



ökoszisztéma-
szolgáltatások
a természet ajándékai



MAGYARORSZÁG
KORMÁNYA

Európai Unió
Európai Regionális
Fejlesztési Alap



BEFEKTETÉS A JÖVŐBE

SZÉCHENYI 2020

Az általános ökoszisztémaállapot -indikátorok térképezésének eredményei



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 ÖKOSZISZTÉMAÁLLAPOT-INDIKÁTOROK TÉRKÉPEZÉSÉNEK EREDMÉNYEI

Szerkesztette: Tanács Eszter



sokszínű zöld
a természetem

Kedvezményezett: Agrárminisztérium

Budapest, 2021.



A dokumentumot készítette: Tanács Eszter, Standovár Tibor

További közreműködők: Belényesi Márta, Lehoczki Róbert, Pataki Róbert, Petrik Ottó, Medveczky Péter, Naszádos Anna, Szekeres Ádám, Zlinszky András, Vári Ágnes, 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: okoszisztemaszolgalatasok@termeszetem.hu

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

Hivatkozás:

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

Tanács E., Standovár T., (2021): Az általános ökoszisztéma-állapot indikátorok térképezésének eredményei. *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 projektelem.* Agrárminisztérium, Budapest, pp. 88

Szövegközi hivatkozás: Tanács és Standovár (2021)

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

Tartalomjegyzék

1	Bevezetés	3
2	Felhasznált adatbázisok	3
2.1	A NÖSZTÉP általános állapotértékelés során készült térképek.....	4
2.2	Védett területek.....	5
2.3	Élőhely-térképek terepen rögzített természetesség adattal	7
2.4	Magyarország földrajzi kistájai	9
3	Az állapot-minősítés eredményeinek értékelése	11
3.1	Agrárterületek	11
3.2	Gyep (3-as főkategória) és "Időszakos vízhatás alatt álló gyep és mocsárrétek" (5120).....	18
3.2.1	Az elemzés módszertanának rövid ismertetése	18
3.2.2	Az ÖÁ-gyep értékelése az egész országra kiterjedő modellezett eredmények alapján	19
3.2.3	Gyep (3-as főkategória) értékelése terepi természetesség adatok alapján	21
3.2.4	„Időszakos vízhatás alatt álló gyep és mocsárrétek” (5120) értékelése terepi természetesség adatok alapján	26
3.3	Vizes élőhelyek (Vízben álló mocsári/lápi növényzet – 5110)	29
3.4	Erdők	35
3.4.1	Az elemzés módszertanának rövid ismertetése	35
3.4.2	A komplex értékelés eredményei	36
3.4.3	Csak felújulási szinttel rendelkező állományok	55
3.4.4	Egyedi részindikátorok szerinti értékelés	57
3.5	Települések	61
3.6	Felszíni vizek.....	63
3.6.1	Az elemzés módszertanának rövid ismertetése	63
3.6.2	A felszíni vizek állapotának rövid értékelése	64
3.7	Biodiverzitás-alapú értékelés madárfajok előfordulása szerint	69
3.7.1	Az elemzés módszertanának rövid ismertetése	69
3.7.2	Az elkészült térképek bemutatása	70
3.8	Foltnál durvább léptékű indikátorok.....	76



3.8.1	Élőhelyi diverzitás	76
3.8.2	Természetszerű élőhely-típusok aránya	77
3.8.3	Agrárterületek csökkenése (a mesterséges felszínek javára) 2000-2018	78
3.8.4	A gyepek területváltozásai 2000-2018	79
3.8.5	Az erdőterület változása 2000-2018 között (a CLC alapján)	81
3.8.6	Natura 2000 területek aránya az egyes ökoszisztéma főtípusokban	83
4	Utószó	85
5	Hivatkozások	86

1 Bevezetés

Az Európai Biodiverzitás Stratégia 2. célkitűzéséhez („Az ökoszisztémák és az általuk biztosított szolgáltatások fenntartása és helyreállítása”) kapcsolódó 5. intézkedés előírta az Európai Unió tagállamai számára, hogy térképezzék és értékeljék a területükön található ökoszisztémákat és szolgáltatásaikat. Az ökoszisztéma-szolgáltatások felmérésének része az ökoszisztéma állapotának meghatározása is. Maes és mtsai (2018) definíciója szerint ez „az ökoszisztéma fizikai, kémiai és biológiai állapota, illetve minősége egy adott időpillanatban”. De ez a definíció nem segít sokat az értelmezésben - az ökoszisztéma állapot egy összetett és meglehetősen ellentmondásos fogalom, annak ellenére, hogy felmérése, térképezése nem új keletű igény, számos előzménye van. Az ökoszisztéma-állapothoz szorosan kapcsolódó, illetve részben átfedő fogalmak a „természetesség”, „ökoszisztéma egészség”, „ökoszisztéma integritás” (Andreasen és mtsai. 2001). Ezek egy része inkább természetvédelmi, mások pedig emberközpontúak. Az előbbiekhöz tartozik az az értelmezés, miszerint az eredeti, természetes, tehát ember által nem módosított ökoszisztémák tekinthetők ideális állapotúnak. Mivel ilyenekből már nagyon kevés maradt, gyakorlatiasabb az a közelítés, amely szerint azok az ökoszisztémák minősülnek jó állapotúnak, amelyekben a természetes folyamatok zavartalanul érvényesülhetnek. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének keretrendszerében az emberközpontúság a hangsúlyos, és az ökoszisztémák állapotának ismerete azért fontos, mert alapvetően meghatározza az ökoszisztémák szolgáltatás-nyújtó képességét. Csak a megfelelő állapotban lévő ökoszisztémák képesek arra, hogy a megfelelő mennyiségű és minőségű szolgáltatást biztosítsák az emberiség számára. 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 ÖSZ-nyújtó képességének”. Ez, valamint a Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2000) 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. 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 jelzőként szolgál a mindenkori használat fenntarthatósága kapcsán.

Az „Ökoszisztéma szolgáltatás értékelés és térképezés” (munkanevén NÖSZTÉP) projektelemben az általános ökoszisztéma-állapot térképezésének célja az volt, hogy a fentebb ismertetett előírásoknak megfelelően felmérje a hazai ökoszisztémák állapotát, és a természetvédelemmel kapcsolatos döntéshozatal számára közvetlenül felhasználható, informatív indikátorok és (országos) térképek szülessenek. E térképek segítségével hosszabb távon tisztább képet kaphatunk az ökoszisztéma-állapot és az ökoszisztéma-szolgáltatások még sok szempontból homályos kölcsönhatásairól is. Emellett az ökoszisztémák állapotának minél pontosabb ismerete fontos feltétele például a zöld infrastruktúra fejlesztések tervezésének.

Jelen dokumentum az általános állapotértékelés eredményeit mutatja be. A különböző megközelítéseket, a térképek leírását és elkészítésük részletes dokumentációját „Az általános ökoszisztéma-állapot indikátorok térképezésének módszertana” című dokumentum (Tanács és mtsai 2020) tartalmazza.

2 Felhasznált adatbázisok

Az elemzés alapját a NÖSZTÉP projektelemben az általános állapotértékelés részeként készült állapot-térképek képezik (ld. Tanács és mtsai 2020). Az eredmények értelmezéséhez

azonban bizonyos esetekben szükség volt arra is, hogy ezeket valamilyen területegységekre összesítsük. Emellett néhány fő ökoszisztéma típus esetében az állapotértékelés eredményeit további adatokkal egészítettük ki, illetve vetettük össze. A felhasznált adatokat, térképeket az alábbiakban ismertetjük.

2.1 A NÖSZTÉP általános állapotértékelés során készült térképek

Az ökoszisztéma-állapot sokféle lehetséges értelmezése, valamint a rendelkezésre álló adatok változatossága miatt nem egyetlen, mindenre kiterjedő állapot-térkép készült, hanem számos, az állapot különböző megközelítésein és értelmezésein alapuló térkép. Bár felhasználás szempontjából célravezetőbbnek tűnhet egy egyesített térkép, a jelentősen eltérő módszerek, valamint a relatív skálák alkalmazása miatt ezeket országosan nem egyesítettük.

2.1. táblázat Az általános állapotindikátorok rendszere a NÖSZTÉP-ben

Indikátorcsoport	Megközelítés	Példa konkrét indikátorra a NÖSZTÉP állapotértékelésben
Talaj jellemzők		Talajtermékenység
Természetesség/degradáltság	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
Élőhely-foltnál durvább léptékben értelmezett állapot-indikátorok	Diverzitás-mutatók	Élőhelyi diverzitás, <u>élőhely-típusok száma</u>
	Egyéb	Natura 2000 élőhelyek aránya az egyes élőhely-típusokban

A munka során a felszíni vizek kivételével valamennyi főbb ökoszisztéma-típusra több, különböző megközelítés alkalmazásával készültek térképek. Erre azért volt szükség, mert noha ezek ugyanazt a rendkívül összetett jelenséget kívánják leírni, annak különböző aspektusaira érzékenyek. Emellett az egyes ökoszisztéma típusok között jelentős különbségek mutatkoznak a rendelkezésre álló adatok mennyiségében és minőségében is. A különféle megközelítéseket a 2.1. táblázat foglalja össze.

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 azonban még kisebb területen sem végezhető el valójában, ezért az értékelés leggyakrabban egy vagy több, jellemző, viszonylag könnyebben felmérhető élőlénycsoport alapján történik (pl. edényes növényfajok, madarak). Ennek a megközelítésnek egy típusa, amikor a használt jelzőszámok az adott ökoszisztéma-típus érintetlen állapotában elvárt (illetve feltételezett) jellemzőkhöz való viszonyításra épülnek (Alkemade et al. 2009). Erre hazai példa a Víz Keretirányelvhez kapcsolódóan végzett biológiai állapotminősítés (Sály és Erős 2016), amelyet a felszíni vizek állapotértékelése során használtunk fel (3.6 fejezet). Az erdők, vizes élőhelyek és gyepek esetében egy élőlénycsoport, a madarak alapján készítettünk egy hasonló elven alapuló értékelést (3.7 fejezet). Ennek során mindhárom felsorolt élőhely-

típus esetében meghatároztuk a madárfajok azon körét, amelyek az adott típus jó állapotú feltételein várhatóan megjelennek. Az élőhely állapotának jellemzését arra alapoztuk, hogy e fajok mekkora hányada van valóban jelen egy adott területen. Ezt az elemzést sajnos adathiány miatt csak az ország területének egy részére tudtuk elvégezni, 2,5 x 2,5 km-es területegységekre.

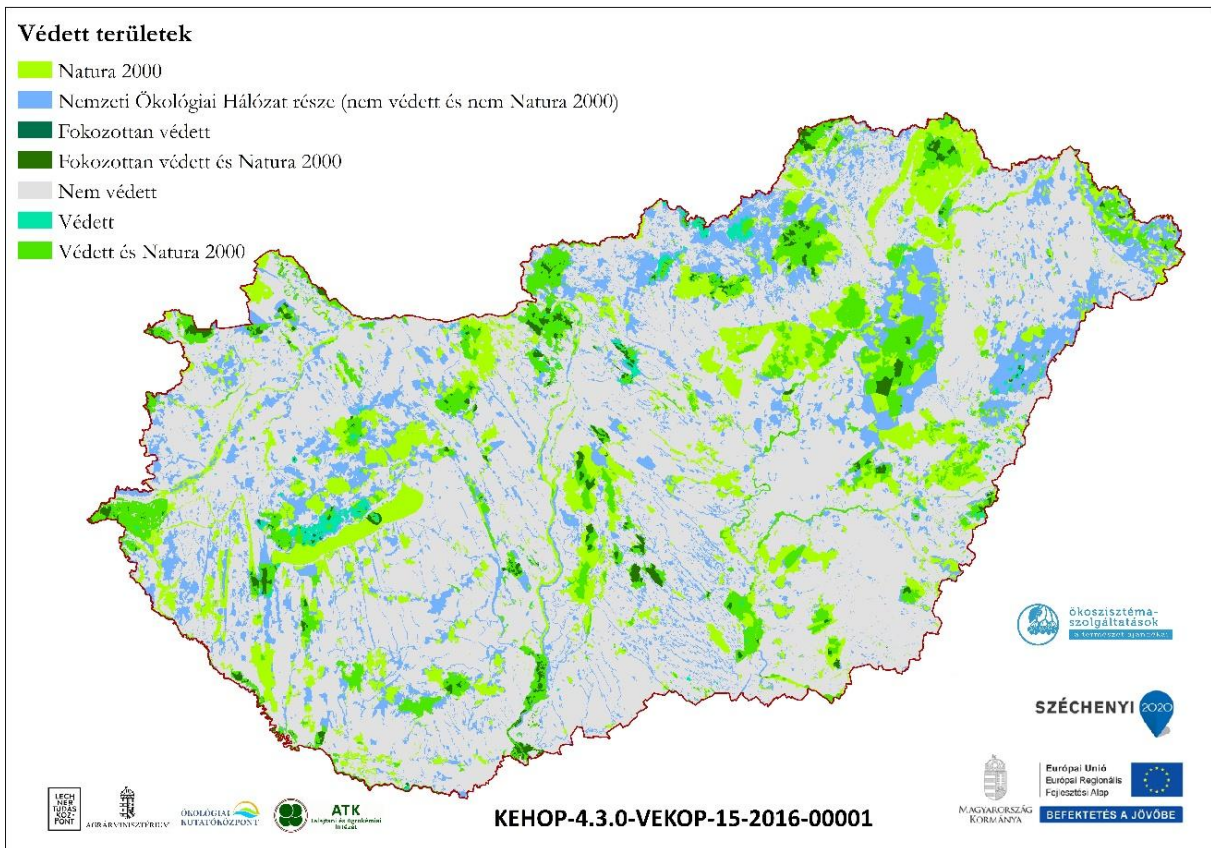
Valamennyi fő ökoszisztéma-típusra készültek specifikus, jellemzően több indikátor kombinálásával előállított komplex állapot-térképek, melyek nagyjából (az erdők kivételével) az antropogén terhelés mértékére közvetve utaló proxy változókon alapulnak (3.1-5 fejezetek). Azokban az esetekben (pl. gyepek, vizes élőhelyek) ahol egyéb adatok hiányában szinte csak ilyen mutatókat tudunk térképezni, az elkészült országos térképek elsősorban az adott terület veszélyeztetettségét jelzik, és ez alapján csak közvetve becsülik az állapotot. Ezek a térképek térben finomabb (jellemzően 20 m) felbontásúak, és az adott típus hazai területének egészét, vagy jelentős részét lefedik.

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. 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 létrejött relatív skálát az eloszlás figyelembe vételével 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 gyeperdő.

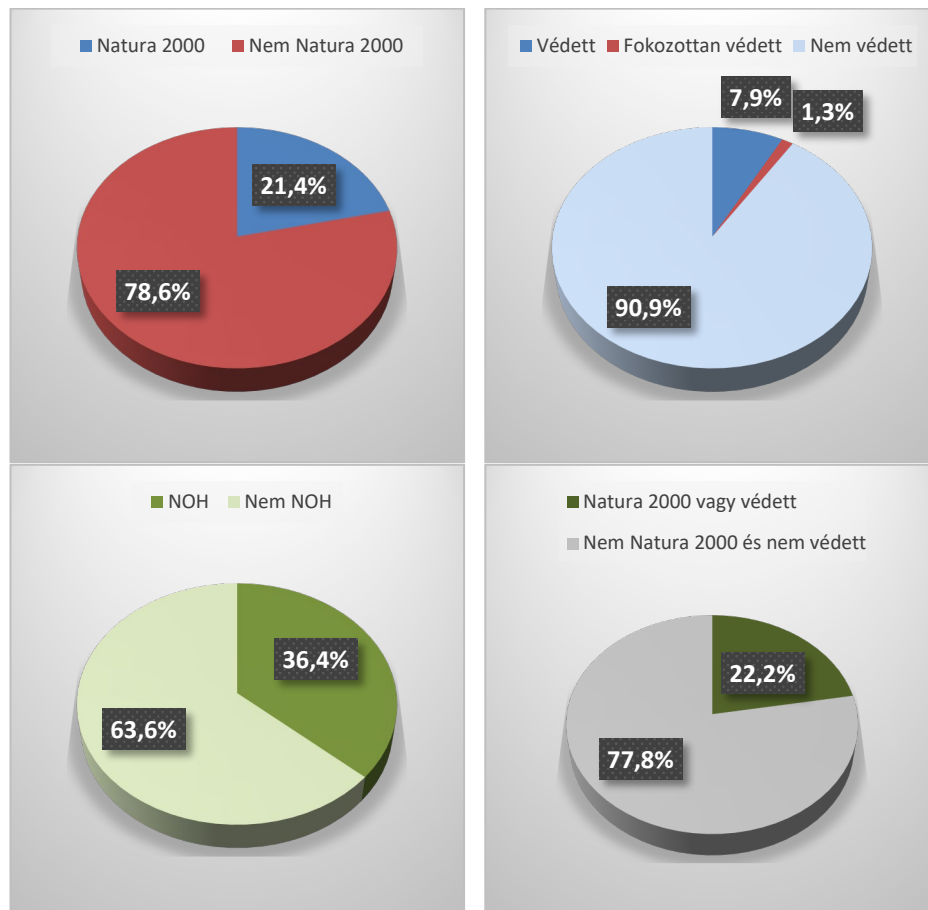
2.2 Védett területek

Magyarországon egy terület többféle jogszabály alapján is kerülhet természetvédelmi céllal védelem alá, ami különböző szintű védelmet, esetleges korlátozásokat jelenthet az adott területen folytatható tevékenységek szempontjából. Fontos kérdés, hogy látható-e különbség a különböző módon védett, illetve a nem védett területek között az általunk készített állapotértékelések alapján. Az ezt vizsgáló elemzések során a különböző jogszabályok alapján védettség alatt álló területek lehatárolásához a konzorciumvezető Agrárminisztérium által 2019. februárban rendelkezésre bocsátott térképi adatokat használtuk fel (2.1. ábra)

Az elemzésben „védett területek”-ként külön kategóriát képeznek a védett természeti területek (Nemzeti Park, Tájvédelmi Körzet, Természetvédelmi Terület) és ahol ezek térben értelmezhető kiterjedéssel rendelkeznek, a védett természeti emlékek is. Több esetben külön kiemeltük a fokozottan védett területeket. Független kategóriaként szerepelnek a Natura 2000 területek (az egyes típusok megjelölése nélkül).



2.1. ábra A különböző típusú védett területek és kombinációik. A Nemzeti Ökológiai Hálózatnak csak azokat az elemeit tüntettük fel külön, amelyek nem védett, és nem Natura 2000 területek.



2.2 ábra A különböző védettség kategóriák területének országos megoszlása (%)

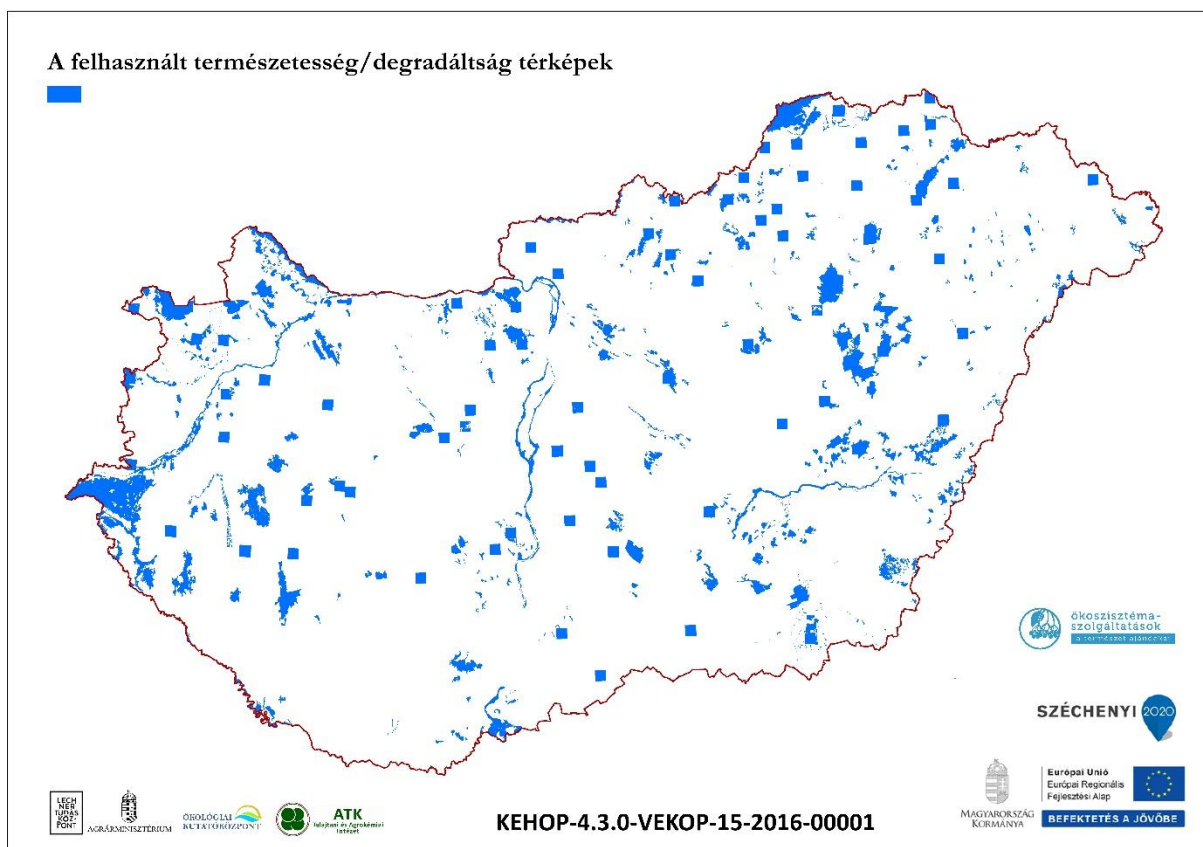
Bizonyos esetekben külön szerepel a Nemzeti Ökológiai Hálózat (NOH). Mivel jelentős átfedések tapasztalhatóak, például a Natura 2000 területek általában egyben védett természeti területek is, a fenti kategóriákat az ábrázolhatóság kedvéért részben kombináltuk (ld. 2.1 ábra). Bizonyos típusok esetében előfordul, hogy adott kombináció összterülete jelentéktelen – jellemzően a valamilyen formában védett, de nem Natura 2000 területek esetében. Ezek egy része határvonal-hiba eredménye is lehet, ami a különböző forrásból származó vektoros adatbázisok kombinálásakor keletkezhet. A 2.2 ábra a különböző védettség kategóriák területének országos megoszlását mutatja.

2.3 Élőhely-térképek terepen rögzített természetesség adattal

A gyepek és vizes élőhelyek esetén a megfelelő kiterjedésű és/vagy minőségű adatok hiánya miatt többnyire az antropogén terhelést leíró helyettesítő (proxy) adatokat használtunk az állapotértékelés során. Ezért a kapott térképek kevésbé a pillanatnyi állapotot, mint inkább a veszélyeztetettséget mutatják, amiből különféle okok miatt csak közvetve lehet az állapotra következtetni. Ez különösen a gyepek, illetve részben a vizes élőhelyek esetében okozhat nehézséget az eredmények értelmezésénél. A természetvédelmi gyakorlat ugyanis egy terület állapotát, értékét elsősorban az adott élőhelyen jellemző növény és állatfajok (különösen a védett, ritka fajok) jelenléte alapján ítéli meg. A NÖSZTÉP állapotelemzés elkészítése során azonban ilyen információ nem állt rendelkezésre. Ezért előfordulhat, hogy egy, az ott jelenlévő fajok alapján jó, vagy akár kiváló állapotúnak tekintett foltot annak veszélyeztetettsége miatt a terhelés-indikátorokon alapuló elemzés rosszabb kategóriába sorol, vagy éppen fordítva, olyan területet jelöl értékesnek, amely (pl. mérete vagy elhelyezkedése folytán) nem annyira veszélyeztetett, ugyanakkor az ott ténylegesen megtalálható fajok szempontjából kevésbé értékes. Az ebből fakadó félreértések elkerülése céljából a leginkább érintett ökoszisztéma főtipusok (gyepek, vizes élőhelyek egy része) esetében az elemzést kiegészítjük a konzorciumvezető Agrárminisztérium által rendelkezésre bocsátott Á-NÉR foltterképek elemzésével. Ezekben az adatbázisokban a felvételezők az élőhely-foltokra a terepi felmérések során megadták azok Németh-Seregélyes-féle módosított természetesség értékét (Böloni és mtsai. 2011, Takács és Molnár 2008), amely szintén egyfajta komplex állapot-indikátor (részletes leírását ld. lejjebb). A térképek a nemzeti park igazgatóságok koordinálásával, igazgatóságokként külön készültek, számos felvételező közreműködésével.

A kapott adatok, melyek pontos térbeli elhelyezkedése a 2.3 ábrán látható, két forrásból származnak, bár a készítés módja, illetve a készítő szakemberek köre nagyjából azonos. Az egyik adatbázis elsősorban Natura 2000 területekre vonatkozik, míg a másik a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretében az ország területén szemi-random módon elhelyezett négyzetekben rögzített adatokat tartalmaz (Török és Fodor 2006). Az adathiányos, vagy túl régen felvételezett területeket kizártuk az elemzésből - emiatt az ország délnyugati területei sajnos alulreprezentáltak. Az adatbázis a feldolgozás után nem tartalmaz 2008-nál régebbi adatot, és a terület nagy részén az adatok 2010 után kerültek felvételezésre. Fontos különbség, hogy míg a Natura 2000 területekre vonatkozó adatbázis a védett, értékes területekre fókuszál, az NBmR négyzetekben jelentős a nem védett területek aránya is. Előbbi az ország kb. 6%-át, utóbbi kb. 3%-át fedi le, de a kettő között van területi átfedés. Átfedés esetén az előbbi (Natura 2000 területekre készült) térképek kaptak elsőbbséget. A 2.1 táblázat a védett területek különböző típusainak összterületét adja meg a vizsgált adatbázisra.

Az Á-NÉR típusokat megfeleltettük az Ökoszisztéma-alaptérkép (Agrárminisztérium 2019, a továbbiakban „alaptérkép”) kategóriarendszerének, és utóbbit használtuk az elemzés során, egy módosítással. Az Á-NÉR „Jellegtelen száraz-félszáraz gyepek” (OC) kategóriája több alaptérkép kategóriának is megfeleltethető, mivel nem annyira típust, inkább állapotot jellemez. Emiatt ezt a „Máshová nem besorolható lágy szárú növényzet” kategóriával összevonva, külön kezeltük.



2.3 ábra Az elemzéshez felhasznált, természetesség/degradáltság adatot is tartalmazó élőhely-térképek területi kiterjedése

Az „Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek” (5120) kategória kapcsán előfordulhat, hogy bizonyos élőhely-foltok az Á-NÉR-alaptérkép megfeleltetés alapján az élőhelytérkép szerint az 5120-as kategóriába kerülnek, míg magán az alaptérképen valamelyik gyepterület (3000) kategóriába sorolódtak – vagy éppen fordítva. Ezek lehetnek egyszerűen hibák is, de nem feltétlenül azok, hiszen a kétféle kategóriarendszer típusai nem feleltethetők meg egymásnak egyértelműen, emellett az átmenetek eltérő besorolása is okozhat látszólagos eltérést.

2.1 táblázat Az elemzésben felhasznált, terepen meghatározott természetesség adattal rendelkező élőhely-foltok területe védettségi kategóriák szerint. A kategóriák között országosan jelentős átfedések vannak, az egyforma betűstílussal ábrázolt kategóriák azok, amelyek között nincs területi átfedés.

	Az elemzésben szereplő terület (ha)	Országos terület (ha)	Az elemzésben szereplő terület aránya az országhoz képest
Teljes terület	717856.47	9301139.968	7.7
Natura 2000	622157.24	1994643.326	31.2
Nem Natura 2000	96095.57	7306562.78	1.3
Fokozottan védett	62037.97	118785.324	52.2
Védett	300340.26	731927.7065	41.0
Nem védett	355478.24	8450493.076	4.2
Nemzeti Ökológiai Hálózat része	645813.96	3388819.331	19.1
Nemzeti Ökológiai Hálózaton kívül esik	72438.86	5912386.775	1.2
Nem áll védelem alatt	62972.08	5864769.488	1.1

Az alábbiakban röviden ismertetjük a módosított Németh-Seregélyes-féle természetesség értékek jelentését Takács és Molnár (2008) alapján.

1 – *teljesen leromlott/a regeneráció elején járó állapot*: Kizárólag „gyomok” és jellegtelen fajok uralkodnak, semmiféle természetesebb növényzeti típus sem ismerhető fel, azaz a természetközeli és féltermészetes kategóriáknál ilyen nincs.

2 – *Erősen leromlott/gyengén regenerálódott állapot*: A fajkészlet jellegtelen, a zavarástűrők, „gyomok”, özöngyomok uralkodnak, a növényzet szerkezete szétesett vagy fejletlen (monodomináns, egykorú foltok, kevés faj él együtt), a növényzet gyakran fragmentált, a termőhely általában leromlott, természetesebb élőhelyet nemigen lehetne megnevezni. Ha felismerhető az eredeti élőhely, állapota akkor is „igen rossz”, többnyire nagy az adventív fajok borítása

3 – *Közepesen leromlott/közepesen regenerálódott állapot*: A természetes fajok uralkodnak, de színező elemek alig vannak, máskor több színező elem mellett sok a zavarástűrő faj, sőt, a „gyomok” is gyakoriak lehetnek. A termőhely gyakran közepesen leromlott, a növényzet szerkezete nem jó (homogén, egykorú vagy természetellenesen foltos) / máskor jobb a szerkezet, de akkor a fajkészlet jellegtelen; szinte mindig meg lehet nevezni egy természetesebb élőhelyet, de az állapota "nem jó".

4 – *„Jónak nevezett”, „természetközeli”/„jól” regenerálódott állapot*: A növényzet szerkezete jó és / vagy a természetes fajok uralkodnak, sok a színező elem is, viszont többnyire kevés a zavarástűrő faj; nem ritkán 3-as és 5-ös vegetációs jellemzők kombinálódnak. I. fajokban szegényesebb, esetleg gyomosabb is, de igen jó szerkezetű folt, II. fajokban igen gazdag, de nem jó szerkezettel, III. idős erdőállomány, de fajhiányos vagy nem jó szerkezetű, IV. az egyik vegetációs szint lényegesen jobb állapotú, mint a másik szint (általában ez a legszélesebb természetességi kategória).

5 – *Természetes állapot*: Specialista, kísérő és termőhely-jelző fajokban a vegetációtípushoz képest gazdag, jó szerkezetű, szentély értékű terület, az adott élőhely országosan (regionálisan) legjobb 10-50-100 állományának egyike, gyomok és inváziós fajok nincsenek, vagy alig vannak, a termőhely természetes állapotú.

A módszer leírásánál megjegyzik a szerzők, hogy tapasztalataik alapján **a vegetációtérképezés csak bizonyos mértékig szabványosítható, emiatt az ilyen térképek összevetése csak korlátozottan lehetséges** (Takács és Molnár 2008). Jelen munkában a különböző forrásokból származó, különböző szakértők által elkészített térképeket egységesen kezeltük, és egységes adatbázisba rendeztük össze, hiszen elvben egységes módszerrel készült adatokról van szó, azonban **a fentiek miatt az adat nem tekinthető homogénnek**. Egy másik térképezőnek (háttérismereteitől, fókuszától is függően) mást jelenthetett egy hasonló jellegű, de más tájban elhelyezkedő folt „minősége”.

A felvételezés során többen adtak átmeneti kategória-kódokat, pl 1-2, 3-4. Ezek ugyan torzítják az eloszlást, de sokszor nagyobb területet jellemeznek, így az ábrákon, ahol releváns volt, ezeket is feltüntettük. Néhány esetben 3r4, 4r3 jelölések is feltűnnek, ezek is átmeneti, illetve hibrid kategóriákat jelentenek. Bizonyos esetekben nehezen értelmezhető kombinációk is születtek (pl. 1-4, 3-5). Mivel elég jelentős számú adat állt rendelkezésre, a nem, vagy nehezen értelmezhető kategóriákat kihagytuk. Néhány esetben 0-s kódokat is használtak a felvételezők, ez valószínűleg az eredeti értelmezésben az 1-esnek feleltethető meg.

2.4 Magyarország földrajzi kistájai

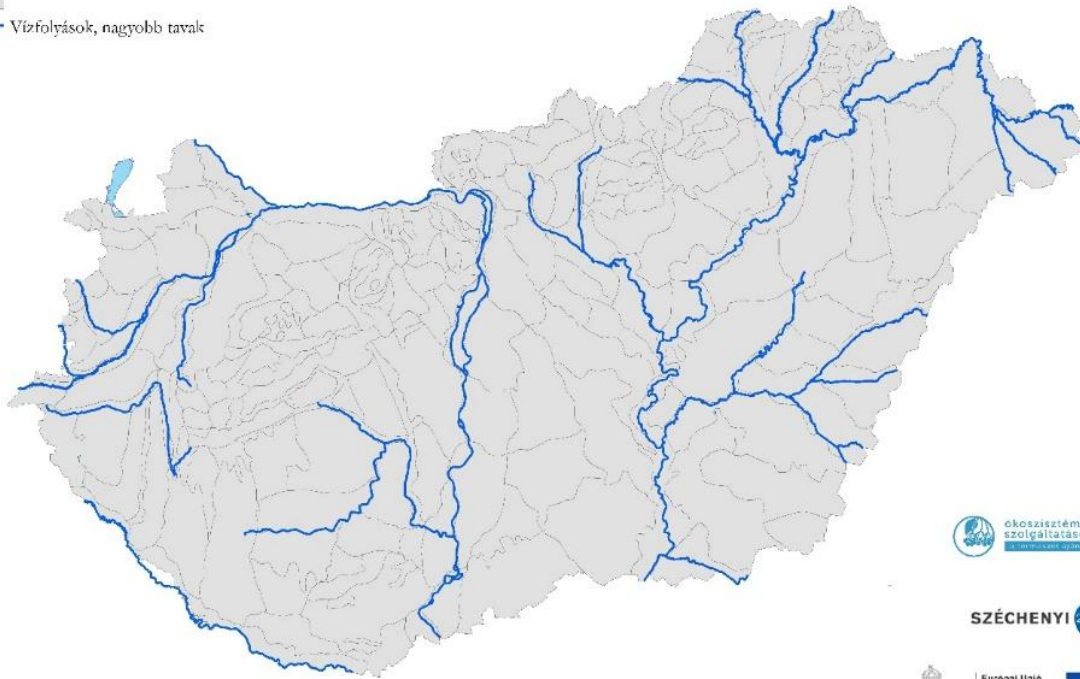
Az eredmények értelmezéséhez, illetve jobb bemutatásához szükséges az adatok valamilyen szintű térbeli aggregálása. Erre a célra Magyarország földrajzi kistájjait választottuk, mivel olyan térbeli egységeket képviselnek, amelyek sok szempontból (talaj, klíma, jellemző növényzet, stb.) egységesnek tekinthetőek. A felhasznált kistáj-határokat a 2.4 ábra mutatja.

Magyarország földrajzi kistájai (adatforrás: novenyzetiterkep.hu)

Kistájhatár



— Vízfolyások, nagyobb tavak



KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



2.4. ábra Magyarország földrajzi kistájainak áttekintő térképe (adatforrás: novenyzetiterkep.hu)

3 Az állapot-minősítés eredményeinek értékelése

Az alábbiakban részletesen bemutatjuk az állapotértékelés során kapott eredményeket. Ezek árnyalása, a megértés segítése céljából valamennyi fő ökoszisztéma típus esetében mellékelünk egy olyan térképet is, amely azt mutatja meg, hogy az adott élőhely-típus az adott kistáj területének mekkora hányadát borítja. Ha másként nem jelezzük, típusok (erdőknél erdőtípusok) alatt általában az Ökoszisztéma-alaptérképen szereplő kategóriákat, „ökoszisztéma típusokat” értjük, melyek részletes leírását az „Ökoszisztéma alaptérkép és adatmodell kialakítása” című dokumentum (Agrárminisztérium 2019) tartalmazza.

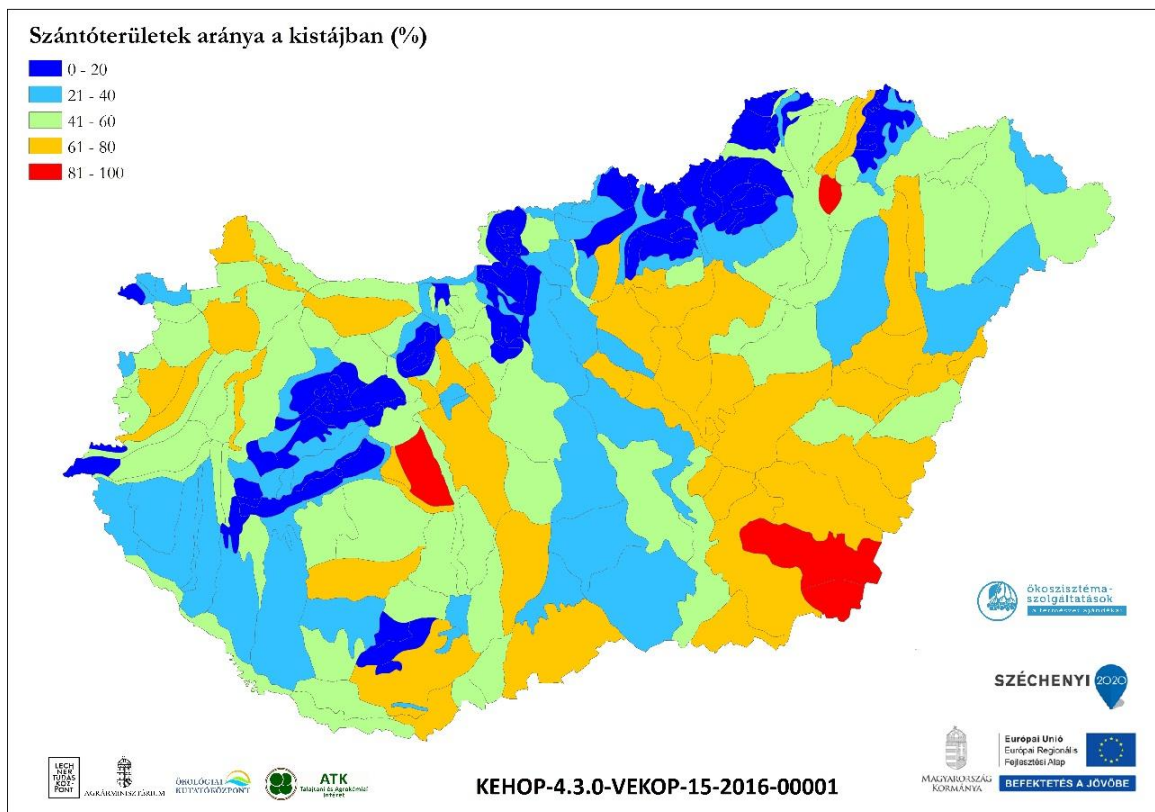
3.1 Agrárterületek

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 támaszkodhattunk természetes referenciára; ennek a típusnak nincsen kiinduló, „természetes” állapota. A leginkább általános értelmezés szerint 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) a 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, ami természetvédelmi szempontból kiemelkedően fontos. Ennek különös jelentőséget ad az, hogy az agrárterületek a szárazföld jelentős részét teszik ki (Magyarországon a főkategória területi aránya az Ökoszisztéma-alaptérkép alapján 48%). Mi tehát ebben az elemzésben ebből a szempontból vizsgáltuk az agrárterületeket. Egy olyan értékelésben, amely az állapotot valamennyi élőhely-típusra egy skálán értékeli, mint pl. a fentebb leírt módosított Németh-Seregélyes-féle természetesség, ezek a területek többnyire a legrosszabb kategóriába kerülnek (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. Ez igaz nemcsak az élővilág, hanem 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.

Az agrártíjak esetében az Ökoszisztéma-alaptérkép szántó (2100) és gyümölcsösök, bogyósok (2220) kategóriáira készült állapotértékelés, a többi ide tartozó kategóriát (szőlők - 2210 és komplex területek – 2310 és 2320), valamint az adathiányos területeket megfelelő adatok híján nem lehetett differenciálni. Az értékelés elsősorban szakirodalmi adatokra támaszkodik. Jelen dokumentumban a szántókra készült elemzés eredményét mutatjuk be, ezek teszik ki az agrárterület túlnyomó részét. A 3.1.1. ábra a szántóterületek arányát mutatja be az egyes kistájokban (%), a további térképek értelmezését segítő. A legalacsonyabb szántóterület arányokat a középhegységi területeken és Budapest környékén, a legmagasabbakat a növénytermesztés szempontjából legkedvezőbb adottságú területeken, a Mezőföldön, Békésben, valamint az Észak-Alföldi peremvidék részét képező Harangod kistájban találjuk.

A 3.1.2 ábrán a szántók ötfokozatú állapotminősítésének országos térképe látható, míg a 3.1.3 ábra az egyes állapotminősítési kategóriák országos területi megoszlását mutatja be. Ahogy fentebb kiemeltük, a minősítés ökológiai szempontokat vett figyelembe (tehát az állapot nem a növénytermesztés szempontjából vett állapotot jelenti). Ennek megfelelően a legrosszabb, 1-es értéket azok a területek kapták, ahol nagyméretű, egybefüggő táblákon

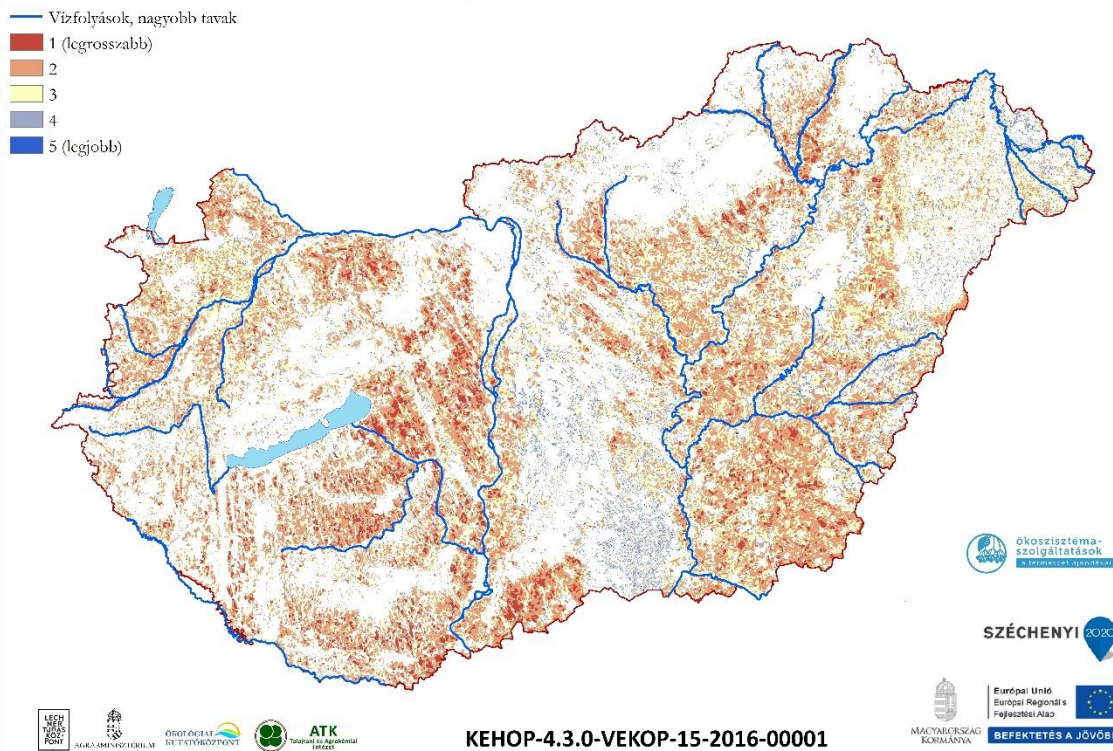
jellemzően kisszámú növényi kultúrát termesztenek, és amelyek közelében kevés az olyan természetes, féltermészetes élőhely, amely az élővilág megmaradását segíti.



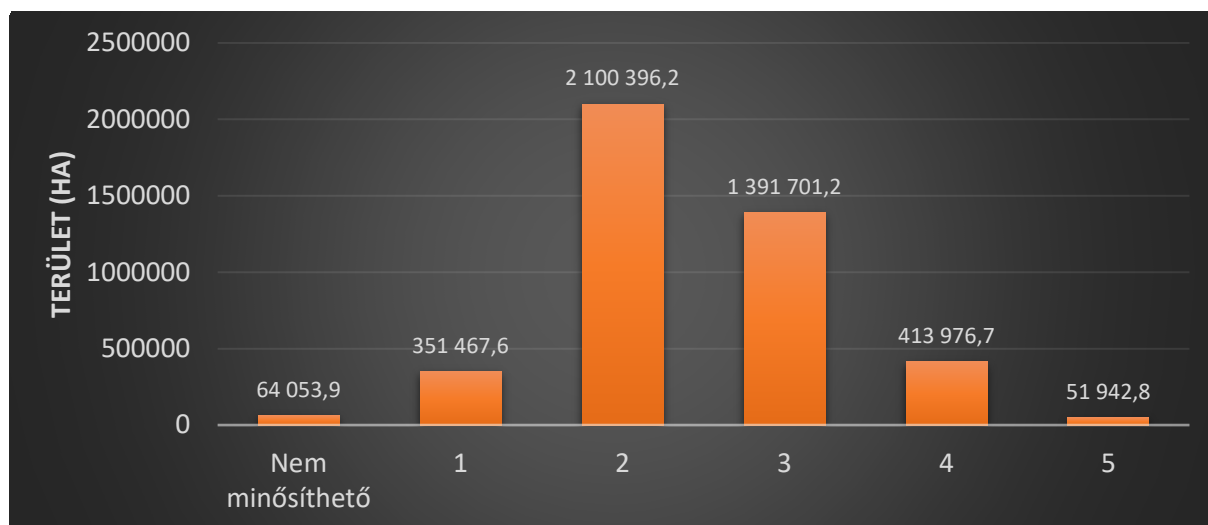
3.1.1. ábra Szántók területi aránya a kistájban (%)

Magasabb, 4-es, 5-ös értéket azok a szántóterületek kaptak, ahol kisebb méretű táblák jellemzőek, változatosabbak a termesztett növények, és környezetükben természetes, féltermészetes jellegű élőhelyek jelentősebb arányban fordulnak elő. A terület egy kisebb részére adathiány miatt nem lehetett megbízható minősítést adni. Bár láthatóak különbségek a leginkább jellemző kategóriákban, az állapotértékelés eredménye térben eléggé változatos képet mutat. Érdekes, hogy a települések környezetében lévő szántók sokszor magasabb értékelést kaptak – feltehetően a kisebb táblaméret, illetve esetlegesen a változatosabb növényi kultúrák miatt. A legrosszabb (1-es) kategóriába kevés terület esik. A 2. majd a 3. kategória területi aránya a legmagasabb, majd a jobb állapot felé haladva a kategóriák területi aránya erősen csökken, tehát jobb állapotú szántóból jelentősen kevesebb van. Bizonyos területeken, pl. a hegyvidékeken, a szántó kategória aránya elenyésző, sok esetben néhány vadföld képviseli a típust, ezek viszont, főleg elhelyezkedésük miatt, jellemzően jó értéket kaptak.

Szántók minősítése (5-fokozatú relatív skála)



3.1.2. ábra Szántók állapotminősítése (1-5-ös skálán)

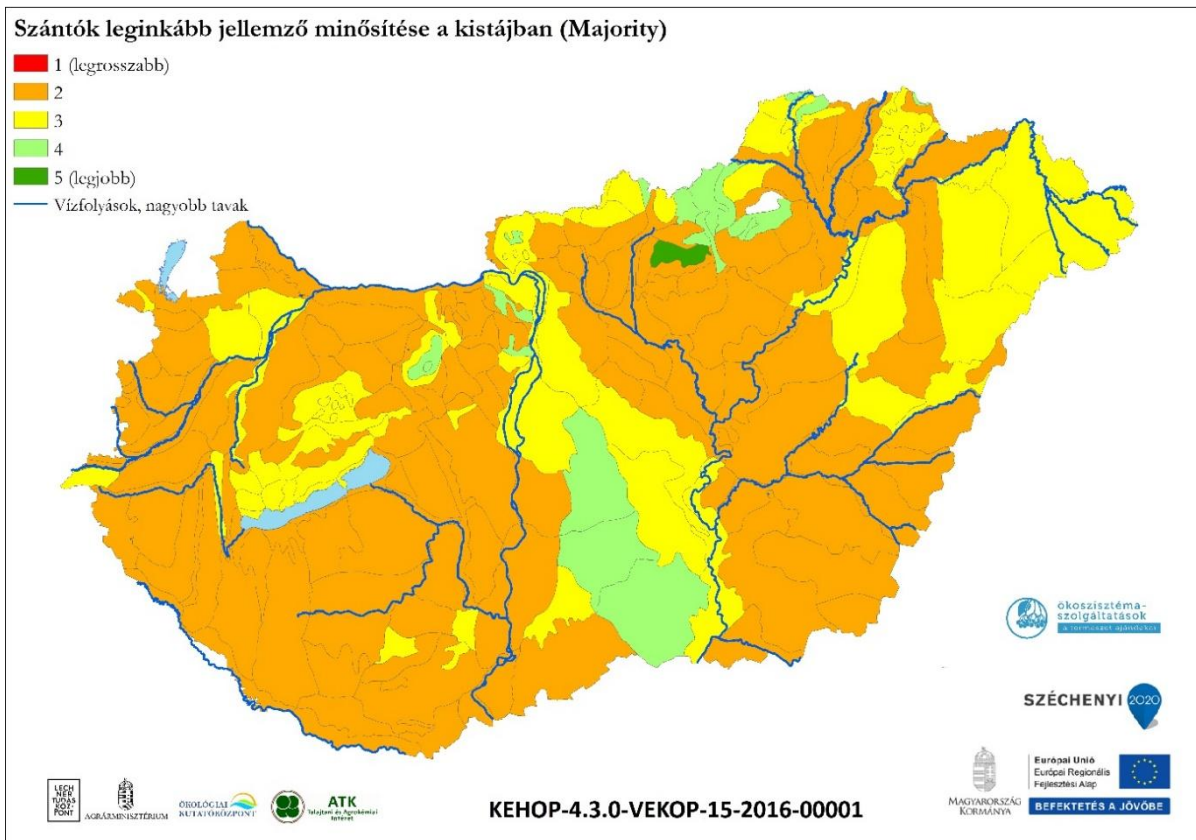


3.1.3 ábra Szántók állapotminősítés kategóriák (5-ös bontás) országos területi megoszlása

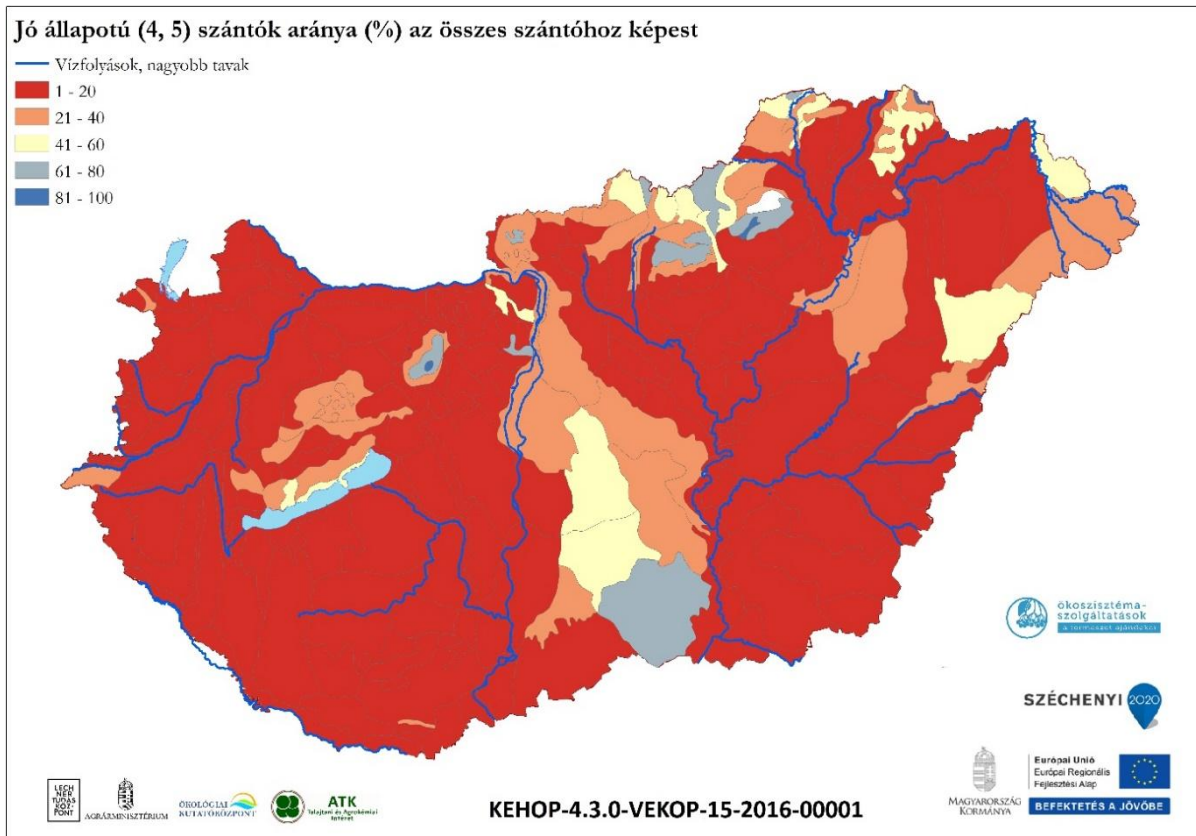
A 3.1.4. ábra az adott kistérségre leginkább jellemző (a legnagyobb területen jelen lévő) minősítést mutatja be, míg a 3.1.5 ábra a jó állapotú (4-es, vagy 5-ös minősítést kapott) kategóriák területi arányát ábrázolja.

Mindkét megjelenítés a jobb állapotú területeket igyekszik kiemelni, két eltérő közelítéssel. Mindkettő azt mutatja, hogy a Dunától keletre eső területeken a vizsgált szempontok alapján valamivel kedvezőbb a szántóterületek állapota. A fentebb említett hegyvidéki területeken (ahol kevésbé jellemző a szántóföldi művelés) túl különösen a Duna-Tisza köze homokhátságainak szántói kaptak magasabb értékeket, valamint a Bereg-Szatmári síkság, a Hortobágy, és a Nyírség, utóbbinak főleg a déli része. Fontos szem előtt tartani, hogy a kezelés intenzitását (pl. növényvédőszer-használat, műtrágya-használat), noha kulcsfontosságú tényező, csak nagyon korlátozott mértékben, közvetett módon tudtuk

figyelembe venni. Tehát az ebben megnyilvánuló esetleges területi különbségek, noha lokálisan nagyon meghatározóak lehetnek, nem jelennek meg a térképeken.

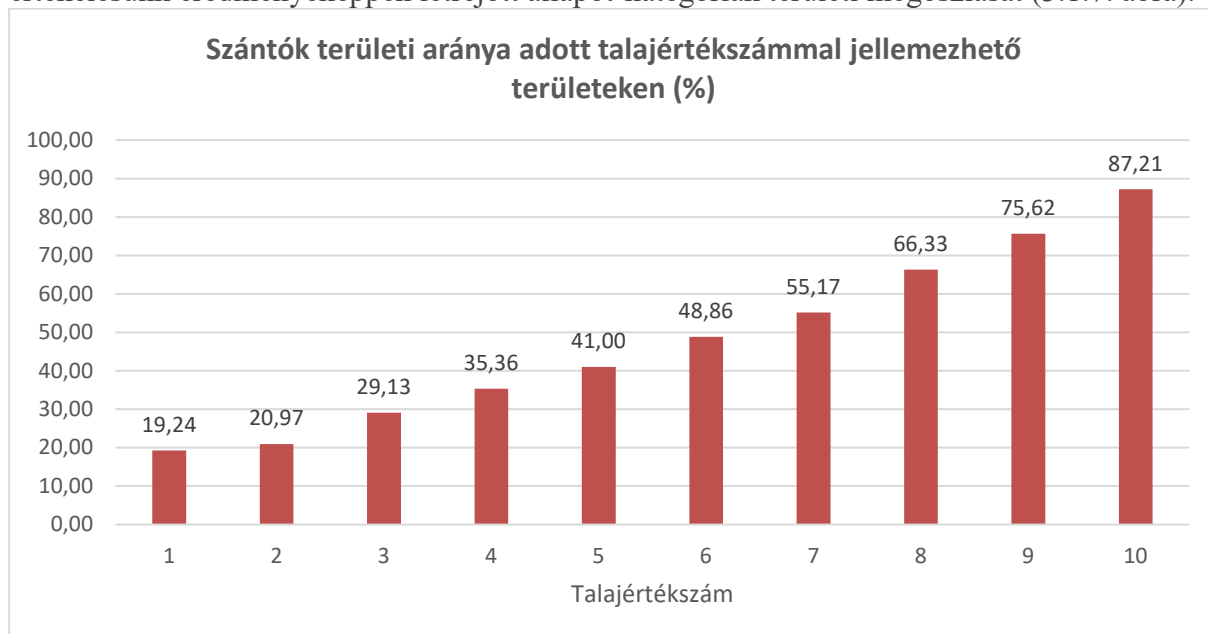


3.1.4 ábra Szántók leginkább jellemző állapotminősítése a kistájban

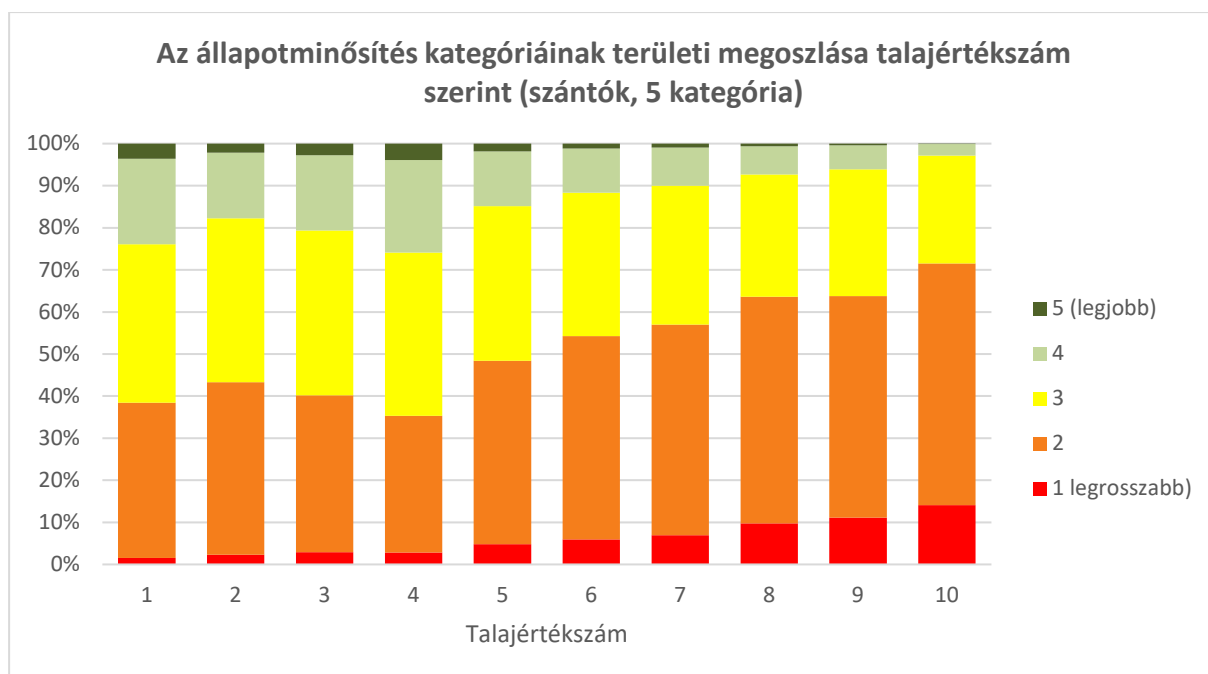


3.1.5. ábra Jó állapotú (4,5) szántók területi aránya az összes szántóhoz képest a kistájban

Az ország termőhelyi adottságainak, agroökológiai potenciáljának felmérése eredményeként készült országos térkép (amely az AGROTOPO adatbázis¹ egyik rétegét alkotja) tíz osztályba sorolva írja le a hazai talajtakaró termékenységét (1: alacsony, 10: magas). Ennek a térképnek a segítségével arra a kérdésre kerestük a választ, hogy lehet-e, és ha igen, milyen összefüggés a talaj termékenysége és az ökológiai szempontú állapotértékelés eredménye között. Ehhez (az Ökoszisztéma-alaptérkép felhasználásával) kiszámítottuk az adott talajértékszámmal jellemezhető területekre a szántóterületek arányát (3.1.6. ábra), majd az értékelésünk eredményeképpen létrejött állapot-kategóriák területi megoszlását (3.1.7. ábra).



3.1.6. ábra Szántók területi aránya adott talajértékszámmal jellemezhető területeken (%)

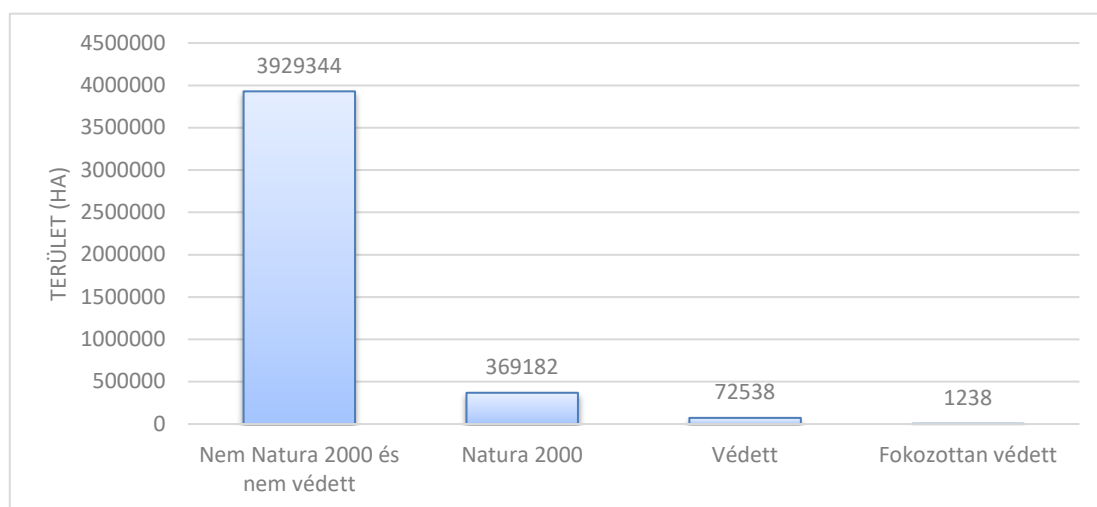


3.1.7. ábra A szántóterületek 5-fokozatú állapotminősítés kategóriáinak területi megoszlása a talajértékszám kategóriák szerint (%)

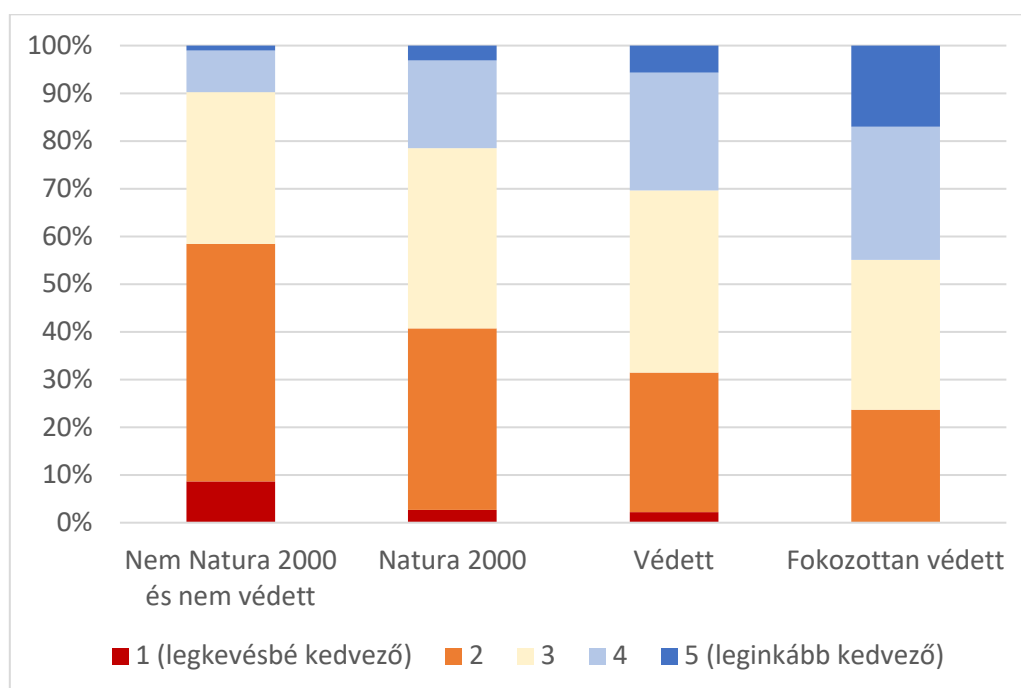
¹ AGROTOPO adatbázis: <https://www.mta-taki.hu/hu/osztalyok/kornyezeti-informatikai-osztaly/agrotopo>

A talaj termékenysége láthatóan meghatározó a szántók arányát tekintve, a legtermékenyebb talajok esetében már a területük 87%-án találunk ilyen jellegű hasznosítást. Állapot szempontjából a gyengébb termőképességű, 1-4-es talajértékszámokkal jellemzett területek hasonló képet mutatnak, viszonylag alacsony a legrosszabb (1-es) kategóriába került szántók területi aránya, és magas a jó állapotú (4-es és 5-ös) kategóriába került területek aránya. Az 5-ös talajértékszámot kapott területektől kezdve viszont az állapot-minősítés kategóriák aránya láthatóan változik a termékenységgel összefüggésben – a jobb állapotminősítést (4-5) kapott szántóterületek aránya csökken, és nő a rosszabb értékelést kapottak aránya. Tehát az eredmények alapján kimutatható, hogy a termékenyebb területeken a szántók ökológiai értelemben vett állapota rosszabb - vélhetően az intenzívebb hasznosítás miatt, amibe beleértendő az is, hogy a területet nagyobb arányban hasznosítják szántóként.

A 3.1.8 és 3.1.9 ábra a védettségi kategóriákkal összefüggésben ábrázolja a szántók területét, illetve az ökológiai szempontú állapotminősítés során kapott értékelését.



3.1.8. ábra Az állapot szempontjából értékelhető szántók összterülete egyszerű védettségi kategóriák szerint (ha) (a Natura 2000 és a védett/fokozottan védett területek között jelentős területi átfedés van!)



3.1.9. ábra Az állapot szempontjából értékelhető szántók állapotminősítés kategóriáinak területi megoszlása védettség szerint (%) (a Natura 2000 és a védett/fokozottan védett területek között jelentős területi átfedés van!)

Az állapotértékelés során vizsgált szántók döntő többsége nem esik semmilyen területi védelem alá, de azért viszonylag sok (~370 000 ha) található a Natura 2000 hálózatban. Az állapotminősítés kategóriák megoszlását (3.1.9. ábra) tekintve látható, hogy a védett területeken a legmagasabb (kb. 30%) a jó állapotú (4, 5) szántók aránya, valamivel alacsonyabb (kb. 21%) a Natura 2000 területeken, míg a nem védett területeken ez az arány 10% alatti. Néhány szántó még fokozottan védett területen is található, ezeknek majdnem fele kapott az állapotértékelés során jó minősítést.

3.2 Gyeppek (3-as főkategória) és "Időszakos vízhatás alatt álló gyeppek valamint láp- és mocsárrétek" (5120)

A pannon biogeográfiai régió füves élőhelyei részben természetes úton, részben antropogén hatásra alakultak ki. Utóbbi esetben azonos élőhelyen a kezeléstől függően többféle növénytársulás is létrejöhetett (Máté és mtsai 2014). Ezeket az élőhelyeket kezdetben a vadon élő nagytestű növényevők legelték, később az ember által házasított állatok táplálékát biztosították, élőviláguk pedig az így kialakult bolygatási rendszerekhez alkalmazkodott. Ezért a gyeppek esetében (nyilván típustól függő mértékben) az emberi tevékenység gyakran meghatározó: mind a túl intenzív használat, mind a használat hiánya eredményezhet degradációt. Jelen elemzésben **együtt értékeljük az Ökoszisztéma-alaptérkép "Gyepterületek és egyéb lágyszárú növényzet" kategóriáját (3-as főkategória), valamint a vizes élőhelyekhez sorolt "Időszakos vízhatás alatt álló gyeppek valamint láp- és mocsárrétek" (5120) kategóriát.** Ezek között nem húzható meg éles határ, az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriarendszerében a vizes élőhelyekhez sorolt időszakos vízhatás alatt álló területek egy része más rendszerekben (pl. Á-NÉR) a gyeppek közé tartozik. Bár az állapotértékelés során mindkettőre lényegében azonos módszert használtunk, a két kategóriára külön térképek készültek, amelyeket jelen elemzéshez utólag egyesítettünk. **A továbbiakban az egyszerűség kedvéért a két kategória együttesére ÖÁ-gyeppekként utalunk.**

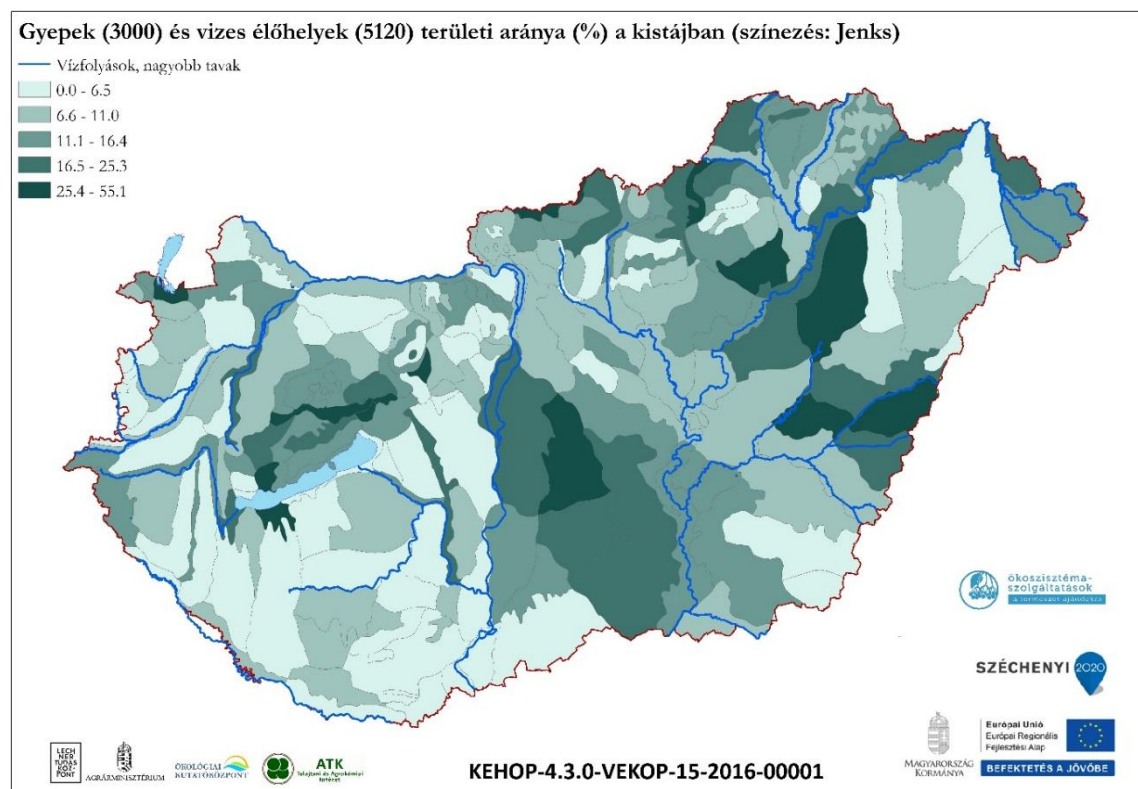
3.2.1 Az elemzés módszertanának rövid ismertetése

Már az Ökoszisztéma-alaptérkép "Gyepterületek és egyéb lágyszárú növényzet" kategóriájának tovább-bontása során kihívást jelentett, hogy az egyes alkategóriák elválasztásához nem állt rendelkezésre megfelelő minőségű, országos lefedettségű információforrás. A gyeppek esetében az erdőktől eltérően nem létezik országos alapadatbázis, gyepkataszter, amely tartalmazná a gyeppek alapjellemezőit, típusát, kezelését, állapotát. Emiatt nemcsak a lehatárolás, hanem a gyeppek állapotértékelése is jelentős kihívást jelentett mindazonkon a helyeken, ahol lokálisan nem állt rendelkezésre terepi felmérésből származó információ. Mivel az Ökoszisztéma-alaptérképből (a tematikus felbontás adta megkötésekkel) a foltok méretére és táji környezetére vonatkozó információk kinyerhetőek, ezeket igyekeztünk a gyeppek állapotának leírására, becslésére felhasználni. Az állapot szempontjából relevánsnak tekinthető, országosan rendelkezésre álló, vagy az alaptérképből számítható változókból gépi tanulási módszerrel, ún. CART modellekkel becsültük meg a gyeppek állapotát. Tanító adatként a szakértők által terepen értékelt területek természetesség értékeit használtuk a modellek megalkotásához, majd a modellek felhasználásával osztályoztuk az adott ökoszisztéma típust az ország teljes területén. Az adathiány miatt egyszerűsített, kétfokozatú skálát használtunk, ahol a viszonylag jobb állapotot (ami a modellezett adatok esetében az antropogén terhelésnek kevésbé kitett területeket jelenti) a 2-es, a rosszabbat az 1-es érték jelöli. A térképbe beépítettük a tanításhoz felhasznált terepi természetesség/degradáltság adatokat is, amelyeket szintén kétfokozatúra skáláztunk át: 1-től 3-ig 1-es értéket kaptak, a 4-es és 5-ös természetességű területek pedig 2-est). A térkép megbízhatósága, illetve bizonytalansága tehát nem homogén – ahol rendelkezésre álltak ilyen terepi adatok, ott azok szerepelnek a térképen, és ezeken a helyeken a megbízhatóság magasabb, mint azokon a területeken, ahol modellezett értékek szerepelnek. A modellek megbízhatósága 70% körüli, és bár mindkét irányú tévesztés előfordulhat, a tapasztalatok szerint a kapott eredmény inkább a jobb állapotú területeket becsüli túl. Itt megjegyzendő még, hogy a terepen szakértők által végzett értékelésekben is kifejezetten gyakori a 3-4-es értékelést kapott élőhely-folt, tehát egy ilyen határ meghúzása eleve sem egyszerű feladat.

Értékelésünkben azok a területek adódtak jobb állapotúnak, amelyek környezetében magas a természet-közeli/féltermészetes élőhely-típusok, illetve a gyeppek aránya, távol esnek

az utaktól, de valamilyen állóvíz, vagy vízfolyás közelében találhatóak. A módszer csak közelítő becslésre ad lehetőséget. Egyrészt azért, mert a különböző gyeptípusok másképpen reagálnak a területük csökkenésére és táji környezetük megváltozására (Illyés és mtsai. 2008). Másrészt a változással, pl. a fragmentáció növekedésével az állapot romlása csak bizonyos idő elteltével következik be. Ez azt eredményezi, hogy az élőhely állapota inkább egy múltbeli táji konfigurációnak fog megfelelni, ami torzítja a jelenlegi táji környezet és a gyeptípus kiterjedése alapján felismerhető összefüggéseket. Mivel az értékelésünkben a gyepek esetében az antropogén terhelést leíró helyettesítő (proxy) adatokat használtunk, a fentiekből kifolyólag a kapott országos térképek kevésbé a pillanatnyi állapotot, mint inkább a veszélyeztetettséget mutatják. Az ebből fakadó esetleges félreértések elkerülése céljából az itt közzétett elemzést a gyepek és időszakos vízhatás alatt álló gyepek esetében kiegészítettük a konzorciumvezető Agrárminisztérium által rendelkezésre bocsátott, az állapotra vonatkozó információt is tartalmazó terepi élőhely-térképek külön elemzésével (ld. 3.2.3-4 fejezetek).

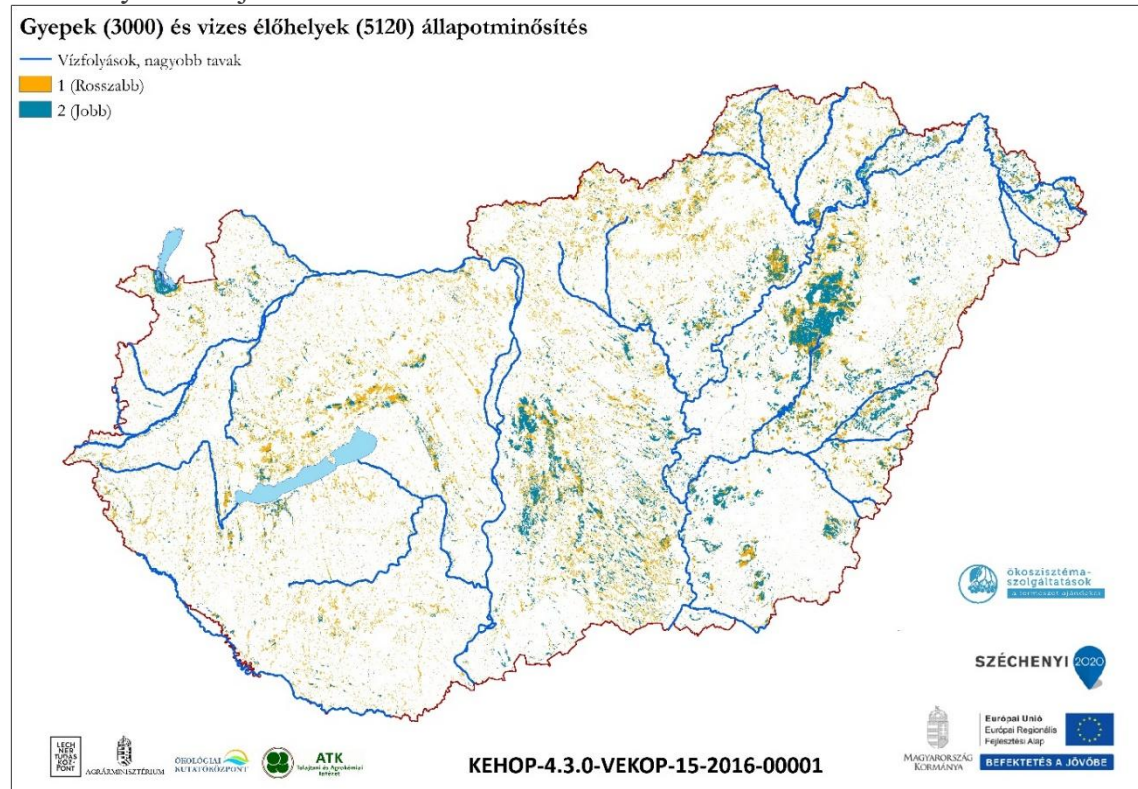
3.2.2 Az ÖÁ-gyepek értékelése az egész országra kiterjedő modellezett eredmények alapján



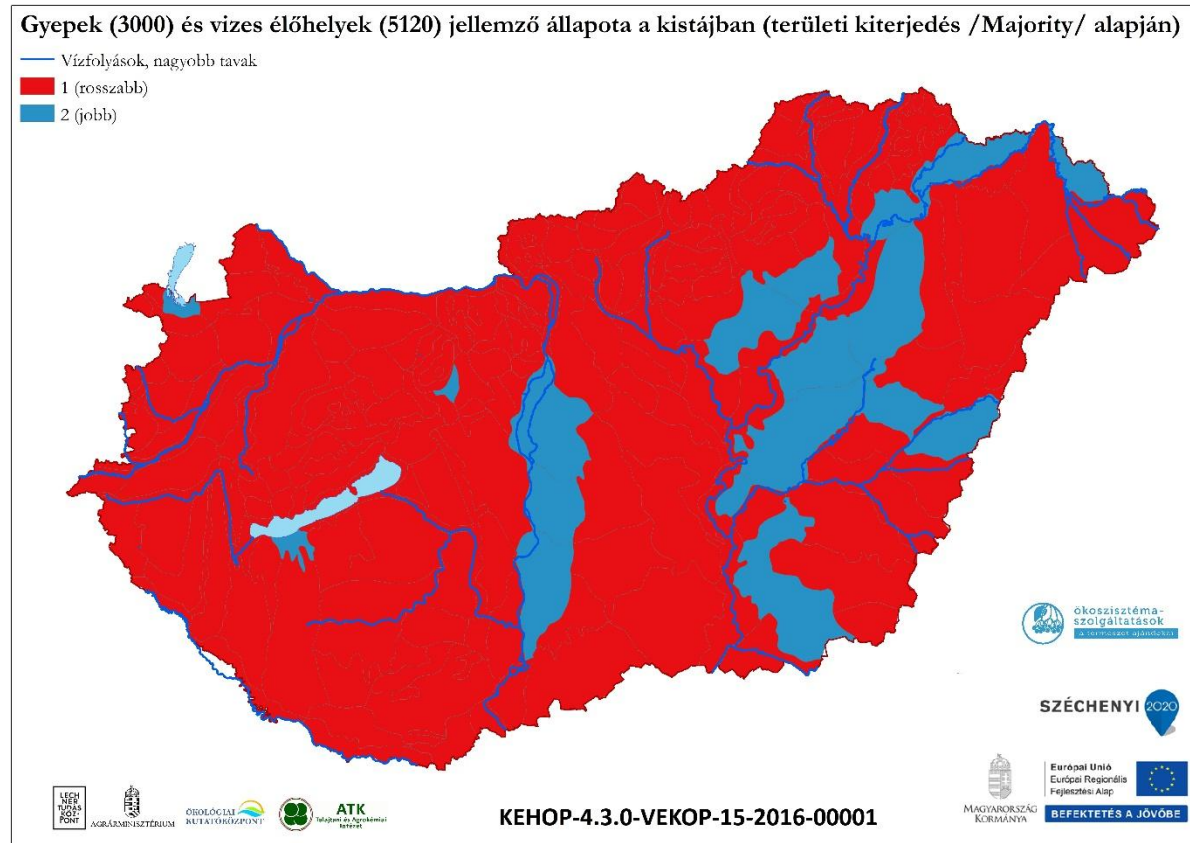
3.2.1 ábra Az ÖÁ-gyepek területi aránya az egyes kistájokban

A 3.2.1. ábra azt mutatja be, hogy az Ökoszisztéma alaptérkép alapján mekkora az ÖÁ-gyepek együttes területi aránya az egyes kistájokban. Ez önmagában kevésbé jellemzi az állapotot, inkább elősegíti a kistájankénti statisztikák értelmezését, hiszen **ahol az adott élőhely-típusból csak kevés fordul elő egy kistájban, ott a kistájra számított statisztikák torzíthatnak**. Ugyanakkor alapvetően természet szerű élőhely-típusokról van szó, tehát a kistájon belüli magas arány a terület általános természetességére is utal. Az agrártájakkal ellentétben itt nincsenek 80% feletti értékek, sőt, a 60%-ot sem éri el a maximum. A legmagasabb értékeket az Alföldön a Kiskunsági homokhát, a Hortobágy, a Dévaványai- és Bihari-sík, valamint a Borsodi-Mezőség területén találjuk. A Dunántúlon a Nagyberek és a Fertő-medence esetében, míg a középhegységekben néhány kisebb területű tájegységben láthatóak magasabb arányok (az Ipoly völgye, Veszprém-Devecseri-árok, Tapolcai-medence, Ózd-Egercsehi-medence). Alacsonyabb értékeket az erdősült területeken, illetve azokon a jó

minőségű talajokkal rendelkező, főleg löszös területeken tapasztalhatunk, ahol a terület nagy részén szántóföldi növénytermesztés folyik. A 3.2.2 ábra a 2-fokozatú állapotminősítés eredményét mutatja be.

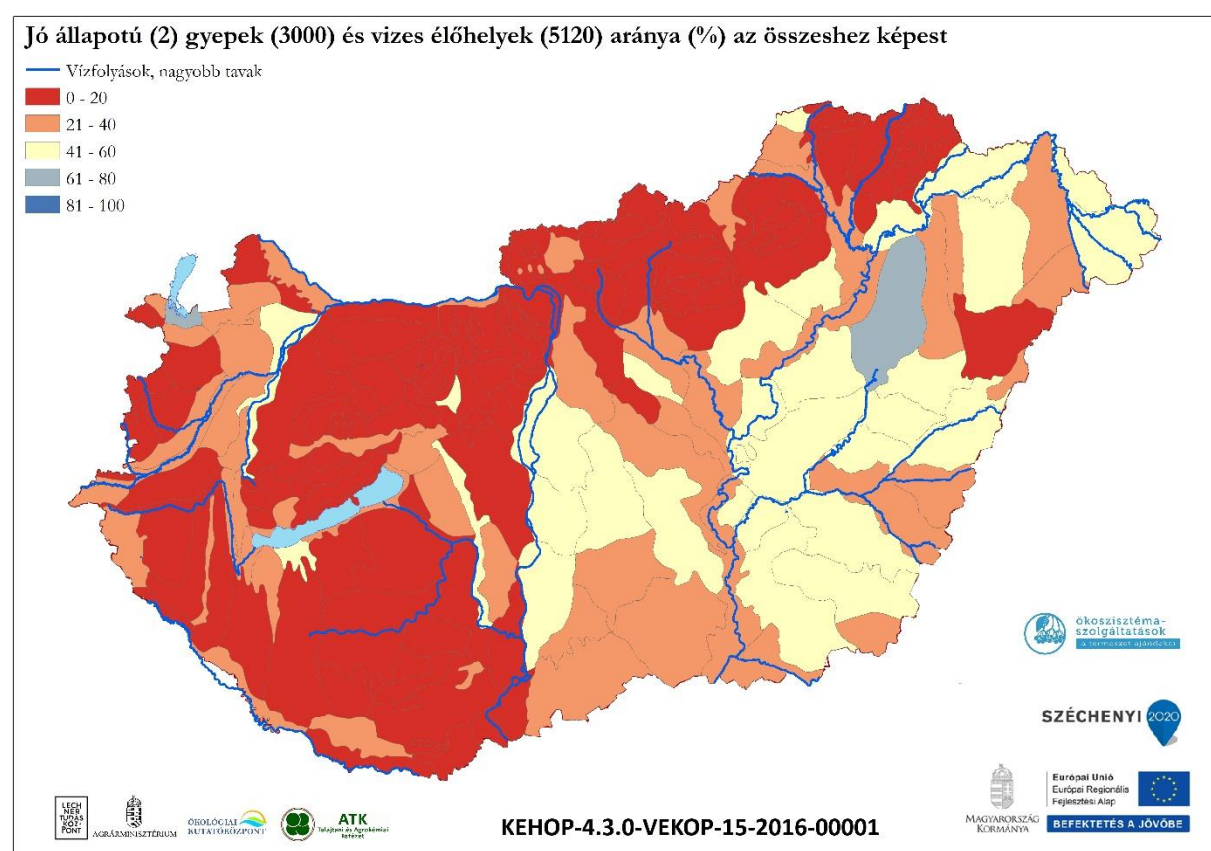


3.2.2 ábra Az ÖÁ-gyepek állapotminősítésének eredménye



3.2.3 ábra Az ÖÁ-gyepek leginkább jellemző állapotminősítése a kistájban (kétfokozatú skálán)

A 3.2.3. ábra az adott kistájban legnagyobb területre jellemző minősítést mutatja be, míg a 3.2.4. ábra a jó állapotú (2-es minősítést kapott) gyepek és időszakos vízhatás alatt álló gyepek területi arányát ábrázolja, ezek kistájbeli összterületéhez képest. Mindkét megközelítés a jobb állapotú területeket kiemelését célozza. A jobb állapotot jelző 2-es kategória főleg a nagyobb folyók mentén, az alföldi területeken elhelyezkedő kistájokban domináns, valamint a Nagyberék és a Fertő-medence vizes élőhelyein. A jó állapotú területek aránya finomítja a képet, igazán magas (60 és 80% közötti) érték csak a Fertő-medence és a Hortobágy esetén látható. Annak ellenére, hogy a természetközeli területek aránya, illetve a gyepek aránya fontos részindikátoroknak bizonyultak a minősítés kialakításánál, gyenge a közvetlen összefüggés a gyepek és vizes élőhelyek területi aránya, valamint a jó állapotú gyepek és vizes élőhelyek aránya között. Tehát abból, hogy egy területen nagyobb kiterjedésben találunk ilyen élőhelyeket, még nem következik automatikusan, hogy ezek jó állapotúak is. A térkép alapján az erdőssztyepp zónába eső területeken a jó állapotú/kevésbé veszélyeztetett gyepek aránya jellemzően magasabb.



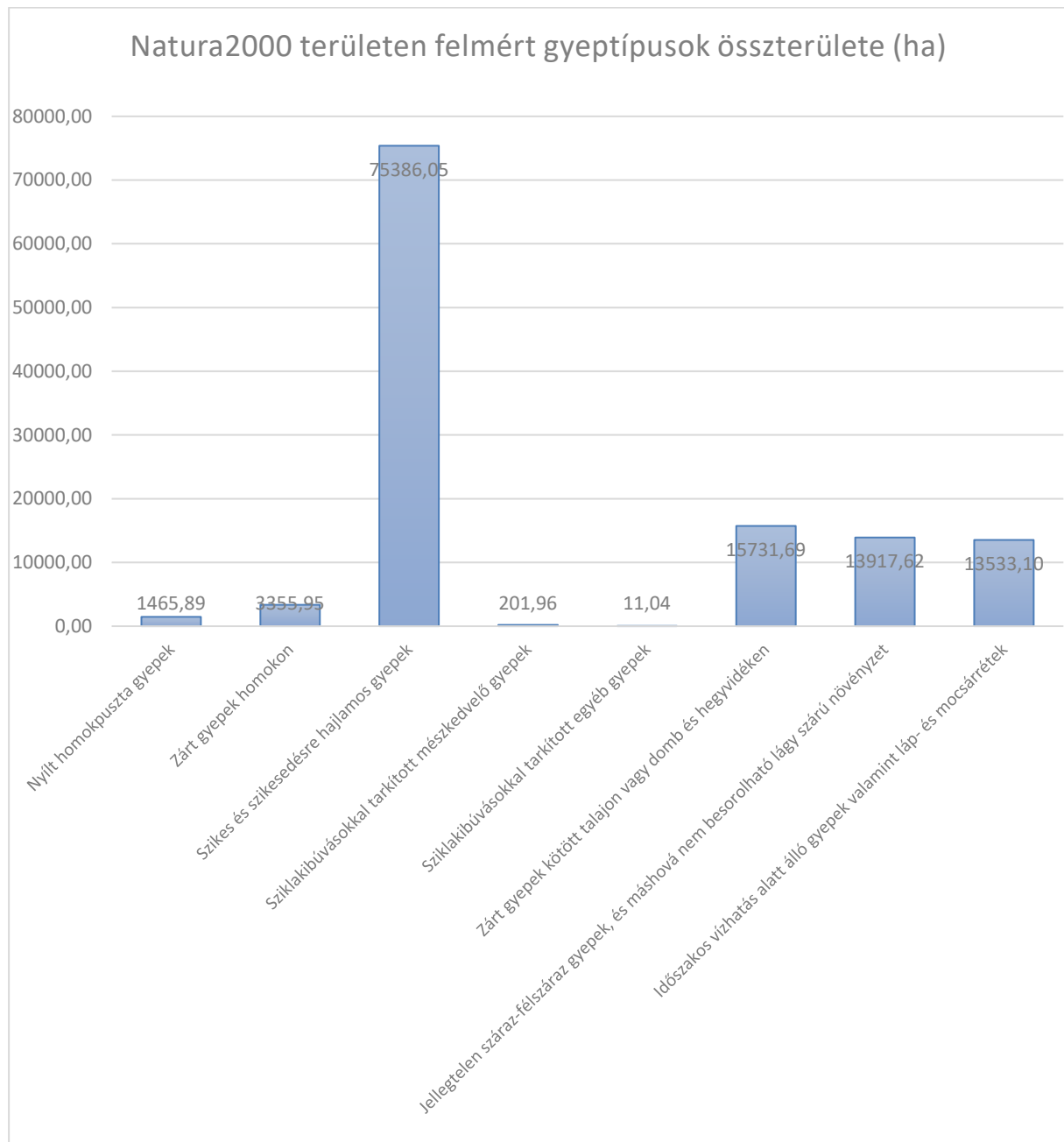
3.2.4 ábra A jó állapotú (2-es minősítést kapott) ÖÁ-gyepek aránya a típus összterületéhez képest

3.2.3 Gyepek (3-as főkategória) értékelése terepi természetesség adatok alapján

Az alábbi értékelést a 2.2 fejezetben ismertetett két adatbázis alapján végeztük el, tehát a Natura 2000 területek, valamint a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kapcsán gyűjtött terepi adatokon alapul. **Ebben az elemzésben az adatokat csak azokra a területekre értelmeztük, amelyek az alaptérképen valamelyik gyepek (3) kategóriába sorolódtak.** A mégis felbukkanó „Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint lág- és mocsárrétek” (5120) kategória itt azokat a területeket takarja, amelyek az élőhely-térképeken az Á-NÉR-Ökoszisztéma-alaptérkép megfeleltetés alapján ugyan az 5120-as kategóriába kerülnek, de az alaptérkép a gyepekhez (3) sorolja őket. Azért gondoltuk fontosnak megtartani ezt a kategóriát is a gyepek elemzésénél, mert a típusok közötti átmenet nem éles, sokszor az Á-NÉR

folttérképeken is több típust adtak meg a felvételezők, tehát az átfedés nem feltétlenül hiba, hanem sok esetben a kategóriarendszerek eltéréseiből fakad.

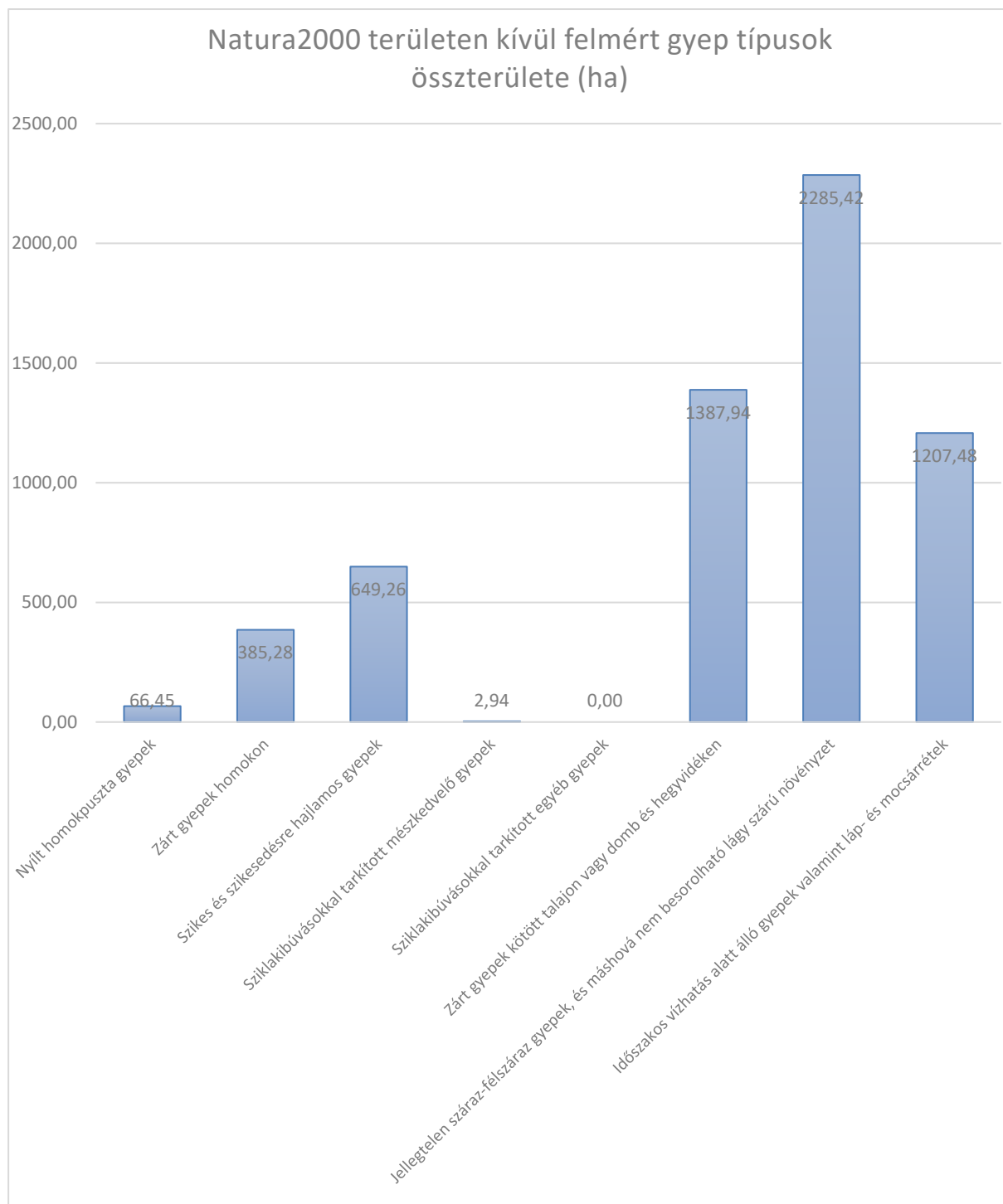
A 3.2.5. és a 3.2.6. ábrák az egyes Ökoszisztéma-alaptérkép gyeptípusok összterületét mutatják az adatbázisban. Előbbi a Natura 2000 területen elhelyezkedő foltokat jellemzi, utóbbi pedig azokat a területeket, amelyek nem Natura 2000 területek – viszont állhatnak egyéb természetvédelmi célú jogszabály hatálya alatt, például részét képezhetik a Nemzeti Ökológiai Hálózatnak.



3.2.5 ábra Natura 2000 területen felmért (Ökoszisztéma alaptérkép szerinti) gyeptípusok összterülete (ha)

A felhasznált adatbázisok céljából és jellegéből fakadóan a védett területekről jóval több információ áll rendelkezésre. Emellett az egyes típusok között is jelentős különbségek lehetnek. A Natura 2000 területekre vonatkozó adatokban a szikes gyepek területe kiugróan magas, ezt követi egy hármast, a „Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken” (3400), az „Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek” (5120), valamint a „Jellegtelen száraz-félszáraz gyepek, és máshová nem besorolható lágyszárú növényzet”

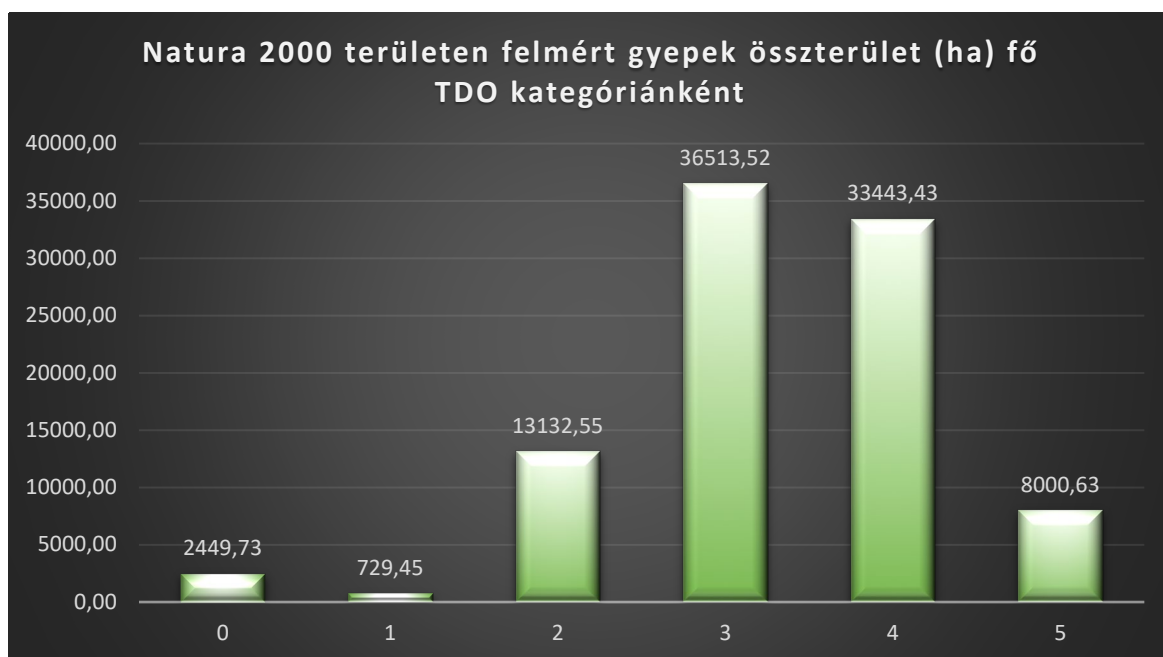
kategóriák. Ahogy az adatbázis leírásánál jeleztük, utóbbi főleg az Á-NÉR „Jellegtelen száraz-félszáraz gyepek” (OC) kategóriáját takarja, mivel ebből a kódból nem lehet megállapítani, hogy adott helyen éppen melyik természetes kategória degradált változatát jelenti. A mintában egy nagyságrenddel kisebb, de még mindig 1000 hektár feletti a homoki gyepek területe, míg az egyébként is jellemzően kisebb területen előforduló sziklagyepekből kb. 200 hektárról van természetességre vonatkozó információ.



3.2.6 ábra Natura 2000 területen kívül felmért (Ökoszisztéma alaptérkép szerinti) gyeptípusok összterülete (ha)

A Natura 2000-en kívül eső területeket jellemző mintában nemcsak az összterület jóval alacsonyabb, hanem az egyes típusok aránya is eltér, a jellegtelen, degradált gyepekből van a

legtöbb, ezt követik a „Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken” (3400), az „Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek” (5120), és csak ezután jönnek a szikesek és a homoki gyepek. A sziklakibúvásos gyepek területe ebben a mintában elenyésző, a három hektárt sem éri el. A 3.2.7. és 3.2.8. ábrák az egyes természetesség (TDO) kategóriák területi megoszlását mutatják a mintában. Mivel az átmeneti kategóriákba (pl. 2-3) kevés terület esik, és emiatt ezek torzítják a képet, az ábrákon csak a fő kategóriákat tüntettük fel. Látható, hogy a Natura 2000 területen a fő kategóriák területi eloszlása haranggörbére emlékeztet, a leggyakoribb a 3-as, majd szinte azonos területtel a 4-es kategória, ezt követi a 2-es és az 5-ös. A Natura 2000 területeken kívül eső élőhely-foltok esetében ez jelentősen eltolódik, a leggyakoribb kategória a 2-es, amit a 3-as követ. Az 5-ös területe szinte elhanyagolható. Tehát ezek a területek a vizsgált minta alapján jellemzően rosszabb állapotúak.

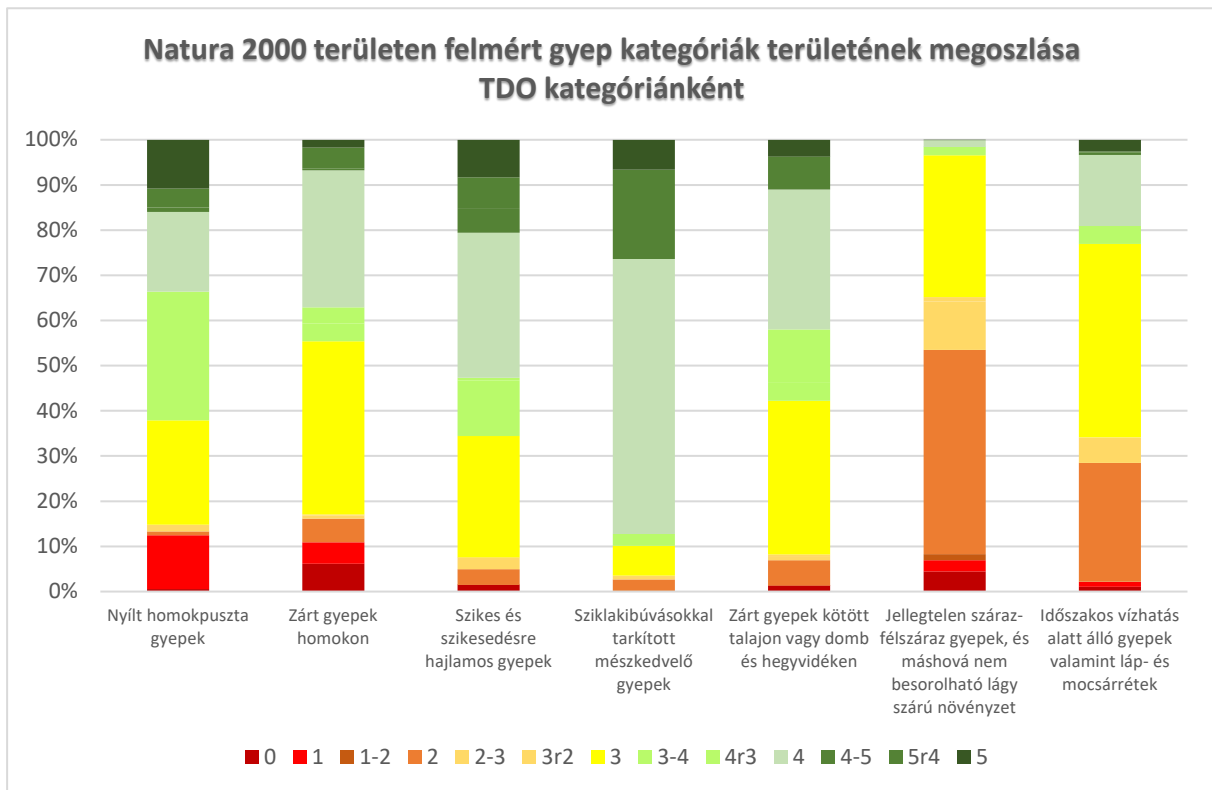


3.2.7 ábra Natura 2000 területen felmért gyepek (3-as főkategória) összterület (ha) fő TDO kategóriánként



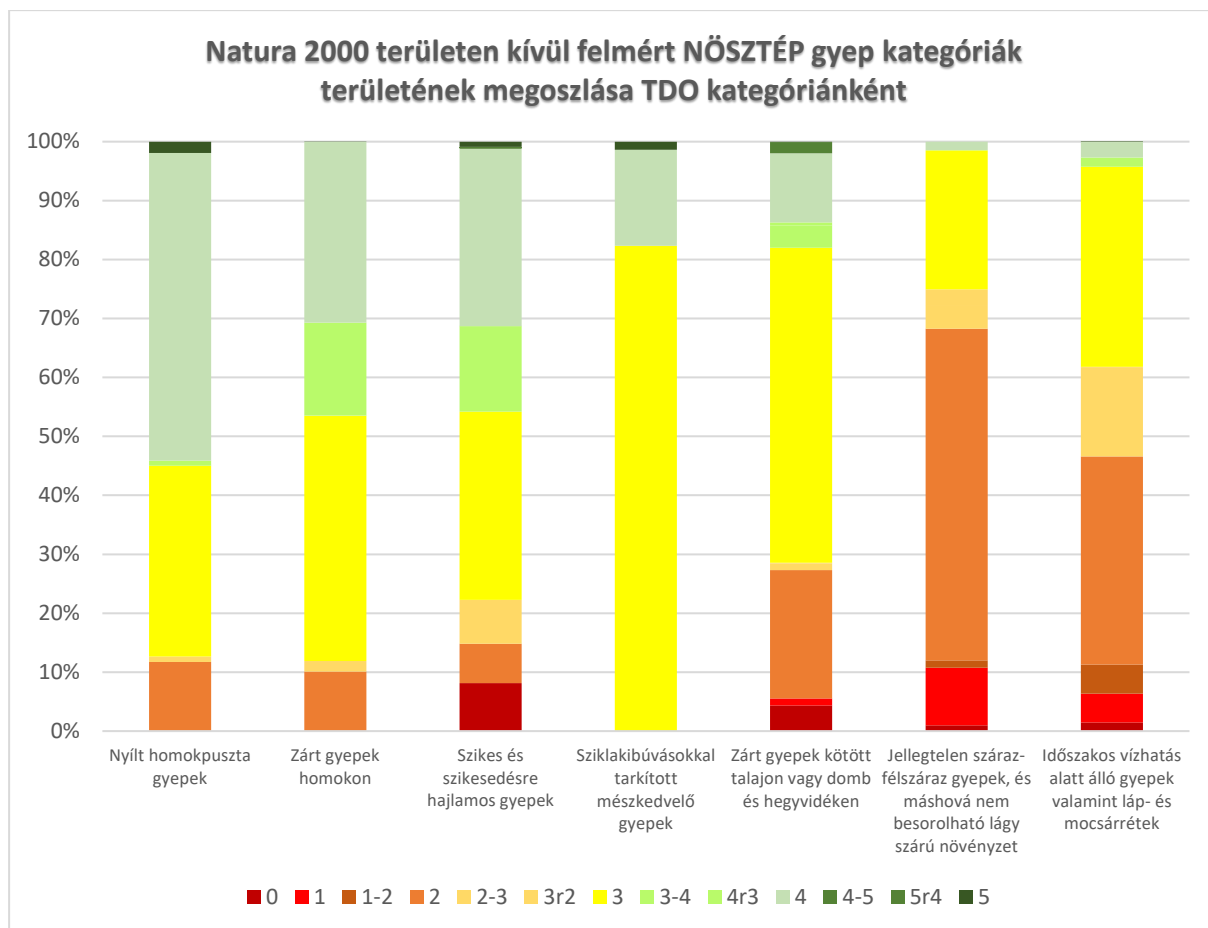
3.2.8 ábra Natura 2000 területen kívül felmért gyepek (3-as főkategória) összterület (ha) fő TDO kategóriánként

A 3.2.9-es és 3.2.10-es ábrák az adott természetesség kódokkal (TDO) jellemzett területek megoszlását mutatják az Ökoszisztéma alaptérkép szerinti gyeptípusonként a Natura 2000, és a Natura 2000-en kívül eső területeken. A Natura 2000 területeken arányaiban legjobb állapotúnak a „Sziklakibúvásokkal tarkított mészkedvelő gyepek” típus mutatkozik, ami viszonylag kis kiterjedésben (~200 ha) van jelen a mintában, de a felmért állományok 90%-a jó (4-es vagy 5-ös) állapotú. A szikeseknek (amelyekre viszont kiugróan sok adat áll rendelkezésre), több, mint fele esik a 4-es és 5-ös kategóriákba, és további kb. 12% az átmeneti (3-4) kategória aránya. Hasonló képet mutat a „Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken” típus is.



3.2.9 ábra Natura 2000 területen felmért Ökoszisztéma-alaptérkép gyepek kategóriák területének megoszlása TDO kategóriáinként

A homoki gyepek esetében a Natura 2000 területeken a jó állapotú kategóriák aránya mindkét típusnál 30 és 40% közötti, viszont a nyílt gyepeknél további majdnem 30% az átmeneti (3-4) kategória aránya. Az eloszlásban ezen túl kisebb eltérés, hogy a nyílt típus esetében nagyobb a legjobb (5-ös) állapotkategória területi aránya, mint a zárt homoki gyepeknél. A legrosszabb értékeket nem meglepő módon a „Jellegtelen száraz-félszáraz gyepek, és máshová nem besorolható lágyszárú növényzet” kategória mutatja. Azok a jellemzően nedvesebb gyepterületek, amelyek az alaptérképen gyepeként szerepelnek, de az Á-NÉR típus alapján az „Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek” (5120) kategóriához sorolandóak, még a Natura 2000 területeken is majdnem 80%-ban a rosszabb állapotot jelző kategóriákba (1,2,3, ill. ezek átmenetei) kerültek. A kívül eső területek esetében (3.2.10 ábra) a mintában az arányok szinte minden esetben a rosszabb kategóriák felé tolódnak el, illetve jellemző a legjobb (5-ös) kategória kisebb aránya, vagy teljes hiánya is. Furcsának tűnhet a legrosszabb kategóriák (0, 1) hiánya, illetve alacsony aránya ezen az ábrán. Ez valószínűleg technikai okokra vezethető vissza. A nem védett területek adatai nagyrészt az NBmR térképezésből származnak, ahol a térképezők, úgy tűnik, jobban igazodtak a leírásokhoz, pl. a természetesség-értékelés során kevésbé alkalmazták átmeneti kategóriákat, illetve a rossz állapotú foltokat már kategória szintjén is máshová (pl. OC) sorolták.



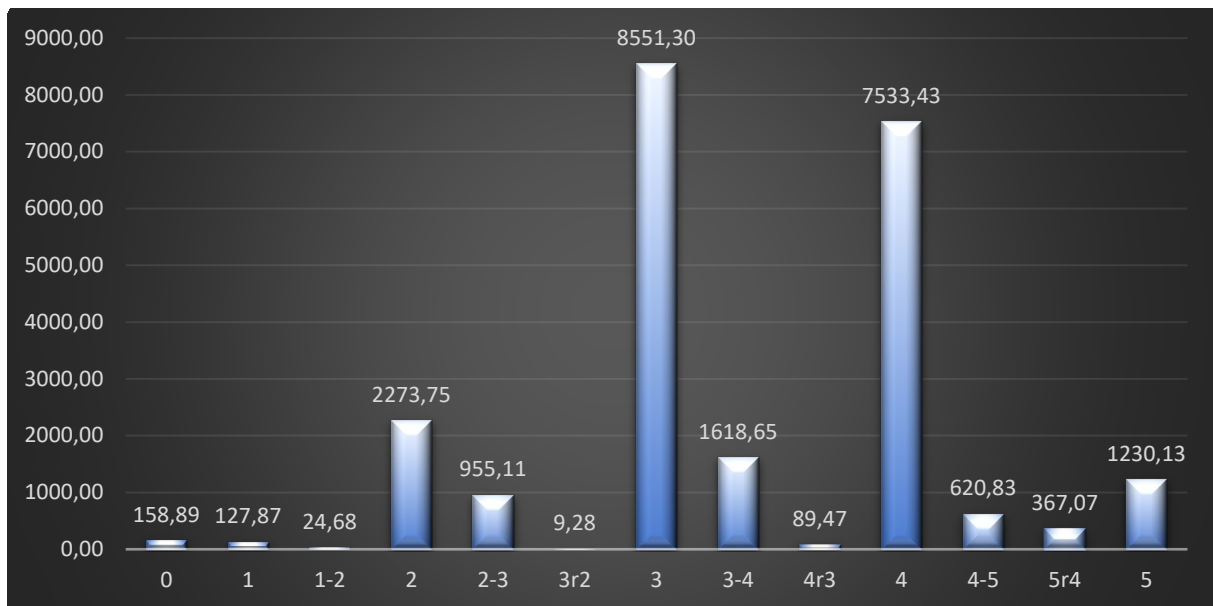
3.2.10 ábra Natura 2000 területen kívül felmért Ökoszisztéma-alaptérkép gyepek kategóriák területének megoszlása TDO kategóriáinként

A MÉTA adatbázis alapján Bölöni és mtsai (2008) közzétettek egy országos értékelést a természet-közeli élőhelyek állapotáról. A kategóriarendszer eltérései miatt a két eredmény közvetlenül nem összevethető, de a vízhez kötődő élőhelyek mellett az ő elemzésük is a szélsőségesebb termőhelyek élőhelyeit, elsősorban a szikeseket hozta ki a legjobb állapotúnak.

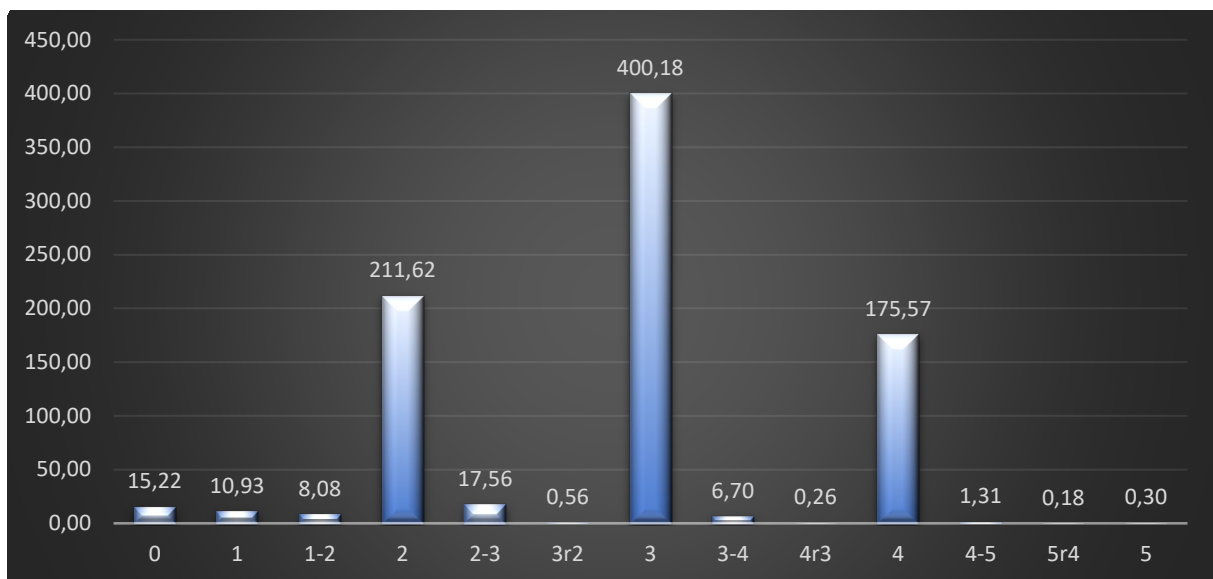
3.2.4 „Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek” (5120) értékelése terepi természetesség adatok alapján

Az „Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek” (5120) kategória ebben az értékelésben azokat a területeket takarja, amelyek az Á-NÉR-alaptérkép megfeleltetés alapján és az Ökoszisztéma-alaptérképen egyaránt az 5120-as kategóriába kerültek. A 3.2.11 és 3.2.12 ábrák (valamint a 3.2.13 és 14 ábrák) mutatják, hogy az egyes természetességi állapot kategóriák területe hogyan oszlik meg a Natura 2000 és az azon kívül eső területek esetében ebben a típusban. A megoszlásbeli eltolódás a rosszabb kategóriák felé a Naturán kívüli területeken a gyepekhez hasonlóan itt is látható. Ugyanakkor ezeknek a vizes élőhelyek esetében mind a Natura 2000, mind az azon kívül eső területeken a 3-as kategória a legnagyobb kiterjedésű, és a második „helyezett” változik (védett területeknél ez a jó állapotot jelölő 4-es, a nem, vagy egyéb módon védetteknel a 2-es). A jó állapotot jelző kategóriák a Natura 2000 területeken összesen a minta kb. egyharmadát, az azon kívül eső területeken pedig kicsit több, mint egynegyedét teszik ki. Érdekeség, hogy azok a vizes élőhelyek, amelyeket az alaptérkép és az Á-NÉR élőhely-térképek is elsődlegesen az 5120-as kategóriába sorolnak, összességében jobb állapotúak (vö. 3.2.9, 3.2.10, 3.2.13 és 3.2.14 ábrák) mint azok, ahol az élőhely-térképek alapján ugyan vizes élőhelyként jelenik meg, de az alaptérképen a gyepekhez került. Ez alapján

elképzeltető, hogy az állapot (pl. a növényzet vagy a talaj víztartalmán keresztül) az Ökoszisztéma alaptérkép készítése során befolyásolta a besorolási pontosságot.

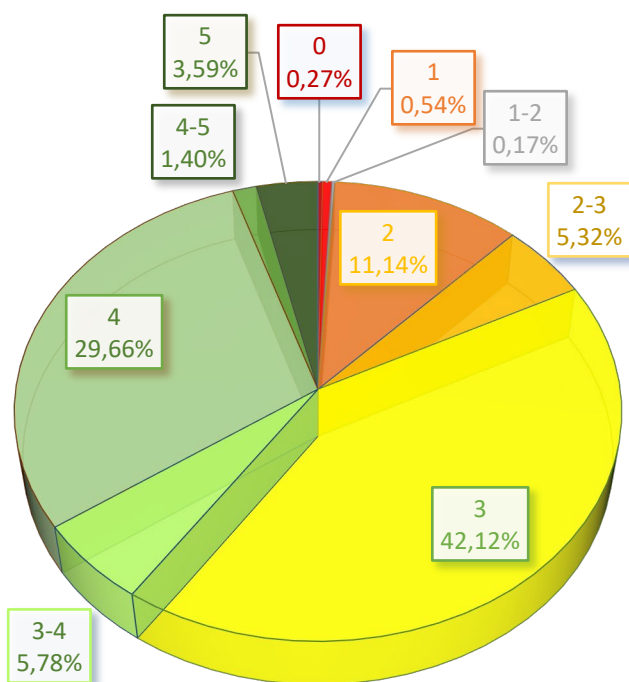


3.2.11 ábra Natura 2000 területen felmért "Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek" (5120) összterület (ha) TDO kategóriánként



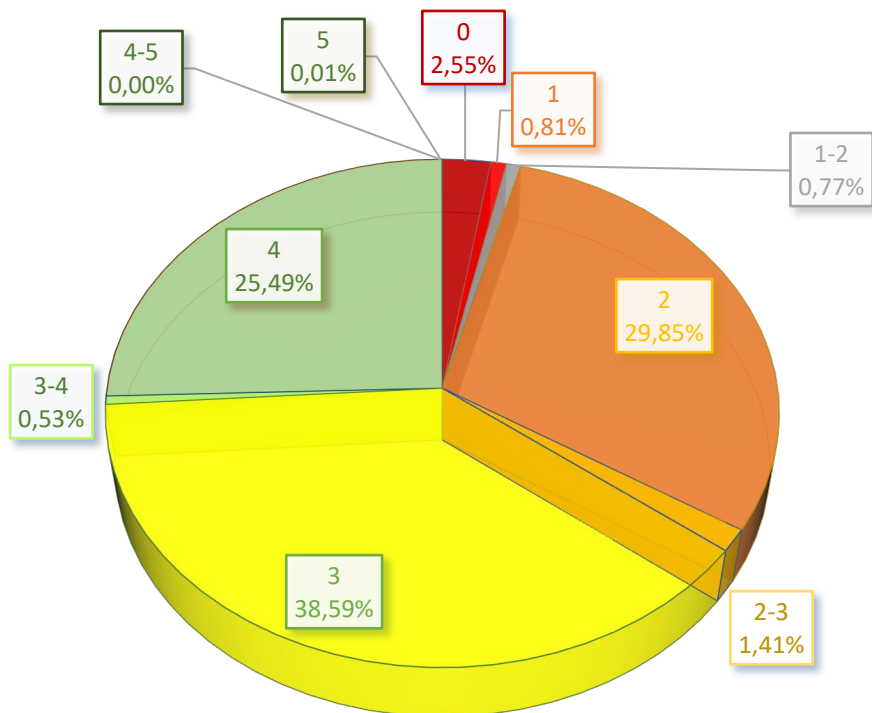
3.2.12 ábra Natura 2000 területeken kívül felmért "Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek" (5120) összterület (ha) TDO kategóriánként

"Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek" (5120) - TDO kategóriák megoszlása NATURA 2000 területen



3.2.13 ábra Natura 2000 területen felmért "Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek" (5120) - TDO kategóriák megoszlása

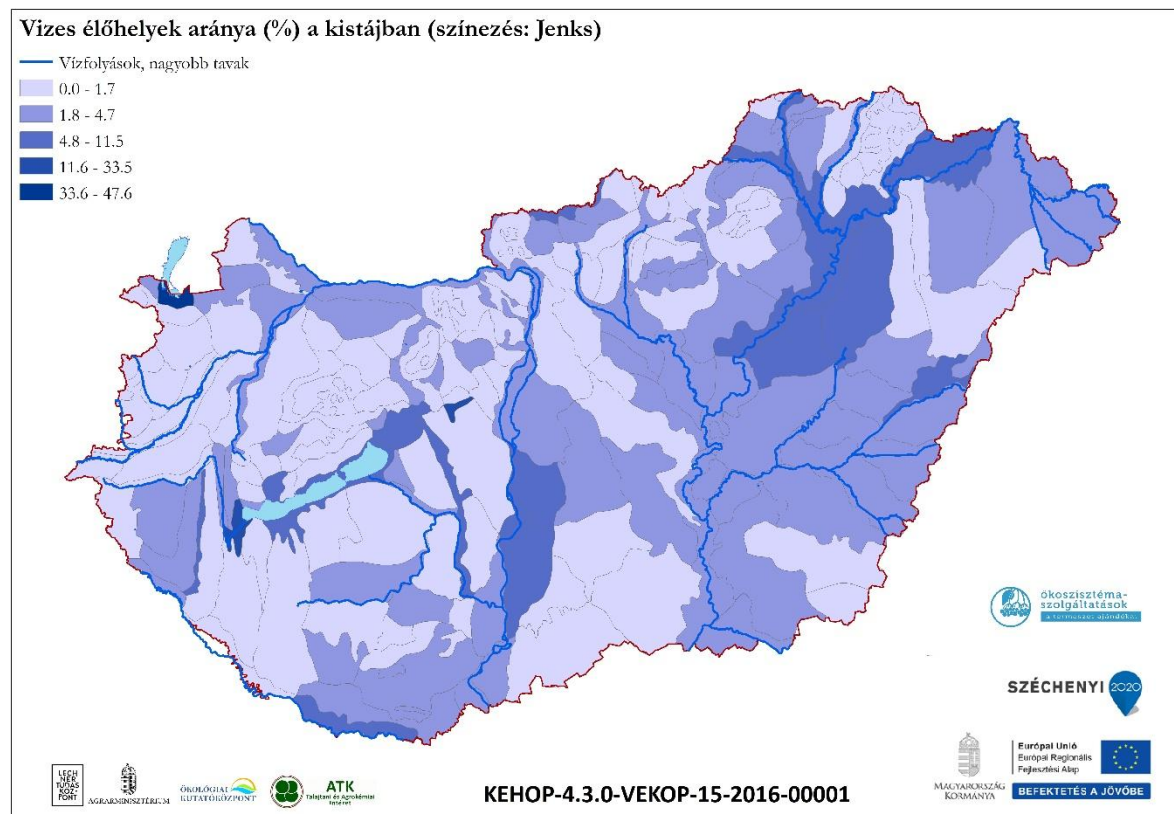
Natura 2000 területen kívül felmért "Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek" (5120) - a TDO kategóriák megoszlása



3.2.14 ábra Natura 2000 területen kívül felmért "Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek" (5120) - TDO kategóriák megoszlása

3.3 Vizes élőhelyek (Vízben álló mocsári/lápi növényzet – 5110)

A vizes élőhelyeknek már a definiálása, illetve a lehatárolása sem egyértelmű, sem a szárazföldi, sem a vízi ökoszisztémák irányában (Máté és mtsai 2014b). Mivel a lehatárolás alapvetően a vízhatás alapján történik, a kategória még a lehető legszűkebb értelmezés mellett is rendkívül változatos működésű ökoszisztémákat foglal magában (az alaptérképen külön kategóriaként leírt vizek – a 6-os főkategória – nem tartoznak ide). A térbeli heterogenitás mellett komoly kihívást jelent az időbeli dinamika is; a gyors, akár napi szintű változások és az évszakos dinamika miatt már a lehatároláshoz is több időpontból származó információra van szükség, és az állapot leírására ez még inkább igaz. Vizes élőhelyek alatt eredetileg az Ökoszisztéma alaptérkép kategóriarendszere szerint ide sorolt, állandó vagy időszakos vízhatás alatt álló, igen változatos területeket értjük, ide tartoznak a nádasok, mocsár- és láprétek, mocsár- és láperdők. 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 erdőkre kidolgozott értékelési rendszer alapján osztályoztuk. Az 5120-as kategóriába tartozó területeket („Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek”) a gyepekkel együtt, a 3.2. fejezetben tárgyaltuk, így ez a (3.3-as) fejezet kifejezetten az 5110-es kategóriára („Vízben álló mocsári/lápi növényzet”) vonatkozik.

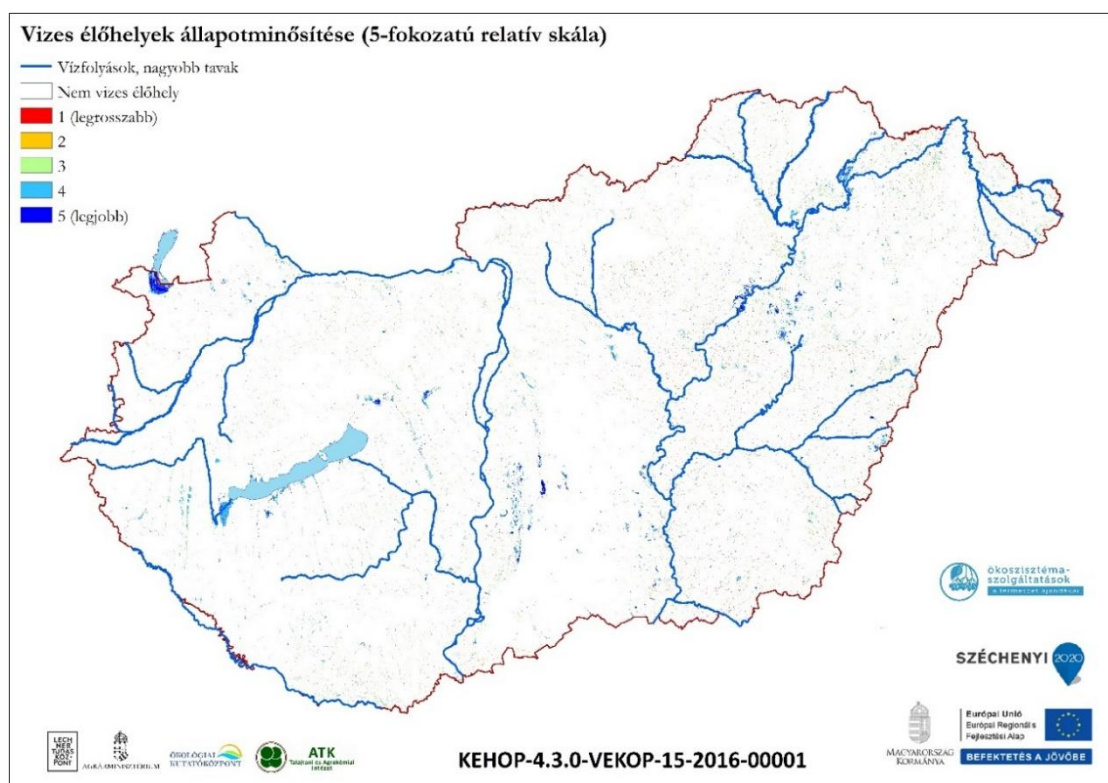


3.3.1 ábra Vizes élőhelyek (Vízben álló mocsári/lápi növényzet – 5110. kategória) területi aránya a kistájban

A 3.3.1. ábra azt mutatja be, hogy az Ökoszisztéma alaptérkép alapján mekkora a „Vízben álló mocsári/lápi növényzet” (5110) kategória területi aránya az egyes kistájokban. Ahogy a gyepeknél is felmerült, ez önmagában kevésbé jellemzi az állapotot, inkább csak elősegíti a kistájankénti statisztikák értelmezését, hiszen ahol az adott élőhely-típusból csak kevés fordul elő egy kistájban, ott az a kevés határozza meg a kistájra jellemző értéket. A gyepekhez hasonlóan a megjelenítésnél egy olyan színezést választottunk, ami nem egyenkénti kategóriákat tartalmaz, hanem az egyes területek közötti különbségek kiemelését szolgálja. A „Vízben álló mocsári/lápi növényzet” kategória legnagyobb arányban a Fertő-medencében és a

Kis-Balatonnál található meg, ezen túl nagyobb kiterjedésben van jelen általában a nagyobb folyók mentén, a Balaton környezetében, a Dráva-síkon, a Hortobágyon és a Tisza-tó környékén, a Bodrogeközben, a Sajó-völgyében és a Solti-sík, valamint a Kalocsai-Sárköz területén.

A 3.3.2. ábra az erre az élőhely-típusra külön kidolgozott szakértői állapotértékelés eredményeit mutatja be. Itt is igaz az, ami a gyepeknél, hogy országos adatbázisok híján leginkább az antropogén terhelést leíró, az állapotra közvetetten utaló jellemzőkre kellett hagyatkoznunk, így a térkép inkább egyfajta veszélyeztetettséget tükröz. Azok a területek kaptak magasabb értéket, amelyek gyakrabban kerülnek vízborítás alá, a környezetükben több és változatosabb vizes élőhely található, valamint inkább természetszerű élőhely-típusok veszik őket körül.

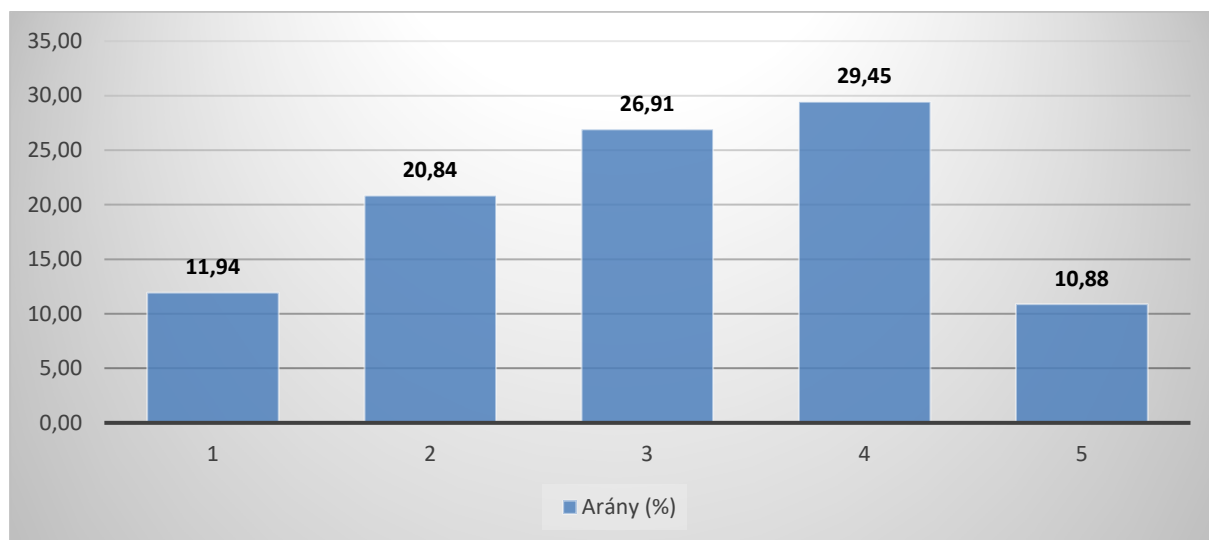


3.3.2 ábra A vizes élőhelyek (Vízben álló mocsári/lápi növényzet – 5110 kategória) állapotminősítésének eredménye



3.3.3 ábra A vizes élőhelyek (Vízben álló mocsári/lápi növényzet – 5110. kategória) állapotminősítés kategóriák összterülete (ha)

A 3.3.3. és 3.3.4. ábrák az állapotértékelés során kapott kategóriák (melyek közül 1 a legalacsonyabb, 5 a legmagasabb érték, utóbbi jelzi a jobb állapotú, illetve más értelmezésben az antropogén terhelésnek kevésbé kitett területeket) területi megoszlását mutatják. A legrosszabb, 1-es kategóriától kezdve az összterület a második legjobb 4-esig nő, míg a legjobb 5-ös kategóriába eső területből van a legkevesebb.

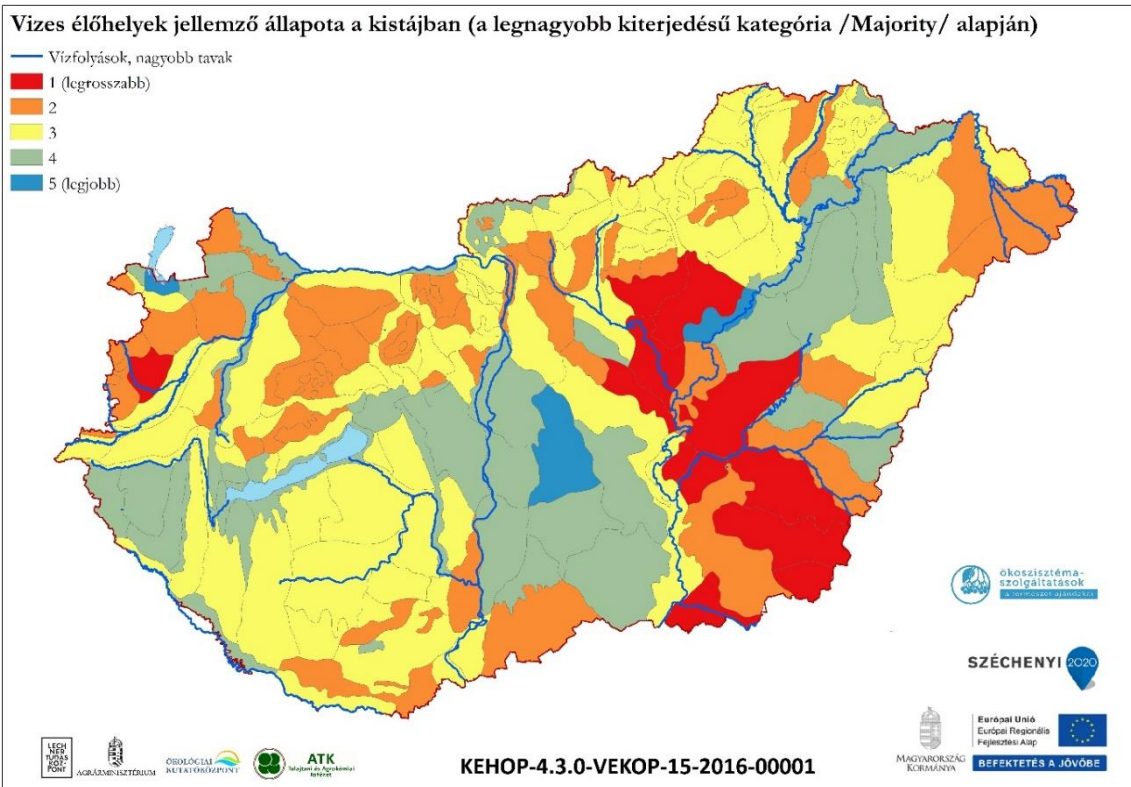


3.3.4 ábra A vizes élőhelyek (Vízben álló mocsári/lápi növényzet – 5110. kategória) állapotminősítés kategóriák összterületének megoszlása (%)

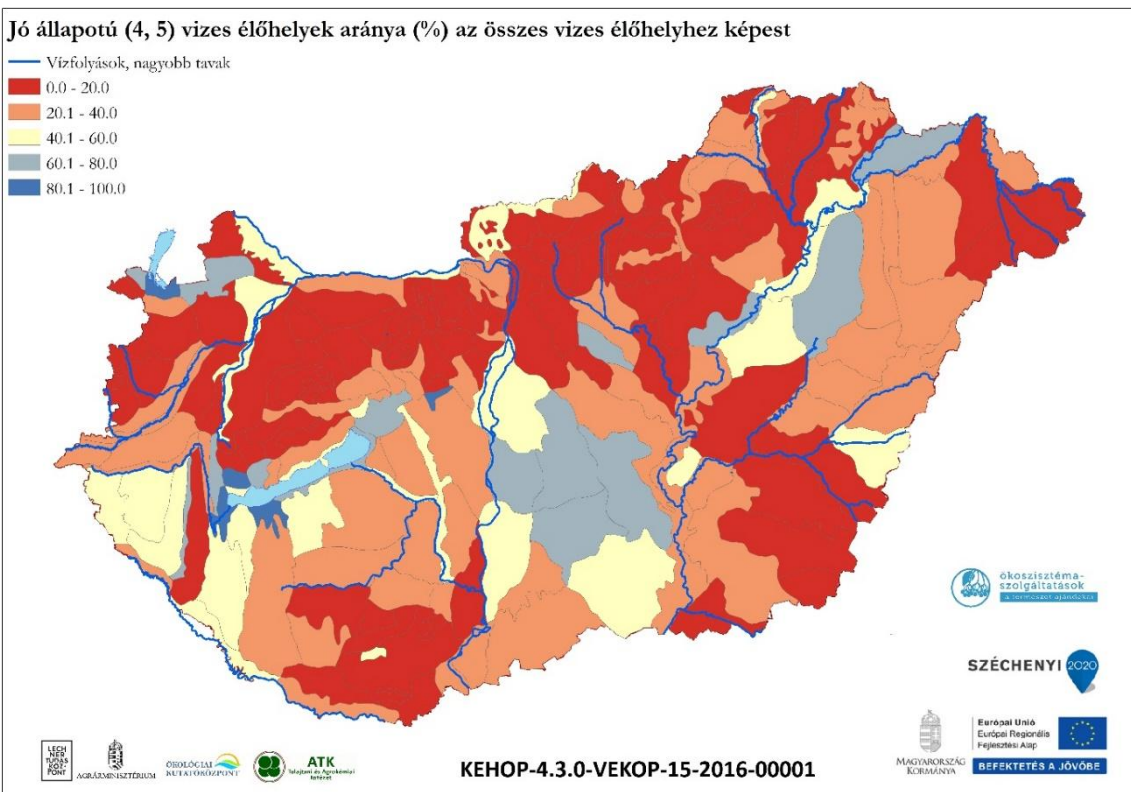
A 3.3.5 ábra térképes formában mutatja be az adott kistájban összességében a legnagyobb területre jellemző minősítést, míg a 3.3.6. ábra a legjobb állapotú (4-es, vagy 5-ös minősítést kapott) vizes élőhelyek területi arányát ábrázolja, ezek kistájbeli összterületéhez képest. Mindkét megközelítés azon területek kiemelését célozza, ahol a vizsgált vizes élőhelyek az eredmények alapján összességében jobb állapotúak, vagy legalábbis kevesebb terhelés éri őket. Előbbi a Fertő-medencén kívül leginkább a Kiskunsági homokhátságot és a Hevesi-árteret emeli ki. A Kiskunsági-homokhátra kapott magas értéket főleg a Kolon-tóra és az Orgoványi-rétekre kapott viszonylag magas értékek húzzák fel, mivel a módszer „jutalmazza” a nagyobb, összefüggő, természetzerű élőhelyekkel körbevett foltokat. Ugyanakkor a kapott jó eredményt árnyalja, hogy ezeket a területeket fokozottabban veszélyezteti az erős talajvízszint-csökkenés, amelyet közvetlenül nem tudtunk figyelembe venni. A vízellátottság korlátozottan, a távérzékeléses módszerekkel érzékelhető, egy adott időszakra vonatkozó felszíni vízborításon/talajnedvességen keresztül épült be a modellbe.

A két legjobb kategóriába (4-es és 5-ös) eső területek aránya (amelyet az összes, az adott tájban található vizes élőhelyhez viszonyítottunk) alapján némileg eltérő képet kapunk (3.3.6. ábra). Ez a Kis-Balatont, a Fertő-medencét, a Nagybereket, és a Velencei-tó környezetét emeli ki (a Keszthelyi-fennsíkra kapott magas érték a vizes élőhelyek alacsony aránya miatt nem releváns), és a Duna-Tisza-közén jobban differenciál.

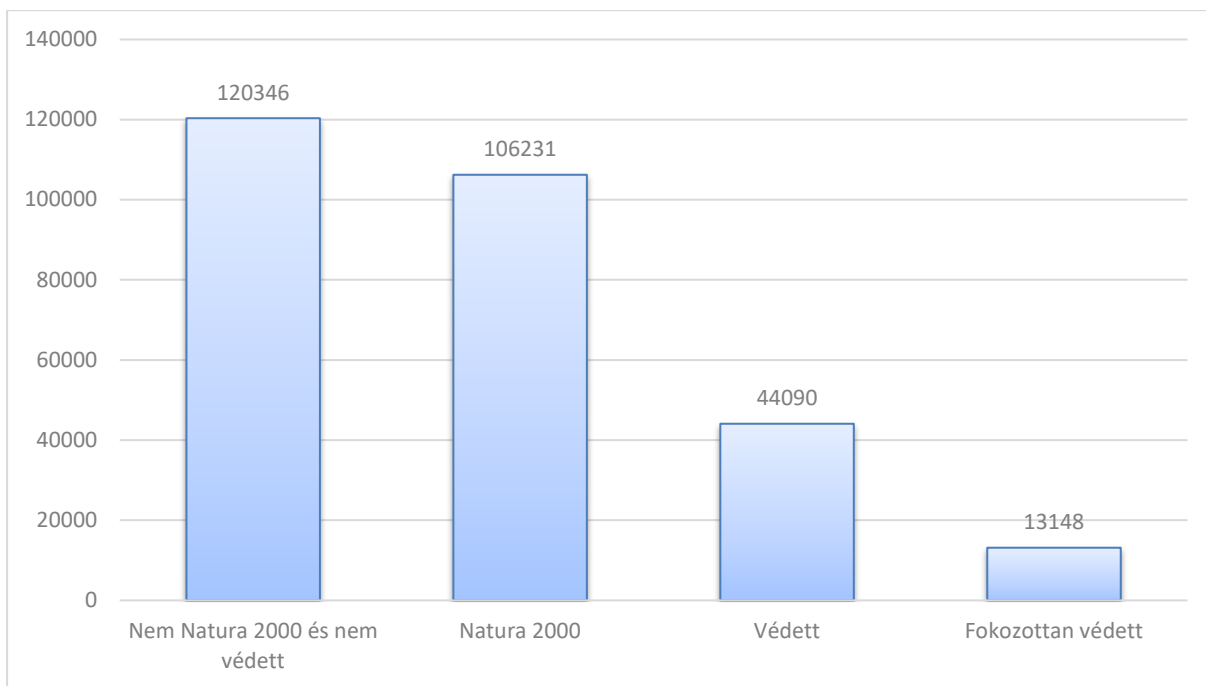
A 3.3.7. ábra a különféle módon védett vizes élőhelyek összterületét mutatja be. A védett vagy Natura 2000 területen található vizes élőhelyek területe kb. 58%-a a típus összterületének. Az értékes területek a vizes élőhelyek esetében is jellemzően többféle természetvédelmi célú jogszabály hatálya alá tartoznak, illetve viszonylag sok az egyéb hasonló céllal kijelölt (pl. a Ramsari Egyezmény hatálya alá eső) terület, amelyeket itt nem jelöltünk külön.



3.3.5 ábra A vizes élőhelyek (Vízben álló mocsári/lápi növényzet – 5110. kategória) jellemző állapota földrajzi kistájanként – a legnagyobb kiterjedésű kategória alapján

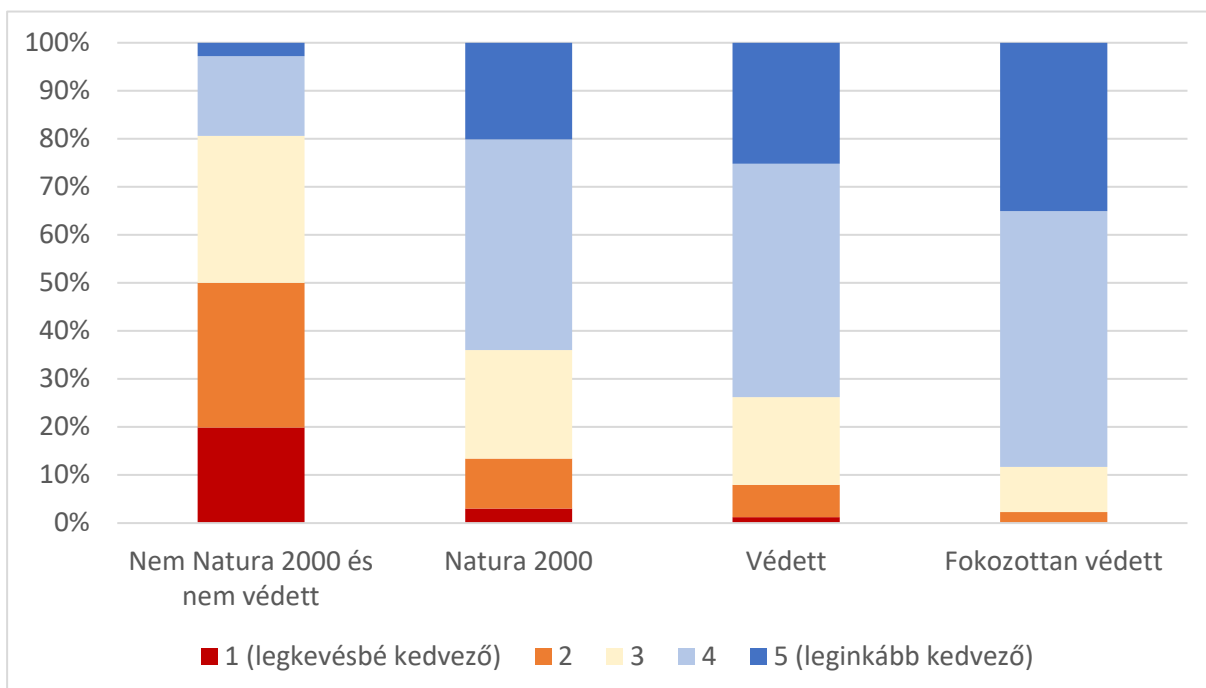


3.3.6 ábra A vizes élőhelyek (Vízben álló mocsári/lápi növényzet – 5110. kategória) területi aránya a kistájban található összes vizes élőhelyhez képest



3.3.7 ábra A vizes élőhelyek (Vízben álló mocsári/lápi növényzet – 5110. kategória) összterülete védettség szerint (ha) (a Natura 2000 és a védett/fokozottan védett területek között jelentős területi átfedés van!)

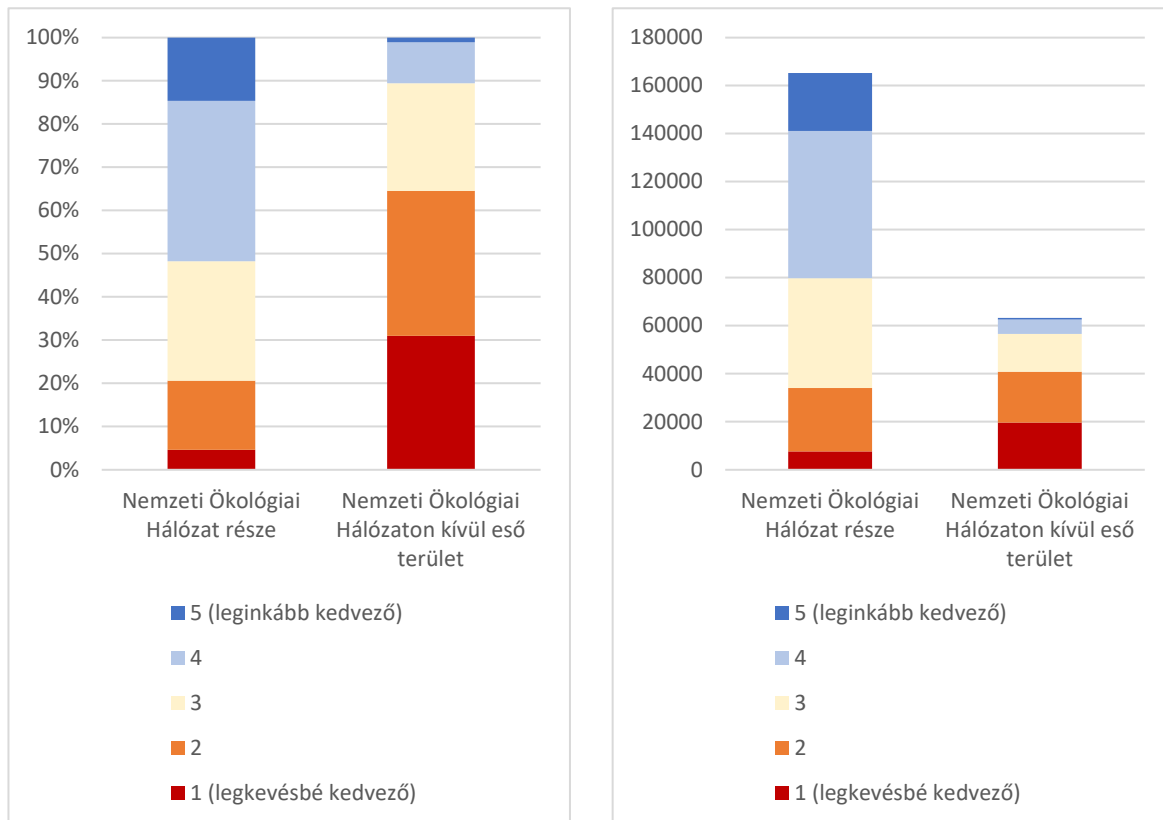
A 3.3.8. ábra a vizes élőhelyek állapotminősítése során kapott kategóriák megoszlását mutatják be a Natura 2000 területek, a védett területek, és a semmilyen formában nem védett területek esetében. A védettség és az állapot-minősítés eredménye között egyértelmű kapcsolat mutatkozik. A védett területeken található vizes élőhelyeket összességében valószínűleg kevésbé veszélyeztetik azok a terheléssel járó, közvetlen és közvetett emberi hatások, amelyeket az elemzésbe épített részindikátorok által próbáltunk becsülni, így feltehetően az általános állapotuk is jobb.



3.3.8 ábra A vizes élőhelyek (Vízben álló mocsári/lápi növényzet – 5110) állapotminősítés kategóriáinak megoszlása védettség szerint (a Natura 2000 és a védett/fokozottan védett területek között jelentős területi átfedés van!)

A Natura 2000 területek több, mint 60%-a esik a két legjobb kategóriába, míg a védetteknél ez majdnem 80%. Tehát a védett területen található vizes élőhelyek kicsivel több, mint 20%-a elaprózódott, mesterséges vagy művelt területek által körbevett, emberi tevékenység által fokozottabban veszélyeztetett terület. Az egyáltalán semmilyen védelemmel nem rendelkező vizes élőhelyek esetében fordított a helyzet, kb. 10% a két legjobb állapot-kategória területi aránya.

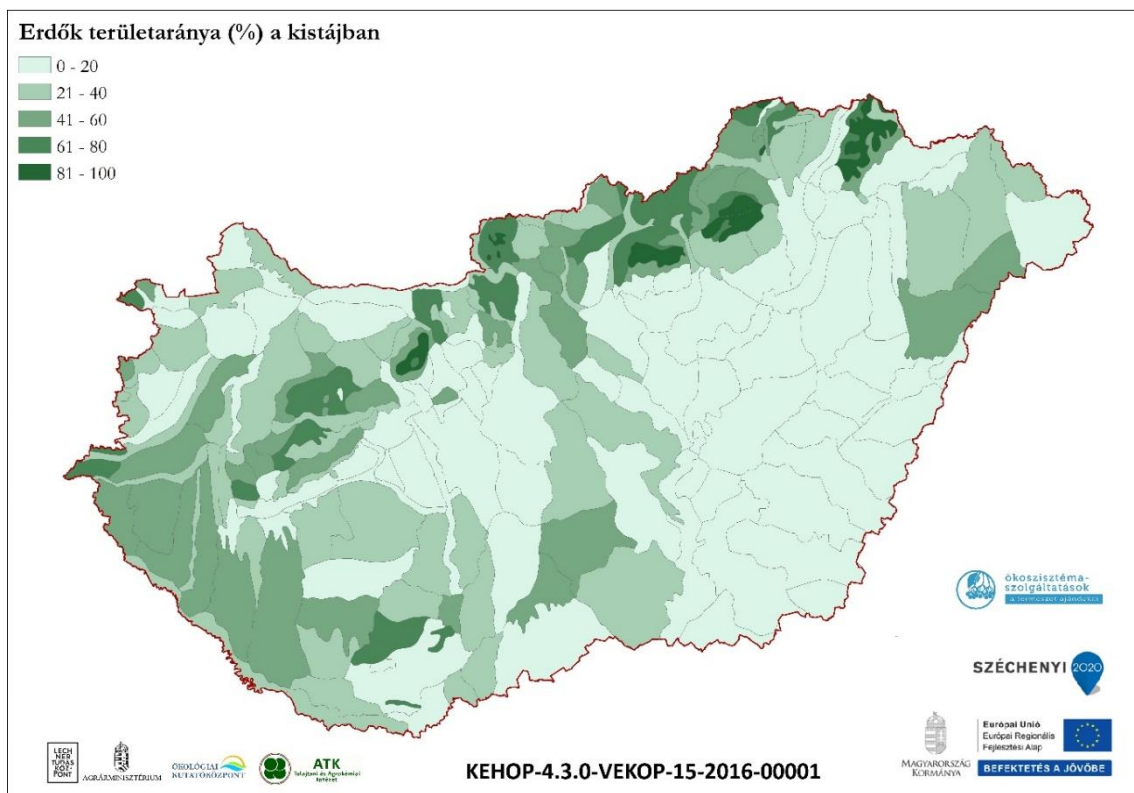
A 3.3.9. ábra a vizes élőhelyek állapotminősítése során kapott kategóriák megoszlását mutatja be a Nemzeti Ökológiai Hálózatba tartozó területeken és azon kívül. Itt is hasonló arányokat láthatunk, az 5-fokozatú állapotminősítés szerint a NÖH részeként kijelölt vizes élőhelyek körülbelül fele tartozik a két legjobb (4,5) kategóriába, míg azon kívül csak 10%.



3.3.9 ábra A vizes élőhelyek (Vízben álló mocsári/lápi növényzet – 5110) állapotminősítés kategóriáinak megoszlása a Nemzeti Ökológiai Hálózatba tartozó területeken és azon kívül (bal oldal: %-os arányok, jobb oldal: hektárban megadott összterület)

3.4 Erdők

Európa jelentős részét (a szárazföldi területek kb. 40%-át) borítják erdők, Magyarországon területi arányuk kb. 21% (az alaptérkép alapján, a spontán beerdősült területeket és cserjéseket is beleszámolva, ennél több, kb. 26% esik ebbe a kategóriába). 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 természetszerű erdőkben él az őshonos hazai flóra kb. 45%-a és feltehetően a fauna is hasonló arányban (Mátyás 1996). A magyarországi védett területek kb. fele, a Natura 2000 területek kb. 45%-a erdő.



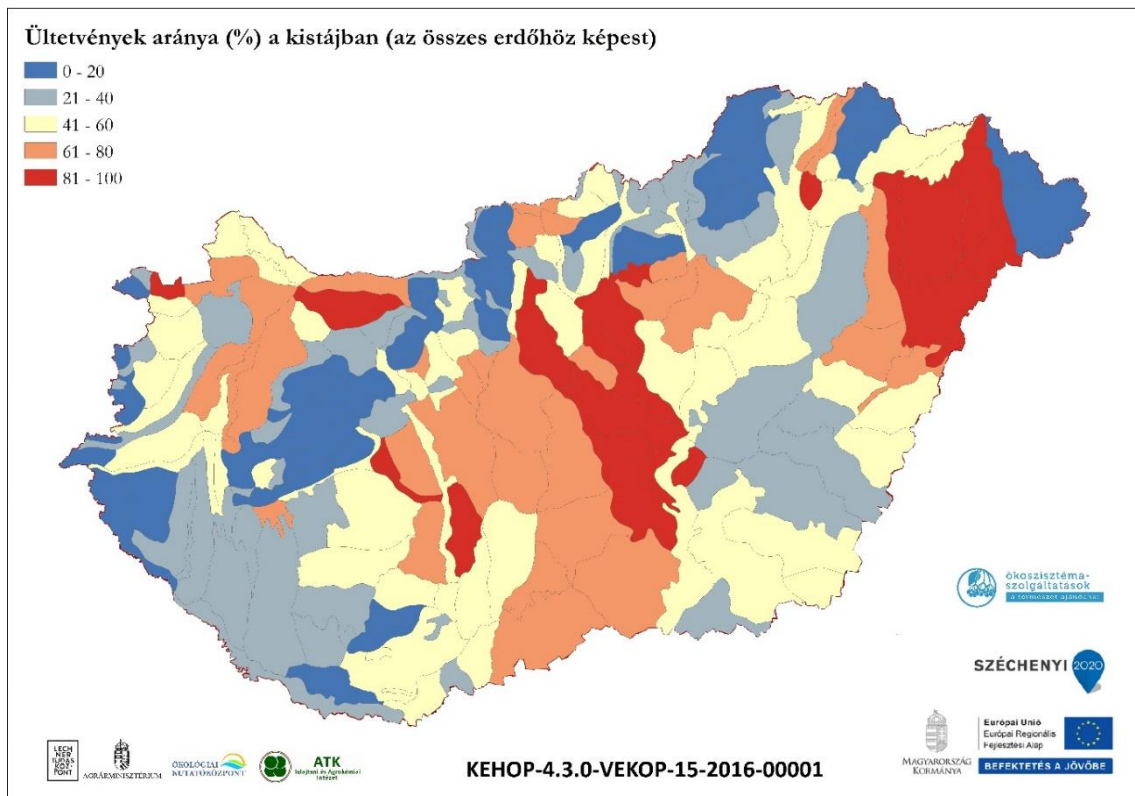
3.4.1 ábra Az erdők területi aránya a kistájban (%)

Az erdősültség mértéke az országon belül jelentős eltéréseket mutat (3.4.1 ábra), a középhegységek és a Délnyugat-Dunántúl a leginkább erdősült területek, míg a síkvidékeken alacsony az erdők aránya. A 3.4.2. ábrán az alaptérképen az ültetvények közé sorolt erdők területi aránya látható, az adott kistájban található összes erdőhöz képest. Az alföldi területeken jellemzően magasabb ez az arány, de néhány esetben kiugróan magas, olyan tájak esetén is, ahol egyébként az erdősültség nem annyira alacsony (pl. Nyírség, Duna-Tisza köze északkeleti területei, Pesti-síkság). Ezekben a területeken az idegenhonos ültetvények nagyobb részben akácok.

3.4.1 Az elemzés módszertanának rövid ismertetése

Az elemzés során az erdők állapotát a korábbi hazai vizsgálatokban szereplő erdőtermészetességhez hasonlóan értelmeztük (ld. Bartha és mtsai 2003, Standovár 2017). A módszertan is erősen támaszkodik ezek módszereire és eredményeire. Az 5-fokozatú állapotminősítés két fő indikátorcsoport értékeiből állt össze, külön értékeltük a faállomány

fajösszetételét, és szerkezetét. Jó állapotúnak az őshonos fajokból álló, változatos fajösszetételű és szerkezetű állományokat tekintettük, míg rossz állapotúnak adódtak az elegyetlen, idegenhonos fajokból álló, egykorú állományok. Az összesített értékelésben a fajösszetételi mutatókat másfélszeres súllyal vettük figyelembe. A lágyszárú szint, illetve a fauna fajösszetételére az erdők esetében sem állt rendelkezésre országos szinten megbízható információ, így az eredményben az egyes állományok ilyen értelemben vett „jósa” legfeljebb közvetve tükröződik. Nem tartalmazza a térkép a fák klasszikus értelemben vett egészségi állapotát, tehát pl. az aszály hatásait – ez egy esetleges jövőbeni továbbfejlesztés fontos iránya lehet.

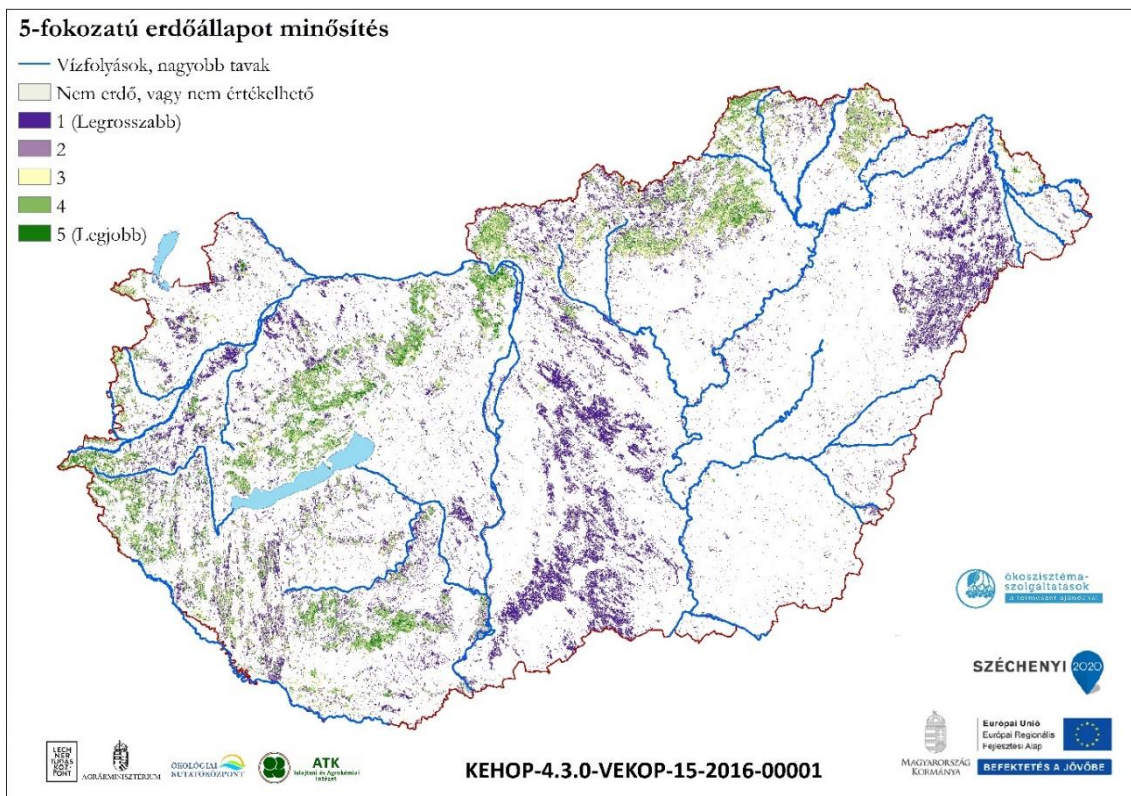


3.4.2 ábra Az alaptérképen idegenhonos ültetvényként besorolt erdők területi aránya az összes erdőhöz képest, kistájanként (%)

3.4.2 A komplex értékelés eredményei

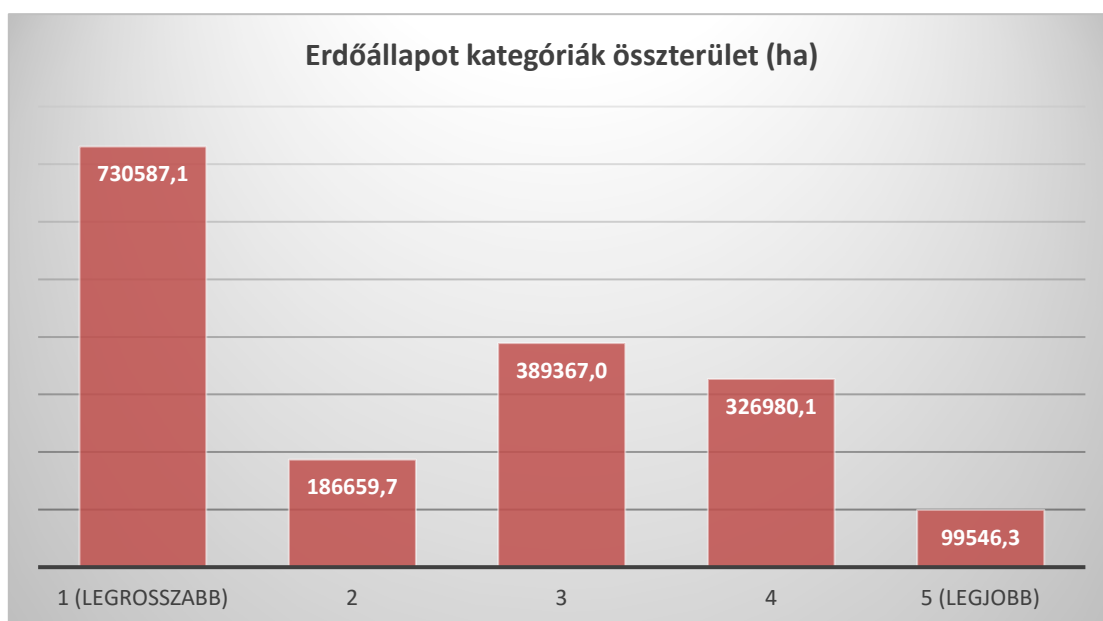
A 3.4.3. ábra az állapotértékelés végső eredményeképpen kapott 5-fokozatú minősítés térbeli megoszlását ábrázolja. A térképen látottak értelmezésénél nagyon fontos figyelembe venni, hogy az állapotértékelés eredménye nem feltétlenül tükrözi az adott erdőállomány lokális jelentőségét – lehetnek olyan területek, pl. az Alföldön, ahol egy 3-as értéket kapott erdőrészlet helyben kiemelkedően jónak számít, és természetvédelmi szempontból jelentős szerepet tölt be.

Az összesített erdőállapot-minősítést ábrázoló térképen nem szerepel minden üzemtervezett erdőterület. Nem minősítettük a tarvágásokat (4501-es kategória), valamint azokat a területeket, ahol az adatok alapján a vizsgálat időpontjában feltételezhetően éppen felújítás zajlott (4502-es kategória). Nem kaptak összetett értékelést azok az állományok sem, ahol csak felújulási szintet írtak le, mivel ezeknél a szerkezetre megadott szempontok félrevitték volna az értékelést. Utóbbiak értékelése külön, a fajösszetétel alapján lehetséges (ld. 3.4.3 fejezet). Fajösszetétel szempontjából külön módszertan szerint minősítettük az ültetvényeket (ültetvények alatt itt minden esetben az alaptérképen ültetvényként definiált állományokat értjük, ahol az idegenhonos fafajok aránya a felső lombkoronaszintben eléri, vagy meghaladja az 50%-ot).



3.4.3 ábra Az erdők 5-fokozatú állapotminősítésének eredménye

Az erdőállapot kategóriák területi megoszlását a 3.4.4. és 3.4.5. ábrák mutatják be, előbbi az ültetvényekkel együtt, utóbbi nélkülük. Az ültetvényeket is figyelembe véve a terület jelentős része a legrosszabb, 1-es kategóriába esik, tehát idegenhonos fajok dominálta, egykorú, egy fajból álló, esetleg agresszíven terjedő fafajokkal fertőzött állományok. Ha az ültetvényeket kivesszük az elemzésből, itt is egy haranggörbe jellegű eloszlást kapunk, ahol a 3-as a leggyakoribb kategória, majd ezt követi a 4-es, és jóval kisebb területen a 2-es és az 5-ös.

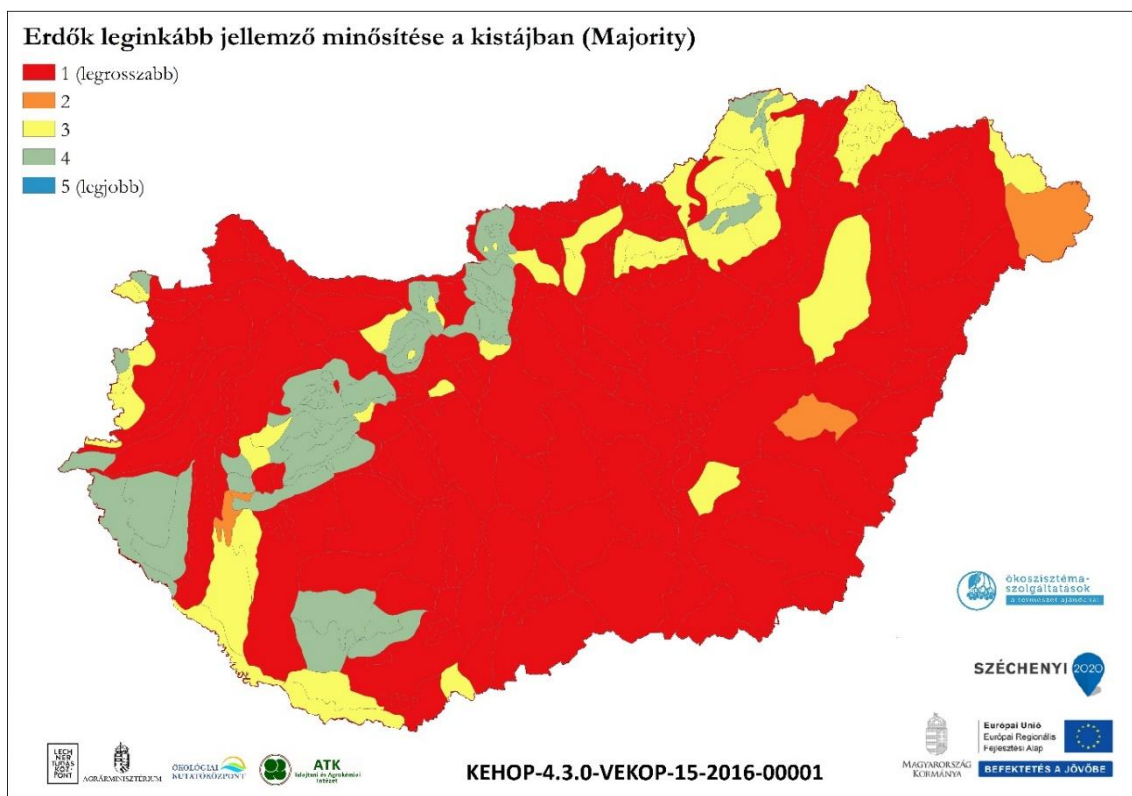


3.4.4 ábra Erdőállapot minősítés kategóriák összterület (ha)

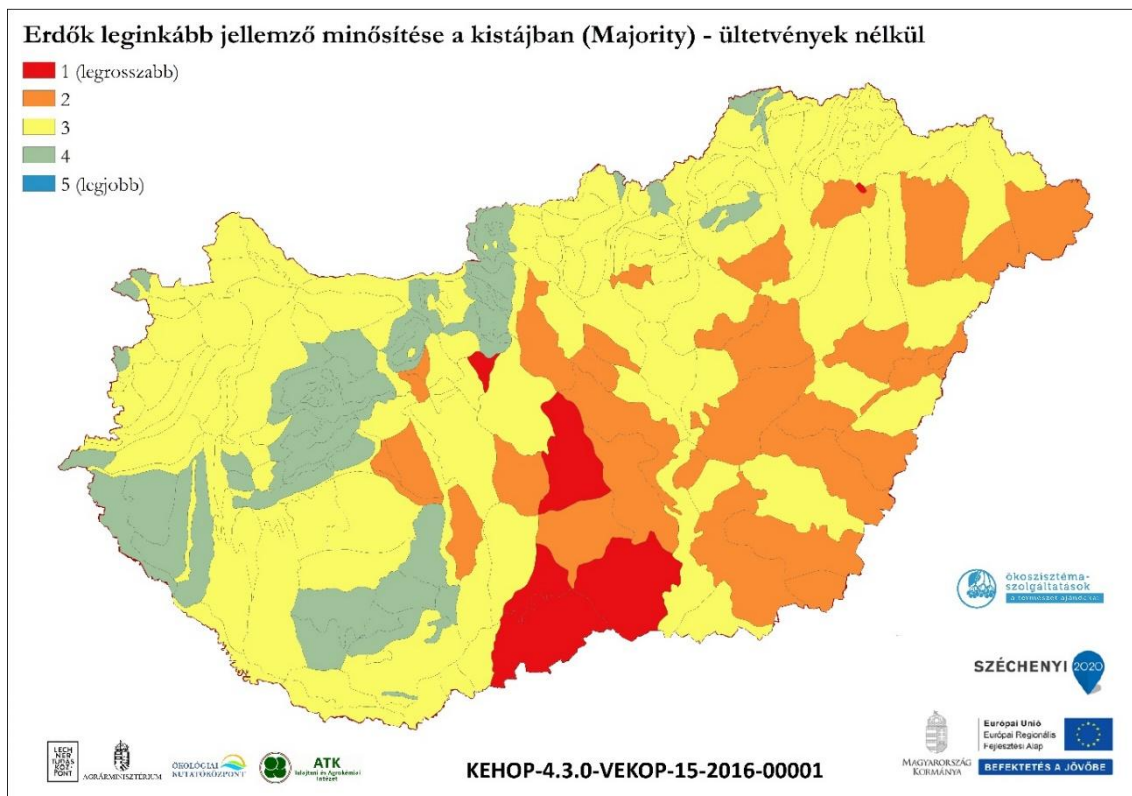


3.4.5 ábra Erdőállapot minősítés kategóriák összterület (ha) – ültetvények nélkül

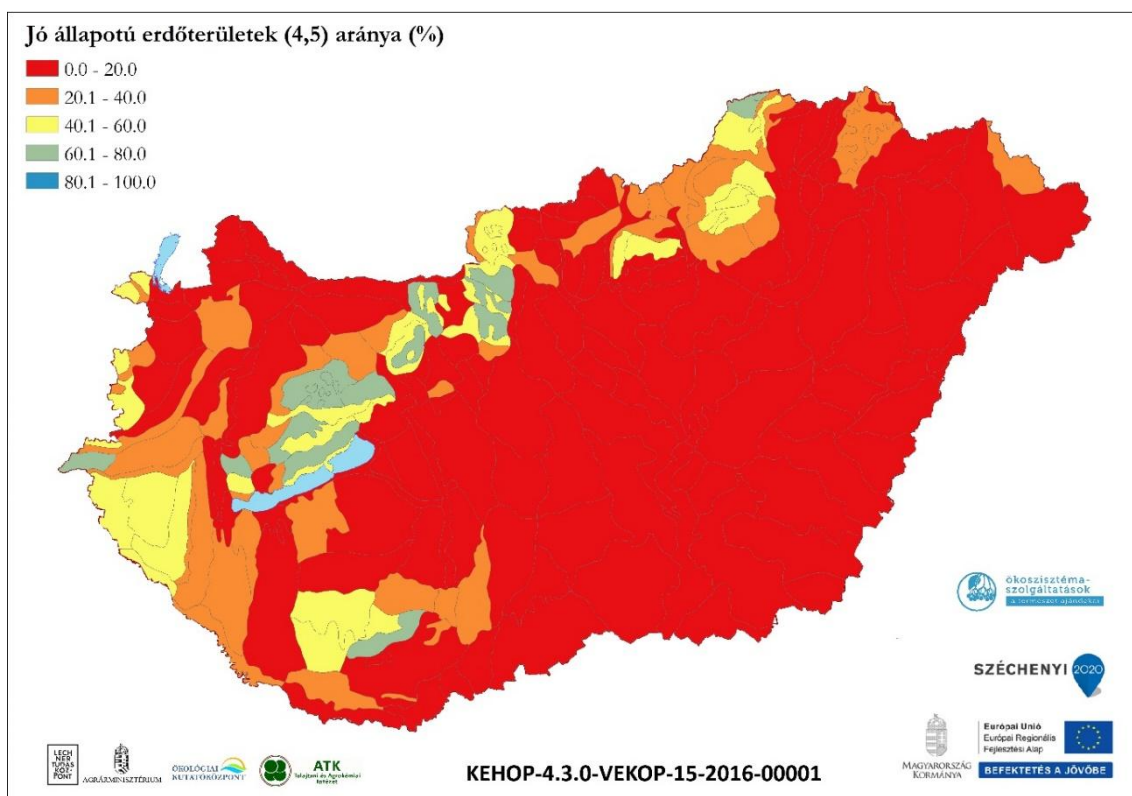
A 3.4.6-9 ábrák a jó állapotú területeket emelik ki, a leginkább jellemző minősítés, illetve a jó állapotú (4-es, vagy 5-ös minősítést kapott) erdők aránya alapján.



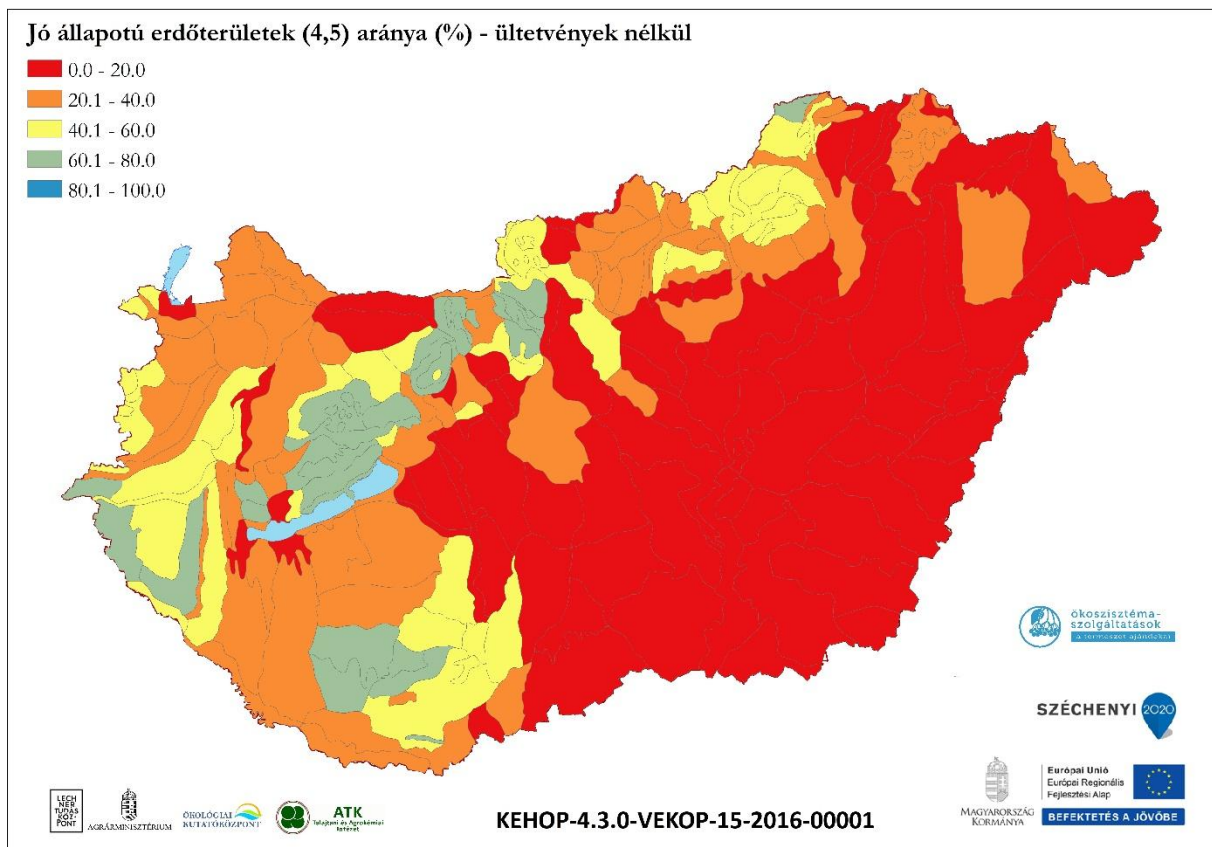
3.4.6 ábra Az erdők leginkább jellemző minősítése a kistájban



3.4.7 ábra Az erdők leginkább jellemző minősítése a kistájban – ültetvények nélkül



3.4.8 ábra Jó állapotú erdőterületek (4,5) aránya az összes értékelhető erdőhöz képest

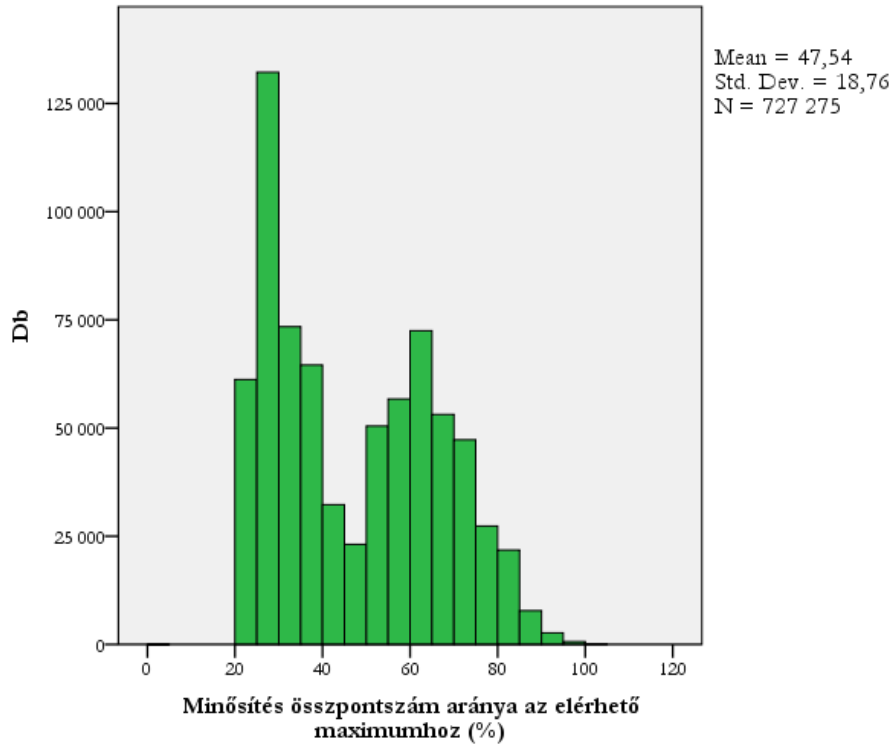


3.4.9 ábra Jó állapotú erdőterületek (4,5) aránya az összes értékelhető nem-ültetvény erdőhöz képest

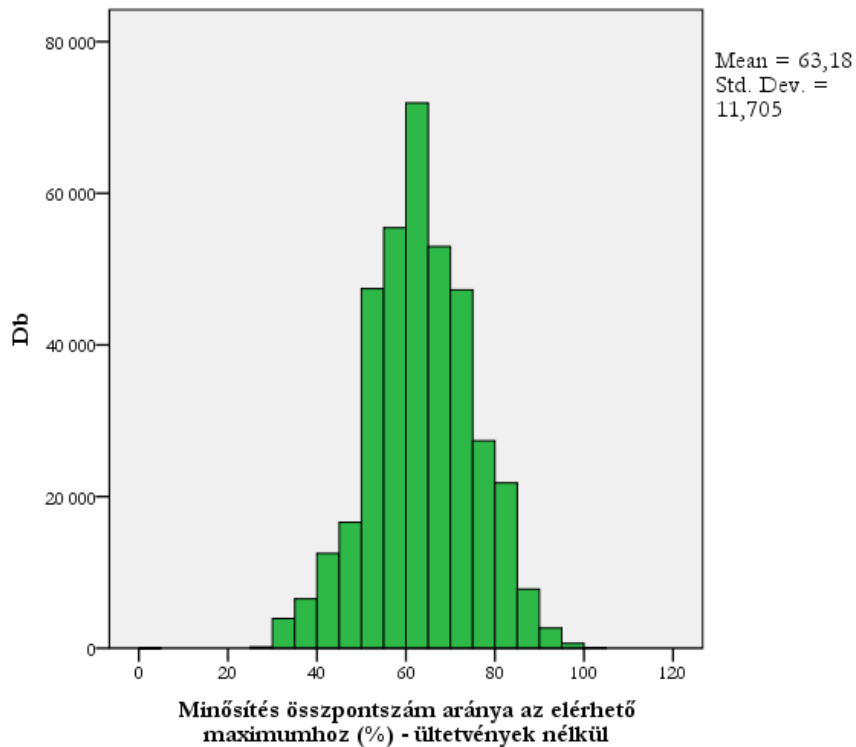
Nincs olyan hazai kistáj, ahol a legjobb, 5-ös kategória lenne a legnagyobb területű, vagy ahol a jó állapotú (4,5) kategóriák aránya meghaladná a 80%-ot. Az ábrák alapján a síkvidéki területek nemcsak kevésbé erdősültek, hanem az erdők állapota is jellemzően rosszabb, mint a hegyvidéki területeken. Ezt részben az okozza, hogy ezeken a területeken eleve magasabb az ültetvények aránya, amik a pontozásban többnyire alacsonyabb értékeket kaptak. Valamivel árnyaltabb a kép, ha az ültetvényeket kizárjuk az elemzésből (bár így a térkép bizonyos, eleve kevésbé erdősült kistájokban nagyon kevés erdőrészlet alapján kap értéket). Az Alföld egyes részein, pl. a nagyobb folyók (Tisza, Maros, Körösök) mentén, illetve a Kisalföldön a leginkább jellemző minősítés éppúgy a 3-as, mint az Északi-középhegység nagy részén. Feltűnő, hogy néhány kivételt leszámítva (Börzsöny, Déli-Bükk, és főleg az Aggteleki-karszt) a keleti országrészben az erdők állapota a hegyvidékeken is rosszabbnak adódott, mint a nyugati országrészben. Hasonló következtetésre jutottak Bartha és mtsai (2005) a magyarországi erdőtermészetességet vizsgáló országos TERMERD projekt eredményei alapján. Standovár és mtsai (2017) pedig a Börzsöny, a Mátra és az Aggteleki-karszt erdeinek részletes terepi felmérésén alapuló, több-szemponútú összevetése során utóbbi tájegység erdeit a legtöbb vizsgált változó alapján jobb állapotúnak találták, mint a másik kettőt, ami szintén egybecseng az általunk kapott eredményekkel.

Az összesített minősítés az egyes indikátorok alapján adott pontok összegeiből alakult ki, amelyek alapján kategóriákba soroltuk az egyes erdőrészleteket. Ugyanakkor a határok meghúzósa mindenképpen jelentősen leegyszerűsíti az összképet. Ezért fontosnak tartjuk néhány olyan ábra, illetve térkép közzétételét is, amely az összpontszám alapján, az elérhető maximum érték %-ában adja meg az egyes erdőállományok „jóságát”, és így segít árnyalni a képet. A 3.4.10. és 11. ábrák ennek a százalékos értéknek az eloszlását ábrázolják, ültetvényekkel, illetve ezek nélkül. A 3.4.10. ábrán látszik, hogy az eloszlás két modulusú, elkülönülnek az ültetvények, és a természetesebb erdők. Azonban az is látszik, hogy az ültetvénynek besorolt erdőrészletek között is jelentős különbség lehet. Mivel ezeket az

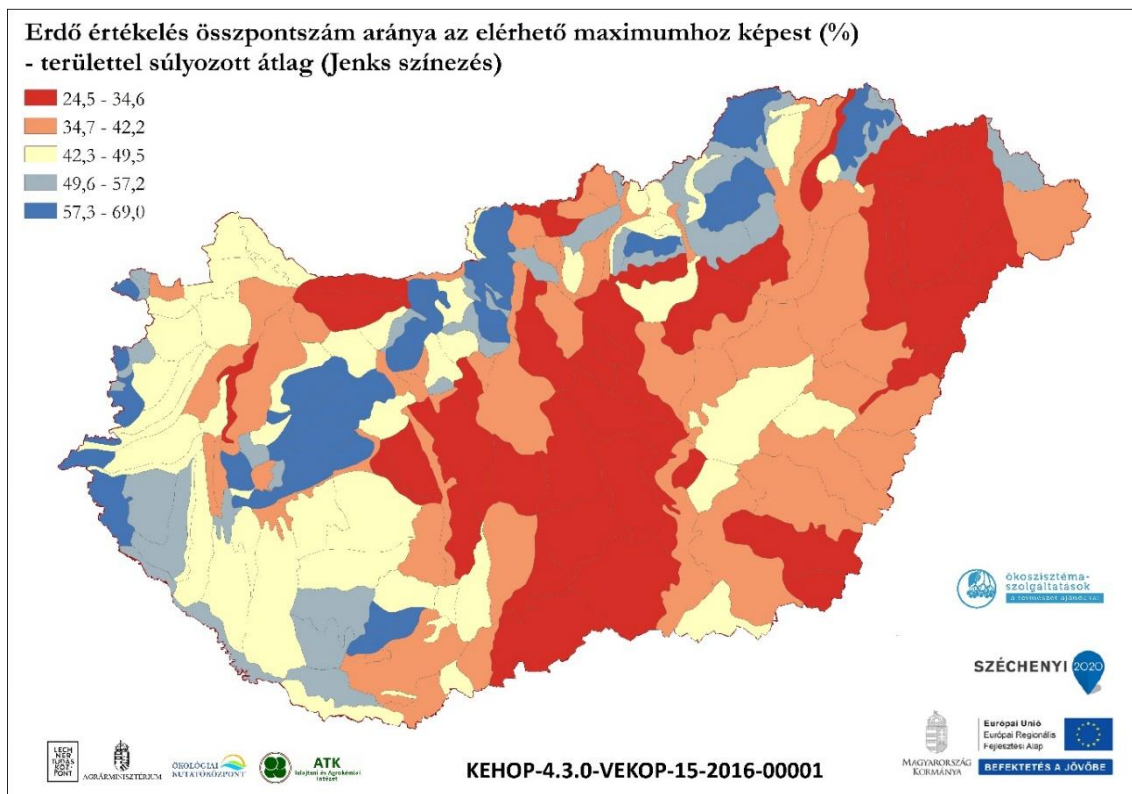
alaptérkép készítésekor egy egyszerű küszöbértékkel definiáltuk, előfordulhat, hogy az erdőrészletben az idegenhonos állomány mellett jobb állapotú, őshonos fajokból álló foltok is jelen vannak, ami jelentősen javíthatja az összképet. A 3.4.11 ábrán látható, hogy az ültetvények kihagyásával a haranggörbe jelleg így is megmarad, és az állományok nagy részére 50-75% közötti érték jellemző.



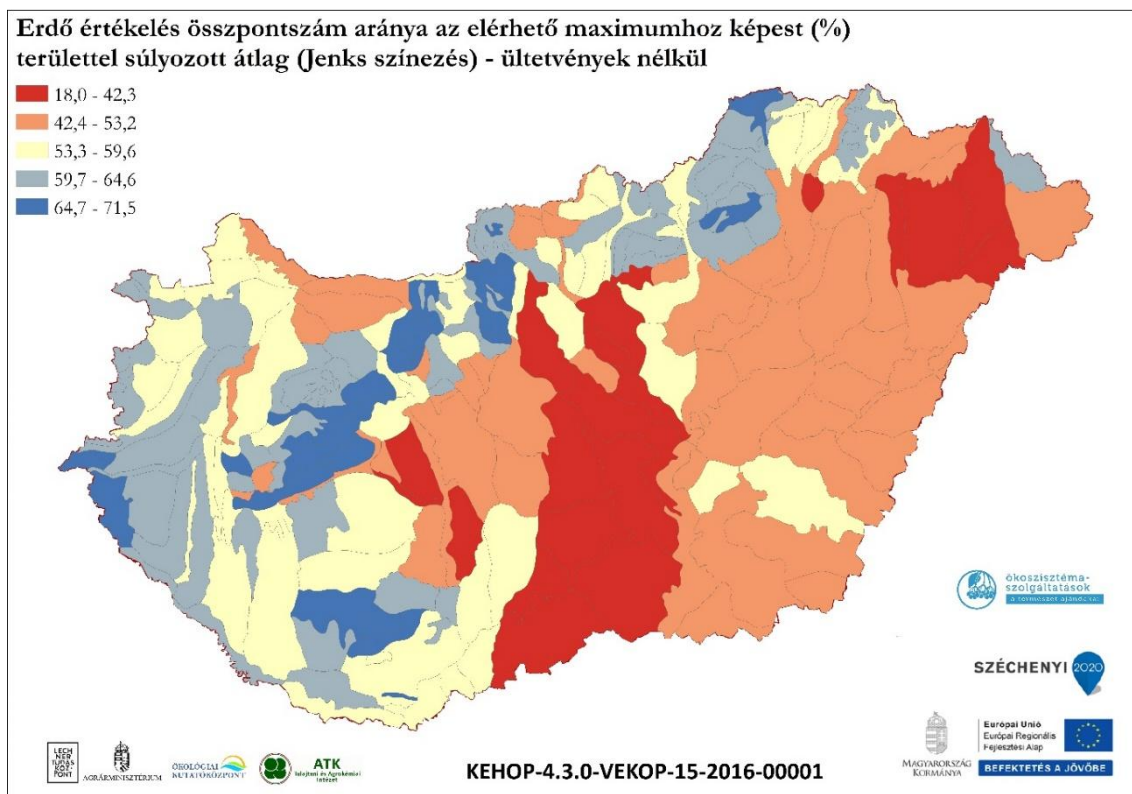
3.4.10 ábra Erdőállapot-minősítés összpontszám aránya az elérhető maximum értékhez (%) – eloszlás (ültetvényekkel)



3.4.11 ábra Erdőállapot-minősítés összpontszám aránya az elérhető maximum értékhez (%) – eloszlás (ültetvények nélkül)



3.4.12 ábra Erdőállapot-minősítés összpontszám aránya az elérhető maximum értékhez (%) – területtel súlyozott átlag kistéjanként

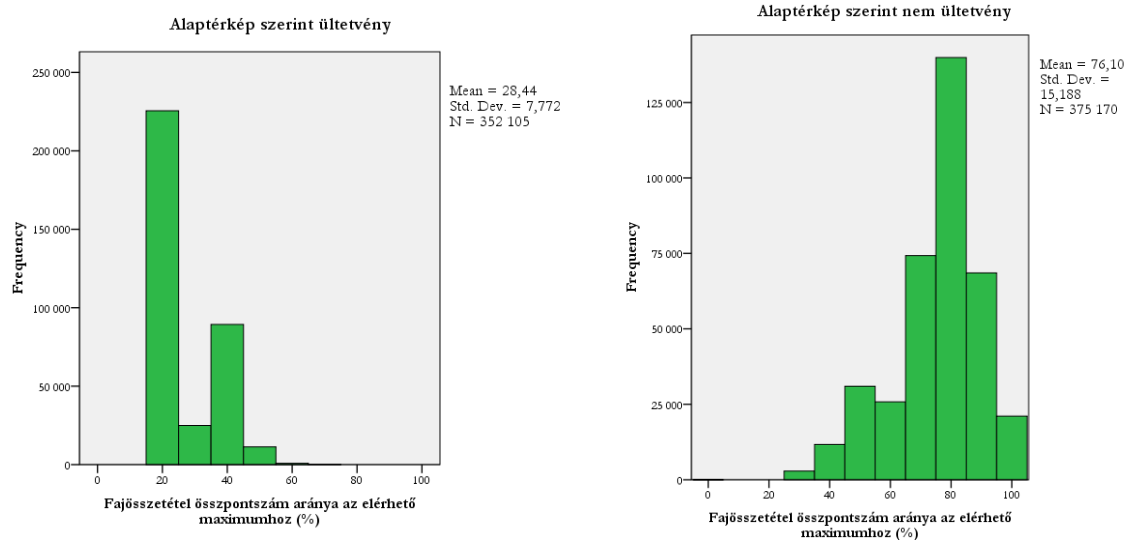


3.4.13 ábra Az erdőállapot-minősítés összpontszám aránya az elérhető maximum értékhez (%) – területtel súlyozott átlag kistéjanként

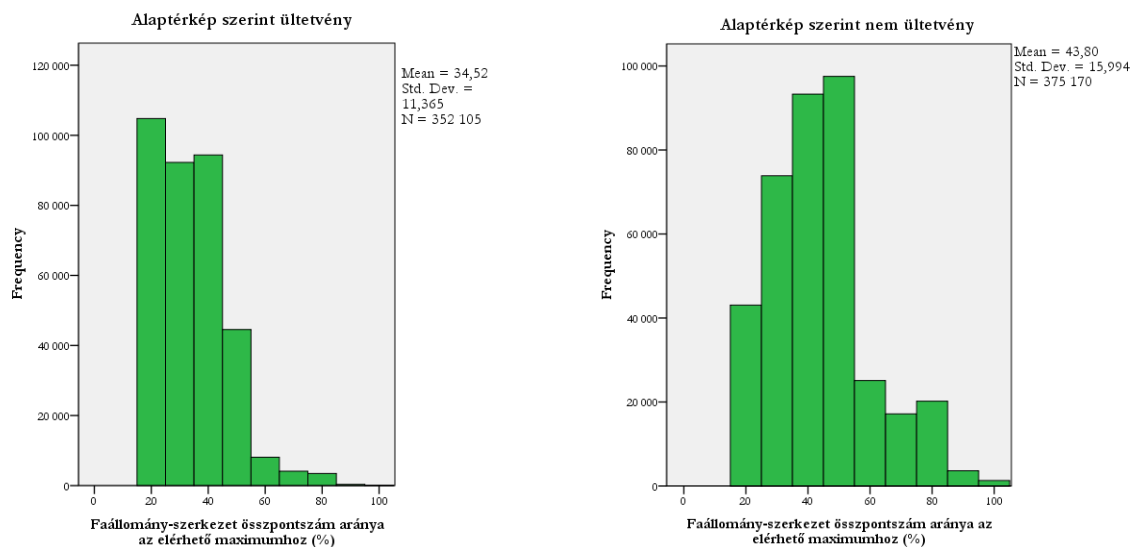
A 3.4.12. és 13. ábrák ugyanezeknek az értékeknek az egyes kistéjakra számolt, területtel súlyozott átlagát ábrázolják. A színezés a Jenks-féle „Natural breaks” algoritmus segítségével történt, amely a csoportok közötti különbségeket maximalizálja, ezért a két ábrán

eltérnek az azonos színekkel ábrázolt kategóriák határai. Az elérhető maximumhoz viszonyított arány kistájanként számolt, területtel súlyozott átlaga még az ültetvények kihagyásával sem megy sehol 71,5% fölé.

A 3.4.14 és 3.4.15 ábrák hasonló elven (az elérhető maximum arányában) mutatják be külön a fajösszetételre és a faállomány-szerkezetre kapott értékeket. Előbbi a végső pontozás kialakításában másfélszeres súllyal szerepelt, így erősebben befolyásolta a végső minősítéshez használt összpontszámot.



3.4.14 ábra A fajösszetétel összpontszám aránya az elérhető maximum értékhez (%) – eloszlás



3.4.15 ábra A faállomány-szerkezet összpontszám aránya az elérhető maximum értékhez (%) – eloszlás

Mivel az ültetvények esetében a fajösszetétel szempontjából más mutatókat vettünk figyelembe, és eleve kevesebb pontszámot kaphattak, mint a nem ültetvények, az így besorolt erdőrészekre nem jöhetnek ki nagyon magas, 100% közeli értékek (3.4.14 ábra). Ugyanakkor, mivel a pontozás több mutató esetében nem 0-ról indul, tehát már a faállomány pusztá jelenlétét is pozitívként értékeli, az elérhető maximumhoz viszonyított arány minimuma sem 0%. Az ültetvények többségénél a kapott érték 20-25% közé esik, és az átlag is 28,4%. De van egy másik csoport, amely az így besorolt erdők körülbelül egynegyedét teszi ki, ahol ez az érték magasabb, 40% körüli, ezek legnagyobb részben fenyevesek, illetve olyan,

nemesnyár- és fűz dominálta erdőrészek, amelyekben őshonos fafajok is nagyobb arányban találhatóak. A nem ültetvényként besorolt erdőknél a fajösszetétel összpontszámok kedvezőbben alakulnak, a legtöbb erdőrészek értéke 75-85% közé esik. Ugyanakkor látható egy másik, kisebb csoport, ahol az értékek alacsonyabbak (25-65%), ezek jelentős részben olyan alföldi és/vagy hullámtéri erdők, amelyek agresszívan terjedő fafajokkal fertőzöttebbek, részben pedig őshonos fajokból álló, de alapvetően ültetvényszerű erdők.

Faállomány-szerkezet szempontjából kevésbé kedvező a helyzet (3.4.15. ábra), bár az ültetvények esetében változatosabb értékeket kapunk, és néhány esetben egészen magas is lehet a maximumhoz viszonyított arány. Az átlag 34,5%. Ugyanakkor a nem ültetvényként besorolt erdőkre is csak átlagosan 43,8% jön ki, ami különösen annak fényében szomorú, hogy a szerkezetre sem lehetett 0-s értéket kapni. A TERMERD vizsgálat eredményeképpen hasonló tapasztalatokat írtak le Ódor és mtsai (2005), a szerkezetet leíró mutatók összesítésekor viszonylag alacsony értékeket kaptak, és kicsi különbséget az idegenhonos fajokból álló erdők, valamint a természetes fafajú erdők átlaga között.

3.4.1 táblázat Az erdőállapot-minősítés összpontszám aránya az elérhető maximumhoz viszonyítva (%) – erdőtípusonkénti átlag

Erdőtípus (NÖSZTÉP Ökoszisztéma alaptérkép 3. szint)	Minősítés összpontszám aránya az elérhető maximumhoz (%) - átlag
Bükkösök	71.0
Egyéb elegyes lomberdők	70.3
Ny-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lomberdei	69.0
Molyhos tölgyesek	68.8
Többlétvízhatás alatti gyertyános kocsányos tölgyesek	68.0
Egyéb, többlétvízhatással érintett elegyes lomberdők	67.7
Gyertyános kocsánytalan tölgyesek	67.5
Gyertyános kocsányos tölgyesek	67.3
Hegy- és dombvidéki pionír erdők	65.8
Ny-Dunántúl erdeifenyvesei	64.9
Cseresek	64.5
Láp és mocsárerdők	63.1
Nyíresek	62.5
Keményfás ártéri erdők	62.4
Égeresek	61.2
Ártéren kívüli fűzesek	60.5
Többlétvízhatással érintett cseresek	59.9
Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek TVHA	59.5
Egyéb, többlétvízhatástól független őshonos dominanciájú erdők	58.7
Puhafás ártéri erdők	57.4
Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek	57.3
Egyéb, többlétvízhatással érintett őshonos dominanciájú erdők	56.3
Ártéren kívüli, többlétvízhatás alatti nyárasok	55.1
Hazai nyárasok	45.5
Tülevelűek dominálta ültetvények	36.4
Nemesnyár- és fűz dominálta ültetvények	34.8
Egyéb idegenhonos lombos fajok dominálta erdők	34.7
Akác dominálta ültetvények	28.0

A 3.4.1-3. táblázatok az említett arányok erdőtípusokra számolt átlagait ábrázolják, csökkenő sorrendben. Az első, 3.4.2. táblában az összpontszám maximumhoz képest számolt aránya látható. A bükkösök átlaga a legmagasabb (bár ez is csak 71%), majd a nevükben is „elegyes” kifejezést viselő egyéb erdők következnek, amelyeket a Nyugat-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lombterdei, a molyhos tölgyesek, és a gyertyános tölgyesek követnek. Az egymást követő kategóriák között jellemzően igen kicsik a különbségek. Az ültetvényeket leszámítva a legalacsonyabb értékeket a nyárasok kapták, valamint a puhafás ligeterdők, és azok a kategóriák, amelyeket valamely őshonos fafaj dominanciája jellemez. Az ültetvények közül a fenyvesek átlaga a legmagasabb, és az akácoké a legalacsonyabb. A fajösszetétel alapján kapott pontszám elég meghatározó a végső minősítés szempontjából, de azért a csak eszerint felállított sorrend (3.4.2 táblázat) különbözik az előbbtől. Itt is a bükkösök és az egyéb elegyes lombterdők állnak az első két helyen, de utána az élbolyban módosul a sorrend. A gyertyános-kocsánytalan tölgyesek felugranak a harmadik helyre, a Nyugat-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lombterdei kategória pedig jóval hátrébb kerül. A hasonló jellegű, országos értékelésekben (Ódor és mtsai 2005, Bölöni és mtsai 2008), rendre legjobban teljesítő szikladomborzatú erdőket az ökoszisztéma alaptérképen nem lehetett hatékonyan elkülöníteni, így azoknak a típusoknak az átlagait javítják, ahova az állományaik besorolódtak (bükkösök, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, molyhos tölgyesek és egyéb elegyes lombterdők).

3.4.2 táblázat A fajösszetétel összpontszám aránya az elérhető maximumhoz viszonyítva (%) – erdőtípusonkénti átlag

Erdőtípus (NÖSZTÉP 3. szint)	Fajösszetétel összpontszám aránya az elérhető maximumhoz (%) - átlag
Bükkösök	87.5
Egyéb elegyes lombterdők	83.6
Gyertyános kocsánytalan tölgyesek	82.4
Többlétvízhatás alatti gyertyános kocsányos tölgyesek	81.9
Molyhos tölgyesek	81.0
Egyéb, többlétvízhatással érintett elegyes lombterdők	80.1
Gyertyános kocsányos tölgyesek	79.8
Hegy- és dombvidéki pionír erdők	79.1
Cseresek	78.6
Nyíresek	77.5
Láp és mocsárerdők	77.1
Ny-Dunántúl erdeifenyvesei	76.7
Ny-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lombterdei	75.0
Égeresek	74.3
Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek TVHA	73.4
Keményfás ártéri erdők	72.6
Ártéren kívüli fűzesek	72.3
Többlétvízhatással érintett cseresek	71.9
Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek	70.3
Egyéb, többlétvízhatástól független őshonos dominanciájú erdők	69.4
Ártéren kívüli, többlétvízhatás alatti nyárasok	67.3
Egyéb, többlétvízhatással érintett őshonos dominanciájú erdők	66.4
Puhafás ártéri erdők	63.0
Hazai nyárasok	53.6

Tülevelűek dominálta ültetvények	38.1
Nemesnyár- és fűz dominálta ültetvények	36.8
Egyéb idegenhonos lombos fajok dominálta erdők	30.5
Akác dominálta ültetvények	23.6

Az ültetvényeket leszámítva a legalacsonyabb értékeket itt is a hazai nyárasok kapták, valamint a puhafás ártéri erdők, és azok a kategóriák, amelyeket valamely egyéb őshonos fafaj dominanciája jellemez. A hazai nyárasok kategória szinte minden fajösszetételhez kapcsolódó részindikátor esetében nagyon rosszul teljesít, míg a többi kategória főleg az idegenhonos (és részben az agresszívan terjedő) fafajok magas aránya miatt kapott alacsony értékeket.

3.4.3 táblázat A faállomány-szerkezet összpontszám aránya az elérhető maximumhoz viszonyítva (%) – erdőtípusonkénti átlag

Erdőtípus (NÖSZTÉP 3. szint)	Faállomány-szerkezet összpontszám aránya az elérhető maximumhoz (%) - átlag
Ny-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lomberdei	59.9
Molyhos tölgyesek	50.5
Egyéb elegyes lomberdei	50.3
Egyéb, többletvízhatással érintett elegyes lomberdei	49.1
Puhafás ártéri erdők	49.0
Gyertyános kocsányos tölgyesek	48.6
Többletvízhatás alatti gyertyános kocsányos tölgyesek	47.2
Ny-Dunántúl erdeifenyvesei	47.1
Keményfás ártéri erdők	47.0
Bükkösök	46.4
Hegy- és dombvidéki pionír erdők	45.8
Gyertyános kocsánytalan tölgyesek	45.2
Cseresek	43.4
Ártéren kívüli fűzesek	42.8
Egyéb, többletvízhatástól független őshonos dominanciájú erdők	42.5
Láp és mocsárerdők	42.3
Többletvízhatással érintett cseresek	41.8
Égeresek	41.5
Egyéb, többletvízhatással érintett őshonos dominanciájú erdők	41.1
Egyéb idegenhonos lombos fajok dominálta erdők	41.1
Nyíresek	40.0
Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek TVHA	38.6
Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek	37.8
Ártéren kívüli, többletvízhatás alatti nyárasok	36.9
Akác dominálta ültetvények	34.5
Tülevelűek dominálta ültetvények	33.8
Hazai nyárasok	33.4
Nemesnyár- és fűz dominálta ültetvények	31.7

A faállomány-szerkezet alapján kapott sorrend jelentősen különbözik az előző kettőtől (3.4.3. táblázat). A legmagasabb átlag még a 60%-ot sem éri el, annak ellenére, hogy 0 pontot egy erdőrézlet sem kaphatott, illetve a megadott határértékek sem voltak túl szigorúak. A

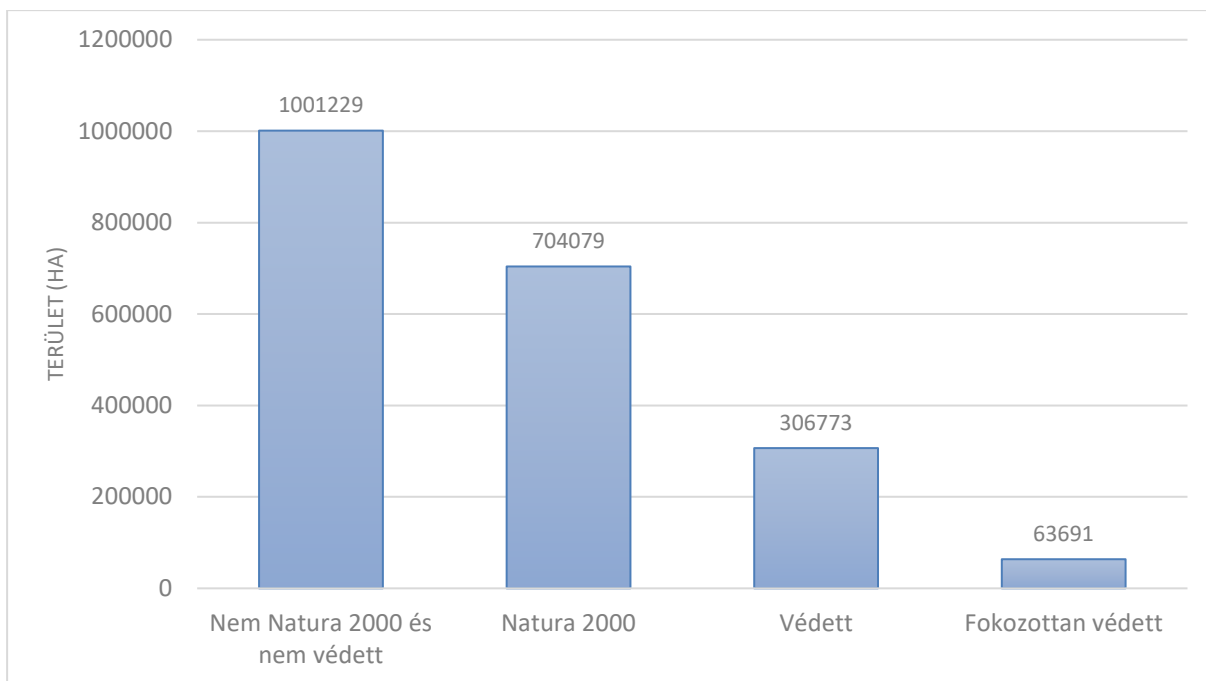
Nyugat-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lomberdei kategória került az első helyre, ezt követik a molyhos tölgyesek, és az egyéb elegyes kategóriába került erdők. Az ártéri erdők szerkezet szempontjából a jobb állapotú típusok közé kerültek, míg a bükkösök és gyertyános-kocsánytalan tölgyesek ilyen szempontból kevésbé jól teljesítenek. A TERMERD-ben (figyelembe véve a kategória-beosztás különbségeit) hasonló eredmények születtek. A NÖSZTÉP molyhos tölgyesek kategóriájának részben megfeleltethető mészkedvelő erdők esetében a kapott jobb értékeket a kisebb intenzitású fahasználattal és a változatos szerkezet kialakulásához kedvező termőhelyi viszonyokkal magyarázták. A fűz-nyár ligeterdőkben viszont az állományalkotó fafajok gyors növekedése és rövidebb élettartama magyarázza a jelenséget (Ódor és mtsai 2005). A 3.4.4. táblázat a MÉTA és a TERMERD alapján kapott eredmények összevetését tartalmazza (Bölöni és mtsai 2008). A MÉTA és a TERMERD közötti különbséget az eltérő módszertan magyarázza, a MÉTA (a természetvédelmi gyakorlathoz hasonlóan) erősebben koncentrált a fajkészletre, míg a TERMERD-ben sokkal nagyobb hangsúlyt kapott a szerkezet (Bölöni és mtsai 2008). A NÖSZTÉP állapotelemzésben kapott eredmények nem véletlenül inkább az utóbbihoz állnak közelebb.

3.4.4 táblázat Erdőtípusok természetességi sorrendje a korábbi hasonló, országos értékelésekben. Forrás: Bölöni és mtsai (2008)

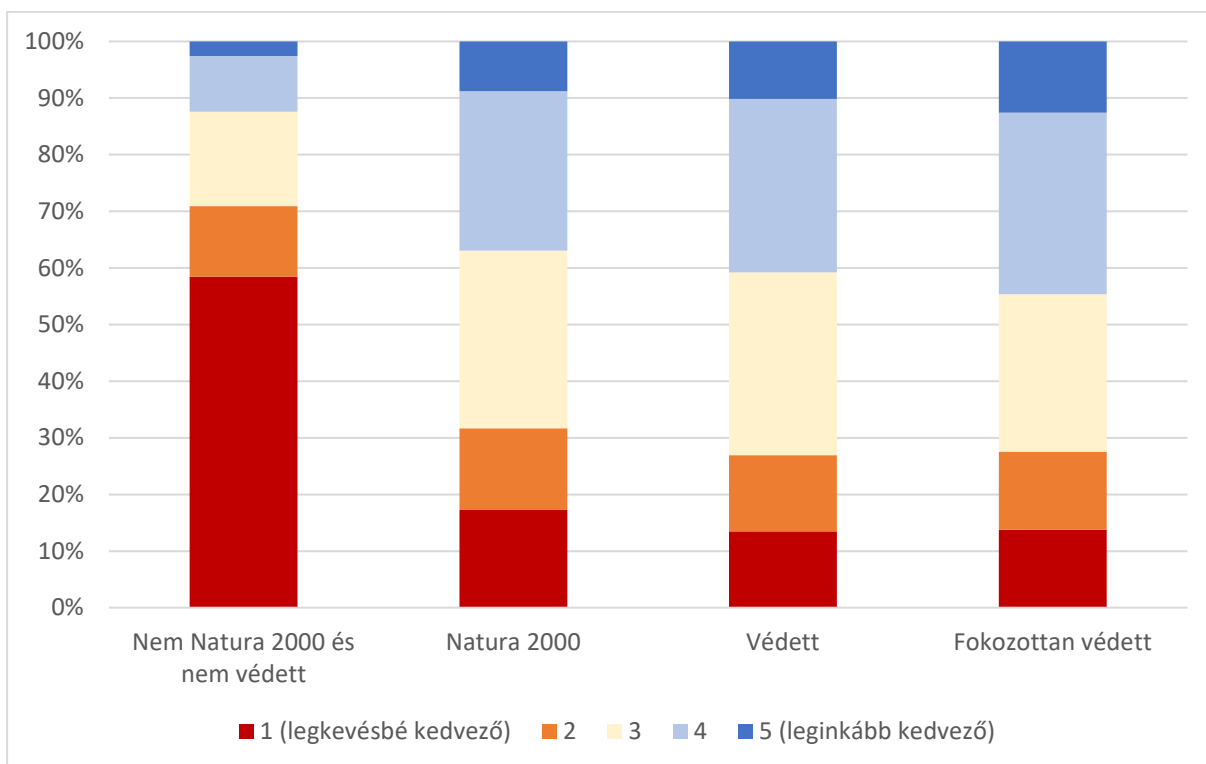
Összevont típus	Á-NÉR típus	MÉTA sorrend	TERMERD sorrend (természetesség)
Sziklás erdők	LY1, LY2, LY3, LY4	1	3
Bükkösök	K5	2	2
Mészkedvelő erdők	L1, M1	3	1
Mészkerülő erdők	L4a, L4b, K7a, K7b	4	6
Láperdők	J2	5	8
Gyertyános-tölgyesek	K1a, K2	6	4
Ártéri erdők	J4, J5, J6	7	7
Sztyepperdők	L2x, L5, M2, M3, M4, M5	8	9
Cseres tölgyesek	L2a, L2b	9	5

A 3.4.16. ábra az összetett erdőállapot minősítés szempontjából értékelhető erdők területi megoszlását mutatja védettségi kategória-kombináció szerint. Látható, hogy az összeshez képest elég jelentős a valamilyen formában védett erdők aránya (erre röviden kitérünk a 3.8.6 fejezetben is).

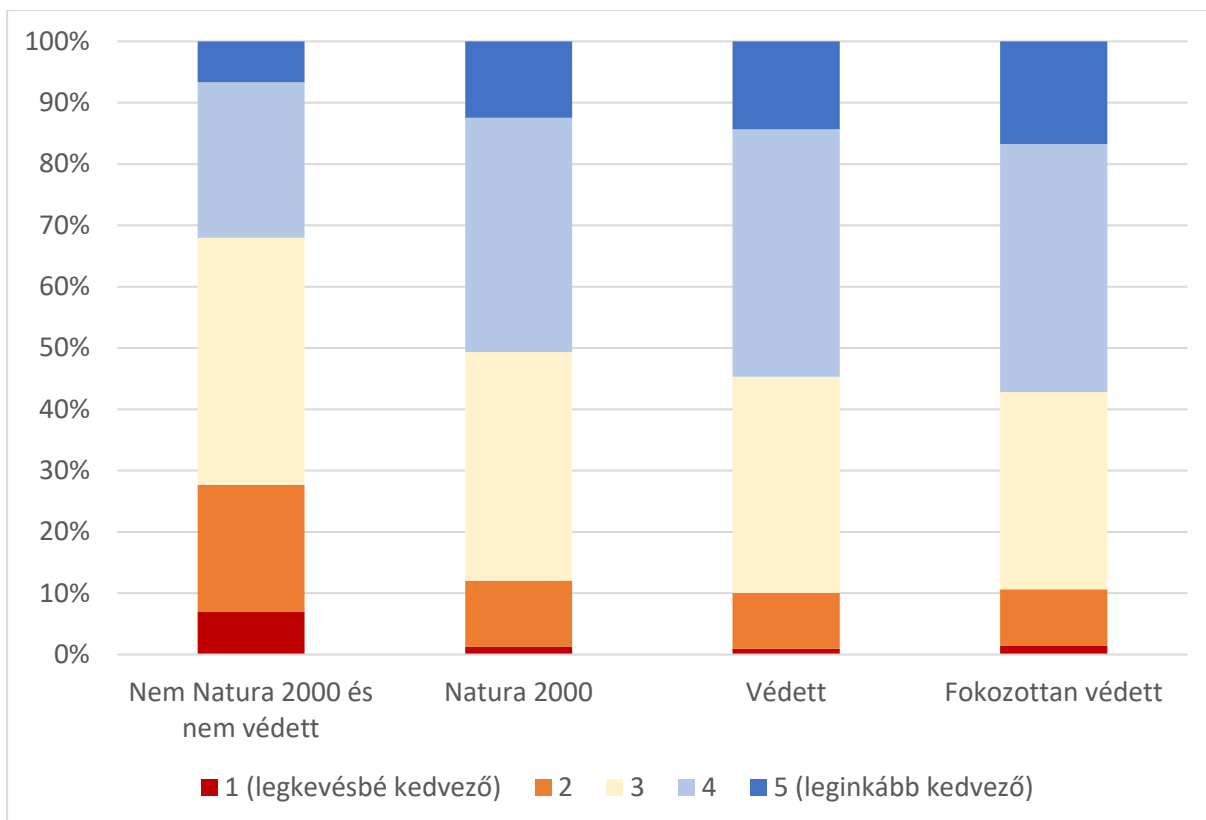
A 3.4.17 és 18 ábrák az erdőállapot-minősítés során kapott 5 kategória területi megoszlását mutatják védettség szerint. Az ültetvényeket is figyelembe véve (3.4.17 ábra) a nem védett területeken a legrosszabb (1-es és 2-es) kategóriák együtt a terület kicsit több, mint 70%-át fedik le. A két legjobb állapotot jelző kategória (4,5) területi aránya Natura 2000 területen nem éri el a 40%-ot, a védett területeken éppen hogy meghaladja azt, de még a fokozottan védett területen lévő erdőknél sem éri el az 50%-ot, ráadásul nincs túl nagy különbség a háromféle kategória között az állapot-minősítés értékek megoszlásában. Ha az erdőterület nagy részét kitevő idegenhonos ültetvényeket kivesszük a vizsgálatból (3.4.18 ábra), akkor a két legrosszabb állapotot jelző kategória területi aránya ugyan alacsonyabb, de egyébként hasonló tendenciákat láthatunk.



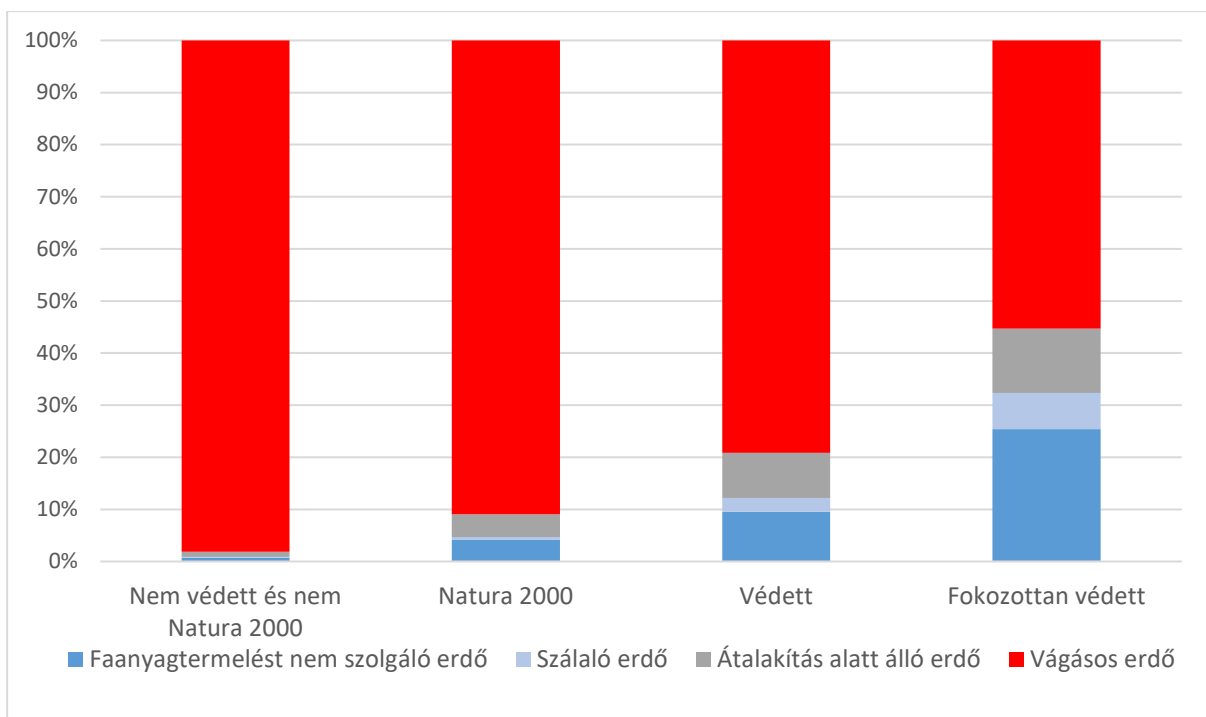
3.4.16 ábra Az összetett erdőállapot minősítés szempontjából értékelhető erdők összterülete védetség szerint (ha) (a Natura 2000 és a védett/fokozottan védett területek között jelentős területi átfedés van!)



3.4.17 ábra Az összetett minősítés szempontjából értékelhető összes erdő állapot-kategóriáinak területi megoszlása védetség szerint (%) (a Natura 2000 és a védett/fokozottan védett területek között jelentős területi átfedés van!)



3.4.18 ábra Az összetett minősítés szempontjából értékelhető, az Ökoszisztéma-alaptérképen *nem ültetvényként besorolt* erdők állapot-kategóriáinak területi megoszlása védettség szerint (%) (a Natura 2000 és a védett/fokozottan védett területek között jelentős területi átfedés van!)



3.4.19 ábra Az erdők területi megoszlása üzemmód szerint az egyes védettségi kategóriákban (%) (a Natura 2000 és a védett/fokozottan védett területek között jelentős területi átfedés van!)

A 3.4.19. ábra az alkalmazott üzemmódok² területi megoszlását mutatja védettségi kategóriák szerint. Ezen látható, hogy hazánkban még a fokozottan védett területeken is az erdők több, mint felét vágásos üzemmódban kezelik.

A gazdálkodás általában egyszerűsíti a természetes viszonyokat, mivel a természetes bolygatások hatásait kiküszöböli és helyette mesterséges, nagy területű zavarásokat hoz létre. Az eredetileg változatos, természetes dinamikát mutató erdők helyén egy főfafajból álló, nagy területen homogén, egykorú állományokat létesít (Standovár 2000, Tímár 2016). A hazai természetközeli erdők jelentős hányada ugyanakkor a vágásos erdőhasználat ellenére sem feleltethető meg teljesen ennek a sematikus erdőképnek. A termőhelyi változatosságra, történeti erdőhasználatra, korábbi természetes bolygatásokra és gazdálkodásbeli egyedi különbségekre visszavezethetően ugyanis ezek jelentős részében található térbeli változatosságot eredményező mintázatok és erdőszerkezeti elemek (Szmorad 2018). Az állapotértékelés fentebb bemutatott eredményei egyrészt tükrözik az itthon sokáig szinte egyeduralkodó vágásos gazdálkodás homogenizáló hatását, másrészt alátámasztják az imént idézett állítást, hogy még így is fenn tudtak maradni változatosabb állományok. Ugyanakkor a vágásos gazdálkodás tényéből az következik, hogy a vágásérettségi kort elérő faállomány, legyen bármilyen jó állapotú, egy ponton (jellemzően rövid idő alatt) nagyjából elűnik. Ezt követően még egy sikeres, a multifunkcionalitás igényeit messzemenően szem előtt tartó felújítás esetén is évtizedekig tart, mire az adott erdő valamilyen mértékben újra be tudja tölteni a funkcióit, és biztosítani tudja (egyéb) szolgáltatásait. Amellett, hogy gyakori az okozott tájsebek miatti konfliktus az erdő egyéb használóiival (pl. a kirándulókkal), a tarvágás (és többnyire általában a végvágások) után a talaj degradálódik, a benne megkötött szén jelentős része felszabadul. Megváltozik a mikroklíma, romlik a vízháztartás, csökken az erdei ökoszisztéma változatossága, s vele az ellenálló- és önszabályozó képessége, ami hosszabb távon a gazdálkodás sikerére is visszahathat (Varga, Kondor 2013). Ugyanakkor fontos látni, hogy a folyamatos erdőborítás melletti gazdálkodás sem feltétlenül elégíti ki mindenben a természetmegőrzés, az élővilág védelmének igényeit. Ugyan egy, a vágásos üzemmóddhoz képest az erdő természetes működését, törvényszerűségeit sokkal jobban kihasználó rendszerről van szó, amely - sikeres átállás/átalakítás után - bizonyos funkcióit folyamatosan fenntartja, de ez is intenzív erdőműködtetést jelent. Egy gyakran felmerülő kritika például a gyakori visszatérés, és az ezzel járó zavarás, illetve ami ennek előfeltétele, a magas fokú feltártság. Önmagában tehát az üzemmód-váltás nem feltétlenül jelent megoldást a természetvédelem és a gazdálkodás összehangolása során felmerülő összes problémára.

A 3.4.5. táblázat néhány területi statisztikát tartalmaz a vágásos gazdálkodás hatásaihoz kapcsolódóan a vizsgált időszakban. Ennél a számításnál azt vettük teljes erdőterületnek, ami az Adattárban valóban erdő (tehát nem tisztás, rakodó, út, épület, stb.), és ehhez viszonyítottunk. Miközben az üres vágásterületek aránya nem túl magas, 1,23%, ha a csak felújulási szinttel leírt, tehát a közelmúltban feltehetően letermelt állományok területi arányát is megnézzük, az további 6.3%-ot jelent.

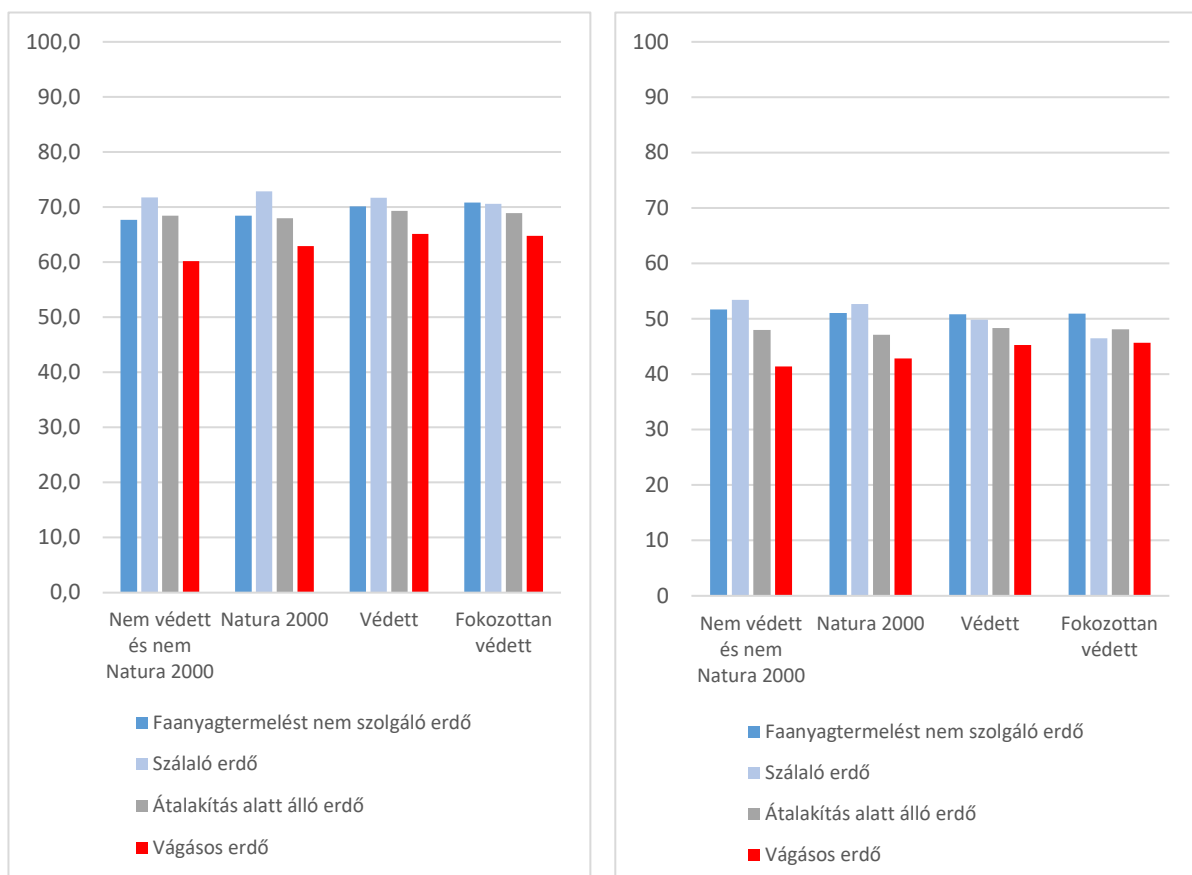
3.4.5 táblázat

Statisztikák (OEA alapján, 2015 végén)	Terület (ha)	Az összes /üzemtervezett és valóban erdőterület/ %-ában
OEA alapján erdő	1940529.4	100.00
Ebből üres vágásterület	23780.8	1.23
Védett (NP, TK, TV) területre eső üres vágásterület	899.1	0.05
Natura 2000 területre eső üres vágásterület	3547.0	0.18

²Minthogy az adatbázis 2015-ös, az akkor hatályos jogszabályok szerinti megnevezések szerepelnek benne (és így az ábrákon is). Az elnevezéseket a 2017. évi LVI. tv. (EVT.) módosította.

Csak felújulási szinttel leírt erdőrészlet	122294.1	6.30
Valószínűsíthetően folyamatban lévő felújítás alatt lévő területek (NÖSZTÉP 4502 kategória)	61177.6	3.15
Natura 2000 erdő	770346.3	39.70
NP, TV, TK területére eső erdő	398777.6	20.55

A 3.4.20. ábra azt mutatja be, hogy az összesített erdőállapot minősítés és külön a faállomány-szerkezetre kapott értékelés (a pontszám átlagos aránya az elérhető maximumhoz) hogyan alakul a védettség és az üzem mód függvényében a nem ültetvényként besorolt erdők esetében. Mindkét esetben az látható, hogy minimális a különbség az egyes védettségi kategóriák között, csak a vágásos erdőknél érzékelhető valamivel magasabb arány az erősebb jogszabályi védelem alá eső területek esetében. Viszont itt sincs különbség a védett és fokozottan védett területek között. A vágásos üzem módban kezelt és a faanyagtermelést nem szolgáló erdők között minden védettségi kategóriában van különbség, de nem nagy, és az erősebb jogszabályi védelemmel a különbség csökken. Ez azonban, ha magukat az értékeket is figyelembe vesszük, nem ad okot különösebb öröme. Különösen a faállomány-szerkezet esetében szembetűnő, hogy a faanyag-termelést nem szolgáló erdőknél is nagyon alacsonyak az átlagok.



3.4.20. ábra Az erdőállapot minősítés összpontszám (bal) és a szerkezet összpontszám (jobb) aránya az elérhető maximumhoz képest - védettségi kategória és üzem mód szerinti átlag (ültetvények nélkül) (a Natura 2000 és a védett/fokozottan védett területek között jelentős területi átfedés van!)

Az Országos Erdőállomány Adattárban szerepel egy, az erdőtermészetességre utaló minősítés (természetességi mutató), amely minden erdőrészletet hat kategória valamelyikébe sorol be. Az erdőtörvényben (2009. évi XXXVII. törvény) a besorolás aszerint történik, hogy a természetes folyamatok és a korábbi erdőgazdálkodás együttes hatására kialakult, vagy

kialakított állapotuk mennyire áll közel a termőhelynek megfelelő természetes erdőtársuláshoz. A definíciók (melyeket a 2017. évi LVI. törvény részben módosított, ezeket * jelöli) az alábbiak:

a) természetes erdők: az adott termőhelyen a bolygatatlan erdők természetes összetételét, szerkezetét és dinamikáját mutató erdők, ahol a faállomány természetes úton magról - illetve a természetes körülmények között sarjrol is szaporodó őshonos fajok esetében emberi beavatkozás nélkül sarjrol - jött létre, és ahol idegenhonos, erdészeti tájidegen faj csak szálanként fordul elő és intenzíven terjedő faj nincs jelen;

b) természetszerű erdők: az adott termőhelyen a bolygatatlan erdők természetes összetételéhez, szerkezetéhez hasonló, természetes úton létrejött vagy mesterséges úton létrehozott és fenntartott erdők, ahol az idegenhonos és az erdészeti tájidegen faj(ok) elegyaránya nem több 20%-nál, intenzíven terjedő faj pedig legfeljebb csak szálanként fordul elő;

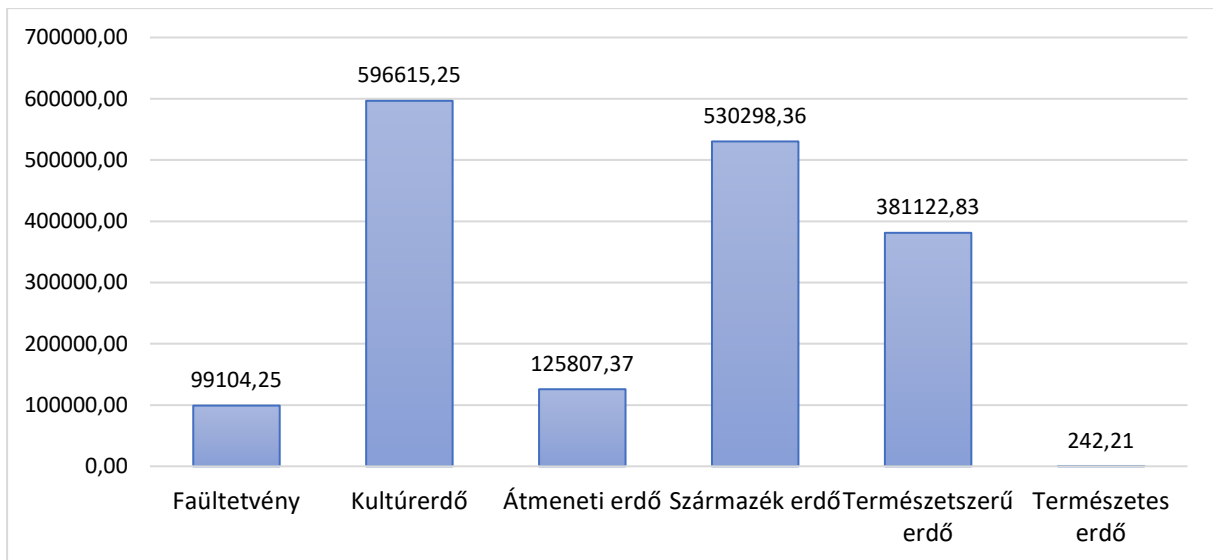
c) származék erdők: az emberi beavatkozás hatására fajösszetételében, szerkezetében átalakított vagy átalakult, azonban meghatározóan az adott termőhelynek megfelelő természetes erdő társulásalkotó őshonos fajjaiból álló, de a természetes társulás egyes fajait, illetve a természetes szerkezet elemeinek nagy részét nélkülöző, mag vagy sarj eredetű erdők. Ide tartoznak az olyan erdők, melyekben az idegenhonos és az erdészeti tájidegen fajok elegyaránya 20-50% közötti, az intenzíven terjedő fajok elegyaránya 20% alatt van;

d) átmeneti erdők: az emberi beavatkozás hatására fajösszetételében, szerkezetében erősen átalakított vagy átalakult, csak kisebb részben az adott termőhelynek megfelelő természetes erdőtársulást alkotó őshonos fajjaiból álló, a természetes szerkezet elemeinek nagy részét nélkülöző, mag vagy sarj eredetű erdők, amelyekben az idegenhonos és az erdészeti tájidegen fajok elegyaránya 50-70% közötti, továbbá minden olyan erdő, ahol az intenzíven terjedő fajok elegyaránya 20-50% között van;

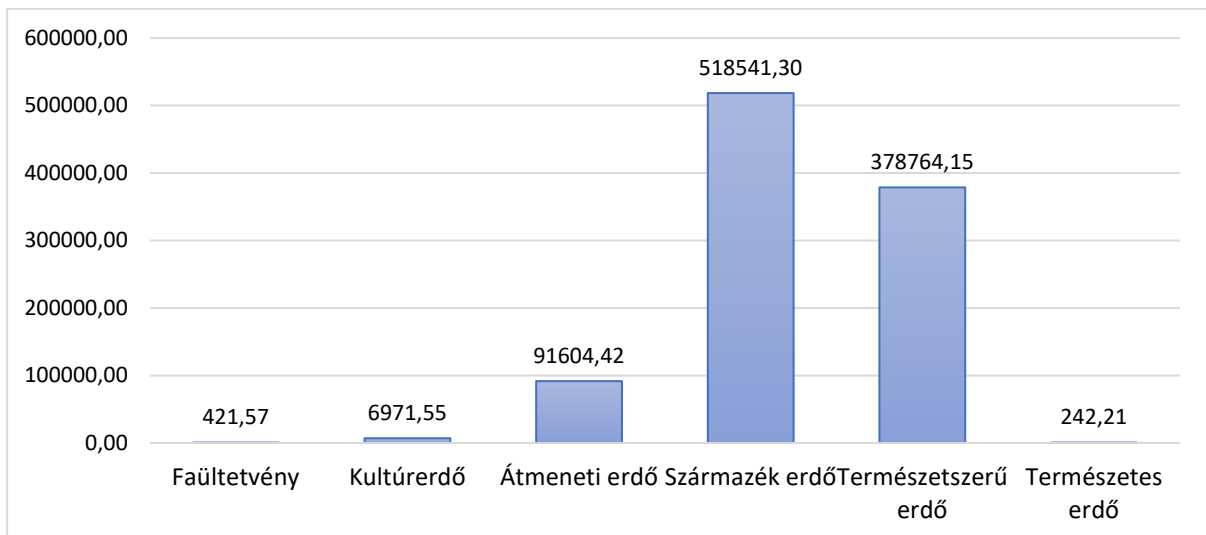
e) *kultúrerdők: az emberi beavatkozás célja miatt a termőhelynek megfelelő természetes erdőtársulást alkotó fajaitól jelentősen eltérő fajokból álló erdők, amelyek elegyarányát tekintve több, mint 70%-ban idegenhonos, erdészeti tájidegen, vagy több, mint 50%-ban intenzíven terjedő fajokból állnak, vagy ahol az adott termőhelynek megfelelő természetes erdőtársulást alkotó őshonos fajai kevesebb, mint 30%-os elegyarányban, vagy egyáltalán nincsenek jelen;

f) *faültetvény: jellemzően idegenhonos fajokból vagy azok mesterséges hibridjeiből álló, szabályos hálózatban ültetett, intenzíven kezelt erdő.

A 3.4.21. ábra ezeknek a kategóriáknak az összterületét mutatja be az összes, NÖSZTÉP összetett állapotminősítés szempontjából értékelhető erdőre nézve. A legnagyobb területen a „kultúrerdők” jellemzőek, ezeket követik a „származék erdők”, majd a „természetszerű erdők”. A „természetes erdők” kategória területi kiterjedése gyakorlatilag jelentéktelen. A 3.4.22. ábra ugyanezt az Ökoszisztéma-alaptérkép szerint ültetvényként definiált erdők kihagyásával mutatja be. Így a legnagyobb területen a „származék erdők” kategóriát találjuk, ezt követik a „természetszerű erdők”, és az „átmeneti erdők”.



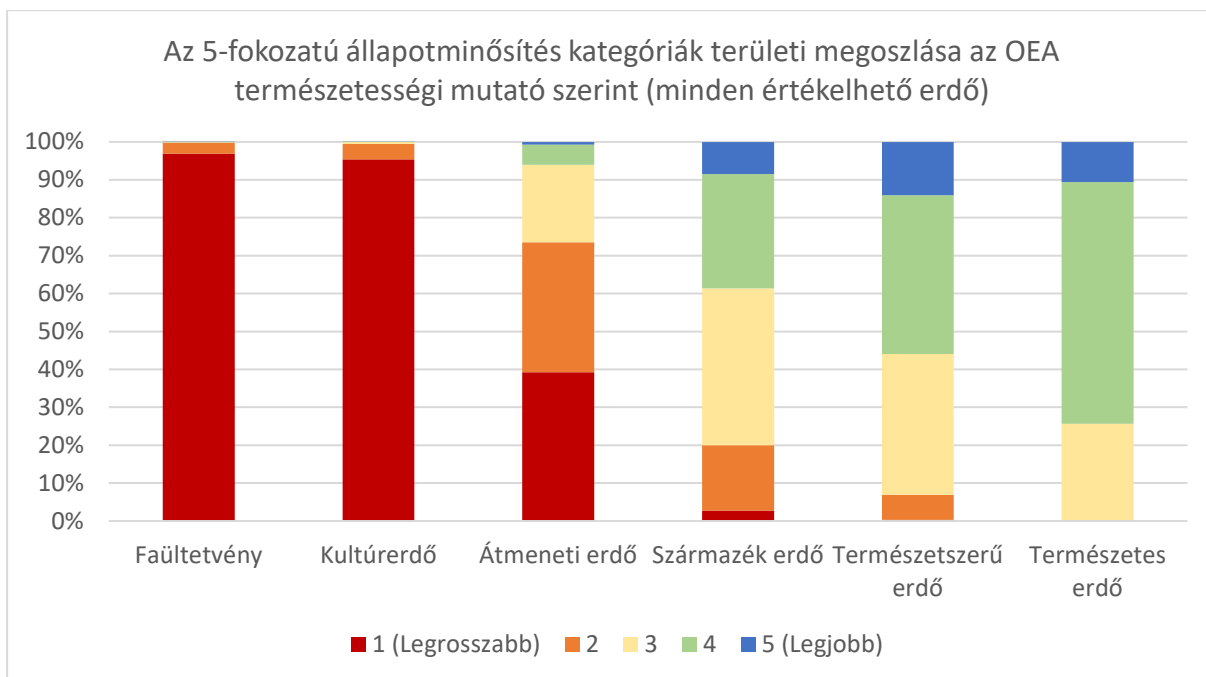
3.4.21 ábra Az 5-fokozatú állapotminősítés kategóriák összterülete (ha) az OEA természetességi mutató szerint (minden értékelhető erdő)



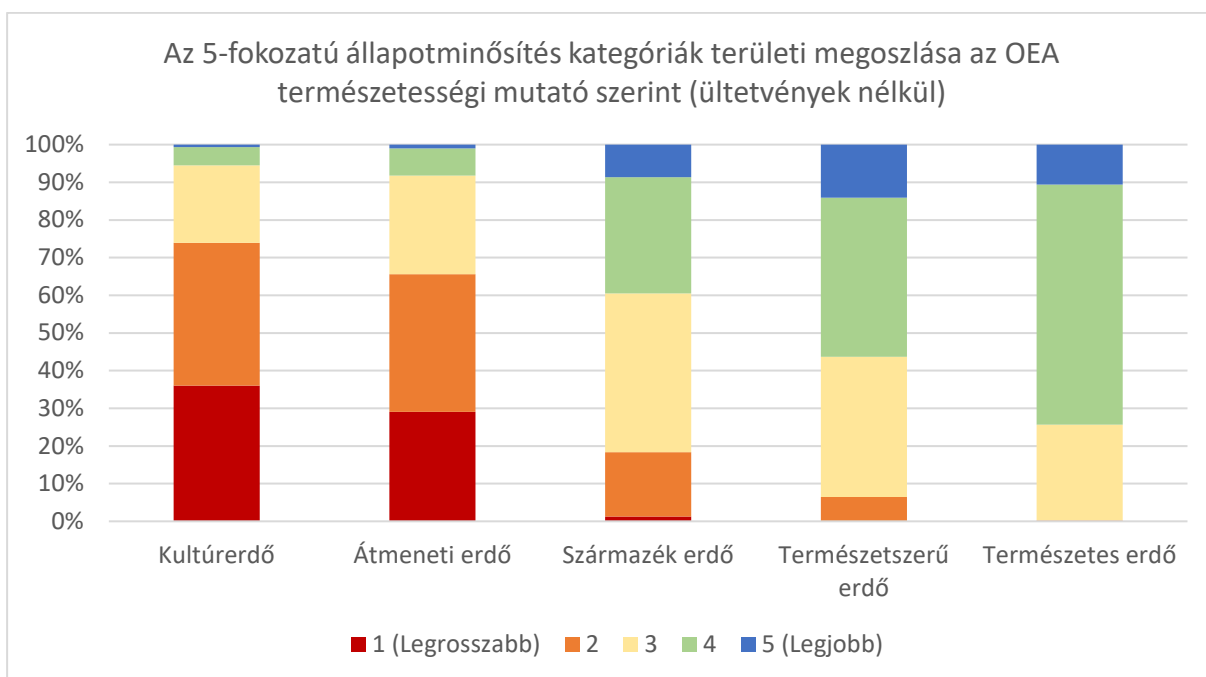
3.4.22 ábra Az 5-fokozatú állapotminősítés kategóriák összterülete (ha) az OEA természetességi mutató szerint (ültetvények nélkül)

Érdekes jelenség, hogy a 3.5.22 ábrán még szerepelnek az OEA természetességi mutató szerinti faültetvények. De mivel az országos léptékhez képest nagyon kis területről van szó, ezt okozhatja egyszerűen besorolási hiba valamelyik felhasznált adatbázisban.

A 3.4.23. és 24. ábrák az 5-fokozatú NÖSZTÉP állapotértékelés kategóriáinak megoszlását mutatják az OEA természetességi kategóriái szerint ültetvényekkel együtt (3.4.23 ábra) és ezek nélkül (3.4.24 ábra). A kétféle minősítés között láthatóan van összefüggés, hiszen ahogy haladunk a természetesebb kategóriák felé, úgy az 5-fokozatú minősítés szerint jó állapotú (4,5) erdők aránya folyamatosan növekszik.



3.4.23 ábra Az 5-fokozatú állapotminősítés kategóriák területi megoszlása az OEA természetességi mutató szerint (minden értékelhető erdő)



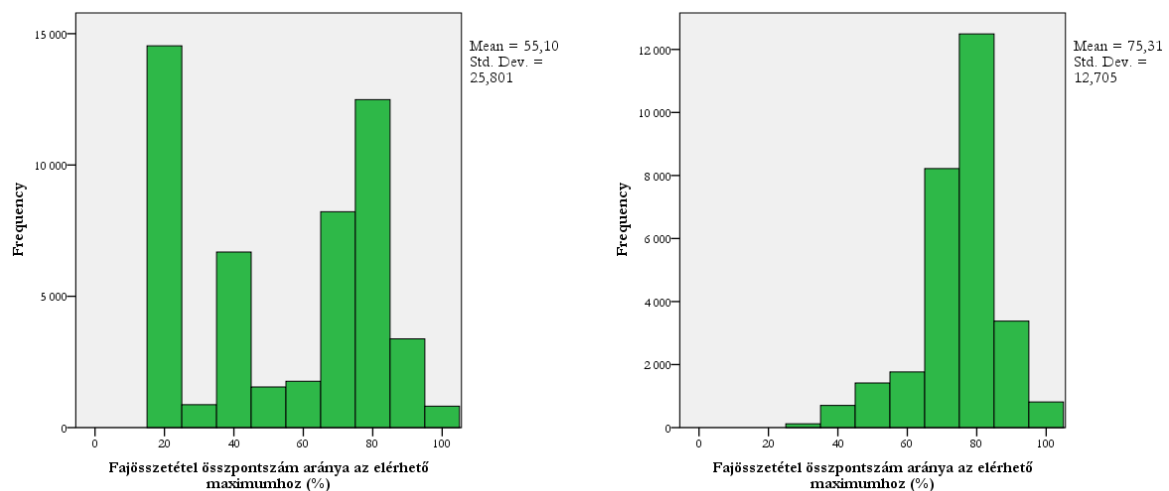
3.4.24 ábra Az 5-fokozatú állapotminősítés kategóriák területi megoszlása az OEA természetességi mutató szerint (ültetvények nélkül)

A faültetvények és kultúrerdők szinte teljes egészében átfednek az értékelésünkben a legrosszabb állapotot jelző 1-es kategóriával (3.4.23 ábra). Az átmeneti erdők nagy része még szintén a legrosszabb két (1-es és 2-es) kategóriába esik. A származékerdőknél viszont már kb. 40% körüli a jó (4,5) minősítést kapott erdők területi aránya, tehát az állapot-kategóriák területi eloszlása már inkább az OEA szerint természetes-természetközeli erdőkhez áll közelebb. Ezt okozhatja, hogy az egyébként jó állapotú erdők egy része a sarjeredet miatt ebbe a kategóriába került – ahogy pl. az Aggteleki karszton (Standovár és mtsai 2017). Még a természetközeli erdők esetében is magas, egyharmad körüli a közepes (3-as) minősítésű erdőrészek aránya, sőt, a természetesként meghatározott erdők között is vannak ilyenek. Ebben már szerepet játszhatnak

a módszer korlátai, pl. bizonyos információk (holtfa) hiánya. Előfordulhat az is, hogy adott erdőrészlet értékelését néhány részindikátor, pl. az inváziós fajok magas aránya, vagy a kedvezőtlen szerkezet húzza le. Ugyanakkor valószínűleg az OEA természetességi mutató meghatározásánál is lehetnek egyéni eltérések az értelmezésben. Az átmeneti erdők egy része a NÖSZTÉP állapotértékelés alapján a 4-es kategóriába esik, és bár egy-egy ilyen erdőrészlet az országban elszórtan több helyen előfordul, Tatabánya környékén, illetve pl. a Gemencen kisebb területen több ilyen is találunk.

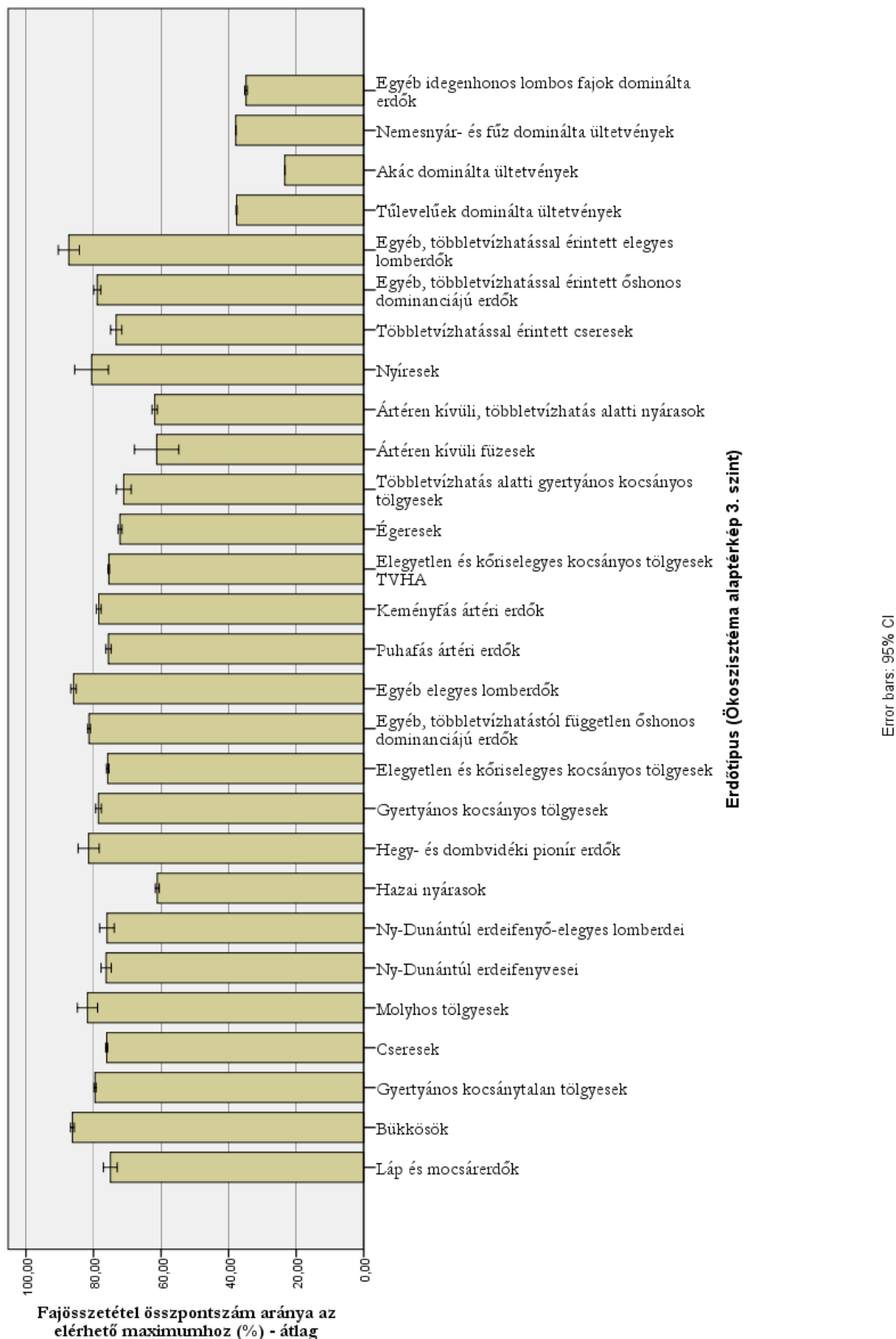
3.4.3 Csak felújulási szinttel rendelkező állományok

Azokat az állományokat, amelyeket a felhasznált, 2015. év végi állapotot tükröző OEA adatokban csak felújulási szinttel írtak le, csak a fajösszetétel alapján vizsgáltuk. Mivel jelentős számú, kb. 35 000 erdőrészlet esik ebbe a kategóriába, 122 294 hektáron, a teljesség kedvéért ezekről külön is bemutatunk néhány ábrát. A 3.4.25. ábra a fajösszetétel összpontszám maximumhoz viszonyított %-os arányának eloszlását mutatja be, külön ültetvényekkel együtt és ezek nélkül. Az összkép elég hasonló a 3.4.14. ábrán látható általános képhez. Az állományok jelentős része (kb. a fele) idegenhonos fajok dominálta ültetvény. Ezek kihagyásával az értékek a jobb kategóriák irányában tolódnak el. Az ültetvények esetében itt is érzékelhető egy fajösszetétel szempontjából valamivel kedvezőbb csoport.



3.4.25 ábra A fajösszetétel összpontszám aránya az elérhető maximum értékhez (%) – eloszlás (csak felújulási szinttel rendelkező állományok). Bal: ültetvényekkel együtt Jobb: ültetvények nélkül

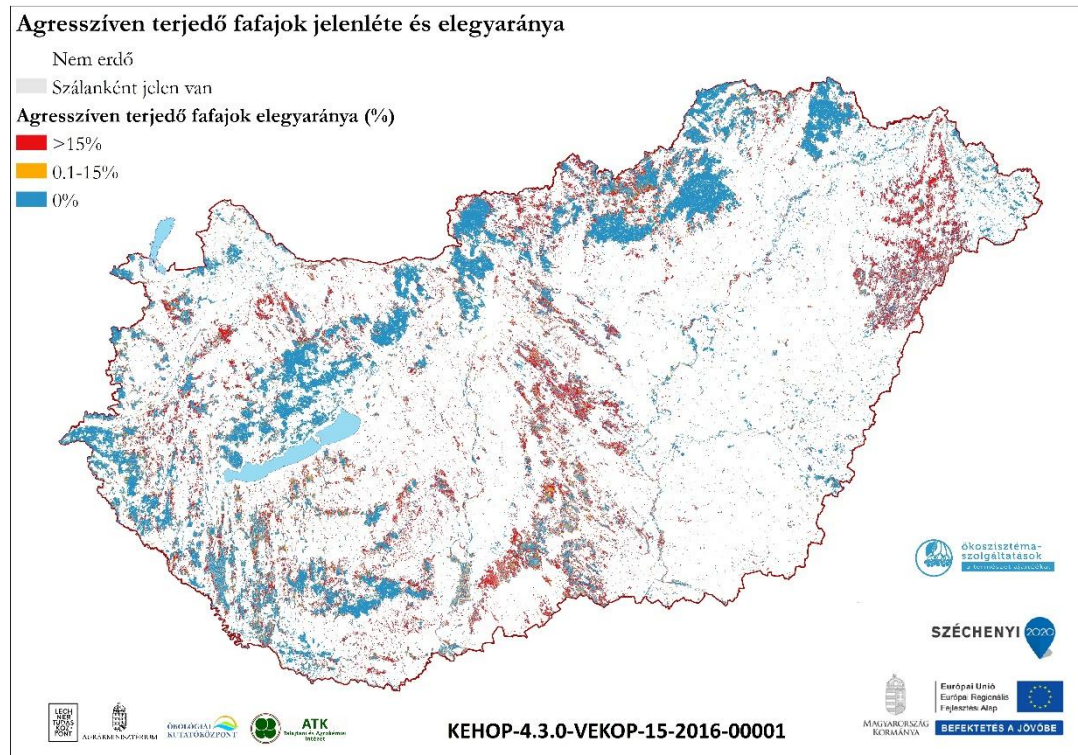
A 3.4.26. ábra erdőtípusonként mutatja be a csak felújulási szinttel rendelkező állományok fajösszetételre kapott elérhető maximum értékhez viszonyított összpontszám arány átlagát. A kép hasonló ahhoz, amit az általános értékelés mutat (3.4.2. táblázat), ezeknek az állományoknak az esetében is a bükkösök, valamint az egyéb elegyes lomberdők átlaga a legmagasabb, tehát ezekben a legkedvezőbb a faállomány fajösszetétele.



3.4.26 ábra A fajösszetétel összpontszám aránya az elérhető maximum értékhez (%) – erdőtípusonkénti átlag (csak feljúlási szinttel rendelkező állományok)

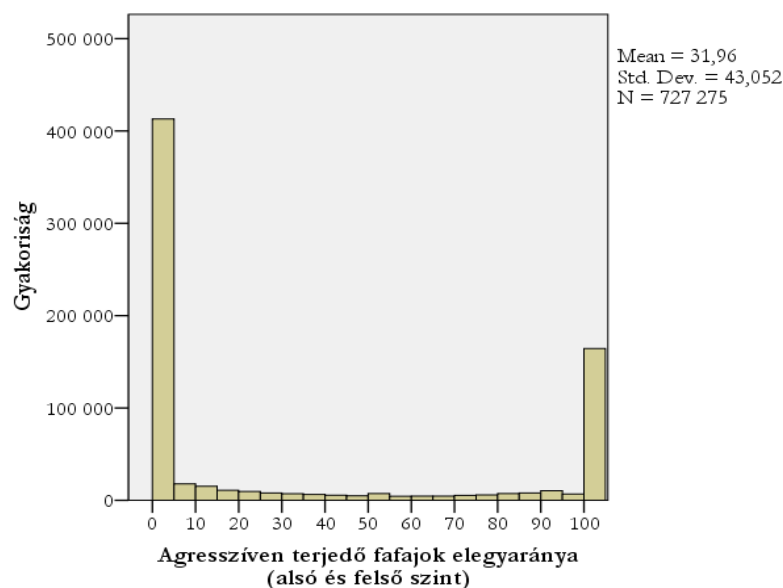
3.4.4 Egyedi részindikátorok szerinti értékelés

Az alábbiakban néhány részindikátort külön is értékelünk. A 3.4.27 ábra térképen mutatja be az agresszíven terjedő fajok jelenlétét, illetve az elegyarányuk alapján kialakított kategóriák területi megoszlását.



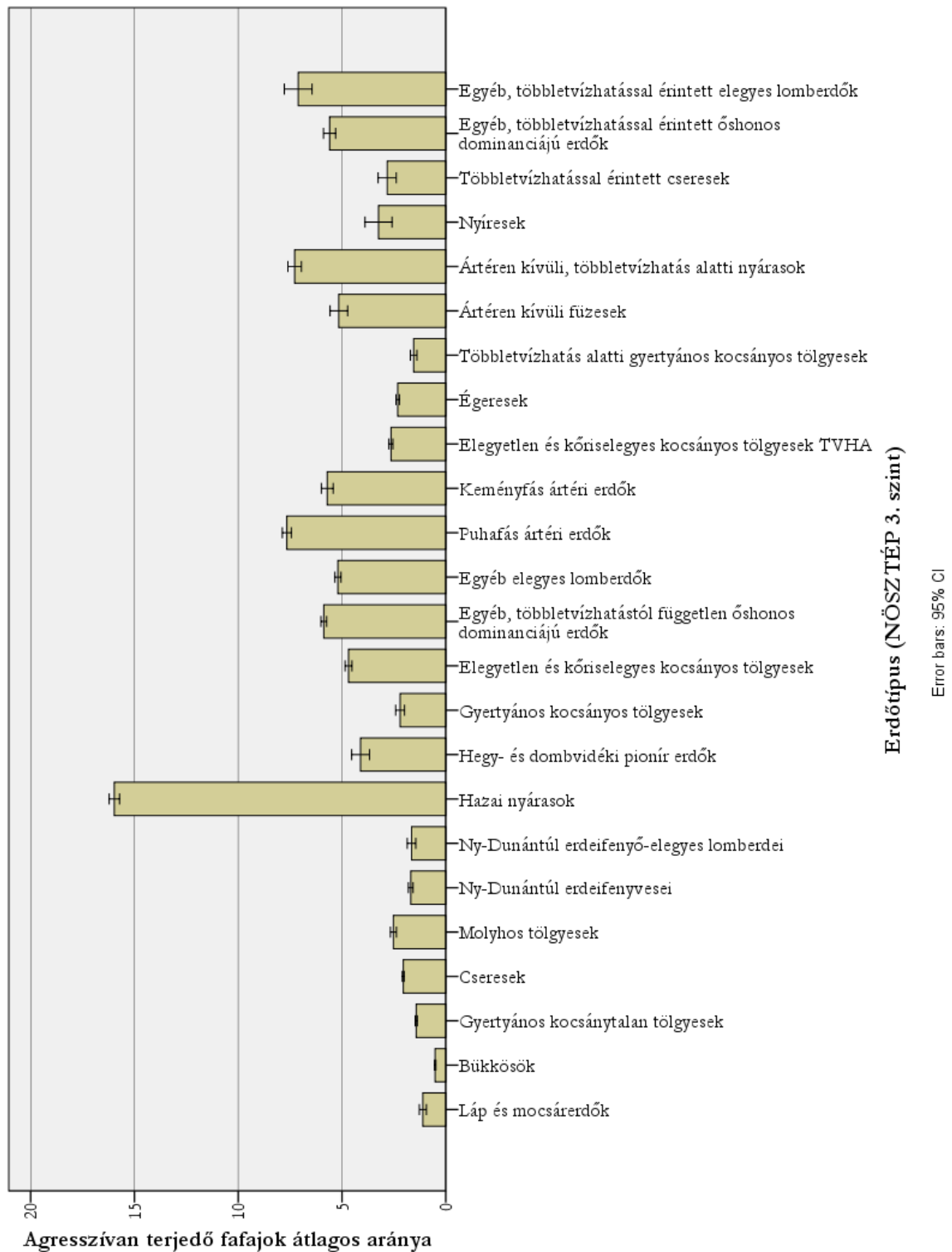
3.4.27 ábra Az agresszíven terjedő fajok jelenléte és elegyaránya. Külön, félig áttetsző szürke rétegeként szerepelnek azok a részletek, ahol ezeket leírták a ritka és szálanként előforduló fajok között (is)

Az idesorolt fajok az akác (A), a zöld juhar (ZJ), az amerikai kőris (AK), a bálványfa (BL), a kései meggy (KM), a nyugati ostorfa (NYO), és a keskenylevelű ezüstfa (EZ). Az elegyarányok az alsó és felső szintre vonatkoznak, kivéve, ahol csak felújulási szintet írtak le.



3.4.28 ábra Az agresszíven terjedő fajok elegyarányának eloszlása

Magasabb arányok elsősorban az alföldi területeken és a hegylábakon jellemzőek, részben az ültetett akácok, részben a nagyobb folyók menti erdőkben a zöld juhar és az amerikai kőris magas aránya miatt. A 3.4.28. ábra az agresszíven terjedő fajok elegyarányának megoszlását ábrázolja.

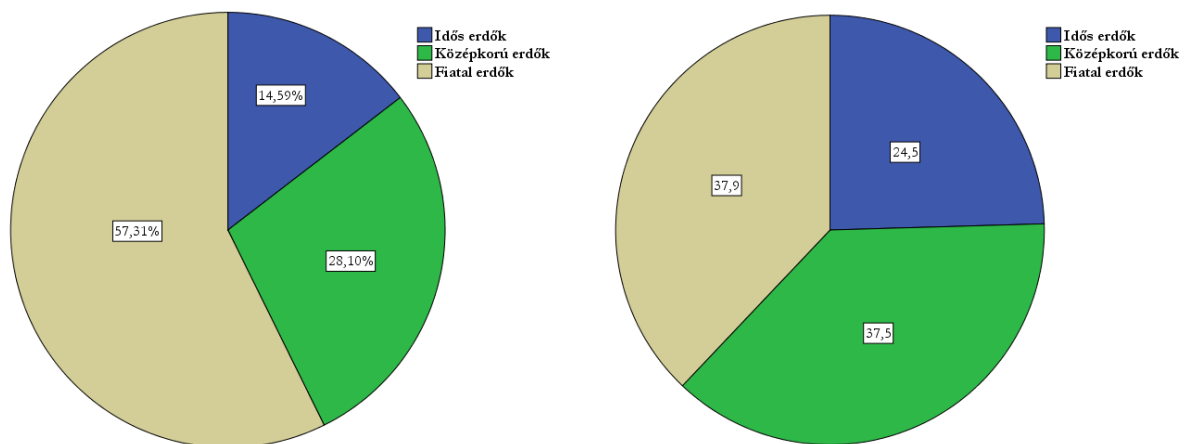


3.4.29 ábra Agresszíven terjedő fajok átlagos elegyaránya a részletben Ökoszisztéma-alaptérkép erdőtípusonként

A két leggyakoribb, magasan kiugró érték a 0 és a 100%, a többi látszólag egyenletesen oszlik meg, bár közelebről nézve valamivel gyakoribbak az alacsonyabb arányok. 50%-nál is látható a hisztogramon egy (jóval) kisebb kiugrás, ez főleg ártéri puhafás erdőkben és nemesnyárasokban, illetve akácokban jellemző.

A 3.4.29 ábra azt mutatja be, hogy mely erdőtípusokban mekkora az agresszíven terjedő fafajok átlagos elegyaránya (az ábrán az ültetvények nem szerepelnek). A legmagasabb átlagos értéket (~16%) a hazai nyárasokra kaptuk, ez csaknem kétszerese az utána következő legmagasabb átlagnak. A különféle egyéb nyárasokban, illetve puhafás ligeterdőkben (puhafás ártéri erdők; ártéren kívüli, többletvízhatás alatti nyárasok, és egyéb, többletvízhatással érintett elegyes lombterdők) átlagosan 7-8% ez az érték, és ezeket követik az egyéb ártéri erdők, illetve ezek hullámtéren kívülre került, átalakult maradványai 4-5% körüli átlaggal.

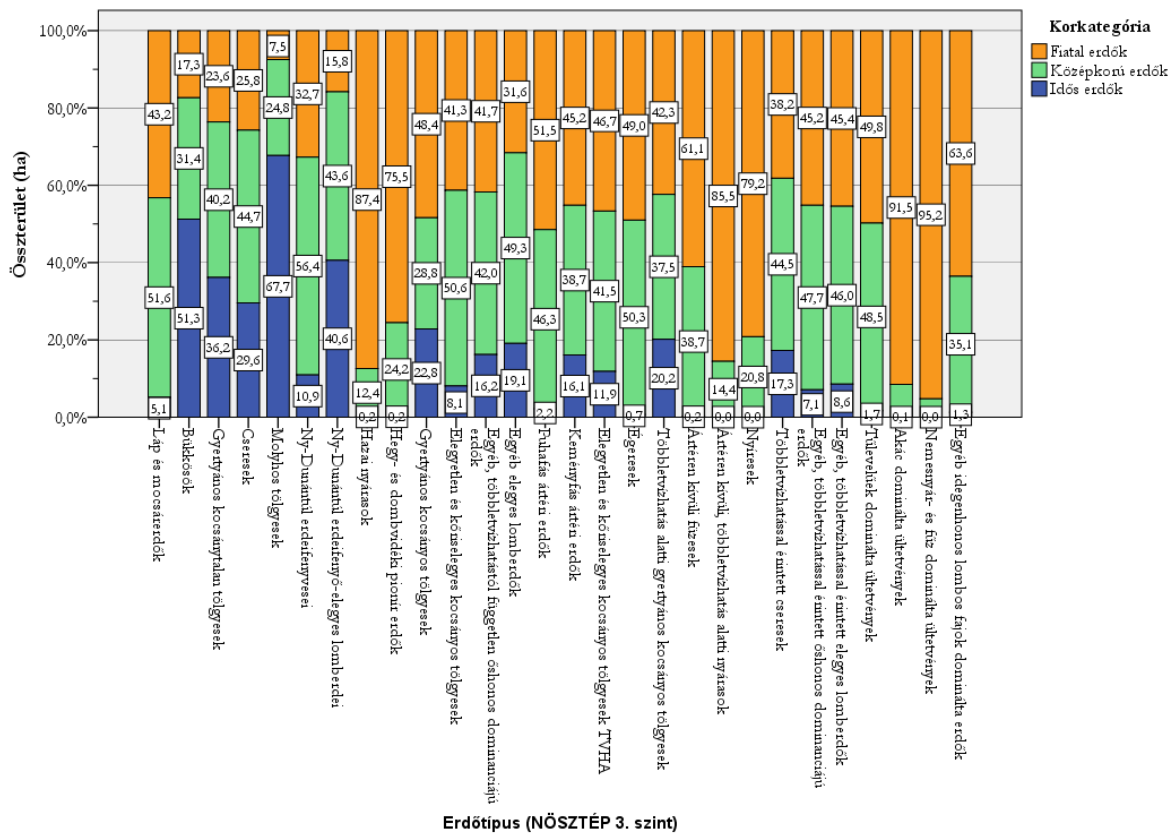
Az értékelésben felhasznált részindikátorok között végül nem szerepelt az állomány kora (csak abban a formában, hogy található-e az erdőrészletben egy meghatározott kornál idősebb állomány), ugyanakkor ez az ökoszisztéma szolgáltatások tekintetében fontos mutató, ezért bemutatunk néhány ezzel kapcsolatos ábrát is. Az állományokat három (fiatal, középkorú és idős) kategóriába soroltuk be, ezek határa 40 és 80 év volt. A besorolás nem az átlagos kor alapján, hanem az adott korkategóriába eső fafajsortok összesített elegyaránya alapján történt. Többosztályú állományoknál figyelembe vettük az egyes szintekre megadott záródás mértékét is. A 3.4.30. ábra az ilyen módon besorolt erdők területi megoszlását mutatja, külön valamennyi olyan erdőre, amelyről rendelkezünk értelmezhető kor adattal, és külön ültetvények nélkül. Országosan a legfiatalabb csoportba eső (tehát többségében 40 év alatti) állományok részaránya a legmagasabb, 57,3%, míg az idősként besorolt (tehát egészen vagy döntően 80 év feletti) állományok részaránya mindössze 14,6%. Ha az ültetvényeket nem vesszük figyelembe, akkor az idős erdők területi aránya kb. az összes egynegyede (24,5%), míg a fiatal és középkorú erdők szinte azonos arányban (37,9 és 37,5%) képviselik magukat.



3.4.30 ábra A korcsoportok megoszlása (bal: összes erdő, jobb: ültetvények nélkül)

A 3.4.31. ábra a korcsoportok %-os megoszlását erdőtípusonként ábrázolja. Az idős erdők legnagyobb arányban a molyhos tölgyes (67,7%) és bükkös (51,3%) típusokra jellemzőek. Előbbiek sokszor szélsőséges termőhelyen található, eleve lassú növekedésű erdők, amelyek sokszor védelmi (pl. talajvédelmi) funkciót töltenek be. Az idős erdők aránya viszonylag magas még a Nyugat-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lombterdei (40,6%) és a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (36,2%) esetében. Nem meglepő módon szélsőségesen

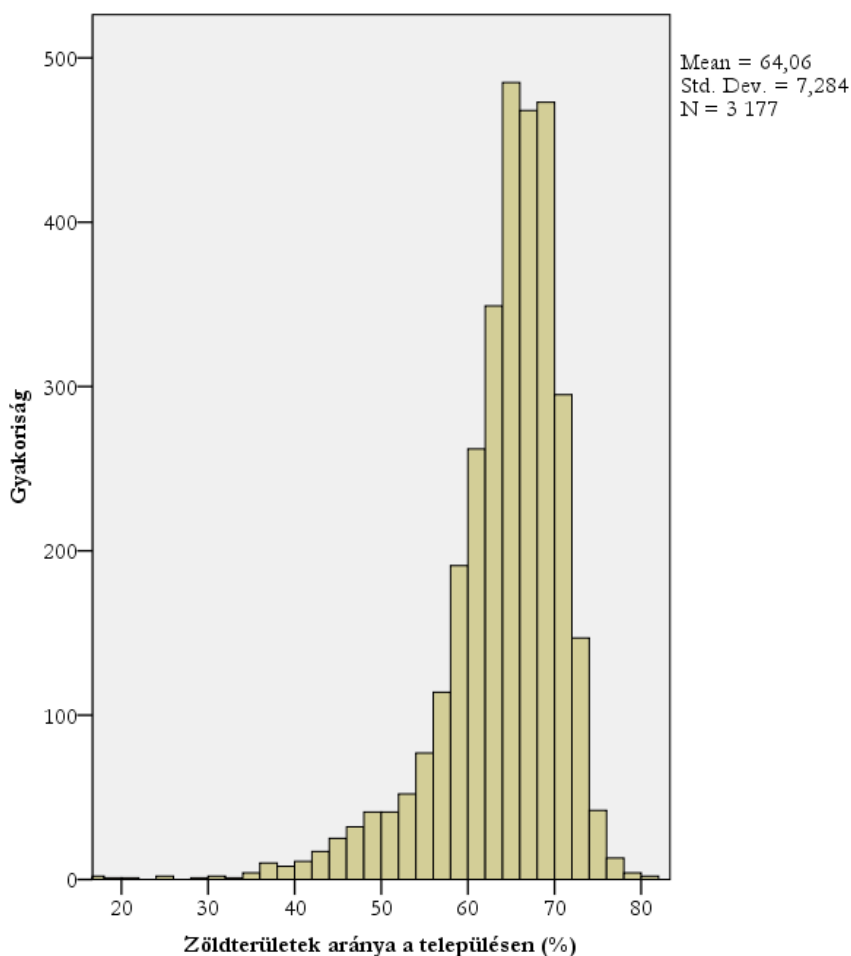
magas a fiatal erdők aránya a rövid vágásfordulóval kezelt idegenhonos fáültetvények, valamint a puhafás erdők (nyárasok, fűzesek, pionír erdők) esetében.



3.4.31 ábra A korcsoportok területi megoszlása az Ökoszisztéma alaptérkép erdőtípusai szerint

3.5 Települések

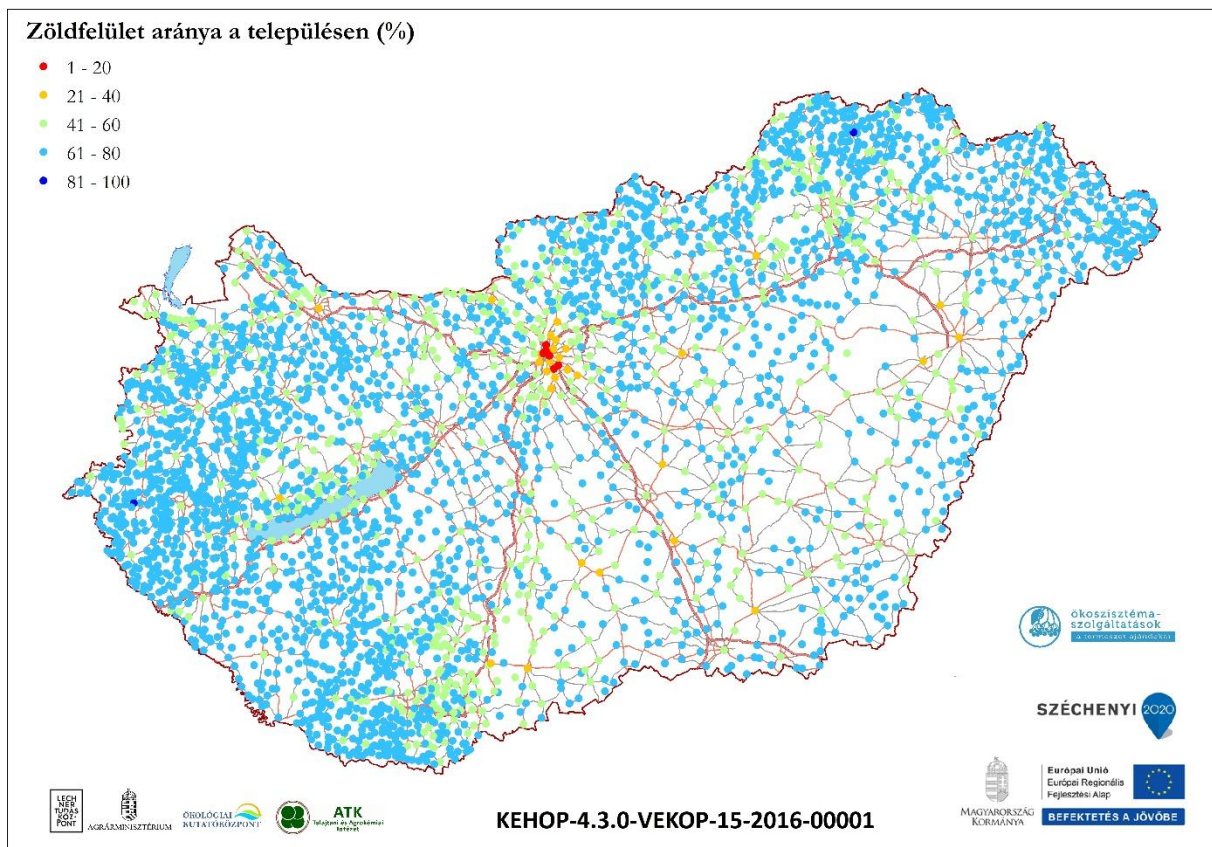
A települések, illetve egyéb mesterséges területek az ember által leginkább átalakított ökoszisztémák, ahol a mesterséges felszínek dominálnak. Az ökoszisztéma-szolgáltatásokat ezeken a területeken a zöldfelületek biztosítják, és noha a természetközeli ökoszisztémákkal általában összevetve szerepük eltölpül 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 az állapotértékelés elkészítése során országosan nem álltak rendelkezésünkre. Ezért a NÖSZTÉP általános ökoszisztéma-állapot térképezése keretében a városi területekre országosan csak egy egyszerű indikátort, a zöldterület arányát számítottuk ki, település szintjén, az ökoszisztéma alaptérkép felhasználásával. A kapott értékek szempontjából erősen meghatározó a település lehatárolásának módja. Az alaptérkép a települések hivatalos határait veszi figyelembe, de ez félrevezető, mivel sok esetben a hivatalos belterület határ jóval túlnyúlik a beépített területen. Az elemzés során próbáltunk törekedni arra, hogy csak azokat a területeket vegyük figyelembe, amelyek valóban a település részének tekinthetőek. A 3.5.1 ábra az indikátor értékek eloszlását ábrázolja, a 3.5.2 ábra pedig térképen mutatja be az egyes településekre kapott értékeket.



3.5.1 ábra Zöldfelületek összesített aránya a településen - eloszlás

Az eredmények alapján a magyarországi települések nagy részén a zöldfelület aránya 65-75% közötti. 20% alatti értékeket csak néhány budapesti kerületben kaptunk. Ezek egy része kifejezetten belvárosi kerület (V., VI, VII. kerületek), más része (pl. XIX, XX. kerületek) pedig olyan sűrűn beépített, hogy a házak között esetlegesen létező zöldfelületek nem jelennek meg a 20 m felbontású térképen. A magas, 75% feletti értékek pedig bizonyos településszerkezeti jellemzőkből adódtak, pl. olyan kisebb településeken, ahol nagyon elszórtan állnak a házak (pl. Kétvölgy, vagy Csörög). Magasabb értékek kijöhettek olyan településeken is, ahol a házak az egymástól távolabb futó utak/utcák mentén épültek, és közöttük művelt területek találhatóak, amelyek egy része a javítás ellenére bekerült a településeket lehatároló maszkba (pl. Nyírkáta, Mikebuda).

Ami az egyéb mintázatokat illeti, a település-szerkezetet, illetve a beépítettség mértékét számos tényező befolyásolhatja. A 3.5.2 ábra alapján a sűrűbben beépített települések bizonyos helyeken (pl. főbb utak mentén, népszerű turistacélpontok környezetében, nagyobb városok környezetében) koncentrálnak, míg a belső periférián (Ny-DNY-Dunántúl, ÉK-Magyarország) kevésbé jellemzőek.



3.5.2 ábra Zöldterületek összesített aránya a településeken (úthálózattal)

3.6 Felszíni vizek

Mivel vizeink állapota közvetlenül és egyértelműen jelentős hatást gyakorol az emberiség jóllétére, a közelmúltban már számos, a vizek állapotát értékelő projekt jött létre, valamint nemzetközi összefogások e határokon átívelő ökoszisztémák védelmére, együttes, összehangolt értékelésére. Így ennél az ökoszisztéma-típusnál állt rendelkezésre a legtöbb és legrészletesebb információ (mind az elérhető adatokat, mind az állapot leírására már részletesen kidolgozott indikátorokat tekintve). Az Európai Bizottság által a nemzeti ökoszisztéma szolgáltatás értékelések összehangolása és támogatása céljából létrehozott MAES csoport ajánlásaival (Maes és mtsai 2018) összhangban, a felszíni vizek jellemzése kapcsán célszerűnek láttuk az EU Víz Keretirányelv (VKI³) céljainak teljesítéséhez, a hazai Országos Vízügyi-gazdálkodási Terv (OVGT) elkészítéséhez, illetve felülvizsgálatához (VGT 2015) összegyűjtött adatokra, illetve az ezekre részletesen kidolgozott indikátorokra támaszkodni.

3.6.1 Az elemzés módszertanának rövid ismertetése

Az élőhelyek természetességének, állapotának meghatározása mind a gyakorlatban, mind az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez végzett állapot-elemzéseknél a legtöbbször valamilyen, a biodiverzitást leíró mutatón alapul, amennyiben ilyen adatok rendelkezésre állnak. A fajösszetétel, egyedszám, valamint a szerkezeti és a funkcionális sokféleség különféle mutatói jól jelezhetik egy terület állapotának alakulását. A VKI értékelési rendszer egyik fő elemét is a biológiai elemek képezik, melyek a víztestek állapotát szintén a biodiverzitás segítségével hivatottak jelezni. Ezek több fő élőlénycsoport közösség-szerkezeti jellemzőinek együttes figyelembe vételén alapulnak (Sály és Erős 2016). A VKI keretében kidolgozott komplex ökológiai állapotminősítés ötvözi a biológiai állapotot és számos, a terhelésre közvetlenebbül utaló egyéb (pl. fizikai és kémiai) paramétert, noha a végeredményt döntően a biológiai minősítés határozza meg (VGT2 2015). Mi azonban az élővilág sokféleségén alapuló, illetve a terhelés-alapú megközelítést általában szétválasztottuk (ld. 2.1 fejezet), ezért a vizekre vonatkozó, itt szereplő egyszerű értékelést kis módosítással csak önmagában a biológiai minősítésre alapoztuk. Ez nem az évek alatt kidolgozott és széleskörű szakmai konszenzuson alapuló VKI minősítés kritikája kívánt lenni, és a helyzetet sem szeretnénk rózsásabbnak lefesteni, mint amilyen. A cél csak annyi volt, hogy az alkalmazott módszer beleilleszkedjen az állapotértékelés fentebb vázolt általános rendszerébe.

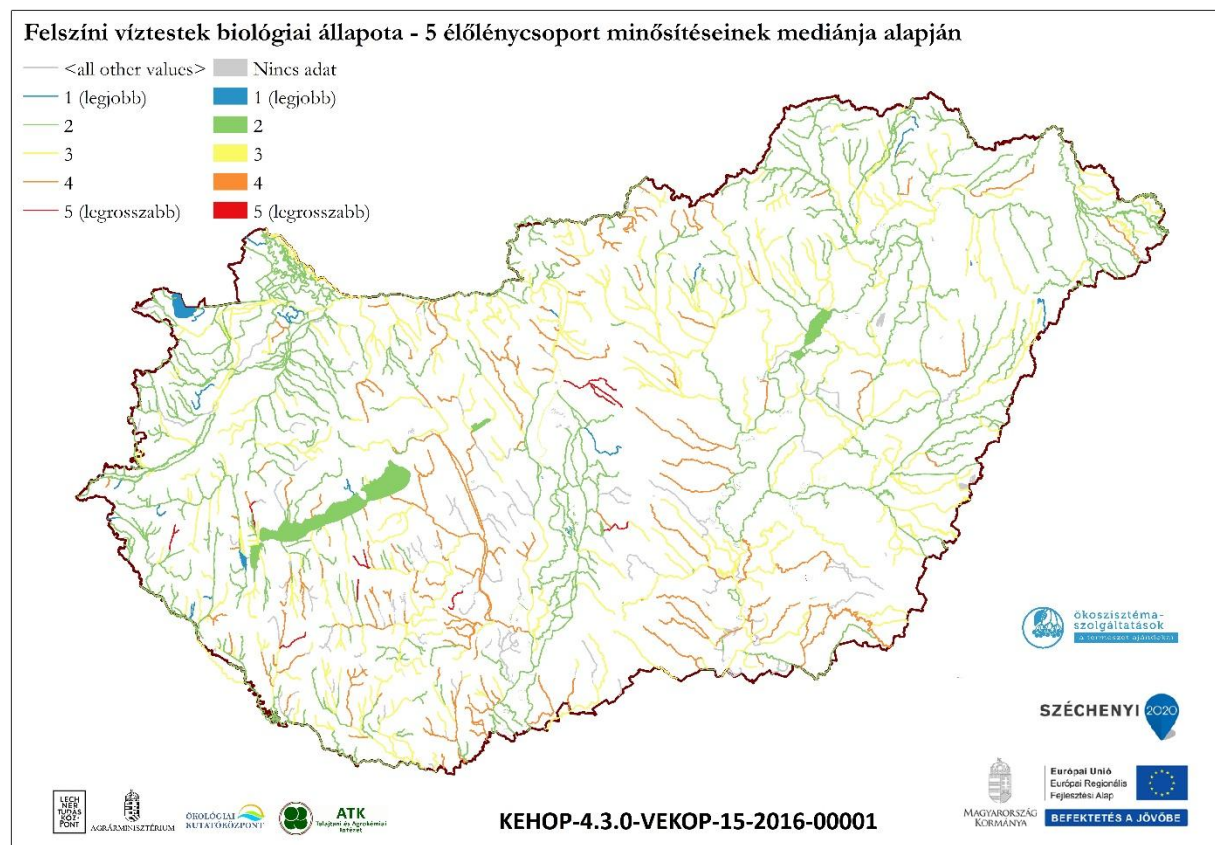
A VKI biológiai minősítésben szereplő öt élőlénycsoport (fitoplankton, fitobentosz, makrofiton, makrozoobentosz, halak) mindegyikére 5-fokozatú minősítést adtak, ahol az 1 a legjobb, az 5 a legrosszabb értéket jelenti. A VGT2 készítésekor az egyes élőlénycsoportokra adott minősítések kombinálása során a VKI által előírt “egy rossz, mind rossz” elvet alkalmazták (VGT2 2015). Az itt szereplő értékelésben ezen annyit módosítottunk, hogy az egyes minősítés értékeknek nem a maximumát (tehát a legrosszabb értéket), hanem a mediánját vettük figyelembe. Ehhez kapcsolódóan azonban szeretnénk hangsúlyozni, hogy mivel a különböző élőlénycsoportok más-más típusú terhelésre érzékenyek, ezek adatainak bármilyen módszerrel történő összevonása információvesztést jelent. A VKI állapotértékelés tanulságait elemző cikkünkben Clement és mtsai. (2015) is jelzik, hogy a minősítés összetett volta, és az ökológiai rendszerek komplexitása miatt az állapot besorolás (és különösen a biológiai minősítés) eredményéből többnyire már nem könnyű a kiváltó okokra következtetni. Döntéseket ezért csak az összesített értékek mögött álló részparaméterek ismeretére, és azok sok szempontú értelmezésére érdemes alapozni.

³ <http://www.euvki.hu/>

Az elemzéshez a VKI-hoz kapcsolódóan közzétett, nyílt hozzáférésű adatbázist használtuk fel, amelyet 2018. júniusában töltöttünk le. Ebben összesen 923 vízfolyás szerepelt, ebből 823-ra lehetett valamekkora megbízhatósággal meghatározni a biológiai állapotot (bizonyos esetekben nem mind az öt élőlénycsoport alapján). Az állóvizek száma 189, ebből 78 esetben lehetett meghatározni a biológiai állapotot.

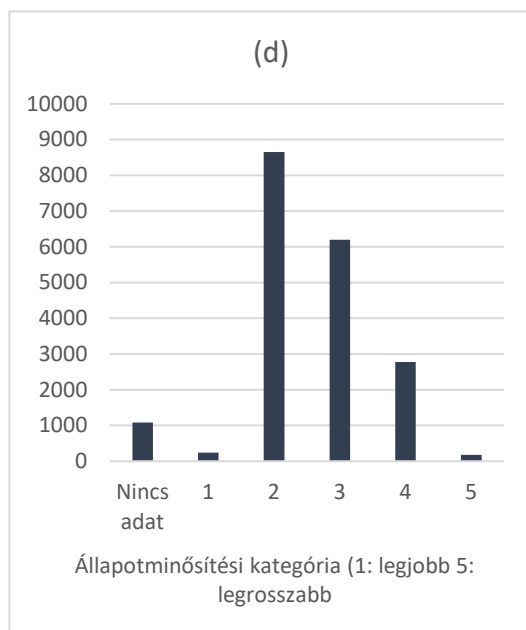
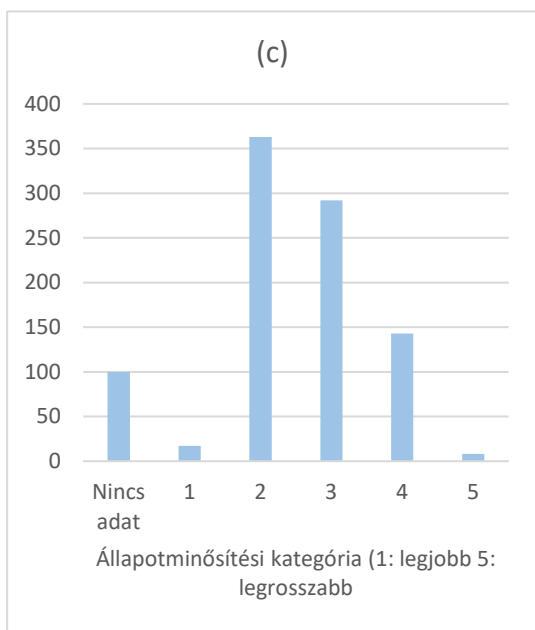
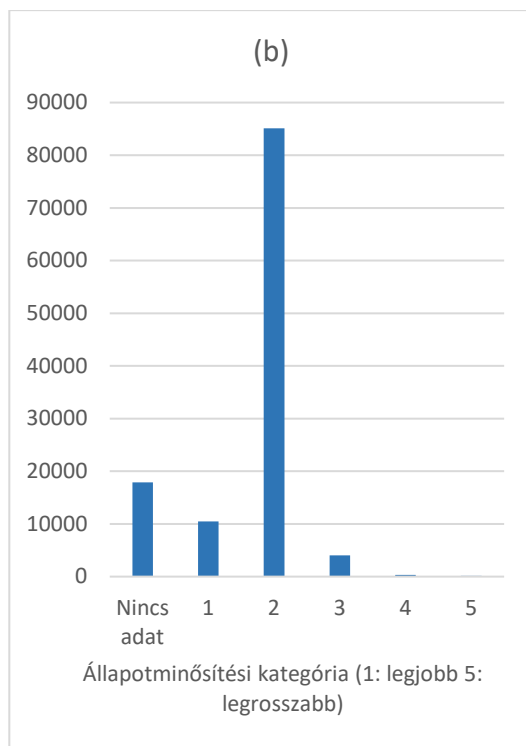
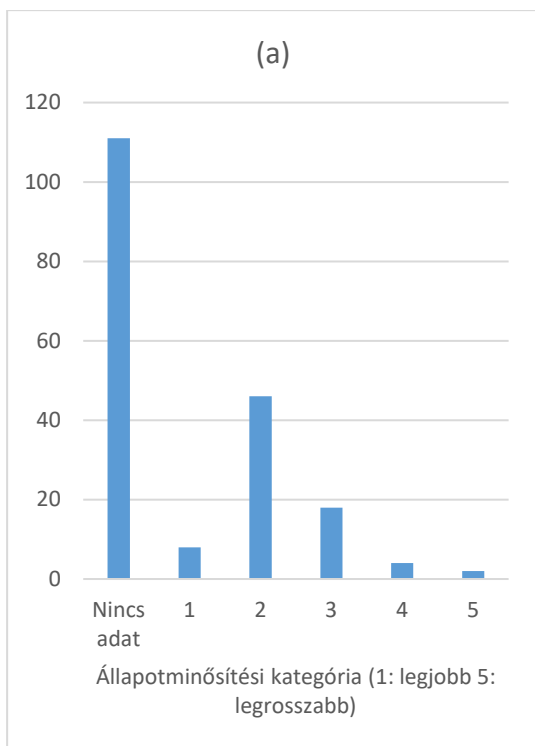
3.6.2 A felszíni vizek állapotának rövid értékelése

A 3.6.1 ábra a biológiai állapotjellemzők mediánjaként kapott (egész számra kerekített) értékeket mutatja be térképen az adatbázisban szereplő valamennyi felszíni víztestre. Az értékek térbeli megoszlása elég változatos. A Duna-Tisza-közi homokhátság vizeit északnyugat-délkeleti irányban a Tiszába vezető vízfolyások, csatornák esetében láthatóak kifejezetten rosszabb értékek, illetve a Köröstől délre eső vízfolyásoknál (a Maros kivételével). A Dél-Dunántúlon a Sió-csatorna, illetve egyes kisebb vízfolyások vannak rosszabb állapotban, míg az északkeleti és északnyugati, valamint a Balatontól nyugatra eső területek felszíni vizei jellemzően kedvezőbb állapotúnak mutatkoznak. Hasonlóan jobb értékeket mutatnak a Dunától keletre a Csepeli-sík, Solti-sík és a Kalocsai-Sárköz értékelhető vízfolyásai.



3.6.1 ábra Felszíni víztestek biológiai állapota – 5 élőlénycsoport alapján történt minősítések mediánjai alapján

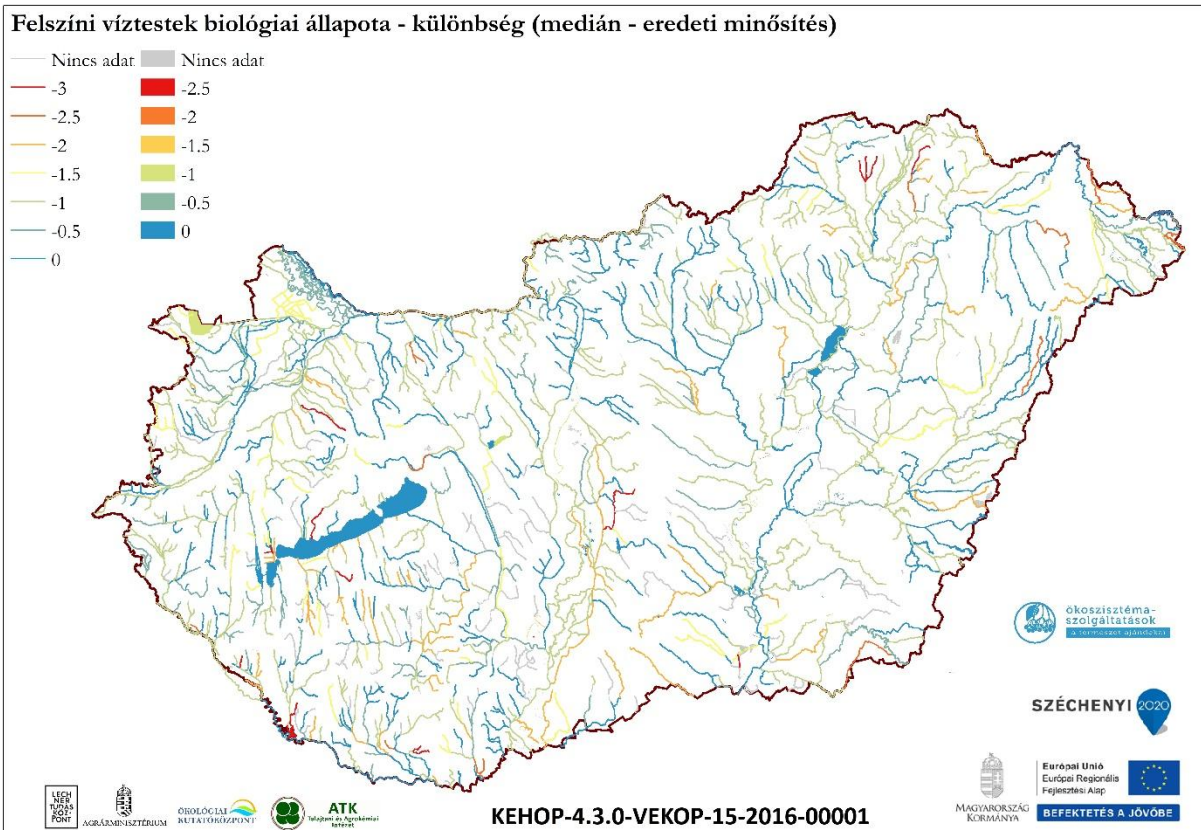
A 3.6.2 (a)-(d) ábrák az egyes állapot kategóriák területi, illetve vízfolyások esetében hossz szerinti megoszlását ábrázolják. Az állóvizek darabszám szerinti megoszlásánál látszik, hogy a legtöbb a 2-es (jó) kategóriába esik, ezt követi a 3-as (közepes). A területi megoszlásban a 2-es (jó) kategória túlsúlya még inkább látványos, mivel a nagyobb tavak e szerint a minősítés szerint a „jó” (Balaton, Tisza-tó, Velencei-tó), illetve a „legjobb” kategóriába (Fertő-tó) esnek. A vízfolyások esetében a kép alapvetően hasonló, de a 3-as (közepes) és a 4-es (gyenge) kategóriák aránya jóval magasabb, akár a darabszámot, akár az összhosszt tekintjük.



3.6.2 ábra

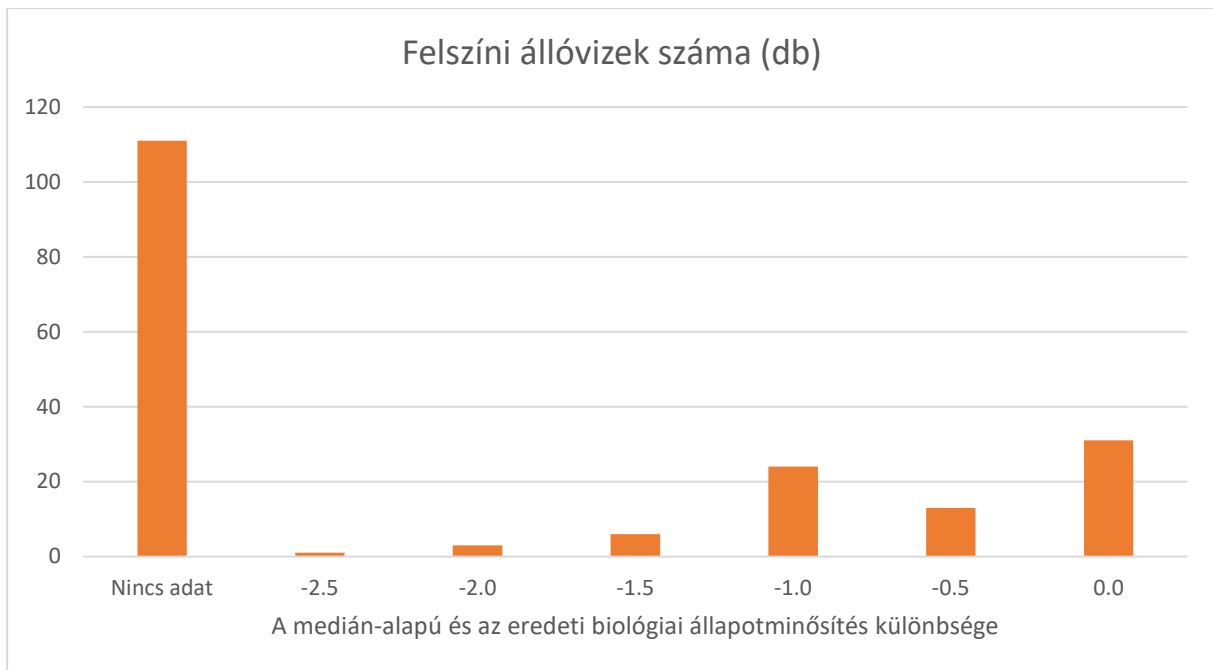
- (a) Felszíni állóvíz víztestek száma az adott állapotminősítési kategóriában (db)
- (b) Felszíni állóvíz víztestek összterülete az adott állapotminősítési kategóriában (ha)
- (c) Felszíni vízfolyások száma az adott állapotminősítési kategóriában (db)
- (d) Felszíni vízfolyások összhossza az adott állapotminősítési kategóriában (km)

A hazai felszíni vizek állapotát, és ennek hátterét ezen túlmenően Borics és mtsai (2016) ismertetik részletesen.

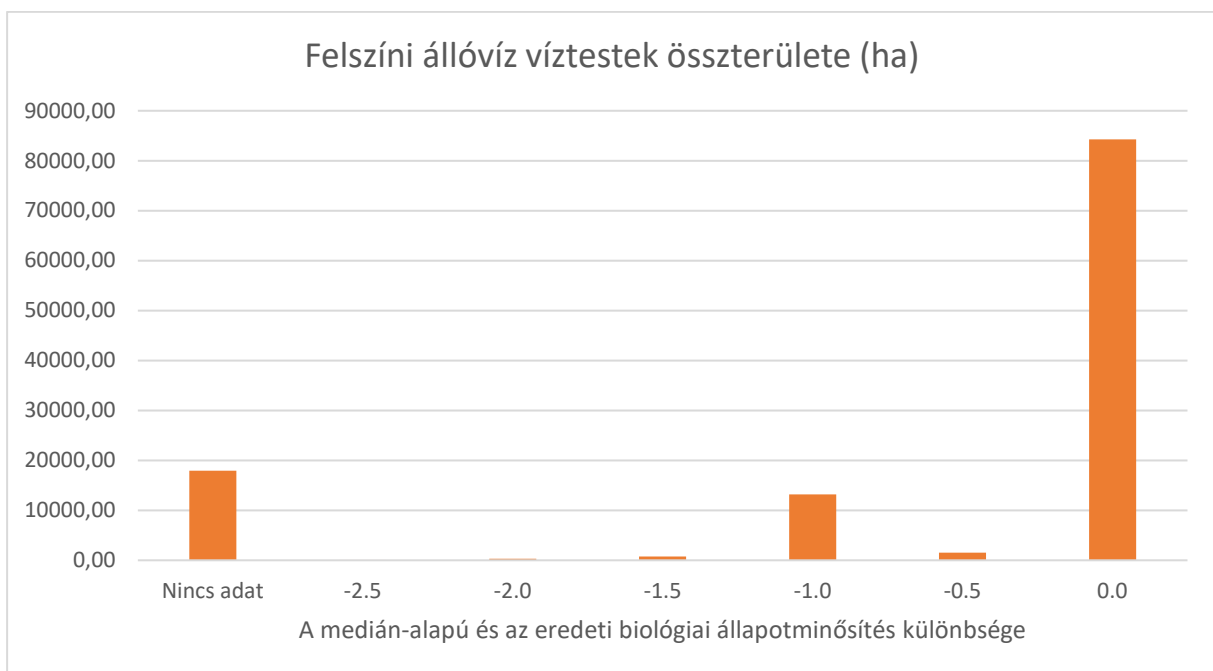


3.6.3 ábra Felszíni víztestek biológiai állapota – a legrosszabb érték („egy rossz, mind rossz”) és a medián alapján kialakított értékelés különbsége

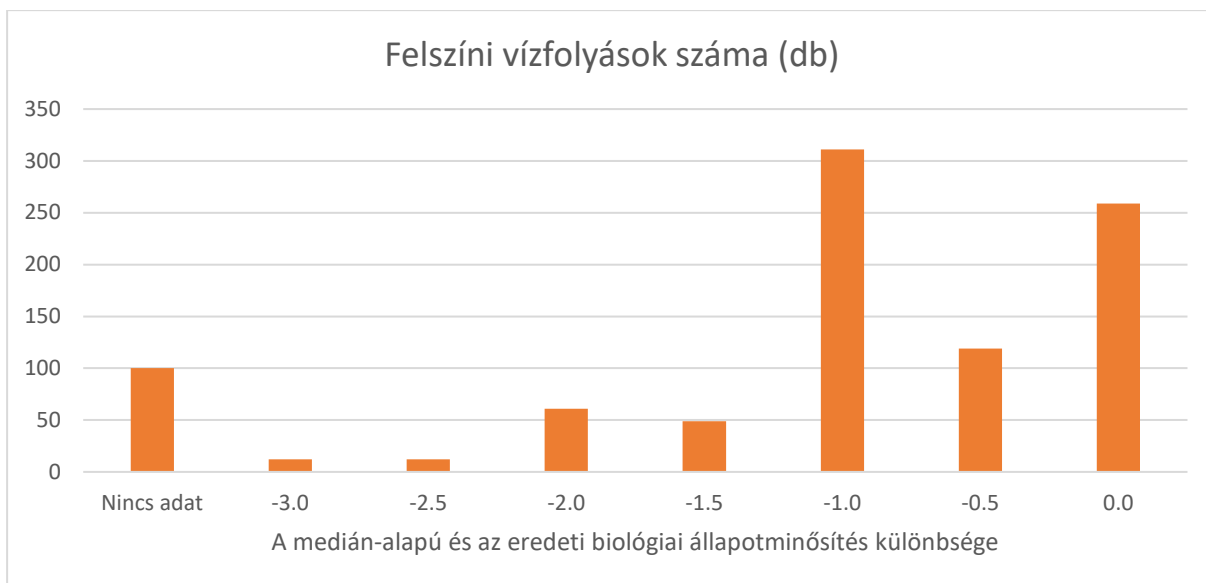
A 3.6.3 ábra az eredeti, VKI szerinti biológiai minősítés, és a medián-alapú értékelés különbségeit mutatja be térképen. A medián alapú értékelés kevésbé szigorú, a különbség értéke vagy nulla lehet, ha a kétféle minősítés egyezik, vagy negatív, ahol különböznek. Minél nagyobb a különbség abszolút értékben, annál valószínűbb, hogy az eredeti, gyengébb minősítést egy, vagy néhány élőlénycsoport relatíve rosszabb értékei okozzák, ami specifikus problémát, terhelést jelezhet az adott víztest esetében. A különbségek térbeli eloszlásában nem látható szabályszerűség, a nagyobb tavak közül csak a Fertő-tónál tapasztalható kismértékű (1 kategóriányi) különbség. Ennek a tónak az esetében az adatbázis három élőlénycsoportra (fitobentosz, fitoplankton, makrofiton) tartalmazott minősítést, és ezek közül egy, a fitoplankton kapott a többinél gyengébb (de még így is 2-es, tehát „jó”) minősítést. A 3.6.4-7 ábrák a különbségek megoszlását mutatják darabszám, illetve terület/összes hossz szerint. Látható, hogy sok víztest esetében a kétféle értékelés eredménye megegyezik, ahol eltérés tapasztalható, ott jellemzően kisebb mértékű, az adott víztest 0,5-1 kategóriával kap jobb besorolást a medián-alapú értékelésben. A kerekítés miatt a fél kategória különbség valójában azonos besorolást jelent. Az állóvizeknél kevesebb esetben tapasztalható, és jellemzően kisebb mértékű az eltérés. A vízfolyásoknál is hasonlóan tapasztalhatunk, a különbség ezeknél is általában inkább kisebb mértékű, viszont több esetben akad jelentősebb eltérés.



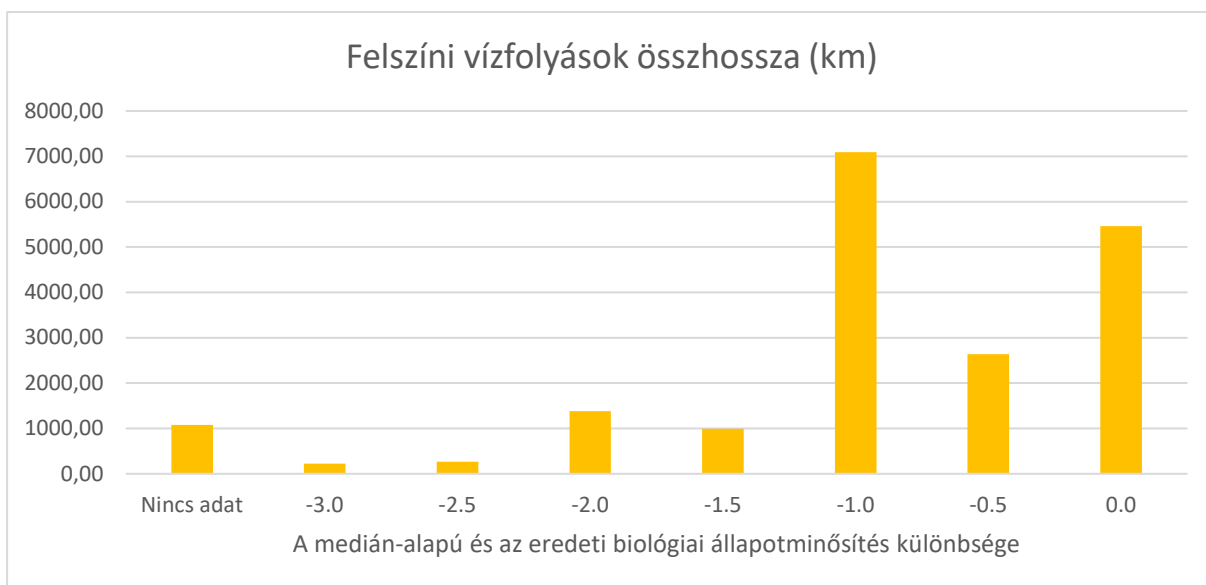
3.6.4. ábra Felszíni állóvíz víztestek száma a medián-alapú és az eredeti biológiai állapotminősítés különbsége szerint



3.6.5. ábra Felszíni állóvíz víztestek összterülete (ha) a medián-alapú és az eredeti biológiai állapotminősítés különbsége szerint



3.6.6. ábra Felszíni vízfolyások száma (db) a medián-alapú és az eredeti biológiai állapotminősítés különbsége szerint



3.6.7. ábra Felszíni vízfolyások összhossza (km) a medián-alapú és az eredeti biológiai állapotminősítés különbsége szerint

3.7 Biodiverzitás-alapú értékelés madárfajok előfordulása szerint

Az élőhelyek természetességének, állapotának meghatározása mind a gyakorlatban, mind az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez végzett állapot-elemzéseknél a legtöbbször valamilyen, a biodiverzitást leíró mutatón alapul, amennyiben ilyen adatok rendelkezésre állnak. A fajösszetétel, egyedszám, valamint a szerkezeti és a funkcionális sokféleség különféle mutatói jól jelezhetik egy terület állapotának alakulását. Egy lehetséges közelítés, amikor a használt jelzőszámok az adott ökoszisztéma-típus érintetlen állapotában elvárt (vagy feltételezett) jellemzőkhöz való viszonyításon alapulnak. Erre már láthattunk egy példát a felszíni vizek esetében, illetve szakirodalmi példa is akad rá (pl. az Alkemade et al. 2009 által alkalmazott MSA indikátor). A módszer hátránya azonban, hogy olyan mennyiségű és minőségű, módszeresen felvételezett adat szükséges hozzá, ami ritkán áll rendelkezésre, különösen nagyobb területekre kiterjedő értékelés esetén. Az itt bemutatott országos léptékű elemzés hasonló elven, madárfajok jelenlétén, illetve hiányán alapul, más élőlénycsoportokat, egyedszámokat, illetve egyéb sokféleségi jellemzőket megfelelő országos adatok híján egyelőre nem tudtunk figyelembe venni.

3.7.1 Az elemzés módszertanának rövid ismertetése

Az elemzéshez a Magyar Madártani Egyesület által koordinált Madáratlasz Program⁴ (MAP) és Mindennapi Madaraink Monitoringja⁵ (MMM) felmérésekben a madárfajokról 2,5 x 2,5 km-es UTM négyzetekben 2014 és 2018 között gyűjtött adatokat használtuk fel – az értékelés megtervezésekor ez volt a legnagyobb területre leginkább homogén minőségben rendelkezésre álló biotikai adat. Az alapelv az volt, hogy valamennyi főbb élőhely-típus esetében meghatározható egy vagy több élőlénycsoporthoz tartozó fajok azon köre, amelyek az adott típus jó állapotú foltján várhatóan megjelennek. Tehát először (az AM Természetmegőrzési Főosztály szakértőinek segítségével) felállítottuk azon madárfajok listáját, amelyekről feltételezhető, hogy jelenlétük az adott ökoszisztéma főtípus jó állapotára utal (tehát az élőhely megfelelő mennyiségű táplálékot, költő- és fészkelőhelyet biztosít számukra, kevés a zavarás stb). A következő lépésben 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 többi faj 1-es súlyt kapott. Kiválasztottuk azokat az UTM négyzeteket, ahol a megfigyelés összesített időtartama a négy év alatt meghaladta a 60 percet. Az ennek a kritériumnak megfelelő valamennyi UTM négyzetre kiszámítottuk (a fészkelési kódokat figyelembe véve) az ott összesen megfigyelt fajsza-
mát, illetve a súlyok összegét, külön az agrárterületekre és gyepekre, a vizes élőhelyekre és az erdőkre. A megfigyelt fajsza-
mát, illetve egy másik variánsban a súlyok összegét ezután minden UTM-négyzetben az adott típusban maximálisan elérhető fajsza-
mához viszonyítottuk, és ezt a százalékos arányt ábrázoltuk térképen. Így minden UTM-négyzetre (kétszer) három külön értéket kaptunk, egyet az erdőkre, egyet a gyepekre, és egyet a vizes élőhelyekre. Az itt bemutatott térképek a fajok súlyozásával kapott eredményeket mutatják, amelyeknél a kiemelt fajok jelenléte tehát duplán számít, és a maximum érték meghaladhatja a 100%-ot. Hat kategóriát különítettünk el, ezekből az alsó ötöt 10%-os beosztással színeztük, míg a sötétkéssel jelölt legjobb területek azok, ahol a jó állapothoz elvárt fajok legalább 50%-a

⁴ <http://map.mme.hu>

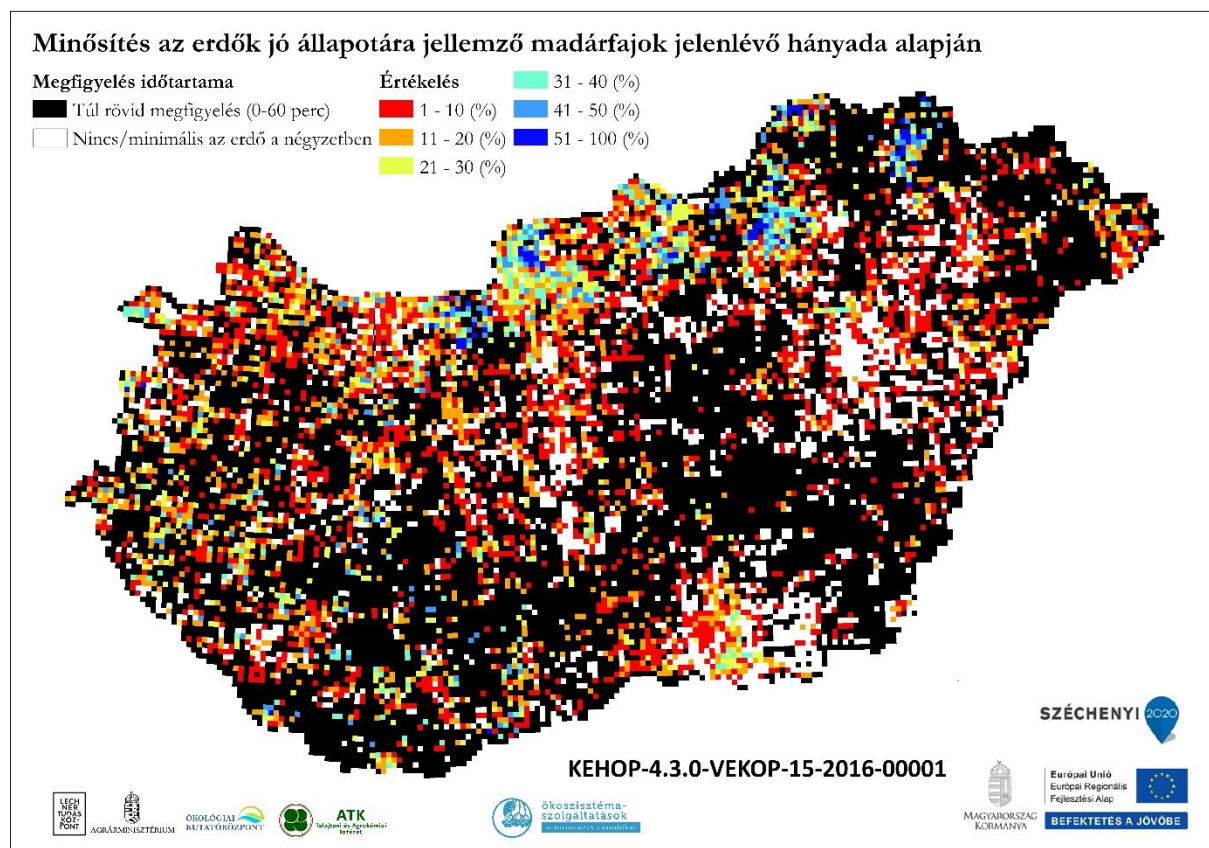
⁵ <http://mmm.mme.hu/>

előfordul. Összességében elmondható, hogy (típustól függően) már a sárga színnel jelölt 20-30%-os értékek is relatíve jobb állapotú területek jelenlétét valószínűsítik a négyzetben belül.

Az adott főtípus területi aránya erősen befolyásolja az adott UTM-négyzetre kapott eredményt. Emellett az élőhelytípusok gyakran kis területen belül mozaikolnak, ami a szétválasztást kissé erőltetetté teszi. Ezért a három térképet végül egyesítettük is, kétféle módszerrel. Az első esetben az értékelhető UTM-négyzetek a kombinált térképen a három főtípus területi arányával súlyozott átlagértéket kapták, míg a másodikban a három főtípus maximumát. Az első változat az UTM-négyzet egészét jellemzi, így ritkábbak a kifejezetten magas értékek, míg a második változat jobban kiemeli, ha valamely négyzetben található egy-egy értékes terület, függetlenül attól, hogy az egy gyeperdő, vagy vizes élőhely.

3.7.2 Az elkészült térképek bemutatása

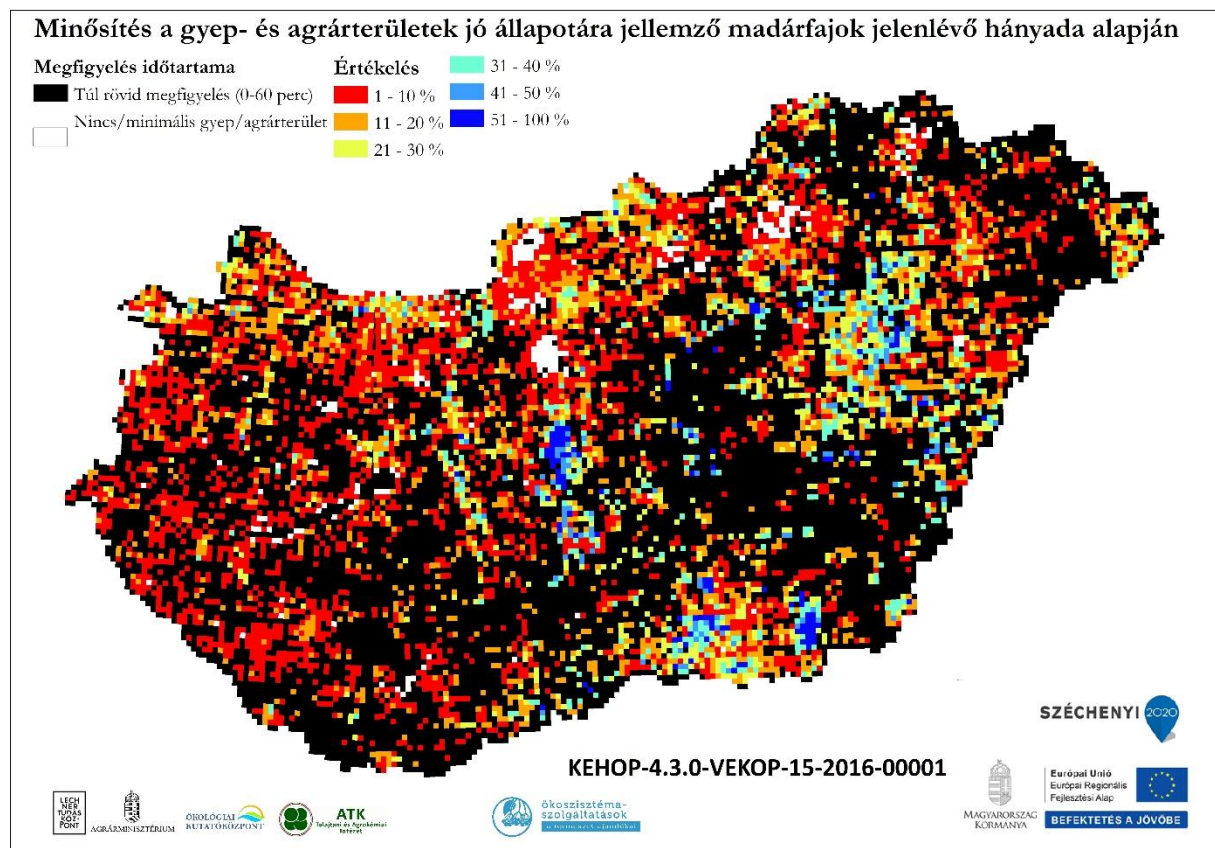
A három vizsgált fő ökoszisztéma típusra kapott térképeket a 3.7.1-3 ábrákon mutatjuk be. A kapott értékek, illetve mintázatok értelmezése a viszonylag durva, 2,5*2,5 km-es térbeli felbontás miatt nem egyszerű, mivel az állapot mellett fontos szerepet játszik az is, hogy az adott ökoszisztéma típus egyáltalán milyen mértékben van jelen a négyzetben. A kapott eredmény tehát nem önmagában az állapotra, inkább az állapot és a kiterjedés együttesére, vagyis a természeti tőkére (ld. Czucz és mtsai 2008) reflektál. Ott kaptuk a legmagasabb értékeket, ahol az adott típus viszonylag nagyobb kiterjedésben fordul elő, és/vagy jobb állapotú foltjai is jelen vannak a négyzetben. Befolyásolja még az eredményt az adatbázisnak az a jellegzetessége, hogy a vizsgált időszakban megfigyeléssel töltött idő szélsőségesen különbözhet (a minimálisan figyelembe vett 60 perctől akár több ezer percig). Ez egyrészt abban nyilvánul meg, hogy bizonyos területekről csak egy-egy négyzetet lehetett értékelni, amitől a térkép néhol „morzsássá”, nehezen átláthatóvá válik, másrészt a kapott értékeket is befolyásolja.



3.7.1 ábra Az erdők jó állapotára jellemző madárfajok 2014 és 2018 között megfigyelt hányada az UTM-négyzetben (%)

A népszerű területekről több adat áll rendelkezésre, ami nyilván valamilyen mértékben torzítja az eredményt. Ugyan okkal feltételezhető, hogy a megfigyelőket főleg a kiemelkedően gazdag madárvilágú (és ez alapján feltehetően jó ökológiai állapotú) területek vonzzák, de ezek is jelentősen különbözhetnek egymástól például megközelíthetőség, illetve a sűrűn lakott területektől való távolság tekintetében. Ez pedig befolyásolja a látogatottságot, és azon keresztül közvetve a megfigyelt madárfajok számát.

A 3.7.1 ábra az erdőkre kapott eredményt mutatja be. Első ránézésre szembevető lehet, hogy míg az Északi-középhegység összefüggő erdősegei szépen kirajzolódnak, a Dunántúlon csak kevés négyzetben láthatóak magas értékek, és a Soproni-hegységet leszámítva ezek is többnyire elszórtan helyezkednek el. Ez részben ellentmond az erdőkre készített állapotértékelés (3.4 fejezet) eredményének, ami éppen a Dunántúl erdeit hozta ki valamivel jobb állapotúnak. Az ellentmondás valószínűleg a megfigyelésre fordított idővel magyarázható, ami a Dunántúli-középhegység, a Dunántúli-dombság és az Alpokalja nehezebben megközelíthető területein (a Balaton környékét nem számítva) jellemzően alacsonyabb, mint az Északi-középhegység tájain. Emellett elképzelhető, hogy árnyalná a képet, ha nem országosan egységes, hanem regionális fajlistákat használtunk volna – amin egyben a továbbfejlesztés egy lehetséges iránya.

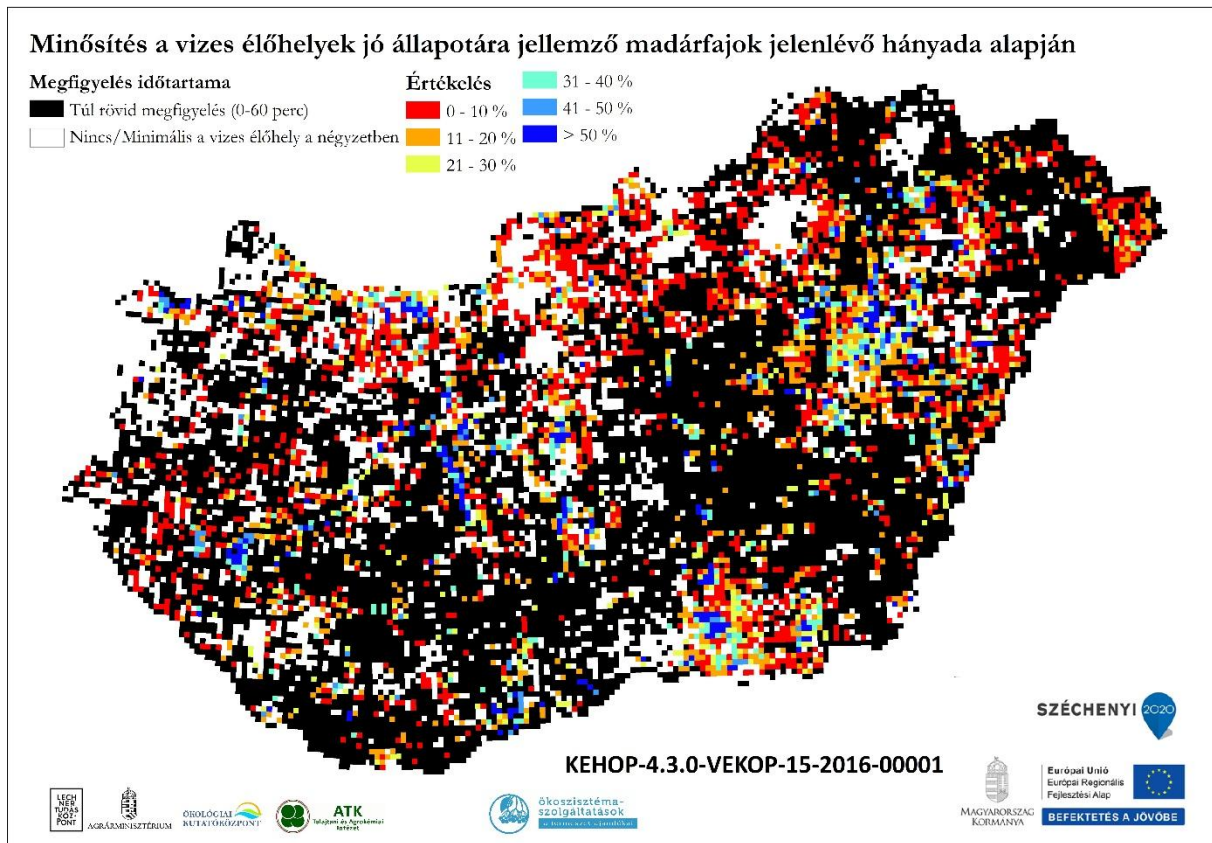


3.7.2 ábra A gyepek (és agrárterületek) jó állapotára jellemző madárfajok 2014 és 2018 között megfigyelt hányada az UTM-négyzetben (%)

A 3.7.2 ábra a gyepek- és agrárterületek fajai alapján kapott térképet mutatja be. Itt is látványosak a Sárvíz völgyétől nyugatra eső területek alacsonyabb értékei, aminek részben hasonló okai lehetnek, mint az erdők esetében, ugyanakkor (az erdőkkel ellentétben) a gyepeknél a többi elemzés alapján is kirajzolódik hasonló tendencia. Az Alföldön a nagyobb, összefüggő szikesek emelkednek ki látványosan, különösen a Felső-Kiskunsági szikes puszták, a Baksi- és a Csanádi-puszták, illetve a Hortobágy. Ezek mellett kirajzolódik sok kisebb terület (pl. Sárvíz-völgy, Ipoly-völgy, Szeged környéke, Tatai teraszvidék, Szatmári-sík stb.), és

néhány kiugróan magas értéket mutató, de magában álló UTM-négyzet (pl. Dévaványa és Túrkeve környékén) is.

A 3.7.3 ábrán a vizes élőhelyek madárfajai alapján kapott térkép látható. A Fertő-tó és Tata környéke, a Kis-Balaton és a Sárvíz-völgy mellett nagyobb, összefüggő, magas értéket kapott foltok rajzolódnak ki a Szegedi Fehér-tó környékén, Tiszaalpárnál, a Tisza-tónál és a Hortobágyon, a Kolon-tónál, valamint Béda-Karapanca környékén. Jellemzően azok a védett területek, amelyek egy része vagy egésze a gyepeknél kiugróan jó értéket kapott, itt is megjelennek (a Felső-Kiskunság szikesei, a Baksi-pusztá, a Csanádi-puszták).

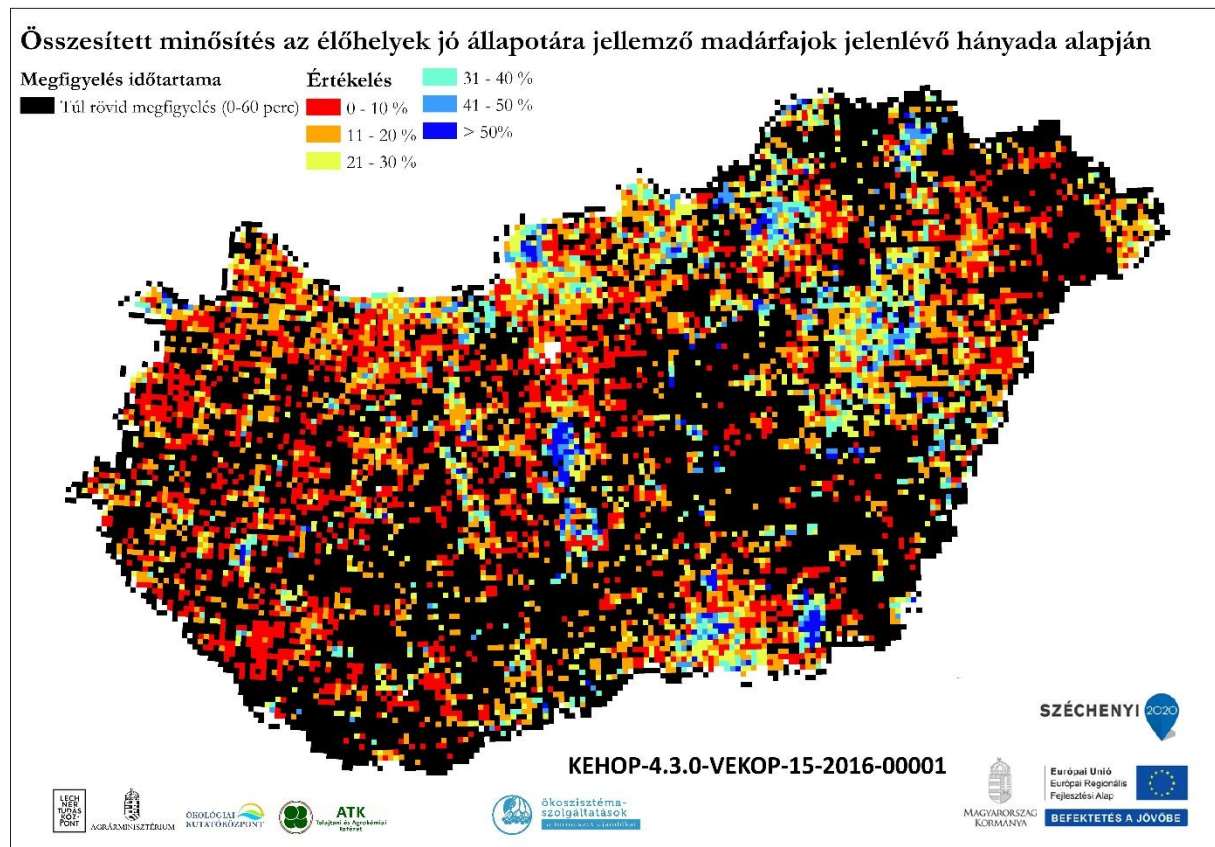


3.7.3 ábra A vizes élőhelyek jó állapotára jellemző madárfajok 2014 és 2018 között megfigyelt hányada az UTM-négyzetben (%)

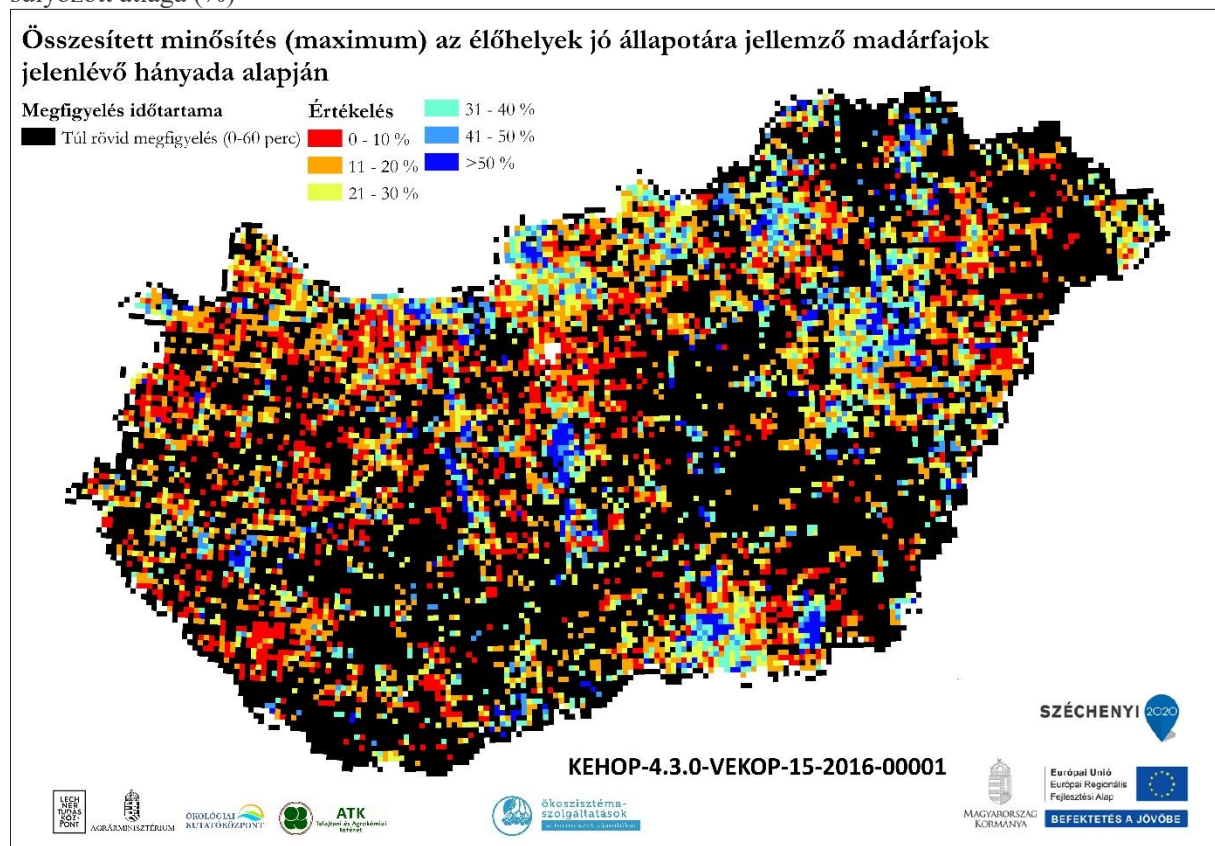
A 3.7.4 ábrán egy olyan kombinált térkép látható, amelyen az erdőkre, gye- és agrárterületekre, valamint a vizes élőhelyekre kapott értékek területtel súlyozott átlaga szerepel. Ezzel a megoldással azok a területek emelkednek ki, ahol egy fő típus domináns és az ennek megfelelő madárfajok értékelése alapján magas értékeket kapott, vagy azok, ahol a különböző élőhelyek mozaikosan helyezkednek el, de több típus alapján is magasabb értékeket kaptak. Azok a területek viszont, ahol a magas értékek egy-egy típus kisebb foltjának (pl. egy kisebb tó, vagy gyepek jelenlétének) köszönhetőek, és ezek mellett a tájban pl. jelentős a szántók, vagy faültetvények területi aránya, ezen a térképen összességben alacsonyabb értéket kapnak. A 3.7.5 ábra pedig egy más módszerrel kombinált térkép, ahol minden UTM-négyzetre a három érték közül a legmagasabbat vettük. Ez azokat a területeket emeli ki, ahol bármelyik típusra jellemző madárfajok alapján magas érték jött ki.

A 3.7.1-2-es táblázatok az erdők példáján mutatják meg az elvárthoz képest jelenlévő madárfajok aránya, az adott négyzetben megfigyelésre fordított idő, az erdők területi aránya, az élőhelyek változatossága (Shannon-diverzitás, 3.8.1 fejezet) valamint az erdőkre készült 5-fokozatú állapotminősítés (ld. 3.4 fejezet) összefüggéseit, Spearman-féle korreláció alapján. Azért az erdőket vizsgáljuk ilyen szempontból, mert erre a típusra állt rendelkezésre a legtöbb

és legjobb minőségű országos adat a nem biotikai adatokon alapuló állapot-térképek elkészítéséhez.



3.7.4 ábra Az erdőkre, gyep- és agrárterületekre, valamint a vizes élőhelyekre kapott arányok területtel súlyozott átlaga (%)



3.7.5 ábra Az erdőkre, gyep- és agrárterületekre, valamint a vizes élőhelyekre kapott arányok maximuma (%)

3.7.1 táblázat Az erdei madárfajokra kapott értékek összefüggései a megfigyelésre fordított idővel, az erdők területi arányával, és az 5-fokozatú állapotminősítés UTM-négyzetekre számolt statisztikáival (RANGE: a legmagasabb és legalacsonyabb érték különbsége; VARIETY: hányféle érték fordul elő; MAJORITY: a leggyakrabban előforduló érték). 'r' a Spearman-féle korrelációs együttható, „Sig.” a szignifikancia

Spearman's rho, 6683 db négyzet, időtartam > 60 perc	Erdői fajok aránya az elvárthoz képest (súlyozott)	A megfigyelés összesített időtartama (perc)	Erdők aránya a négyzetben	Élőhely Shannon-diverzitás maximuma	Erdőállapot MINIMUM	Erdőállapot MAXIMUM	Erdőállapot RANGE	Erdőállapot VARIETY	Erdőállapot MAJORITY	Erdőállapot MEDIÁN	
Erdőkre jellemző fajok aránya az elvárthoz képest (súlyozott)	r Sig.	1.000 .000	.439 .000	.568 .000	.361 .000	.138 .000	.525 .000	.520 .000	.536 .000	.345 .000	.384 .000
A megfigyelés összesített időtartama (perc)	r Sig.	.439 .000	1.000 .000	.042 .001	.084 .000	.018 .146	.070 .000	.064 .000	.063 .000	.067 .000	.071 .000
Erdők aránya a négyzetben	r Sig.	.568 .000	.042 .001	1.000 .000	.561 .000	.224 .000	.742 .000	.746 .000	.784 .000	.444 .000	.488 .000
Élőhely Shannon-diverzitás maximuma	r Sig.	.361 .000	.084 .000	.561 .000	1.000 .000	.138 .000	.533 .000	.547 .000	.568 .000	.305 .000	.354 .000
Erdőállapot MINIMUM	r Sig.	.138 .000	.018 .146	.224 .000	.138 .000	1.000 .000	.336 .000	.162 .000	.227 .000	.512 .000	.494 .000
Erdőállapot MAXIMUM	r Sig.	.525 .000	.070 .000	.742 .000	.533 .000	.336 .000	1.000 .000	.975 .000	.956 .000	.619 .000	.693 .000
Erdőállapot RANGE	r Sig.	.520 .000	.064 .000	.746 .000	.547 .000	.162 .000	.975 .000	1.000 .000	.971 .000	.543 .000	.619 .000
Erdőállapot VARIETY	r Sig.	.536 .000	.063 .000	.784 .000	.568 .000	.227 .000	.956 .000	.971 .000	1.000 .000	.573 .000	.648 .000
Erdőállapot MAJORITY	r Sig.	.345 .000	.067 .000	.444 .000	.305 .000	.512 .000	.619 .000	.543 .000	.573 .000	1.000 .000	.927 .000
Erdőállapot MEDIÁN	r Sig.	.384 .000	.071 .000	.488 .000	.354 .000	.494 .000	.693 .000	.619 .000	.648 .000	.927 .000	1.000 .000

3.7.2 táblázat Az erdei madárfajokra kapott értékek összefüggései a megfigyelésre fordított idővel, az erdők területi arányával, és az 5-fokozatú állapotminősítés UTM-négyzetekre számolt statisztikáival – csak azokra a négyzetekre, ahol az erdők aránya meghaladja a 20%-ot (RANGE: a legmagasabb és legalacsonyabb érték különbsége; VARIETY: hányféle érték fordul elő; MAJORITY: a leggyakrabban előforduló érték). 'r' a Spearman-féle korrelációs együttható, „Sig.” a szignifikancia

Spearman's rho, 2967 db négyzet, időtartam > 60 perc, erdőterület > 20%	Erdői fajok aránya az elvárthoz képest (súlyozott)	A megfigyelés összesített időtartama (perc)	Erdők aránya a négyzetben	Élőhely Shannon-diverzitás maximuma	Erdőállapot MINIMUM	Erdőállapot MAXIMUM	Erdőállapot RANGE	Erdőállapot VARIETY	Erdőállapot MAJORITY	Erdőállapot MEDIÁN	
Erdőkre jellemző fajok aránya az elvárthoz képest (súlyozott)	r Sig.	1.000 .000	.546 .000	.356 .000	.016 .374	.090 .000	.331 .000	.308 .000	.321 .000	.295 .000	.330 .000
A megfigyelés összesített időtartama (perc)	r Sig.	.546 .000	1.000 .000	.058 .002	.047 .011	.031 .092	.094 .000	.087 .000	.088 .000	.114 .000	.119 .000
Erdők aránya a négyzetben	r Sig.	.356 .000	.058 .002	1.000 .000	-.091 .000	.144 .000	.391 .000	.350 .000	.369 .000	.368 .000	.402 .000
Élőhely Shannon-diverzitás maximuma	r Sig.	.016 .374	.047 .011	-.091 .000	1.000 .000	-.096 .000	.235 .000	.261 .000	.267 .000	.151 .000	.186 .000
Erdőállapot MINIMUM	r Sig.	.090 .000	.031 .092	.144 .000	-.096 .000	1.000 .000	.112 .000	-.135 .000	-.124 .000	.204 .000	.212 .000
Erdőállapot MAXIMUM	r Sig.	.331 .000	.094 .000	.391 .000	.235 .000	.112 .000	1.000 .000	.966 .000	.939 .000	.572 .000	.661 .000
Erdőállapot RANGE	r Sig.	.308 .000	.087 .000	.350 .000	.261 .000	-.135 .000	.966 .000	1.000 .000	.970 .000	.518 .000	.605 .000
Erdőállapot VARIETY	r Sig.	.321 .000	.088 .000	.369 .000	.267 .000	-.124 .000	.939 .000	.970 .000	1.000 .000	.519 .000	.608 .000
Erdőállapot MAJORITY	r Sig.	.295 .000	.114 .000	.368 .000	.151 .000	.204 .000	.572 .000	.518 .000	.519 .000	1.000 .000	.904 .000
Erdőállapot MEDIÁN	r Sig.	.330 .000	.119 .000	.402 .000	.186 .000	.212 .000	.661 .000	.605 .000	.608 .000	.904 .000	1.000 .000

A 3.7.1-es táblázat alapján látható, hogy ha valamennyi négyzetet megvizsgáljuk, ahol legalább 60 percig történt megfigyelés, az erdők területi aránya és az állapotjellemzők nagyjából hasonló mértékben befolyásolják a madárfajok alapján kapott %-os eredményt, ezeket követi kicsit alacsonyabb korrelációs együttható értékkel a megfigyelés időtartama, és utolsóként az élőhelyi diverzitás. Első ránézésre kissé meglepő lehet, hogy az 5-fokozatú erdőállapotra vonatkozó mutatók közül viszonylag erősebb összefüggést adnak az állapotértékek változatosságát jellemző (Range, Variety) mutatók. Ezt az magyarázza, hogy ezek az értékek elsősorban a hegyvidéki és a dombsági területeken magasak, valamint az ártéri erdőkben, míg az alföldi ültetvények esetében (ahol nincs a környéken jobb állapotúnak adódott erdőrészlet) alacsonyabbak. A többi állapotmutató közül a négyzetben tapasztalható maximum mutatja a legerősebb kapcsolatot a madárfajok alapján kapott %-os értékkel.

A 3.7.2-es táblázat csak azokra a négyzetekre vonatkozik, ahol az erdők területi aránya meghaladja a 20%-ot. A megfigyelés időtartamával való összefüggés ez esetben erősebb, míg a többi mutatóval való kapcsolat gyengébb. Ez a tendencia még inkább erősödik, ha növeljük a küszöbértéket, ha ugyanis csak a 80%, vagy afölötti erdősültségű négyzeteket tekintjük, akkor már gyenge az összefüggés az állapotmutatókkal, viszont még erősebb a megfigyelés időtartamával. Ez alátámasztja azt, amit feljebb már említettünk, hogy az ország bizonyos, magasabb erdősültségű területeire kapott alacsonyabb értékek valószínűleg inkább a feltártság hiányának köszönhetőek, és kevésbé a rosszabb állapotnak.

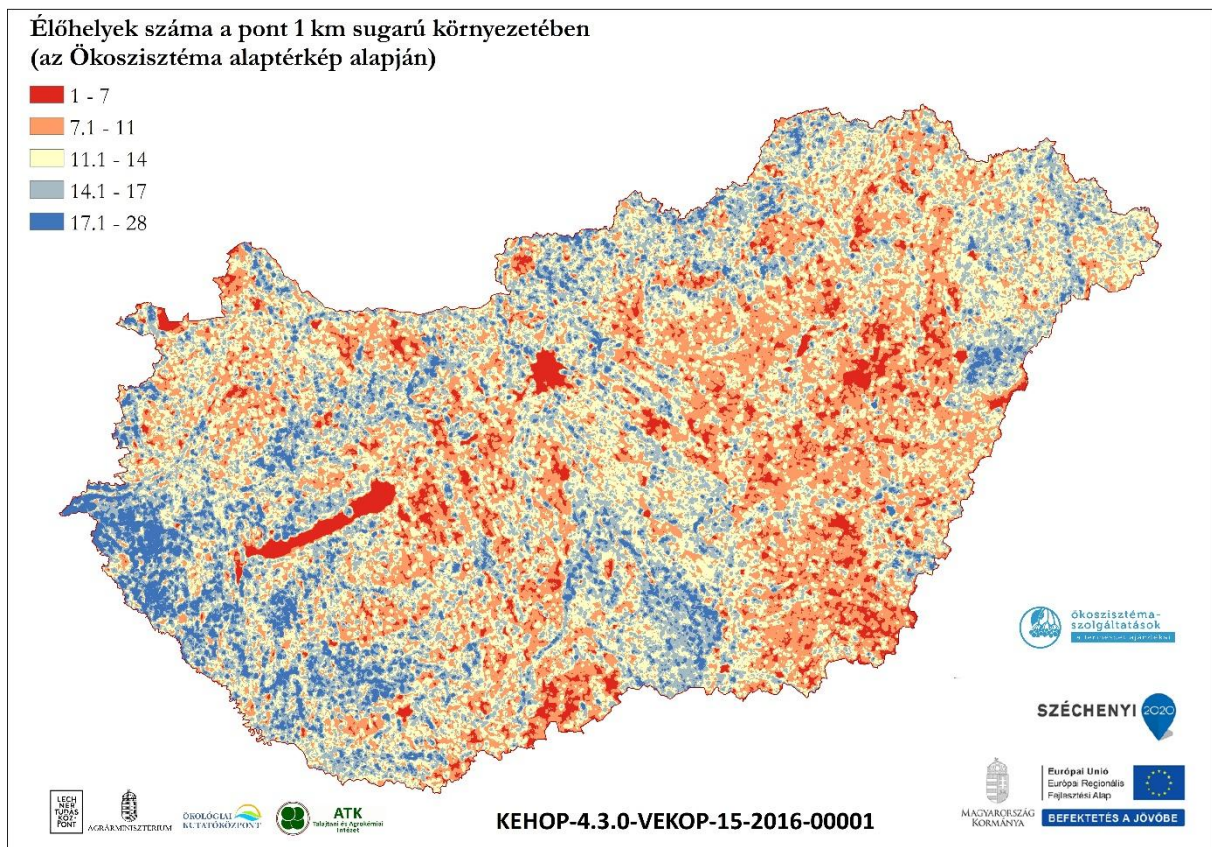
Noha a felhasznált adatok egyik fő forrása egy kötött módszertan szerint végzett felmérés, ez önkéntesek közreműködésével történik. Ilyen módon az adatbázis felhasználása előrevetíti a hasonló elven készülő biotikai adatbázisok későbbi alkalmazásának kihívásait. A nagyvárosok környékén található négyzetekről több információ áll rendelkezésre, míg az ország középső részei nagyrészt fehér (illetve az itt bemutatott térképek esetében fekete) foltok. Itt-ott azonban a kevésbé feltárt területeken is megjelennek olyan blokkok, amelyek egy-egy aktív csoport, vagy elhivatott kolléga munkájához köthetőek. Ahol egy vagy néhány felmérésből származik az adat, ott a kapott eredményt valószínűleg befolyásolja az is, hogy az adatgyűjtést mennyire tapasztalt felmérő végezte.

Összességében elmondható, hogy a megfigyelt fajok nagy valószínűséggel tényleg jelen vannak az adott területen, a hiányzókat viszont attól még jelen lehetnek, hogy a rendelkezésre álló idő alatt nem sikerült őket megfigyelni. Ebből közvetve az következik, hogy a magasabb értékeket kapott területek valószínűleg tényleg magasabb természeti tőkével rendelkeznek, míg alacsony érték többféle okból is előállhat egy négyzetben. A módszer korlátai ellenére a kapott térképeken számos, országosan természetvédelmi szempontból jelentős terület kirajzolódik, és a korábbi fejezetekben bemutatott, más megközelítéssel készült térképeket kiegészítve, azokkal együtt vizsgálva árnyalhatják a képet az állapot vizsgálata során.

3.8 Foltnál durvább léptékű indikátorok

3.8.1 Élőhelyi diverzitás

A táji mintázatok részben meghatározzák, részben tükrözik az ökológiai folyamatokat, ilyen módon kapcsolódnak az élővilághoz, és általában a táj állapotához. A különböző tájszerkezeti mutatókat ezért előszeretettel használják a táj állapotának, illetve ennek időbeli változásának jellemzésére (ld. Uuemaa és mtsai 2013 összefoglalóját). A tájszerkezet egyik fontos eleme az élőhelyek térbeli megoszlása; ezek változatossága önmagában is a biodiverzitás egyik szintjének tekinthető. Az élőhelyi diverzitás egyik legegyszerűbb megközelítése az adott területre eső élőhelyek száma (3.8.1 ábra). Ennek kiszámításához az Ökoszisztéma alaptérkép 3. szintjét vettük alapul, és minden pont 1 km sugarú környezetére számoltuk ki, hányféle élőhely-típus fordul ott elő. A mesterséges kategóriákat egynek tekintettük, hogy ne generáljanak látszólagos, de valójában hamis diverzitást. Érdekes dilemma volt, hogy ezeken felül mit vegyünk még külön típusnak, hiszen ez a döntés érdemben befolyásolhatja a végeredményt. A különböző típusú ültetvények (fenyvesek, akácok, stb.) jelentették a legnagyobb kérdőjelet, hiszen előfordulhat, hogy bizonyos helyeken bizonyos típusok jelenléte valamilyen mértékben akár pozitív értelemben is növelheti a biodiverzitást. Ennek ellenére végül az ültetvényeket egynek vettük.

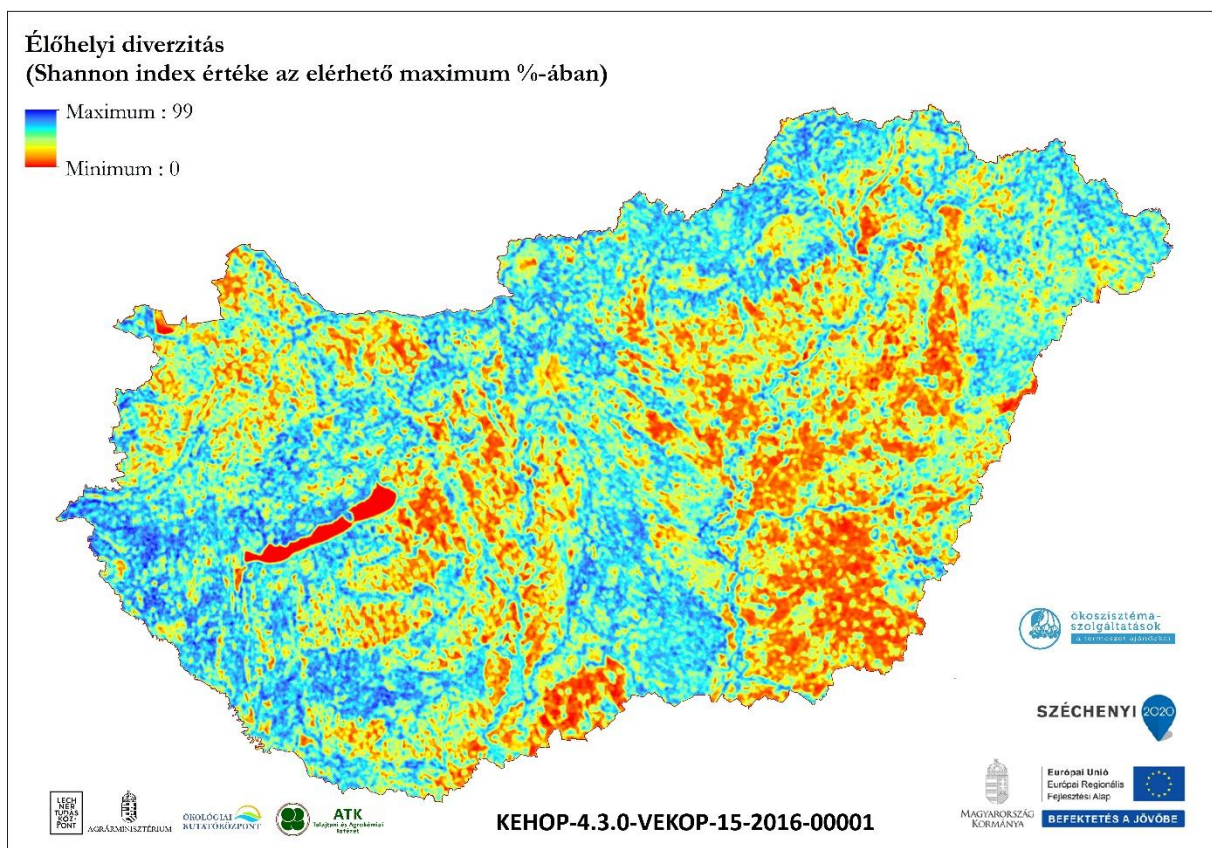


3.8.1 ábra Élőhelyek száma az adott pont 1 km sugarú környezetében (a NÖSZTÉP ökoszisztéma alaptérkép alapján)

A térkép értelmezésénél fontos figyelembe venni, hogy az alaptérkép kategóriarendszere, amit az elérhető adatok nyújtotta lehetőségekhez voltunk kénytelenek szabni, kevésbé tudja tükrözni a gyepek és vizes élőhelyek változatosságát, miközben az erdők beosztása viszonylag részletes. Ezért bizonyos értékes és változatos alföldi területeken (pl. a Hortobágyon vagy a Felső-Kiskunsági szikes pusztákon) a térkép a valóságnál alacsonyabb

élőhelyi diverzitást jelez. Általában inkább azok a területek emelkednek ki, ahol főkategóriák szintjén is nagyobb a változatosság, tehát gyepek, erdők, agrárterületek váltakozva fordulnak elő. Ilyenek főleg a Dél-Nyírség, a Délnyugat-Dunántúl, a Kiskunsági és a Szabadka-Majsai homokhátságok. Alacsony értékeket pedig a nagyobb vízfelületek, agrártájak, illetve a nagyobb települések kapnak. Alacsonyabb diverzitást mutatnak még a magasabb hegységek központi területei is, főleg a bükkös övben. Ezt részben okozhatja az, hogy azok a jellemzően kis területű élőhelyek (sziklaerdők, sziklagyepek, stb), amelyek e területek változatosságát lokálisan növelik, az alaptérképen nem, vagy csak korlátozottan jelennek meg.

A Shannon diverzitási mutató (Shannon & Wiener 1949) nemcsak az élőhelyek számát, hanem ezek területi eloszlásának egyenletességét is figyelembe veszi. Mivel a maximum értéke függ a kategóriák számától, az abszolút értékek nem feltétlenül informatívak, ezért a 3.8.2 ábrán a használt kategória-beosztás alapján országosan elérhető maximum %-át tüntettük fel. A térkép nagyon hasonló mintázatokat mutat, mint az élőhelyek száma, lokálisan lehetnek kisebb eltérések, elsősorban ott, ahol ugyan többféle élőhely is előfordul, de némelyik típus csak kis foltokban.

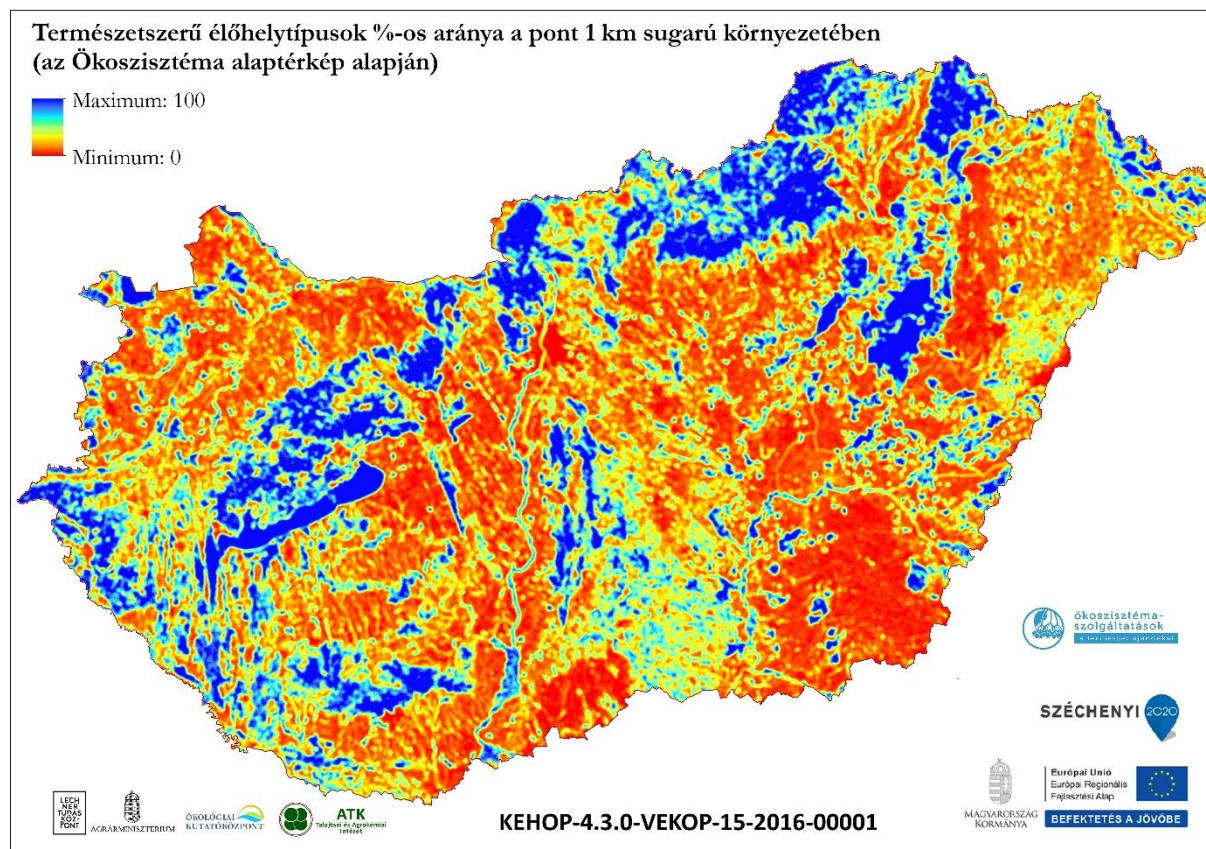


3.8.2 ábra Élőhelyek Shannon diverzitása az adott pont 1 km sugarú környezetében (a NÖSZTÉP ökoszisztéma alaptérkép alapján) – az értékek nem a közvetlen diverzitás értékeket, hanem a maximum értékhez viszonyított %-os arányt mutatják

3.8.2 Természetszerű élőhely-típusok aránya

Ahol természetszerű élőhely-típusok nagyobb területen, egybefüggően fordulnak elő, ott jelentős természeti tőkét képviselhetnek (Czúcz és mtsai 2012), míg azokban a tájakban, ahol csak kisebb foltokban, elszórtan maradtak meg, lokálisan még mindig kiemelkedő fontosságúak lehetnek a megmaradt élővilág szempontjából (ld. pl. Martin és mtsai 2019). Természetszerű élőhely-típusok alatt az elemzésben az Ökoszisztéma alaptérkép nem mesterséges, és nem művelt kategóriáit értettük, függetlenül ezek aktuális állapotától. Ide soroltuk az alaptérképen 3-as (gyepek), 4-es (erdők), 5-ös (vizes élőhelyek) és 6-os (vizek)

főkategóriába került területeket, az idegenhonos faültvények (44) és az erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek (45) kivételével. Ezt a mutatót is minden egyes pont 1 km sugarú környezetére számítottuk.

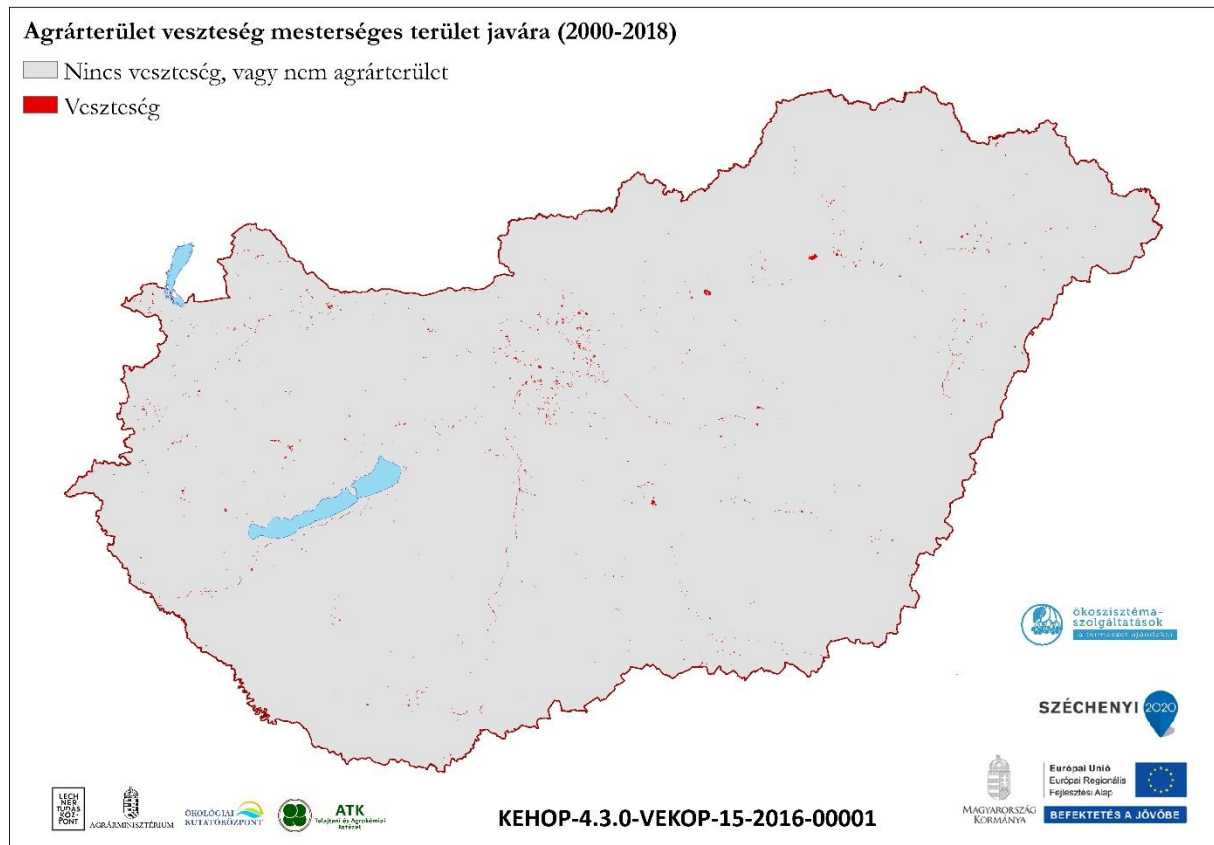


3.8.3 ábra A természetszerű élőhely-típusok aránya az adott pont 1 km sugarú környezetében

Az országos térkép alapján kirajzolódnak azok a területek, ahol összefüggően maradtak meg természetszerű élőhely-típusok. A legnagyobb ilyeneket elsősorban a középhegységi területeken találjuk, de a DNy-Dunántúlon és az alföldi területeken is megjelennek nagyobb (Hortobágy, Tisza-tó környéke, Szatmár-Bereg, stb.), illetve akár szigetszerűen elhelyezkedő kisebb (Hanság, Csanádi-puszták, stb.) egybefüggő foltok, amelyek természetes növényzeti örökségüket legalább még részben őrzik.

3.8.3 Agrárterületek csökkenése (a mesterséges felszínek javára) 2000-2018

A mesterséges felszínek területének növekedése, a városok, települések „szétterülése” sokszor olyan mezőgazdasági területek rovására történik, amelyek fontos szerepet játszanak az élelmiszertermelésben. Ez világszerte meg tapasztalható jelenség, és hosszabb távon akár érezhető hatással lehet a megtermelt élelmiszer mennyiségére (Gardi és mtsai 2015), ezért választottuk ki ezt a mutatót az agrárterületek terhelését jellemző egyik közvetett indikátorként. A CLC adatok alapján Magyarországon az agrárterületek 2000-es kiterjedéséhez mérten a csökkenés a vizsgált 18 év alatt kb. 0.45% (24 370 hektár) volt. A 3.8.4 ábra térképen mutatja be az eredményt. Ez alapján főleg a nagyobb települések környezetében (kiemelten a budapesti agglomerációban), valamint a nagyobb utak, autópályák környezetében jellemzőek a térképen is kivehető, jelentősebb változások.



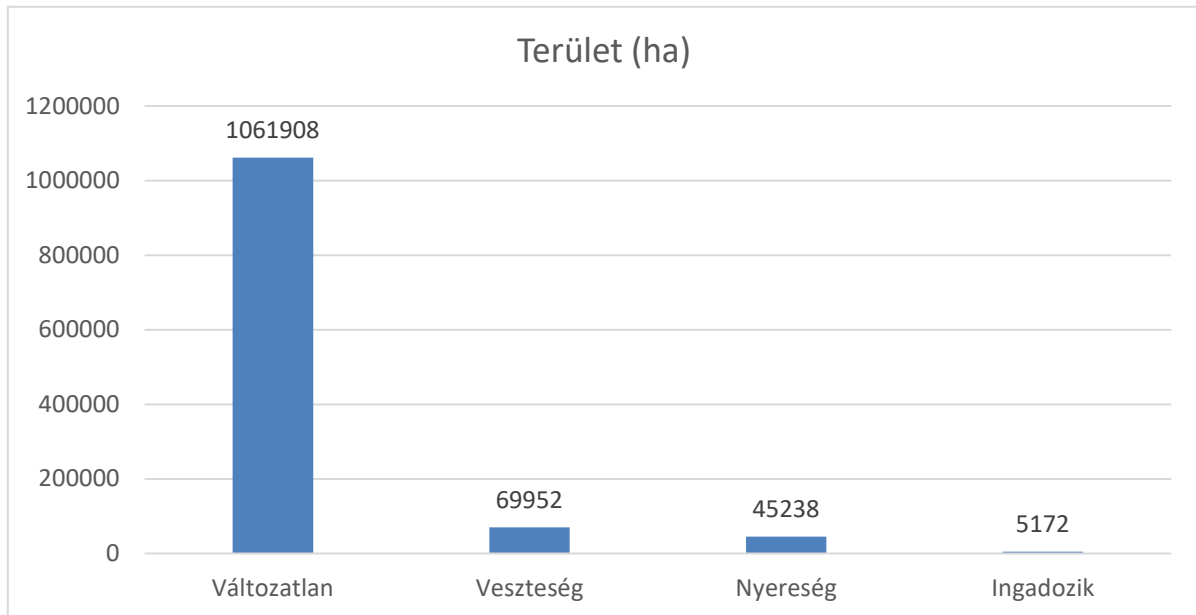
3.8.4. ábra Agrárterület veszteség a mesterséges felszínek javára

3.8.4 A gyepek területváltozásai 2000-2018

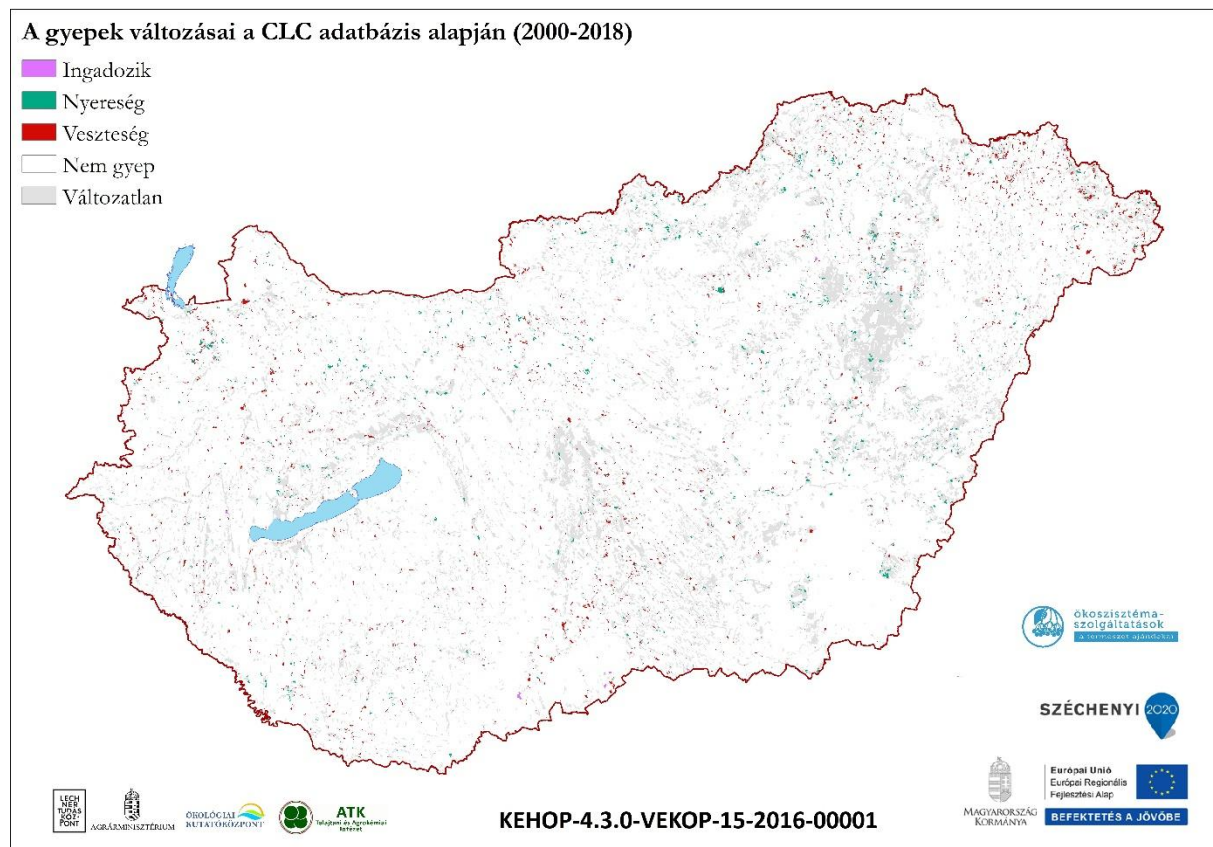
Napjainkban a területhasználat változása jelenti az egyik legnagyobb veszélyt a természetes ökoszisztémákra (IPBES 2019). Ezek közül a gyepek feltörése, beépítése, erdészeti faültetvényekké alakítása, azaz a fragmentációja és degradációja a legjelentősebb, miközben a biodiverzitás megőrzése szempontjából kiemelkedő a jelentőségük (Hoekstra és mtsai 2005, Habel és mtsai 2013). A jelenség Magyarországon is tetten érhető. Hazánkban a gyepgazdálkodás, valamint a legeltetéses állattartás a XX. század első feléig meghatározó szerepet játszott. A jelentős társadalmi-gazdasági változások hatására azonban 1935 és 2006 között a gyepterület az ország teljes területének 18%-áról kb. 11%-ára csökkent (Dér 2007). A hazai gyepek helyzete a megőrzés tekintetében jelentős aggodalomra ad okot, miközben országosan kevés információ van róluk. A CORINE Land Cover adatbázist használtuk fel a gyepek területváltozásainak elemzésére, egy 100 m-es térbeli felbontású raszter formájában. A 3.8.5 ábra a területváltozások típusainak (nyereség, veszteség, ingadozás) összterületét mutatja be, az 3.8.6 ábra pedig a változások területi eloszlását.

A változás eredője az adatok alapján negatív, a vizsgált időszakban a gyepek területe országosan összesen kb. 24 700 hektárral csökkent. Ez durva becslésnek tekinthető, hiszen az adatbázis 25 hektárnál kisebb foltokat nem vesz figyelembe, és a változásnál is 5 hektár a legkisebb megjelenítendő folt. Emellett a vizsgálatban gyepnek tekintett CORINE felszínborítási kategóriák között van olyan, amelyik csak részlegesen tartalmaz, illetve tartalmazhat gyepeket is (243 – „Elsődlegesen mezőgazdasági területek jelentős természetes növényzettel”), ez lokálisan befolyásolhatja az eredményt. Ugyanakkor az abszolút csökkenés nagy részét a Rét/Legelő kategória területének csökkenése teszi ki (-20 832 ha, a 2000-ben gyepnek minősülő terület 2,9%-a). A Természetes gyepek (321) kategóriában a veszteség 2625

ha (1,13%-os csökkenés), és csak a fennmaradó 1251 hektár esik az említett vegyes kategóriába (0,61%-os csökkenés).

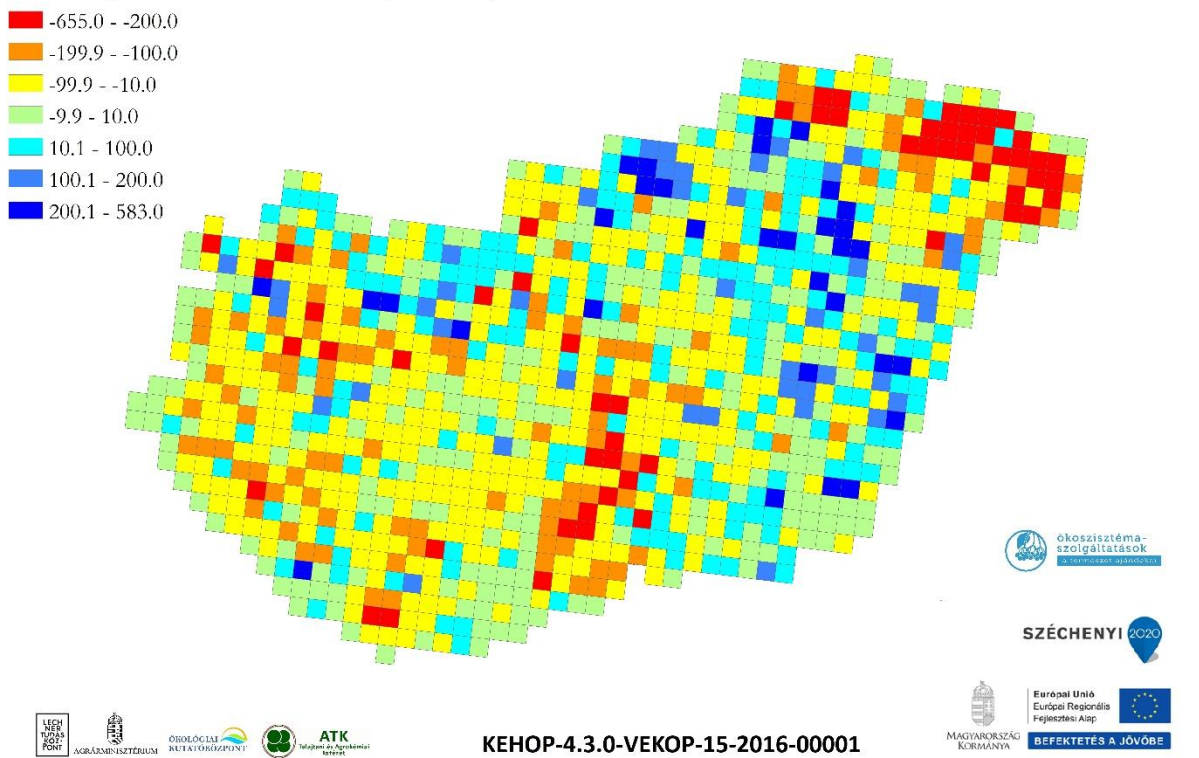


3.8.5. ábra A gyepek területváltozásai (CORINE alapján) 2000-2018 (ha)



3.8.6 ábra A gyepek változásai 2000 és 2018 között a CLC adatbázis alapján

A gyepterület CLC adatbázis alapján számított, hektárban megadott növekedésének és csökkenésének különbsége 10 km-es rácshálóban (2000-2018)



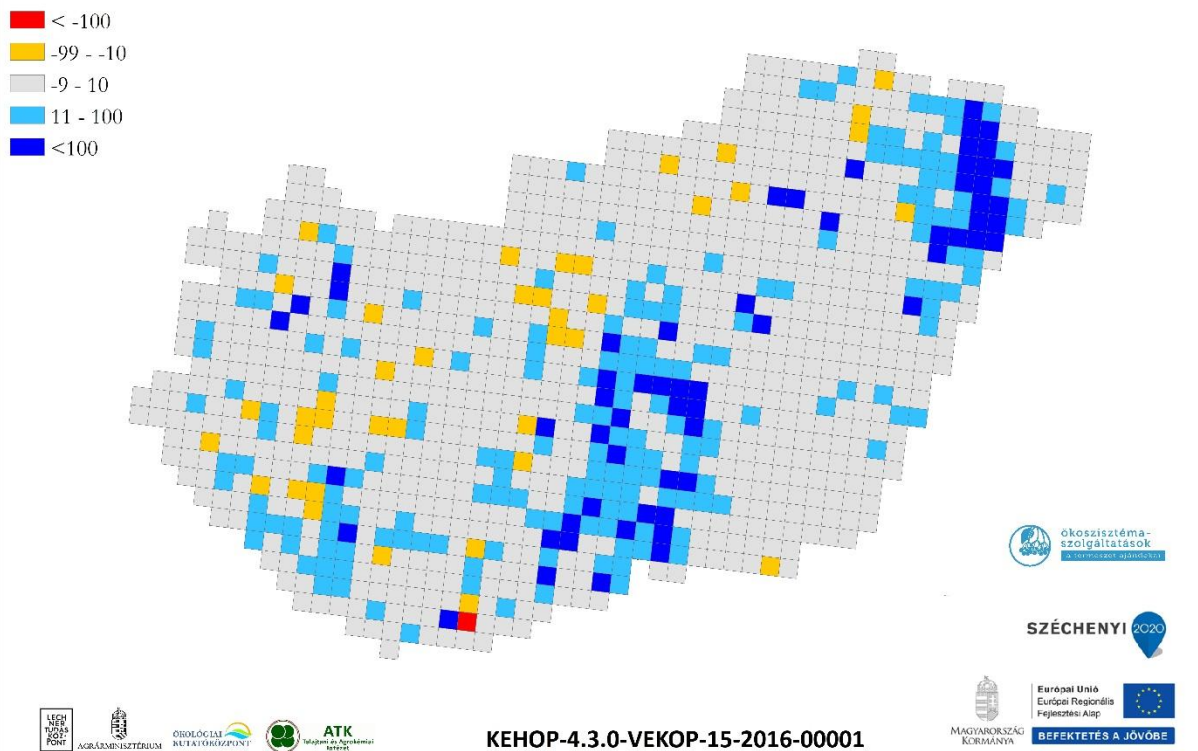
3.8.7 ábra A gyepterület CLC adatbázis alapján számított növekedésnek és csökkenésének különbsége 2000 és 2018 között, 10 km-es rácshálóban (hektár)

A foltok kis mérete miatt az eredeti országos térkép az itt megjeleníthető méretben nem túl informatív, ezért készítettünk egy olyan változatot is (3.8.7 ábra), amely 10 km-es rácshálóban ábrázolja a hektárban megadott növekedés és csökkenés különbségét a vizsgált időszakra. Az „ingadozás” kategória ebben nem szerepel. Az eredmény alapján a legjelentősebb, abszolút értelemben vett csökkenés az északkeleti részekben, valamint a Duna-Tisza közén következett be, és a nyugati országrészben is inkább a csökkenés a jellemző, míg (jellemzően kisebb mértékű) növekedés a Tiszántúlon, a középhegységek egyes részein, valamint északnyugaton, a Duna mentén látható.

3.8.5 Az erdőterület változása 2000-2018 között (a CLC alapján)

Az erdőterület csökkenése a MAES csoport által is javasolt egyik terhelés-indikátor (Maes és mtsai 2018). Magyarországon azonban jelenleg a hatályos törvények értelmében az erdő művelési ág megváltoztatása szigorú feltételekhez kötött, így az erdőterület legfeljebb lokálisan csökkenhet. Ennek megfelelően 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 3.8.8 ábra 10 km-es rácshálóban ábrázolja a hektárban megadott erdőterület-növekedés és csökkenés különbségét a vizsgált 18 éves időszakra.

Az erdőterület CLC adatbázis alapján számított, hektárban megadott növekedésének és csökkenésének különbsége 10 km-es rácshálóban (2000-2018)

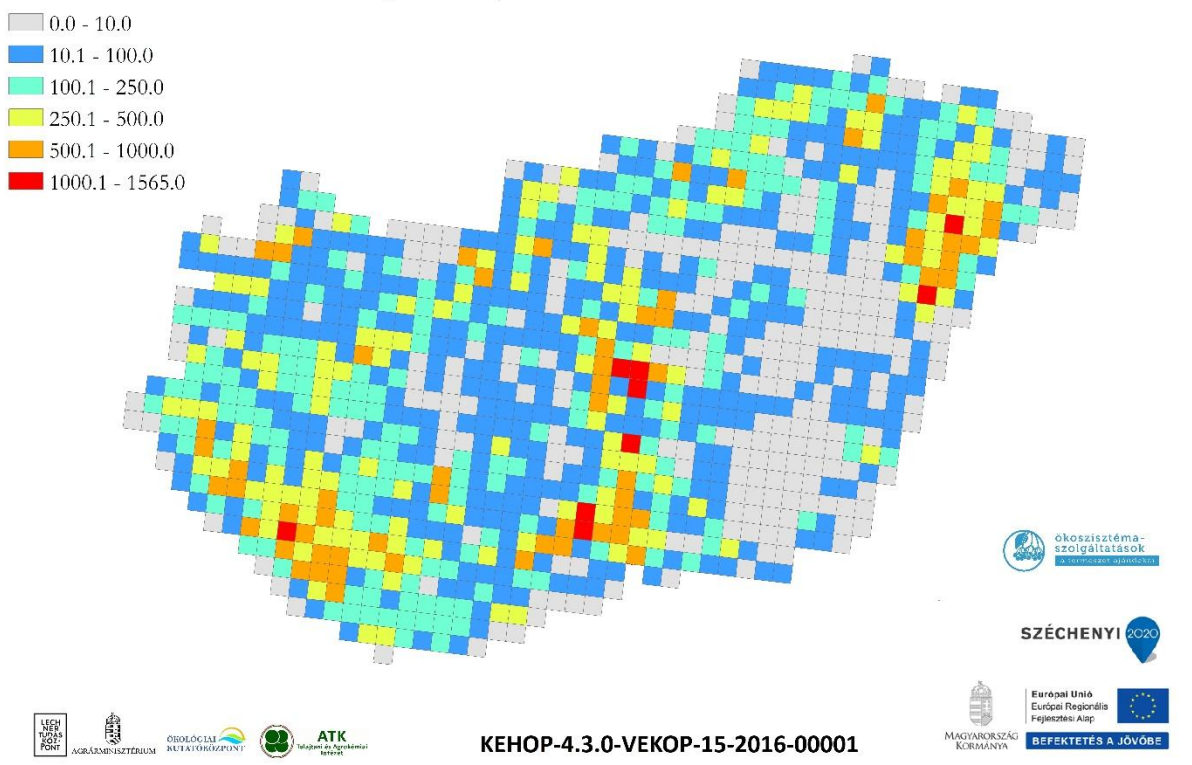


3.8.8 ábra Az erdőterület CLC adatbázis alapján számított növekedésnek és csökkenésének különbsége 2000 és 2018 között, 10 km-es rácshálóban (hektár)

A legjelentősebb (abszolút értelemben vett) csökkenés a Villányi-hegységben látható, ezt leszámítva néhány négyzetben, többnyire elszórtan tapasztalható pár 10 hektáros csökkenés. Egymáshoz közeli területeken pl. a fővárosi agglomerációban, illetve a Balaton környékén fordul elő ilyen. Az abszolút értelemben vett növekedés főleg a Nyírségben és a Duna-Tisza közén jellemző, valamint a Belső-Somogyban, de Győr környékén is látható nagyobb növekedés néhány helyen.

A 3.8.9. ábra a térképek alapján „ingadozó” besorolást kapott erdők területét adja meg a 10 km-es négyzetekre összesítve. Ezek olyan területek, amelyek besorolása a vizsgált időszakban valamelyik erdőtípus, és az „Átmeneti erdős-cserjés területek” között változott, akár többször is. Jellemzően a tarvágások jelennek meg így a CORINE térképeken, különösen ott, ahol az egymást követő kitermelések hatására nagyobb területen eltűnik a faállomány. Ezen a térképen is főleg az előbb említett három területen (Nyírség, Duna-Tisza-köze, Somogy) láthatóak magasabb értékek. Ennek valószínűleg az az oka, hogy (főleg az első kettő esetében) az itt található erdők jelentős részben rövid vágásfordulóval kezelt ültetvények, ahol a véghasználatok egybefüggő területét is kevésbé korlátozták, ezért nagyobb eséllyel jelennek meg a hat évente készülő CLC térképeken.

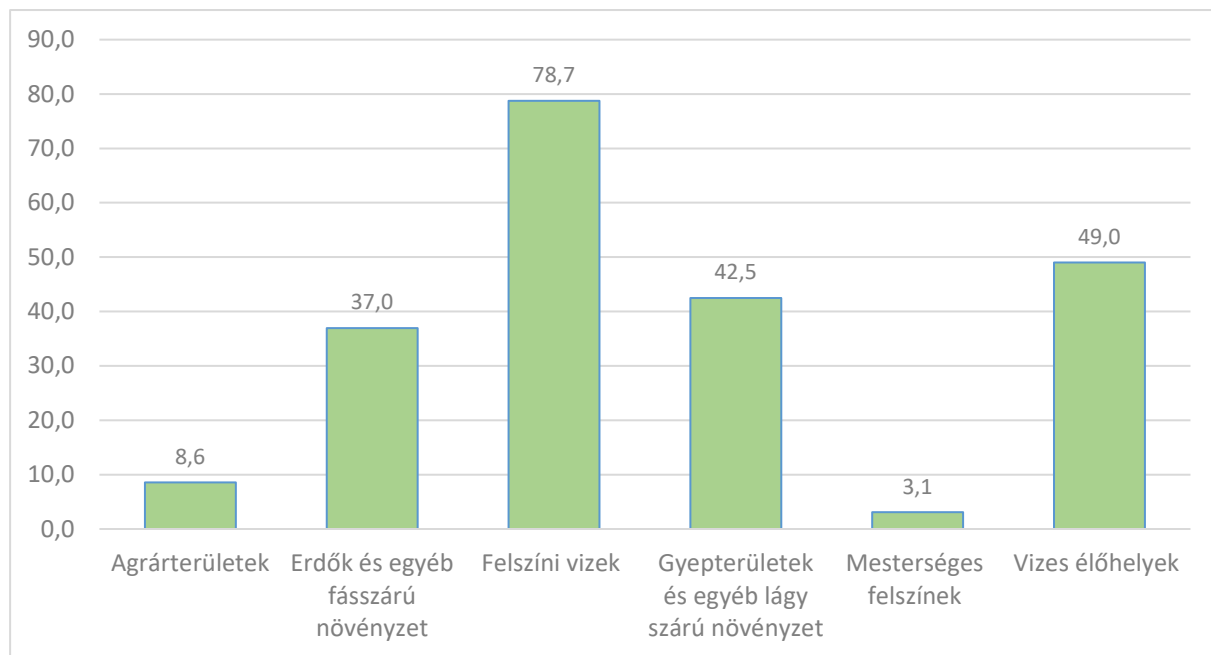
A 2000-2018 közötti CLC térképek alapján "ingadozó" besorolású erdők hektárban megadott összterülete 10 km-es rácshálóban (2000-2018)



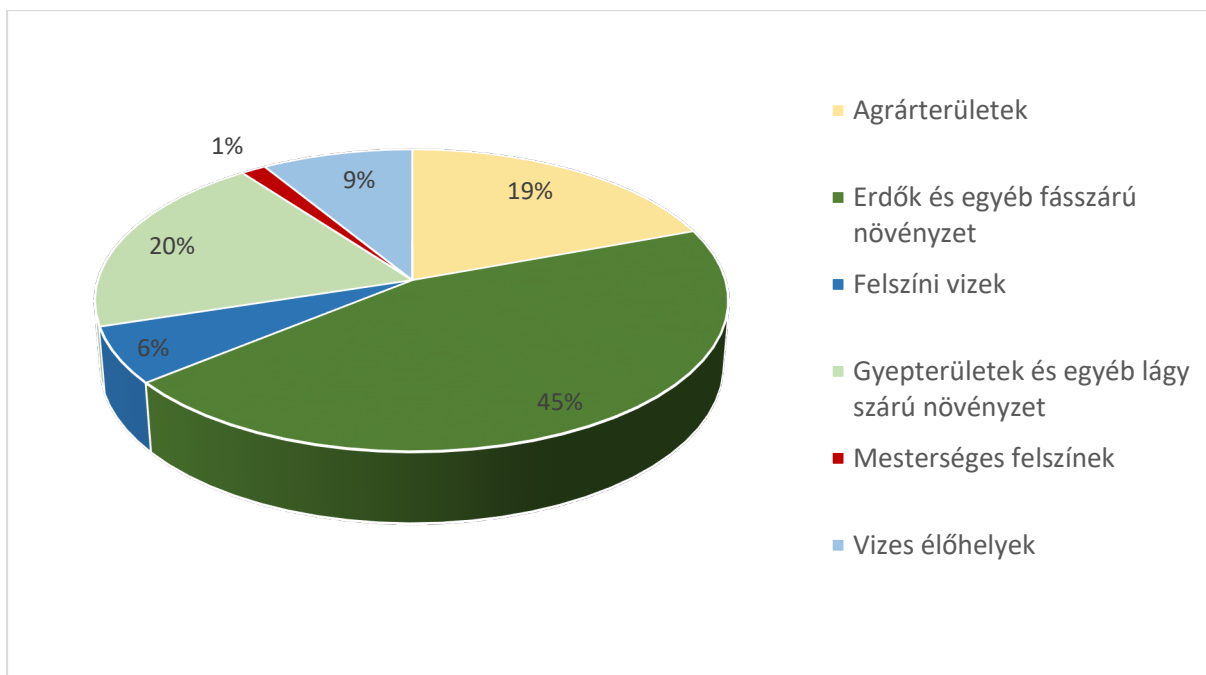
3.8.9. ábra A 2000 és 2018 között a CLC térképek alapján „ingadozó” besorolású erdők hektárban megadott összterülete 10 km-es rácshálóban

3.8.6 Natura 2000 területek aránya az egyes ökoszisztéma főtípusokban

Az alábbi két ábra (3.8.10 és 11) a Natura 2000 területek és az Ökoszisztéma-alaptérkép fő típusainak viszonyát mutatja be.



3.8.10. ábra Natura 2000 terület aránya a NÖSZTÉP fő kategórián belül (%)



3.8.11. ábra A Natura 2000 területek ökoszisztéma főtypus szerinti megoszlása az alaptérkép alapján

A legnagyobb arányban a vizes élőhelyek esnek a Natura 2000 hálózatba, a típus összterületének majdnem a fele. Ezt követik a gyepek, majd az erdők, de még az agrárterületek kb. 8,5 %-a is Natura 2000 terület. A vizek esetében látható magas arány valószínűleg nem valós, az alaptérkép 20 m-es térbeli felbontása miatt a vonalas elemekre vonatkozó területszámítások eredményét érdemes fenntartással kezelni. Megfordítva a Natura 2000 területek között a legnagyobb arányban (45%) erdőket találunk, ezeket követik a gyepek (20%) és az agrárterületek (19%), míg a vizes élőhelyek 9%-ot tesznek ki.

4 Utószó

Az informatika fejlődésével és a számítási kapacitások megnövekedésével szinte végtelen lehetőségek nyílnak a térbeli adatok elemzésében – azonban ehhez megfelelő (jó minőségű, homogén, nagy területre rendelkezésre álló) adatra is szükség van, amelynek előállítása erőforrás-igényes feladat. Az itt bemutatott értékelés arra tett kísérletet, hogy a készítéskor rendelkezésre álló, lehetőség szerint rendszeresen megújuló adatok alapján, az ország szinte teljes területére térben explicit módon megbecsülje az ökoszisztémák állapotát, mindezt egy meglehetősen finom térleptékben. Ennek a munkának természetesen vannak/voltak előzményei, amelyekre igyekeztünk is mind módszertani, mind egyéb tekintetben építeni, támaszkodni.

Az ökoszisztéma-állapot nagyon bonyolult, és sokféleképpen értelmezhető fogalom, és emiatt a lehetséges felhasználóknak nagyon szerteágazó elvárásai és igényei lehetnek egy állapotértékeléssel szemben. Ezen túlmenően is minden rendelkezésre álló adatbázisnak, és minden lehetséges megközelítésnek megvannak az erősségei és gyengeségei, ezért igyekeztünk összetett módon, többféle megközelítéssel dolgozni. Ugyanakkor fontos látni, hogy az adatok, amelyekkel dolgozni tudtunk, nagyon erősen meghatározzák a végeredményt (különösen, hogy saját adatgyűjtésre nem volt mód). Sok esetben nem volt hozzáférhető megfelelő minőségű és/vagy részletességű országos adat, nem egyszer az ökoszisztéma-állapotra csak közvetetten utaló közelítő, helyettesítő adatokra (pl. táji környezet jellemzői) voltunk kénytelenek támaszkodni. Azonban a hiányzók között több olyan változó is akad, amely akár objektív, akár szubjektív okokból nagyon jelentős szerepet játszik az állapot megítélésében. Jó példa erre az inváziós fajok jelenléte, amely egy adott gyeperdőállomány állapotának megítélésében meghatározó lehet, de az itt bemutatott értékelésekbe megfelelő adat hiányában nem, vagy csak részlegesen tudott bekerülni. Ez a konkrét helyekre kapott eredmények tekintetében csalódáshoz, értetlenséghez is vezethet („miért jó állapotú az x erdőrészlet, mikor tele van gyalogakáccal?”).

A folyamat elején rengeteg időt fektettünk az elérhető adatbázisok felkutatásába, és bár ezek köre folyamatosan változik, a munka egyik fontos eredménye, hogy rávilágított bizonyos kritikus adathiányokra (és a térképek közzétételével, az esetleges felhasználói visszajelzések alapján ez a lista még hosszabb lehet). Ugyanakkor a térképek továbbfejleszthetőek, és a munka során kirajzolódtak ennek a lehetőségei, ígéretes irányai is. Ahogy az ökoszisztémák kiterjedése, úgy az állapot esetében is igaz az, hogy az egyetlen időpontra vonatkozó felmérés korlátozottan hasznosítható, valójában az időbeli változások vizsgálatának lehetőségeit kell megteremteni. Ezek közül különösen hangsúlyos, de egyelőre hiányzik a klímaváltozás, illetve szélsőséges időjárási események hatására bekövetkező állapotváltozásokra történő reflektálás, holott ez az állapotértékelés egy olyan fontos aspektusa, ami a társadalom egésze felől is komoly érdeklődésre tarthat számot. A továbbfejlesztés lehetséges irányai közül ezért talán a legfontosabb a távérzékelt adatok bevonása, amire jelen munkában még korlátozottan volt lehetőség. Ez országos léptékben további jelentős idő- és erőforrás-ráfordítást igényel, lehetőség szerint célzott terepi referenciaadat-gyűjtéssel, ugyanakkor számos kihívásra adhat választ. Új lehetőségeket nyithatnak a közelmúltban előállt, vagy továbbfejlesztett (pl. biotikai) adatbázisok is.

5 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
- Alkemade, Rob, Mark Van Oorschot, Lera Miles, Christian Nellemann, Michel Bakkenes, and Ben Ten Brink. "GLOBIO3: a framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss." *Ecosystems* 12, no. 3 (2009): 374-390.
- 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.
- Bartha, D., L. Bodoncz, F. Szmorad, R. Aszalós, J. Bölöni, K. Kenderes, P. Ódor, T. Standovár, and G. Tímár. "Az erdők természetességének elemzése tájak és erdőtársulások szerint." *Erdészeti Lapok* 140 (2005): 198-201.
- Borics, Gábor, Éva Ács, Pál Boda, Emil Boros, Tibor Erős, István Grigorszky, Keve Tihamér Kiss et al. "Water bodies in Hungary—an overview of their management and present state." *Hungarian Journal of Hydrology* 86 (2016): 57-67.
- Bölöni, J., Zs Molnár, F. Horváth, and E. Illyés (2008): "Naturalness-based habitat quality of the Hungarian (semi-) natural habitats." *Acta Botanica Hungarica* 50, no. Supplement 1: 149-159.
- Clement, Adrienne; Kardos, Máté; Szilágyi, Ferenc (2015): Felszíni vizek minősítése az ökológiát támogató fizikai-kémiai jellemzők szerint-az állapotértékelés tanulságai az intézkedési programok tervezése szempontjából. Magyar Hidrológiai Társaság, XXXIII. Országos Vándorgyűlés At: Szombathely, 2015. július 1-3. Volume: I https://www.researchgate.net/publication/319306907_Felszini_vizek_minositese_az_okologiat_tamogato_fizikai-kemiai_jellemzok_szerint_az_allapotertekeles_tanulsagai_az_intezkedesi_programok_tervezese_szempontjabol
- Czúcz, B., Zs Molnár, F. Horváth, and Z. Botta-Dukát. "The natural capital index of Hungary." *Acta Botanica Hungarica* 50, no. Supplement-1 (2008): 161-177.
- Czúcz, Bálint, Zsolt Molnár, Ferenc Horváth, Gergő G. Nagy, Zoltán Botta-Dukát, and Katalin Török. "Using the natural capital index framework as a scalable aggregation methodology for regional biodiversity indicators." *Journal for Nature Conservation* 20, no. 3 (2012): 144-152.
- Dér, F., 2007. A gyepgazdálkodás elmúlt 50 évének tapasztalatai, jelenlegi és jövőbeni lehetőségei. *Tasi J.(szerk.) A magyar gyepgazdálkodás, 50*, pp.11-16.
- EC – European Commission (2016): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Urban ecosystems. 4th Report
- Gardi, Ciro, Panos Panagos, Marc Van Liedekerke, Claudio Bosco, and Delphine De Brogniez. "Land take and food security: assessment of land take on the agricultural production in Europe." *Journal of Environmental Planning and Management* 58, no. 5 (2015): 898-912.
- 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.
- 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.
- IPBES (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razaque, B. Reyers, R. Roy

- Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- Kovács, E., Harangozó, G., Marjainé Szerényi, Zs., Csépanyi, P. (2015): Natura 2000 erdők közgazdasági környezetének elemzése – Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Esztergom, 216 pp
- 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.
- 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
- Máté András, Molnár Zsolt, Mesterházy Attila, Dévai György (2014b): A vizes élőhelyek természetvédelmi szempontú kezelése. In: Haraszthy László (szerk): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár. 750 – 755
- Mátyás Csaba (1996): Erdészeti ökológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 312 pp.
- Ódor, Péter, Bölöni János, Bartha Dénes, Kenderes Katalin, Szmorad Ferenc, Tímár Gábor, Standovár Tibor, Aszalós Réka, and Bodoncz László. "A magyarországi erdők természetességének vizsgálata III. A faállomány és a holtfa természetességének értékelése." Erdészeti Lapok 140, no. 7-8 (2005): 226-229.
- Sály Péter, Erős Tibor (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.
- Standovár, Tibor (2000): A természetes és a kezelt erdők főbb különbségei. In Frank, Tamás (szerk.): Természet - Erdő - Gazdálkodás. Eger, MME & Pro silva Hungaria, (2000) pp. 26-37.
- Standovár, Tibor (2017): Elmélet módszertani felvezetés. In: Standovár, Tibor; Bán, Miklós; Kézdy, Pál (szerk.) Erdőállapot értékelés középhegységi erdeinkben. Budapest, Magyarország: Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, (2017) pp. 21-32.
- Standovár Tibor, Szmorad Ferenc, Kelemen Kristóf, Kenderes Kata (2017): Az erdőállapot-felmérés eredményei. In: Standovár, Tibor; Bán, Miklós; Kézdy, Pál (szerk.) Erdőállapotértékelés középhegységi erdeinkben. Budapest, Magyarország: Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, (2017) pp. 189-443.
- Szmorad Ferenc (2018): Általános természetvédelmi irányelvek. In Szmorad Ferenc, Frank Tamás, Korda Márton (szerk): Erdőgazdálkodás és erdőkezelés Natura 2000 területeken. Budapest, Magyarország: Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, (2017) pp. 202-214.
- 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>
- Tímár, Gábor (2016): A jelenlegi erdőgazdálkodási módok áttekintése. In: Korda Márton (szerk): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére (tanulmánygyűjtemény). Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. 11-30.
- Török Katalin & Fodor Livia (szerk). (2006). Élőhelyek, mohák és gombák. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest
- Uuemaa, Evelin, Marc Antrop, Jüri Roosaare, Riho Marja, and Ülo Mander. "Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research." Living reviews in landscape research 3, no. 1 (2009): 1-28.
- Varga Béla, Kondor István (2013): A folyamatos erdőborítást megtartó erdőgazdálkodásra való áttérés előzményei és indítékai. In Varga, B. (ed.): A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai, Silva naturalis 1, 64-86

VGT2 (2015) A Duna-vízgyűjtő magyarországi része - Vízyűjtő-gazdálkodási Terv.
<https://www.vizugy.hu/index.php?module=vizstrat&programelemid=149>