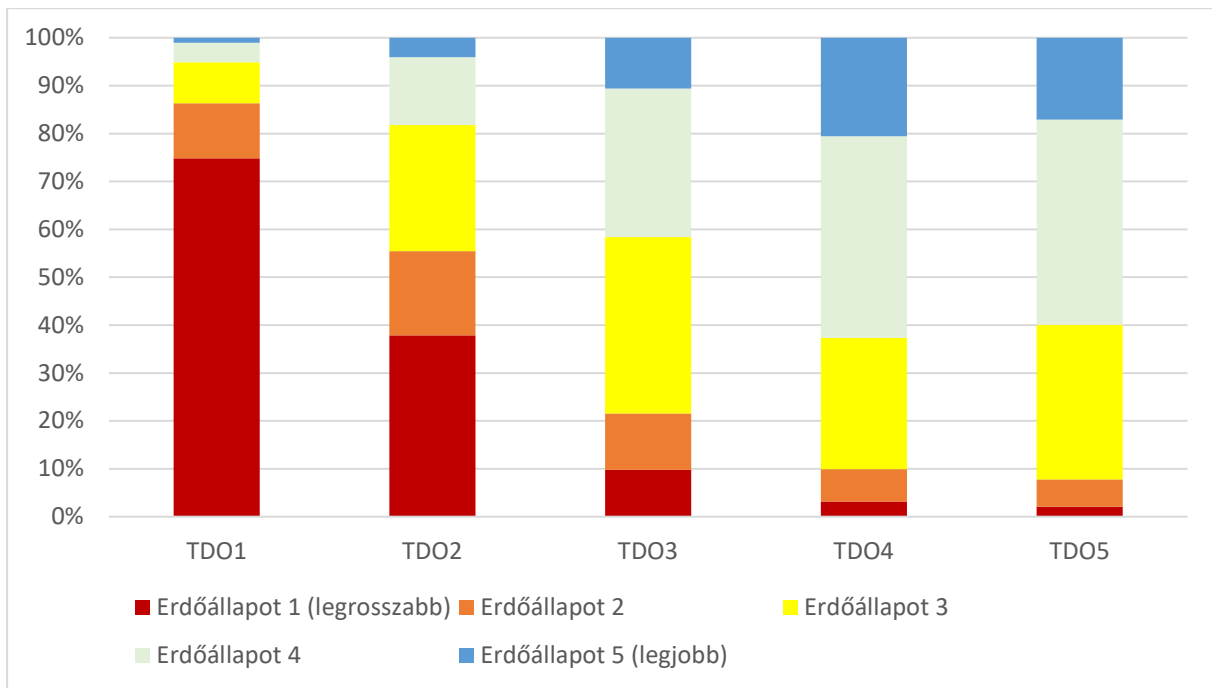
6.16 ábra Az összesített értékelés végeredménye a nem ültetvényként besorolt erdőrészekre

Az erdőrészet szintű adatok finom léptékű alkalmazhatóságának kérdése, illetve az adathiány miatt kimaradt szempontok (pl. holtfa) kihagyásának hatásai még további vizsgálatokat igényelnek. Az eredmények a gyepekhez és vizes élőhelyekhez hasonlóan a gyepeknél (4. fejezet) ismertetett nemzeti parki adatbázisok Á-NÉR élőhelyfoltjaihoz terepen felvett módosított Németh-Seregélyes-féle természetesség (TDO) értékekkel vehetőek össze (6.17. és 6.18 ábrák).



6.17 ábra A terepen rögzített módosított Németh-Seregélyes-féle természetességi értékek (TDO) megoszlása az erdőkre készült szakértői modell természetességi állapot kategóriáiban





6.18. ábra Az erdőkre készült szakértői modell természetességi állapot kategóriáinak megoszlása a terepen rögzített módosított Németh-Seregélyes-féle természetességi értékek (TDO) kategóriái szerint

Az összehasonlítást az erdő esetében jelentősen befolyásolja, hogy a kétféle értékelés szempontrendszere alapvetően eltérő. A TDO meghatározásánál általában (a felvételező személyétől függő mértékben) meghatározó szerepet játszik bizonyos fajok jelenléte, vagy hiánya. Erre azonban a jelenleg rendelkezésre álló adatok mellett egy országos szintű, finom léptékű térbeli elemzés nem alapozható. A projektben megszületett, korábbi hasonló munkákra alapozó állapot-értékelés ezzel szemben a faállomány tulajdonságaira épül. Emellett a két adatbázis között léptékbeli különbségek is fennállnak, számos olyan kis folt van, amely az élőhely-térképen megjelenik, azonban erdőrészlet szinten nem különül el. A borítékolható különbségek ellenére a kétféle értékelés eredménye között jelentős átfedés tapasztalható (6.17 és 6.18. ábra), a terepen jobb természetességűnek értékelt területek jellemzően az OEA erdőrészlet szintű adatok alapján készült értékelésben is magasabb pontszámot kapnak.

## 6.6 Kimaradt indikátorok

A *holtfa mennyiségét* (és méretbeli diverzitását) minden vonatkozó szakirodalom megemlíti, mint az erdőtermészetesség, illetve állapot fontos indikátorát (ld. pl. Csóka 2000, Ódor és mtsai 2005). Azonban sajnos az OEA nem tartalmaz erre vonatkozóan megfelelő adatot, csak a megjegyzésben, strukturálatlan formában fordul elő ezzel kapcsolatos információ, amely így nem alkalmas a céljainkra. A NÉBIH Erdészeti Igazgatóság az erdőleltározás keretei között folytat országos adatfelvételezést, 4 km-es rácsháló pontjaiban. De mivel a holtfa mennyisége térben és időben nagyon változó, ezért ezeknek a pontszerű adatoknak a térbeli kiterjesztésével készült térképezés, ami jelentős munkabefektetést igényelne, valószínűleg nem a valós viszonyokat tükrözné.

Az erdők egészségi állapota, és az őket érő bolygatások térben explicit nyomon követésére egyre elterjedtebbek a műholdfelvételek idősoros elemzésén alapuló módszerek. Az

elemzés során részben a megelőző időponthoz, részben pedig valamilyen referenciaértékhez (pl. hosszabb időszak átlaga) viszonyítva határozható meg, hogy történt-e valamilyen változás. Jó példa az USA Erdészeti Szolgálatának (USFS) MODIS-alapú, nyolc naponként frissülő bolygatástérképe (Forest Disturbance Monitor), melyen nyomon követhetőek a biotikus és abiotikus bolygatások, és a lassabb degradációs folyamatok is (Chastain és mtsai 2015). Egy hasonló, pl. a Sentinel műholdak felvételeire alapozó, az egész országot lefedő rendszer elkészítése meghaladta a projekt kereteit, de hosszabb távon az ilyen értelemben vett állapot-monitoring hasznos eszköze lehet. Hasonló értékelő rendszerek elkészítése, illetve befejezése egyébként Magyarországon is a közeljövőben várható, ilyen pl. a NAIK Erdészeti Tudományos Intézet MODIS-felvételeket felhasználó Távérzékelésen alapuló Erdőállapot Monitorozó Rendszere<sup>13</sup>.

*Inváziós cserjék jelenléte és mennyisége:*

Az inváziós növények, mint terhelésindikátorok nagyon hangsúlyosan szerepelnek a MAES javaslatában, azonban a mi jelen értékeléseinkből nagyrészt kimaradnak, mert friss országos adat csak néhány faj elterjedéséről létezik. Az erdők esetében azonban erre vonatkozó információ szerepel az Országos Erdőállomány Adattárban, nem csak a fafajokra, hanem újabban a cserjékre is. Ez a mutató utólag, a Vezetői Szakértői Panel tagjainak javaslatára került be a listába, és az alábbi értékeket veheti fel:

- 1 Idegenhonos nincs (vagy csak szólanként)
- 2 Idegenhonos van, de intenzíven terjedő nincs (vagy csak szólanként)
- 3 Intenzíven terjedő van, aránya nem éri el a 25%-ot
- 4 Intenzíven terjedő van, aránya 25-50% közötti
- 5 Intenzíven terjedő van, aránya meghaladja az 50%-ot
- 6 A cserjeszint összetétele nem értékelhető bejárhatatlan, víz alatt van, stb.

Noha az adatokat a NÉBIH segítőkészen a rendelkezésünkre bocsátotta, az inváziós cserjék jelenlétének értékelését egyelőre kénytelenek voltunk elvetni, mert az adatok még nagyon hiányosnak tűnnek. Azonban a lefedettség javulása esetén ezt a szempontot mindenképpen hasznos lenne beépíteni az értékelésbe.

## 6.7 Hivatkozások

Agrárminisztérium (2019.): Ökoszisztéma-alaptérkép és adatmodell kialakítása. [http://www.termeszetvedelem.hu/user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep\\_dokumentacio/KEHOP\\_TERK\\_modszertan\\_V5.0-20190630.pdf](http://www.termeszetvedelem.hu/user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep_dokumentacio/KEHOP_TERK_modszertan_V5.0-20190630.pdf)

Bartha, D., Bölöni, J., Ódor, P., Standovár, T., Szmorad, F. and Tímár, G. 2003. A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. Erdészeti Lapok. 138(3): 73-75. [http://ramet.elte.hu/~ramet/project/termerd/EL2003\\_erdotermeszetesseg\\_cikk.pdf](http://ramet.elte.hu/~ramet/project/termerd/EL2003_erdotermeszetesseg_cikk.pdf)

---

<sup>13</sup> TEMRE: <http://klima.erti.hu/home/erdoallapot-monitoring-2/>

- Bartha Dénes, Korda Márton, Kovács Gábor és Tímár Gábor (2014): A potenciális természetes erdőtársulások és az aktuális faállománytípusok összevetése országos szinten. Erdéstudományi Közlemények. 4/1, 7-21
- Bartha, D., Bodoncz, L., Szmorad, F., Aszalós, R., Bölöni, J., Kenderes, K., Ódor, P., Standovár, T. És Tímár, G. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata II. Az erdők természetességének elemzése tájak és erdőtársulások szerint. Erdészeti Lapok, 140(6), pp. 198-201.
- Bartha, D., T. Standovár, and G. Tímár. "Milyen értékelő módszert alkalmazunk a szakigazgatási gyakorlatban." Erdészeti Lapok 146 (2009): 330-332.
- Bölöni, J., Bartha, D., Standovár, T., Ódor, P., Kenderes, K., Aszalós, R., Bodoncz, L., Szmorad, F. and Tímár, G. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata II. Az erdők természetességének elemzése tájak és erdőtársulások szerint. Erdészeti Lapok 140(6): 198-201
- Chastain, R. A., Fisk, H., Ellenwood, J. R., Sapio, F. J., Ruefenacht, B., Finco, M. V. és Thomas, V. (2015): Near-Real Time Delivery of MODIS-Based Information on Forest Disturbances. – In: Lippitt, C., Stow, D. és Coulter, L. (szerk): Time-Sensitive Remote Sensing, Springer, New York, 198 pp
- Csóka György (2000): Az elpusztult, korhadó fa szerepe az erdei biodiverzitás fenntartásában. In: Frank, T. (szerk.) Természet-Erdő-Gazdálkodás. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria, Eger, pp. 85-96
- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H., Reiter, K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms, Band 17. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- Kovács, E., Harangozó, G., Marjainé Szerényi, Zs., Csépanyi, P. (2015): Natura 2000 erdők közgazdasági környezetének elemzése – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Esztergom, 216 pp
- Ódor, P., Bölöni, J., Bartha, D., Kenderes, K., Szmorad, F., Tímár, G., Standovár, T., Aszalós, R. and Bodoncz, L. 2005. A magyarországi erdők természetességének vizsgálata III. A faállomány és a holtfa természetességének értékelése. Erdészeti Lapok 140(7-8): 226-229
- Shannon, C.E. És Weaver, W. (1949): The mathematical theory of communication. University of Illinois Press.
- Somogyi Zoltán (2000): A változatos faállomány-szerkezet szerepe. In: Frank, T. (szerk.) Természet-Erdő-Gazdálkodás. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria, Eger, pp. 63-77
- Sódor Márton (2000): Idős facsoportok és fák szerepe az erdőben; a hagyásfacsoportok és a hagyásfák jelentősége. In: Frank, T. (szerk.) Természet-Erdő-Gazdálkodás. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria, Eger, pp. 116-121
- Standovár, T. (2000): A természetes és a kezelt erdők főbb különbségei. In: Frank, T. (szerk.) Természet-Erdő-Gazdálkodás. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria, Eger, pp. 26-37
- Standovár, T., Szmorad, F., Kovács, B., Kelemen, K., Plattner, M., Roth, T. & Pataki, Zs. (2016): A novel forest state assessment methodology to support conservation and forest management planning. Community Ecology, 17(2): 167-177.

- Standovár, T., Bán, M. & Kézdy, P. (szerk.) (2017). Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben. – ROSALIA A Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság tanulmánykötetei 9., Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest.
- Szomorad Ferenc (2000): A fafajok és az elegyesség szerepe erdeinkben. In Frank Tamás (szerk): Természet, erdő, gazdálkodás (Mit tehetünk erdeink biológiai értékének megőrzése érdekében?); Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Eger

## 7 Felszíni vizek

**Készítők:** Tanács Eszter, Vári Ágnes

### 7.1 Bevezetés, háttér

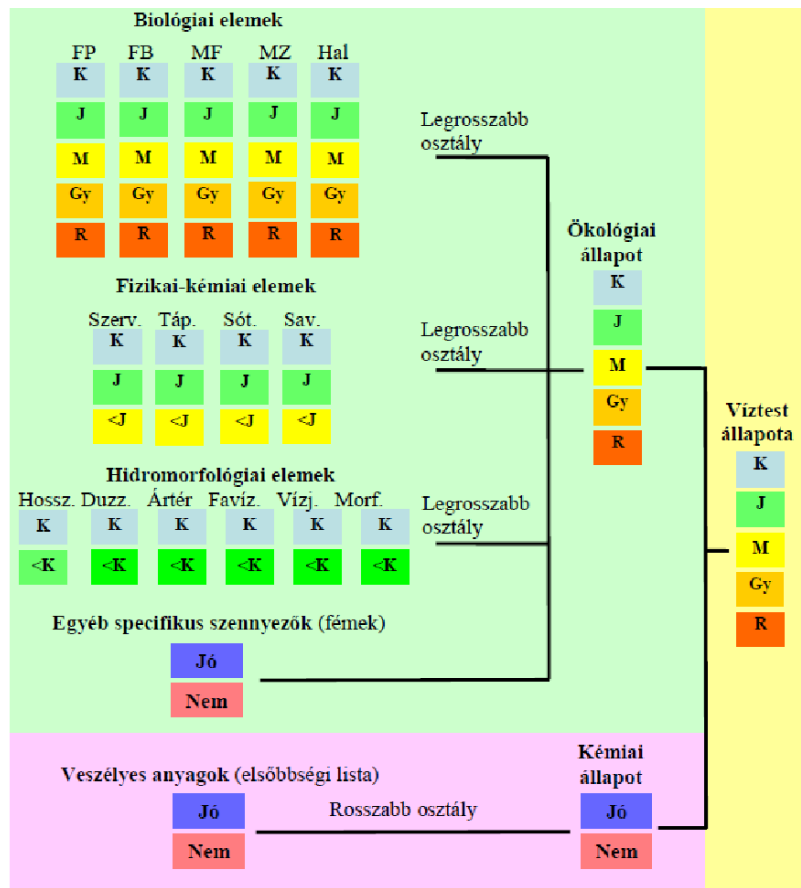
Mivel a vizek állapota közvetlenül és egyértelműen hatást gyakorol az emberiség jóllétére, a közelmúltban már számos, a vizek állapotát értékelő projekt jött létre, valamint nemzetközi összefogások ezen határokon átívelő ökoszisztémák védelmére, együttes, összehangolt értékelésére. Így ennél az ökoszisztéma-típusnál áll rendelkezésre a legtöbb és legrészletesebb információ (mind az elérhető adatokat, mind az állapot leírására már részletesen kidolgozott indikátorokat tekintve). A felszíni vizek jellemzése kapcsán célszerű az EU Víz Keretirányelv (VKI<sup>14</sup>) céljainak teljesítéséhez, a hazai Országos Vízyűjtő-gazdálkodási Terv (OVGT) elkészítéséhez, illetve felülvizsgálatához (VGT2) összegyűjtött adatokra, illetve az ezekre részletesen kidolgozott indikátorokra támaszkodni. A legegyszerűbb esetben akár közvetlenül felhasználható a már kidolgozott és rendelkezésre álló ökológiai állapot-minősítés (összhangban a MAES ajánlással), bár az egyes ökoszisztéma-típusok értékelésének konzisztenciája érdekében érdemes kisebb módszertani változtatásokat tenni.

### 7.2 Felhasznált adatbázisok

A 2000-ben életbe lépett EU Víz Keretirányelv (VKI) egyik fő célja a felszíni és felszín alatti vizek, valamint a vízi ökoszisztémáktól közvetlenül függő szárazföldi ökoszisztémák állapotának javítása és védelme. A VKI céljainak végrehajtása érdekében, annak előírásainak megfelelően Magyarország elkészítette vízgyűjtő-gazdálkodási tervét a Duna-vízgyűjtő hazai részére, illetve 2015 végére elkészült annak első felülvizsgálata is (VGT2). A VKI által kitűzött célok megvalósításához szükséges legelső lépések egyike a víztestek lehatárolását követően a felszíni és felszín alatti vizek állapotfelvétele volt a vízgyűjtőkön, illetve az állapotfelvétel módszertanának kidolgozása, mivel az előírások egy részének pontosítása kutatási munkát is igényelt [1]. Az állapotjellemezés a VKI és az Európai Bizottság Közös Végrehajtási Stratégia keretében kidolgozott útmutatóiban előírt módszereket követi, ezek figyelembevételével készültek el a hazai típus-és terhelés-specifikus minősítési rendszerek (VGT2 2015). A 7.1 ábra a felszíni vizek állapotértékelésének folyamatát mutatja be.

---

<sup>14</sup> <http://www.euvki.hu/>



K-kiváló, J-jó, M-mérsékelt, Gy-gyenge, R-rossz; <J – jónál rosszabb; <K – jó, vagy annál rosszabb

7.1. ábra A felszíni vizek állapotértékelésének sémája (VGT2 2015)

A víztestek térbeli elhelyezkedése<sup>15</sup>, az egyes víztestek szintjén részben maguk a mért adatok, nagyobb részben a különféle szempontok szerint szakértők által kidolgozott minősítések jól dokumentáltak és publikusak<sup>16</sup>, egy részük akár közvetlenül, vagy kisebb módosításokkal felhasználható az ökoszisztéma-állapot céljainknak megfelelő jellemzésére. Bár nem minden vízfolyásra áll rendelkezésre mindegyik élőlénycsoportról információ, némelyikre pedig a térképezéskor egyáltalán nem volt adat, a vízgyűjtő-gazdálkodási terveket hatévente meg kell újítani, így a rendszeres adatgyűjtés, a módszertan felülvizsgálata és továbbfejlesztése, valamint az adatbázisok frissülése, bővülése elvben biztosított.

### 7.3 A térképezendő indikátorok listája

VKI Ökológiai állapot - biológiai elemek

### 7.4 Az egyes indikátorok leírása

Az élőhelyek természetességének, állapotának meghatározása mind a gyakorlatban, mind az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez végzett állapot-elemzéseknel a legtöbbször

<sup>15</sup> <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/wise-wfd-spatial>

<sup>16</sup> [www.vizeink.hu](http://www.vizeink.hu)

valamilyen, a biodiverzitást leíró mutatón alapul (ld. 2.2.2 ill. 9. fejezet). A VKI értékelési rendszer egyik fő elemét is a biológiai elemek teszik ki, melyek a víztestek állapotát szintén a biodiverzitás segítségével hivatottak jelezni. Az ökológiai állapotértékelés végeredményét döntően a biológiai minősítés határozza meg, noha a többi elem minősége is befolyásolja (VGT2 2015). A fentiek miatt a NÖSZTÉP ökoszisztéma-állapot indikátorok közé a jelenlegi munka során ezeket az indikátorokat vontuk be.

#### **7.4.1 VKI Ökológiai állapot - biológiai elemek**

A VKI az ökológiai állapot-minősítés biológiai elemét több fő élőlénycsoport közösség-szerkezeti jellemzőinek együttes figyelembe vételére javasolta építeni, mivel egy több élőlénycsoporton alapuló monitorozó- és minősítő rendszer segítségével megbízhatóbban értékelhető a vízi „ökoszisztéma” emberi hatásokra adott válasza az egyes élőlénycsoportok eltérő érzékenységének megfelelően (Erős és mtsai 2015, Clement és mtsai. 2015, Sály & Erős 2016).

A hazai minősítésben szereplő élőlénycsoportok:

- *fitoplankton - mikroszkopikus lebegő algák*
- *fitobentosz - mikroszkopikus bevonatlakó algák*
- *makrofiton - makroszkopikus vízi növényzet*
- *makrozoobentosz - makroszkopikus vízi gerinctelenek*
- *halak*

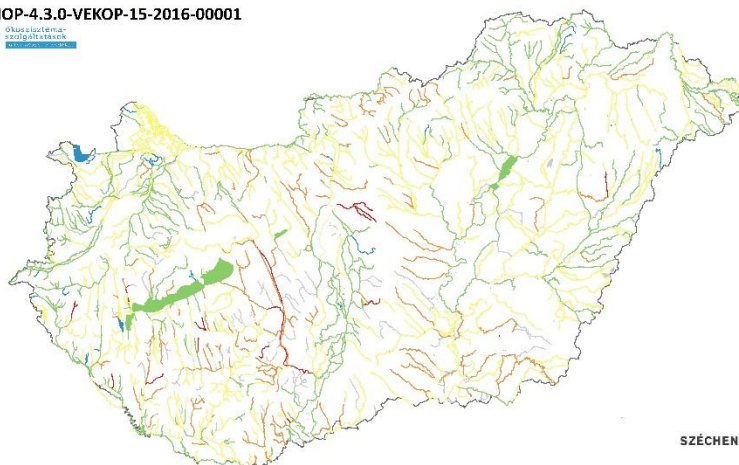
Míg az elsődleges felmérés az élőlénycsoportok fajösszetételét, ill. fajok gyakoriságát/borítását/stb. tartalmazza, a szakértők az egyes csoportokra jellemző minőségi indexeket dolgoztak ki (melyeket Európa-szerte validáltak - EC 2005). Így a VGT2 mellékleteként közzétett adatbázis nem az egyes élőlénycsoportok monitoring adatait, illetve az ezekből közvetlenül számított “hagyományos” diverzitás-indikátorokat, hanem az ökológiai minőség arányát (ún. EQR – Environmental Quality Ratio) tartalmazza. Ez azt mutatja meg, hogy az adott víztestben megfigyelt biológiai paraméterek értékei hogyan viszonyulnak az ugyanerre a víztestre megállapított referenciaállapot értékeihez. Az EQR értéke 0 és 1 közé esik, a kiváló állapotot az 1 jelenti, míg a rossz ökológiai állapotot reprezentáló értékek a nulla közelébe esnek. Az EQR alapján valamennyi komponensre 5-fokozatú minősítést adtak, ahol az 1 a legjobb, az 5 a legrosszabb értéket jelenti.

## **7.5 Az aggregálás módszertana**

A VGT2 készítésekor az egyes élőlénycsoportokra adott minősítések kombinálása során a VKI által előírt “egy rossz, mind rossz” elvet alkalmazták. Mivel jelen térképezés célja egy nagyon általános értékelés, ezen annyit módosítottunk, hogy az értékeknek nem a maximumát (tehát a legrosszabb értéket), hanem a mediánját vettük figyelembe. De szeretnénk hangsúlyozni, hogy mivel a különböző élőlénycsoportok más-más terhelésre érzékenyek, ezek adatainak bármilyen módszerrel történő összevonása információvesztést jelent – valós képet csak az összesített értékek mögött álló részparaméterek ismerete adhat. Az eredménytérkép a 7.2 ábrán látható.

## Víztestek biológiai állapota (5 élőlénycsoport minősítéseinek mediánja alapján - kerekítéssel)

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



### Jelkulcs

■	Nincs adat
■	1
■	2
■	3
■	4
■	5

7.2 ábra Az egyes elemekre kapott minősítések mediánja alapján kialakított módosított biológiai állapotminősítés (1 a legkedvezőbb, 5 a legrosszabb értéket jelenti)

## 7.6 Kimaradt indikátorok

A tervezett indikátorok listájában eredetileg több egyéb, a VGT2-ben a víztestek állapotának leírására szolgáló részindikátor is szerepelt. Ezek egyrészt a VGT2 keretében elkészültek és szabadon elérhetőek több szempontú elemzések céljára. Másrészt a vizek esetében (a többi ökoszisztéma-típussal ellentétben) meglehetősen sok és részletes információ áll rendelkezésre a biodiverzitás kapcsán, több fajcsoport vonatkozásában is, amelyek tudásunk szerint a jövőben még bővülni is fognak. Mivel ezek az élőlénycsoportok a vízminőség különféle aspektusaira reagálnak, úgy ítéltük meg, hogy a mi céljaink szempontjából a biológiai állapotmutatók önmagukban is elegendőek. Emellett a vízgyűjtőgazdálkodási tervek rendszeres felülvizsgálata során mind az elérhető adatok köre, mind az állapotértékelés módszertana bővül, fejlődik. A munkánkkal párhuzamosan kezdődött meg például egy olyan KEHOP pályázat, “A Víz Keretirányelv előírásai szerinti monitoring vizsgálatok és az ahhoz szükséges fejlesztések végrehajtása” címmel<sup>17</sup>, amelynek egyik célja a vizek állapotának ellenőrzésére irányuló monitoring-rendszer fejlesztése volt, ennek eredményei azonban az értékelés elkészültéig még nem voltak elérhetőek.

*Természetszerű és mesterséges felszínborítási típusok aránya meghatározott távolságon belül.* Azokra a vizekre, víztestekre, melyek a VGT monitoring keretén belül nem kerültek felmérésre (pl. kisebb vízfolyások, forrászakaszok, ill. 50 ha-nál kisebb állóvizek), egy olyan, közvetett megközelítést terveztünk alkalmazni, mely a természetszerű, illetve mesterséges felszínborítási/tájhasználati kategóriák hatásait összegzi egy adott folyószakaszra (esetünkben jellemzően az Ökoszisztéma-alaptérkép egy 20 x 20 m-es pixelére). Hasonló megközelítésre több példa is van az irodalomban, Sandric és munkatársai (2019) például egy fix, 1 km-es

<sup>17</sup> <http://vkimonitoring.ovf.hu/>



körzetben vették figyelembe a felszínborítási kategóriák területi arányát, az adott ponttól felvízi irányban, és súlyozva összegezték ezeket hatását, annak megfelelően, hogy mely kategóriából mekkora terhelés (táp- és szennyezőanyagok, egyéb antropogén eredetű terhelés) várható. Erős és mtsai (2018) a területhasználat intenzitását jellemezték hasonló módon, a Böhmer és mtsai (2004) által javasolt területhasználati mutató segítségével. Az ideális térbeli léptéket, tehát hogy mekkora területre érdemes a felszínborítást figyelembe venni, azokon a víztesteken/vizeken teszteltük, ahol rendelkezésünkre álltak VGT2-adatok: egy sorozatban, az adott ponttól sávokban távolodva vizsgáltuk meg, hogy mekkora körzet az, amelyre vonatkoztatva a környező felszínborítás alapján becsült állapot legjobban egybeesik a VGT szerint kapott értékeléssel. Azt terveztük, hogy ezen a kiválasztott távon belül értékeljük a felszínborítási kategóriák arányait a nem-monitorozott helyeken.

Az értékelést Random Forest osztályozó segítségével, az alaptérkép 5 csoportba összevont kategóriával, 100, 300, 500 és 1000 m-es pufferekkel végeztük el, külön az egyes élőlénycsoportok minősítéseire. Azonban arra a rendelkezésre álló idő rövidege miatt arra nem volt módunk, hogy az adott víztesttől kifejezetten felvízi irányban vizsgálódjunk. Feltehetően emiatt olyan magas hibaarányt kaptunk, hogy nem láttuk értelmét annak, hogy az eredményt térképen jelenítsük meg. Ugyanakkor együttműködést kezdtünk a BME-vel, ahol a közelmúltban hasonló vizsgálatokat végeztek (Kardos és Clement 2019), és a felhasznált adatok és módszerek egyesítésével egy esetleges folytatásban ez az elemzés továbbfejleszhető.

## 7.7 Hivatkozások

- Böhmer, Jürgen, Claudia Rawer-Jost, Armin Zenker, Carolin Meier, Christian K. Feld, Regina Biss, and Daniel Hering. "Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system." *Limnologica* 34, no. 4 (2004): 416-432.
- Clement A, Kardos MK, Szilágyi F (2015) Felszíni vizek minősítése az ökológiát támogató fizikai-kémiai jellemzők szerint - az állapotértékelés tanulságai az intézkedési programok tervezése szempontjából. Szombathely.
- Erős T, O'Hanley JR, Czeglédi I (2018) A unified model for optimizing riverscape conservation. *Journal of Applied Ecology* 55(4): 1871–1883.
- Erős T., Szalóky Z., Sály P. (2015): Módszertani útmutató a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéséhez. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp. 35
- EC 2005: WFD Common Implementation Strategy for The Water Framework Directive Guidance Document No. 13 2003. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential.
- Kardos Máté Krisztián & Clement Adrienne (2019): A területhasználat vízminőségre gyakorolt hatásának indikációja mintázatfelismerő algoritmusokkal. A VIII. Magyar Tájökológiai Konferencia tanulmánykötete
- Şandric I, Satmari A, Zaharia C, Petrovici M, Cimpean M, Weiperth A, Gál B (2019) Integrating catchment land cover data to remotely assess freshwater quality: a step forward in heterogeneity analysis of river networks. *AQUATIC SCIENCES* 81: 1–11.
- Sály P, Erős T (2016) Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési indexek kidolgozása - Ecological assessment of running waters in Hungary: compilation of biotic indices based on fish. *Pisces Hungarici* 10 (2016) 15–45.
- VGT2 (2015) A Duna-vízgyűjtő magyarországi része - Vízyűjtő-gazdálkodási Terv.

## 8 Települések

### Készítők:

Tanács Eszter, Kiss Márton (ÖK)  
Pataki Róbert (Lechner TK, korábban BFKH FTFF)

### 8.1 Bevezetés, háttér

A települések, illetve egyéb mesterséges területek az ember által leginkább átalakított ökoszisztémák, ahol a mesterséges felszínek dominálnak. Az ökoszisztéma-szolgáltatásokat ezeken a területeken a zöldfelületek biztosítják, és noha a természetközeli ökoszisztémákkal általában összevetve szerepük eltörpül pl. a biodiverzitás megőrzésében, jelentőségük mégis óriási, hiszen az európai népesség nagy része napjainkban városi környezetben él. E mesterséges területek esetében a természetes referenciaállapot nem értelmezhető. Akkor tekinthetőek jó állapotúnak, ha kedvező életkörülményeket biztosítanak a város lakó emberek és az élővilág számára (EC 2016)

A településeken belüli különbségek, finom mintázatok meghatározóak. Ezek térbeli vizsgálatához azonban olyan, finomabb térleptékű adatbázisokra lenne szükség, amelyek országosan nem állnak rendelkezésünkre. Ezért a NÖSZTÉP általános ökoszisztéma-állapot térképezése keretében a városi területekre országosan csak egy egyszerű indikátor, a zöldterület aránya alkalmazását javasoltuk, település szintjén.

A zöldfelület-arány, vagy ahhoz hasonló egyszerű indexeknek a települések városökológiai alapállapot-jellemzéséhez való használata a technikai szempontok mellett szakmai okokkal is jól indokolható, és jelentős nemzetközi tapasztalatok is rendelkezésre állnak ezzel kapcsolatban. A városi ökoszisztéma-szolgáltatások biztosításának képességét jellemző mérőszámok (potenciál-indikátorok) igen gyakran a zöldfelületek kiterjedésével, lombtömeggel kapcsolatos mennyiségek (pl. levélfelületi index – LAI). Ezek értékét maguknak a zöldfelületeknek a jelenléte jelzi leginkább előre, ezért az ezt jellemző, területegységre vonatkoztatott zöldfelület-ellátottság jól megfelelhet az állapotértékelés szintjének leírására a szolgáltatások létrejöttét leíró kaszkád keretrendszerben is. A különböző városi ökoszisztéma-szolgáltatások potenciálindikátorai között is sok kapcsolat van tartalmukat vagy módszertani megközelítésüket illetően (pl. a levélfelületi index több szolgáltatás modelljében is megjelenhet – Wang és mtsai. 2008, Hirabayashi és mtsai 2012). Ezért ha azokat meghatározó állapotindikátort tudunk használni, azáltal a szolgáltatásokkal is viszonylag jó elméleti kapcsolat létesíthető.

A fenti okok miatt a zöldfelület-ellátottságon alapuló egyszerű, településterületre vonatkoztatott indexeket számos országban alkottak és használják. A legismertebb ezek közül a Biotope Area Factor (Landschaft Planen & Bauen és Becker Giseke Mohren Richard 1990), amit Németországban fejlesztettek, és kisebb módosításokkal más országokban is alkalmaztak egyedi projektekben vagy operatív-gyakorlati használatra (pl. Green Space Factor – Nagy-Britannia, Svédország). Hasonló, általános zöldfelület-ellátottságot jellemző indikátor a WHO-hoz kötődő Urban Green Space Indicator (Annerstedt van der Bosch és mtsai 2016).

A zöldfelületek arányának indexe amellet, hogy a fentiek szerint jól illeszthető a kaszkád-keretrendszerbe, egyszerűen, széles körben alkalmazható is (Magyarország minden települése jellemezhető). Ezáltal lehetőséget teremt arra, hogy vizsgáljuk az összefüggéseket az ilyen, a települések által a későbbiekben is monitorozható egyszerű városökológiai mérőszámok és az összetettebb szakértői modellekkel leírható (a mostani projektben csak a Zöldinfrastruktúra projektem és a NÖSZTÉP Városi Szakértői Munkacsoport által kiválasztott mintavárosokban térképezett) ökoszisztéma-szolgáltatások között.

## 8.2 Felhasznált adatbázisok

A térképek elkészítésekor elsősorban az Ökoszisztéma-alaptérképre és a fekvéshatárra (belterület) támaszkodtunk. Mivel a belterület határa a projektben csak részlegesen felhasználható adat, az a döntés született, hogy a városokra vonatkozó két tervezett mutató esetében az arányokat a belterületre vonatkoztatjuk, de a térképen pontszerűen jelenítjük meg, az adott település belterület poligonjának centroidjaként.

## 8.3 A térképezendő indikátorok listája

*A fás zöldfelületek aránya a település területéhez képest*

*A fátlan zöldfelületek aránya a település területéhez képest*

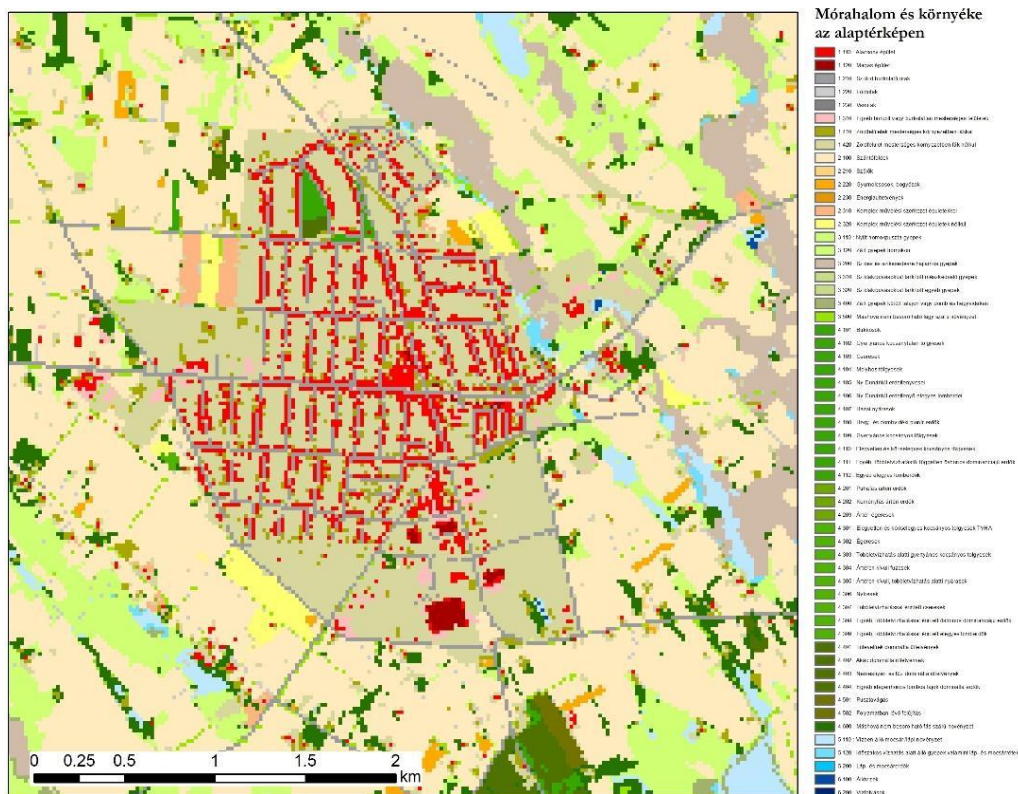
*A zöldfelületek összesített aránya a település területéhez képest*

## 8.4 Az egyes indikátorok leírása

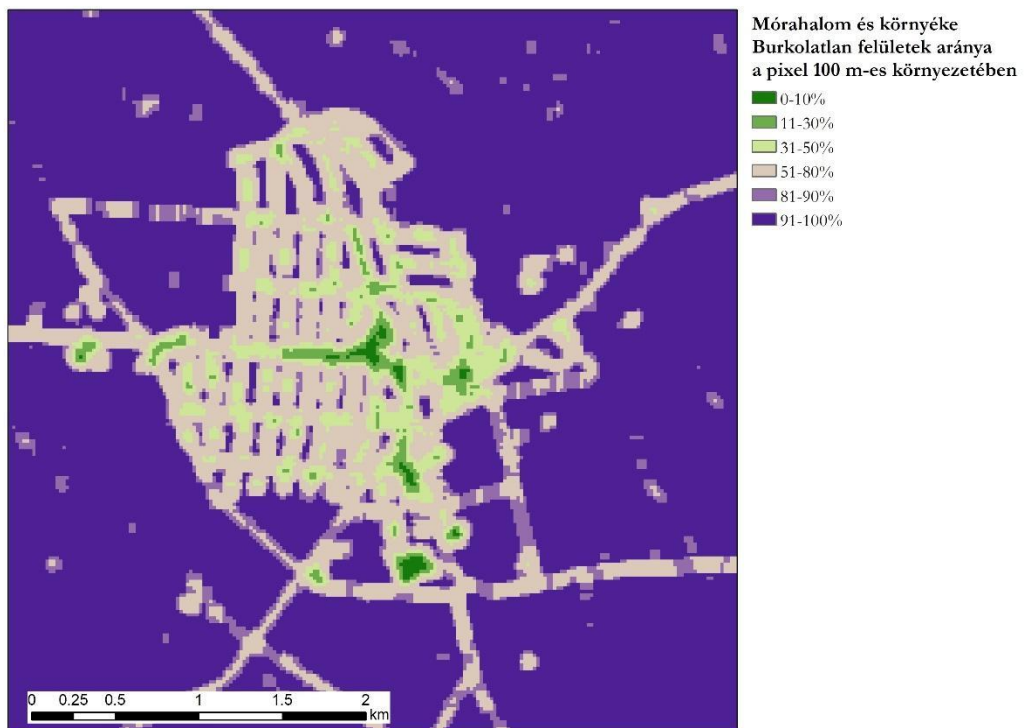
Az elkészített mutatók egyszerű arányok, melyek a települési zöldfelületi kategóriák területét a település területéhez viszonyítják. Ezért előállításuk kapcsán a legfontosabb döntés a számítás alapját képező területegység meghatározása volt, illetve, hogy milyen módon ábrázoljuk az eredményeket, pontszerűen, vagy területhez kötötten. Az Ökoszisztéma-alaptérkép jellegzetessége, hogy készítésekor a mesterséges területek lehatárolásánál a belterületek félreosztályozásának elkerülése miatt az adminisztratív határokat alkalmaztuk. Ennek következtében sok település szélén található olyan, a lakott területen kívül, de a hivatalos belterületen belül eső rész, ami a valóságban szántó vagy gyeper, de a térképen települési zöldfelületként osztályozódik. Ez a jelenség nem egyformán jelentkezik, néhol kisebb a jelentősége, de bizonyos kisebb falvak esetében a belterület akár háromszorosa is lehet a ténylegesen lakott területnek. Emiatt a belterület használatával a településekre számított zöldfelület arány néhol irreálisan magas értékeket mutatott. Ezért az eredeti, egyszerű megközelítést egy, az alaptérképből számított denzitástérkép segítségével finomítottuk, az alábbiakban leírtak szerint.

Az alternatív térképváltozat elkészítése során először készítettünk egy maszkot. Csak azokat a pixeleket vettük figyelembe, amelyek 100 m-en belüli környezetében legalább 15% a burkolt felszín aránya. Ez a szabály a településeknek csak azokat a részeit veszi figyelembe, ahol valóban van valamilyen mértékű beépítettség. Viszont olyan nagyobb utak, kereszteződések is belekerülhettek a maszkba, amelyek a valóságban nem képezik települések részét, a településeken belüli parkok, zöldterületek pedig, amelyeknek óriási a jelentősége,

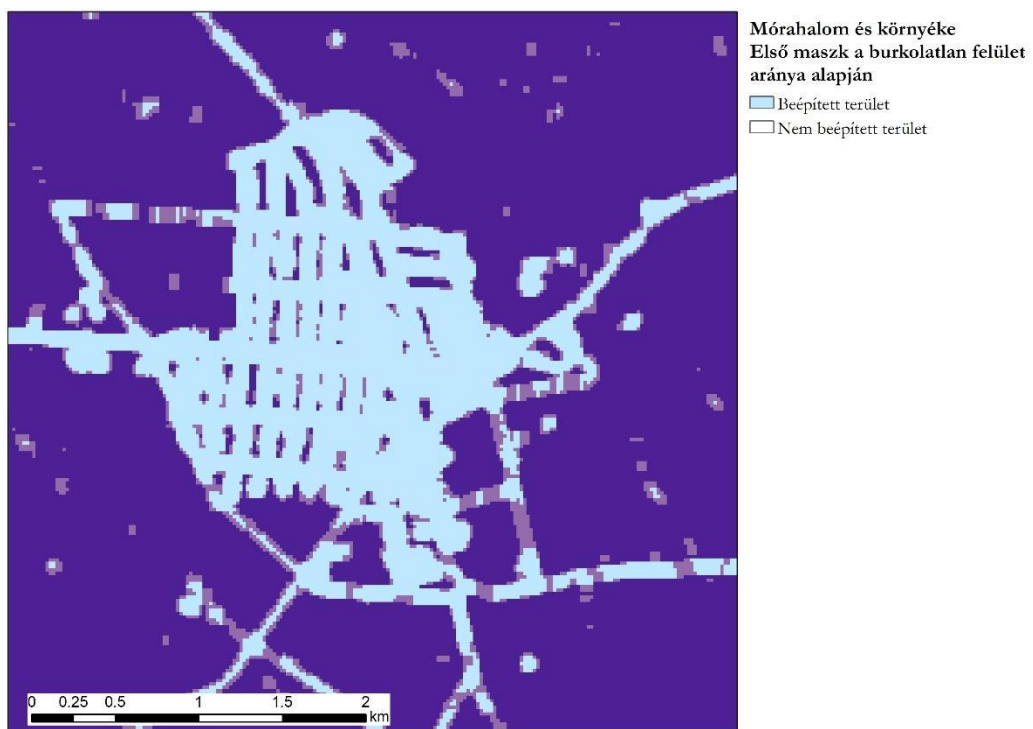
részben vagy egészben kikerültek az elemzett területből. Az utóbbi problémát úgy orvosoltuk, hogy az alaptérképet több lépésben szegmentáltuk, és azokat a települési zöldfelület foltokat, amelyeket legalább 95%-ban a lemaszkolt terület határolt, beolvastottuk a maszkba. Az eredményt elmentettük a belterület határral, és az így kapott foltokra számítottuk ki a települési zöldfelületek arányát. A folyamat alapelvét és lépéseit a 8.1-4. ábrák mutatják be, Mórahalom település példáján. Valamennyi hiba így is keletkezik azon szélesebb utak, közlekedési csomópontok miatt, amelyek a beépített területtől távolabb, de még a hivatalos belterületen belül helyezkednek el. Ennek a pontos mértéke referencia híján nem megállapítható, de valószínűleg jóval kisebb területet érint, mint az eredeti probléma.



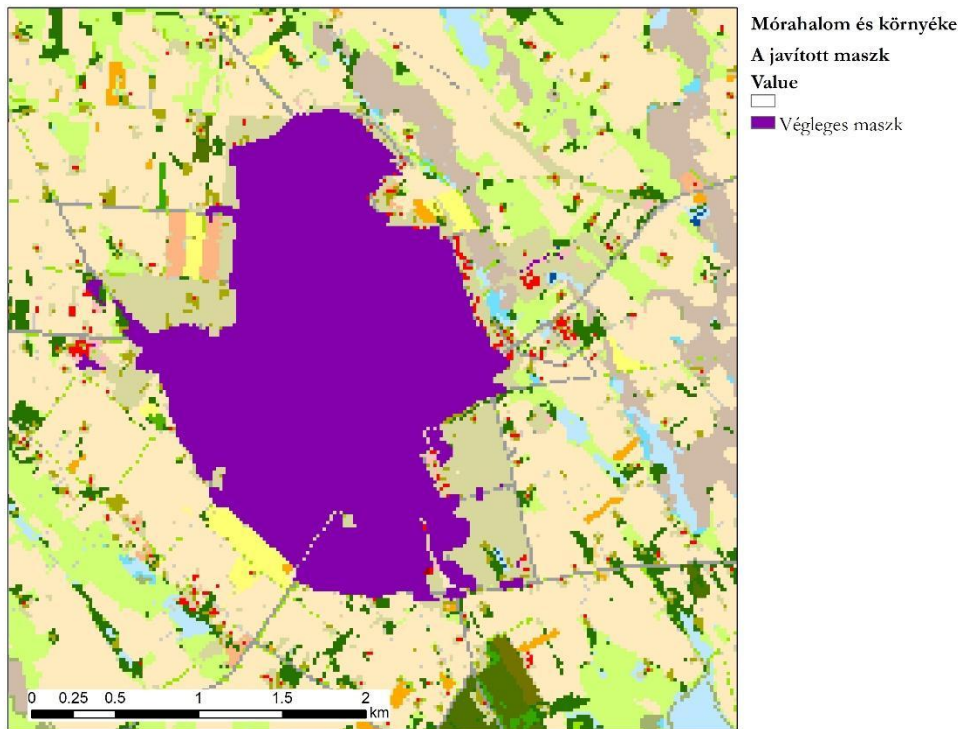
8.1 ábra A mintaterület az Ökoszisztéma-alaptérképen



8.2 ábra Burkolatlan felületek aránya a pixel 100 m-es környezetében



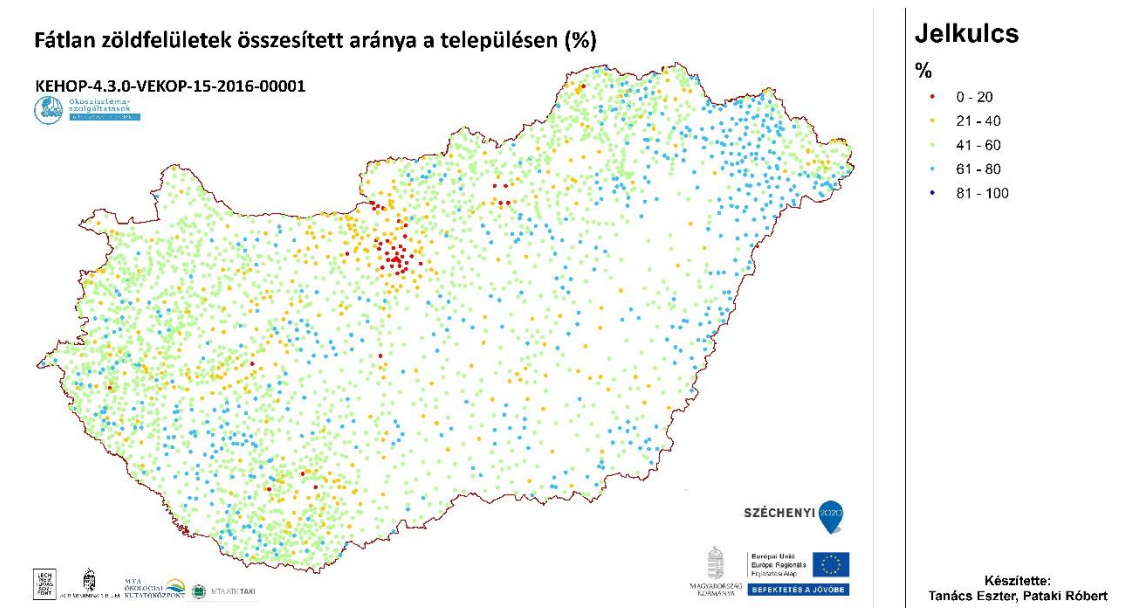
8.3 ábra Első maszk a burkolatlan felület aránya alapján



8.4. ábra A továbbfejlesztett maszk

#### ***8.4.1 A fátlan zöldfelületek aránya a település területéhez képest***

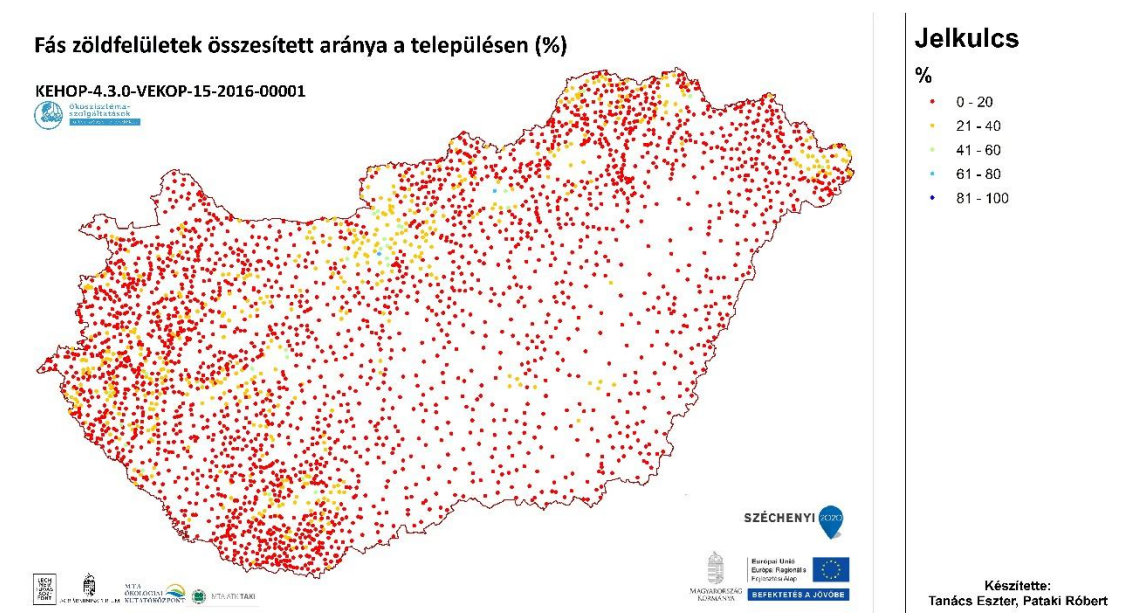
Mivel az alaptérkép készítése során bizonyos esetekben egyéb kategóriák is megjelenhettek a belterületen (pl. erdő), ezért az arányszámításnál nem csak az alaptérkép “Zöldfelületek mesterséges környezetben” kategóriáit (1410, 1420) vettük figyelembe, hanem valamennyi, az adott indikátor szempontjából releváns kategória területét összeadtuk. Ennél az indikátornál beszámítottuk a “Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül” (1410) kategórián felül valamennyi gyeget (3-as főkategória), valamint a vizes élőhelyek közül a fátlan típusokat, tehát a „Vízben álló mocsári, lápi növényzet (5110) és az “Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek” (5120) kategóriát.



8.5. ábra A fátlan zöldfelületek aránya a települések belterületéhez viszonyítva

#### 8.4.2 A fás zöldfelületek kategória aránya a település területéhez képest

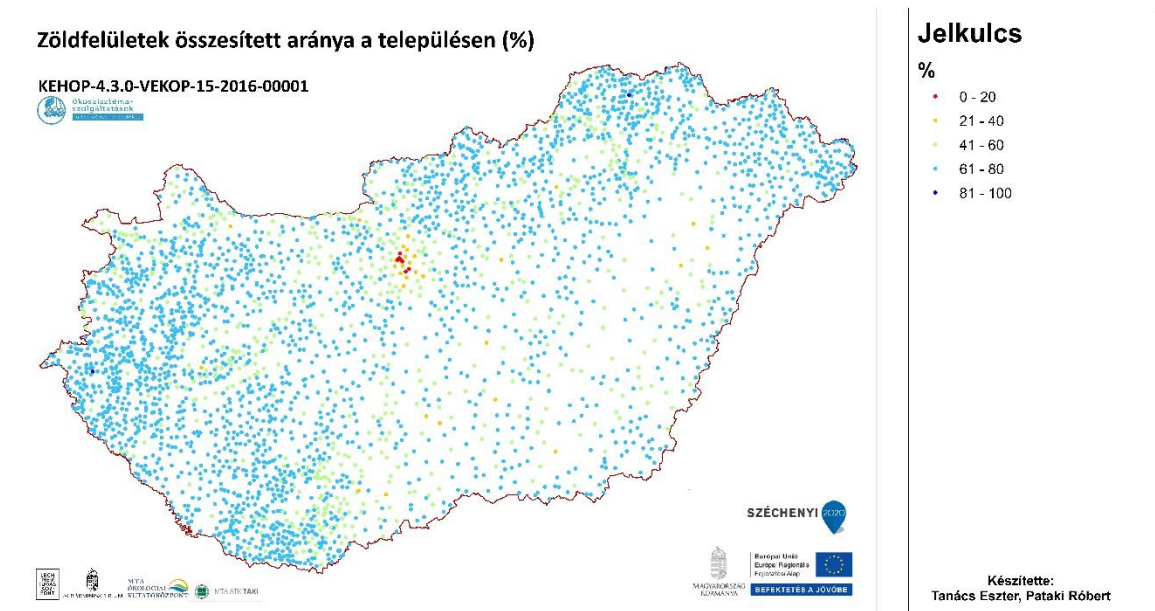
Mivel az alaptérkép készítése során bizonyos esetekben egyéb kategóriák is megjelenhettek a belterületen (pl. erdő), ezért az arányszámításnál nem csak az alaptérkép “Zöldfelületek mesterséges környezetben” kategóriáit (1410, 1420) vettük figyelembe, hanem valamennyi, az adott indikátor szempontjából releváns kategória területét összeadtuk. Ennél az indikátornál beszámítottuk a “Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal” (1420) kategórián felül valamennyi erdőt (4-es főkategória), valamint a vizes élőhelyek közül a “Láp- és mocsárerdők” (5200) kategóriát.



8.6. ábra A fás zöldfelületek aránya a települések belterületéhez viszonyítva

## 8.5 Az aggregálás javasolt módszertana

Releváns lehet a két kategória összevonásával a zöldfelületeket egyben (is) értékelni, de ezen túlmenően nem tervezünk aggregálást. A településeken kívüli mesterséges területeket amennyiben szükséges, típus alapján történő pontozással lehetséges kezelni.



8.7 ábra A települési zöldfelületek összesített aránya – a burkolt felületek aránya alapján maszkolt belterülethez viszonyítva

## 8.6 Hivatkozások

- Annerstedt van der Bosch M., Mudu P., Uscila V., Barrdahl M., Kulinkina A., Staatsen B., Swart W., Kruize H., Zurlyte I. Egorov A.I. (2016): Development of an urban green space indicator and the public health rationale. *Scandinavian Journal of Public Health*, 44, 159–167.
- EC – European Commission (2016b): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Urban ecosystems. 4th Report
- Hirabayashi S., Kroll C.N., Nowak D.J. (2012): Development of a distributed air pollutant dry deposition modeling framework. *Environmental Pollution* 171, 9-17.
- Landschaft Planen & Bauen, Becker Giseke Mohren Richard (1990): The biotope area factor as an ecological parameter – principles for its determination and identification of the target. Berlin: Senate Department for Urban Development, Berlin
- Wang J., Endreny T.A., Nowak D.J. (2008): Mechanistic simulation of tree effects in an urban water balance model. *Journal of the American Water Resources Association* 44, 75-85.



## 9 Biodiverzitás-alapú értékelés madárfajok előfordulása szerint

### Készítők:

Tanács Eszter (ÖK)

Schmidt András, Nagy Gergő Gábor, Nyúl Mihály, Juhász Lilla (AM)

Nagy Károly (MME)

### 9.1 Bevezetés, háttér

Az élőhelyek természetességének meghatározása mind a gyakorlatban, mind az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez végzett állapot-elemzéseknél a legtöbbször valamilyen, a biodiverzitást leíró mutatón alapul. Az élővilág diverzitásának teljes körű felmérése még kisebb területen sem végezhető el reálisan, ezért a felmérés leggyakrabban egy-egy jellemző, viszonylag könnyebben felmérhető élőlénycsoport alapján történik (pl. edényes növényfajok, madarak). A rendelkezésre álló adatoktól függően különböző indikátorok használata lehetséges.

Gyakran használt indikátor egy adott élőlénycsoport (többnyire madarak) teljes fajsza (pl. Becerra-Jurado és mtsai. 2015), azonban ez önmagában nem feltétlenül jó jelzője az ökoszisztéma állapotának, mivel előfordulhatnak olyan esetek, hogy egy ökoszisztéma degradációjának kezdeti fázisában ez az érték még növekszik is (pl. Bartha és mtsai. 2004). Amikor a cél az ökoszisztémák degradációjából fakadó esetleges biodiverzitás veszteség felmérése, sokszor a valamilyen védettséggel bíró fajok (Natura 2000 jelölőfajok, IUCN Vörös Listás fajok, stb) számát használják indikátornak (Schneiders és mtsai. 2012). Egy harmadik közelítés, amikor a használt jelzőszámok az adott ökoszisztéma-típus érintetlen állapotában elvárt (vagy feltételezett) jellemzőkhöz való viszonyításon alapulnak. A felszíni vizek Víz Keretirányelvhez kapcsolódóan végzett biológiai állapotminősítése során például az élőlénycsoportok aktuális taxonómiai és funkcionális összetételét egy olyan, referenciaállapotra jellemző összetétellel hasonlítják össze, amely a víztestet érintő antropogén hatások hiányában lenne jellemző az adott élőlénycsoportokra (Sály és Erős 2016). Ez olyan mennyiségű és minőségű módszeresen felvételezett adatot feltételez, ami ritkán áll rendelkezésre. Ugyanakkor az általános indikátor elv (Juhász-Nagy, 1986) szerint bármely faj jó jelzője lehet környezetének, hiszen jelenlétével igazolja, hogy a számára megfelelő körülmények fennállnak. Ilyen módon akár néhány jól megválasztott, az adott élőhelyhez, annak megfelelő állapotához kötődő faj jelenléte vagy hiánya is utalhat az élőhely állapotára (ld. pl. Nagy és mtsai. 2017).

### 9.2 Felhasznált adatbázisok

Jelenleg kevés olyan, egységes módszerrel gyűjtött biotikai adatbázis létezik, amely lefedi Magyarország teljes területét. Ezek közül a Natura 2000 jelölő fajokra 10 x 10 km-es területegységekre vonatkoztatott jelenlét/hiány adatok álltak a projekt rendelkezésére, ezen felül a Magyar Madártani Egyesület által koordinált MAP [7] és MMM [8] felmérésekben a

madárfajokról 2,5 x 2,5 km-es UTM négyzetekre gyűjtött információkra tudunk támaszkodni. A projektet koordináló Agrárminisztérium rendelkezik továbbá egy általános biotikai adatbázissal, amely a természetvédelem égisze alatt keletkező biotikai adatokat (pl. a természetvédelmi örök által terepen rögzített eseti megfigyeléseket, illetve a monitoring feladatok során keletkező adatokat) tartalmazza pontszerűen, ennek adattartalma azonban nem egyöntetű, illetve jelenleg még csak részlegesen fedi az ország területét. A felsoroltak közül a madármegfigyeléseket vettük alapul a térképek elkészítéséhez.

### **9.2.1 A madármegfigyelések adatbázisa**

Az MME által a projekt rendelkezésére bocsátott adatbázis a teljes MAP adatbázis (teljes, részleges listák, valamint alkalmi megfigyelések) adatai alapján, a 2014-2018 közötti időszakban, valamennyi fajra vonatkozóan tartalmazza az alábbi adatokat:

- 2,5x2,5 km-es UTM négyzetek azonosítója;
- 2,5x2,5 km-es UTM négyzetenként a fajok HURING kódja és előfordulása (igen/nem);
- Évekre bontva az adott időszakból az adott fajhoz tartozó legerősebb fészkelési valószínűség [FV] kód
- A teljes fajlistás adatgyűjtések összesített időtartama (percekben megadva a nettó megfigyelési idő)

A fentieket az MME által régóta használt 2,5 x 2,5 km-es UTM hálóra vonatkoztatva kaptuk meg, így ez képezi az elemzés térbeli egységét. Felmerült az átmintázás lehetősége, hogy ezek a térképek is a többi adattal egységes vetületi rendszerben készüljenek el, de a négyzetekhez kötött adatgyűjtési módszer miatt erre csak akkor lenne lehetőség, ha pontosan ismernénk az egyes adatok keletkezési helyét. Mivel a legtöbb UTM négyzetben nem volt, csak egy évből adat, az értékelés során a teljes időszakot vettük figyelembe, tehát valamennyi fajra a 2014 és 2018 közötti időszak legerősebb fészkelési kódjával dolgoztunk.

## **9.3 A térképezendő indikátorok listája**

*A gyepek és agrárterületek jó állapotához köthető madárfajok jelenléte*

*A vizes élőhelyek jó állapotához köthető madárfajok jelenléte*

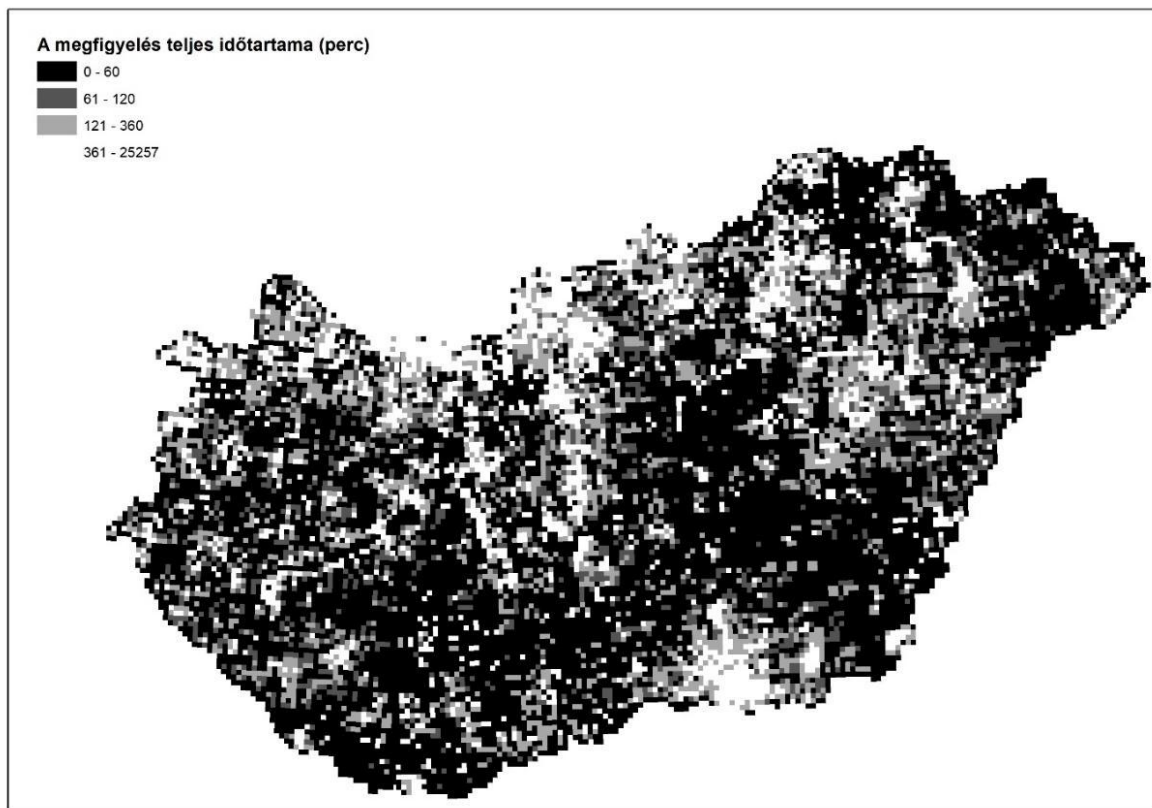
*Az erdők jó állapotához köthető madárfajok jelenléte*

## **9.4 Az egyes indikátorok leírása**

A három indikátor egységes elvek szerint került kidolgozásra. Valamennyi főbb élőhely-típus esetében meghatározható egy vagy több élőlénycsoporthoz tartozó fajok azon köre, amelyek az adott típus jó állapotú foltján várhatóan megjelennek. Az élőhely állapotának egyszerű jellemzésére ezért reményeink szerint alkalmas lehet egy olyan mérőszám, amely azt mutatja meg, hogy ezek mekkora hányada van valóban jelen egy adott területen.

Első lépésben felállítottuk azon madárfajok listáját, amelyekről feltételezhető, hogy jelenlétük az adott ökoszisztéma fő típus jó állapotára utal (tehát az élőhely megfelelő mennyiségű táplálékot, költő- és fészkelőhelyet biztosít, kevés a zavarás stb). A következő lépésben differenciáltunk a fajok között az alapján, hogy az adott faj milyen szintű megfigyelése

mellett érdemes az adott előfordulást figyelembe venni. Erre azért volt szükség, hogy a terület állapotának megítélése szempontjából ne egyforma súlyt jelentsen egy átrepülő egyed észlése egy megfigyelt költséssel. Ennek érdekében megjelöltük azokat a fészkelési valószínűség kódokat, amelyek mellett az adott faj előfordulását figyelembe vettük. A további differenciálás érdekében súlyokat is rendeltünk az egyes fajokhoz. A ritkább, és jobb állapotú területekhez jellemzően jobban kötődőnek ítélt fajok 2-es, míg a viszonylag gyakoribb fajok 1-es súlyt kaptak. A főbb ökoszisztéma-típusokhoz (gyepek, erdők, vizes élőhelyek) rendelt fajok listáját, valamint az élőhelyeket figyelembe vevő súlyokat az 9.1-3 táblázatok tartalmazzák. Valamennyi UTM négyzetre kiszámítottuk (a fészkelési kódokat figyelembe véve) az ott összesen megfigyelt fajszámot, illetve a súlyok összegét, külön az agrárterületekre és gyepekre, a vizes élőhelyekre és az erdőkre. A megfigyelt fajszámot ezután minden UTM-négyzetben az adott típusban maximálisan elérhető fajszámhoz viszonyítottuk, és ezt az arányt ábrázoltuk térképen (9.2-4 ábrák). A térképeken a fekete szín az adathiányos területeket, a fehér szín azt jelzi, hogy a kérdéses ökoszisztéma-típus fajai nem fordulnak elő.



9.1 ábra A 2014-18-ban folytatott megfigyelések összes időtartama (perc)

A megfigyelés időtartama széles határok között változik, és vannak olyan UTM négyzetek is, ahol a vizsgált időszak alatt nem történt felmérés. Ezek kiszűrésére az elemzésbe csak azokat az UTM négyzeteket vettük be, ahol az adatgyűjtések összesített időtartama meghaladja a 60 percet (9.1. ábra).

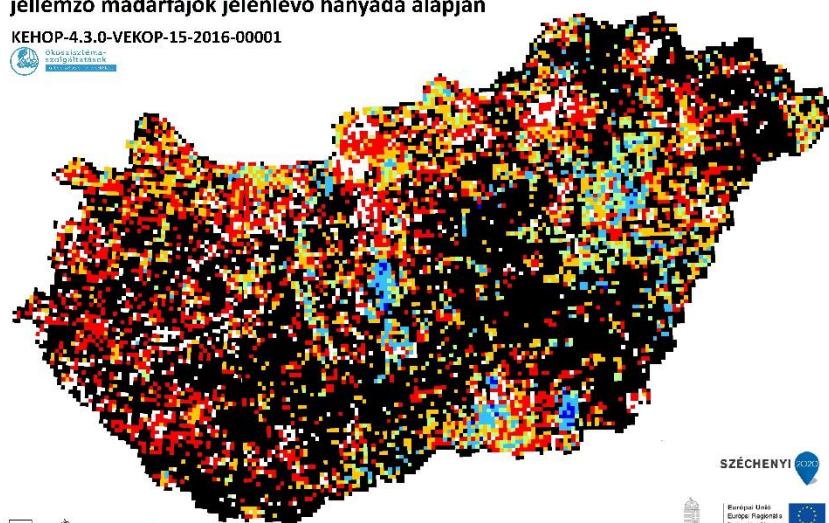
### 9.4.1 Gyep és agrárterületek

9.1. táblázat Gyep és agrárterületek madárfajai, és az adott fajhoz tartozó, figyelembe vett fészkelési kód(ok)

HURING	Faj	Súlyozás	FV-kód
ALAARV	mezei pacsirta	1	A, B, C
ANTCAM	parlagi pityer	1	A, B, C
AQUHEL	parlagi sas	2	C
ASIFLA	réti fülesbagoly	2	A, B, C
ASIOTU	erdei fülesbagoly	1	A, B, C
ATHNOC	kuvik	1	minden kód
BUROED	ugartyúk	1	C
CIRAER	barna rétihéja	1	C
CIRPYG	hamvas rétihéja	2	C
CORFRU	vetési varjú	1	A, B, C
CORGAR	szalakóta	2	minden kód
COTCOT	fűj	1	minden kód
CRECRE	haris	2	minden kód
FALCHE	kerecsensólyom	2	C
FALSUB	kabasólyom	1	C
FALTIN	vörös vércse	1	C
FALVES	kék vércse	2	C
GLAPRA	székicsér	1	C
LANCOL	tövisszúró gébics	1	A, B, C
LANMIN	kis örgébics	1	A, B, C
LIMLIM	nagy goda	2	B, C
LOCNAE	réti tücsökmadár	1	A, B, C
LULARB	erdei pacsirta	1	A, B, C
MILCAL	sordély	1	A, B, C
MOTFLA	sárga billegető	1	A, B, C
NUMARQ	nagy póling	2	C
OTITAR	túzok	2	minden kód
PERPER	fogoly	2	minden kód
PHIPUG	pajzsoscankó	1	minden kód
SAXRUB	rozsdás csuk	1	A, B, C
TRITOT	piroslábú cankó	2	B, C
UPUEPO	búbosbanka	1	A, B, C
VANVAN	bíbic	1	C

**Minősítés a gyepek és agrárterületek jó állapotára jellemző madárfajok jelenlévő hányada alapján**

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



**Jelkulcs**

A megfigyelés időtartama

0 - 60 perc  
> 60 perc

**Értékelés**

1 (1 - 10%)  
2 (11 - 20%)  
3 (21 - 30%)  
4 (31 - 50%)  
5 (51 - 100%)



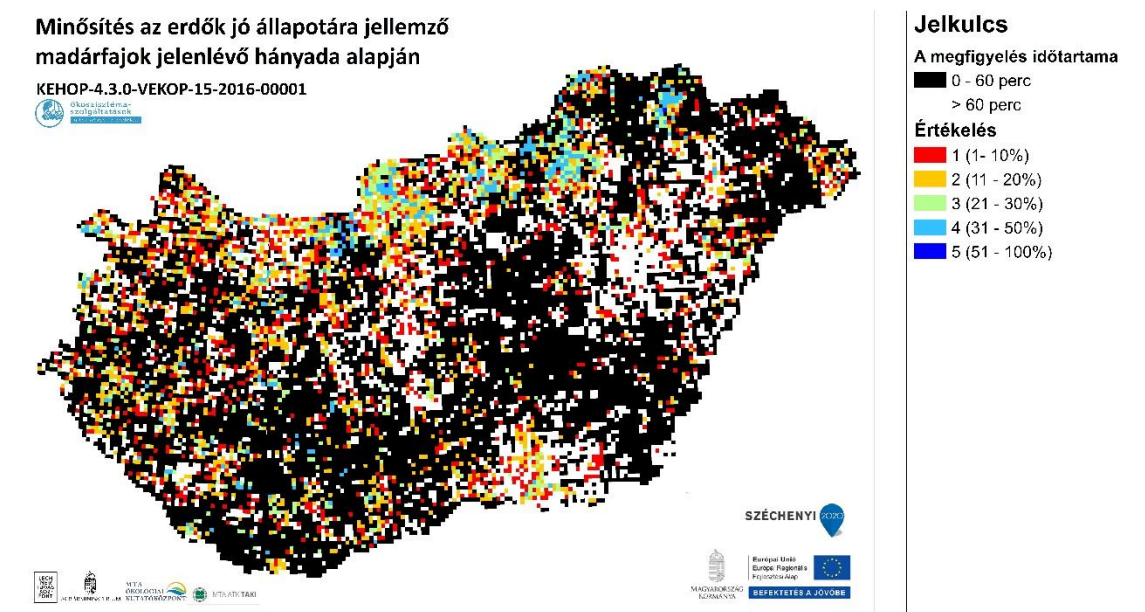
9.2 ábra A gyepek és agrárterületek értékelése a jellemző madárfajok adott fészkelési kóddal megfigyelt hányada alapján (1 a legkedvezőtlenebb, 5 a legkedvezőbb állapotot jelzi; a fehéren maradt területeken nincsenek jelen az adott típusra jellemző madárfajok, pl. mert az adott típus nem fordul elő az UTM négyzetben, vagy csak nagyon kis területen)

### 9.4.2 Erdők

9.2. tábla Erdők madárfajai, és az adott fajhoz tartozó, figyelembe vett fészkelési kód(ok)

HURING	FAJ	Súlyozás	FV-kód
ACCGEN	héja	1	C
AQUCHR	szirti sas	2	BC
AQUHEL	parlagi sas	2	BC
AQUPOM	békászó sas	2	BC
ARDCIN	szürke gém	1	C
ASIOTU	erdei fülesbagoly	1	ABC
BONBON	császármadár	2	minden kód
BUTBUT	egerészölyv	1	C
CAPEUR	lappantyú	1	ABC
CERBRA	rövidkarmú fakusz	1	ABC
CERFAM	hegyi fakusz	1	ABC
CICNIG	fekete gólya	2	C
CIRGAL	kígyászölyv	2	BC
COLOEN	kék galamb	1	ABC
DENLEU	fehérhátú fakopáncs	2	minden kód
DENMED	közép fakopáncs	2	minden kód
DRYMAR	fekete harkály	1	minden kód
ERIRUB	vörösbegy	1	ABC
FICALB	örvös légykapó	1	ABC

FICPAR	kis légykapó	2	ABC
HALALB	rétisas	2	C
HIPICT	kerti geze	1	ABC
LOCFLU	berki tücsökmadár	1	ABC
LULARB	erdei pacsirta	1	ABC
MILMIG	barna kánya	2	BC
MILMIL	vörös kánya	2	BC
MOTCIN	hegyi billegető	1	ABC
PERAPI	darázsölyv	2	BC
PHOPHO	kerti rozsdafarkú	1	ABC
PHYSIB	sisegő füzike	1	ABC
PICCAN	hamvas küllő	2	minden kód
SITEUR	csuszka	1	ABC
STRALU	macskabagoly	1	ABC
STRURA	uráli bagoly	2	minden kód
SYLBOR	kerti poszáta	1	ABC
TROTRO	ökörsem	1	ABC
TURVIS	léprigó	1	ABC



9.3. ábra Az erdőterületek értékelése a jellemző madárfajok adott fészkelési kóddal megfigyelt hányada alapján (1 a legkedvezőtlenebb, 5 a legkedvezőbb állapotot jelzi; a fehéren maradt területeken nincsenek jelen az adott típusra jellemző madárfajok, pl. mert az adott típus nem fordul elő az UTM négyzetben, vagy csak nagyon kis területen)

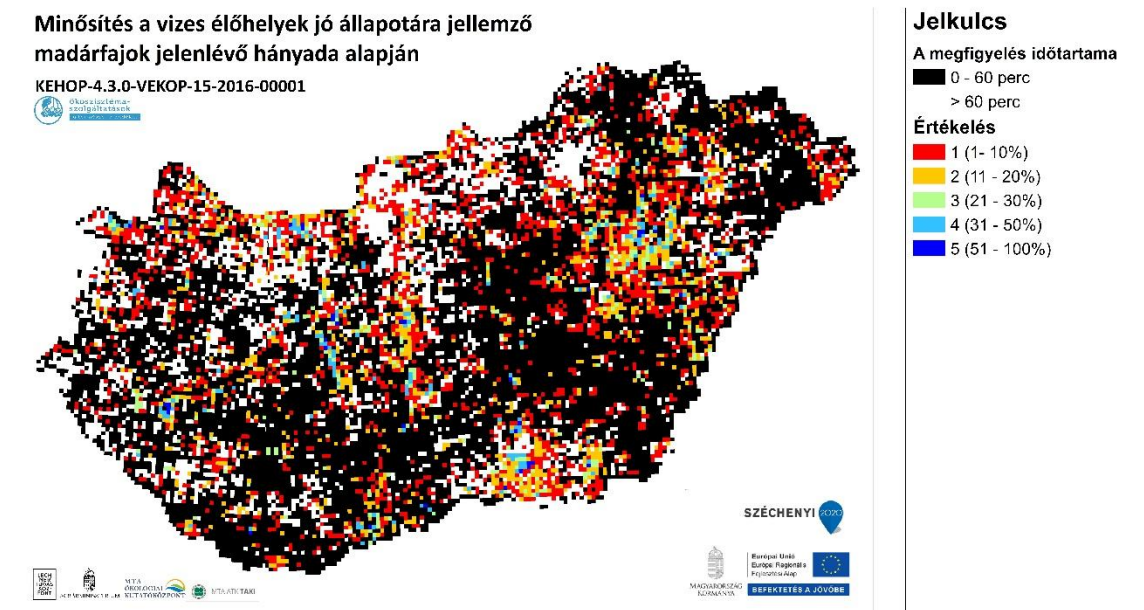
### 9.4.3 Vizes élőhelyek

9.3. táblázat Vizes élőhelyek madárfajai, és az adott fajhoz tartozó, figyelembe vett fészkelési kód(ok)

HURING	FAJ	Súlyozás	FV-kód
ACRARU	nádirigó	1	ABC
ACRMEL	fülemülesitke	2	ABC
ACRSCH	foltos nádiposzáta	1	ABC
ACRSCI	cserregő nádiposzáta	1	ABC
ANAACU	nyílfarkú réce	1	C
ANACLY	kanalas réce	1	C
ANACRE	csörgő réce	1	C
ANAPEN	fütyülő réce	1	
ANAPLA	tőkés réce	1	C
ANAQUE	bőjti réce	2	BC
ANASTR	kendermagos réce	1	C
ANSALB	nagy lilik	1	
ANSANS	nyári lúd	1	C
ANSERY	kis lilik	2	
ANSFAB	vetési lúd	1	
ARDCIN	szürke gém	1	minden kód
ARDPUR	vörös gém	2	minden kód
ARDRAL	üstökögégém	2	minden kód
AYTFER	barátréce	2	BC
AYTFUL	kontyos réce	1	C
AYTNYR	cigányréce	2	BC
BOTSTE	bölgébika	2	minden kód
BRARUF	vörösnyakú lúd	2	
BUCCLA	kerceréce	1	
CHLHYB	fattyúszerkő	2	C
CHLLEU	fehérszárnyú szerkő	2	C
CHLNIG	kormos szerkő	2	C
CICCIC	fehér gólya	2	minden kód
CICNIG	fekete gólya	2	minden kód
CIRAER	barna rétihéja	1	minden kód
EGRALB	nagy kócsag	2	minden kód
EGRGAR	kis kócsag	2	minden kód
EMBSC	nádi sármány	1	ABC
FULATR	szárcsa	1	C
GALCHL	vízityúk	1	C
GALGAL	sárszalonka	2	C
HALALB	rétisas	2	minden kód
HIMHIM	gólyatöcs	2	C

IXOMIN	törpegém	2	ABC
LIMLIM	nagy goda	2	B,C
LOCLUS	nádi tücsökmadár	1	ABC
LUSSVE	kékbegy	2	ABC
MERALB	kis bukó	1	
MERMER	nagy bukó	1	BC
NETRUF	üstökösréce	1	C
NUMARQ	nagy póling	2	C
NYCNYC	bakcsó	2	minden kód
PANBIA	barkóscinege	1	ABC
PHACAR	kárókatona	1	C
PHAPYG	kis kárókatona	2	BC
PLALEU	kanalaszgém	2	minden kód
PLEFAL	batla	2	minden kód
PODNA	vörösnyakú vöcsök	2	minden kód
PODNIG	feketenyakú vöcsök	2	minden kód
PODTUS	búbos vöcsök	1	BC
PORANA	pettyes vízicsibe	1	minden kód
PORPAR	kis vízicsibe	1	minden kód
RALAQU	guvat	1	ABC
RECAVO	gulipán	2	C
REMPEN	függőcinege	1	ABC
STEALB	kis csér	2	C
TACRUF	kis vöcsök	1	ABC
TRITOT	piroslábú cankó	2	B,C
VANVAN	bíbic	1	C





9.4. ábra A vizes élőhelyek értékelése a jellemző madárfajok adott fészkelési kóddal megfigyelt hányada alapján (1 a legkedvezőtlenebb, 5 a legkedvezőbb állapotot jelzi; a fehéren maradt területeken nincsenek jelen az adott típusra jellemző madárfajok, pl. mert az adott típus nem fordul elő az UTM négyzetben, vagy csak nagyon kis területen)

#### 9.4.4 Az aggregálás javasolt módszertana

Ezeket a térképeket egyelőre nem tervezzük egyesíteni, azonban az UTM-négyzetekben az egyes ökoszisztéma fő típusokra kapott értékeket a típusok területi arányaival súlyozva a három térkép kombinálható.

## 9.5 Megjegyzések

A munka során többször is felvetődött, hogy a térképek valójában nem annyira a madarak, inkább a madarászok preferált helyeit mutatják. A megfigyelt fajok száma nyilvánvalóan nem független a megfigyeléssel töltött idő hosszától, illetve attól, hogy mekkora az általuk preferált élőhely-típus kiterjedése az UTM-négyzeten belül. A 9.4 táblázat mutatja az összefüggéseket felszínborítás, a fajszám, és a megfigyelés időtartama között (csak azt a 6683 db négyzetet figyelembe véve, amelyekben összesen 60 percnél hosszabb ideig végeztek felmérést). Látható, hogy a kapott értékek különböző mértékben, de függenek mindegyik vizsgált változótól. Az erdők esetében kapott eredmény pl. erősebben függ a megfigyelés időtartamától. Az adott élőhelytípus területi kiterjedése (típustól függő mértékben) erősebb összefüggést mutat az eredménnyel, mint a megfigyelés időtartama. A kiemelt fajokat kétszeres súllyal figyelembe vevő változatnál a megfigyelés időtartamával való összefüggés valamivel gyengébb. A gyepek és agrárterületek madárfajainál a gyepek kiterjedésével való összefüggés erősebb, ha az alaptérkép gyepek kategóriáihoz (3) hozzávesszük a vizes élőhelyek 5120-as kategóriáját (ÖÁ gyepek).

9.4. táblázat A felszínborítás, a fajszám, és a megfigyelés időtartamának összefüggései gyepek esetében (Spearman's rho korrelációs együttható)

Spearman's rho		A megfigyelés összesített időtartama (perc)	Gyep- és agrárterületek jellemző fajok aránya az elvárthoz képest	Gyep- és agrárterületek jellemző fajok aránya az elvárthoz képest (súlyozott)	Erdőkre jellemző fajok aránya az elvárthoz képest	Erdőkre jellemző fajok aránya az elvárthoz képest (súlyozott)	Vizes élőhelyekre jellemző fajok aránya az elvárthoz képest	Vizes élőhelyekre jellemző fajok aránya az elvárthoz képest (súlyozott)	Agrárterületek aránya az UTM-négyzetben	Gyep aránya az UTM-négyzetben	Erdők aránya az UTM-négyzetben	Vizes élőhelyek aránya az UTM-négyzetben	ÓÁ gyepek (3 és 5120 együtt) aránya az UTM-négyzetben	Vízben álló mocsári/lápi növényzet (5110) aránya az UTM-négyzetben
A megfigyelés összesített időtartama (perc)	Correlation Coefficient	1.000	.307	.298	.444	.439	.356	.355	-.188	.047	.063	.076	.092	.094
	Sig. (2-tailed)		.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000
Gyep- és agrárterületek jellemző fajok	Correlation Coefficient	.307	1.000	.994	.030	.018	.549	.527	.260	.311	-.414	.303	.352	.290
	Sig. (2-tailed)	.000		.000	.014	.138	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000
Gyep- és agrárterületek jellemző fajok	Correlation Coefficient	.298	.994	1.000	.017	.007	.547	.527	.250	.326	-.423	.314	.371	.297
	Sig. (2-tailed)	.000	.000		.168	.567	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000
Erdőkre jellemző fajok aránya az elvárthoz képest	Correlation Coefficient	.444	.030	.017	1.000	.994	-.022	-.017	-.426	-.160	.582	-.157	-.160	-.153
	Sig. (2-tailed)	.000	.014	.168		.000	.067	.154	.000	.000	.000	.000	.000	.000
Erdőkre jellemző fajok aránya az elvárthoz képest	Correlation Coefficient	.439	.018	.007	.994	1.000	-.023	-.017	-.431	-.165	.582	-.155	-.163	-.151
	Sig. (2-tailed)	.000	.138	.567	.000		.056	.164	.000	.000	.000	.000	.000	.000
Vizes élőhelyekre jellemző fajok aránya az elvárthoz képest	Correlation Coefficient	.356	.549	.547	-.022	-.023	1.000	.991	.141	.234	-.446	.580	.402	.581
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.067	.056		.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000
Vizes élőhelyekre jellemző fajok aránya az elvárthoz képest	Correlation Coefficient	.355	.527	.527	-.017	-.017	.991	1.000	.118	.248	-.431	.577	.415	.573
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.154	.164	.000		.000	.000	.000	.000	.000	.000
Agrárterületek aránya az UTM-négyzetben	Correlation Coefficient	-.188	.260	.250	-.426	-.431	.141	.118	1.000	-.215	-.657	.123	-.224	.126
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000		.000	.000	.000	.000	.000
Gyep aránya az UTM-négyzetben	Correlation Coefficient	.047	.311	.326	-.160	-.165	.234	.248	-.215	1.000	-.222	.295	.904	.280
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000		.000	.000	.000	.000
Erdők aránya az UTM-négyzetben	Correlation Coefficient	.063	-.414	-.423	.582	.582	-.446	-.431	-.657	-.222	1.000	-.374	-.292	-.371
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000		.000	.000	.000
Vizes élőhelyek aránya az UTM-négyzetben	Correlation Coefficient	.076	.303	.314	-.157	-.155	.580	.577	.123	.295	-.374	1.000	.566	.933
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000		.000	.000
ÓÁ gyepek (3 és 5120 együtt) aránya az UTM-négyzetben	Correlation Coefficient	.092	.352	.371	-.160	-.163	.402	.415	-.224	.904	-.292	.566	1.000	.520
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000		.000
Vízben álló mocsári/lápi növényzet (5110)	Correlation Coefficient	.094	.290	.297	-.153	-.151	.581	.573	.126	.280	-.371	.933	.520	1.000
	Sig. (2-tailed)	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	.000	

## 9.6 Kimaradt indikátorok

Mivel a madarak, mint élőlénycsoport inkább nagyobb területek jellemzésére alkalmas, emellett a térképek nem fedik az ország teljes területét, felmerült más élőlénycsoportok (elsősorban növényfajok, illetve gerinctelenek) segítségével végrehajtott hasonló értékelés, például a már említett, a természetvédelmi munka során gyűjtött biotikai adatbázis adatai alapján. Mivel ez az adatbázis egyelőre nem teljes, jelenleg is fejlesztés alatt áll, emellett a munka komoly módszertani fejlesztést igényel, ezt határidőig nem tudtuk megvalósítani. A gyepek (illetve részben a vizes élőhelyek) esetében egy kisebb, Duna-Tisza-közi mintaterületre folynak ilyen irányú kísérletek.

## 9.7 Hivatkozások

[7] Madáratlasz Program honlap: <http://map.mme.hu/>

[8] Mindennapi Madaraink Monitoringja: <http://mmm.mme.hu/>

Bartha, S., Campatella, G., Canullo, R., Bódis, J. and Mucina, L. (2004): On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration. – Intern. J. Ecol. Environm. Sci. 30: 101–116.

- Becerra-Jurado, G., Philipsen, C., Kleeschulte, S. (2015): Mapping and assessing ecosystems and their services in Luxembourg - Assessment results. Le Gouvernement du Grand-Duché de Luxembourg, 74p.
- Juhász-Nagy, P., (1986). Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Nagy, G. G., Ladányi, M., Arany, I., Aszalós, R., & Czúcz, B. (2017): Birds and plants: Comparing biodiversity indicators in eight lowland agricultural mosaic landscapes in Hungary. *Ecological Indicators*, 73, 566-573.
- Sály, P., & Erős, T. (2016). Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési indexek kidolgozása= Ecological assessment of running waters in Hungary: compilation of biotic indices based on fish. *Pisces Hungarici*, 10, 15-45.
- Schneiders, A., Van Daele, T., Van Landuyt, W., & Van Reeth, W. (2012). Biodiversity and ecosystem services: complementary approaches for ecosystem management? *Ecological Indicators*, 21, 123-133.

## 10 Foltnál durvább léptékű indikátorok

### Készítők:

Tanács Eszter, Bede-Fazekas Ákos (ÖK)

Maucha Gergely (Lechner TK, korábban BFKH FTFF)

### 10.1 Bevezetés, háttér

Az alábbiakban olyan, az Ökoszisztéma-alaptérkép 20 x 20 m-es pixeleinél, illetve élőhely-foltnál csak nagyobb léptékben értelmezhető indikátorok szerepelnek, amelyek többségükben szerepelnek a MAES 5. jelentésében ajánlott állapot-indikátorok között (Maes és mtsai. 2018). Ezek nem minden esetben kötődnek egyes élőhely-típusokhoz. Az itt szereplő indikátorok többsége nem igényelt módszertani fejlesztést.

### 10.2 Felhasználható adatbázisok

Az elemzések alapját jelentős részben az Ökoszisztéma-alaptérkép (Agrárminisztérium 2019) képezi, kivéve azokat a mutatókat, amelyek időbeli változást fejeznek ki.

MPNV (Multiple Potential Natural Vegetation): Magyarország (közelmúltban elkészült) modell-alapú potenciális vegetációtérképe, melynek megalkotása során a természetes élőhelyek még meglévő foltjainak környezeti igényeit számszerűsítették és valószínűségi térképsorozat formájában kiterjesztették. Az adatbázis a MÉTA hatszögműközpontokra vetítve tartalmazza az adott hely környezeti adottságainak leginkább megfelelő, ott potenciálisan előforduló élőhelyeket. Az elkészült modellek alapján megállapítható, hogy az adott környezeti viszonyok között mekkora eséllyel lehetne jelen az élőhely, illetve mely környezeti tényezők határozzák meg előfordulásának helyét (Somodi és mtsai. 2017).

Corine Land Cover 4 időpontból (2000, 2006, 2012, 2018) származó ún. accounting rétegek: a különböző időpontokban készült státusz, valamint a változsrétegek harmonizálása céljából készült módosított rétegek, 100 m-es térbeli felbontással (leírását ld. a 12.6. mellékletben).

A Natura 2000 területek aktuális fedvényei, amelyeket a projektet koordináló AM bocsátott rendelkezésre.

### 10.3 A térképezendő indikátorok listája

*Területegységre jutó élőhely-típusok száma*

*Területegységre jutó élőhely-típusok változatossága*

*A potenciális természetes vegetációtól való eltérés*

*Agrárterületek csökkenése (mesterséges felszínek javára)*

*Gyeppek területcsökkenése*

*Az erdőterület változása*

*Natura 2000 területek aránya az egyes ökoszisztéma főtípusokban*

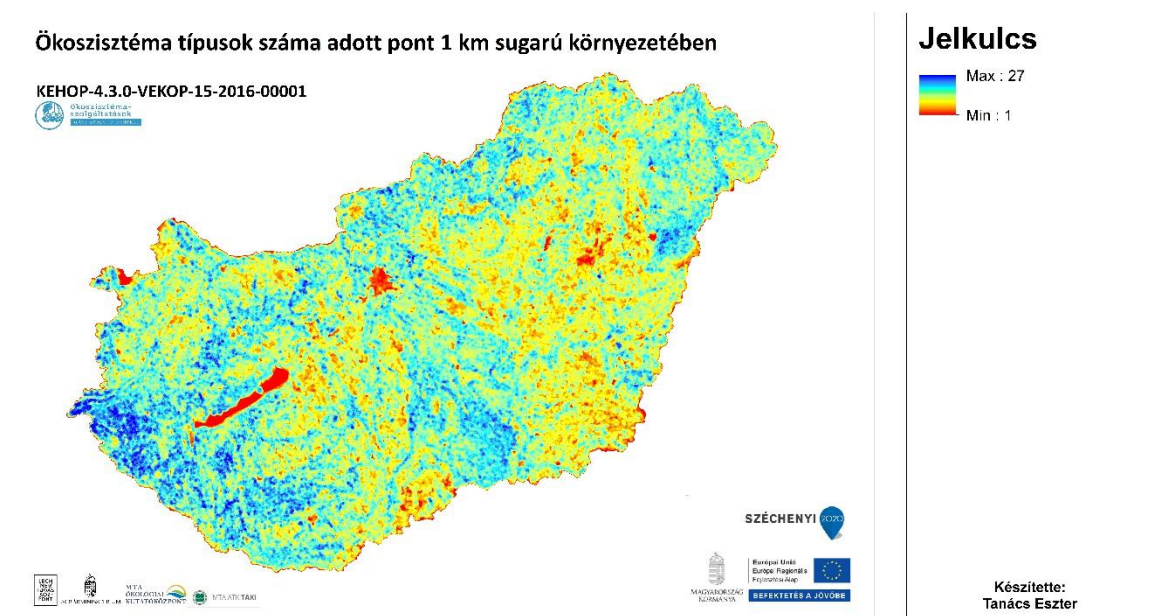
## 10.4 Az egyes indikátorok

### 10.4.1 Élőhelyi diverzitás

A táji mintázatok részben meghatározzák, részben tükrözik az ökológiai folyamatokat, ilyen módon kapcsolódnak az élővilághoz, és általában a táj állapotához. Szilassi és mtsai (2017) például kapcsolatot mutattak ki a tájszerkezeti mintázatok és a táj Természeti Tőke Indexszel leírt természetessége között. A különböző tájszerkezeti mutatókat ezért előszeretettel használják a táj állapotának, illetve ennek időbeli változásának jellemzésére (ld. Uuemaa és mtsai. 2013). A tájszerkezet egyik fontos eleme az élőhelyek térbeli megoszlása; ezek változatossága önmagában is a biodiverzitás egyik szintjének tekinthető. A változatosságot jelezheti önmagában az adott terület egységén belül előforduló élőhely-típusok magasabb száma, de érdemes a típusok területi megoszlásának egyenletességét is figyelembe vevő diverzitási mutatót is számítani.

Fontos megjegyezni, hogy az alaptérkép kategóriarendszere az erdők esetében részletesebb, mint a többi típus esetében, mivel ezekre a területekre több információ állt rendelkezésre. Ezért a 3. szintű bontás használata (még a hasonló erdőtípusok összevonása esetén is) alacsonyabb változatosságot eredményezhet a gyepek és vizes élőhelyek dominálta tájakon, ami azonban részben látszólagos.

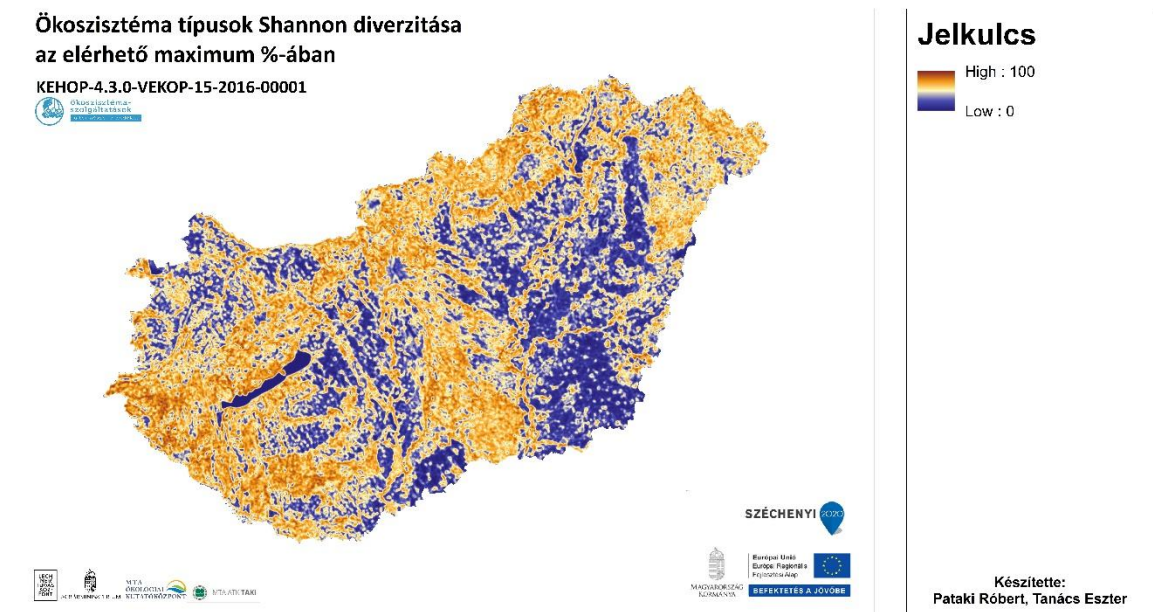
#### 10.4.1.1 Terület egységre jutó élőhely-típusok száma:



10.1 ábra Ökoszisztéma-típusok száma a pixel 1 km sugarú környezetében

### 10.4.1.2 Területegységre jutó élőhely-típusok változatossága:

Az adott területegységre vonatkoztatott élőhely-típus szám és területarány alapján Shannon diverzitás indexet (Shannon & Wiener 1949) számítottunk. Az ehhez szükséges kategorizálás az alaptérkép 3. szintű kategóriáinak felhasználásával történt meg, néhány kategória összevonásával. Az összevonások a 12.5 mellékletben találhatóak meg. A 0-val jelölt kategóriákat eredetileg ki akartuk hagyni, de technikai okokból végül benne maradtak. Az eredménytérkép (10.2 ábra) nem közvetlenül a diverzitás-értékeket, hanem azoknak az országosan felvehető maximum értékhez viszonyított arányát tartalmazza.



10.2 ábra Ökoszisztéma-típusok Shannon diverzitása a pont 1 km sugarú környezetben

## 10.4.2 Természetesség - átalakítottság mértéke

### 10.4.2.1 A potenciális természetes vegetációtól való eltérés

A természetesség leírásának egyik lehetséges megközelítése a jelenlegi élőhelyek potenciális vegetációval való összevetése. Emellett gyakorlati szempontból a referenciaállapot meghatározásánál fontos szerepet játszhat az ökoszisztémák átalakítottságának ismerete. Magyarországi erdőállományokra a közelmúltban készült egy hasonló elemzés (Bartha és mtsai. 2014) az Országos Erdőállomány Adattár adatai alapján, ahol az abban szereplő termőhely-adatok segítségével határoztak meg potenciális természetes erdőtürsuláscsoportokat. A vizek esetében az átalakítottság mértékére például a VKI keretében gyűjtött hidromorfológiai állapotjellemzők (vagy a természetes-mesterséges besorolás) utalhatnak. Egy más jellegű, akár valamennyi főbb ökoszisztéma-típusra kiterjedő elemzéshez felhasználható Magyarország (közelmúltban elkészült) modell-alapú potenciális vegetációtérképe. Az Ökoszisztéma-alaptérképpel (Agrárminisztérium 2019) történő összevetés módszertanának kidolgozásánál azonban fontos volt figyelembe venni, hogy a potenciális vegetációtérkép

kategóriarendszere (Á-NÉR) nem egyezik meg az alaptérképével, illetve a két térkép térbeli felbontása is eltérő. Mindkettő jelentősen befolyásolhatja az eredményt.

### Módszertan

Első lépésben készítettünk egy táblázatot, amely sok-sok típusú megfeleltetéssel köti össze az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriáit és az Á-NÉR-kategóriákat (10.1 táblázat). Ezt a táblázatot redukáltuk úgy, hogy csak azok a felszínkategóriák maradtak, amelyekhez tartozik legalább egy olyan Á-NÉR-kategória, amelyre létezik MPNV becslés. Azon alaptérkép-kategóriákat (3500 és 5120) tehát, amelyekhez nem volt megfeleltethető, ismert potenciális előfordulású Á-NÉR-élőhely, kihagytuk a vizsgálatból.

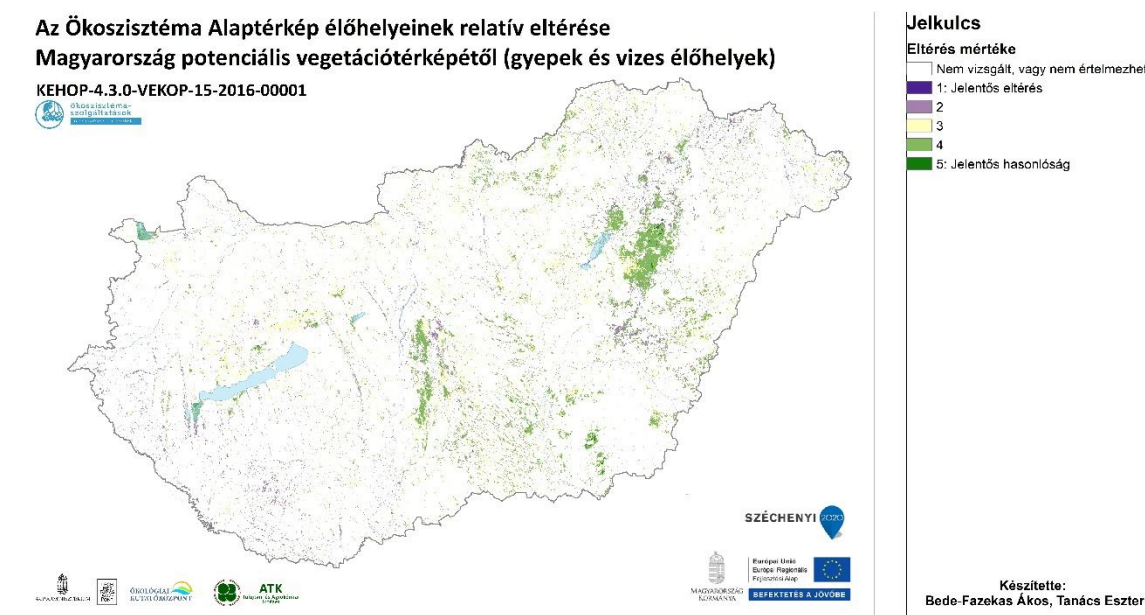
10.1. táblázat Az Ökoszisztéma-alaptérkép és Á-NÉR kategóriák lehetséges megfeleltetései a gyep és vizes élőhely kategóriákra

<b>Ökoszisztéma-alaptérkép kategória neve</b>	Ökoszisztéma-alaptérkép kategória kódja	Legmegengedőbb megfeleltetés (Á-NÉR kódok)	<b>Kompromisszumos megfeleltetés<sup>18</sup></b> (Á-NÉR kódok)	Legszigorúbb megfeleltetés (Á-NÉR kódok)
Nyílt homokpuszta gyepek	3110	G1, T10, OC	<b>G1</b>	G1
Zárt gyepek homokon	3120	H5b, T10, OC, OB	<b>H5b</b>	H5b
Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	3200	F1a, F1b, F2, F3, F4, F5, OB, OC, T10	<b>F1a, F1b, F2, F3, F4, F5</b>	F1a, F1b, F2, F3, F4, F5
Sziklakibúvásokkal tarkított mészkedvelő gyepek	3310	G2, H2, L1	<b>G2, H2</b>	G2, H2
Sziklakibúvásokkal tarkított egyéb gyepek	3320	G3, H3a	<b>G3, H3a</b>	G3
Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	3400	E1, E2, E34, H1, H4, H5a, OC, OB, T10	<b>E1, E2, E34, H1, H4, H5a, OC</b>	E2, E34, H1, H4, H5a
Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	3500	E5, I1, I2, I3a, I4, OD, OG, OF, OB, OC, T10	<b>E5, I1, I2, I3a, I4, OD, OG, OF</b>	E5, I1, I2, I3a, I4
Vízben álló mocsári/lápi növényzet	5110	B1a, B1b, B2, B3, B4, B5, B6, BA, D5, D6, OA	<b>B1a, B1b, B2, B3, B4, B5, B6, BA, D5, D6, OA</b>	B1a, B1b, B2, B3, B4, B5, B6, BA, D5, D6

<sup>18</sup> Az alaptérkép MÉTA validációja során készült többféle megfeleltetésből a „kompromisszumos” változatot használtuk

Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek	5120	D1, D2, D34, OB, E1	<b>D1, D2, D34, OB</b>	D1, D2, D34
---	------	---------------------	------------------------	-------------

Kikerültek a mesterséges felszínek, szántók, ültetvények, hiszen ezek eleve jelentősen módosított ökoszisztémák. Egyelőre kivettük a természetes erdőket is, mivel ezek kategóriarendszere kevésbé vehető össze az Á-NÉR kategóriarendszerével, emellett ezek esetében lehetséges erdőrésztlet szintjén, az Országos Erdőállomány Adattár termőhely-adatai alapján is összevetést készíteni (ld. pl. Bartha és mtsai 2014). A rasztert maszkoltuk, úgy, hogy csak azok a cellák maradtak, amelyek felszínborítása a redukált táblázatban megtalálható. A maszkolt cellák nem kaptak értéket. Az egyes cellákhoz hozzárendeltük, hogy melyik MÉTA-hatszögbe esnek, melyik az irányadó a cella hasonlósági értékének számítása esetében. És végül az összes (nem maszkolt) rasztercellára kiszámítottunk egy hasonlósági értéket, mely definíció szerint a cella felszínborításához tartozó Á-NÉR-kategóriáknak a cellához rendelt MÉTA-hatszögbe predikált potenciális előfordulási rangjainak (1 és 5 között, ahol 5 a legvalószínűbb) maximuma. A hasonlósági szám értéke 1 és 5 közé eshet, ahol az 1 jelentős eltérést jelent, az 5 pedig a legnagyobb hasonlóságot. Az eredményt a 10.3-as ábra mutatja. A 10.4-es ábrán alaptérkép-kategóriáinként látható az ezekhez rendelhető Á-NÉR-élőhelyek potenciális előfordulási értékeinek {1,2,3,4,5} maximuma.

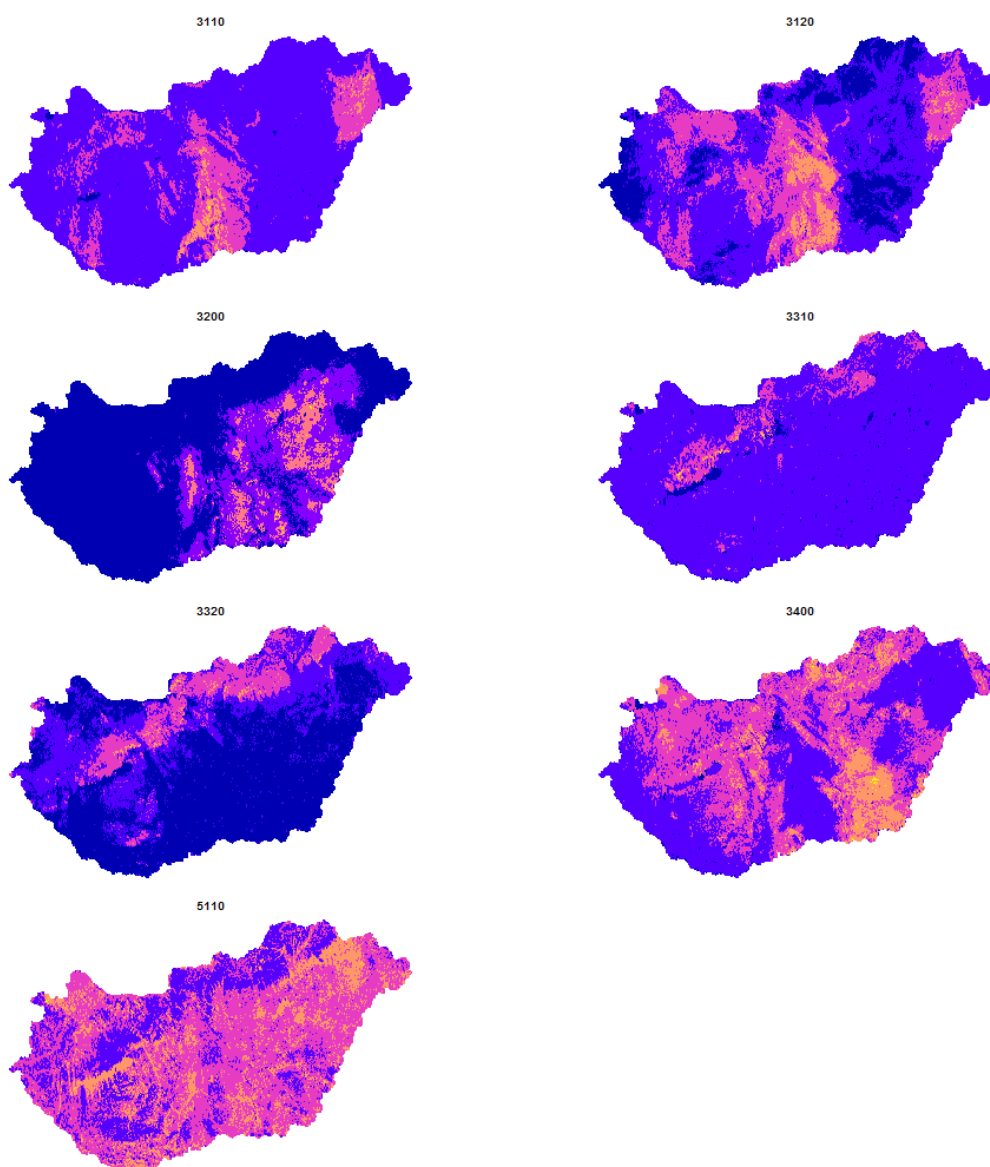


10.3 ábra A gyepekre és vizes élőhelyekre számított hasonlósági értékek

Mivel nem minden Ökoszisztéma-alaptérkép kategória osztályozására van lehetőség, illetve a mesterséges típusok esetében ez az összevetés nem releváns, a térképen ezeket jelezniük kell, amit az alábbi módon tettünk meg:



- gyep/vizes élőhely, és van elérhető, megfeleltethető MPNV kategória □ 1-től 5-ig osztályozott
- gyep/vizes élőhely, de nincs elérhető és megfeleltethető MPNV kategória (3500 és 5120-as Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriák) □ 0-s értéket kap
- erdő (elvben meg lehetne feleltetni, van is elérhető MPNV, de egyelőre nem került bele az elemzésbe) □ nem kapott értéket, kimaszkoltuk
- nem természetes terület (szántó, város) □ nem kapott értéket, kimaszkoltuk



10.4 ábra A MÉTA hatszögön belül az adott Nösztép-kategóriához rendelhető Á-NÉR-élőhelyek potenciális előfordulási értékeinek {1,2,3,4,5}) maximuma. A kék szín jelöli az alacsonyabb értékeket, a narancssárga a legmagasabbakat. A kódoknak megfelelő ökoszisztéma-típust a 10.1 táblázat tartalmazza

Mivel az MPNV is továbbfejlesztés alatt áll, az elemzés további kiterjesztését tervezzük.

### 10.4.3 Antropogén terhelés

Mivel az alaptérkép jelenleg csak egy időpontra áll rendelkezésre, bármilyen idősor vizsgálata csak egyéb adatbázisok segítségével lehetséges. Tekintve, hogy többféle típusra (agrárterületek, gyepek, erdők) vonatkozó információra volt szükség, erre a leginkább alkalmasnak a CORINE felszínborítási térképek tűntek, amelyek 1990-től készültek, először 10, majd 6 évenként. A felhasznált, 4 időpontból származó, tehát 4 db harmonizált réteg (ld. 12.6 melléklet) 2000-től 2018-ig áll rendelkezésre. A különböző fő ökoszisztéma-típusok esetében különböző, az antropogén terhelés mértékére utaló indikátorok számíthatóak. Fontos megjegyezni, hogy a CORINE térléptéke jelentősen eltér az alaptérképétől, a státusz rétegeken 25 hektár a legkisebb térképezendő foltméret, míg a változásrétegek esetében ez az érték 5 hektár. Ezért előfordulhat, hogy a kapott térképek nem konzisztensek az alaptérképpel, pl. olyan helyen jelzik a gyepek területének növekedését, ahol az alaptérkép nem is gyepeket jelöl, vagy éppen nem jelennek meg rajtuk a kisebb területű változások.

Az egyes CORINE kódok releváns besorolását a 10.2 táblázat tartalmazza, a listában itt nem szereplő CORINE kódok egyik vizsgált kategóriába sem tartoznak.

10.2 táblázat

Kód	Név	Mesterséges	Gyep	Mezőgazdasági terület	Erdő
111	Összefüggő település szerkezet	1			
112	Nem-összefüggő település szerkezet	1			
121	Ipari vagy kereskedelmi területek	1			
122	Út- és vasúthálózat és csatlakozó területek	1			
123	Kikötők	1			
124	Repülőterek	1			
131	Nyersanyag kitermelés	1			
132	Lerakóhelyek, meddőhányók	1			
133	Építési munkahelyek	1			
141	Városi zöldterületek	1			
142	Sport-, szabadidő- és üdülő területek	1			
211	Nem-öntözött szántóföldek				1
212	Állandóan öntözött területek				1
213	Rizs földek				1
221	Szőlők				1
222	Gyümölcsösök, bogyósok				1
223	Olajfa-ültetvények				1
231	Rét / legelő		1		
241	Egynyári kultúrák állandó kultúrákkal vegyesen				1
242	Komplex művelési szerkezet				1
243	Elsődlegesen mezőgazdasági területek jelentős természetes növényzettel		1		1
244	Mezőgazdasági-erdészeti területek				1
311	Lomblevelű erdők				1
312	Tülevelű erdők				1
313	Vegyes erdők				1
321	Természetes gyepek, természetközeli rétek		1		

#### 10.4.3.1 Agrárterületek csökkenése (mesterséges felszínnek javára)

Az agrárterületek csökkenését a mesterséges felszínnek javára 2010 és 2018 között a 10.5 ábra mutatja be.

**Agrárterület-veszteség a mesterséges felszínek javára 2000-2018 között  
a CORINE adatbázis alapján**

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



**Jelkulcs**

- Nincs veszteség
- Agrárterület veszteség

Készítette:  
Bede-Fazekas Ákos, Tanács Eszter

10.5. ábra Az agrárterületek csökkenése a mesterséges felszínek javára (100 m-es térbeli felbontással)

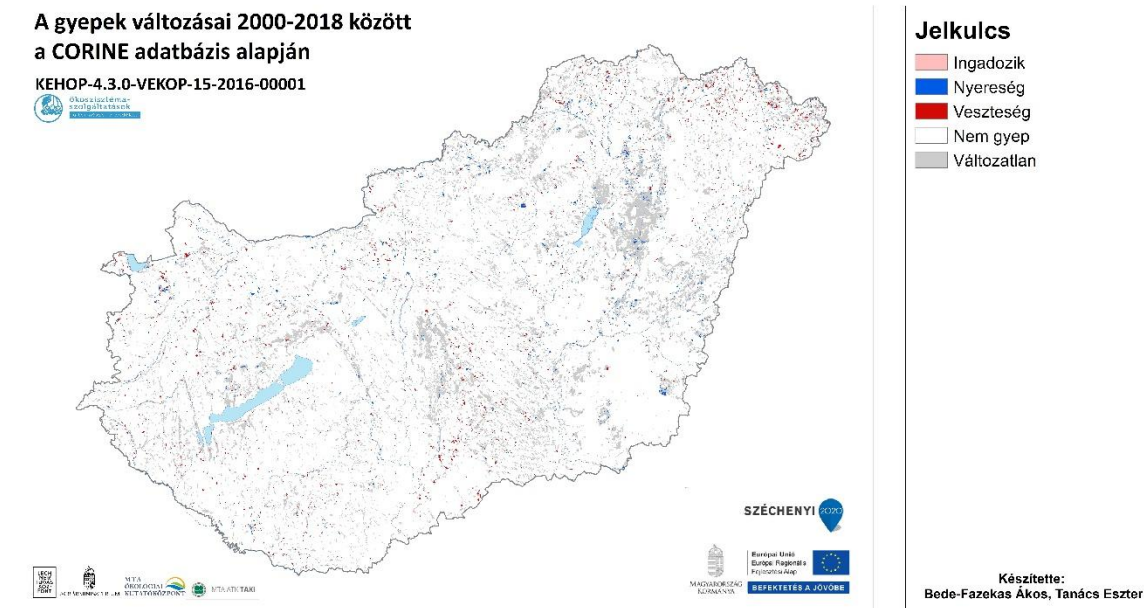
*10.4.3.2 Gyeppek területcsökkenése*

A 4 időpontból származó térképeken a gyepnek tekintett típusokat binárisan kódoltuk, a gyeppek 1-es értéket kaptak. Minden olyan 100 x 100 m-es pixelt, ami legalább a négy időpont egyikében gyepként szerepelt, az alábbiak szerint osztályoztunk (10.3 táblázat).

10.3 táblázat A gyeppek változásainak értelmezése

Változatlan:	Veszteség:	Nyereség:	Ingadozik:
1111	1000	0001	minden egyéb
	1100	0011	
	1110	0111	

A gyepterületek változásait 2000 és 2018 között a 10.6 ábra mutatja be.



10.6. ábra A gyepterületek változásai (2000-2018)

#### 10.4.3.3 Az erdőterület változása

A MAES javaslatában az erdőterület csökkenése szerepel. Magyarországon azonban a hatályos törvények értelmében az erdőterület legfeljebb lokálisan csökkenhet, az erdő művelési ág megváltoztatása szigorú feltételekhez kötött. Így a CORINE térképeken megjelenő változások nagy része vagy beerdősülést, illetve beerdősítést jelez, vagy lokálisan az erdőnek, mint felszínborítási típusnak a vágásos erdőgazdálkodás következtében időszakosan bekövetkező eltűnését jelzi. De még ezek az ideiglenes változások is csak akkor jelenhetnek meg, ha a két térkép elkészülte között eltelt hat év alatt keletkező vágásterületek mérete az adott helyen összességében meghaladja az 5 hektárt.

Az egyes pixelek besorolását az egyes változástípusokba az alábbi definíciók szerint határoztuk meg:

#### **Ideiglenes változások:**

- 2018-ban erdő vagy cserje
- 2000-ben vagy 2006-ban (vagy mindkettőben) erdő
- 2006-ban vagy 2012-ben nem erdő

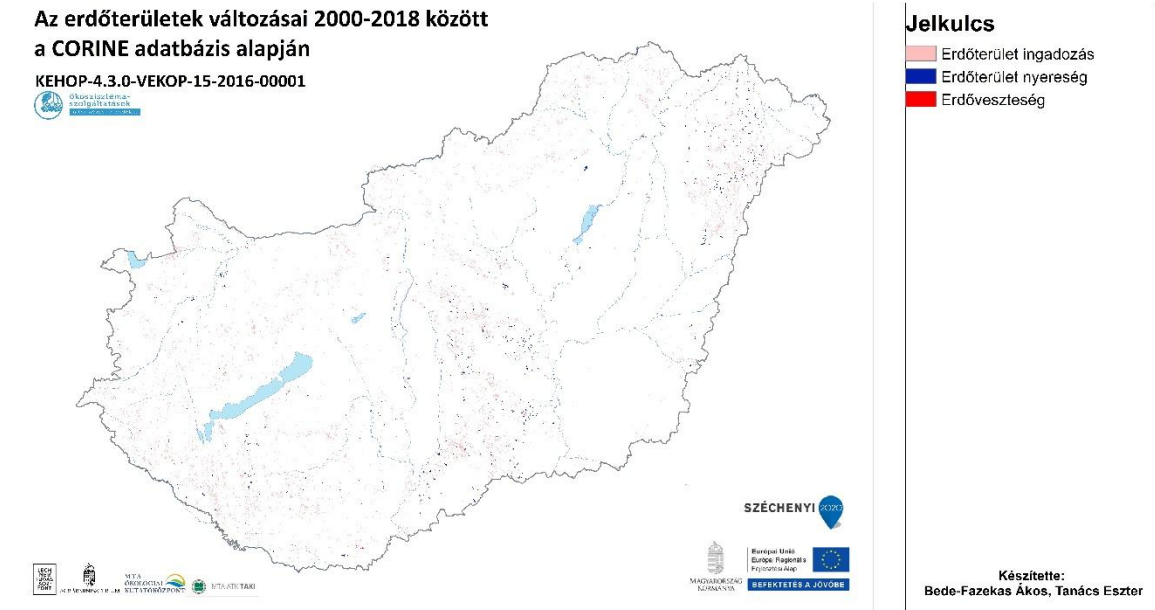
#### **Nyereség:**

- 2018-ban erdő
- 2000-ben nem erdő és nem cserje
- 2006-ban nem erdő/cserje vagy (nem kizáró vagy!) 2012-ben erdő/cserje

#### **Veszteség:**

Ami bármelyik korábbi térkép szerint erdő volt, de 2018-ban nem erdő, és nem is cserje.

Az eredménytérképek a 10.7. ábrán láthatóak.

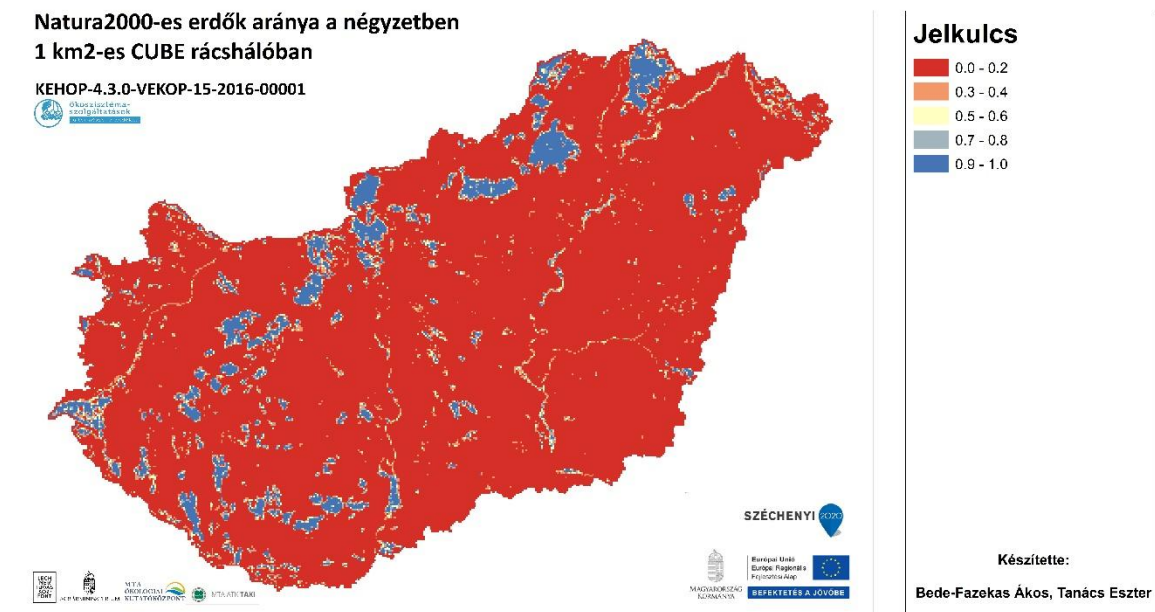


10.7 ábra Az erdőterületek változásai (2000-2018)

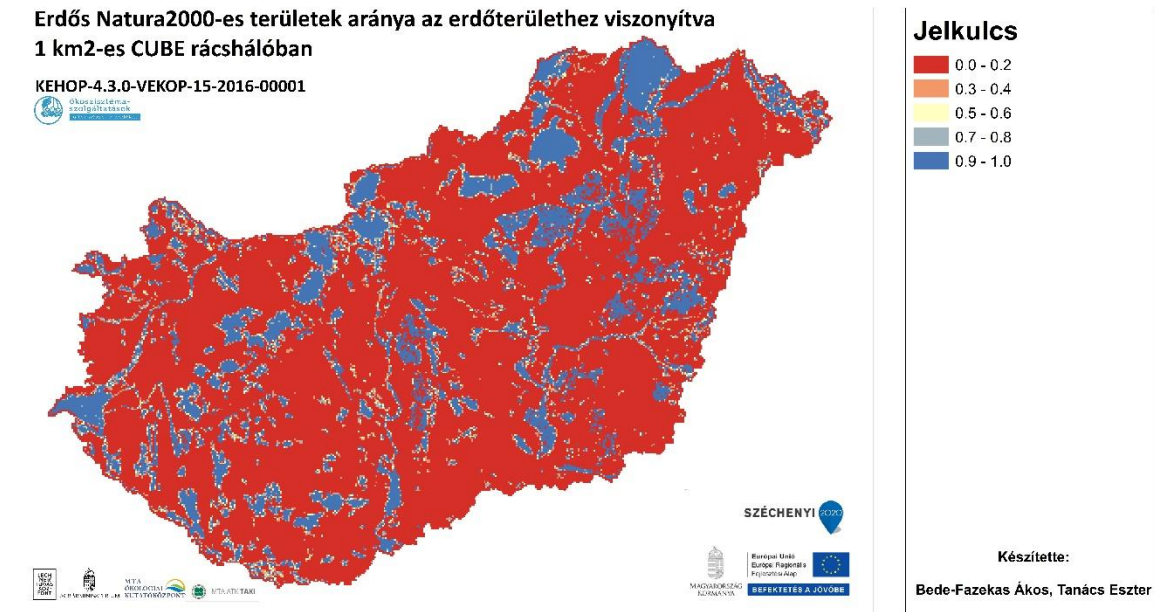
## 10.4.4 Egyéb

### 10.4.4.1 Natura 2000 területek aránya az egyes ökoszisztéma főtípusokban

A Natura 2000 területek területi arányát mind a 6 (Ökoszisztéma-alaptérkép szerinti) ökoszisztéma főtípusra megadtuk egyrészt az adott főtípus területéhez viszonyítva, másrészt pedig az 1 km<sup>2</sup>-es négyzetekre viszonyítva, LAEA vetületben. Az alábbiakban az erdők térképét mutatjuk be példaként.



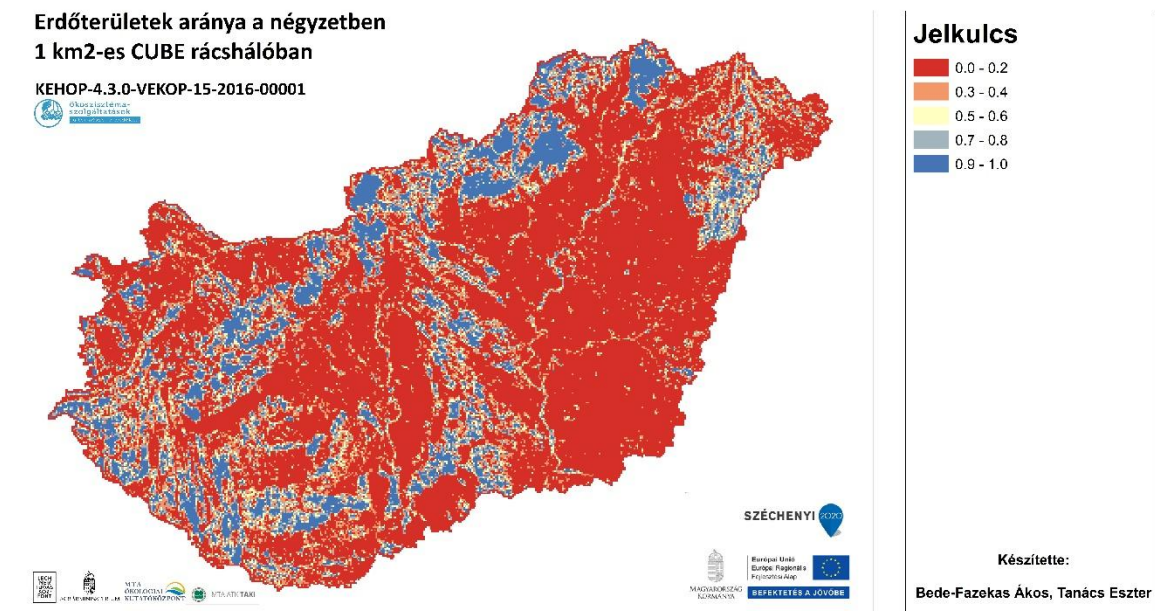
10.8 ábra Natura 2000-es erdők területi aránya 1 km<sup>2</sup>-es négyzetekben



10.9 ábra Natura 2000-es erdők aránya az erdő főtípus összkiterjedéséhez képest 1 km<sup>2</sup>-es négyzetekben

#### 10.4.4.2 Az egyes ökoszisztéma főtípusok területi kiterjedése

Az Ökoszisztéma-alaptérkép (Agrárminisztérium 2019) szerinti 6 ökoszisztéma főtípus területi arányát adtuk meg 1 km<sup>2</sup>-es négyzetekre viszonyítva, LAEA vetületben. Az alábbiakban az erdők térképét mutatjuk be példaként.



10.10 ábra Az erdő főtípus területi aránya 1 km<sup>2</sup>-es négyzetekben

## 10.5 Az aggregálás módszertana

Ezeket az indikátorokat nem aggregáltuk.

## 10.6 Kimaradt indikátorok

*Egységnyi területre jutó útsűrűség*: a Zöld Infrastruktúra projekt keretében elkészült egy hasonló jellegű, az út típusa szerint súlyozott térkép, a Lechner TK saját adatbázisának felhasználásával. Ezért ennek az indikátornak a külön térképezésére nincs szükség, hanem az utak jelenlétét valamilyen formában bizonyos ökoszisztéma-típusok (vizes élőhelyek, esetleg gyepek) jellemzésénél építettük be, egyelőre az Open Street Map útdatbázisára alapozva, amely a kisebb utakat, gyalogösvényeket is tartalmazza, bár területenként jelentősen változó minőségben.

## 10.7 Hivatkozások

- Agrárminisztérium (2019.): Ökoszisztéma-alaptérkép és adatmodell kialakítása. [http://www.termeszetvedelem.hu/\\_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep\\_dokumentacio/KEHOP\\_TERK\\_modszertan\\_V5.0-20190630.pdf](http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep_dokumentacio/KEHOP_TERK_modszertan_V5.0-20190630.pdf)
- Bartha Dénes, Korda Márton, Kovács Gábor és Tímár Gábor (2014): A potenciális természetes erdőtársulások és az aktuális faállománytípusok összevetése országos szinten. Erdészettudományi Közlemények. 4/1, 7-21
- Maes J, Teller A, Erhard M, Grizzetti B, Paracchini ML, Somma F, Orgiazzi A, Jones A, Zulian G, Petersen J-E, Marquardt D, Kovacevic V, et al. (2018) Mapping and Assessment of Ecosystems and Their Services – an Analytical Framework for Mapping and Assessment of Ecosystem Condition in EU: Discussion Paper. [http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem\\_assessment/pdf/5th%20MAES%20report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/5th%20MAES%20report.pdf)
- Shannon, C.E. És Weaver, W. (1949): The mathematical theory of communication. University of Illinois Press.
- Somodi, Imelda, Zsolt Molnár, Bálint Czúcz, Ákos Bede-Fazekas, János Bölöni, László Pásztor, Annamária Laborczi, and Niklaus E. Zimmermann. "Implementation and application of multiple potential natural vegetation models—a case study of Hungary." *Journal of vegetation science* 28, no. 6 (2017): 1260-1269.
- Szilassi, Péter, T. Bata, Sz Szabó, Bálint Czúcz, Zs Molnár, and Gábor Mezősi. "The link between landscape pattern and vegetation naturalness on a regional scale." *Ecological indicators* 81 (2017): 252-259.
- Uuemaa, E., Mander, Ü., & Marja, R. (2013). Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: a review. *Ecological Indicators*, 28, 100-106.

# 11 Talaj

## Készítők:

Tanács Eszter (ÖK)

Pásztor László (TAKI)

Ahogy a bevezetésben ismertetett MAES definíció is megfogalmazza, az ökoszisztéma-állapot egy adott időpillanatra értelmezhető. A talajok egyes funkciói természetes, illetve antropogén okokból gyakran sérülnek. A leggyakoribb talajdegradációs problémák az erózió, a szervesanyag-vesztés, a helyi és a diffúz szennyeződések, a talajtömörödés, a biológiai sokféleség csökkenése, a szikesedés, a savanyodás és a tápanyagforgalom megváltozása. Azonban ilyen típusú, finom léptékű térképezést lehetővé tevő országos adat, illetve információ (a projekt megvalósítási szakasza idején) nem állt rendelkezésre. Hasonló korábbi munkákra van példa, egy 2010-ben indult KEOP projekt keretében megkezdődött egy Talajdegradációs Információs Rendszer<sup>19</sup> fejlesztése, melynek során protokollokat dolgoztak ki az egyes degradációs folyamatokat jellemző terhelési és állapotindikátorok meghatározásának módszertanára (Szabó és mtsai 2012), de a talajok állapotának nyomon követéséhez rendszeresen mért adatok lennének szükségesek. A NÉBIH által üzemeltetett Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszerben (TIM) összesen 1236 pontban végeznek méréseket. A mérések elsősorban arra szolgálnak, hogy jelezzék a kritikus, problematikus helyeket<sup>20</sup>, emellett a friss adatok hozzáférhetőségével is gondok voltak. Ezért a projektben az aktuális adatelérhetőségre való tekintettel a talaj-termékenység mellett csak az erózió-veszélyeztetettséget vettük bele a térképezendő indikátorok körébe, és végül mindkettő a szolgáltatás-alapozó indikátorok között, a Szakértői Munkacsoportok munkája során került térképezésre. A *talajtermékenység* mutatót az Élelmiszer Szakértői Munkacsoport, az *erózióveszélyeztetettség* indikátort pedig a Hidrológia SZMCS jelentései tárgyalják. Mivel az előbbi a projektben kötelezően térképezendő állapot-indikátorok között szerepelt, alább röviden ismertetjük.

Fontosnak tartjuk itt megjegyezni, hogy hosszabb távon egy, a valós viszonyokat felmérni kívánó környezeti számviteli rendszer nem képzelhető el a talajok állapotának (a vizekre kidolgozott rendszerhez hasonlóan) az egész országra kiterjedő, sokoldalú, rendszeres monitoringja nélkül.

## 11.1 Talajtermékenység

A talaj termékenységének mennyiségi értelmet adni csak bizonyos növény szempontjából, adott körülmények között lehet. A gyakorlatban a talajok termékenysége között nagy különbségek tapasztalhatók. Kézenfekvőnek látszik, hogy ezt valamilyen talajvizsgálat útján mérhető talajtulajdonsággal hozzuk összefüggésbe (tápanyagtartalom, humusztartalom, fizikai talaj-sajátságok stb.). Országos, digitális talajtulajdonság térképek ugyan rendelkezésre állnak

<sup>19</sup> Országos Talajdegradációs Rendszer <http://okir-tdr.helion.hu/?talajallapot=0>

<sup>20</sup> Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer: <http://portal.nebih.gov.hu/-/a-tim-azaz-a-talajvedelmi-informacios-es-monitoring-rendszer->



(a kiírásban konkrétan megnevezett termőréteg vastagság és a szerves széntartalom tekintetében is), de nem lehet egyiket sem a talaj-termőképesség kizárólagos indikátoraként kezelni. Nem ismerünk olyan általános érvényű összefüggéseket, amelyeknek segítségével egyik vagy másik talajtulajdonságot kifejező adatból a termés mennyiségére következtethetnénk. A termékenység egyszerű, szakértői alapon történő pontozásos értékelése pedig számos kockázatot hordoz, többek közt a pontértékek megválasztása és aggregálása révén, melynek során nehéz megjósolni a tematikus bizonytalanság hatását a teljes pontosságra. A pontozásos értékelés magasabb fokát képviselik azok a komplex rendszerek, amelyek valós termés és/vagy gazdasági referencia adatokon alapulnak. Az 1970-es években született meg a százpontos talajbonitációs rendszer, amely a genetikus talajosztályozás egységeinek pontozásos értékelése útján egy általános termékenységet fejez ki. Az értékelés alapját eredendően a nagyméretarányú talajtérképek képviselték, de az ország termőhelyi adottságainak értékelése, agroökológiai potenciáljának felmérése eredményeként elkészült egy országos térkép, amely a százpontos értékelés tízosztályos változatával írja le a hazai talajtakaró termékenységét. A térkép az AGROTOPO adatbázis<sup>21</sup> egyik rétegét alkotja, és számos országos feladat során alkalmazták az elmúlt évtizedekben. A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer (DKTIR) országos állományának létrejötte és a digitális talajtérképezés eszköztára lehetővé tette az eredeti állomány térbeli felbontásának dezaggregálással történő javítását (térbeli leskálázását). A TAKI ezt az egyhektáros felbontású, raszteres, tíz kategóriás országos térképet javasolta a termőképesség általános jellemzésére a projektben.

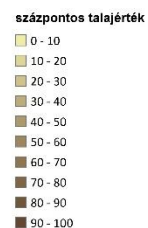
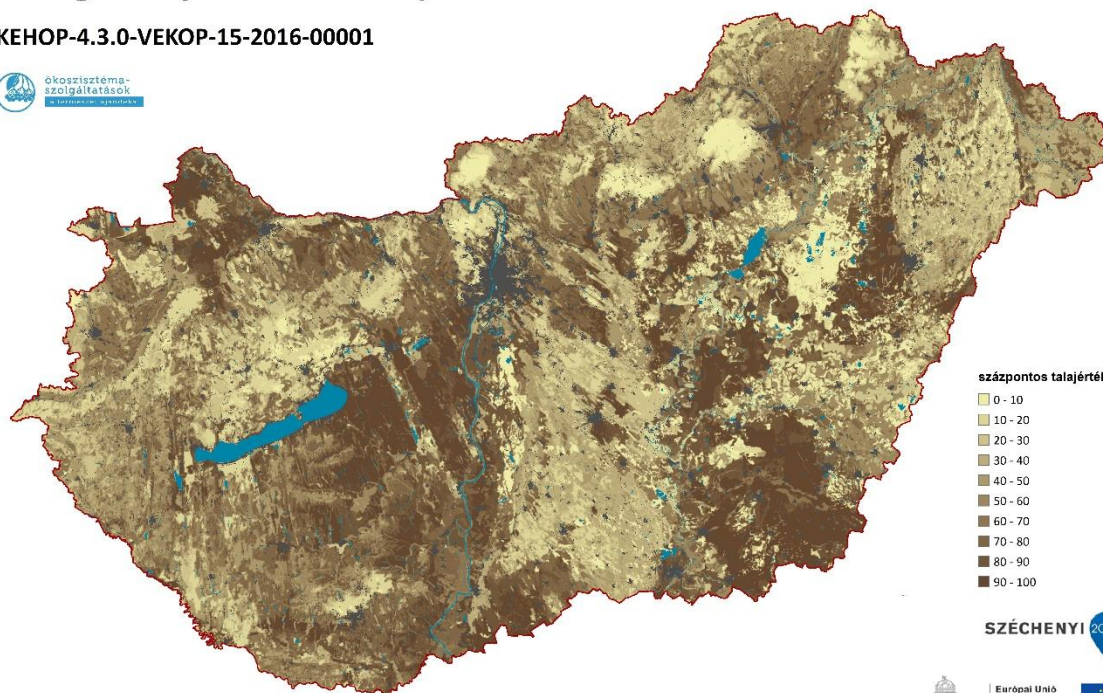
---

<sup>21</sup> AGROTOPO adatbázis:

<https://www.mta-taki.hu/hu/osztalyok/kornyezetinformatikai-osztaly/agrotopo>

## Országos talajértékszám térkép

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



**SZÉCHENYI 2020**



11.1 ábra A talajtermékenység leírására használt talajértékszám térkép (forrás: TAKI)

## 12 Mellékletek

### 12.1 Melléklet – az indikátorok listája

	1	2	3	4	5	6
<b>Ökoszisztéma főtípus</b>	<b>Me ster ség es fels zíne k</b>	<b>Ag rár ter üle te k</b>	<b>Gyep terül etek és egyé b lágys zárú növé nyze t</b>	<b>Erdő k és egyé b fás szár ú növé nyze t</b>	<b>Vize s élőh elye k</b>	<b>Fels zíni vize k</b>
<b>Indikátor</b>						
<b>Általános állapotindikátorok</b>						
Talaj termőképesség						
Természetesség - átalakítottság mértéke	lásd: Természetesség - átalakítottság mértéke					

Élőhelyi diverzitás	foltnál durvább léptékű indikátor					
<b>Tipusonkénti indikátorok</b>						
VKI ökológiai állapot - biológiai elemek						x
A fás zöldfelületek aránya a település területéhez képest	x					
A fátlan zöldfelületek aránya a település területéhez képest	x					
Azöldfelületek összesített aránya a település területéhez képest	x					
Az egyes területek jó állapotához köthető madárfajok jelenléte (külön vizsgálva gyepek és agrárterületekre, vizes élőhelyekre és erdőkre jellemző fajokat az adott ökoszisztéma főtípusnál)		x	x	x	x	
<b>Kifejezetten agrárterületek állapotát jellemző specifikus indikátorok</b>						
Átlagos táblaméret		x				
Termesztett növényfélék száma (db, illetve db/ha)		x				
Zöldugar/Lucerna területi aránya		x				
Pihentetett területek aránya		x				
Kukorica aránya		x				
<b>Kifejezetten a gyepek állapotát jellemző specifikus indikátorok</b>						
Gyepek aránya a pixel környezetében 300, 500 és 1000m sugarú körben (%)			x			
<b>Kifejezetten az erdei élőhelyek állapotát jellemző specifikus indikátorok</b>						
Őshonos fafajok száma				x		
Őshonos elegyfajok száma				x		
Az adott élőhely-típusra jellemző főfafajok jelenléte az elvárt arányban				x		
Őshonos elegyfajok aránya az elvárthoz képest				x		
Őshonos fafajok elegyaránya				x		
Idegenhonos fafajok elegyaránya				x		
Agresszívan terjedő (invazív) fafajok összesített elegyaránya				x		
Korcsoportok száma				x		
A legalacsonyabb és a legmagasabb kor különbsége				x		
100 éves vagy annál idősebb fák, facsoportok jelenléte				x		
Átmérőosztályok száma				x		
Átmérőosztály-diverzitás				x		
Méretes fa jelenléte				x		
A cserjeszint minősítése				x		
<b>Kifejezetten a vizes élőhelyek állapotát jellemző specifikus indikátorok</b>						
A vizes élőhelyek aránya a pixel környezetében (densitás) %					x	
A vízborítás gyakorisága (WWPI)					x	
Víz és vízborította területek jelenléte					x	
A vizes élőhelyek heterogenitása					x	
<b>Antropogén terhelés</b>						
Védelemből fakadó kötelezettséggel érintett területek aránya (MTÉT és AKG célprogramok) (némileg eltérő módszert alkalmaztak az egyes főtípusoknál)		x	x			

Természetszerű élőhelyek aránya a pont adott sugarú környezetében (agrárterületeknél 300 m, gyepeknél 300, 500 és 1000 m, vizes élőhelyeknél 11x11 pixel)		x	x		x	
Utaktól való távolság			x			
Utak jelenléte a pixel környezetében					x	
Természetszerű és mesterséges felszínborítási típusok aránya meghatározott távolságon belül						x
<b>Foltnál durvább léptékű indikátorok</b>						
Területegységre jutó élőhely-típusok száma	Élőhely-diverzitás					
Területegységre jutó élőhely-típusok változatossága						
A potenciális természetes vegetációtól való eltérés			x		x	
Agrárterületek csökkenése (mesterséges felszínek javára)		x				
Gyepek területcsökkenése			x			
Az erdőterület változása				x		
Natura 2000 területek aránya az egyes ökoszisztéma főtípusokban	x	x	x	x	x	x

## 12.2 Melléklet – a szántókra vonatkozóan a projekt számára rendelkezésre bocsátott növénycsoportok listája

Növénycsoport	Az adott csoport előfordulása az adatbázisban (ld. 3. fejezet)
Alexandriai here	40
Alma	1197
Angol perje (vetőmag célra)	85
Ánizs	35
Articsóka	3
Bazsalikom	2
Bíborhere	372
Bimbóskel	8
Birs	87
Borsikafű	11
Borsós kukoricaesalamádé	29
Borsós napraforgó-csalamádé	18
Brokkoli	42
Burgonya	4439
Cékla	203
Cikória	1
Citromfű	18
Cukkini	141
Cukorborsó	60
Cukorcirok	94
Cukorrépa	862

Csemegehagyma	152
Csemegekukorica	2499
Csenkeszperje (vetőmag célra)	1
Cseresznye	117
Csicseriborsó	21
Csicsóka	139
Csillagtök/patiszon	19
Csomós ebír (vetőmag célra)	13
Dió	364
Dísznövény ültetvény	88
Dohány- Burley	624
Dohány- Virginia	391
Édeskömény	212
Egyéb bodza	16
Egyéb gyümölcstetvény	22
Egyéb termelt növény	140
Egyéb zöldség	57
Endívia	10
Évelő rozs	155
Évelő takarmánykeverék	1674
Fehér mustármag	681
Fehérhere	198
Fehérvirágú édes csillagfűrt	202
Fehérvirágú somkóró	86
Fejes káposzta	1175
Fejessaláta	94
Fekete bodza	848
Fekete mustármag	26
Feketegyökér	3
Fénymag	302
Földieper (szamóca)	644
Földimogyoró	2
Főzötök	205
Francia perje (vetőmag célra)	2
Futóbab	6
Fűszerpaprika	1291
Füves here	523
Füves lucerna	2496
Gomborka	1
Görög széna	5
Görögdinnye	1238
Hibrid kukorica (vetőmag célra)	1068
Hibrid napraforgó (vetőmag célra)	791
Hibrid perje (vetőmag célra)	15
Homoki bab	11
Homoktövis	83

Indiai köles	10
Indiánrizs	39
Izsóp	9
Juhcsenkesz (vetőmag célra)	4
Kamilla	39
Kapor	122
Káposztatök	9
Karalábé	134
Karfiol	309
Kékvirágú édes csillagfűrt	10
Keleti kecskeruta	27
Kelkáposzta	317
Kender (vetőmag célra)	78
Kerti kakukkfű	11
Kerti ruta	2
Keszthelyi keverék (rozs és káposztarepce)	14
Kínai kel	34
Kivi	1
Komlós lucerna	2
Konyhakömény	67
Korcshere (svédhere)	5
Koriander	53
Körömvirág	7
Körte	81
Kukorica	82384
Lágyszárú dísznövény	173
Legány-féle keverék (pannon- vagy szöszösbükköny, rozs, búza, árpa vagy bíborhere keverék)	25
Lencse	16
Lestyán	8
Levendula	65
Lilahagyma	59
Lóbab	15
Lódi lóhere	10
Lósóska	2
Lucerna erjesztett takarmány	563
Lucerna széna	35699
Lucerna zöldtakarmány	828
Macsokgyökérfű	1
Majoranna	2
Mák	881
Málna	84
Mandula	18
Máriatövis	52
Meggy	607
Menta	7

Metélőhagyma	13
Mezei borsó	332
Mezei csibehúr	1
Mézontófű (Facélia)	1526
Mogyoró	23
Mohar	996
Nádképű csenkesz (vetőmag célra)	26
Napraforgó	52168
Napraforgós kukoricacsalamádé	160
Naspolya	4
Nektarin	13
Nyúlszapuka	4
Olajlen	84
Olajretek	1721
Olajtökmag	2490
Olasz perje (vetőmag célra)	267
Orvosi zsálya	20
Őszi alakor búza	95
Őszi árpa	32961
Őszi búza	74912
Őszi búzás pannon bükköny	54
Őszi durumbúza	1611
Őszi fokhagyma	385
Őszi káposztarepce	17457
Őszi novum búza	13
Őszi takarmányborsó	493
Őszi takarmánykeverék	537
Őszi tönke búza	60
Őszi tönköly búza	1276
Őszi tritikálé	27620
Őszi zab	1536
Őszi zöldborsó	25
Őszibarack	225
Padlizsán (Tojásgyümölcs)	41
Pannonbükköny	72
Paprika	1437
Paradicsom	348
Pasztinák	57
Pattogatni való kukorica	269
Perzsahere (fonákhely)	2
Petrezselyem gyökér	892
Petrezselyem levél	59
Pihentetett terület	36845
Piszke	5
Pohánka (Hajdina)	131
Póréhagyma	70

Psyllium	8
Rebarbara	3
Réparepce	48
Retek	89
Réti csenkesz (vetőmag célra)	9
Réti komócsin (vetőmag célra)	2
Réti perje (vetőmag célra)	18
Ribiszke	59
Rizs	134
Rozs	6117
Rozsos szöszösbükköny	100
Sáfrány	2
Sáfrányos szeklice	13
Sárgabarack	364
Sárgadinnye	384
Sárgarépa	767
Sárgavirágú édes csillagfűrt	6
Sárkerek lucerna	1
Seprűcirok	119
Silócirok	1063
Silókukorica	5180
Somkóró	51
Sóska	7
Spárga	424
Spárgatök	70
Spenót	34
Sütőtök	1223
Szárazbab	167
Szárazborsó (Sárgaborsó)	254
Szarvaskerek	331
Szeder	18
Szegletes lednek	13
Szelídgesztenye	6
Szemescirok	674
Szilfium	1
Szilva	387
Szója	5555
Szójás silókukorica	16
Szöszösbükköny	100
Szudáni cirokfű	716
Takarmánybaltacim	74
Takarmánybükköny (Tavaszi bükköny)	112
Takarmányrépa	82
Tarka koronafűrt	13
Tarkavirágú lucerna	77
Tarlórépa	5

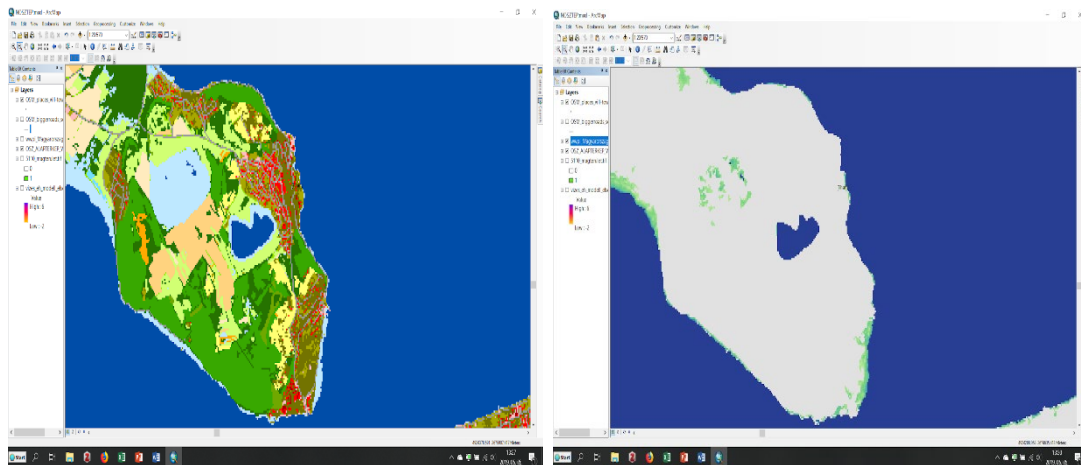


Tavaszi alakor búza	17
Tavaszi árpa	8167
Tavaszi búza	2442
Tavaszi durumbúza	423
Tavaszi fokhagyma	141
Tavaszi káposztarepce	85
Tavaszi novum búza	2
Tavaszi takarmányborsó	1133
Tavaszi takarmánykeverék	334
Tavaszi tönke búza	3
Tavaszi tönköly búza	18
Tavaszi tritikálé	591
Tavaszi zab	10433
Tavaszi zöldborsó	1414
Termesztett köles	1474
Torma	634
Tökre oltott görögdinnye	473
Uborka	296
Vadrepce	6
Vegyes gyümölcsös	815
Vörös csenkesz (vetőmag célra)	71
Vöröshagyma vetőmag	334
Vöröshere	610
Vöröskáposzta	86
Zabos borsó	170
Zabos bükköny	281
Zeller	269
Zöldbab	147
Zöldugar	3343

## 12.3 Melléklet – néhány ismert vizes élőhely WWPI értéke

11.2.1 táblázat: Áttekintés vizes élőhelyekről, és az adott helyek WWPI értékeiről.

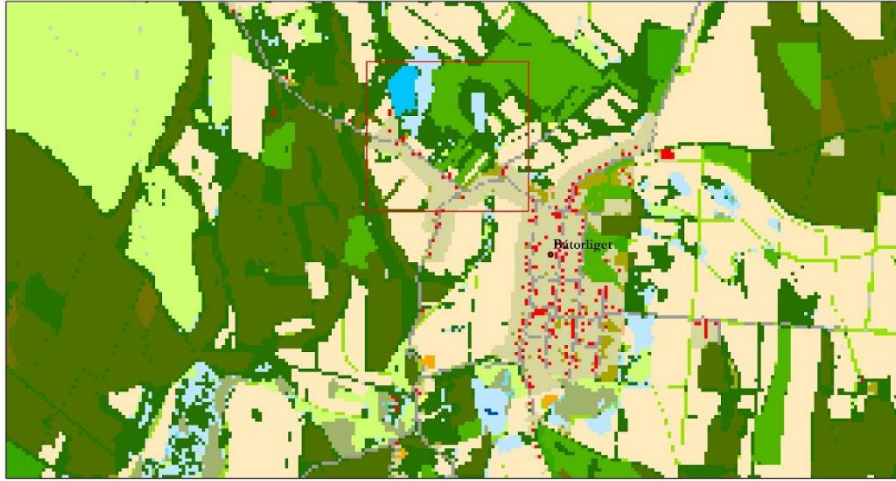
Hely	Nyárjas lág	Mohos-tó	Bátorligeti őslág	Vajai-tó
Jellemzés	mára kiszáradt lágprétté/mocsár-rété romlott	rossz állapotú egykor lág, ma már mocsár, nagyon pici kiterjedéssel (vízpótlást kap, fúrt kútból)	nyírlágok, fűzlágok, lágprétek dominálnak	jelenleg is vízzel borított, úszólágokkal tarkított tó
Állapot (szakértői vélemény)	rossz	rossz	“az erdő legmélyebb, állandóan vizes, lágos foltja”	jó
WWPI	0	0	0	91-100%



Tihanyi félsziget



Bátorliget

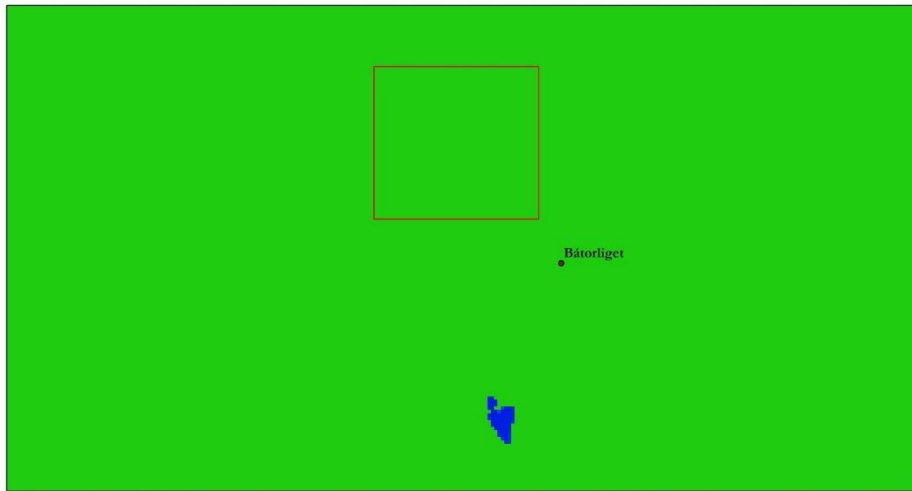


Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes



Bátorliget

Value  
High : 255  
Low : 0



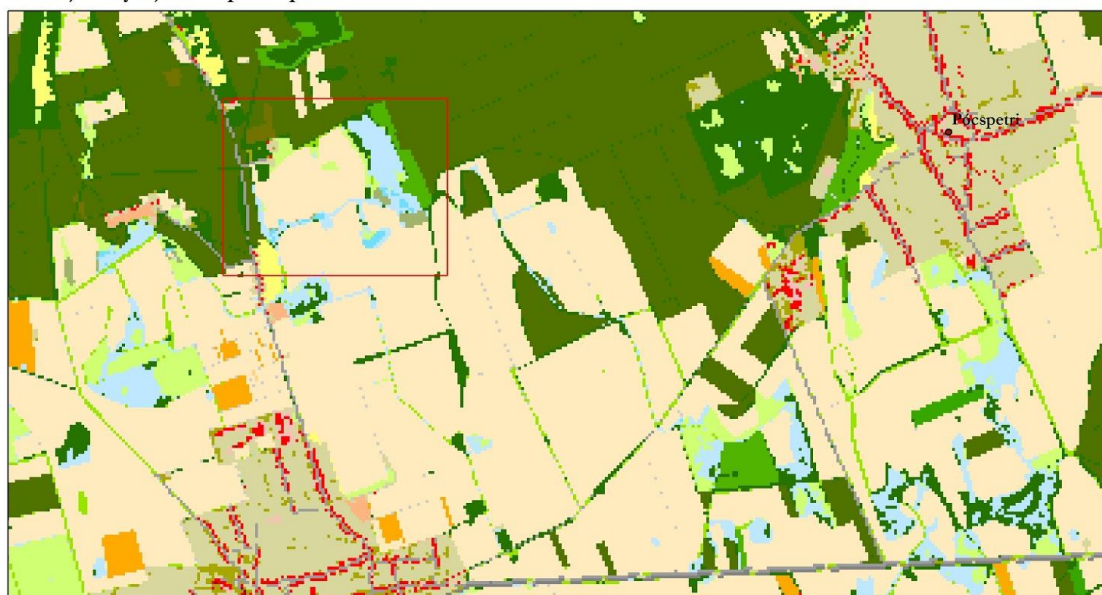
Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes



### Bátorligeti ősláp (településtől észak-nyugatra)

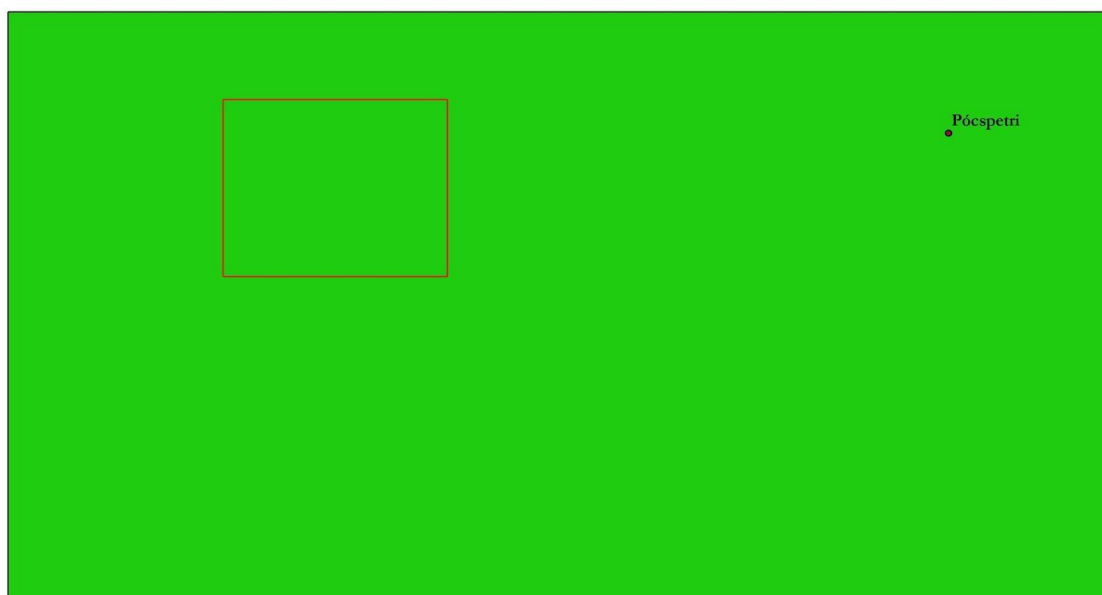
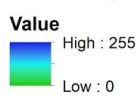


Kállósemjén Nyárjas - alaptérkép



Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes

Kállósemjén Nyárjas - WWPI



Készítette: Tanács Eszter, Zlinszky András, Vári Ágnes

### Kállósemjéni Nyárjas láp

## 12.4 Melléklet – Az Országos Erdőállomány Adattárból a projekt rendelkezésére bocsátott adatok listája

Erdőrészlet szintű adatok		Fafajsort szintű adatok	
TAG	Tag száma	RET_ID	Részlet belső azonosító
RESZLET	Részlet neve	FFJ_KOD	Fafaj kódja
TER_MUT	Természetességi mutató	FFJ_R_N	Fafaj rövid neve
GEN_TAL	Genetikai talajtípus	FFJ_NEVE	Fafaj neve
FIZ_TAL	Fizikai talajféleség	SORREND	Fafaj sorzáma a részleten belül
KLIMA	Klíma	JSZ	Jelzőszám-szint
HIDRO	Hidrológia	ELEGYARAN Y	Elegyarány
TERM_VA	Termőréteg vastagság	ELEGYMOD	Elegyedés módja
TENGMAG	Tengerszint feletti magasság	EREDET	Eredet
FELV_DA	Terepi felvétel dátuma	KOR	Kor
REND1	Rendeltetés 1	ATM	Mellmagassági átmérő
REND2	Rendeltetés 2	ZARODAS	Záródás
REND3	Rendeltetés 3	VKOR	véghasználati kor
TULF	Tulajdonforma	FN_HA	Folyónövedék hektáronként
CSERJE	Cserjeborítás	FATERF	Fatérfogat
KORL	Korlátozás	FATOSZT	Fatermési osztály
UMOD	Üzem mód	FATER_B	Fatermőképesség beírt
UMOD	Utolsó használat módja	FATER_T	Fatermőképesség táblázatos
UHA_EV	Utolsó használat éve	FH_MERTEK1	Első fahasználati előírás mértéke (erélye)
FAALT1	Faállomány típus 1	FH_MERTEK2	Második fahasználati előírás mértéke (erélye)
FAALT2	Faállomány típus 2	FH_MERTEK3	Harmadik fahasználati előírás mértéke (erélye)
FAALT3	Faállomány típus2	FAHASZ1	Első fahasználati előírás módja
CSERJ_KOD	Cserjeszint leírása (kód)	FH_TER1	Első fahasználati előírás érintett területe

CSERJ_NEV	Cserjeszint leírása (szöveges)	FAHASZ2	Második fahasználati előírás módja
ZARMIN_KOD	Záródás minősítése (kód)	FH_TER2	Második fahasználati előírás érintett területe
ZARMIN_NEV	Záródás minősítése (szöveges)	FAHASZ3	Harmadik fahasználati előírás módja
EFAF	Ritka vagy szálanként előforduló fajok listája	FH_TER3	Harmadik fahasználati előírás érintett területe
	Megjegyzések		
	Természetvédelmi megjegyzések		

### 12.5 Melléklet – Az élőhelyek Shannon diverzitásának számításához használt kategória-összevonások

3. szint	3. szint kód	Összevonás
Alacsony épület	1110	0
Magas épület	1120	0
Szilárd burkolatú utak	1210	0
Földutak	1220	0
Vasutak	1230	0
Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	1310	0
Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal	1410	1
Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül	1420	2
Szántóföldek	2100	3
Szőlők	2210	4
Gyümölcsösök, bogyósok és egyéb ültetvények	2220	5
Energiaültetvények	2230	0
Komplex művelési szerkezet épületekkel	2310	6
Komplex művelési szerkezet épületek nélkül	2320	6
Nyílt homokpuszta gyepek	3110	7
Zárt gyepek homokon	3120	8
Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	3200	9
Szikkalibúvásokkal tarkított mészkedvelő gyepek	3310	10
Szikkalibúvásokkal tarkított egyéb gyepek	3320	10
Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	3400	11
Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	3500	12
Bükkösök	4101	13
Gyertyános kocsánytalan tölgyesek	4102	14
Cseresek	4103	15

Molyhos tölgyesek	4104	16
Ny-Dunántúl erdeifenyvesei	4105	17
Ny-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lomberdei	4106	18
Hazai nyárasok	4107	19
Hegy- és dombvidéki pionír erdők	4108	20
Gyertyános kocsányos tölgyesek	4109	21
Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek	4110	22
Egyéb, többletvízhatástól független őshonos dominanciájú erdők	4111	23
Egyéb elegyes lomberdők	4112	24
Puhafás ártéri erdők	4201	25
Keményfás ártéri erdők	4202	26
Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek TVHA	4301	26
Égeresek	4302	27
Többletvízhatás alatti gyertyános kocsányos tölgyesek	4303	14
Ártéren kívüli fűzesek	4304	25
Ártéren kívüli, többletvízhatás alatti nyárasok	4305	25
Nyíresek	4306	28
Többletvízhatással érintett cseresek	4307	29
Egyéb, többletvízhatással érintett őshonos dominanciájú erdők	4308	23
Egyéb, többletvízhatással érintett elegyes lomberdők	4309	24
Tülevelűek dominálta ültetvények	4401	30
Akác dominálta ültetvények	4402	30
Nemesnyár- és fűz dominálta ültetvények	4403	30
Egyéb idegenhonos lombos fajok dominálta erdők	4404	30
Pusztavágás	4501	0
Folyamatban lévő felújítás	4502	31
Máshová nem besorolható fás szárú növényzet	4600	32
Vízben álló mocsári/lápi növényzet	5110	33
Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek	5120	34
Láp- és mocsárerdők	5200	35
Állóvizek	6100	36
Vízfolyások	6200	37

## 12.6 Melléklet - CORINE felszínborítás idősor harmonizációja (CLC accounting rétegek)

**Készítette:** Maucha Gergő

A CORINE felszínborítás (CLC) térkép és adatbázis Európa 39 országára szolgáltat információt kontinensünk felszínborításáról, illetve annak változásairól. A CLC kategóriarendszere és specifikációja összeurópai szinten harmonizált, 44 felszínborítás kategóriát tartalmaz. Az első

felmérést „CLC1990” néven szoktuk emlegetni, bár az adatbázis referencia éve országonként változik, az első felmérés pilot jelleggel Portugáliában indult 1986-os úrfelvételeket alapul véve, míg az legkésőbbi referencia év 1996 (ország). A 2000-évi felmérés azonban időben már harmonizált eredményt adott, a felhasznált úrfelvételek referencia éve  $2000 \pm 1$  év volt. A felmérés ezután 6 évente ismétlődött,  $2006 \pm 1$  illetve  $2012 \pm 1$  a következő referencia évek. A CLC2018 felmérés esetében – a tervezett SOER2020 jelentés adatigénye miatt elsősorban a 2017-es évet tükröző úrfelvételeket használtak, kiegészítve 2018-as felvételekkel. A CLC adatok elkészítését az Európai Copernicus program keretében az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (EEA) koordinálja.

Az egyes referencia évekre vonatkozó összefüggő CLC térképi adatbázisokat állapotrétegek nevezük, megkülönböztetve ezeket az egyes felmérések közötti időszak felszínborítás változásait mutató CLC változás rétegektől. Míg a legkisebb térképezendő folt mérete az állapotrétegek esetében 25 ha, az eredeti specifikáció szerint változás rétegek esetében minden 5 hektárnál nagyobb változás térképezendő<sup>22</sup>. Lineáris elemek esetében a legkeskenyebb térképezendő elem szélessége egységesen 100 m.

### **Változások a módszertanban és ennek következményei**

A CLC térképezés kezdete óta az eredeti specifikációk nem vagy nagyon kismértékben változtak, azonban mind a technológia fejlődése, mind az összegyűjtött interpretációs tapasztalatok elemzése több olyan módszertani változást eredményezett, amelyek hatással voltak a CLC adatbázisok adattartalmára.

#### Változások lehatárolása

A 2000-es évi térképezési kampány során került sor először CLC-változások térképezésére. Az eredeti ajánlás szerint a CLC változásokat az egyes állapotrétegek (ebben az esetben 1990 és 2000) különbségeként kellett előállítani. A legkisebb foltméretek definíció szerinti különbözősége azonban azt eredményezte, hogy az egyes CLC állapotrétegek különbsége nem lehetett egyenlő a CLC változásokkal, illetve nem minden CLC változás eredmény jelenik meg az állapotrétegekben<sup>23</sup>.

A módszer korrekciójára született magyar javaslat<sup>24</sup> alapján, az 1990-2000 közötti CLC változásokat a résztvevő országok egy része már egy új módszerrel határolta le, amely módszer

---

<sup>22</sup> Ennek oka az elvégzendő munkamennyiség optimalizálásában és az eredeti 1990-es technológiában keresendő. 25 ha-nál kisebb foltokat az 1:100.000 méretarányban kinyomtatott foto-térképeken már nehezen lehetett volna kézzel lehatárolni, illetve a foltméret csökkentésével az elvégzendő munkamennyiség is meredeken nőtt volna. Változások esetében viszont 25 hektárosnál nagyobb változás nagyon kevés van, ráadásul változásokat először a CLC2000 projekt során kellett lehatárolni és ekkor már rendelkezésre állt a technológia, amely segítségével számítógép képernyőn lehetett rajzolni a változás poligonokat.

<sup>23</sup> Ennek legegyszerűbb példája pl. egy nagyobb szántóterület (211) közepén felépülő új iparterület (121). Amennyiben az új iparterület mérete nem éri el a 25 ha-t (azaz 5-24 ha között van), akkor egyik szomszédos állapotrétegben sem fog megjelenni.

<sup>24</sup> Maucha, G.; Taracsák, G.; Büttner, G., 2003. Methodological questions of Corine land cover change mapping, Proceedings of the Second International Workshop on the Analysis of Multi-Temporal Remote Sensing images, MultiTemp-2003 Workshop, 16–18 July 2003, Joint Research Centre,



2006-os térképezési kampánytól kezdődően egységesen került alkalmazásra<sup>25</sup>. Ennek lényege a CC változások közvetlen lehatárolásán alapul és a következő három lépésben foglalható össze:

- I. A felújítás első lépése a korábbi adatbázis hibáinak korrekciója
- II. Második lépésben minden CLC változást közvetlenül határolunk le a korábbi adatbázis határvonalainak és a mindkét referencia évre megjelenített űrfelvételek segítségével
- III. Harmadik lépésben a javított korábbi állapotréteg és a lehatárolt új változások összeadásával áll elő az új állapotréteg, amely azonban így még 25 ha kisebb foltokat is tartalmazhat. Ezek (fél-)automatikus generalizálásával áll elő az új állapotréteg.

#### A CLC kategóriarendszer értelmezésének pontosítása

A CLC kategóriarendszer a kezdetektől fogva ugyanazt a 44 kategóriát tartalmazza, ezek definíciója, értelmezése azonban kismértékben változott, pontosításra került, így az egyes térkép felújítási kampányok során az új térkép adattartalma változhatott akkor is, ha a földfelszínen nem történt valódi változás. Ennek tipikus példája a 111 illetve 141 kategóriák értelmezése, vagy pl. a művelt és természetes gyepterületek (231 / 321) lehatárolásának szempontjai.

#### Fél-automatikus módszerek megjelenése

Az eredeti kézi lehatárolásra alapozott, később számítógéppel segített foto-interpretációs CLC módszertant egyre több országban váltják fel fél-automatikus módszerek, sőt az utóbbi évek Európai stratégiai fejlesztése (CLC+) is ebbe az irányba mutat. Ezek az ún. alulról építkező („bottom-up”) módszerek részben űrfelvételekből képelemzéssel közvetlenül kinyert információra, részben egyéb meglévő nemzeti szinten elérhető nagyfelbontású adatbázisokra alapoznak, az ezekben szereplő információ kinyerésével és transzformációjával állítják elő a CLC állapot rétegeket. Ezek a CLC állapotrétegek ugyanúgy megfelelnek a CLC tartalmi és formai követelményének, azonban mégis észrevehető különbség van a vizuális foto-interpretációval és a gépi módszerekkel előállított CLC állapotrétegek között. Az alulról építkező módszerek országonként változóak lehetnek és erősen függenek az adott országban elérhető tér-adat infrastruktúra fejlettségétől is. A CLC változások lehatárolása jellemző módon a legtöbb országban továbbra is közvetlenül, foto-interpretációval történik.

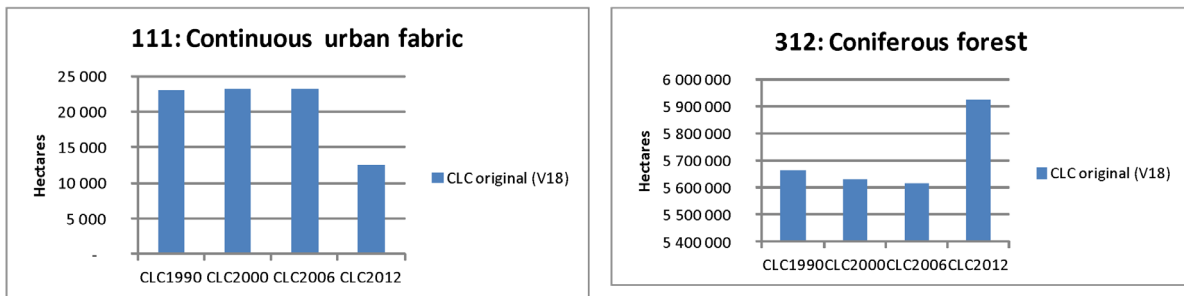
#### **Következmények és alkalmazott megoldás**

A CLC térképezési módszertan sajátosságainak és változásainak következménye, hogy az állapotrétegek időszora mind térbeli, mind statisztikai értelemben „zökkenőket” tartalmaz, inkonzisztens.

---

Editors: P. Smith and L. Bruzzone, pp.302–313. Series in Remote Sensing. Vol. 3. World Scientific Publishing Co., 2004.

<sup>25</sup> CLC2006 Technical Guidelines. EEA Technical report No 17/2007.



1. **Ábra:** Németország a 2012-es térképezési kampány során váltott fél-automatikus módszerre, ennek következménye bizonyos kategóriák esetében különösen szembetűnő.

Mivel továbbra is a CLC adatbázisok biztosítják Európában a legnagyobb területi, tematikus és időbeli lefedettsége, hiányosságaik ellenére is egyedülálló információ-forrásként szolgálnak környezeti folyamatok trendjeinek megfigyelésében és az elemzésében. A megbízható következtetések levonásához azonban szükség van az idősor konzisztenciájának biztosítására, az időbeli harmonizációra. A jelenleg alkalmazott módszert erre az ún. CLC accounting rétegek készítése és használata jelenti.

### CLC accounting rétegek

Technológia sajátosságok miatt nagy területre kiterjedő elemzéseknél a CLC adatok eredeti vektoros formája nem használható, így a legtöbb statisztikai számítás, elemzés illetve modellezés raszteres formában valósul meg. Európai léptékben jellemző módon a 100m-es raszter jelenti a méretben és feldolgozás szempontjából is optimális térbeli felbontást, első lépés tehát az eredetileg vektoros CLC állapot és változás rétegek raszterizálása ETRS1989 LAEA vetületben. Ezt követően a legfrissebb CLC állapotréteghez hozzáadjuk a térben nagyobb felbontású részleteket az összes korábbi CLC változás réteg figyelembe vételével, majd „visszadatálva” előállítjuk a korábbi referencia-időpontoknak megfelelő korrigált állapotrétegeket úgy, hogy azok teljesítsék a következő feltételt.

$$\text{CLC változás} = \text{CLC accounting új állapot} - \text{CLC accounting korábbi állapot}$$

A fentiek figyelembevételével az EEA által a statisztikai elemzésekben jelenleg használt CLC accounting rétegek előállításának lépései a következők:

- 1 Az aktuális CLC2018 állapotréteg korrekciója a korábbi változás információk felhasználásával (accounting CLC2018 réteg előállítása)
  - a. A CLC2018 réteget felülírjuk a 2000-2006 közötti változásokat mutató CLC változás réteg 2006-ra vonatkozó kódjával (ahol található változás). Köztes eredmény: **A1\_CLC2018**
  - b. Az A1\_CLC2018 réteget felülírjuk a 2006-2012 közötti változásokat mutató CLC változás réteg 2012-re vonatkozó kódjával. Köztes eredmény: **A2\_CLC2018**
  - c. Az A2\_CLC2018 réteget felülírjuk a 2012-2018 közötti változásokat mutató CLC változás réteg 2018-ra vonatkozó kódjával. **Eredmény: A3\_CLC2018**

- 2 Accounting CLC2012 réteg előállítás: Az A3\_CLC2018 réteget felülírjuk a 2012-2018 közötti változásokat mutató CLC változás réteg 2012-re vonatkozó kódjával.  
**Eredmény: A1\_CLC2012**
- 3 Accounting CLC2006 réteg előállítás: Az A1\_CLC2012 réteget felülírjuk a 2006-2012 közötti változásokat mutató CLC változás réteg 2006-ra vonatkozó kódjával.  
**Eredmény: A1\_CLC2006**
- 4 Accounting CLC2000 réteg előállítás: Az A1\_CLC2006 réteget felülírjuk a 2000-2006 közötti változásokat mutató CLC változás réteg 2000-re vonatkozó kódjával.  
**Eredmény: A1\_CLC2000**

A felbontásbeli különbségek a CLC állapot (25 ha) és CLC változás (5ha) rétegek között azt eredményezik, hogy a CLC accounting rétegek „bicegnek” azaz bizonyos területeken nagyobb felbontással rendelkeznek, más területeken kisebbel, ami ellentmond az eredeti CLC specifikációnak és nyilvánvaló statisztikai torzítást is okoz. Megjegyezzük továbbá, hogy a CLC változás adatbázisok lehatárolásában is léteznek hibák és a rétegek között ellentmondások, így az accounting rétegek további „zajt” is tartalmazhatnak, amelyek kiküszöbölésére további fejlesztésekre van szükség. Mindezzel együtt a jelenlegi lehetőségek figyelembe vételével mégis a CLC accounting rétegek tekinthetőek statisztikai szempontból a legkonzisztensebb felszínborítás idősornak.

### **CLC accounting rétegek számítása Magyarországra**

Az összeurópai számításokhoz az idősorból kimarad a CLC1990 adatbázis, részben annak időbeli inhomogenitása (1986-1996 között országonként változó referencia év), részben az 1990-2000 közötti változások lehatárolásának korábban tárgyalt nem egységes módszertana miatt.

Magyarország esetében azonban elkészíthetőek és el is készültek a CLC accounting rétegek a teljes idősorra mind európai, mind hazai vetületben (EOV). Mivel az európai elemzésekhez optimalizált 100 méteres felbontás keskenyebb felszínborítás elemeknél okoz némi statisztikai torzítást is, ezért Magyarországra az Ökoszisztéma-alaptérképhez (Agrárminisztérium 2019) is illeszkedő módon 20m-es felbontásban készítettük el az accounting rétegeket.