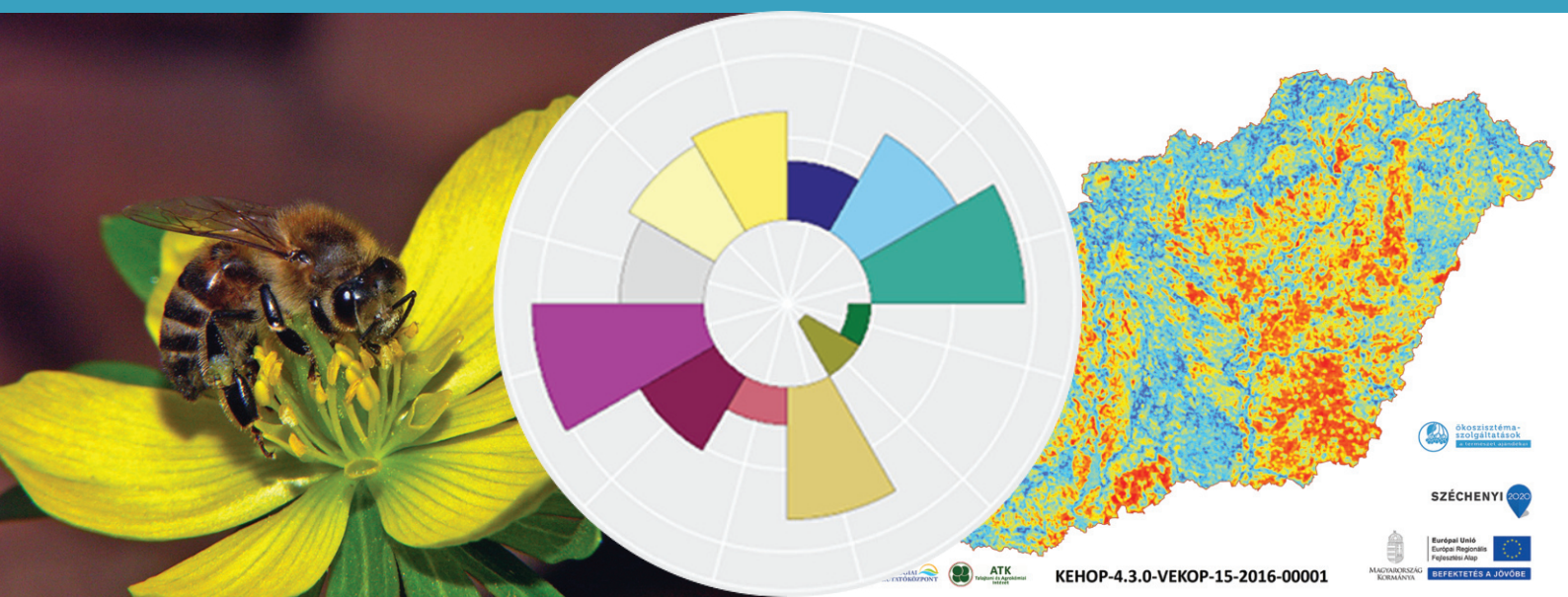




HAZAI ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK TÉRKÉPEZÉSE ÉS ÉRTÉKELÉSE

Szerkesztette:

Kovács-Hostyánszki Anikó • Kisné Fodor Livia • Zsembery Zita • Tanács Eszter



1. FEJEZET

Bevezetés

Készítette: Arany Ildikó¹, Vári Ágnes¹, Fabók Veronika¹, Kalóczkai Ágnes¹,
Csákvári Edina¹, Tormáné Kovács Eszter²

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet; ———

²Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi
Intézet, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

Az elmúlt évtizedekben a biológiai sokféleség drasztikus csökkenése figyelhető meg az egész világon. Csak az utóbbi négy évtizedben a vadon élő állatok állományainak több mint fele eltűnt az emberi tevékenységek következtében. A Föld felszínének közel háromnegyedét megváltoztatta az emberiség, így a természet egyre kisebb területre szorul vissza.

A biodiverzitás csökkenésének legfőbb okai az élőhelyek eltűnése és átalakítása; a területhasználat változása; az állatok, növények és gombák állományainak túlhasználata; az őshonos élővilágot veszélyeztető idegenhonos inváziós fajok terjedése; az éghajlatváltozás és az élőhelyek szennyezése. A biodiverzitást veszélyeztető tényezők hatásai összeadódnak, sőt számos esetben erősíthetik is egymást a bonyolult összefüggéseken alapuló természeti rendszerben.

A biológiai sokféleség válsága és az éghajlati válság például szervesen kapcsolódnak egymáshoz. Az éghajlatváltozás jelentős mértékben a természet pusztulásának, kiaknázásának köszönhető. Az ökoszisztémák elpusztításával, a biomassza energetikai célú felhasználásával üvegházhatású gázok kerülnek a légkörbe, ugyanakkor eltűnnek a légköri szén-dioxidot elnyelő és raktározó erdők, gyepes és vizes ökoszisztémák.

Az ökoszisztémák hatással vannak a minket körülvevő terek mikroklímájára is, a fák árnyéka nélkül például elviselhetetlen a nyári hőség. Az ökoszisztémák csökkentik az árvízi kockázatot dombvidéken, mivel a növényzet felfogja a csapadék egy részét, más részének pedig elősegíti a talajba szivárgását. A vegetáció hiánya villámárvizekhez, talajerózióhoz vezethet. Az éghajlatváltozás aszályok, áradások és erdőtüzek révén felgyorsítja a természet pusztulását, a biodiverzitás csökkenését.

A természet, a biológiai sokféleség alapozza meg az ökoszisztéma-szolgáltatásokat is. A biológiai sokféleség csökkenése veszélyezteti többek között az egészséges, változatos, jó minőségű élelmiszerekhez való hozzájutás lehetőségét, a beporzók drasztikus hanyatlása pedig az élelmiszerbiztonságot és élelmiszerellátást. Mára egyértelmű, hogy bár a biodiverzitás csökkenése önmagában is számos problémát vet fel, de az ökoszisztéma-szolgáltatások minőségi és mennyiségi romlásához is vezet.

A biodiverzitás hanyatlása, az ökoszisztémák eltűnése és állapotuk leromlása már nyilvánvaló károkat okoz nemcsak a természetben, de a gazdaságnak és a társadalomnak is. A jó állapotú ökoszisztémák képesek csak jó minőségű és megfelelő mennyiségű szolgáltatást nyújtani, így az ökoszisztémák megőrzése, jó állapotuk fenntartása, vagy a leromlott ökoszisztémák helyreállítása alapvető az emberiség jólléte (well-being) szempontjából.

Jelen kötet egy öt éves projekt (KEHOP-4.3.0.-VEKOP-15-2016-00001) keretében elvégzett, az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelését és térképezését célzó, számos szakterület, és közel 250 kutató valamint természetvédelmi szakember széleskörű összefogásával készült munka összefoglalója, amely a keletkezett közel 2400 oldalnyi tanulmány legfontosabb eredményeit emeli ki. A projekt keretein belül egyedülálló lehetőség adódott a különböző szakterületek, ágazati szakemberek és szakpolitikusok együttműködésére. Az állapot- és helyzetértékelés valamint komplex elemzések mellett számos módszertani fejlesztés is megvalósult.

A kötet áttekintést nyújt az Ökoszisztéma-szolgáltatások projektjelem (NÖSZTÉP) keretében végzett értékelési és térképezési feladatok menetéről, szervezeti és szerkezeti felépítéséről, a koncepcionális háttéréről, és az elkészült tanulmányokat összefoglaló szintézis tanulmányok tartalmi rendszeréről. Alapjaiban épít a projekt előkészítő szakasz során készített koncepcionális keretdokumentumra, az értékelt ökoszisztéma-szolgáltatások kiválasztását, prioritizálását bemutató dokumentumra, és a megvalósítási szakasz során elvégzett munkákra, megírt tanulmányokra.

Élővilágvédelmi szempontból a munka eredményei rávilágítanak arra, hogy a természet jobb állapotban van a természetvédelmi oltalom alatt álló területeken, azonban ott is szükséges javítani az ökoszisztémák állapotán, helyre kell állítani (restaurálni kell) az élőhelyeket és funkcióikat, mivel rohamosan éljük fel természeti erőforrásainkat. Paradigmaváltásra van szükség, mert nem elegendő a természetet csak

a védett területeken megőrizni, csak a védett értékekre koncentrálni, hanem az ökoszisztémákat és az általuk nyújtott szolgáltatásokat is meg kell becsülnünk, hiszen a földi élet minősége, a jóllét fenntartása jelentős mértékben azon fog múlni, hogy milyen mértékben tudjuk megőrizni a természetet, szolgáltatásaikkal együtt a jövő generációi számára.

2. FEJEZET

Az ökoszisztéma-szolgáltatások koncepció

Készítette: Kisné Fodor Livia¹, Zsembery Zita²

¹ Agrárminisztérium, Természetmegőrzési Főosztály;

² Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet

2.1. Az ökoszisztéma-szolgáltatások koncepció a természeti és társadalmi rendszerek határán

Az utóbbi évtizedekben az ökoszisztéma-szolgáltatások koncepció alkalmazása egyre nagyobb teret nyert. Elterjedése valószínűleg annak köszönhető, hogy lehetőséget ad a természeti-társadalmi-gazdasági rendszerek szerteágazó kapcsolatainak feltárására. Rávilágít arra, hogy a társadalom és a gazdaság az ökológiai rendszereken alapul, valamint arra, hogy az emberi tevékenység hatásaira hogyan módosul a természetes környezet. Egyértelmű kapcsolatot mutat az ökoszisztémák állapota és az emberek jólléte, egészsége, boldogsága között az ökoszisztéma-szolgáltatásokon keresztül. A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában lehetőséget ad a tudományterületek együttműködésére és a szakpolitikákat támogató párbeszédre, valamint a gazdasági területeken a megfelelő értékelési módszerek kialakítására.

2.2. Ökoszisztéma-szolgáltatások fogalma

Sokan nem is gondolják, hogy az olyan maguktól értetődőnek tűnő dolgok, mint az árnyék, a friss levegő vagy egy kirándulás az erdőben, mind az ott fellelhető élővilágnak, az ökoszisztémáknak köszönhetőek. Az ökoszisztémák nyújtják nekünk, embereknek az élelmet, a tiszta vizet, a szép tájakat, ezeket hívjuk ökoszisztéma-szolgáltatásoknak, azaz a természet ajándékainak, amik megélhetésünk és boldogságunk, vagyis a jóllétünk megalapozói.

Egy adott helyen élő állatok, növények, gombák és egyéb élőlények egymással és a környezetükkel való szerteágazó kapcsolati hálón keresztül bonyolult rendszereket alkotnak, amiket ökoszisztémáknak nevezünk. Ökoszisztémaként értelmezhető egy erdő kidőlt fáin kialakult életközösség, egy tölgyerdő, egy homoki gyep, vagy egy holtág életközössége, de akár egy mozaikos szántóterület is.

A természetközeli ökoszisztémák szerveződését alapvetően a természetes folyamatok határozzák meg. A mesterséges ökoszisztémák azonban, mint a művelt területek (agrár-ökoszisztémák), vagy a városi területek ökoszisztémái (pl. városi parkok, zöldterületek) csak jelentős anyag- és energiabevittel tarthatók fenn, itt nem működnek az alapvető (ön)szerveződési folyamatok. Az emberi beavatkozás elmaradásával ezek a területek átalakulnak.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások mindazon javak, amelyeket az ember az ökoszisztémáktól szerez, és amelyek a társadalmi jólléthez közvetlenül vagy közvetve hozzájárulnak.

A természetes, illetve a természetközeli ökoszisztémákat különböző mértékű emberi hatások érik, például a mező- és erdőgazdálkodás tevékenysége során (pl. szántók kialakítása, művelése, vagy a rétek legeltetése, kaszálása, erdők letermelése), továbbá a turizmus, valamint a városok terjeszkedése is jelentős hatás. A szolgáltatások igénybevétele, ennek mértéke és az egyes szolgáltatások közötti bonyolult viszonyrendszer visszahat az ökoszisztéma állapotára. Az állapot, és annak időbeli változása egyben jelzésként szolgál a mindenkori használat fenntarthatóságára vonatkozóan.

A természet és az általa nyújtott szolgáltatások ugyanolyan fontosak az egyes ember szellemi és fizikai jólléte szempontjából, mint a társadalom egésze számára a globális változásokkal, az egészséget fenyegető veszélyek és a katasztrófák elleni küzdelemben.

2.3. Az ökoszisztéma-szolgáltatások fő csoportjai

Az ökoszisztéma-szolgáltatások rendszerezésére több javaslat is létezik: a KEHOP projekt keretében (az EU által alkalmazott rendszerhez (Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)) igazodva három főtípust különböztettünk meg: ellátó, szabályozó és fenntartó, valamint kulturális szolgáltatások.

- Az ellátó szolgáltatások közé sorolhatók az emberiség számára közvetlen hasznot nyújtó, természetből származó „termékek”, javak.
- A szabályozó és fenntartó szolgáltatások közé sorolhatjuk mindazon felszíni vagy felszín alatti folyamatokat, melyek biztosítják az ökoszisztémák működésének dinamikus egyensúlyát, a földi élet alapját képező körfolyamatok fenntartását, amelyek elengedhetetlenek az emberi élet és jóllét szempontjából.
- Kulturális szolgáltatásoknak tekinthetjük azokat a nem materiális javakat, melyeket az emberek a természetből meríthetnek.

Ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások

Az ellátó szolgáltatások alatt az ökoszisztémák által nyújtott javakat, termékeket értjük. Ide tartoznak az élelmiszertermelés céljából termesztett növények és tenyésztett állatok, valamint termékeik. Az agrár-ökoszisztémák, a szántóföldi (pl. gabona, napraforgó) és az állandó kultúrák (pl. gyümölcs, szőlő) termékeit ebbe a csoportba soroljuk. A zöldségeket és a fűszernövényeinket szintén az ökoszisztémák biztosítják, hogy ételünk ízesek és finomak legyenek. A tenyésztett állatok húsát, de a tejet, tojást, tollat és a mézet is a természet szolgáltatja nekünk. Ökoszisztéma-szolgáltatás a genetikai erőforrások biztosítása is a növénytermesztéshez és állattenyésztéshez.

Élelmiszerünk szempontjából fontosak lehetnek továbbá a természetben gyűjtött bogyókból készült termékek, mint például a hecsedli (csipkebogyó lekvár), vagy a bodzából készült szörp. Fontos ellátó szolgáltatás a vadon termő gombák, amelyeket frissen is, de szárítva vagy más módon tartósítva később is felhasználhatunk étkezési célra. A vadhús és az élővizekből kifogott hal is ebbe a körbe tartozik.

Az ökoszisztémák rostanyagokat is biztosítanak, például a papírgyártáshoz egyes fafajok faanyaga, vagy a textiliparnak a len és a gyapjú, amelyből ruhák vagy lakástextilek készülhetnek.

Ebbe a csoportba sorolhatjuk az energetikai célra felhasznált faanyagot is, amelyet tűzifaként elégetünk, hogy meleget adjon az otthonunkban vagy ipari nyersanyagként épületfaként vagy bútorok készítésére vesszünk igénybe. Egyre szélesebb körben alkalmazzák a bioüzemanyagokat, mint a biodízel vagy bioetanolt, például gépkocsik meghajtására.

Közvetlenül használjuk fel a természeti javakat, amikor a vesszőből kosarat fonunk, vagy díszítő elemként használjuk fel a gyűjtött faágakat, tobozokat, szárított virágot, kagylókat.

Az ökoszisztémák számos, a gyógyászatban is használható alapanyagot is biztosítanak számunkra, mint például a penicillin. A gyógynövényekből gyógyszerek, krémek, gyógyteák készülnek. Levendulából, citromfűből, és még rengeteg növényfajból illóolajakat nyerünk.

Szabályozó és fenntartó ökoszisztéma-szolgáltatások

A szabályozó és fenntartó szolgáltatások csoportja már kevésbé egyértelmű és érzékelhető, mert meglétük magától értetődőnek, természetesnek tűnik. Ebben az esetben többnyire nem látható közvetlenül az élővilág, az ökoszisztémák tevékenysége, mégis nélkülözhetetlenek az emberiség fennmaradásához. Jelentőségük többnyire csak akkor tudatosul, amikor az ökoszisztémák eltűnését követően a szolgáltatások hiánya károkat okoz.

Az ellátó és a kulturális szolgáltatások mellett, a szabályozó és fenntartó szolgáltatások esetében elengedhetetlen ismernünk a működés alapját adó fontos ökológiai folyamatokat, mint például a talajképződés, a fotoszintézis vagy a tápanyagok körforgása, hiszen ezek mentén érthetők meg az összefüggések.

A szabályozó szolgáltatások közé soroljuk a pollinációt, azaz az állati beporzást. Fontos szerepe van az őshonos növényvilág és ezen keresztül az állatvilág fenntartásában is, továbbá az erre épülő természetes és mesterséges ökoszisztémák hosszú távú fennmaradásában. A beporzásnak kiemelt jelentősége van az élelmiszerek mennyisége és minősége, valamint az élelmiszerbiztonság szempontjából is.

Egyes fenntartó és szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatások a természetben végbemenő hidrológiai ciklus egyes elemeinek és az azok által előidézett extrém eseményeknek a szabályozásához kapcsolhatók. Az ökoszisztémák a szabályozó hatást a bennük lezajló fizikai, kémiai, biológiai folyamatok révén fejtik ki. Ide tartozik a vizes közegben vagy talajvízben lévő szennyező anyagok szűrése a növények tápanyagfelvételéhez kapcsolódóan, amelynek köszönhetően tiszta vizet kapunk. A dombvidéki árvízi kockázat csökkentés során a csapadékot felfogja a növényzet levélfelülete, a gyökérzet pedig segíti a víz talajba szivárgását. Ezen folyamatok nélkül a víz a talajfelszínen folyik le, talajeróziót és árvízi elöntést okozva.

Az ökoszisztémák lejtős területeken elősegítik a talaj helyben tartását is. Megfelelő növényborítás híján az eső a talaj szerkezetét roncsolja, így az elfolyó vízzel a talaj is lemosódik. A növényzet talajtakaró és -védő funkcióját nevezzük az ökoszisztémák talajerózió elleni védelem szolgáltatásának.

A növényzetnek e a zajok szűrésében is szerepe lehet, amelynek elsősorban a településeken van nagy jelentősége. Szintén városi környezetben az ökoszisztémák légszennyezés-megkötés és mikroklíma-szabályozó szolgáltatása (a növényzet árnyékoló hatása és párologtatása révén) esetében a legnyilvánvalóbb az emberi egészséggel, jólléttel való összefüggés.

Kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások

A kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások köre nagyon szerteágazó. Az ökoszisztémák azon nem materiális jellegű hasznait értjük ebbe a csoportba, amelyek szellemi gazdagodás, kognitív fejlődés, tanulás, elmélkedés, kikapcsolódás és esztétikai élmény formájában jelennek meg. Ezek a társadalom és a természeti környezet kapcsolatának kulturális vonatkozásai.

A kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások közé tartozik, hogy lehetőségünk van az élőhelyek rekreációs, sport- és turisztikai célú használatára. Kikapcsolódhatunk, kirándulhatunk, futhatunk, kerékpározhatunk a természetben.

A természetben való oktatás, ismeretterjesztés, környezeti nevelés is a kulturális szolgáltatások része, akár csak a tudományos kutatás, megfigyelés lehetősége.

A természet gyönyörködtet, esztétikai élményt nyújt. Fotózhatjuk a szépségeit, de akár egy festmény, vagy egy szobor is készülhet, vagy ihletet kaphatunk egy vers megírására.

A természetben szakrális, vallásos helyek is vannak és számos széles körben használt szimbólum szintén a természetből ered.

Kulturális örökség alatt a közösségre jellemző életmód és hagyományok szempontjából jelentős fajokat, élőhelyeket, tájat vagy tájhasználati formákat (pl. hagyományos halászat stb.) is lehet érteni. Más értelmezés szerint a kulturális örökség főként az ember által létrehozott épületek maradványait, régészeti helyek védelmét jelenti, de jelentheti a kulturális örökség a múlttal való kapcsolatot is, például tárgyakat, helyszíneket, emlékeket, eseményeket. Örökség alatt egy természetben végzett tevékenységet, vagy kapcsolódó élőlénycsoport által szolgáltatott tudást, kulturális normákat, szokásokat értjük, amelyek hozzájárulhatnak egy közös identitás létrejöttéhez és fennmaradásához, illetve amelyek társadalmi folyamatok során maradnak fenn és hagyományozódnak. Egy adott tájban az adott kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások egy adott közösség megmaradásához szükségesek.

2.4. Ökoszisztémák szolgáltatásainak sokszínűsége – multifunkcionalitás

Az ökoszisztémák egyszerre nemcsak egy-egy, hanem több szolgáltatást nyújtanak, azaz multifunkcionálisak. Az ökoszisztéma-típusok között jelentős különbség adódhat abban, hány szolgáltatást, milyen arányban nyújtanak jó minőségben. Ez utóbbira jelentős hatással van az ökoszisztéma természeti állapota és kezelésének módja is. Az ökoszisztémák által nyújtott szolgáltatások bonyolult kapcsolatrendszerében egyes szolgáltatások értékei együtt mozognak, vagy akár egymás hatását erősítik (szinergia). Bizonyos szolgáltatások esetében azonban az egyik szolgáltatás magas értékei a másik szolgáltatás értékeinek csökkenésével járnak (trade-off, csereviszonyok). Legtöbbször az ellátó szolgáltatások maximalizálása a többi, nagyrészt szabályozó és kulturális szolgáltatás hanyatlását okozza. A társadalmi jóllét biztosítása érdekében a gazdasági tevékenységek során törekedni szükséges az ökoszisztéma-szolgáltatások egyensúlyának megteremtésére.

2.5. Az ökoszisztéma-szolgáltatások és a jóllét kapcsolatrendszere

2.1. ábra Az ökoszisztéma-szolgáltatások és a jóllét kapcsolatrendszere

A jóllét egy összetett fogalom, amelybe beleértjük az alapvető anyagi szükségleteken túl a biztonságot, egészséget, a társadalmi kapcsolatokat továbbá a választás és cselekvés szabadságát is. Láthatjuk, hogy a különböző típusú ökoszisztémaszolgáltatás-csoportok milyen bonyolult kapcsolatrendszeren keresztül alapozzák meg jóllétünket.

3. FEJEZET

Az ökoszisztéma- szolgáltatások értékelésének környezetpolitikai előzményei

Készítette: Kovács-Hostyánszki Anikó¹; Tormáné Kovács Eszter²; Kisé Fodor Livia³

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

²Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet;

³Agrárminisztérium, Természetmegőrzési Főosztály

Az élőhelyek degradálódásának gyors ütemére és a természet, az ökoszisztémák emberi jóléthez való hozzájárulásának (ökoszisztéma-szolgáltatások) fontosságára a Millenniumi Ökoszisztéma Értékelés (Millennium Ecosystem Assessment – MEA) hívta fel a figyelmet a 2000-es évek elején. Ennek köszönhetően az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalma beépült a nemzetközi szakpolitikába és az Európai Unió természetvédelemre vonatkozó intézkedéseinek, célkitűzéseinek központi elemévé vált.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások („azok a hasznok, amelyeket az emberek az ökoszisztémából nyerne”) koncepciója az utóbbi egy-két évtizedben meghatározó szerepet tölt be a nemzetközi környezetpolitika különböző szinterein. Nagyszabású kutatási-értékelési projektek, összeurópai és világszintű stratégiák (elsősorban a biodiverzitás megőrzéséhez kötődően), és kormányközi testületek jelzik a téma jelentőségét.

Az ENSZ irányítása alatt három nemzetközi kutatás segítette az ökoszisztéma-szolgáltatások természetvédelmi politikában való megjelenését. A biodiverzitás védelmét szolgáló szakpolitikában a 2001-2005-ig tartó Millenniumi Ökoszisztéma Értékelés (Millennium Ecosystem Assessment – MEA) tekinthető az első fontos mérföldkőnek, amelynek központi keretét az ökoszisztéma-szolgáltatások koncepció adta. Rávilágítottak a természet, az ökoszisztémák és a jólét kapcsolatára az ökoszisztéma-szolgáltatásokon keresztül. A szolgáltatások minőségét, mennyiségét meghatározó természeti, gazdasági, társadalmi és technológiai tényezők kedvezőbbé tétele az emberi jólétet segítheti elő. A MEA célja az volt, hogy felhívja a döntéshozók figyelmét a természetes élőhelyek degradálódásának gyorsuló ütemére, a természet emberi jóléthez való hozzájárulásának fontosságára és a kedvezőtlen folyamatok növekvő társadalmi költségeire (MEA 2003, 2005). A felmérés rámutatott, hogy az elmúlt 50 évben az ökoszisztémák egyre nagyobb mértékű, gyorsuló ütemű átalakulása következett be az emberiség szükségleteinek növekedése miatt, mely a biodiverzitás nagymértékű csökkenését vonta magával.

Ezt követte 2005-2010 között az Ökoszisztémák és Biodiverzitás Gazdaságtana (The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity – TEEB) program, amely áttekintette az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésére alkalmazható közgazdasági módszereket, és felhívta a figyelmet a biológiai sokféleség és az ökoszisztéma-szolgáltatások globális gazdasági hasznaira, valamint a biodiverzitás csökkenésének és az ökoszisztémák degradálódásának növekvő költségeire, fő hangsúlyt a pénzbeli értékelésre fektetve (TEEB 2010).

Az ENSZ irányításával az 1990-es évektől folyik a Környezeti-gazdasági Számlák Rendszerének (System of Environmental-Economic Accounts – SEEA) fejlesztése, amely a környezet és a gazdaság közötti kapcsolatok mérésének nemzetközileg egységes elszámolási rendszerét alakítja ki a nemzeti elszámolási rendszerek új elemeként. 2012-ben fogadták el a továbbfejlesztett központi keretrendszer nemzetközi szabványként (UN et al. 2014). Ennek egyik fontos folyamata a természeti tőke, vagy más néven ökoszisztéma-számlák rendszere kialakítása („ecosystem accounting”). Az ökoszisztémák ebben az tekintetben „vagyonnak” („asset”) minősülnek, és a „számlák” egyaránt tartalmazzák az ökoszisztémák kiterjedését (mennyiségi oldal) és állapotát (minőségi oldal), valamint az általuk nyújtott szolgáltatásokat. A döntéshozók megfelelő tájékoztatása érdekében tehát nagyon fontos az, hogy térben és időben részletes és pontos információval rendelkezünk az ökoszisztémák állapotáról. Ezek a számlák segítenek nemzeti szinten áttekinteni az ökoszisztémákra és szolgáltatásaikra alapozott gazdasági-társadalmi haszon értékelését és változását. Ezek a számviteli rendszerek az európai döntéshozatal kulcsfontosságú döntéstámogatási eszközei. Az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (European Environmental Agency – EEA) irányításával, a SEEA fejlesztése során alakult ki az ökoszisztéma-szolgáltatások egységes klasszifikációs rendszere (Common International Classification of Ecosystem Services – CICES), melyet azóta is folyamatosan pontosítanak, fejlesztenek (Haines-Young és Potschin 2013, 2018).

A Biodiverzitás és Ökoszisztéma-szolgáltatás Kormányközi Platform (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)) egy független, kormányok közötti testület, amelyet a tagállamok 2012-ben alapítottak. Célja, hogy a kormányzati döntéshozók által elfogadott tudományos munkaprogramjának megvalósítása révén olyan szakmai jelentéseket (assessments) készít-

sen, amelyek értékelik a biológiai sokféleség, a bolygónk élővilágának és az ökoszisztéma-szolgáltatások, az ökoszisztémák és az emberiség számára nyújtott természeti javak gyorsan romló helyzetéről globális és regionális léptékben, a rendelkezésre álló tudományos és szakmai tudás alapján. Ugyanakkor gyakorlati megoldásokat és eszközöket is kínál ezen természeti értékek védelmére és fenntartható használatára. Az IPBES a globális biodiverzitás-politika tudomány és szakpolitika közötti párbeszédét megvalósító legfőbb szervezetévé vált (science-policy interface). (például IPBES 2018, IPBES 2019, IPBES Magyar Platform)

A Biológiai Sokféleség Egyezmény (Convention on Biological Diversity – CBD) 2010-es nagoyai konferenciáján született határozatban már számos helyen szerepelt az ökoszisztéma-szolgáltatás fogalom. A 2011-2020-ig tartó európai uniós Biodiverzitás Stratégiának már központi elemévé vált az ökoszisztéma-szolgáltatás koncepció (Kovács 2014), kiemelték a biológiai sokféleség és az emberi jóléthez nélkülözhetetlen ökoszisztéma-szolgáltatások közötti szoros kapcsolatot, rámutatva az élővilág sokféleségének kiemelt funkcionális szerepére, és ezen kapcsolatrendszer megismerését célzó kutatások fontosságára. A stratégiai terv célkitűzései ösztönzik a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások helyzetének és trendjeinek monitorozásához szükséges módszertan kidolgozását, indikátorok kifejlesztését, valamint értékeinek nemzeti elszámolási rendszerekbe való beépítését és a kormányzati döntéshozatalba való becsatornázását. Továbbá az értékelésnél kiemelték a helyi közösségek és érintett csoportok részvételének fontosságát (CBD 2010). Hangsúlyozva a biodiverzitás és az ökoszisztéma-szolgáltatások jóléthez való hozzájárulását, a célkitűzések között szerepelt az ökoszisztémák és szolgáltatásaik fenntartása, az élőhelyek összeköttetését segítő az ún. zöld infrastruktúra létrehozása és a degradált ökoszisztémák legalább 15%-ának helyreállítása révén. Ennek érdekében a 2. céljához tartozó 5. intézkedése előírta a tagállamok számára, hogy térképezzék fel és értékeljék a területükön található ökoszisztémák és szolgáltatásaik állapotát, határozzák meg a szolgáltatások gazdasági értékét, és törekedjenek arra, hogy 2020-ig ezek az értékek beépüljenek az uniós és nemzeti szintű számviteli és jelentéstételi rendszerekbe. A magyarországi 2015-2020-ig tartó Nemzeti Biodiverzitás Stratégiában is kiemelkedő helyet kapott az ökoszisztéma-szolgáltatások témaköre. A stratégia előírta az ökoszisztéma-szolgáltatásokat leíró adatbázis elkészítését, illetve a szolgáltatások indikátorok és pénzügyi mutatók segítségével történő értékelését, majd azok eredményeinek a hatásvizsgálati eljárásokba, a költség-haszon elemzésekbe, az infrastrukturális fejlesztési folyamatokba és a támogatási rendszerekbe tervezett beépítését.

Az Európai Bizottság 2012-ben egy munkacsoportot állított fel az ökoszisztémák és szolgáltatásaik térképezésére és értékelésére (Working Group on Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services – MAES), amelynek fő feladata, hogy módszertani ajánlásokkal segítse a tagországokat az uniós biodiverzitás stratégiában előírt térképezési és értékelési feladatok megvalósításában tagállami és uniós szinten (EC 2012). A sok éves fejlesztések eredményei 2020 őszén jelentek meg az unió égisze alatt (Maes et al. 2020).

A 2030-ig megvalósítandó EU Biodiverzitás Stratégia már a bevezetőjében lefekteti, hogy a biodiverzitás, az ökoszisztémák és szolgáltatásaik megőrzése és helyreállítása kulcsfontosságú a társadalmak ellenálló képességének fokozásához. Kiemeli, hogy az emberi egészség és az ökoszisztémák állapota között szoros összefüggés áll fenn, de a gazdaság, illetve a világ GDP-jének több mint fele a biológiai sokféleségen és az ökoszisztéma-szolgáltatásokon alapszik. A természet megőrzése és helyreállítása elengedhetetlen az egészségügyi és gazdasági kockázatok csökkentéséhez, valamint szükséges ahhoz, hogy a szolgáltatások hosszú távon megalapozhassák a gazdaság működését.

Az uniós stratégiához igazodva a következő időszakra vonatkozó hazai Biodiverzitás Stratégia tervezete (A biológiai sokféleség megőrzésére vonatkozó, 2021-2030 közötti időszakra szóló nemzeti stratégia tervezete) is kiemelt területként kezeli az ökoszisztémák, szolgáltatásnyújtó-képességük, a szolgáltatások minőségének és mennyiségének megőrzését és helyreállítását, amely célkitűzésként is megfogalmazódik. Kiemelt fókusztérület és külön célkitűzés a beporzók védelme és a beporzás, mint ökoszisztéma-szolgáltatás fenntartása és helyreállítása. A NÖSZTÉP projektben elvégzett munkához kapcsolódóan pedig megfogalmazza a célkitűzésként az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének, valamint a megőrzésüket és helyreállításukat szolgáló szempontok integrálását az érintett ágazati szakpolitikák döntési folyamataiba, az ökoszisztémák szolgáltatásnyújtó-képességének hatékonyabb megőrzése és helyreállítása érdekében.

Irodalom

A biológiai sokféleség megőrzésére vonatkozó, 2021-2030 közötti időszakra szóló nemzeti stratégia tervezete: http://www.biodiv.hu/convention/cbd_national/nemzeti-biodiverzitas-strategia/keszul-2030-ig-szolo-nemzeti-biodiverzitas-strategia

Diaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.A., Arico, A., Báldi, A. et al. 2015, The IPBES conceptual framework connecting nature and people. *Current Opinion Environmental Sustainability* 14:1-16.

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

EC – European Commission, 2016. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: Progress and challenges, 3rd Report – Final, March 2016

Haines-Young, R. és Potschin, M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G. and Frid, C.L.J., eds., *Ecosystem ecology: a new synthesis* Cambridge University Press, p. 110-139.

Haines-Young, R., Potschin, M. .2013.: Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. <http://www.cices.eu>

IPBES Magyar Platform: <https://ipbes.ecolres.hu/>

IPBES .2018. The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marín, Rando, A. and Mader, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 892 pp.

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. Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E.S., Ngo, H.T., Guèze, M., Agard, J., Arneeth, A., Balvanera, P., Brauman, K.A., Butchart, S.H.M., Chan, K.M.A., Garibaldi, L.A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S.M., Midgley, G.F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R., Shin, Y.J., Visseren-Hamakers, I.J., Willis, K.J. and Zayas C.N. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages. (A biológiai sokféleséggel és az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal foglalkozó kormányközi tudománypolitikai platform (IPBES) biológiai sokféleségről és ökoszisztéma-szolgáltatásokról szóló átfogó értékelési jelentésének összefoglalója a szakpolitikai döntéshozók számára)

Kovács, E., 2014. Az ökoszisztéma-szolgáltatások megjelenése a biodiverzitás politikában. – In: Kelemen, E. és Pataki, Gy. (szerk.) *Ökoszisztéma-szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Environmental Social Science Research Group (ESSRG), Gödöllő-Budapest, pp. 131–143.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Condé, S., Vallecillo, S., Barredo, J.I., Paracchini, M.L., Abdul Malak, D., Trombetti, M., Vigiak, O., Zulian, G., Addamo, A.M., Grizzetti, B., Somma, F., Hagyo, A., Vogt, P., Polce, C., Jones, A., Marin, A.I., Ivits, E., Mauri, A., Rega, C., Czúcz, B., Ceccherini, G., Pisoni, E., Ceglar, A., De Palma, P., Cerrani, I., Meroni, M., Caudullo, G., Lugato, E., Vogt, J.V., Spinoni, J., Cammalleri, C., Bastrup-Birk, A., San Miguel, J., San Román, S., Kristensen, P., Christiansen, T., Zal, N., de Roo, A., Cardoso, A.C., Pistocchi, A., Del Barrio Alvarelos, I., Tsiamis, K., Gervasini, E., Deriu, I., La Notte, A., Abad Viñas, R., Vizzarri, M., Camia, A., Robert, N., Kakoulaki, G., Garcia Bendito, E., Panagos, P., Ballabio, C., Scarpa, S., Montanarella, L., Orgiazzi, A., Fernandez Ugalde, O., Santos-Martín, F., Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment, EUR 30161 EN, Publications Office of the European Union, Ispra, 2020, ISBN 978-92-76-17833-0, doi:10.2760/757183, JRC120383.

MEA – Millennium Ecosystem Assessment, 2003. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. – Island Press, Washington DC. pp. 245.

MEA. – Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. World Resource Institute, Washington DC. pp. 137.

Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, Gy., Roth, E., Stenseke, M., Watson, M. T. Esra Dessane, B., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Suneetha, Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S., Al-Hafedh, Y., S., Amankwah, E., Asah, S., T., Berry, P., Bilgin, A., Breslow, S. J., Bullock, C., Ca´ceres, D., Eugeni, E., Christopher, Gómez-Baggethun, González-Jiménez, D., Joe´, Keune, H., Kumar, R., Ma, K., May, P. H., Mead, A., O’Farrell, Pandit, R., Pengue, W., Pichis-Madruga, R., Flori, Preston, S., Dieg, Saarikoski, H., Strassburg, B. B., Marjan van de, Madhu Verma, Wickson, F., Yagi, N. 2017. Valuing nature’s contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26:7–16.

TEEB, 2010.: The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB, 36 pp.

UN (United Nations), European Commission, Food and Agriculture Organisation of the United Nations, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, The World Bank, 2014. System of Environmental-Economic Accounting (2012): Central Framework, New York, 346 pp.

4. FEJEZET

Nemzeti Ökoszisztéma- szolgáltatások Térképezése és Értékelése (NÖSZTÉP) projektelelem tevékenysége és megvalósulásának keretei

Készítette: Kisé Fodor Lívia¹, Zsembery Zita², Kovács-Hostyánszki Anikó²,
Kalóczkai Ágnes

¹ Agrárminisztérium, Természetmegőrzési Főosztály;

² Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet

4.1. A természetvédelem országos programja

Az Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztálya (AM TMF) által koordinált „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, 2022 elején záruló projekt megalapozása 2016 őszén indult, és egy előkészítő szakaszt követően 2018 tavaszán fordult a megvalósítási szakaszba.

A projekt a Környezeti és Energiahatékonysági Operatív Program (70%) és a Versenyképes Közép-Magyarország Operatív Program (30%) finanszírozásával az Európai Regionális Fejlesztési Alap társfinanszírozásával valósult meg, összesen 1,07 milliárd forintból.

A projekt célrendszere négy fő terület köré szerveződött:

- Egyezményekből, stratégiákból, irányelvekből eredő feladatok teljesítése
- Állapotfelmérés, helyzetértékelés
- A megőrzést szolgáló eszközrendszer fejlesztése
- Bevonás, részvétel, szemléletformálás

A projekt négy, egymással szorosan összefüggő projektelem szerves egységén alapult.

Projektelem	Projektelem célja
 <p>natura a természet értékei</p>	<p>A közösségi jelentőségű fajok és élőhelyek megőrzését szolgáló tudásbázis fejlesztése:</p> <p>A fejlesztési elem a közösségi jelentőségű élőhelyek, madárfajok és egyéb fajok természetvédelmi helyzetének meghatározását és javítását támogató terepi felmérések, valamint módszertani fejlesztések megvalósítását, továbbá a Magyarországon található Natura 2000 területek természetvédelmi célkitűzéseinek meghatározását biztosító országos módszertani útmutató készítését vállalta.</p>
 <p>ökoszisztéma-szolgáltatások a természet ajándékai</p>	<p>Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatás térképezés és -értékelés:</p> <p>A fejlesztési elem célja a Magyarország szempontjából leginkább fontosnak és relevánsnak tartott ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése és térképezése volt. A projektelem keretein belül kiemelten fontos az Ökoszisztéma-alaptérkép, és az erre épülő újszerű módszereken alapuló ökoszisztéma-állapot és ökoszisztéma-szolgáltatás indikátorok, adatbázisok és térképek fejlesztése, a szolgáltatások közgazdasági értékelése</p>
 <p>tájkarakter a természet arcai</p>	<p>A zöldinfrastruktúra megőrzését és fejlesztését megalapozó stratégiai keretek meghatározása:</p> <p>A fejlesztési elem célja a hazai zöldinfrastruktúra hálózat elemeinek állapotértékelésére irányuló módszertan (amely az ökológiai állapotra, az ökoszisztéma-szolgáltatások komplexitására és a térbeli kapcsolatokra fókuszál) kidolgozása, amely alapján az ország területén bárhol kijelölhetőek azok az elvi fejlesztési lehetőségek, amelyek hozzájárulnak a zöldinfrastruktúra minőségének javításához. A fejlesztés során megalapozott zöldinfrastruktúra-rendszer nem csupán a természetvédelem számára hasznos, hanem ágazatokon átnyúló, horizontális intézkedéscsomagként tudja szolgálni a biodiverzitás megőrzését.</p>
 <p>zöldinfrastruktúra a természet hálózatai</p>	<p>Természeti és táji értékek táji léptékű megőrzésének stratégiai megalapozása:</p> <p>fejlesztési elem elsődleges célja az volt, hogy az országos és helyi szintű tájkarakter-egységek lehatárolása és leírása, valamint a tájkarakter vizsgálatát segítő módszertan révén megalapozzuk a természetvédelemről szóló törvényben már nevesített tájkaraktert alapul vevő tájvédelem szakmai kereteit. A kutatók térinformatikai módszerekkel azonosították a hazai tájkarakter-típusokat, valamint a földrajzi középtájuk és a tájkarakter-típusok térképe alapján lehatárolták a tájkarakter-területeket.</p>

4.2. Az „Ökoszisztéma-szolgáltatások” projektelem céljai és szervezeti keretei

Az Európai Unió 2020-ig tartó Biodiverzitás Stratégiájának egyik fő célkitűzése az ökoszisztémák szolgáltatásainak minél teljesebb megőrzése volt. Ennek érdekében a Biodiverzitás Stratégia 2. célkitűzésének 5. intézkedése előírta az Európai Unió tagországi számára, hogy térképezzék és értékeljék a területükön található ökoszisztémák állapotát, valamint az általuk nyújtott szolgáltatások helyzetét, gazdasági értékét, továbbá törekedjenek arra, hogy 2020-ig ezek az értékek beépüljenek az uniós és nemzeti szintű számviteli és jelentéstételi rendszerekbe.

Az “Ökoszisztéma-szolgáltatások” (Nemzeti Ökoszisztéma-Szolgáltatás Térképezés és Értékelés; NÖSZ-TÉP) elnevezésű projektelemének célja az ökoszisztémák és ökoszisztéma-szolgáltatások értékének összehangolt becslése Magyarország területén, ami segítheti a döntéshozók munkáját a veszélyeztetett ökoszisztémák azonosításában, valamint hatékonyabb stratégiák kidolgozásában azok megóvására és helyreállítására. Emellett lehetőséget teremt az EU Biodiverzitás Stratégia kitűzött céljainak elérését célzó törekvések megvalósítására, monitorozására a fenntartható fejlődés útján (EC 2016).

A projektelem fő feladatai a hazai ökoszisztémák alaptérképének elkészítése, erre alapozva az ökoszisztémák egyes állapotjellemzőinek és egyes, a hazai viszonyok között kiemelt fontossággal bíró ökoszisztéma-szolgáltatások országos térképezése és értékelése, valamint ezekhez kapcsolódóan gazdasági, jóléti értékelések és jövőképelemzések készítése.

A projekt során elvégzett ökoszisztéma alapú értékelések és elemzések tudományos alapot, fontos szakmai háttérrel adnak a döntéshozás folyamatához, az eredmények közigazgatásban történő felhasználásához. A szakmai eredmények mellett azonban a kutatók a projekt során felmerült hiányosságokat is feltárták. Nagyon fontos üzeneteket fogalmaztak meg a jövőbeli továbbfejlesztés lehetőségeivel és irányjaival kapcsolatban. A természeti, gazdasági és társadalmi szempontú értékelések mellett rendkívül fontos az ökoszisztéma-szolgáltatások hosszú távú megőrzését biztosító gazdasági és jogi szabályozók kérdéskörének mélyebb ismerete is. A közigazgatás számára elsősorban ezek az eszközök állnak rendelkezésre ahhoz, hogy a projektben megszületett eredmények a mindennapi gyakorlatban is felhasználhatók legyenek.

A projektelem megvalósításának konzorciumi partnerei: az Ökológiai Kutatóközpont (ÖK), a Lechner Tudásközpont (LTK), az Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani Intézet (ATK TAKI), az Agrárközgazdasági Kutatóintézet (AKI) és a projektkoordinátor Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztálya (AM TMF).

Az ökoszisztémák állapotának és szolgáltatásaiknak értékelése nagyon fontos, de egyben rendkívül összetett feladat is. A projektben résztvevő hazai kutatók úttörő munkát végeztek e téren. Az értékelések a konzorciumi partnerek együttműködésével, és az érintett legfontosabb ágazatok és tudományágak szakértőinek bevonásával valósultak meg.

4.3. Az ökoszisztémák, állapotuk és szolgáltatásaik értékelésének és térképezésének folyamata a projektben

Az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezése és -értékelése egy szisztematikus folyamat, amely a következő lépésekből épül fel.

- Élőhely-típusok lehatárolása, térképezése: az ökoszisztémák azonosítása és lehatárolása különböző felszínborítási – vagy tengerborítási – és környezeti jellemzők adatsorainak térbeli integrálása révén.
- Ökoszisztémaállapot-értékelés (ÖÁ): az ökoszisztémákat veszélyeztető fő tényezők elemzése, ezek ökoszisztémák állapotra gyakorolt hatásainak vizsgálata, pl. az élőhelyek természetessége, változatossága a talajminőség szempontjából.
- Ökoszisztéma-szolgáltatás (ÖSz) értékelés: az ökoszisztéma-állapot, élőhelyminőség és biodiverzitás közti kapcsolatok és az ökoszisztémaszolgáltatás-nyújtó képességre gyakorolt hatásuk becslése, ideértve az emberi jólétre való következményeket.

A feladatok rendkívül szerteágazóak voltak, a munka során nagy mennyiségű eredmény (közel 2400 oldalnyi tanulmány) született az elmúlt időszakban, így a különböző témaköröket külön szintézis tanulmányokba rendeztük, melyek egy-egy nagyobb területet dolgoznak fel, de szervesen kapcsolódnak egymáshoz.

A projekt során vizsgált fő témakörök, amelyekről összefoglaló, szintézis tanulmányok is készültek, a következők (időrendben):

- Ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének és térképezésének koncepcionális keretrendszere és módszertana.
- Ökoszisztéma-térképezés és az ökoszisztéma-állapot értékelése és térképezése.
- Kiválasztott ökoszisztéma-szolgáltatások bemutatása és értékelése, jóléti értékelés, gazdasági értékelések, jövőképzés és –elemzés.
- Szintézis-elemzések, az ökoszisztéma-szolgáltatások összesített értékelése és elemzése.
- Jogszabályi és gazdasági szabályozók áttekintése, és az ökoszisztémák védelmét és összvagyonkénti megjeleníthetőségét támogató jogi keretrendszer.
- A jövőbeli fejlesztési irányok.

Jelen könyv ezen szintézis tanulmányokat dolgozza fel, rendezi egy kötetbe. A bevezető fejezeteket követően a projektben megvalósult alábbiak témákat, módszertanokat és eredményeket mutatja be részletesen.

Az ökoszisztéma-állapot és az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezésének térbeli alapegységeit maguk az ökoszisztémák jelentik. Első lépésként a projektelem keretein belül elkészült Magyarország Ökoszisztéma-alaptérképe. Külön fejezet ad betekintést az Ökoszisztéma-alaptérkép kialakításának folyamatába. A munka eredménye a projekt megalapozásához rendkívül fontos mérföldkő volt, mivel az Ökoszisztéma-alaptérkép adta az ökoszisztéma-állapot és számos szolgáltatás értékelésének térbeli alapját. Az Ökoszisztéma-alaptérkép a közigazgatás, a kutatói közösség, továbbá a nagyközönség számára szabadon felhasználható, kiemelt terméke a projektnek.

Az ökoszisztémák állapotának ismerete azért fontos, mert alapvetően meghatározza azok szolgáltatás-nyújtó-képességét és ezen keresztül a jólétünket. Az ökoszisztéma-állapot a projektelemben kétféleképpen, egyrészt az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése során, az értékelés keretét adó, négy szintű kaszkárendszer első szintjén jelenik meg („szolgáltatás-alapozó indikátorok”), másrészt az ökoszisztémák állapotának általános jellemzését szolgáló indikátorok formájában (általános állapotindikátorok). Ez utóbbi témakört külön fejezetben mutatjuk be röviden. Az ökoszisztémaállapot-értékelés eredményei fontos hozzáadott értéket jelentettek a zöldinfrastruktúra fejlesztés tervezéséhez is.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének és térképezésének koncepcionális keretrendszerét, a módszertani megközelítéseket, a vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatások kiválasztásának (priorizálás) menetét, az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének módszertani megalapozását is külön fejezet mutatja be.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése és térképezése téma esetében első lépésként egy priorizáló folyamat során (amelyben közel száz szakértő vett részt) a szakértők 73 ökoszisztéma-szolgáltatásból választották ki azt a 12 szolgáltatást, amelyek Magyarországon kiemelt jelentőséggel bírnak.

A projekt keretei között vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatások és hozzájuk szorosan kapcsolódó értékelések (jóllét, gazdasági értékelések, valamint jövőképelemzés) adják a következő fejezetek gerincét. A projektben az előzetes priorizálás során kiválasztott 12 ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésének és térképezésének rövid bemutatása, továbbá a jólléti és gazdasági értékelések ismertetése történt meg, bepillantást adva a projektem egyik legkiterjedtebb feladatát jelentő ökoszisztéma-szolgáltatások értékelés folyamatába. Az egyes szolgáltatásokról készült rövid összefoglalók alapján képet kaphatunk arról, hogy mennyire különbözőek a vizsgált szolgáltatások, milyen komplex feladat volt a különböző vizsgálati szintek indikátorokkal történő jellemzése és leírása, illetve, hogy az egyes szolgáltatások vizsgálatát milyen mélységig, illetve milyen eltérő módon sikerült kivitelezni.

Külön fejezet foglalkozik a jövőalkotás folyamatával és a jövőképek vizsgálatával, a különböző driverek mentén vizsgált szcenáriók, lehetséges forgatókönyvek leírásával is.

Az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások elemzése és értékelése mellett nagyon fontos kérdés az is, hogy ezek a vizsgált szolgáltatások együtt, a térben meghatározott helyen hogyan érvényesülhetnek egymás mellett. Erről szól a szintézis-elemzések fejezete. Feltárja, hogy milyen szinergiák és csereviszonyok (trade-off) hatnak, hol vannak olyan területek, ahol jelentős az ökoszisztémák-szolgáltatások száma és értéke (magas a terület multifunkcionalitása), hol alacsony ez az érték és ezek a mutatók milyen mintázatot adnak országosan. A többféle módszer (cluster analízis, hotspot elemzések stb.) használata számos új választ ad a feltett kérdésekre. A párhuzamosan végzett értékelések eredményeinek szintézise lehetővé teszi, hogy tájhasználati alternatívákat mérlegeljünk, és annak fényében, hogy adott ponton mely ökoszisztéma-szolgáltatások mennyire hangsúlyosak, akár kezelési/ gazdálkodás/ tájhasználati döntéseket is megalapozzunk.

Készült egy összefoglaló az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó jogszabályi és intézményi környezetéről is. Az ökoszisztémák hosszú távú védelmét szolgáló jogi és gazdasági eszközök keretein belül részletesen vizsgálták az ökoszisztémák védelmét és összvagyonkénti megjeleníthetőségét támogató jogi keretrendszer hátterét és lehetőségeit. Végül külön anyag foglalkozik a projekt eredményeinek összegzésével, a tapasztalatok és jövőbeli javaslatok, tervek megfogalmazásával.

4.4. Az Ökoszisztéma-szolgáltatások projektelem munkacsoportjai

A NÖSZTÉP ökoszisztéma-szolgáltatások értékelési és térképezési feladatai több munkacsoportba szerveződtek (NÖSZTÉP munkacsoportok):

- A Részvételi Munkacsoport készítette elő az értékelendő ökoszisztéma-szolgáltatások listáját egy érintett elemzés (az ökoszisztéma-szolgáltatások által érintett ágazatok, szervezetek és kapcsolatrendszerük feltárása), majd különböző ágazati szakértők körében végzett interjúk segítségével. A megvalósítási szakaszban segítette a megfelelő szakértők bevonását az értékelési folyamatba, irányították a jövléti értékelést és az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésekre alapuló jövőkép-alkotási folyamatot.
- Az Ökoszisztéma Térképező és Ökoszisztémaállapot-értékelő és Térképező Munkacsoport az általános, országos ökoszisztéma-állapot térképek elkészítését és az országos Ökoszisztéma-alap-térkép elkészülését koordinálta a NÖSZTÉP szakmai szempontjai szerint, az ÖK és a LTK szakértőinek részvételével.
- Az Ökoszisztéma-szolgáltatás Értékelő és Térképező Munkacsoport az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelés tágabb, szakmai keretének, háttérének biztosításáért felelt, természettudományi és társadalomtudományi szakértőket bevonva. Az adott ökoszisztéma-szolgáltatás térképezésének és modellezésének előkészítéséhez a munkacsoport áttekintette az adott szolgáltatás térképezésének módszereit, lehetséges és sikeresen alkalmazott indikátorait a koncepcionális keretként használt kaszkád-modell különböző szintjein. A munkacsoport egy-egy tagja koordinálta, követte és segítette végig egy-egy Szakértői Munkacsoport (SZMCS) munkáját mint SZMCS vezető, képviselte abban az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelés és térképezés szakmai szempontjait, miközben dokumentálta a teljes folyamatot. Kapcsolatot tartott az LTK felé az ökoszisztéma-szolgáltatások térképi megjelenítése és a partnerek felé a folyamat előrehaladása kapcsán.

A megvalósítási szakasz első ütemében szakértői munkacsoportok (SZMCS) alakultak, amelyek egy vagy több, egymáshoz kapcsolódó ökoszisztéma-szolgáltatásra koncentráltak, az alábbiak szerint:

- Élelmiszertermelés SZMCS
- Pollináció SZMCS
- Klíma és energia SZMCS
- Hidrológia SZMCS
- Városi SZMCS
- Kulturális SZMCS

Az SZMCS-k szakértőin túl néhány horizontális szakértőt is bevont a projekt a munkába a monetáris értékelést érintően, valamint társadalomtudományi és talajtani szakértők személyében. A munka során szoros együttműködés, számos egyeztetés valósult meg a konzorciumi partnerekkel az Ökológiai Kutatóközpont (ÖK), a Lechner Tudásközpont (LTK), az ATK TAKI: Talajtani Intézet, az Agrárközgazdasági Intézet (AKI) és a projektkoordinátor Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztálya (AM TMF) munkatársai részvételével.

4.5. Résztételiség az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése során, a bevonás módszertani keretei

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelési és térképezési folyamatai a NÖSZTÉP-ben résztvételi módon zajlottak. A résztvételi megközelítés alapkonceptiója, hogy az érintetteknek jogában áll belelátani, részt venni azokban a döntésekben, amelyek végeredménye hatással lehet rájuk, vagy maga az érintett hatással bírhat a döntési folyamat következményeire. A résztvételiség, vagy más néven bevonás, témától függetlenül bármilyen döntési folyamatba integrálható. Különböző szintjei a résztvételiség megvalósításának számtalan formáját teszi lehetővé, s ez a folyamat minőségére és a döntés végeredményére is hatással van (Arnstein 1969).

A NÖSZTÉP résztvételi folyamata az ökoszisztéma-szolgáltatásokat leginkább használó, vagy azok állapota által leginkább befolyásolt szektorok bevonására igyekezett koncentrálni, míg a szélesebb értelemben vett lakosság elérése egyirányú kommunikációs eszközökkel a program kommunikációs és szemléletformáló munkafolyamatai által történt. Az ágazatok szakértőinek bevonásával célunk az ökoszisztéma-szolgáltatás koncepció megismerésének és használatának, ágazati intézményi szabályozási rendszerébe, stratégiákba való beépítésének megalapozása; a szakértői tudás integrálása az értékelési és térképezési folyamatba; és az eredmények ágazati felhasználásának elősegítése volt.

Az egyik legfontosabb elvárás a résztvételiséggel szemben, hogy az a döntéshozatali folyamat minél korábbi szakaszában megkezdődjön. A NÖSZTÉP esetében a bevonás az előkészítő szakasz elején megkezdődött a bevonni kívánt ágazatok, szervezetek, szakértők azonosításával, és ezen szereplők közötti kapcsolatok (vagyis érintett elemzés elkészítése által), valamint a szereplők ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz fűződő viszonyának vizsgálatával. A hatékony és célzott résztvételi folyamat megalapozásaként készült egy jó gyakorlatokat összegyűjtő tanulmány (Kalóczkai et al. 2017a), amely külföldi ökoszisztéma-szolgáltatás értékelési folyamatokat tekint át a résztvételiség szempontjából. Emellett elkészült egy résztvételi stratégia, amely részletesen bemutatja a NÖSZTÉP elsődleges érintettjeire alkalmazni javasolt bevonási módszereket és az ütemezést (Kalóczkai et al. 2017b). Az ökoszisztéma-szolgáltatás koncepció megismerését, szabályozási keretekben való alkalmazását az ágazati szereplők minél szélesebb körének bevonásával kívántuk megalapozni. A szakértői tudás integrálása főként szakértői munkacsoportokban való közös munkák és tematikus műhelymunkák által valósult meg. Ezek a csoportos találkozók lehetőséget biztosítottak a szakértők és a program megvalósítói közötti interakcióra, tudás- és információ megosztásra, kapcsolatteremtésre és kapcsolatépítésre. Az eredmények ágazati felhasználásának elősegítését egy állandó tagságú tanácsadó testület (Vezetői Szakértői Panel) felállításával ösztönöztük.

Mindezen NÖSZTÉP munkacsoportok munkáját az ÖK, magát a projektet az AM TMF koordinálta és felügyelte. A projekt előrehaladása során az AM koordinálásával rendszeresen összeült a NÖSZTÉP Koordinációs Munkacsoport a partnerek résztvételével, ahol a megvalósult feladatok és a jövőbeli tervek, az esetleges kérdések áttekintése.

A Vezetői Szakértői Panel (VSZP) tagjai a hazai érintett ágazatok szakértő képviselői, kutatók, civil szervezetek szakértői voltak. Tudományos-szakmapolitikai testületként az elkészülő jelentéseket, tanulmányokat nagyobb munkafázisonként áttekintette és véleményezte, amely a szakértők résztvételével segítette az értékelési folyamat előrehaladását, valamint az eredmények ágazati integrálását. Lehetőséget adott arra, hogy az érintett szakterületek és ágazatok szaktudásukkal, észrevételeikkel, véleményükkel hozzájáruljanak a szakmai kérdések megoldásaihoz, valamint, hogy folyamatosan értesüljenek az eredményekről és azok felhasználási lehetőségeiről. A VSZP a teljes projekt során nyolcszor ülésezett.

4.6. Kommunikáció

4.6.1. Szakmai kommunikáció

A szakmai kommunikáció részeként fontosnak tartottuk az eredmények folyamatos disszeminációját. A projekt elejétől kezdve, először a természetvédelem honlapja (termesztvedelem.hu) projektet bemutató aloldalán, majd a projekt saját honlapján (termesztetem.hu) elérhetővé tettük a munkát összefoglaló tanulmányokat. Szintén mindenki számára elérhetővé és letölthetővé vált az Ökoszisztéma-alaptérkép és kapcsolódó tematikus fedvényei (alapterkep.termesztetem.hu).

A szakmai kommunikáció részeként a projektben részvevő szereplők számos hazai és nemzetközi rendezvényen és konferencián mutatták be az eredményeket. A módszertani fejlesztések, elemzések és térképek széleskörű megismertetése érdekében poszterek és előadások formájában rendszeresen tájékoztattuk a szakmai közönséget példaként kiemelve a Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferenciákon, a Magyar Ökológus Kongresszuson, a Fény-Tér-Kép konferenciákon, vagy a Tájökológiai Napokon (Kisné Fodor 2017a, 2017b, Lehoczki et al. 2019, Tanács et al. 2019, Tanács és Strandovár 2021). Emellett elhangzottak összefoglaló, vagy egy-egy szűkebb tématerületet felölelő előadások is nemzetközi konferenciákon (például ECCB – European Congress of Conservation Biology, PECSRL – Permanent European Conference for the Study of the Rural Landscape) (Kovács-Hostyánszki et al. 2018, Kovács-Hostyánszki et al. 2021, Pásztor et al. 2021).

Összefoglaló jellegűből adódóan kiemelendő a Természetvédelmi Közleményekben, valamint az Alaptérképről, nemzetközi tudományos folyóiratokban megjelent tudományos cikkek. (Kovács-Hostyánszki et al. 2019, Tanács et al. 2019, Tanács et al. 2020)

A „Hazai ökoszisztémák állapota” címmel az állapotértékelés módszertana és eredményeinek ismertetése céljából készült el egy 120 oldalas könyv, benne 30 oldalas színes melléklettel, országos léptékű térképekkel és statisztikákkal (Tanács és Fodor 2021).

Az EU Bizottság MAES munkacsoportja felé is folyamatos jelentési kötelezettségünknek eleget téve, összefoglalók jelentek meg az uniós honlapon és rendszeres beszámolók hangzottak el a bizottsági rendezvényeken, szakértői egyeztetéseken. A NÖSZTÉP a Horizon 2020 Esmeralda (Enhancing ecosystem services mapping for policy and decision making) projektjében megjelent, mint nemzeti szintű integrált ökoszisztéma értékelési esettanulmány (Arany et al. 2018).

A projektről és a NÖSZTÉP-ben zajló munkákról, az ökoszisztéma-szolgáltatás koncepcióról több előadást tartottunk egyetemen is.

Az utóbbi években a projekt és az elvégzett munka rendszeresen megjelent a természeti értékek, az ökoszisztémák megőrzése és fenntarthatóság témakörökben szervezett szakpolitikai rendezvényeken, üléseken.



SZERKESZTŐK: TANÁCS ESZTER ÉS KISNÉ FODOR LÍVIA

A HAZAI ÖKOSZISZTÉMÁK ÁLLAPOTA



4.6.2. Szemléletformálás

A szemléletformálás tevékenység részeként rengeteg ismeretterjesztő, tematikus rendezvényen is megjelent a NÖSZTÉP projekt-csapat, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatások és az emberiség jólléte közötti erős és bonyolult kapcsolatrendszerre felhívja figyelmet. A különböző korosztályok számára kifejlesztett foglalkoztató feladatok, játékok, ismeretterjesztő tesztek, leporellók, tájékoztató füzetek célja az ökoszisztéma-szolgáltatások széleskörű megismertetése.

A nagyközönség felé történő kommunikációhoz, a témakör feldolgozásához a projekt keretében számos feladatlap, teszt, totó készült. A projekt keretében lehetőségünk volt egyszerű eszközök beszerzésére is, amelyeket saját kifejlesztésű játékok gyakorlatban történő, interaktív megvalósítását segítették. Mindennapi szituációs helyzetekbe helyeztük az ökoszisztéma-szolgáltatások csökkenésének következményeit például egy jövőbeli bevásárlás során, bemutatva, hogy a pollinátorok számának csökkenése milyen következményekkel járhat az élelmezésünk szempontjából. Az ismeretterjesztő anyagokat elsősorban a standolások során használtunk fel, és folyamatosan fejlesztettünk a tapasztalatok és a felmerülő újabb ötletek alapján.

A témában leporelló készült gyerekek számára, a meghirdetett gyermek rajzpályázatra több mint 1000 pályamű érkezett.

Az általános iskolák alsós és felsős évfolyamai számára oktatási munkafüzetek készültek az ökoszisztéma-szolgáltatások és jelentőségük megismertetésének segítésére. A 24 oldalas, rajzokkal gazdagon illusztrált füzethez tanári segédanyag is készült.

Az ökoszisztémák és szolgáltatásaikról szóló, a projektről általános információkat tartalmazó leporelló mellett készült néhány tematikus, mára az eredményeket bemutató leporelló is (pl. Ökoszisztéma-alaptérkép, Jövőképalkotás)

Az ökoszisztéma-szolgáltatások koncepció, az Ökoszisztéma-alaptérkép, a hazai ökoszisztémák állapotának, városi ökoszisztémák, a projekt eredményeinek, valamint az agrárterületekhez kötődő témák bemutatására összesen 6 db 24 oldalas ismertető füzet is készült.



Irodalom

Arnstein, S.R., 1969. A Ladder Of Citizen Participation, Journal of the American Institute of Planners, 35:4, 216-224, DOI: 10.1080/01944366908977225

Kaloczkai, Á., Kovács, E., Zölei, A., 2017a. A bevonási gyakorlatra fókuszáló nemzetközi jó példák és jó gyakorlatok összegyűjtése, Tanulmány, Agrárminisztérium

Kaloczkai, Á., Kovács, E., Zölei, A., 2017b. A NÖSZTÉP bevonási módszereinek meghatározása és érintett csoportokhoz rendelése – Részvételi Stratégia, Tanulmány, Agrárminisztérium

Tudományos publikációk:

Arany, I., Vári, Á., Tanács, E., Czúcz, B., Kovács-Hostyánszki, A., 2018. Integrated ES assessment at national level - the Hungarian MAES In: Potschin-Young, M. (ed.), 2018. Multifunctional assessment methods and the role of map analyse - Using an Integrated Ecosystem Service Assessment Framework. Deliverable D4.8, EU Horizon 2020 ESMEALDA Project, Grant agreement No. 642007, p. 78-87.

Kovács-Hostyánszki, A., Bereczki, K., Czúcz, B., Fabók, V., Fodor, L., Kaloczkai, Á., Kiss, M., Koncz, P., Kovács, E., Rezneki, R., Tanács, E., Török, K., Vári, Á., Zölei, A., Zsembery, Z., 2019. Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatás térképezés és értékelés, avagy a természetvédelem országos programja, Természetvédelmi Közlemények 25, pp. 80–90, DOI: 10.17779/tvk-jnatconserv.2019.25.80 10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.80

Tanács, E., Belényesi, M., Lehoczki, R., Pataki, R., Petrik, O., Standovár, T., Pásztor, L., Laborczi, A., Szatmári, G., Molnár, Zs., Bede-Fazekas, Á., Kisé Fodor, L., Varga, I., Zsembery, Z. és Maucha, G., 2019. Országos, nagyfelbontású ökoszisztéma-alaptérkép: módszertan, validáció és felhasználási lehetőségek, Természetvédelmi Közlemények 25, pp. 34–58, 2019 DOI: 10.17779/tvk-jnatconserv.2019.25.34 10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.34

Tanács, E., Belényesi, M., Lehoczki, R., Pataki, R., Petrik, O., Standovár, T., Pásztor, L., Laborczi, A., Szatmári, G., Molnár, Zs., Bede-Fazekas, Á., Somodi, I., Kristóf, D., Kovács-Hostyánszki, A., Török, K., Fodor L., Zsembery, Z., Friedl, Z., Maucha, G., 2021. Compiling a high-resolution country-level ecosystem map to support environmental policy: methodological challenges and solutions from Hungary, Geocarto International, DOI: 10.1080/10106049.2021.2005158

Tanács, E., Kisé Fodor, L., 2021. A hazai ökoszisztémák állapota – Az általános ökoszisztémaállapot-indikátorok országos térképezésének módszertana és eredményei, Agrárminisztérium, Budapest, 120 pp.

A projekt megvalósítási szakaszában elkészült tanulmányok:

Agrárminisztérium (2019): Ökoszisztéma alaptérkép és adatmodell kialakítása. Agrárminisztérium, Budapest

DOI szám: 10.34811/osz.alapterkep.dokumentum

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

DOI szám: 10.34811/osz.allapot.modszer.tanulmany

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

DOI szám: 10.34811/osz.allapot.eredmenyek.tanulmany

Rezneki R., Pásztor L., Molnár A., Fodor N., Gaál M., Zubor-Nemes A., Tasi J., Orosz Sz., (2021): A termesztett növények és a tenyésztett állatok és termékeik, mint ökoszisztéma-szolgáltatás értékelése – az ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig. 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. 89

DOI szám: 10.34811/osz.elelmiszertermeles.tanulmany

Vári Á., Kozma Zs., Pataki B., Jolánkai Zs., Kardos M., Decsi B., Pásztor L., Bakacsi Zs., Tóth B., Laborczi A., Pinke Zs., Jolánkai G., Centeri Cs., Mattányi Zs., Dóka R., Kisé Fodor L., Zsembery Z. (2021): A síkvidéki és a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés, az erózió, a szűrés és az aszály mérséklés, mint ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése – Az ökoszisztéma állapotól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig. 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. Budapest, Agrárminisztérium, pp. 210

DOI szám: 10.34811/osz.hidrologia.tanulmany

Koncz P., Horváth L., Somogyi Z., Kotték P., Weidinger T., Ács F., Kröel-Dulay Gy., Fogarasi J., Molnár A., Pásztor L., Popp J. (2021): A tűzifatermelés, az éghajlat- és a mikroklíma-szabályozás mint ökoszisztéma szolgáltatás értékelése –Az ökoszisztéma állapotól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig. 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. Budapest, Agrárminisztérium, Budapest, pp. 191

DOI szám: 10.34811/osz.klima.tanulmany

Csákvári E., Fabók V., Babai D., Dósa H., Kisé Fodor L., Jombach S., Kelemen E., Tormáné Kovács E., Könczy R., Mártonné Máthé K., Michalkó G., Remenyik B., Tanács E., Valánszki I., Zölei A. (2021): A gyalogos természetjárás és gombászás mint kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése – Az ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig. 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. Budapest, Agrárminisztérium p.119

DOI szám: 10.34811/osz.rekreacio.tanulmany

Kovács-Hostyánszki A., Belényesi M., Geng I., Kemencei Z., Kisé Fodor L., Lehoczki R., Medveczky P., Naszádos A., Pataki R., Petrik O., Sárospataki M., Szalai M., Szekeres Á., Tanács E., Zajác E. (2021): A pollináció, mint ökoszisztéma-szolgáltatás értékelése – az ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig. 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. 67

DOI szám: 10.34811/osz.pollinacio.tanulmany

Kiss M., Báthoryné Nagy I. R., Buzás K., Csősz M., Gulyás Á., Lenkei P., Mészáros R., Pinke Zs., Tanács E. (2021): A városi ökoszisztéma szolgáltatások értékelése – Az ökoszisztéma állapotól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig. 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. 52

DOI szám: 10.34811/osz.varos.tanulmany

Marjainé Szerényi Zs., Széchy A. (2020): Az ökoszisztéma-szolgáltatások közgazdasági értékelése, módszertan kidolgozása: a klímaszabályozás, az árvízi kockázat csökkentése és a rekreáció pénzügyi értékelésének megalapozása. 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 keretében készült tanulmány. Agrárminisztérium, Budapest pp. 258

DOI szám: 10.34811/osz.kozgazdasagiertekeles.tanulmany

Riksó A, Zlatarov E. (2017): Az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó jogszabályi és intézményi környezet bemutatása. 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 keretében készült tanulmány. Agrárminisztérium, Budapest pp.

DOI szám: 10.34811/osz.jogszabalyihatter.tanulmany

Pump J. (2021): Az ökoszisztémák hosszútávú védelmét szolgáló jogi és gazdasági eszközök: Az ökoszisztémák védelmét és összvényonkénti megjeleníthetőségét támogató jogi keretrendszer. 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. Budapest, Agrárminisztérium, Budapest, pp. 37

DOI szám: 10.34811/osz.osszvygon.tanulmany.

Arany I., Vári Á., Fabók V., Kalóczkai Á., Csákvári E., Tormáné Kovács E. (2021): A hazai ökoszisztémákat meghatározó hatótényezők és lehetséges jövőképek. 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 keretében készült tanulmány. Agrárminisztérium, Budapest pp. 53

DOI szám: 10.34811/osz.jovokep.tanulmany

Arany Ildikó, Dóka Richárd, Fabók Veronika, Kisné Fodor Lívia, Kiss Márton, Koncz Péter, Kovács-Hostyánszki Anikó, Marjainé Szerényi Zsuzsanna, Széchy Anna, Tanács Eszter, Tormáné Kovács Eszter, Török Katalin, Vári Ágnes, Zsembery Zita (2021): Összefoglaló jelentés a NÖSZTÉP projektelemről és az Ökoszisztéma-szolgáltatások elemzésének koncepciójáról, 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 keretében készült tanulmány. Agrárminisztérium, Budapest pp.

Kovács-Hostyánszki A. (szerk) (2021): Összefoglaló jelentés a potenciális és tényleges ökoszisztéma-szolgáltatásokról, gazdasági és jóléti értékelésről. 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 keretében készült tanulmány. Agrárminisztérium, Budapest

Tanács Eszter, Kiss Márton, Endrédi Anett, Mészáros János, Pásztor László, Bede-Fazekas Ákos, Rezeki Rita, Koncz Péter, Csákvári Edina, Fabók Veronika, Kovács-Hostyánszki Anikó, Kisné Fodor Lívia, Zsembery Zita, Török Katalin, Vári Ágnes (2021): Az ökoszisztéma szolgáltatások és állapot szintetizáló elemzése - átfogó értékelő jelentés. 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 keretében készült tanulmány. Agrárminisztérium, Budapest

Konferencia előadások és posztetek (példák):

Kisné Fodor L., Csósz M., Arany I., Belényesi M., Bereczki K., Csorba P., Danyik T., Gécz O., Göncz A., Grónás V., Illyés Zs., Kalóczkai Á., Kiss M., Kincses K., Koczka K., Kollányi L., Konkoly -Gyuró É., Kosztra B., Kovács E., Kovács-Hostyánszki A., Magyar G., Marczin Ö., Máté K., Maucha G., Mesterházy A., Mezősné Szilágyi K., Nagy G.G., Nagy I.R., Nyúl M., Pádárné Török É., Sain M., Schmidt A., Somodi I., Takács A.A., Tanács E., Tóth P., Török K., Varga I., Vári Á., Vaszócsik V., Vozár Á., Zölei A., Zsembery Z., Érdiné Szekeres R., 2017. „A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok – KEHOP 4.3.0” projekt I. – Általános áttekintés, XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger

Kisné Fodor L., Csósz M., Arany I., Belényesi M., Bereczki K., Csorba P., Danyik T., Gécz O., Göncz A., Grónás V., Illyés Zs., Kalóczkai Á., Kiss M., Kincses K., Koczka K., Kollányi L., Konkoly -Gyuró É., Kosztra B., Kovács E., Kovács-Hostyánszki A., Magyar G., Marczin Ö., Máté K., Maucha G., Mesterházy A., Mezősné Szilágyi K., Nagy G.G., Nagy I.R., Nyúl M., Pádárné Török É., Sain M., Schmidt A., Somodi I., Takács A.A., Tanács E., Tóth P., Török K., Varga I., Vári Á., Vaszócsik V., Vozár Á., Zölei A., Zsembery Z., Érdiné Szekeres R., 2017. „A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok – KEHOP 4.3.0” projekt II. – A négy fejlesztési elem céljai, XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger

Kovács-Hostyánszki, A.; Bereczki, K.; Czúcz, B.; Érdiné Szekeres, R.; Fodor, L.; Kalóczkai, Á.; Kiss, M.; Kovács, E.; Takács, A.; Tanács, E.; Török, K.; Vári, Á.; Zölei, A.; Zsembery, Z., 2018. The Hungarian ecosystem services assessment – an example for a national level science-policy interface, European Congress of Conservation Biology, Jyväskylä, Finland

Lehoczki, R., Belényesi, M., Pataki, R., Petrik, O., Maucha, G., Kerékgyártó, É., Kristóf, D., Kosztra, B., Szekeres, Á., Naszádos, Á., Tanács, E., Standovár, T., Pásztor, L., Laborczi, A., Szatmári, G., Kisné Fodor, L., Zsembery, Z., 2019. Az Ökoszisztéma-alaptérkép validációja, Fény-Tér-Kép Konferencia, Tihany

Pásztor, L., Laborczi, A., Vári, Á., Centeri, Cs., 2021. Mapping and assessment of soil erosion control as a regulating ecosystem service, Permanent European Conference for the Study of the Rural Landscape, Budapest

Kovács-Hostyánszki, A. Bereczki, K., Csákvári, E., Fabók, V., Fodor, L., Kalóczkai, Á., Kiss, M., Koncz, P., Kovács, E., Centeri, Cs., Rezneki, R., Tanács, E., Török, K., Vári, Á., Zölei, A., Zsembery Z., 2021. Mapping and assessment of ecosystems and ecosystem services in Hungary, Permanent European Conference for the Study of the Rural Landscape, Budapest

Tanács, E., Standovár, T., Bede-Fazekas, Á., Csecserits, A., Szitár, K.; Molnár, Zs. Horváth, F., Zlinszky, A., Belényesi, M., Lehoczki, R., Pataki, R., Petrik, O., Maucha, G., Szekeres, Á., Naszádos, A., Medveczky, P., Schmidt, A., Zsembery, Z., Kisné, Fodor, L., Vári, Á., 2019. Az országos ökoszisztéma-szolgáltatás térképezéshez (NÖSZTÉP) kapcsolódó ökoszisztéma-állapot térképezés eredményei, Magyar Tájökológiai Napok, MTA Debreceni Területi Bizottság Földtudományi Szakbizottság, Kisvárd

Tanács, E., Standovár, T., 2021. Magyarország erdeinek természetessége a NÖSZTÉP projekt eredményei alapján, Magyar Ökológus Kongresszus, Vác

A projekt keretében megjelent ismeretterjesztő kiadványok:

A „Sokszínű zöld a természetem” című projekt eredményeiről röviden, mindenkinek

Belényesi, M., Lehoczki, R., Tanács, E., Zsembery, Z. (szerk), 2021. Magyarország Ökoszisztéma-alaptérképe, Természetvédelmi füzetek 4. Agrárminisztérium, Budapest, pp. 24.

Kisné Fodor, L., Zsembery, Z., Koncz, P., Tanács, E., 2021. A természet ajándékai – Ökoszisztéma-szolgáltatásokról mindenkinek, Természetvédelmi füzetek 9. Agrárminisztérium, Budapest, pp. 24.

Tanács, E., Kisné Fodor, L., Zsembery, Z., 2021. Térkép-e táj – A hazai ökoszisztémák állapotáról – Összefoglaló az általános ökoszisztémaállapot-indikátorok országos térképezésének módszertanáról és eredményeiről, Természetvédelmi füzetek 10. Agrárminisztérium, Budapest, pp. 24.

Kisné Fodor, L., Zsembery, Z., 2021. A hazai ökoszisztémák, állapotuk és szolgáltatásaik értékelése és térképezése – Szintézis összefoglaló – a Nemzeti Ökoszisztéma-szolgáltatások Értékelése és Térképezése Projekthez (NÖSZTÉP) tevékenységéről és eredményeiről, Természetvédelmi füzetek 11. Agrárminisztérium, Budapest, pp. 24.

Zsembery, Z., Kisné Fodor, L. (szerk), 2021. Ökoszisztéma-szolgáltatásokról gazdálkodóknak, Természetvédelmi füzetek 12. Agrárminisztérium, Budapest, pp. 24.

Kiss, M., Zsembery, Z., Kisné Fodor, L., 2021. Természet a betonrengetegben – Fókuszban a városi ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése, Természetvédelmi füzetek 13. Agrárminisztérium, Budapest, pp. 24.

A projekt keretében megjelent leprellők:

Ismerd meg a természet ajándékait! – Ökoszisztéma-szolgáltatások országos értékelése és térképezése, Agrárminisztérium

Magyarország Ökoszisztéma-alaptérképe, Agrárminisztérium

Jóllétünk záloga a természet megőrzése – Hogyan járulnak hozzá az ökoszisztéma-szolgáltatások jóllétünkhöz?, Agrárminisztérium

A természet ajándékai, Agrárminisztérium

6+1 tipp, hogyan segítheted a beporzókat (Beporzóbarát növénylistával!), Agrárminisztérium

Jövőképalkotás. Milyen jövőképek mentén, hogyan változhat Magyarország természeti állapota és miként hat ez az emberi jóllétre?, Agrárminisztérium

5. FEJEZET

Az Ökoszisztéma- alaptérkép

Készítette: Lehoczki Róbert¹, Pataki Róbert¹, Belényesi Márta¹, Petrik Ottó¹, Maucha Gergely¹, Tanács Eszter², Standovár Tibor⁶, Somodi Imelda², Bede-Fazekas Ákos², Pásztor László³, Laborczi Annamária³, Szatmári Gábor³, Zsembery Zita², Kisé Fodor Lívია⁴, Kristóf Dániel¹, Naszádos Anna⁵, Szekeres Ádám⁵, Friedl Zoltán¹, Kosztra Barbara¹, Mikus Gábor Gyula¹, Varga Felicián¹

¹Lechner Tudásközpont Kft.;

²Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

³Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet;

⁴Agrárminisztérium, Természetmegőrzési Főosztály;

⁵Nemzeti Földügyi Központ;

⁶ELTE TTK, Biológiai Intézet, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék

Az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezésének térbeli alapegységeit maguk az ökoszisztémák jelentik. Ökoszisztéma alatt az élő szervezetek és abiotikus környezetük együttesét és a közöttük lévő összetett kapcsolatrendszert értjük (Juhász-Nagy 1993). Később a fogalmat kiterjesztették a természetes ökoszisztémák helyét elfoglaló, ember által befolyásolt, nem természetes rendszerekre is, ideértve azok biológiai és épített komponenseit (agrár, városi ökoszisztéma; Maes et al. 2014). Az európai uniós irányelvekhez igazodva ez a felfogás tükröződik a térképezés során is. Az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezésekor az ökoszisztémák konkrét, adott földrajzi helyeken megjelenő előfordulásait tekintjük ökoszisztémáknak, amik a térképezés kitűzött léptékében az ökotópoknak (élőhelyeknek) feleltethetők meg.

A projekt keretein belül elkészített Ökoszisztéma-alaptérkép egy olyan részletes aktuális felszínborítási térkép, melynek előállításánál - ahol csak lehetett - a földhasználat helyett a felszínborítás térképezésére törekedtünk. A térkép bázisául alapvetően a 2015-ös év. A 2015-ből származó, a térkép készítése során felhasznált adatköröket kiegészítettük egyes, 2016-2017-ből származó információkkal, így tehát az Alaptérkép az erre az időszakra jellemző helyzetet tükrözi. A térképezés kifejezetten a felszínre vonatkozik, a felszín alatti ökoszisztémák megjelenítése a munka során nem volt cél.

Az Ökoszisztéma-alaptérkép három fő funkciót lát el:

- Az európai szintű ökoszisztéma térképezéshez (annak kategóriarendszeréhez) illeszkedő térkép készítése a magyarországi ökoszisztémák térbeli elterjedéséről és megoszlásáról.
- Az ökoszisztéma-szolgáltatások, valamint az ökoszisztéma-állapot minőségi és mennyiségi becsléséhez alaptérkép és indikátorok szolgáltatása.
- Alaptérkép biztosítása a zöldinfrastruktúra jelenlegi állapotának, szerkezetének felméréséhez, a fejlesztések tervezéséhez, ideértve a rekonstrukciós, helyreállítási feladatok térképi megjelenítését is.

Az alkotók szándéka szerint az Ökoszisztéma-alaptérkép egyszerre elégíti ki a felsorolt célokhoz kötődő háttértérkép-igényeket, ezért teljes térbeli lefedettséget biztosít. Bár az agrár- és városi ökoszisztémák térképezése is cél volt, munkánk során erősen koncentráltunk a természetközeli területekre, hiszen a térképezés az Európai Unió 2020-ig megvalósítandó Biodiverzitás Stratégiájához kapcsolódó feladat részét is képezi.

Az alaptérkép módszertani fejlesztésekor fontos szempont volt, hogy a térkép előállítását megalapozó adatbázisok frissítésével a térképet a későbbiekben aktualizálni lehessen, így a jövőben jó alapot szolgáltat a felszín-, és vízborítás, valamint a tájhasználat változásának követéséhez, elemzéséhez és a trendek kimutatásához is.

Az alábbiakban röviden ismertetjük a térképezési módszertant a felhasznált adatok körét, valamint a kategóriarendszer kialakítását. Mindezekről bővebb, részletes információk elérhetőek a projekt honlapján, egy összefoglaló cikkben a Természetvédelmi Közleményekben (Tanács és Belényesi 2019), valamint maga a térkép is böngészhető, az adatok letölthetők¹.

¹ <http://alapterkep.termeszetem.hu>

5.1 Módszertan és adatforrások

Tekintve, hogy a projektelemben elsődleges adatgyűjtésre nem volt mód, olyan módszertant kellett kialakítani, amely első körben a valós állapotot minél jobban tükröző, már meglévő tematikus adatbázisokra támaszkodik, a második körben pedig a távérzékelés módszereire alapozva kiegészíti és pontosítja ezeket. Fontos szempont volt olyan rendszeresen frissülő adatbázisok használata, amelyek megteremtik a térkép későbbi folyamatos aktualizálásának lehetőségét. A részletes módszertani leírás a projekt hivatalos honlapján, az Alaptérkép részletes dokumentációjában olvasható.

Az Alaptérkép létrehozása során annak érdekében törekedtünk az aktuális felszínborítás térképezésére, hogy a térkép minél nagyobb mértékben szolgálhassa az ökoszisztémák állapotának minősítését és közvetlenül vagy azon keresztül az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelését. Ez alól kivételt képeznek a mezőgazdasági területek, ahol a felszínborítással szemben az alapvető földhasználat típusok, altípusok (szántó, szőlő, gyümölcsös stb.) elkülönítése volt a cél, így azok külön kategóriaként szerepelnek az Alaptérképen.

A távérzékelési adatok, valamint egyes, viszonylag rendszeresen és gyorsan frissülő adatbázisok (erdészeti adatok, útdatbázis stb.) mellett bizonyos termőhelyi információkat is illeszteni kellett a rendszerbe. Mindez annak ellenére is szükséges volt, hogy a termőhelyi információk gyakran csak valószínűsítik egy adott élőhely jelenlétét. Az Ökoszisztéma-alaptérkép gyepek kategóriájának kialakításánál például ezek a termőhelyi információk jó alapot szolgáltattak az alosztályok – gyeptípusok, finomabb mintázatok – elkülönítéséhez.

A felszínborítási információk kategóriákba sorolása az űrfelvételek térbeli alapegységét jelentő pixelek szintjén történt, ennek megfelelően a mozaikos élőhelyek egyes összetevői, mint kategóriák vagy alkategóriák mozaikjai jelennek meg a térképen, természetesen a kategóriarendszer megszabta határokon belül. Így például egy fás legelő élőhelyfoltot gyepeként és fás szárú vegetációként besorolt pixelek mozaikja alkot.

Mivel az ökoszisztéma-szolgáltatások projekt logikája különválasztja az Ökoszisztéma-alaptérkép, illetve az ökoszisztémák állapotát bemutató térképek elkészítésének feladatát, igyekeztünk külön kezelni minden olyan információt, ami a kategóriák állapotára vonatkozik, azaz ezeket nem használtuk fel az Alaptérkép készítése során.

Így olyan állapotra vonatkozó információk, mint pl. erdők esetében egy erdőállomány kora, a fás szárú vegetáció magassága, vagy az idegenhonos fajok aránya a nem ültetvényként meghatározott erdők esetében, nem is olvashatók ki az Alaptérképből. Ezeket az információkat a külön elkészült állapotindikátor-térképek tartalmazzák.

5.1.1 Fizikai adatmodell

Mivel az Ökoszisztéma-alaptérképnek igazodnia kell ahhoz az elváráshoz, hogy a nagyobb európai adatrendszerekhez (pl. Copernicus), mind az adatok gyűjtése, mind az elemezhetősége szempontjából csatlakozhasson, az alábbi jellemzőket rendeltük a fizikai adatmodellhez:

- közös térbeli vonatkoztatási rendszer: ETRS1989 LAEA (EPSG: 3035) de a térkép a hazai felhasználói igényeknek megfelelően elérhető EOVS területben is);
- közös geometria: 20 m felbontású raszter;
- közös adatformátum: GeoTiff.

Minden bemeneti, a kialakításhoz szükséges adatréteghez, valamint minden kimeneti (rész)eredményhez és egyéb tematikus réteghez INSPIRE-kompatibilis² metaadat-leírások készültek.

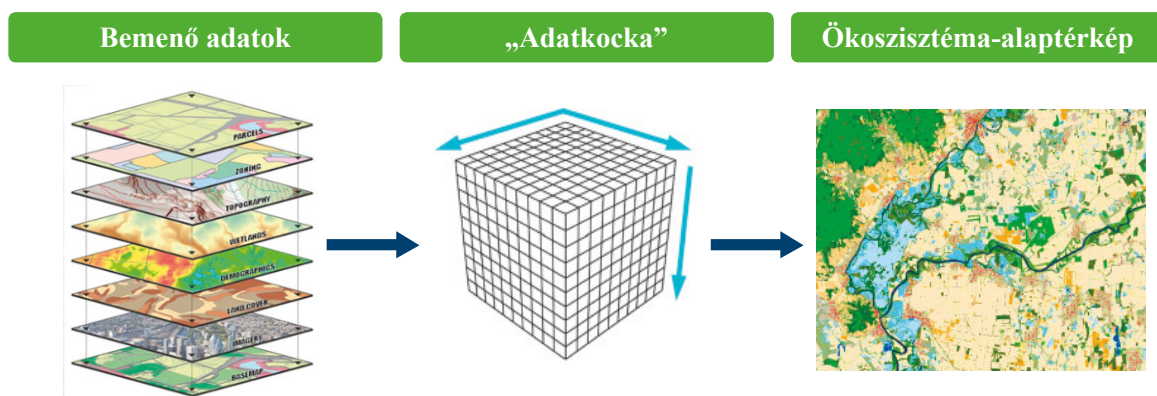
² <https://inspire.ec.europa.eu/document-tags/metadata>

Az eredményréteg méretarányát a forrásadatbázisok által meghatározott térbeli és tematikus pontossággal tudjuk jellemezni. Ez azt jelenti, hogy a felhasználási méretarány tematikus osztályonként esetlegesen eltérő lehet, és tulajdonképpen a 20 x 20 méteres raszter- (grid-) geometria csak ábrázolási felbontásnak tekinthető. Előzetes szakértői becslésekre alapozva az Ökoszisztéma-alaptérkép használatát 1:25000 méretarány mellett javasoltuk.

5.1.2 Térképezési módszertan

Az Ökoszisztéma-alaptérkép adattartalma a projekt előkészítő évétől kezdve egy folyamatos fejlődésen ment keresztül. Kialakításához a felszínborítás- és földhasználat térképek készítése során egyre elterjedtebb alulról építkező térképezési megközelítéssel dolgoztunk. A feladat megoldásához áttekintett térbeli vonatkozással rendelkező adatbázisok közül a MePAR³ (Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszer) felszínborítás-rétegét (Naszádós és Szekeres 2017) használtuk, mint alapot, mivel országos lefedettséget biztosít és a terület meghatározó részére viszonylag nagy tematikus és térbeli felbontással rendelkezik. Ennek kiegészítéséhez további, különböző tematikus fókusszal rendelkező adatbázisokat használtunk, valamint nagy hangsúlyt fektettünk távérzékelési módszerekkel gyűjtött adatok saját feldolgozására az egyébként adathiányos tematikák előállításánál (pl.: különböző gyeptípusok).

Az így előálló adatokat egységes geometriával (20 méteres raszter) és vetülettel (ETRS1989 LAEA) egy elméleti adatkockába rendeztük, majd abból célirányos, cella alapú lekérdezésekkel (Python alapokon) állítottuk elő az egyes eredménykategóriákat és így az Ökoszisztéma-alaptérképet. A kategóriába sorolás tehát az egyes cellák szintjén történt (pixelközéppontos mintavételezéssel; 1. ábra).



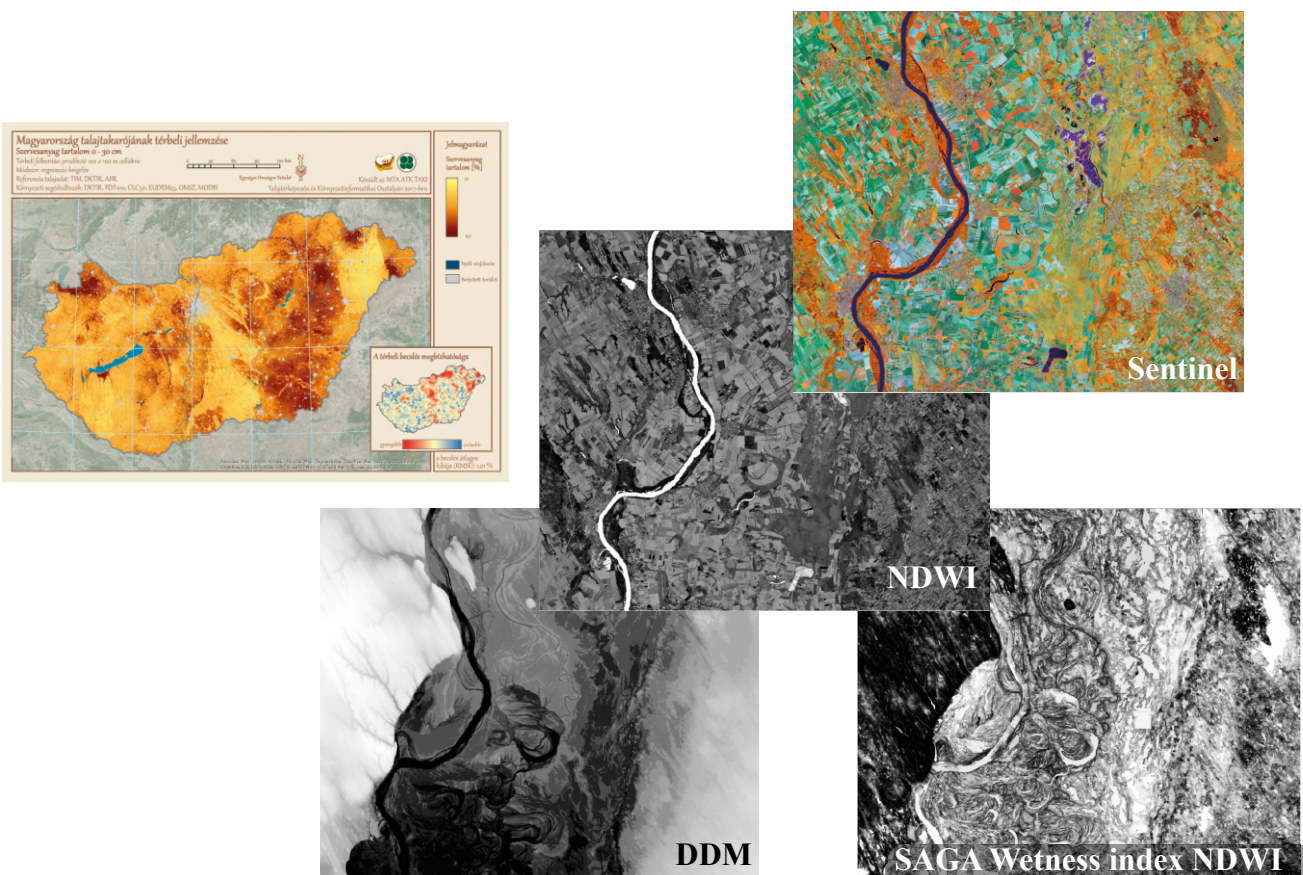
5.1. ábra Egységes geometriába és vetületbe rendezett adatok segítségével előállított (elméleti) adatkocka, melyből az Ökoszisztéma-alaptérkép lekérdezése az egyes cellák szintjén történt

A természetközeli kategóriák definiálásában a gyepek és vizes élőhelyek esetében az AM TMF által rendelkezésre bocsátott ÁNÉR (Bölöni et al. 2011) élőhelytérképek adták az alkalmazott osztályozási módszer bemeneti tanító adatait. Ehhez a feladathoz elvégeztük az ÁNÉR-kódok Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriákkal történő megfeleltetését, így elő tudtuk állítani az alkalmazott Random Forest (RF) osztályozóban (Breiman 2001) nagy szerepet betöltő tanító adatok egy részét.

³ <http://mepar.hu/>

5.1.3 Adatforrások

A térkép elsősorban a MePAR 2016. és – bizonyos helyeken, ahol az értelmezésben segített – 2015. évi felszínborítás adatait és egyes kiegészítő, tematikus rétegein (ld. Naszádos és Szekeres 2017) alapul. A mezőgazdasági területhasználat pontosítását a VINGIS⁴ (“szőlő-térinformatika”) adatbázis szőlőültetvény-területei segítették. Fontos részét képezték a térképezésnek az Erdészeti Szakigazgatási Információs Rendszer (ESZIR) Országos Erdőállomány Adattára (OEA) által nyújtott adatok, a Copernicus nagyfelbontású felszínborítás-rétegek (HRL) 2015-ös referenciaévre vonatkozó “vizek és vizenyős területek” (Water and Wetness⁵, WAW) rétege (Langanke 2016), az MTA ATK TAKI DoSoReMI⁶ (Digitális, optimalizált, általános értelemben vett talajtérképek és térbeli információk) talajtani adatbázisa (Pásztor et al. 2018), valamint a Normalizált Digitális Felszínmodell (nDFM 2015), és a Digitális Domborzatmodell (DDM 2015). Utóbbiak a Lechner Tudásközpont (korábban FÖMI) termékei. Felhasználtunk továbbá a domborzatmodellből származtatott topográfiai indexeket. Bizonyos kategóriák esetében a földhasználat pontosítását segítette a fekvéshatár-adatbázis (a belterületek azonosítására), az OpenStreetMap (OSM) tematikus tartalom (bányák, lerakók, meddőhányók vonatkozásában), valamint a LTK (korábban FÖMI) útadatbázisa. Az Agrárminisztrium Természemegőrzési Főosztályának ÁNÉR-alapú referencia élőhelytérképei az ellenőrzéshez, illetve a távérzékelés-alapú osztályozáshoz tanulóadatként kerültek felhasználásra. Távérzékeléses adatok tekintetében a Sentinel optikai és radar űrfelvételek, és a belőlük a projekt keretein belül származtatott spektrális indexek képezték a távérzékeléses elemzés alapadatkörének legfontosabb részét. A 2015-ös ortofotóadatbázis és a Sentinel-2 űrfelvételekből készített országos mozaikok a tájékozódás és vizuális ellenőrzés során kerültek felhasználásra.



5.2. ábra Számos eltérő adatforrás felhasználásával készült el az Alaptérkép

⁴ <http://www.vingis.hu>

⁵ <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/water-wetness>

⁶ www.dosoremi.hu

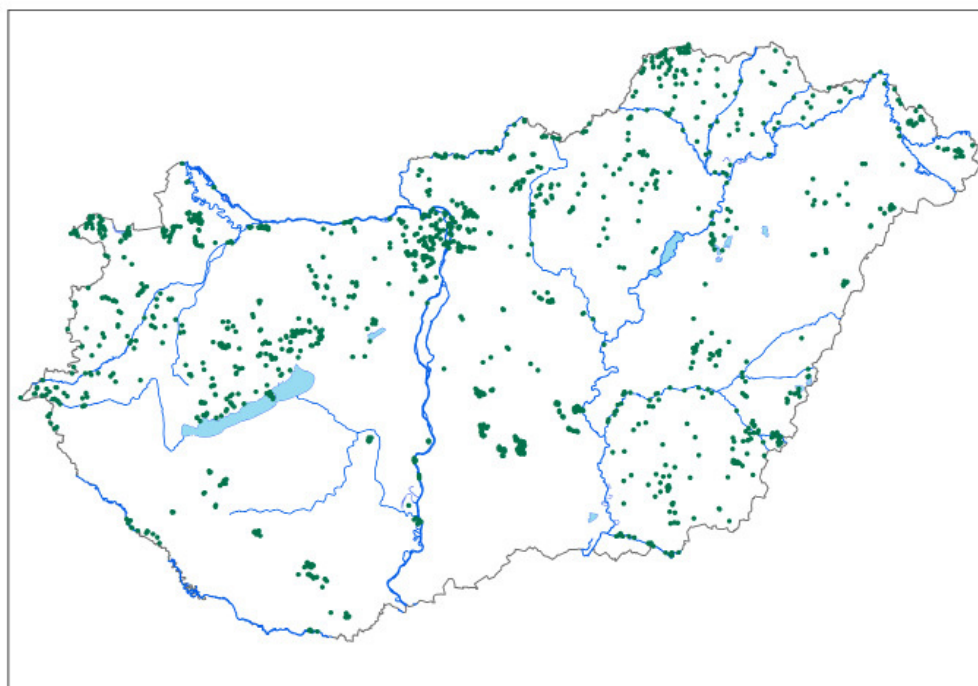
5.1.4 Minőség-ellenőrzés

Egy új térképi adatbázis előállítás után mindig szükség van annak ellenőrzésére, hogy az eredmény mennyire pontos, illetve mennyire felel meg a valóságnak.

Az Ökoszisztéma-alaptérkép esetében ez magában foglalt egy technikai ellenőrzést és egy tematikus pontosságvizsgálatot. A technikai ellenőrzés jól automatizálható folyamat volt, amely kiterjedt a területi lefedettség hiányaira, az esetleges adathiányok felderítésére, a vetületi rendszer, cellaméret és origó, attribútumok ellenőrzésére, érvénytelen kódok kiszűrésére, szisztematikus elcsúszások, pontatlanságok felderítésére, valamint a specifikációnak megfelelő és olvasható adatformátum, névkonvenciók, metaadat-tartalom ellenőrzésére. Az ellenőrzés másik fő eleme a tematika minőségének ellenőrzése, amely az előállított új adatbázis adattartalmának (kódolásának, illetve az egyes osztályok térbeli lehatárolásának) valósághoz való viszonyát vizsgálja, és próbálja feltárni a lehetséges szisztematikus és egyedi hibákat.

A tematika minőség-ellenőrzését egyrészt referencia adatbázisokkal történő összehasonlítással végeztük el (az Ökoszisztéma-alaptérkép esetében pl. a MÉTA adatbázis⁷ (Molnár et al. 2007), illetve Natura 2000 területek egyedi élőhelytérképei). Ez esetben a tematikájukban hasonló adatbázisok osztályai az alaptérkép kategóriáinak megfelelő osztályokba sorolhatók be és területi alapon elvégezhető az egyezést vizsgáló összevetések.

Ezek mellett az adatbázist szakértők (nagy terepi tapasztalattal és helyismerettel rendelkező, természetvédelemben dolgozó szakemberek) is megvizsgálták egy előre meghatározott módszertan szerint (ún. „Look and Feel” módszer (Büttner 2012) projekthez adaptált változata⁸). 2019. március közepéig 12 validáló szakértő 1678 db mintavételi pontról (és annak közvetlen környezetéről) küldött visszajelzést. A megvalósítható módosítások beépültek a térkép végleges változatába. A validálás eredményeiről bővebb információt a projekt honlapján elérhető dokumentáció⁹ tartalmaz.

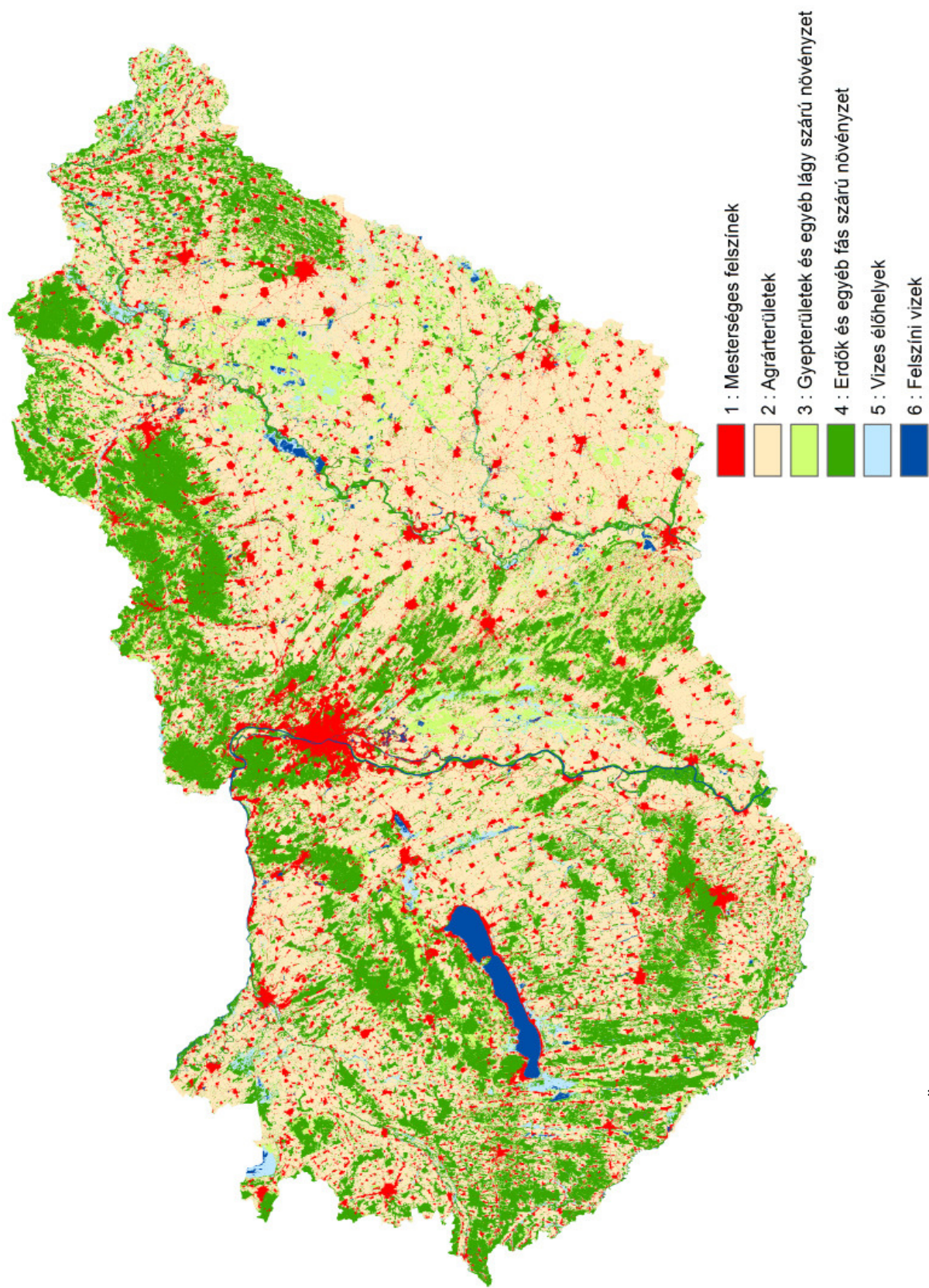


5.3 ábra A szakértők által ellenőrzött területek elhelyezkedése

⁷ www.novenyeterkep.hu

⁸ http://termeszetem.hu/files/download/documents/document_img/36/?2020-01-27%2016:30:08

⁹ http://termeszetem.hu/files/download/documents/document_img/37/?2020-01-27%2016:04:20

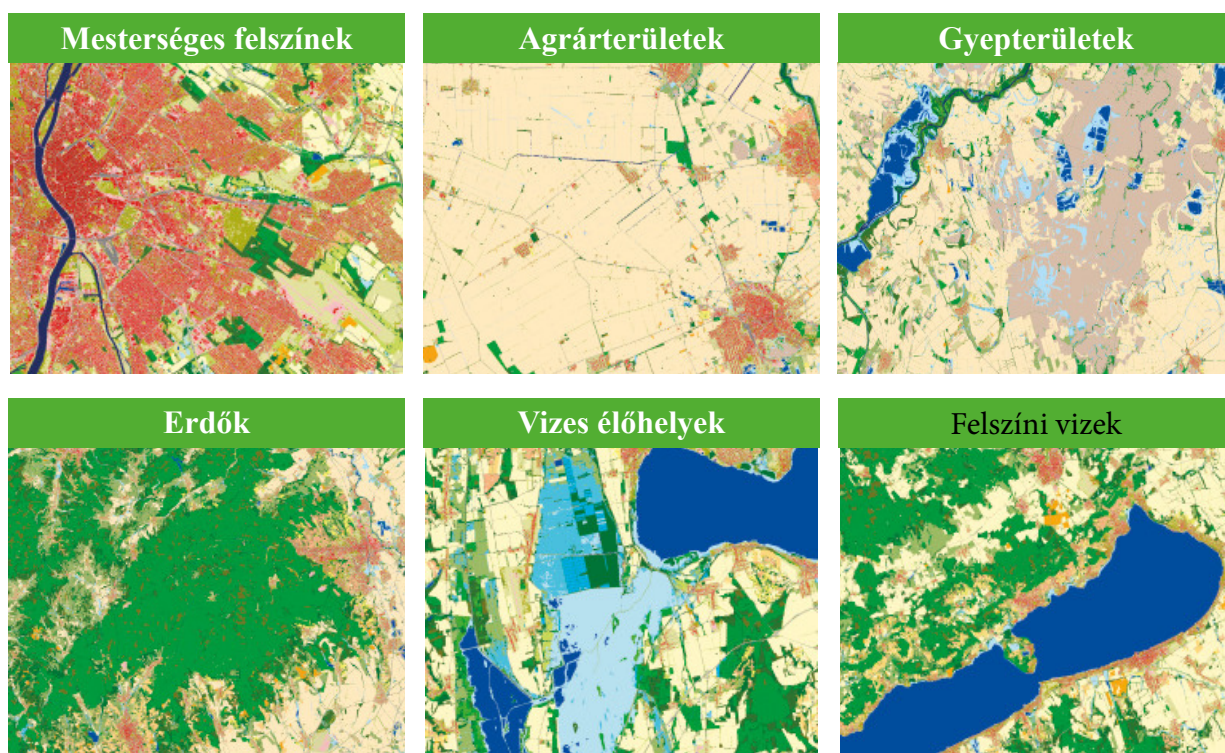


5.4 ábra Magyarország Ökoszisztéma-alaptérképe

5.2 A kategóriarendszer kialakítása

Mivel a kategóriarendszer ideális kialakítása cél- és léptékfüggő, még európai szinten is több ilyen rendszer létezik, pl. a többszintű EUNIS (Davies et al. 2004), a közösségi jelentőségű élőhelyek (Natura 2000) kategóriarendszere (ld. Molnár 2014), valamint a kifejezetten ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez javasolt MAES-osztályozás (Maes et al. 2013). Kézenfekvőnek tűnt, hogy támaszkodjunk egy már meglévő ökoszisztéma vagy élőhely-osztályozási rendszerre. A hazai átfogó élőhely-osztályozást, az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszert (ÁNÉR - Molnár et al. 2007, Bölöni et al. 2011) választottuk alapként, melynek használata Magyarországon mind ökológiai, mind természetvédelmi célú térképezésekben széles körben elterjedt. Azonban az ÁNÉR beosztása a természetes élőhelyek esetén jóval részletesebb, mint amit egy, döntően már létező, országos adatbázisokra és távérzékelésre támaszkodó ökoszisztéma-térképezés lehetővé tesz. Az általunk használt kategóriarendszer kialakításának első lépése ezért az ÁNÉR-kategóriák összevonásával történt. Később a térképezés során nyilvánvalóvá vált, hogy még ez az összevont kategóriarendszer is további átalakításra szorul. Főleg azoknál a kategóriáknál jelentkezett kihívás, ahol az ÁNÉR-besorolás elsősorban differenciális lágyszárú fajok jelenlétén alapul, amely terepi felméréseket igényel. Mivel ezekre nézve a felhasznált adatbázisok nem, vagy nagyon korlátozottan tartalmaznak információt, mégis csak elkerülhetetlen volt saját, egyedi kategóriákat kialakítani.

Végül a térkép kategóriarendszere a MAES-, az EUNIS- és a hazai ÁNÉR-rendszer kategóriáira támaszkodva, iteratív folyamat eredményeként alakult ki, melynek során a sokrétű felhasználói igények alapján kialakított kezdeti kategóriákat a rendelkezésre álló adatbázisok, illetve módszerek megszabta realitások szem előtt tartásával alakítottuk tovább. Alaptérkép elkészült kategóriarendszere egy, a nemzetközi elvárásoknak is megfelelő, de a hazai ökológiai adottságokat is megjelenítő rendszer. Az Ökoszisztéma-alaptérkép (a MAES rendszerhez igazodva) hat főkategóriából épül fel (mesterséges felszínek, agrárterületek, gyepterületek, erdők, vizes élőhelyek, felszíni vizek), teljes kategóriarendszere háromszintű (a harmadik szinten 56 kategóriával). A kategóriák tartalmának részletes kifejtése, a pontos definíciók megtalálhatóak a térkép részletes dokumentációjában¹⁰, leírások és tartalmaz/kizár listák formájában, itt csak rövid bemutatásukra van lehetőség.



5.5 ábra Az Ökoszisztéma-alaptérkép főkategóriái

¹⁰ http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/KEHOP/NOSZTEP/Alapterkep_dokumentacio/KEHOP_TERK_modszertan_V5.0-20190630.pdf

1. szint (MAES 2)		2. szint		3. szint	
név	kód	név	kód	név	kód
Mesterséges felszínek (Urban)	1	Épületek	11	Alacsony épület	1110
				Magas épület	1120
		Utak és vasutak	12	Szilárd burkolatú utak	1210
				Földutak	1220
				Vasutak	1230
		Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	13	Egyéb burkolt vagy burkolatlan mesterséges felületek	1310
		Zöldfelületek mesterséges környezetben	14	Zöldfelületek mesterséges környezetben fákkal	1410
				Zöldfelületek mesterséges környezetben fák nélkül	1420
Agrárterületek (Croplands)	2	Szántóföldek	21	Szántóföldek	2100
				Szőlők	2210
		Állandó kultúrák	22	Gyümölcsösök, bogyósok és egyéb ültetvények	2220
				Energiaültetvények	2230
				Komplex művelési szerkezet épületekkel	23
		Komplex művelési szerkezet épületek nélkül	2320		
Gyepterületek és egyéb lágyszárú növényzet (Grasslands and other herbaceous vegetation)	3	Homoki gyepek	31	Nyílt homokpuszta gyepek	3110
				Zárt gyepek homokon	3120
		Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	32	Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek	3200
		Sziklakibúvásokkal tarkított gyepek	33	Sziklakibúvásokkal tarkított mézskedvelő gyepek	3310
				Sziklakibúvásokkal tarkított egyéb gyepek	3320
		Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	34	Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken	3400
		Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	35	Máshová nem besorolható lágyszárú növényzet	3500
		Erdők és egyéb fás szárú növényzet (Forests and woodlands)	4	Többletvízhatástól független (TVFLN) erdők	41
Gyertyános kocsánytalan tölgyesek	4102				
Cseresek	4103				
Molyhos tölgyesek	4104				
Ny-Dunántúl erdeifenyvesei	4105				
Ny-Dunántúl erdeifenyő-elegyes lombosok	4106				
Hazai nyárasok	4107				
Hegy- és dombvidéki pionír erdők	4108				
Gyertyános kocsányos tölgyesek	4109				
Elegyetlen és kőris-elegyes kocsányos tölgyesek	4110				
Egyéb, többletvízhatástól független őshonos dominanciájú erdők	4111				
Egyéb elegyes lombosok	4112				
Természetszerűbb galéria-erdők	42				
				Keményfás ártéri erdők	4202

1. szint (MAES 2)		2. szint		3. szint	
név	kód	név	kód	név	kód
Erdők és egyéb fás szárú növényzet (Forests and woodlands)	4	Egyéb vízhatás alatt álló (TVHA) erdők	43	Elegyetlen és kőriselegyes kocsányos tölgyesek TVHA	4301
				Égeresek	4302
				Többletvízhatás alatti gyertyános kocsányos tölgyesek	4303
				Ártéren kívüli füzesek	4304
				Ártéren kívüli, többletvízhatás alatti nyárasok	4305
				Nyíresek	4306
				Többletvízhatással érintett cseresek	4307
				Egyéb, többletvízhatással érintett őshonos dominanciájú erdők	4308
				Egyéb, többletvízhatással érintett elegyes lomberdők	4309
				Idegenhonos fajok dominálta erdők, faültetvények	44
	Akác dominálta ültetvények	4402			
	Nemesnyár- és fűz dominálta ültetvények	4403			
	Egyéb idegenhonos lombos fajok dominálta erdők	4404			
	Erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek	45	Pusztavágás	4501	
Folyamatban lévő felújítás			4502		
Máshová nem besorolható fás szárú növényzet	46	Máshová nem besorolható fás szárú növényzet	4600		
Vizes élőhelyek (Wetlands)	5	Lágy szárú dominanciájú vizes élőhelyek	51	Vízben álló mocsári/lápi növényzet	5110
				Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek	5120
		Fás szárú dominanciájú vizes élőhelyek	52	Láp- és mocsárerdők	5200
Felszíni vizek (Rivers and lakes)	6	Állóvizek	61	Állóvizek	6100
		Vízfolyások	62	Vízfolyások	6200

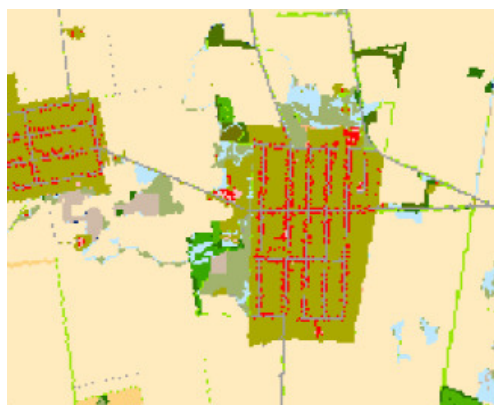
◀ 5.1 táblázat Az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriarendszere

5.2.1 Mesterséges felszínek

Ebbe a kategóriába kerültek a leginkább átalakított ökoszisztémák, ahol a felszín részben (kertesházás területek, települési zöldfelületek, parkok) vagy egészben (közlekedési hálózat, belváros, ipari és kereskedelmi területek) mesterséges felülettel borított. Ide tartoznak a különböző mértékben roncsolt felszínek is, mint a bányák, meddőhányók, lerakók, szeméttelpek és építési területek is.

A főkategória térbeli keretét a MePAR felszínborítás adatbázis mesterséges felszínborítási elemei (pl.: települések, tanyák, iparterületek, bányák, lerakók, közlekedési infrastruktúra stb.) és a fekvéshatár adatbázis belterület határának egyesítése adja. Az így kialakított külső határok tartalommal való feltöltését tematikus adatbázisok (pl. út és vasút adatbázis, magasság modell) és Sentinel űrfelvételekre épített távérzékelés alapú eredmények biztosították. Az utóbbiak elsősorban az épített és zöldfelületek elkülönítésében játszottak nagy szerepet.

A kategória tematikus felbontásában a Zöld Infrastruktúra és Tájkarakter projektem igényeinek kiszolgálása is szerepet játszott. A mesterséges felszínekhez köthető számos jellemző információ azonban nem jelenik meg az alkategóriákban és így az Alaptérképben. Azok különálló, de az Alaptérképpel összehangolt tematikus rétegeként készültek el a projektemek számára. Ilyenek a jellemzően földhasználati információk (pl.: lakóterület, ipari terület, stb.) vagy például a beépítettségi arány.



5.2.2. Agrárterületek

A mezőgazdasági művelés alatt álló területek alkotják ezt a főkategóriát: szántóföldekkel, szőlőterületekkel, gyümölcsösökkel, energiaültetvényekkel és komplex területekkel. Ez a főkategória a MePAR felszínborítási adatbázis alapján volt a legpontosabban lehatárolható. Az egyes kategóriák így elsősorban a MePAR felszínborítási osztályokból épülnek fel. A szántók közé csak a láthatólag művelt területek kerültek, a felhagyott területeket a gyepek főkategóriába, azon belül az egyéb, máshová nem besorolható lágyszárú növényzet kategóriába soroltuk. Az állandó kultúrák lehatárolásához a gyümölcsösök, és energiaültetvények MePAR-ban azonosított területeit használtuk fel, továbbá a szőlők kategória lehető legpontosabb kialakításához a VINGIS adatbázis adatait is figyelembe vettük. A komplex területek kategóriájába jellemzően a kistáblás, vegyes hasznosítású területek, konyhakertek (amennyiben nem belterületen találhatóak), továbbá kiskertek kerültek.



5.2.3. Gyeppek

A nemzetközi MAES osztályozás nem különíti el a szorosan vett gyepeket az egyéb lágyszárú növényzettől, így ez az Alaptérkép kategóriái esetében sem történt meg. A főkategóriában megjelennek a használat intenzitásától függetlenül a legelők, kaszálók és a természetközeli gyeppek is. A vegetációval nem fedett természetes felszínek hazánkban ritkák, illetve az ide sorolható felszíneket a magyar élőhelyosztályozás gyepként tartja számon, ezért ezt a MAES kategóriát az Alaptérkép is a gyepekkel összevonva jeleníti meg.

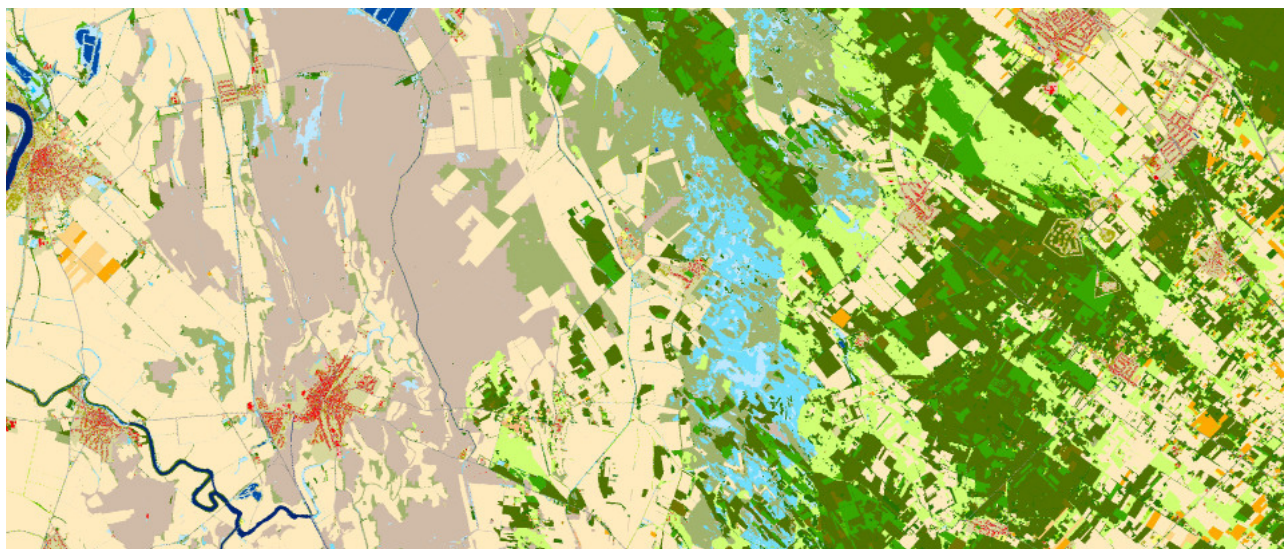
Fontos tudni, hogy gyepekre vonatkozóan jelenleg nem áll rendelkezésre olyan országos lefedettséggel bíró, tematikusan is részletes adatbázis, amely alapján az Alaptérkép gyeptípusai megfelelően elkülöníthetők lettek volna, éppen ezért e kategóriák lehatárolására egy összetett módszertant dolgoztunk ki, amely egyaránt épít meglévő adatbázisokra, és távérzékelési eljárásokkal előállított új eredmények felhasználására.

A „Gyepterületek és egyéb lágyszárú növényzet” főkategória teljeskörű lehatárolásához is a MePAR felszínborítási adatbázis nyújtotta az alapot. A lehatárolást ki kellett egészítettünk további adatbázisokkal is, mivel az összefüggő, nem mezőgazdasági területeken elhelyezkedő gyepfoltok (pl. erdei tisztások) többsége a MePAR-ban nincs nyilvántartva. Ezért a területi határok pontosításához felhasználtuk az Országos Erdőállomány Adattár tisztásokra vonatkozó információit, illetve a MePAR egyes kiegészítő rétegeit is. Azonban ez önmagában még nem volt elegendő az egyes alkategóriák pontos lehatárolásához, ezért a MePAR-ban nyilvántartott, de az Alaptérkép kategóriáiba közvetlenül nem besorolható gyepterületeket további elemzésnek vetettük alá, amely két lépésben történt.

Első lépésben egy tanuló osztályozó algoritmust (Random Forest, RF) futtattunk a kérdéses területekre, melynek bemeneti adatait távérzékelési felvételek, azokból származtatott spektrális indexek, topográfiai adatok, talajtani információk, és az algoritmust tanító adatbázisok biztosították. Az algoritmus tanításához szükséges tanítóterületeket egyrészt az ÁNÉR szerint készülő, természetvédelmi célokat szolgáló adatbázisok (folttérképek), másrészt egyéb, gyeppek előfordulását térképező adatbázisok (pl. állandó gyep fedvény) felhasználásával, célspecifikusan állítottuk össze, igazodva az egyes gyeptípusok és vizes élőhely alkategóriák felismeréséhez szükséges egyedi igényekhez. Az algoritmus futtatása után előállt egy olyan munkaközi alapréteg, amelyben már azonosításra kerültek azok a gyeptípusok, melyekhez megfelelő minőségű és mennyiségű tanítóadat állt rendelkezésre.

Mivel azonban más gyeptípusok esetében (pl. homoki gyeppek, sziklagyeppek) hiány volt tanítóterületekben, szükség volt egy második lépésre, amely során talajtani adatok statisztikai elemzésével, valamint utólagos szakértői döntések sorozatával pontosítottuk mind a kategóriákat, azok térbeli lehatárolását. A legnagyobb kihívást a szikesek és vizes élőhelyek szétválasztása jelentette elsősorban azokon a területeken, ahol ezek egymással is mozaikosan helyezkednek el, mert ott ezek az élőhelyek termőhelyi viszonyaikban is nagy hasonlóságot mutatnak.

A munka során természetesen arra törekedtünk, hogy a lehetőségekhez mérten elkerüljük a gyeptípusok valószínűsíthető (potenciális) előfordulásának térképezését a tényleges előfordulás helyett.



5.2.4 Erdők

Az erdő főkategória meghatározó részét az erdészeti üzemtervezés alatt álló erdőterületek adják, beleértve minden erdőnek minősülő területet, így a vágásterületeket is. Emellett minden további olyan terület is ide került besorolásra, amelyet fás szárú vegetáció borít ugyan, de erdészeti üzemtervezés által nem érintett (pl.: fás foltok, erősávok, spontán erdősült területek).

Az „Erdők és egyéb fás szárú növényzet” kategória kialakításának elsődleges keretét a teljes Országos Erdőállomány Adattár (OEA), és a MePAR felszínborítási adatbázis egyes - fás szárú növényzet jelenlétére utaló - kategóriából kialakított lehatárolás (maszk) együttesen biztosította. Az Országos Erdőállomány Adattárban szereplő részletes leíró adattartalom felhasználásával történt meg az erdő alkategóriák kialakítása, térbeli azonosítása.

Azok a területek, amelyek esetében a fenti MePAR osztályozás fás vegetáció jelenlétére utal, viszont az OEA nem tartalmaz faállományra vonatkozó információt, a „Máshová nem besorolható fás szárú növényzet” kategóriába kerültek. Ezek többnyire spontán beerdősült, de még nem üzemtervezett területek, de fás legelők is szerepelnek ebben a kategóriában. Itt találjuk meg a gátak erdővel borított részeit, a szegélyek (táblaszél és mezsgye) fával borított részeit, valamint pl. az erdei tisztásokon előforduló, fafaj adatokkal nem rendelkező fás szárú növényzetet is.

Ezek a területek a fás szárú vegetáció azonosításában nagy szerepet játszottak távérzékeltelemzésével kinyert információk is. Az Országos Erdőállomány Adattárban erdőként jelölt területek egyelőre nem kerültek távérzékeléssel továbbosztásra (kivéve, bizonyos később részletezett esetekben, mint pl. a fenyő-lombos állományok elkülönítése), tehát az alacsony záródású, kiritkult, gyepekkel mozaikos állományok is erdőként szerepelnek az Alaptérképen.

A kategóriák besorolása egymásra épülő, elsősorban a felső lombkoronaszint fajösszetételén alapuló szabályok mentén történt. Először a kategóriarendszer második szintjének kategóriái kerültek kialakításra, ebbesoroltuk be az erdőrészteteket, majd ezeken a kategóriákon belül dolgoztuk ki a harmadik szint kategóriáit. A második szinten az eredetileg tervezett alföldi-hegyvidéki erdők bontás helyett egy vízhatáson alapuló rendszert dolgoztunk ki, melyhez a galériaerdők, illetve a mocsár és láperdők elkülönítése logikusabban illeszkedik.

A harmadik szinten a besorolás legnagyobb részben szintén a felső lombkoronaszint fajösszetételén, kisebb részben a termőhelyen vagy egyéb tulajdonságokon alapult. Azokat az állományokat, amelyekben jelen voltak idegenhonos fajok, de a szabályok alapján nem kerültek az idegenhonos faültetvények közé, csak az őshonos fajok figyelembevételével osztályoztuk – az idegenhonos-fertőzöttség ezekben az esetekben az állapotleírásban jelenik meg.

Bizonyos tág kategóriák esetében létrehoztunk egy negyedik szintet, amely tovább részletezi a kategóriákat. Ezt a 4. szintet az Alaptérkép nem tartalmazza, de kiegészítő réteggé válhat. Erre azért volt szükség, hogy az alaptérkép harmadik szintjén ne legyen aránytalanul sok kategória, ugyanakkor az erdőket célzó vizsgálatok számára részletesebb információ mégis biztosítható legyen. A tovább bontott kategóriák az idegenhonos faültetvények, valamint az egyéb őshonos lombos fajok dominálta erdők két csoportja.



5.2.5. Vizes élőhelyek, felszíni vizek

Vizes élőhelyek

Ebbe a főkategóriába került minden víz-befolyásolta ökoszisztéma, amely nem nyílt víz, viszont a talajvízszint legalább az év egy időszakában eléri a talajfelszín, beleértve a láp- és mocsárerdőket. Itt jelennek meg az időszakos vízhatás alatt álló gyepek is.

A kategória jellegének megfelelő MEPAR felszínborítási kategóriák (pl.: nádas) adták meg a térbeli alapot. A szántóterületek időszakosan vizenyős, de egyébként művelés alatt álló foltjai nem kerültek ebbe a kategóriába. A „Fásszárú dominanciájú vizes élőhelyek” további elkülönítését az ESZIR-OEA adatbázis biztosította, míg a ”Lágyszárú dominanciájú vizes élőhelyek” lehatárolása részben szintén a gyepterületeknél is alkalmazott osztályozó algoritmus, és az ott felsorolt alapadatok segítségével történt.



Felszíni vizek

Ezek a területek áramló vagy állóvizek, illetve azoknak azon részei, amelyekben gyökerező és kiemelkedő növényzet nem fordul elő. A hínártársulások elkülönítésétől azonban eltekintettünk, mivel ezek felismerése a víztesteken terepi térképezés nélkül nem reális.

A „Felszíni vizek” főkategória lehatárolásához szintén a MePAR felszínborítás réteg illeszkedő osztályai adták az alapot, amelyet a Copernicus nagyfelbontású felszínborítás rétegek (HRL) 2015-ös referencia évre vonatkozó Vizek és vizenyős területek (Water and Wetness, WAW) rétegével pontosítottunk.



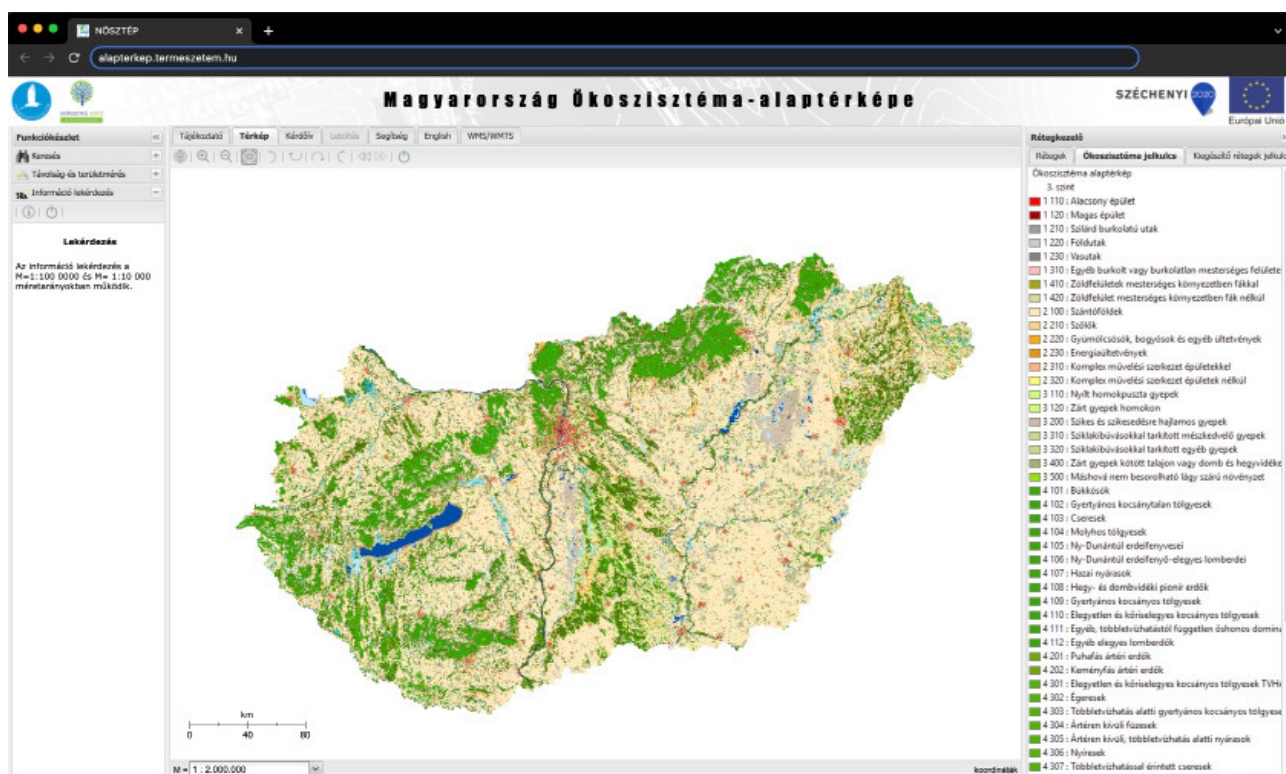
5.3 Az Ökoszisztéma-alaptérkép felhasználási lehetőségei

A 2019-ben elkészült Ökoszisztéma-alaptérkép jelentős mérföldkő volt a projekt megvalósításában. A térképi adatbázis nemcsak önmagában is fontos terméke a projektnek, de egyben jó alapot szolgáltat az ország természeti állapotának értékeléséhez, elemzéséhez, és ezzel együtt lehetőséget biztosít a projekt további értékelési és térképezési feladataihoz. Ezek alatt értjük az ökoszisztéma állapot, a projektben vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatás értékelések megvalósítását, emellett elengedhetetlen alap a zöldinfrastruktúra állapot, a multifunkcionalitás, illetve a zöldinfrastruktúra restaurációs területeinek meghatározásához.

Noha egyes tematikáknál jelentkeztek jelentős adathiányok, egy olyan részletes felszínborítási adatbázist sikerült kialakítani, ami Magyarországra vonatkozóan jelenleg az elérhető legjobb felbontású állomány mind geometriai, mind tematikai szempontból.

A térkép minden érdeklődő számára szabadon, térítésmentesen elérhető, letölthető, használata maximum 1:25 000 méretarány mellett javasolt. Az Alaptérkép számos egyéb feladat és projekt megvalósításához is használható térbeli alapként. A szakemberek számára segítséget nyújthat, speciális élőhelyek kereséséhez, akár az egyes európai uniós jelentőségű élőhelyek elterjedésének vizsgálatában védett természeti területeken kívül is, valamint fontos szerepe lehet a településrendezési tervek készítésében, vagy a hatósági ügyek döntés-előkészítési szakaszaiban.

Az Alaptérkép módszertani fejlesztésekor fontos szempont volt, hogy a térkép mögött lévő adatbázisok frissítésével a térképet a későbbiekben aktualizálni lehessen. A jövőben a térkép újbóli elkészítését, aktualizálását, javítását követően lehetőség nyílik majd a felszín-, és vízborítás, valamint a tájhasználat változásának követésére, elemzésére és a trendek kimutatására is.



5.6 ábra Az Ökoszisztéma-alaptérkép elérhetősége a projekt honlapján (alapterkep.termeszeter.hu)

6. fejezet

Az ökoszisztémák állapotának értelmezése, indikátorok

Készítette: Tanács Eszter¹, Bede-Fazekas Ákos¹, Standovár Tibor², Pásztor László³, Szitár Katalin¹, Csecserits Anikó¹, Kiss Márton⁴, Zlinszky András⁵, Vári Ágnes¹

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

²ELTE TTK, Biológiai Intézet, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék;

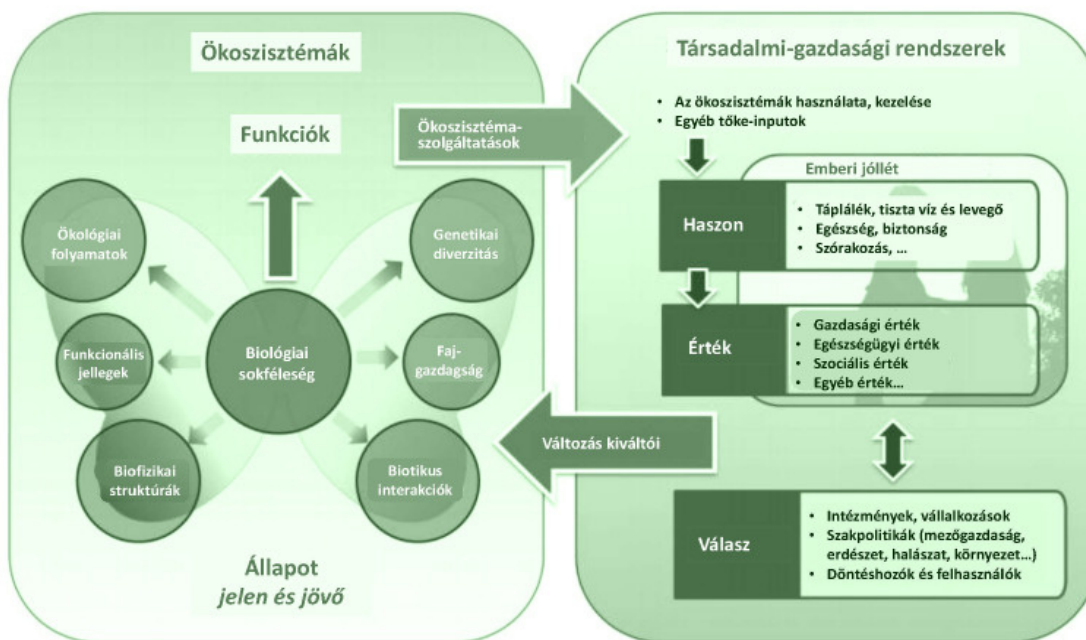
³Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet;

⁴Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék;

⁵Ulyssys Software Development and Consulting Kft

6.1 Bevezetés

Az ökoszisztéma-állapot meghatározása komplex feladat, de nem újkeletű igény, számos előzménye ismert. Sokféle megközelítés létezik, részben átfedő, részben eltérő fogalmakkal próbálták már leírni. Az ökoszisztéma-állapothoz szorosan kapcsolódó, illetve részben átfedő fogalmakként definiált „természetesség” és „ökoszisztéma-egészség”, „ökoszisztéma integritás” (Andreasen et al. 2001) értelmezése, számszerűsítése, illetve egymáshoz való viszonya kapcsán is számos tanulmány született. Roche és Campagne (2017) szakirodalmi elemzése alapján a fenti fogalmak által leírni kívánt jelenség öt fő közelítését különítették el, melyek közül három természetvédelmi, kettő pedig emberközpontú. Az előbbiekhöz tartozik az az (ökológiai szempontú) értelmezés, miszerint az eredeti, természetes, tehát ember által nem módosított ökoszisztémák tekinthetők ideális állapotúnak. Gyakorlatiasabb az a közelítés, amely szerint azok az ökoszisztémák minősülnek jó állapotúnak, amelyekben a természetes folyamatok zavartalanul érvényesülhetnek.



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

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének emberközpontúbb keretrendszerében az ökoszisztémák állapotának ismerete azért fontos, mert alapvetően meghatározza azok szolgáltatásnyújtó-képességét. Ez a definíciókban is megjelenik. Czucz és Condé (2017) szerint az ökoszisztéma-állapot egy konkrét ökoszisztéma olyan tulajdonságok által meghatározott minősége, amely alapját képezi az ökoszisztéma szolgáltatásnyújtó-képességének. Ez, valamint a Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) által alkalmazott ökoszisztéma-állapot definíció, amely szerint az állapot nem más, mint „az ökoszisztémák valós szolgáltató-képessége (‘effective capacity to provide ES’) a potenciális szolgáltató-képességükhöz (‘potential capacity’) mérten”, alapvetően az ember szükségletei szempontjából értelmezi az ökoszisztémák állapotát. Csak a megfelelő állapotban lévő ökoszisztémák képesek arra, hogy a megfelelő mennyiségű és minőségű szolgáltatást biztosítsák az emberiség számára. Azonban mivel a szolgáltatások igénybevétele, ennek mértéke és az egyes szolgáltatások közötti bonyolult viszonyrendszer visszahat az ökoszisztéma állapotára, az állapot és annak időbeli változása egyben jelzésként szolgál a mindenkori használat fenntarthatóságára vonatkozóan (6.1. ábra).

Az ökoszisztéma-állapot az Ökoszisztéma-szolgáltatások (NÖSZTÉP) projektelemben is kétféleképpen, egyrészt az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése során, az értékelés keretét adó, négy szintű kaszkádrendszer első szintjén jelenik meg („szolgáltatás-alapozó indikátorok”), másrészt az ökoszisztémák állapotának általános jellemzését szolgáló indikátorok formájában (általános állapot-indikátorok). Jelen fejezet utóbbiakkal foglalkozik.

6.2 Az állapot-indikátorok kiválasztása a projektben

Az ökoszisztéma-állapot felmérésére európai szinten alkalmazandó módszertan kidolgozása a hazai projekttel párhuzamosan zajlott. Mivel az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezésével uniós kötelezettségnek teszünk eleget, fontos szempont volt, hogy az általunk kiválasztott indikátorok lehetőség szerint összhangban legyenek az Európai Unióban a hasonló felméréseket koordináló MAES-csoport ajánlásaival. A csoport 2018 elején tette közzé ötödik jelentését (Maes et al. 2018), amely egységes keretrendszert javasolt az ökoszisztéma-állapot leírására alkalmas indikátoroknak, amelyek együttesen alapját képezhetik egy, az EU Biodiverzitás Stratégiában kitűzött célok teljesülését vizsgáló integrált értékelésnek. Az állapot-indikátorok, illetve az állapot leírására létrehozott egész rendszer „megfelelőségének” meghatározásához az alábbi szempontok figyelembe vételét javasolták (Maes et al. 2018):

- legyen tudományosan megalapozott,
- legyen érzékeny a vizsgálni kívánt jelenség változásaira,
- legyen megállapítható egy kiinduló, vagy referenciaállapot, amelyhez képest mérni, illetve monitorozni lehet a változást,
- legyen térben explicit, és ökoszisztéma-specifikus,
- legyen alkalmas arra, hogy a döntéshozás alapjául tudjon szolgálni, mind a környezetpolitika, mind az ökoszisztémákra hatást gyakorló egyéb szakpolitikák tekintetében,
- segítse elő/támogassa az EU környezetvédelemmel kapcsolatos szabályozásában megjelenő célok teljesítését,
- támogassa a természeti tőke elszámolások fejlesztését – tehát számszerűsíthető és folyamatosan frissülő adatbázisokra épüljön,
- illeszkedjen a MAES elméleti keretrendszeréhez,
- tartalmazzon a talaj állapotára vonatkozó indikátorokat is.

A hazai értékelésben a lépték-különbség, az adatok tagállamonként eltérő elérhetősége, valamint a térképezni tervezett ökoszisztéma-szolgáltatások eltérő adatigényei miatt szükséges volt a MAES-munkacsoport által javasolt indikátorlistát a hazai igényeinkre és lehetőségeinkre adaptálnunk.

A hazai pályázati felhívásban, valamint a projekt megalapozó tanulmányban három alapállapot-indikátor szerepelt, melyekre a projekt során országos térképeket kellett készíteni. Ezek a természetesség/degradáltság, az élőhelyi diverzitás, és a talaj termőképesség. Azonban mindkét dokumentum a MAES vonatkozó ajánlásai előtt született, és egyik sem definiálta pontosan a megjelölt indikátorokat. A talaj termőképesség, és az élőhelyi diverzitás, bár maguk is komplex fogalmak, viszonylag jól körülhatárolhatóak, a természetesség azonban egy olyan összetett fogalom, amely (ha nem a lehető legszűkebben értelmezzük) jelentős részben átfed a MAES ökoszisztéma-szolgáltatás értékelés keretrendszerében alkalmazott ökoszisztéma-állapot fogalommal.

Az indikátorok kiválasztásánál a projekt előkészítő éve során az ötödik MAES jelentést (Maes et al. 2018) előkészítő, előzetes szakmai anyagban (EC 2017) szereplő, az egyes fő ökoszisztéma-típusokra a pilot projektek szakértői által összeállított, rendkívül részletes listát vettük alapul. Ezt igyekeztünk szűkíteni, illetve bizonyos esetekben a szakirodalom és a korábbi hazai tapasztalatok alapján kiegészíteni. A MAES ötödik jelentése (Maes et al. 2018) is szűkítette a korábban felmerült állapot-indikátorok listáját, megjelölt ún. kulcs („key”) indikátorokat, illetve ezek alapján javaslatot tett egy kiemelt, részben ökoszisz-

téma-típusokon átívelő ún. „core” indikátor halmazra. Ezekre kiemelt figyelmet fordítottunk, ám mivel a kulcsindikátorok kiválasztása a MAES folyamatban is részben az adatok elérhetősége alapján történt, egy nagyobb, európai léptékben gondolkodva, a javasolt indikátorok egy része a NÖSZTÉP-ben végzendő térképezés szempontjából releváns térléptékben, létező adatbázisokból nem állítható elő, vagy csak módosításokkal. Például az unió számára készített Natura 2000 országjelentésben egy közösségi jelentőségű jelölő faj természetvédelmi státusza országonként, országos léptékben kerül megállapításra, ezért Magyarországon belül, mint térben explicit módon térképezendő indikátor nem értelmezhető.

Az ökoszisztéma állapotáról országosan pontos képet csak az időben folyamatos, módszertanilag jól megalapozott, és megfelelő kiterjedésben végzett elsődleges adatgyűjtés segítségével kaphatunk, azonban ilyen jellegű országos térbeli adatbázisok nem feltétlenül állnak rendelkezésre, vagy nem a megfelelő minőségben/térbeli felbontásban. Ezért a kiválasztásnál, és később a térképezésben az adatok elérhetőségének szempontjait kénytelenek voltunk hangsúlyosan figyelembe venni. Ugyanakkor szeretnénk kiemelni, hogy az adathiány önmagában nem lehet indok arra, hogy az ökoszisztéma-állapot valamely fontos aspektusát hosszabb távon teljesen figyelmen kívül hagyjuk.

A következőkben a MAES előkészítő anyag (EC 2017), továbbá egy hazai szakmai kérdőívezés eredménye, valamint a korábbi hazai munkák és a MAES ötödik jelentés alapján felmerült indikátorokra megvizsgáltuk azt, hogy térképezésükhöz milyen hazai és/vagy nemzetközi adatbázisok állnak rendelkezésre, ezek milyen térbeli felbontással rendelkeznek, frissülnek-e, ha igen, milyen gyakorisággal, emellett igyekeztünk az adatminőségről is tájékozódni. Ennek érdekében több találkozót is szerveztünk adatgazda szervezetekkel, illetve egyéni szakértőket is megkerestünk. Ezek alapján állítottuk elő 2018 őszére a NÖSZTÉP projekt keretében az ökoszisztéma-állapot általános leírására javasolt indikátorok listáját.

6.3. Az állapot-indikátorok rendszerezése

Az állapot-indikátorokat sokféle szempont szerint lehet csoportokba sorolni. Mivel a hazai pályázati kiírás, ami meghatározta a NÖSZTÉP-ben kötelezően térképezendő indikátorokat, és a MAES későbbi vonatkozó ajánlása (Maes et al. 2018) eltérő, de átfedő fogalmakat használ, a NÖSZTÉP-ben a kiírás alapján elkészült indikátorokat nehézkes e rendszer alapján összefoglalni. Ezért készítettünk egy áttekintő táblázatot (6.1. táblázat), ami az elkészült indikátorokat ettől eltérő szempontok alapján csoportosítja.

Fontos szempont, hogy az adott indikátor értelmezhető-e az élőhelyfolt szintjén, vagy csak nagyobb léptékben – az élőhelyi diverzitás pl. az utóbbi csoportba tartozik. Bizonyos indikátorokat (pl. a jelenlévő madárfajok aránya az elvárthoz képest), bár élőhelyfolt szintjén is értelmezhetőek lennének, a rendelkezésre álló adatok felbontása miatt durvább léptékben térképeztünk, de nem ide soroltuk. Külön csoportként szerepelnek a talaj indikátorai, bár a NÖSZTÉP-ben a talaj állapotára vonatkozó adatok hiánya miatt ezek közül csak egy, a talaj termékenysége szerepel.

A kötelezően térképezendő „természetesség” indikátorok képezik a harmadik csoportot. Mivel ez egy nagyon összetett fogalom, és különböző megközelítései léteznek, emellett a hozzáférhető, a munkához megfelelő adatok köre is nagyon változatos, ezért a vizek kivételével valamennyi főbb ökoszisztéma-típusra több, különböző megközelítés alkalmazásával készültek térképek. Az ember általi módosítottágot Magyarország potenciális vegetációtérképével (Somodi et al. 2017) való összevetés segítségével vizsgáltuk. A biodiverzitás alapú megközelítést madárfajok megfigyelési adatai alapján alkalmaztuk, illetve a vizek esetében a VGT2-ben (2015) szereplő élőlénycsoportok jellemzőit vettük alapul.

Valamennyi fő ökoszisztéma-típusra készültek specifikus, jellemzően több indikátor kombinálásával előállított állapot-térképek. Az indikátorok és rész-indikátorok teljes listáját a projekt honlapján elérhető tanulmányok (Tanács et al. 2021, Tanács és Standovár 2021) tartalmazzák, a különböző csoportokat a 6.1. táblázat mutatja be.

6.1. táblázat az általános állapot-indikátorok rendszere a NÖSZTÉP-ben (aláhúzással jelöltük a kiírásban megjelölt, kötelezően térképezendő indikátorokat)

Indikátorcsoport	Megközelítés	Példa konkrét indikátorra a NÖSZTÉP állapotértékelésben
Talaj jellemzők		Talajtermékenység
<u>Természetesség / degradáltság</u>	Ember általi átalakítottság	A potenciális vegetációtól való eltérés mértéke
	Biodiverzitás – fajok számán, abundanciáján ill. trendjein alapuló jellemzők	Jelenlévő madárfajok aránya az elvárthoz képest
	Ökoszisztéma-specifikus közelítések – komplex mutatók	Erdőállapot komplex minősítés (a faállomány fajösszetétele és szerkezete alapján) Vizes élőhelyek proxy terhelés változókon alapuló minősítése
Foltnál durvább léptékben értelmezhető indikátorok	Diverzitás-mutatók	Élőhelyi diverzitás, élőhelytípusok száma
	Egyéb	Natura2000 élőhelyek aránya az egyes élőhelytípusokban

Az ökoszisztémák állapotát többféle mutató, indikátor segítségével jellemezhetjük. A MAES rendszere megkülönböztet terhelés-indikátorokat (ide sorolhatóak pl. az inváziós fajok, a klímaváltozásra, az élőhelyek degradációjára utaló változók stb.), és közvetlen állapot-indikátorokat. Az ökoszisztémák működését, stabilitását a biológiai sokféleség alapozza meg, ezért az ökológiai szempontú megközelítések gyakran ennek valamilyen becslésén, leírásán alapulnak (biodiverzitás alapú indikátorok). Országos léptékben azonban csak korlátozottan érhető el ilyen adatok. Bizonyos esetekben a természetességet ökoszisztémánként változó, csak az adott ökoszisztéma-típusban értelmezhető, specifikus indikátorokkal jellemezhetjük a legjobban. Erdők esetében például a faállomány több szempontú vizsgálata lehet célravezető, hiszen jóval könnyebben felmérhető, mint egyes élőlénycsoportok. Ugyanakkor sajátosságai jelentős részben meghatározzák az erdő egyéb komponenseinek összetételét, szerkezetét és sokféleségét, valamint az erdőben zajló folyamatokat.

Az állapotra vonatkozó részletes közvetlen adatok hiánya esetén a terhelést leíró adatok valamilyen mértékben helyettesíthetik ezeket (terhelés alapú indikátorok). A különböző emberi tevékenységek (“drivers of change”), olyan mértékű terhelést jelenthetnek az érintett ökoszisztémák számára, amely rövidebb, vagy hosszabb távon állapotromláshoz vezethet. Az állapot változását nyomon követhetjük a közvetlen állapotjellemzők vizsgálatával, de közvetve is, a terhelés, vagy a terhelést jelentő tevékenység monitorozásával. A két megközelítés kiegészíti egymást, az állapotra vonatkozó részletes adatok hiánya esetén a terhelést leíró adatok valamilyen mértékben helyettesíthetik is ezeket. Azonban fontos figyelembe venni, hogy az összefüggés nem lineáris, egy adott mértékű terhelés hatása függ az ökoszisztéma pillanatnyi állapotától, ellenálló képességétől, továbbá a hatás időben eltolva is jelentkezhet. A NÖSZTÉP általános állapot-értékelésben az antropogén terhelésre utaló változók jelentős szerepet játszanak. Leginkább azon fő ökoszisztéma-típusok specifikus értékelésében jelennek meg, amelyekre nem állt rendelkezésünkre az egész országot megfelelő minőségben lefedő egyéb, az állapotra közvetlenül utaló adat – ilyenek

a gyepék, és a vizes élőhelyek nagy része. Ezeknél a típusoknál egyéb adatok hiányában szinte csak ilyen (proxynak is nevezhető) terhelés-mutatókat tudtunk térképezni, így az elkészült térképek inkább az adott terület veszélyeztetettségét jelzik. Ezek alapján az állapotra közvetve lehet következtetni.

6.4 Az általános ökoszisztémaállapot-indikátorok értékelésének és térképezésének módszerei

Az ökoszisztéma-specifikus állapot-térképek elkészítése az esetek többségében az adott típus néhány szakértőjének bevonásával történt. A fentebb ismertetett módon először összeállítottuk azon változók listáját, amelyek az adott típus állapota szempontjából relevánsnak tekinthetők, majd kiválasztottuk azokat, amelyek ezek közül a megfelelő léptékben országosan térképezhetők.

Az állapot-térképeket ezután alapvetően két fő módszerrel állítottuk elő (a részletek a dokumentációban, mindegyik típusnál a vonatkozó fejezetben találhatóak meg, a projekt honlapján). Az egyik esetben (pl. agrárterületek, erdők, vizes élőhelyek egy része) szakértők javaslatai alapján, illetve a vonatkozó szakirodalom segítségével az egyes változókra határértékeket állapítottunk meg, és az ezek segítségével kialakított kategóriákat pontosztuk. A pontszámok meghatározásával az egyes szempontokat (változókat) egyben súlyoztuk is. Ezután a kapott pontszámokat összeadtuk, és az így kapott relatív skálát (3- vagy 5-fokozatúvá alakítottuk).

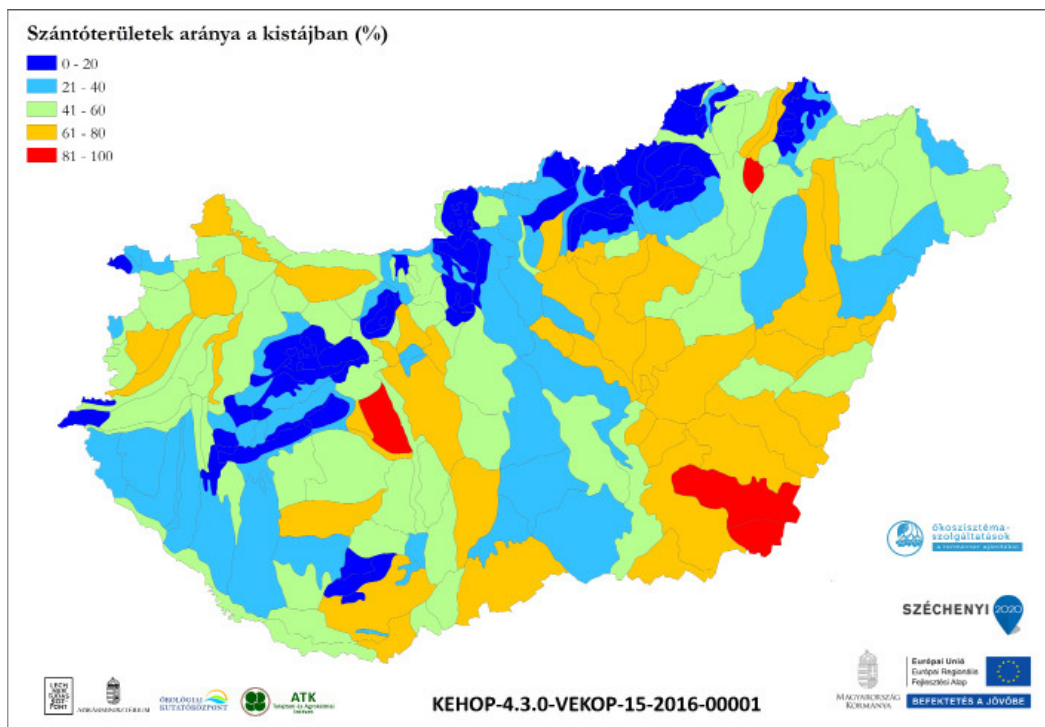
A másik esetben (gyepék, vizes élőhelyek egy része) statisztikai módszereket alkalmaztunk, egyes területek szakértők által terepen értékelt természetesség értékeit használtuk tanító adatokként, és a kiválasztott változók felhasználásával valamennyi területet osztályoztuk. Általános hüvelykujj-szabály, 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 már 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. Az eltérő módszerek, a relatív skálák és a kapott térképek eltérő jellege miatt az egyes ökoszisztéma főtípusokra kapott eredményeket nem egyesítettük, ezek külön térképekként érhetőek el.

6.5 Az általános ökoszisztémaállapot-indikátorok értékelésének és térképezésének eredményei

A „Ökoszisztéma-szolgáltatások” projekt keretein belül a fentieknek megfelelően számos országos léptékű ökoszisztémaállapot-térkép készült, már rendelkezésre álló adatbázisok (bázisév: 2015) felhasználásával. Az általános állapot-indikátorok részletes tanulmányai 45 rész- és aggregált indikátor módszertani leírását, térképezését mutatják be, valamint az ezekre alapuló elemzések eredményeit tartalmazzák.

6.5.1. Agrárterületek állapota

A termelést célzó agrárterületek (szántók, állandó kultúrák) emberi tevékenység által létrehozott ökoszisztémák. Állapotuk nyomon követése különösen fontos, hiszen a szárazföldi ökoszisztémák jelentős részét teszik ki. Magyarországon az Ökoszisztéma-alaptérkép alapján az agrárterületek főkategória területi aránya 48%. A 6.2. ábra a szántók arányát mutatja, amely tájanként jelentősen eltérhet. A legmagasabb területi arány a növénytermesztés szempontjából legkedvezőbb adottságú területeken, a Mezőföldön, Békésben és az Észak-Alföld peremvidékének egy részén jellemző.



6.2. ábra Szántóterületek aránya a kistájban (%)

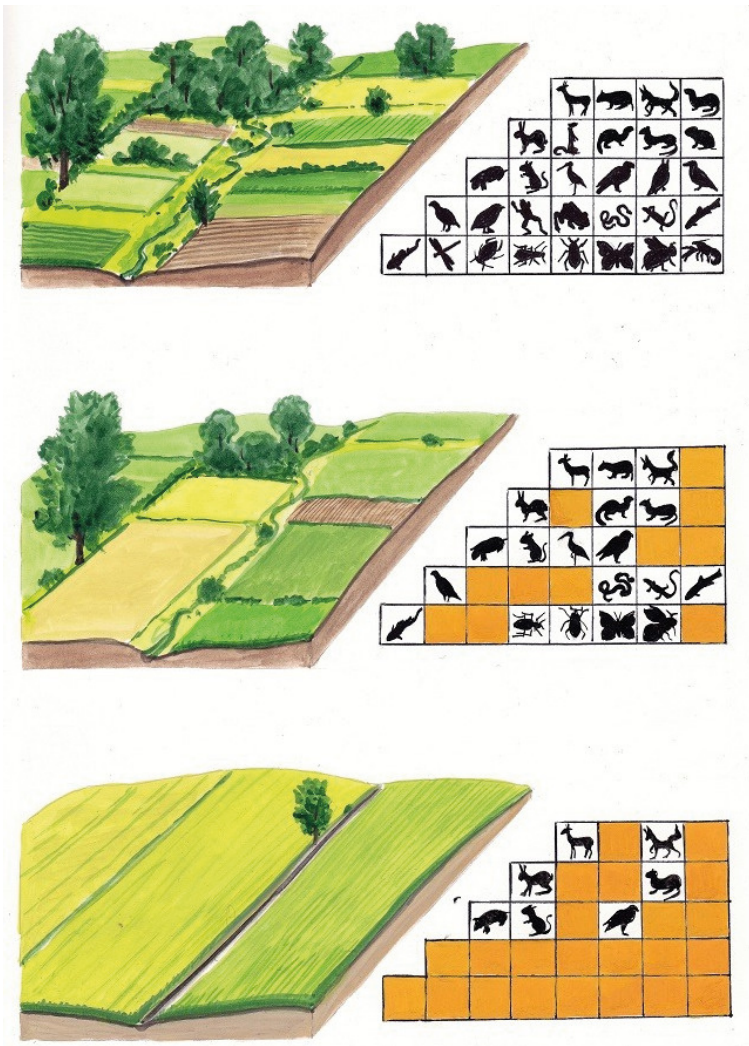
Az agrárterületek esetében nincs természetes állapot, amihez viszonyíthatnánk. Alapvetően akkor tekintjük ezeket a területeket jó állapotúnak, ha hosszú távon képesek a biotikus és abiotikus környezet jó állapotának megtartása mellett az ökoszisztéma-szolgáltatásokat megfelelő mennyiségben és minőségben biztosítani. A jó állapothoz tehát hozzátartozik, hogy a művelés ne veszélyeztesse, sőt, inkább támogassa az élővilág fennmaradását. Ez nemcsak a biológiai sokféleség fenntartása miatt fontos, hanem gyakorlati jelentősége van az élelmiszertermelés fenntarthatósága szempontjából is. Az itt előforduló élőlénycsoportok egy része kulcsfontosságú szerepet játszik a mezőgazdaságban, például beporzóként vagy a kártevők természetes ellenségeként.

A szántók általános állapotának vizsgálatakor tehát elsősorban az élővilág szempontjai szerint értékeltünk. A következő indikátorokat térképeztük (néhány szántónyi egységeket, vagy az adott pont környezetét figyelembe véve): (1) átlagos táblaméret, (2) a termesztett növények változatossága, (3) zöldugar/lucerna területi aránya, (4) pihentetett területek aránya, (5) kukorica aránya, (6) természetyszerű élőhelyek aránya, (7) védelemből fakadó kötelezettséggel érintett területek aránya.

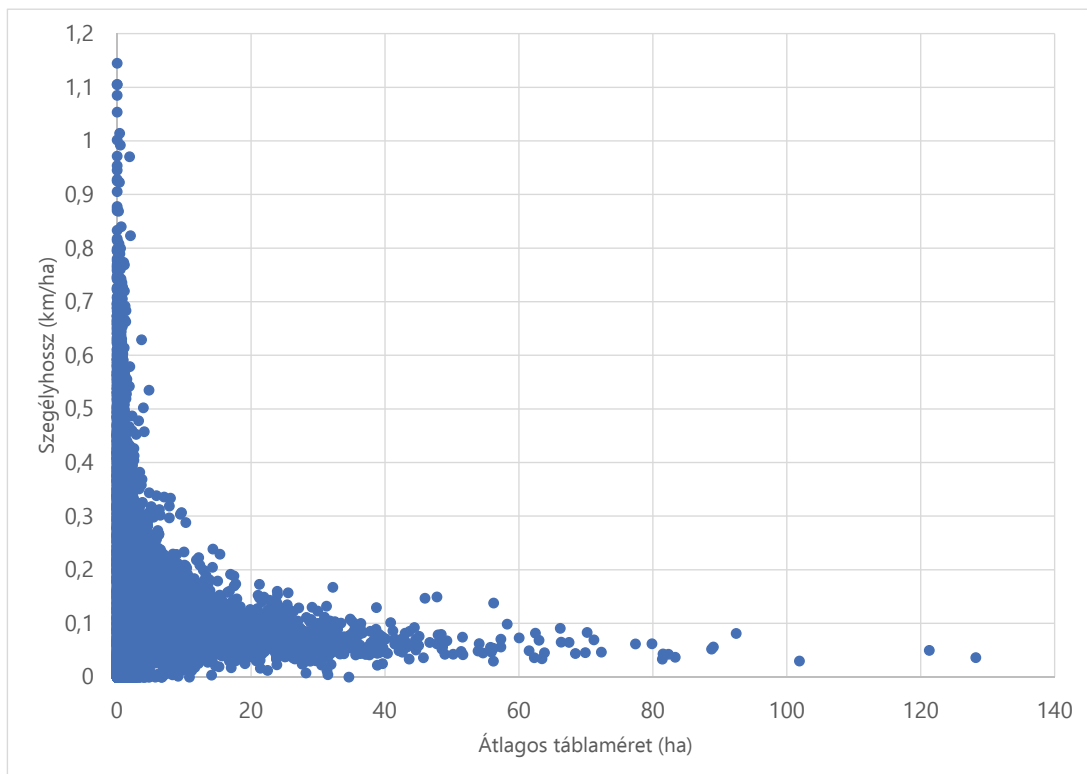
Átlagos táblaméret

A táji változatosság csökkenésével a biodiverzitás is csökken. Ezt az összefüggést láthatjuk az 6.3. ábrán egy kultúrtáj példáján. Ahogy az élőhelyek változatossága csökken, egyre kevesebb faj találja meg életfeltételeit a tájban, ami a közösség egyszerűsödéséhez vezet. Az élőlények közötti kapcsolatok megszűnnek, a közösségek sérülékennyé válnak. Ennek megfelelően élővilágvédelmi szempontból jó állapotúnak a kisparcellás területek tekinthetők, ahol egységnyi területen jellemzően többféle növényt termesztnek.

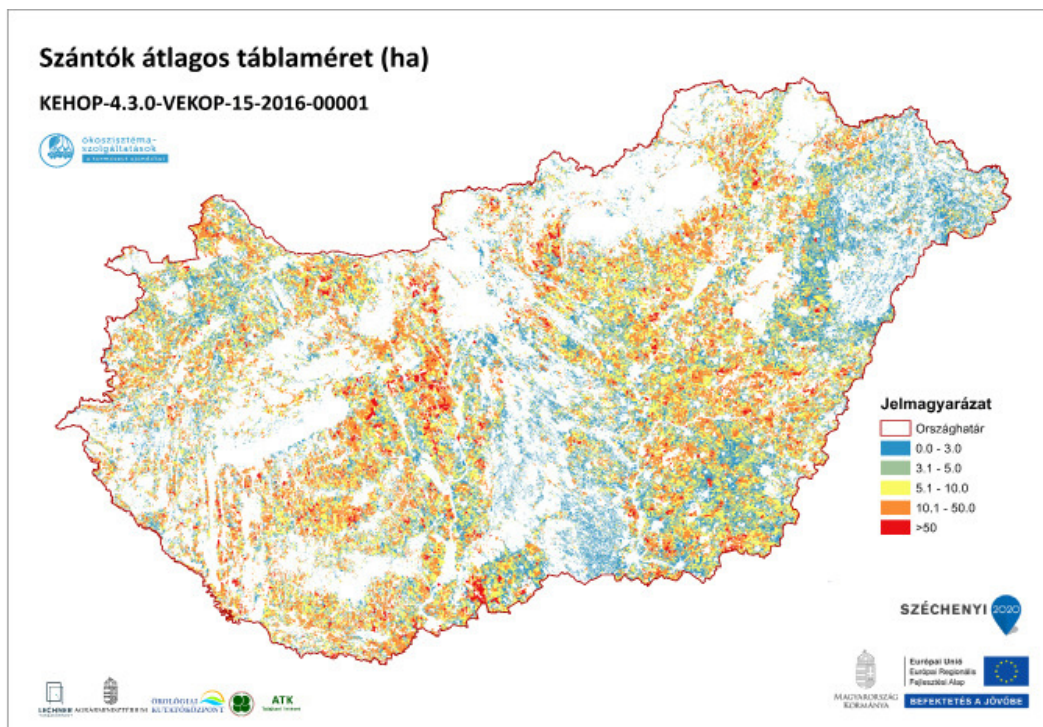
Emellett az ilyen területeken a táblák szélén található fasorok, szegélynövényzet és mezsgyék menedéket nyújtanak az ott élő növényeknek és állatoknak (6.3. ábra).



6.3. ábra A táji változatosság csökkenésének hatása az élővilágra (illusztráció Zsoldos Márton)



6.4. ábra Az átlagos táblaméret összefüggése a műholdkép alapján becsült szegélyhosszal



6.5. ábra Szántók átlagos táblamérete (ha). A kék szín a 3 hektárnál kisebb táblaméretet, a piros szín a nagy, 50 hektárnál nagyobb jellemző táblaméretet mutatja

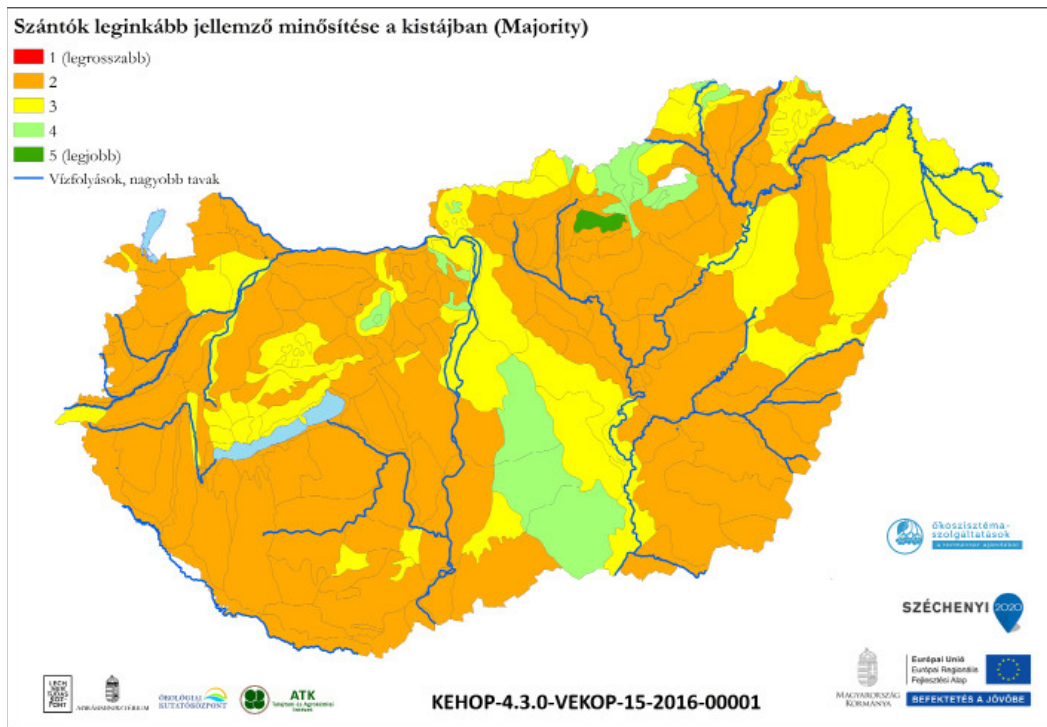
A szántók állapotminősítése (5-fokozatú)

Az állapotértékelés során több mutatót, indikátort dolgoztunk ki, amelyek segítségével különböző szempontokból értékeltük az adott ökoszisztémákat, majd a kidolgozott pontrendszerben súlyoztuk ezeket a változókat. Végül egy egyszerűbb, 5-fokozatú állapotértékelési skálát alakítottunk ki.

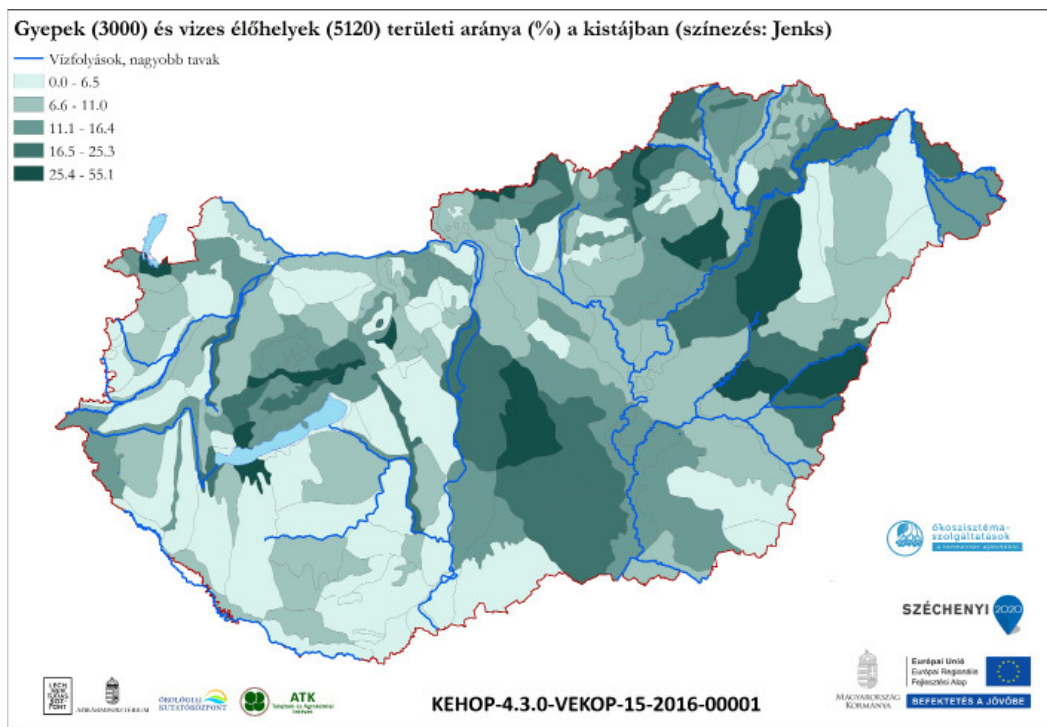
A 6.6. ábra az 5-fokozatú állapotértékelés eredményét elemzi. A térkép megmutatja, hogy kistájanként melyik szántó állapotminősítési kategória a legjellemzőbb. A kétféle zöld jelölés azokat a kistájakat mutatja meg, ahol a szántók jobb (4,5) állapotúak, míg a piros és a narancssárga szín azokat, ahol a szántók többsége biodiverzitás-védelmi szempontból viszonylag rosszabb állapotú. Néhány helyen a kevés szántó miatt kapott jó értéket a kistáj.

6.5.2. Gyeppek állapota

A pannon biogeográfiai régió füves élőhelyei részben természetes úton, részben emberi hatásra alakultak ki. Utóbbi esetben azonos élőhelyen a kezeléstől függően többféle növénytakar is létrejöhetett. 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 gyepes esetekben (nyilván típustól függő mértékben) az emberi tevékenység gyakran meghatározó: mind a túl intenzív használat, mind a használat hiánya eredményezhet degradációt. A természetes ökoszisztémák közül a gyepes feltörése, beépítése, erdészeti faültetvényekké alakítása, azaz a fragmentációja és degradációja a legjelentősebb. Mindezek fényében a hazai gyepes helyzete a megőrzés tekintetében jelentős aggodalomra ad okot, ökológiai állapotuk minél jobb meghatározása ezért is különösen fontos feladat. A hazai gyepes élőhelyek országos megoszlását a 6.7. ábra mutatja.



6.6. ábra A szántók leginkább jellemző minősítése a kistájban



6.7. ábra A gyepes élőhelyek területi aránya a kistájban

A gyepek állapotát ökológiai szempontból általában a gyepek fajösszetételével, a fajok dominanciaviszonyaival és a fajok ökológiai jellemzőinek felhasználásával szokták jellemezni. Használatosak ezen túl strukturális változók, mint pl. gypemagasság, föld feletti biomassa, nyílt talajfelszín-arány. Azonban a gyepek esetében az erdőktől eltérően nem létezik országos alapadattáza, olyan gyepekataszter, amely tartalmazná valamennyi hazai gyepek alapjellemeit, típusát, kezelését, állapotát.

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

Globális tanulmányok szerint az élőhelyvesztés, a fragmentáció és a tájhasználat változása a biodiverzitás-csökkenés elsődleges okozói. Tehát az ökológiai állapotot az élőhelyfolt mérete és táji környezete jelentősen befolyásolja. Mivel az Ökoszisztéma-alaptérképből a foltok méretére és táji környezetére vonatkozó információk kinyerhetőek, ezért ezeket igyekeztünk a projektben a természetesség becslésére felhasználni. A módszer csak közelítő becslésre ad lehetőséget, mivel a különböző gyeptípusok másképp reagálnak területük csökkenésére és a környezetük megváltozására, valamint az állapot romlása bizonyos idő elteltével következik csak be (kihalási adósság). Így a kapott országos térképek kevésbé a pillanatnyi állapotot, mint inkább a veszélyeztetettséget mutatják.

A gyepek állapotának szakértői-modell alapú értékelése és térképezése

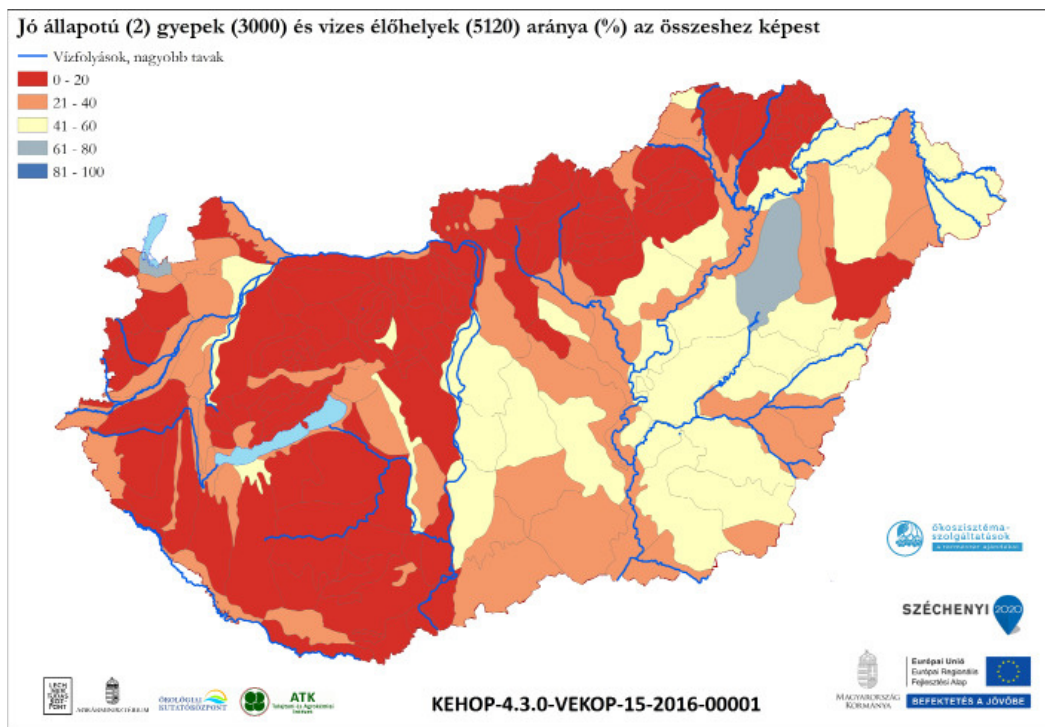
A gyepek modell-alapú értékelése az Ökoszisztéma-alaptérkép „Gyepterületek és egyéb lágyszárú növényzet” (3-as főkategória) és az „Időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp és mocsárrétek” (5120 kategória) kategóriáira készültek el. A modellek tanításához terepi vizsgálatok természetességi adatait is felhasználtuk.

A következő indikátorokat térképeztük: (1) gyepek aránya a pont környezetében (%), (2) természetszerű élőhelytípusok aránya a pont környezetében (%), (3) konkrét természetvédelmi korlátozáshoz vagy cselekvéshez kötötten támogatott gyepek jelenléte, vagy aránya (MTÉT és AKG célprogramok), (4) utaktól való távolság.

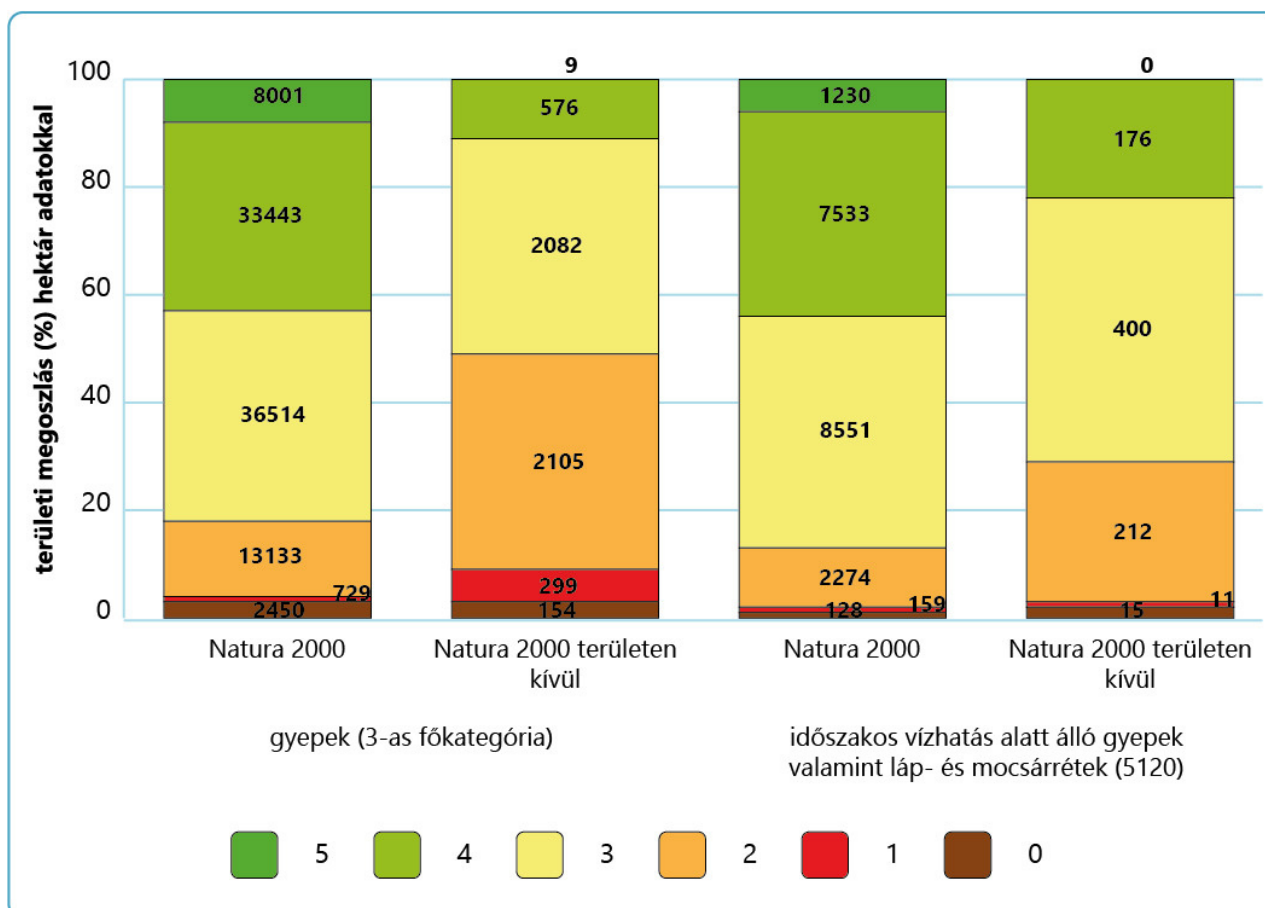
A részindikátorok modellben történő aggregálása eredményeként a gyepek esetében 2-fokozatú állapotminősítési térképek készültek. Ennek további feldolgozásával készült a 6.8. ábrán példaként bemutatott országos térkép.

A gyepek állapotának értékelése terepi természetességi adatok alapján

Az alábbi értékelés a Natura 2000 területeken és a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben készült Á-NÉR alapú élőhelytérképek feldolgozásán alapul. Bár a megalapozó adatbázisok jellegéből adódóan az adatok inkább jó állapotú és jelentős arányban valamilyen természetvédelmi oltalom alatt álló területekre fókuszálnak, mégis lehetőséget adtak a gyepek állapotának összehasonlítására védett és nem védett területeken (6.9. ábra). Látható, hogy mindkét gyepekategória esetében a Natura 2000 területeken a vizsgált gyepek csupán 40 %-a jó állapotú (4,5), addig a Natura 2000 területeken kívül ez az érték még ennél is jóval alacsonyabb, mindössze 10-20% esik ebbe a kategóriába.



6.8. ábra A jó állapotú gyepek aránya az összes gyepphez képest a kistájban. A jó állapotú gyepek magas arányát a kék szín, míg a rossz állapotú gyepek által uralt tájat a piros szín jelöli.



6.9. ábra A gyepek állapotának megoszlása Natura 2000 és azon kívül eső területeken.

6.5.3. Vizes élőhelyek állapota

A vizes élőhelyek lehatárolása alapvetően a vízhatás alapján történik, a kategória még a lehető legszűkebb értelmezés mellett is rendkívül változatos működésű ökoszisztémákat foglal magába. A térbeli heterogenitás mellett komoly kihívást jelent az időbeli dinamika is. A gyors, akár napi szintű változások és az évszakos dinamika miatt már a vizes élőhelyek lehatároláshoz is jellemzően több időpontból származó információra van szükség, és az állapot leírására ez még inkább igaz.

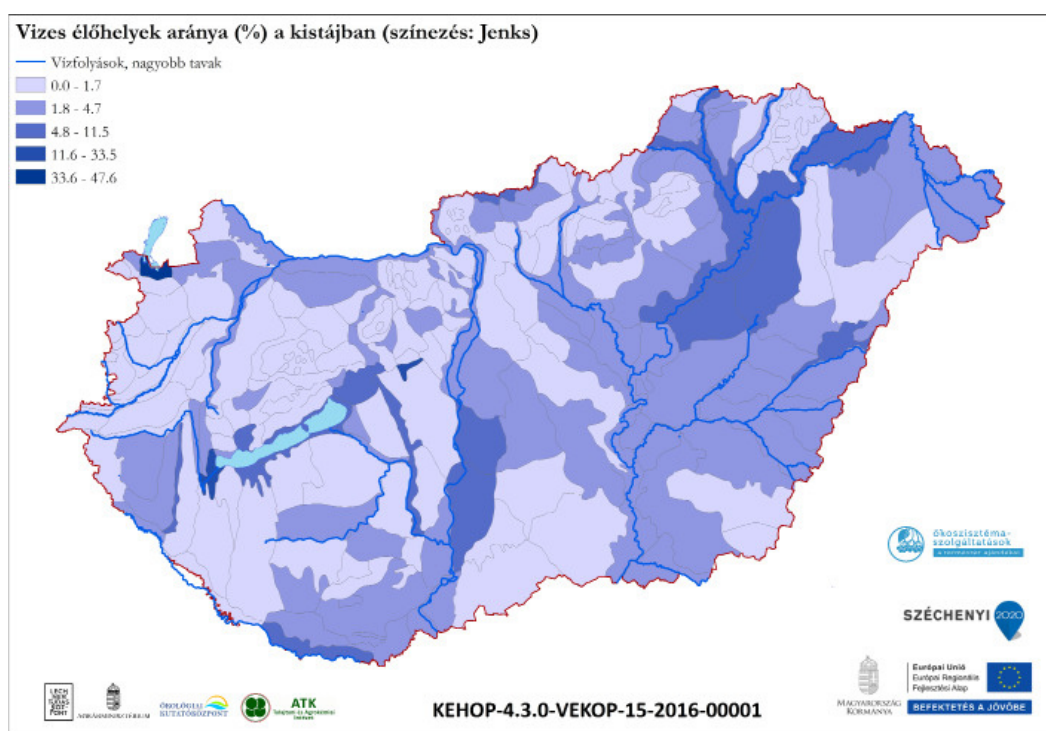
Vizes élőhelyek alatt a projektben az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriarendszere szerint ide sorolt, állandó vagy időszakos vízhatás alatt álló, igen változatos területeket értjük, ide tartoznak a nádasok, mocsár- és láprétek, mocsár- és láperdők. Emiatt az állapot meghatározására is nehéz olyan mutatókat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

A vizes élőhelyek Ökoszisztéma-alaptérkép kategórián belül az erdős élőhelyeket (5200-as kategória, „Láp- és mocsárerdők”), melyekre nézve az Erdészeti Szakigazgatási Információs Rendszer 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”) pedig a gyepekkel együtt tárgyaljuk, így az elemzések kifejezetten az 5110-es kategóriára („Vízben álló mocsári/lápi növényzet”) vonatkoznak.

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 Bodroghözben, a Sajó völgyében és a Solti-sík, valamint a Kalocsai-Sárköz területén (6.10. ábra).

A vizes élőhelyek állapotának szakértői-modell alapú értékelése és térképezése

A vizes élőhelyek esetében az eddigiekhez hasonlóan több indikátorra alapozó, többkomponensű értékelést alkalmaztak. Ez részben specifikusan a vizes élőhelyek állapotjellemezésére kidolgozott indikátorok, részben általános, az összes élőhelytípusra meghatározott állapotjelzők bevonásával történt. Ezeknek az értékeit a térkép valamennyi cellájára (pixelére) meghatároztuk, majd küszöbértékek megadásával valamennyi szempont szerint pontoztuk. A pontok összesítésével készült el a kombinált eredménytérkép, amely így több



6.10. ábra A vizes élőhelyek aránya a kistájban (%)

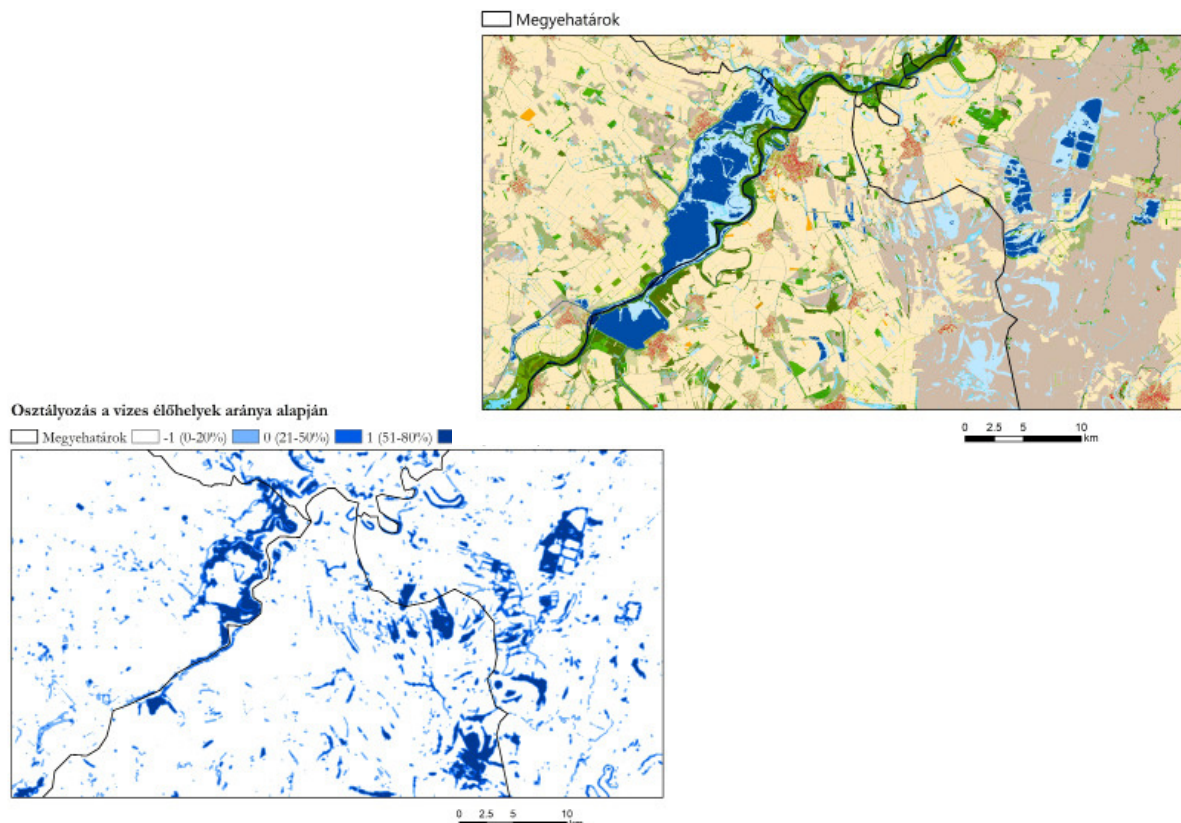
szempont együttes figyelembevételével jellemzi adott helyen a vizes élőhely állapotát. Ahol nem maga a cella volt a számítások térbeli egysége, ott a vizes élőhelyek elemzése során szakértői javaslatra végig 11 cella méretű mozgóablakkal számoltunk, tehát az alaptérkép 20 m-es térbeli felbontása mellett az adott cella 220×220 m-es környezetét vettük figyelembe.

A következő indikátorokat térképeztük: (1) a vizes élőhelyek aránya a pont környezetében (%), (2) a vízborítás gyakorisága, (3) víz és vízborította területek jelenléte, (4) a természetszerű élőhelytípusok aránya a pont környezetében (%), (5) a vizes élőhelyek heterogenitása, (6) utak jelenléte a pont környezetében.

Vizes élőhelyek aránya a pont környezetében

A „vizes élőhelytípusok aránya a pont környezetében” indikátor például – bár jelen fejezet elsősorban az Ökoszisztéma-alaptérkép 5110-es kategóriájára („Vízben álló mocsári/lápi növényzet”) koncentrálna – a végső modellben valamennyi vizes élőhely kategória (5-ös főkategória) összesített százalékos arányát jelenti, amelyet az Alaptérkép felhasználásával, mozgóablakos eljárással valamennyi cella esetében annak 220×220 m-es környezetére számítottunk ki (6.11. ábra). Noha közepes értékek előfordulhatnak egy nagyobb folt közelsége miatt éppúgy, mint több kisebb folt jelenléte esetén, ez az érték közvetve mégis utal a feldarabolódás (fragmentáltság) mértékére.

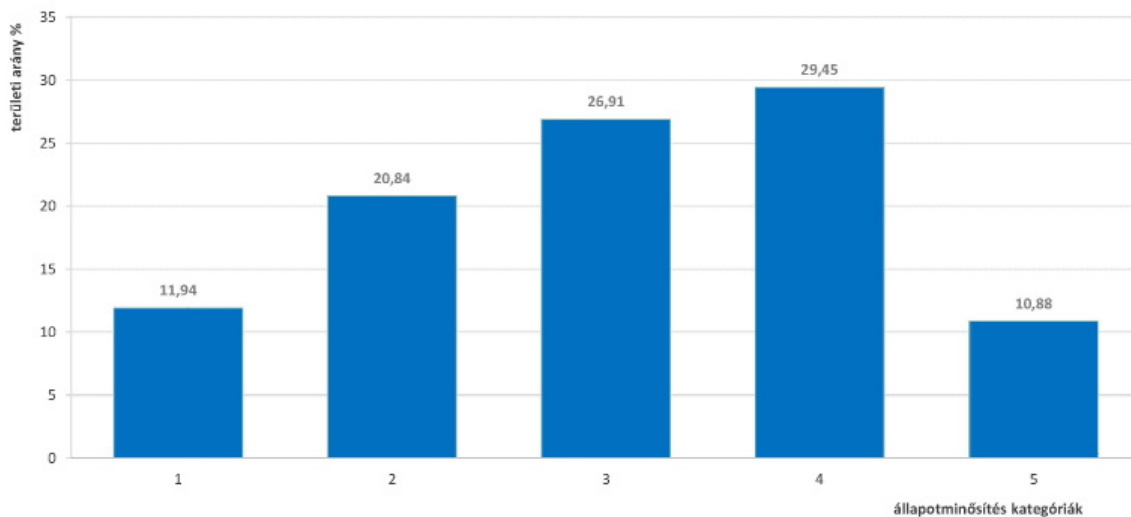
A Tisza-tó környékén a felszíni vizek mellett országos léptékben is jelentős kiterjedésben található vizes élőhelyek (6.10. ábra). A 6.11. ábrán mintaként bemutatott területen jól látható a vizes élőhelyek fragmentáltsága.



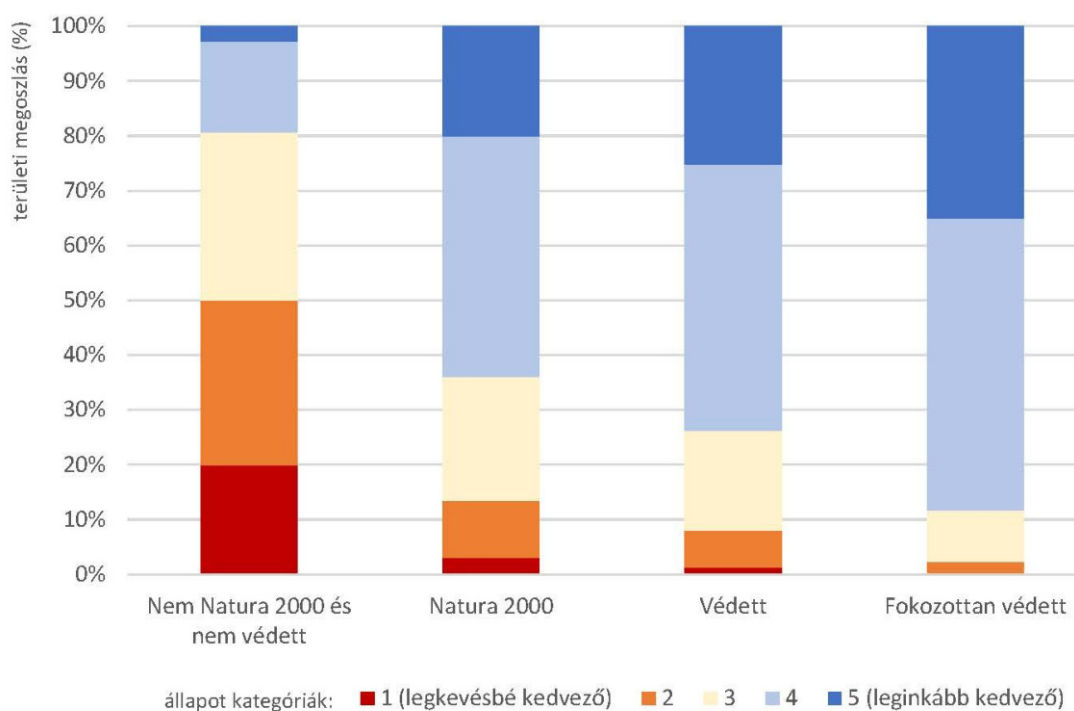
6.11. ábra Az Ökoszisztéma-alaptérkép egy részlete, kivágata (felül) és ugyanitt a vizes élőhelyek aránya a pont környezetében (% (alul)).

A vizes élőhelyek állapotának 5-fokozatú minősítése

A vizes élőhelyek állapotértékelése során (jellemzően szakértői döntés alapján) az egyes változókra külön-külön határértékeket állapítottunk meg, és az ezek segítségével kialakított kategóriákat pontosztuk. A pontszámok meghatározásával az egyes szempontokat (változókat) egyben súlyoztuk is. Ezután a kapott pontszámokat összeadtuk, és az így kapott relatív skálát az értékek eloszlásának figyelembevételével 5-fokozatúvá alakítottuk.



6.12. ábra A különböző állapotú vizes élőhelyek területi megoszlása



6.13. ábra A vizes élőhelyek állapotkategóriáinak területi megoszlása védett és nem védett területeken

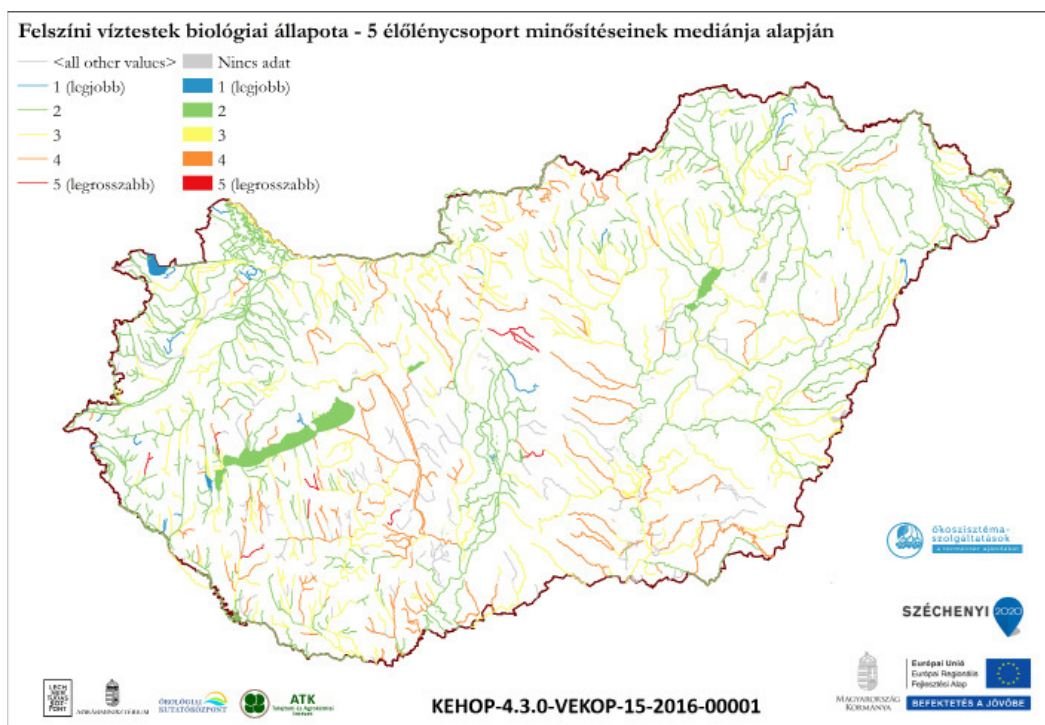
Az eredmények alapján a Natura 2000 területek több, mint 60%-a esik a két legjobb kategóriába, míg a védetteknél ez majdnem 80%. Ebből következik, hogy a védett területen található vizes élőhelyek kicsivel több, mint 20%-a elaprózódott, mesterséges vagy művelt területek által körbevett, emberi tevékenység által fokozottabban veszélyeztetett terület. A védettséggel nem rendelkező vizes élőhelyek esetében fordított a helyzet, kb. 10% a két legjobb állapot-kategória területi aránya (6.13. ábra).

6.5.4. Felszíni vizek állapota

Mivel vizeink állapota közvetlen és egyértelműen jelentős hatást gyakorol az emberiség jóllétére, a közel-múltban már számos, a vizek állapotát értékelő projekt valósult meg. 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). A felszíni vizek jellemzése kapcsán a szakértők célszerűnek látták az EU Víz Keretirányelv (VKI) céljainak teljesítése érdekében a hazai Országos Vízügytő-gazdálkodási Terv (OVGT) elkészítéséhez, valamint felülvizsgálatához (2015) összegyűjtött adatokra, illetve az ezekre részletesen kidolgozott indikátorokra támaszkodni.

A VKI értékelési rendszer egyik fő elemét a biológiai elemek képezik, melyek a víztestek ökológiai állapotát a biodiverzitás segítségével hivatottak jelezni. A VKI hazai biológiai minősítésben szereplő öt élőlénycsoport (fitoplankton – mikroszkopikus lebegő algák, fitobentosz – mikroszkopikus bevonatkozó algák, makrofiton – makroszkopikus vízi növényzet, makrozoobentosz – makroszkopikus vízi gerinctelenek, halak) mindegyikére 5-fokozatú minősítést adtak, ahol az 1 a legjobb, az 5 a legrosszabb értéket jelenti. A VGT2 (2015) készítésekor az egyes élőlénycsoportokra adott minősítések kombinálása során a VKI által előírt „egy rossz, mind rossz” elvet alkalmazták. Így ha az egyik élőlénycsoport alapján rossz állapotú minősítést kapott a víztest, akkor a kombinált állapotminősítés is „rossz” lett, függetlenül a többi élőlénycsoport adataitól.

Az elsődleges felmérés az élőlénycsoportok fajösszetételét, illetve fajok gyakoriságát/borítását/stb. tartalmazza. Ezekre épülő, az egyes csoportokra jellemző minőségi indexeket dolgoztak ki a szakértők (melyeket Európa-szerte validáltak). Így a VGT2 mellékleteként közzétett adatbázis nem az egyes élőlénycsoportok monitoring adatait, illetve az ezekből közvetlenül számított „hagyományos” diverzitás-indikátorokat, hanem egy ún. ökológiai minőség arányt (EQR – Environmental Quality Ratio) tartalmaz. Ez azt mutatja meg, hogy az adott víztestben megfigyelt biológiai paraméterek értékei hogyan viszonyulnak az ugyanerre a víztestre megállapított referenciaállapot értékeihez. Az egyes élőlénycsoportok esetében ez alapján alakították ki a fentebb említett 5-fokozatú skálát. A projekten belül a felszíni vizek állapotának értékelésekor csak a kombinálás módszerén módosítottunk. Az egyes élőlénycsoportokra vonatkozó minősítési értékeknek nem a maximumát (tehát a legrosszabb értéket), hanem a középértékét (mediánját) vettük figyelembe. (6.14. ábra)

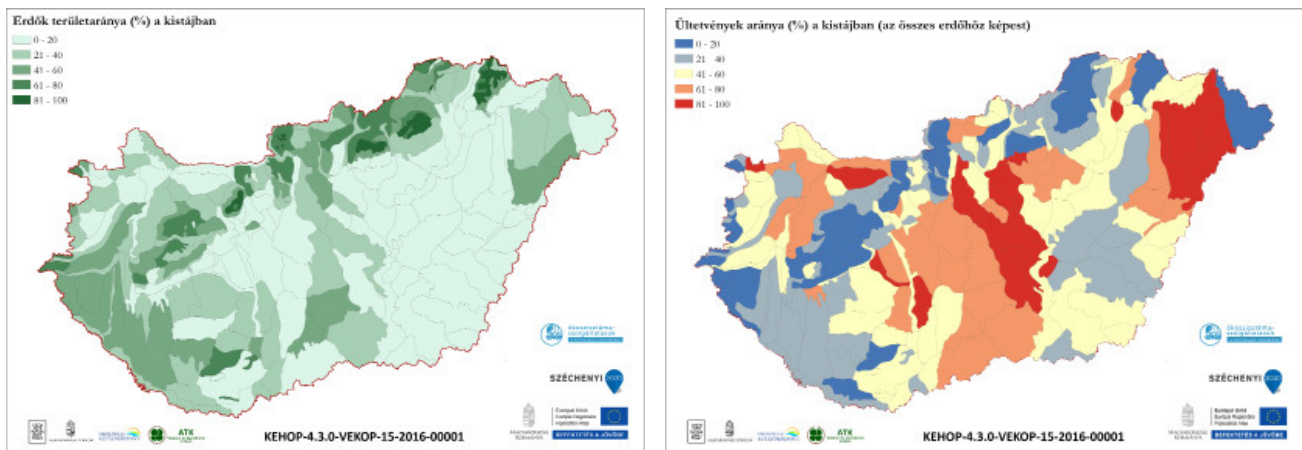


6.14. ábra Felszíni vizek biológiai állapota az 5 élőlénycsoport minősítéseinek mediánja alapján

6.5.5. Erdők állapota

Európa jelentős részét (a szárazföldi területek kb. 40%-át) borítják erdők, Magyarországon területi arányuk kb. 23% (az Ökoszisztéma-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, 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. A magyarországi védett területek kb. fele, a Natura 2000 területek kb. 45%-a erdő.

Az erdők állapotának leírását országosan az Erdészeti Szakigazgatási Információs Rendszer (ESZIR) részét képező Országos Erdőállomány Adattár (OEA) adataira alapoztuk. Ennek térbeli egysége az erdőrészlet, amelynek mérete széles határok között változhat, átlagosan kb. 3,5 ha. Az adatok nagy része a faállomány állapotára és a fahasználatokra, kisebb része a termőhelyre vonatkozik. Ez jelentősen jobb adat-ellátottságot jelent, mint a többi természetközeli ökoszisztéma-főtípus esetében, mivel az adatgyűjtés azonban alapvetően a gazdálkodás információ-igényeinek kielégítését célozza, és ennek megfelelő szempontok szerint történik, az adatbázis az erdőtermészetesség bizonyos elemeire (pl. holtfa, vadhatás) nézve nem, vagy korlátozottan tartalmaz információt.



6.15. ábra Az erdők területi aránya a kistéjában (bal oldal) és az ültetvények aránya a kistéjában az összes erdőhöz képest (jobb oldal). A piros szín a 80 % feletti, míg a kék szín a 20 % alatti arányt mutatja

Az erdősültség mértéke az országon belül jelentős eltéréseket mutat (6.15. ábra), a középhegységek és a Délnyugat-Dunántúl a leginkább erdősült területek, míg a síkvidékeken alacsony az erdők aránya. Az alföldi területeken jellemzően magasabb az ültetvények aránya, 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). Ezekon a területeken az idegenhonos ültetvények nagyobb részben akácosok.

Az erdőkre vonatkozó állapotértékelés módszertana

Az erdőkre vonatkozó állapotminősítés két fő indikátorcsoport értékeiből állt össze, külön értékeltük a faállomány fajösszetételét, és külön a szerkezetét. Jó állapotúnak az őshonos fajokból álló, változatos fajösszetételű és szerkezetű állományokat tekintettük, míg rossz állapotúnak adódtak az elegyetlen, idegenhonos fajokból álló, egykorú állományok. 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.

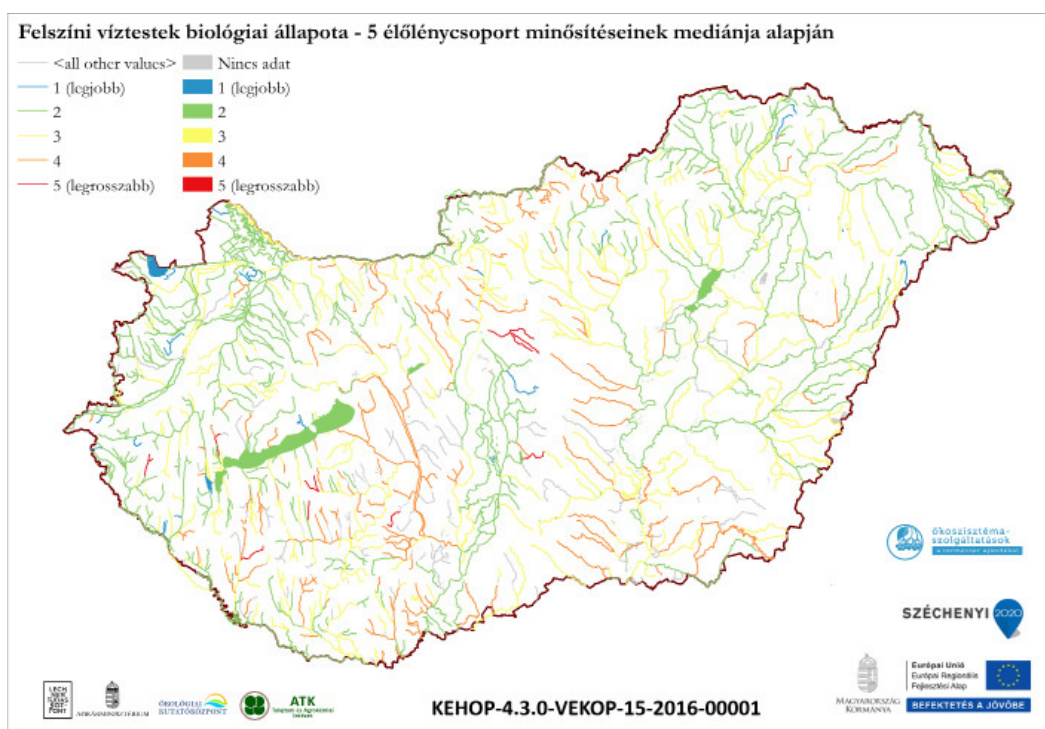
A következő indikátorokat térképeztük: (1) őshonos fajok fajsza, (2) őshonos elegyfajok fajsza, (3) az adott élőhelytípusra jellemző főfaj(ok) jelenléte az elvart arányban, (4) őshonos elegyfajok aránya az elvárthoz képest, (5) őshonos fajok elegyaránya, (6) idegenhonos fajok elegyaránya, (7) agresszívan terjedő (inváziós) fajok összesített elegyaránya, (8) korcsoportok száma, (9) a legalacsonyabb és legmagasabb kor különbsége, (10) 100 éves, vagy annál idősebb fák, facsoportok jelenléte, (11) átmérőosztályok száma, (12) átmérőosztály-diverzitás, (13) méretes fa jelenléte, (14) a cserjeszint minősítése.

Fafajösszetételre vonatkozó mutatók

A természetes erdők egyik fontos jellemzője a faállomány nagyobb faji diverzitása, mivel az erdőgazdálkodás gyakran homogenizáló hatással bír. Ugyanakkor az, hogy adott helyen hány faj találja meg optimális életfeltételeit, függ a termőhelytől és a fejlődési fázistól is. Emellett a nagyobb fajsza, amennyiben pl. idegenhonos, vagy inváziós fajok is jelen vannak, nem feltétlenül jelent nagyobb természetességet. A módszertan kidolgozásánál mind a figyelembe vett fajok köre, mind a referenciaállapot meghatározása kapcsán tekintettel kellett lenni a fenti szempontokra. Ahhoz, hogy teljes képet kapjunk, a fajsza számításoknál figyelembe kellett venni a ritka, vagy szálanként előforduló fajokat is. Az őshonosságot, illetve az erdőgazdasági tájak szerinti tájbonosságot a 61/2017. (XII. 21.) FM rendelet 2. melléklete alapján határoztuk meg. Az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriáinak meghatározásakor (az erdeifenyő kivételével) őshonosnak vettünk minden, az országban őshonosnak tekintett fajt, míg az állapotértékelésnél a fent említett rendelet szerint az adott erdőgazdasági tájban való bonosságot is figyelembe vettük.

Az adott élőhelytípusra jellemző főfaj(ok) jelenléte az elvart arányban

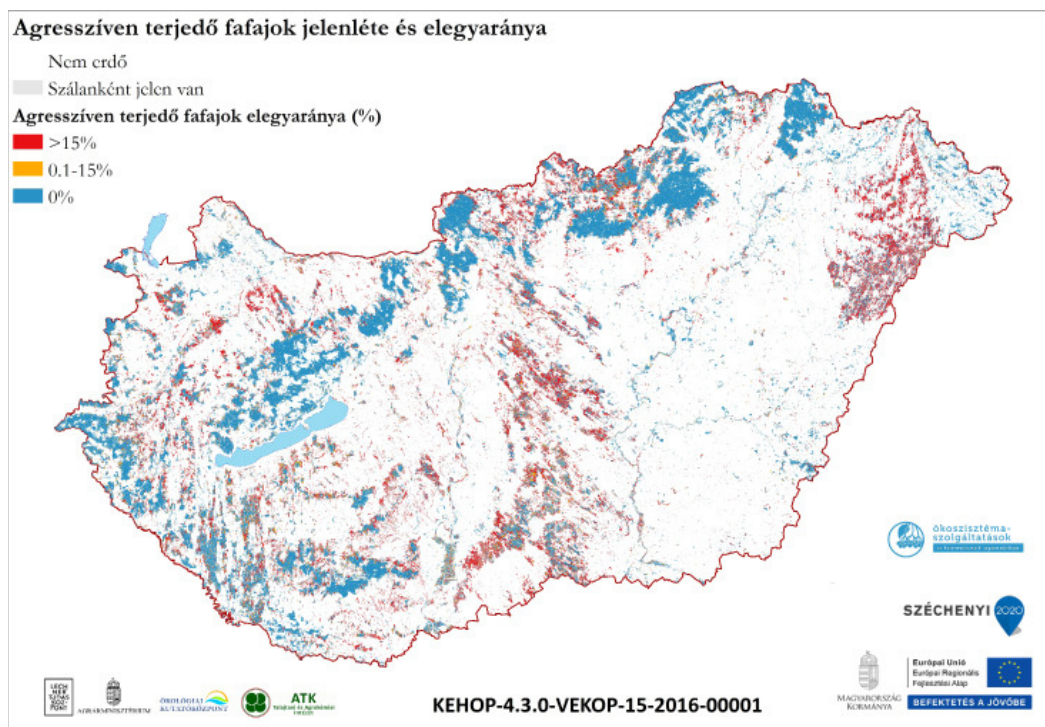
A munka során meghatároztuk, hogy melyik erdőtípus esetén mely őshonos faj(oka)t tekintjük főfajnak, amelyek meghatározott minimum aránya jó állapot esetén elvárható. Mivel nem a potenciális természetes erdőtársulást vettük alapnak, hanem az Ökoszisztéma-alaptérképen szereplő erdőtípusokat, és e típusok besorolása az esetek többségében eleve a meghatározónak tekintett fajok arányán alapult, ezért ez inkább segédváltozóként, mint önálló indikátorként funkcionál. Ahol a főfajnak tekintett faj(ok) összesített aránya az alsó és felső szintben nem éri el a megadott értéket, az erdőrészlet 0-t, amennyiben eléri, 1-t kap. Bizonyos típusok esetében nem határozható meg ez az érték. (6.16. ábra)



6.16. ábra Az adott élőhelytípusra jellemző főfaj(ok) jelenléte az elvart arányban

Agresszíven terjedő (inváziós) fajok összesített elegyaránya

Az agresszíven terjedő fajok az akác, a zöld juhar, az amerikai kőris, a bálványfa, a kései meggy, a nyugati ostorfa és a keskenylevelű ezüstfa. A 6.17. ábrán látható, hogy a síksági és hegylábi területeken több, míg a középhegységeken jóval kevesebb erősebben fertőzött területet találunk.



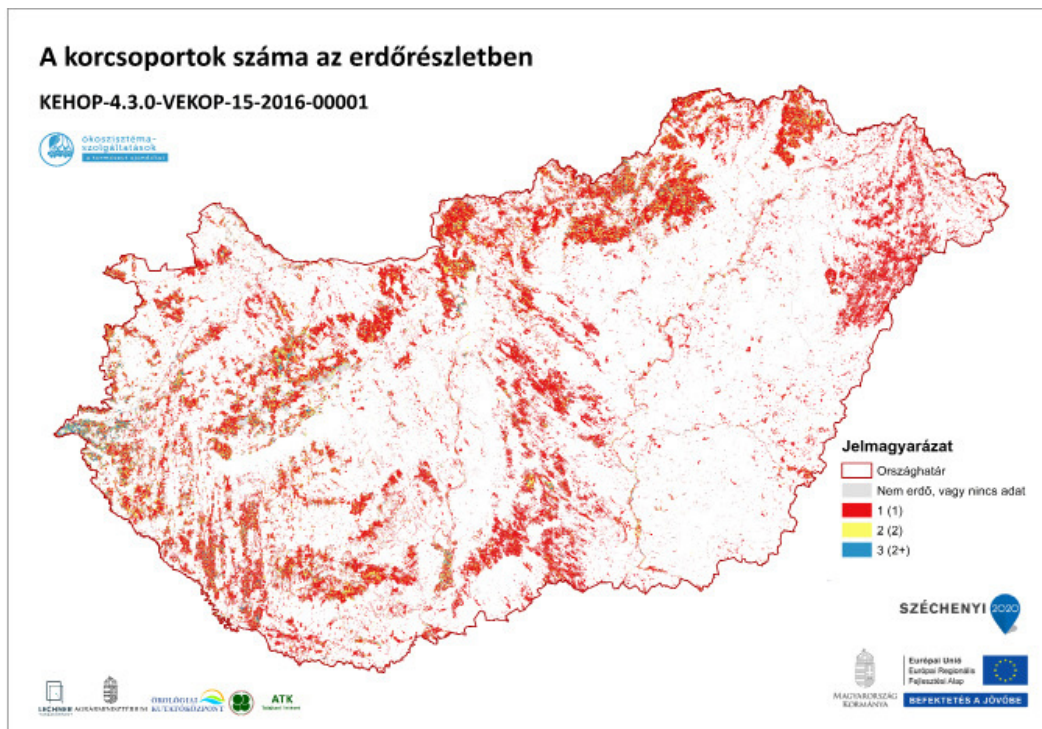
6.17. ábra Az agresszíven terjedő fajok jelenléte és elegyaránya. (A piros színnel jelzett területeken e fajok elegyaránya magasabb mint 15%.)

Szerkezetre vonatkozó mutatók

Az erdők élővilágának gazdagságát, s ezen keresztül az ökoszisztémaszolgáltatás-nyújtó képességét alapvetően befolyásolja az erdők horizontális és vertikális szerkezetének változatossága. A kevés ismert természetesnek, vagy ahhoz közelinek tekinthető mérsékelt övi, üde lomberdőre jellemző a különféle léptékű természetes bolygatások hatására létrejövő, elegyes és vegyes korú állományok kialakulása. A szerkezeti gazdagság jellemzésének két – egymással összefüggő, de nem azonos – módja a faállományt alkotó fák méretének, illetve korának alkalmazása.

Korcsoportok száma

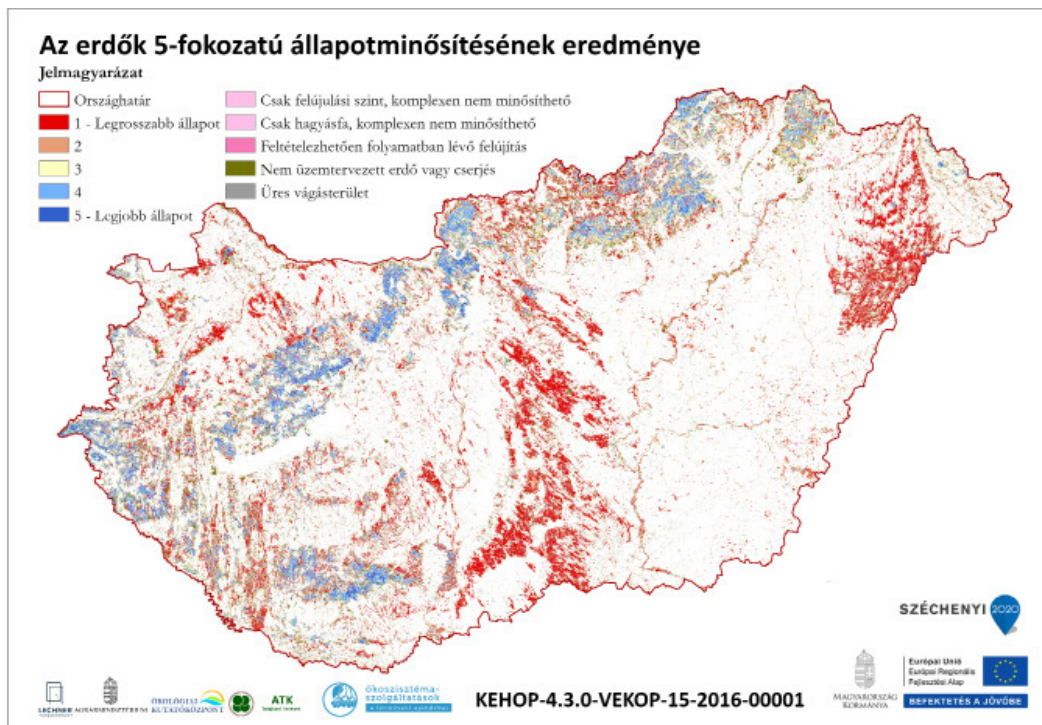
Ez a mutató a korosztályok változatosságára utal, azt jelzi, hogy az erdőrészletben leírt fafajsortok hány különböző korosztályt képviselnek. Eltérő korcsoportúnak akkor tekintettünk két fafajsort, ha közöttük legalább 5 év korkülönbség volt (6.18. ábra)



6.18. ábra Korcsoportok száma az erdőrésztletben. Az erdőrésztletek jelentős részében (piros szín) az adatok alapján 1 korcsoport található

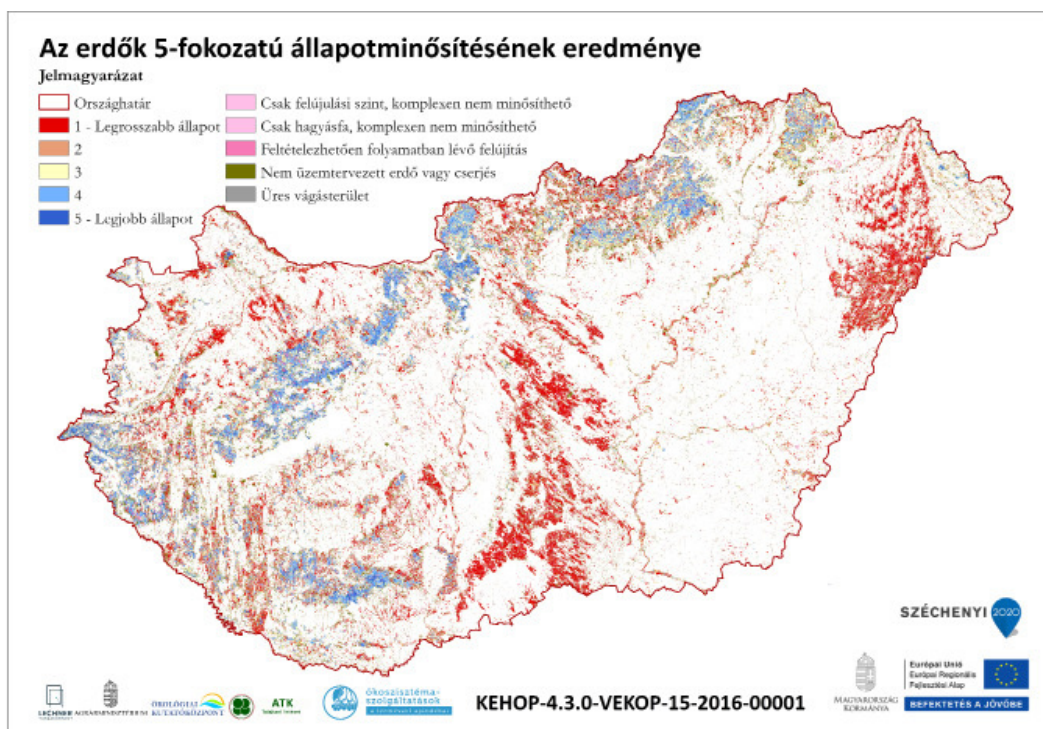
Az erdők állapotminősítése (5-fokozatú)

A cél, a többi fő ökoszisztéma-típushoz hasonlóan, itt is egy olyan értékszám létrehozása volt, amely egyszerűsítve jellemzi az erdők állapotát. Ehhez az egyes indikátorokat két csoportba (fajösszetéti és szerkezeti) soroltuk, és értékeiket csoportonként összeadtuk. Az összesített értékelésben a fajösszetéti mutatókat másfélszeres súllyal vettük figyelembe. A pontszámok alapján a korábbiakhoz hasonlóan 5 kategóriát alakítottunk ki



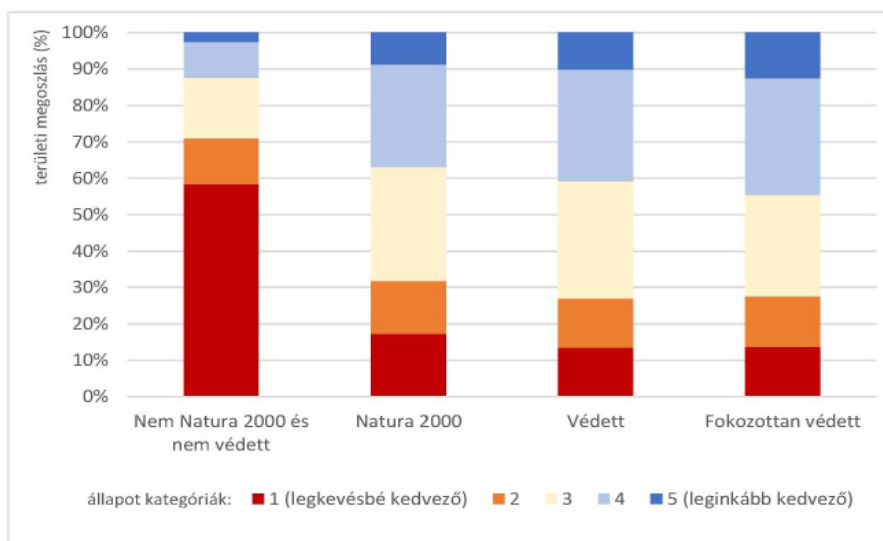
6.19. ábra Az erdők (ültetvényekkel) 5-fokozatú állapotminősítésének eredménye (az 1-es a legrosszabb – piros szín, az 5-ös a legjobb érték – kék szín)

Az ültetvények esetében eltérő fajösszetételi indikátorokat használtak, ezeknél a kapható legmagasabb pontszám (9 pont) alacsonyabb, mint a nem ültetvény kategóriába sorolt erdőrészek esetében (13 pont). Az 5-fokozatú állapotértékelés eredményét a 6.19. ábra, míg a további feldolgozás eredményét a 6.20. ábra mutatja.



6.20. ábra Az erdők (ültetvényekkel) leginkább jellemző minősítése a kistájban. A piros szín a legrosszabb, kék szín a legjobb állapotot jelöli

Az erdők állapotminősítése során kapott 5 kategória területi megoszlását vizsgálva – az ültetvényeket is figyelembe véve – a nem védett területeken a legrosszabb (1, 2) 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, míg a védett területeken éppen, hogy meghaladja azt. Ugyanakkor még a fokozottan védett területen lévő erdőknél sem éri el ez az arány az 50%-ot, ráadásul nincs túl nagy különbség a háromféle kategória között az állapotminősítés értékek megoszlásában. (6.21. ábra)



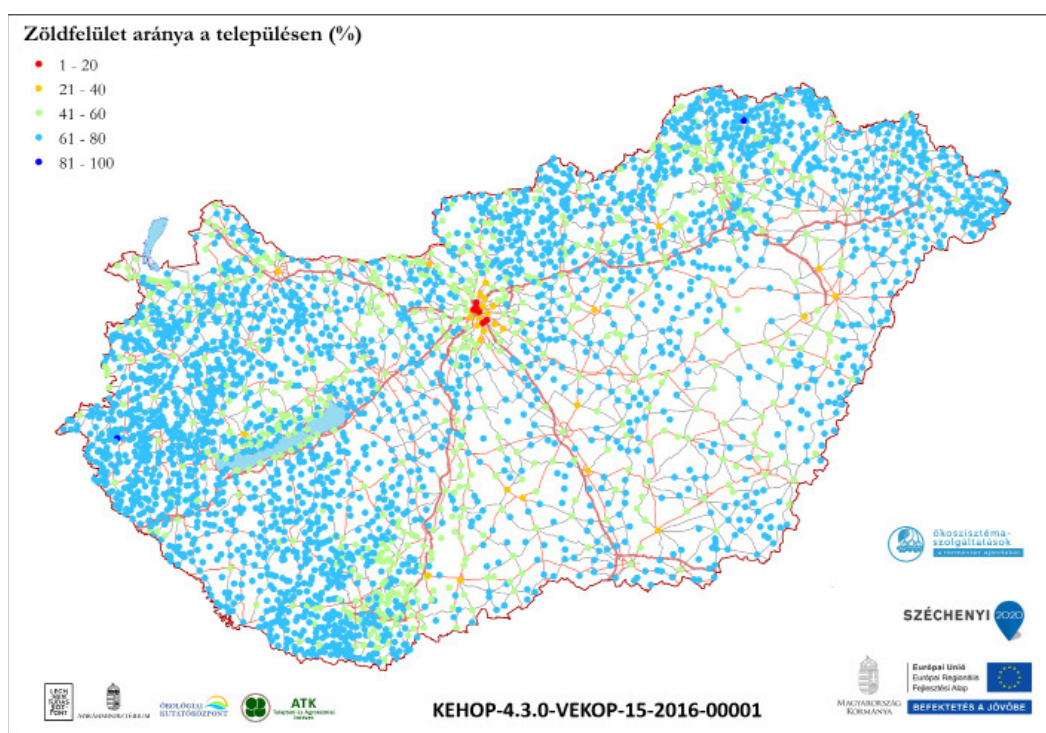
6.21. ábra Az erdőállapot-minősítés során kapott 5 kategória területi megoszlása védettség szerint.

6.5.6. Települési zöldfelületek indikátorai

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

A zöldfelületek esetében a településeken belüli finom mintázatok a meghatározóak. Ezek térbeli vizsgálatához azonban olyan, finomabb térleptékű adatbázisokra lenne szükség, amelyek országosan nem álltak rendelkezésre. A projektben emiatt az általános ökoszisztémaállapot-térképezés keretében a városi területekre országosan egy egyszerű indikátor, a zöldterület aránya alkalmazását javasolták a település szintjén. Az arány számításához az Ökoszisztéma-alaptérképet használtuk fel.

A következő indikátorokat térképeztük: (1) a fás zöldfelületek aránya a település területéhez képest, (2) a fátlan zöldfelületek aránya a település területéhez képest, (3) a zöldfelületek összesített aránya a település területéhez képest.



6.22. ábra A zöldfelületek aránya a településen (%) a belterülethez képest.

Az eredmények alapján a magyarországi települések nagy részén a zöldfelület aránya 65-75% közötti. 20% alatti értékek csak néhány budapesti kerületben láthatók (6.22. ábra). 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.

6.5.7. Foltnál durvább léptékű indikátorok

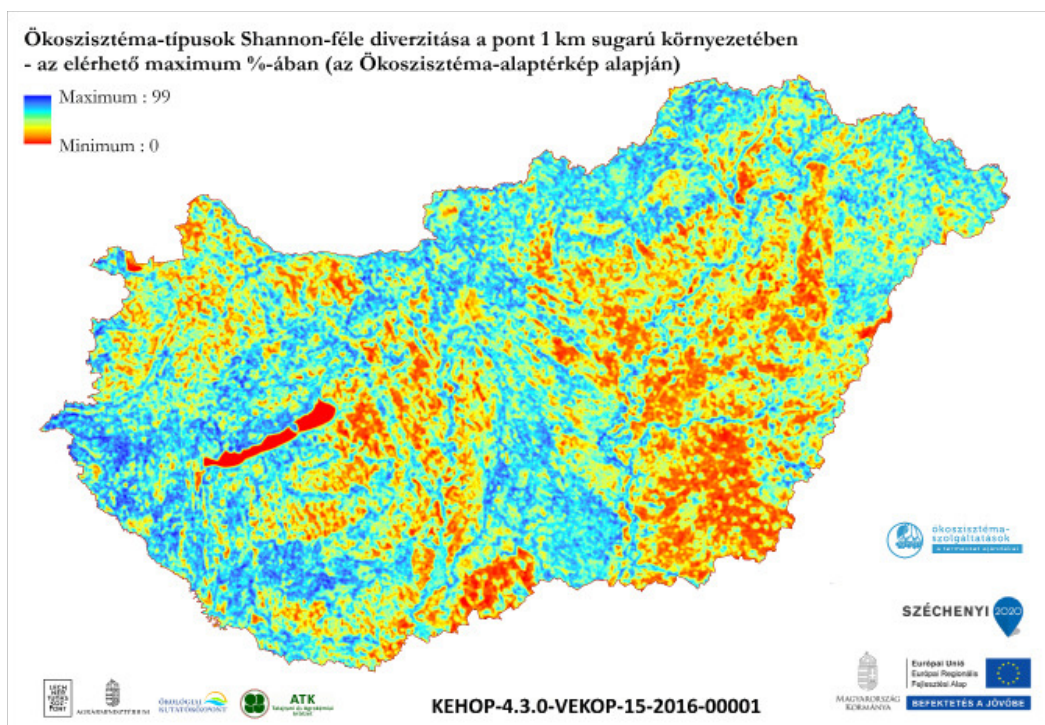
Ebben a fejezetben az Ökoszisztéma-alaptérkép 20×20 m-es pixeleinél, illetve az élőhelyfoltnál csak nagyobb léptékben értelmezhető indikátorok szerepelnek. Ezek nem minden esetben kötődnek egyes élőhelytípusokhoz.

A következő indikátorokat térképeztük: (1) területegységre jutó élőhelytípusok száma, (2) területegységre jutó élőhelytípusok változatossága, (3) a potenciális természetes vegetációtól való eltérés, (4) agrárterületek csökkenése (mesterséges felszínnek javára), (5) gyepek területcsökkenése, (6) az erdőterület változása, (7) Natura 2000 területek aránya az egyes ökoszisztéma-főtípusokban, (8) az egyes ökoszisztéma-főtípusok területi kiterjedése.

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. 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. Ennek közelítésére az Ökoszisztéma-alaptérkép 3. szintjének kategóriáit vettük alapul, és minden pont 1 km sugarú környezetére kiszámoltuk, hányféle ökoszisztéma-típus fordul ott elő. A Shannon-féle diverzitási mutató nemcsak a típusok 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 6.23. ábrán a használt kategória beosztás alapján országosan elérhető maximum százaléka került feltüntetésre.



6.23. ábra Ökoszisztéma-típusok sokfélesége (Shannon-féle diverzitása) a pont 1 km sugarú környezetében. A kék szín a diverz, a piros szín a kevésbé diverz területeket mutatja

6.6. Hasznosulás a projekt keretein belül

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének keretrendszerében az ökoszisztémák állapotának ismerete azért fontos, mert ez alapvetően határozza meg az ökoszisztémák szolgáltatásnyújtó-képességét. A hazai ökoszisztémák állapotáról országosan jelenleg kevés információ elérhető. Annak érdekében, hogy képet lehessen kapni az egyes ökoszisztéma-típusokban a területek állapotáról, fontos volt egy egységes módszertan kialakítása (Tanács et al. 2021). Az ökoszisztéma-állapot vizsgálatának további elemzésén alapuló eredményeit külön tanulmány ismerteti részletesen (Tanács és Standovár 2021). Számos esetben derült fény e téren is adathiányra, módszertani nehézségekre, ugyanakkor kirajzolódtak a továbbfejlesztés lehetőségei is. Bár ökoszisztéma típusoktól függően elsősorban az adathiányok miatt eltérő volt az értékelés megbízhatósága, mégis számos feladathoz fontos inputot jelentettek ezek az indikátorok. Noha az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésénél általában más, kimondottan a szolgáltatásokra vonatkozó indikátorokat használtak, a szintézis során, továbbá az zöldinfrastruktúra-állapot értékelés kialakításánál számos eredményt felhasználtak a kutatók.

Az eredmények természetesen nem csak a projekt keretein belül használhatók fel. Számos értékelés segítheti a természetvédelmi döntés-előkészítést, a tevékenységek tudományos, szakmai alátámasztását az ágazatokkal történő egyeztetések során.

6.7. Összefoglalás

Az ökoszisztéma-állapot nagyon bonyolult, sokféleképpen értelmezhető fogalom, és emiatt a lehetséges felhasználóknak szerteágazó elvárásai és igényei lehetnek egy állapot-értékeléssel szemben. Ezen túlmenően is minden rendelkezésre álló adatbázisnak, és minden lehetséges megközelítésnek megvannak az erősségei és gyengeségei, ezért a projektnek kifejezett célja volt összetett módon, többféle megközelítéssel dolgozni. Az eredményekből kirajzolódik a védett területek jelentősége a jó állapotú ökoszisztémáink megőrzésében, de az is, hogy az ország területének jelentős hányadát kitevő, alapvetően az élelmiszerellátás biztosítására koncentráló területek állapota is fontos lehet az élővilág sokféleségének megőrzése szempontjából. Egy egyetlen időpontra vonatkozó felmérés eredményei korlátozottan hasznosíthatók, sok kérdésre valójában az időbeli változások vizsgálata adhatna választ. Ez a munka ebben a folyamatban egy első lépésnek tekinthető, a térképek továbbfejleszthetőek. A lehetséges fejlesztések közül különösen hangsúlyos a klímaváltozás, illetve szélsőséges időjárási események hatására bekövetkező állapotváltozásokra történő reflektálás lehetőségének megteremtése. Ez az itt bemutatott értékelésekből nagyrészt hiányzik, 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 (műholdképek, légifotók) bevonása, amelyek alkalmasak például a szélsőséges időjárási helyzetek (viharok, aszályok) hatásainak gyors vizsgálatára. Új lehetőségeket nyithatnak a közelmúltban kifejlesztett, az élőlények előfordulásait rögzítő (biotikai) adatbázisok is. Ezeknek a feltöltésében akár a lakosság, a helyi közösségek is szerepet játszhatnak.

Irodalom

Andreasen, J.K., O'Neill, R.V., Noss, R., Slosser, N.C., 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators* 1, 21–35. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00007-3)

Czúcz, B., Condé, S., 2017. Note on definitions related to ecosystem conditions and their services based on different glossaries.

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

MA., 2005. Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. World Resource Institute, Washington DC.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, J.I., Paracchini, M.L., Condé, S., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian, G., Petersen, J.-E., Marquardt, D., Kovacevic, V., Abdul Malak, D., Marin, A.I., Czúcz, B., Mauri, A., Löffler, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Christiansen, T., Werner, B., 2018. Mapping and assessment of ecosystems and their services an analytical framework for mapping and assessment of ecosystem condition, MAES report. Publications office of the European Union, Luxembourg.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., others, 2013. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union: Luxembourg.

Roche, P.K., Campagne, C.S., 2017. From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 29, 63–68. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.12.009>

Somodi, I., Molnár, Z., Czúcz, B., Bede-Fazekas, Á., Bölöni, J., Pásztor, L., Laborczi, A., Zimmermann, N.E., 2017. Implementation and application of multiple potential natural vegetation models – a case study of Hungary. *Journal of Vegetation Science* 28, 1260–1269. <https://doi.org/10.1111/jvs.12564>

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

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.

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

7. FEJEZET

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének koncepcionális kerete és módszertana

Készítette: Kovács-Hostyánszki Anikó¹, Tormáné Kovács Eszter², Vári Ágnes¹, Kiss Márton³,
Marjainé Szerényi Zsuzsanna⁴

¹ Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

² Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet;

³ Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék;

⁴ Budapesti Corvinus Egyetem, Gazdaságföldrajz, Geoökonómia és Fenntartható Fejlődés Tanszék

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének koncepcionális keretrendszerét, a módszertani megközelítéseket, a vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatások kiválasztásának (priorizálás) menetét, az ökoszisztéma-szolgáltatások és a jóllét értékelésének, valamint a gazdasági értékelés módszertani megalapozását jelen fejezet mutatja be.

7.1. Az ökoszisztéma-szolgáltatások osztályozása és a projekten belüli priorizálása

Az értékelésre és térképezésre javasolt ökoszisztéma-szolgáltatások listájának összeállítása több lépcsőben zajlott, melyek során alapvetően az EU releváns szakpolitikai kezdeményezésében, a MAES-folyamatban lefektetett módszertani ajánlásokat vettük alapul (MAES 2014, 2016, 2018). Első lépcsőben elkészítettük az ökoszisztéma-szolgáltatások nemzetközi kategóriarendszerének (CICES 4.3: Common International Classification of Ecosystem Services – CICES, Haines-Young & Potschin 2013, 2018; <http://www.cices.eu>) magyar nyelvű változatát (CICES-HU), mely tartalmazza az eredeti kategóriarendszer minden elemét, kivéve a hazánkban nem releváns, tengeri ökoszisztémákhoz kötődő szolgáltatásokat.

A CICES egy hierarchikus rendszer, amely a szolgáltatások három fő típusát különbözteti meg: ellátó, szabályozó és fenntartó, illetve kulturális szolgáltatások.

- Az ellátó szolgáltatások közé sorolhatók az emberiség számára direkt hasznot nyújtó, természetből származó „termékek”, javak.
- A szabályozó és fenntartó szolgáltatások közé sorolhatjuk mindazon felszíni vagy felszín alatti folyamatokat, melyek biztosítják az ökoszisztémák működésének dinamikus egyensúlyát, a földi élet alapját képező körfolyamatok fenntartását, amelyek elengedhetetlenek az emberi élet és jóllét szempontjából.
- Kulturális szolgáltatásoknak tekinthetjük azokat a nem materiális javakat, melyeket az emberek a természetből meríthetnek.

A Millenniumi Ökoszisztéma Értékelés (MEA 2005) kategóriarendszerével szemben, itt a “támogató” szolgáltatások nem jelennek meg külön kategóriaként az ökoszisztéma-szolgáltatások sorában, helyette nagy hangsúlyt kap az ökoszisztémák állapota a keretrendszerben.

A CICES kategóriarendszere az európai ökoszisztémák által nyújtott szolgáltatások széles körét lefedi. Az egyes tagországok ugyanakkor jelentősen eltérő élőhelyi adottságokkal rendelkeznek, ebből adódóan minden országban más szolgáltatástípusok kerülhetnek előtérbe. A kategóriarendszer adaptálása során az adott országra releváns szolgáltatások körének megállapítása tehát az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezését megelőző alapvető feladat, amely során figyelembe kell venni az adott ország élőhelyi adottságait és szocio-kulturális viszonyait. Ennek megfelelően a NÖSZTÉP projektben is kiválasztották a Magyarországon releváns, és ezek közül a projekt során értékelni kívánt szolgáltatások körét.

A projekt előkészítő évében (2017) különböző ágazatok (természetvédelem, erdészet, vadászat, mezőgazdaság, halászat, vízgazdálkodás, területi tervezés, kereskedelem, turizmus, ipar – adminisztratív szervek, állami és magánszektor, civil szervezetek, kutatóintézetek) képviselői körében végzett 23 interjú alapján előzetesen felmerült 73 ökoszisztéma-szolgáltatás példát (előzetes ökoszisztéma-szolgáltatás lista) a CICES-HU szerint kategorizáltuk. Ez a táblázat lett az ökoszisztéma-szolgáltatás priorizálás kiindulópontja.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások priorizálása a CICES-HU lista szerint négy priorizáló műhelymunka keretében zajlott a főbb élőhelykategóriák mentén: erdők és faültetvények, vizek és vizes élőhelyek, lakott területek, gyepek és mezőgazdasági ökoszisztémák. Utóbbi kettőt, mivel hasonlóan mezőgazdasági hasznosítás alatt állnak, ugyanannak a műhelymunkának a keretein belül tárgyaltuk, ugyanazokkal a szakemberekkel, viszont az eltérő jellemzőik miatt mégis külön-külön kategóriaként vettük számba őket, külön priorizálták a szakértők az ökoszisztéma-szolgáltatásaikat. Az élőhelykategóriák kialakításakor a projektben alkalmazott módszertant alapvetően meghatározó MAES-folyamat szakmai anyagaiban használt definíciókra támaszkodtunk.

A műhelymunkák során az adott élőhelyet ismerő, kezelő, kutató stb. szakértők (alkalmanként 8-14 fő) moderált, közös diszkusszió után pontosították az ökoszisztéma-szolgáltatásokat aszerint, hogy szerintük a társadalom számára az adott élőhelyek mely ökoszisztéma-szolgáltatásainak hosszú távú fennmaradása a legfontosabb. Azaz, hogy szerintük milyen prioritást élvezzenek az egyes szolgáltatások az értékelés, térképezés során. Végeredményként élőhelyenként a 8-10 legfontosabbnak tartott ökoszisztéma-szolgáltatást választották ki. A NÖSZTÉP MAES munkacsoport szintetizálta a szakértői csoportmunkák eredményeit, olyan szempontokat szem előtt tartva, mint (1) hány élőhelykategóriában választották ki az adott szolgáltatást, (2) mekkora a természetvédelmi és gyakorlati relevanciája, (3) kommunikációs, szemléletformálási potenciálja. Kerülték az egymáshoz kapcsolódó szolgáltatások repetitív kiválasztását a rendszerhatár elv alapján (lásd 7.5. fejezet), és törekedtek arra, hogy a fő hangsúlyt a szabályozó és fenntartó szolgáltatásokra helyezték.

A munka következő fontos lépése az ökológiai folyamatok és szolgáltatások pontosítása volt. Az előkészítő év során, az érintett-elemzési folyamat és a prioritizálás eredményeként előállt ökoszisztéma-szolgáltatás lista ugyanis csak átfogó (alapvetően a CICES-t követő) kategóriákat tartalmazott, ugyanakkor a térképezéshez és értékeléshez szükség volt a szolgáltatások és az azokat megalapozó ökológiai folyamatok megállapítására, pontosítására. Ennek eredményeként 12 ökoszisztéma-szolgáltatás értékelését és térképezését tűzte ki célul a NÖSZTÉP (7.1. táblázat).

További szakértői bevonásra volt szükség az értékelésben használt, alább bemutatott modellalkotáshoz a paraméterek meghatározásában, ami az adott szolgáltatások mélyebb ismeretét igényli, felhasználói, gazdasági, kezelési oldalról is a természettudományos, ökológiai ismeretek mellett. Ennek érdekében a megvalósítási szakasz első ütemében 6 szakértői munkacsoport (SzMCs) alakult.

- Élelmiszertermelés SzMCs
- Pollináció SzMCs
- Klíma és energia SzMCs
- Hidrológia SzMCs
- Városi SzMCs
- Kulturális SzMCs

A Szakértői Munkacsoportok egy vagy több, egymáshoz kapcsolódó ökoszisztéma-szolgáltatásra koncentráltak (7.1. táblázat). Egyes ökoszisztéma-szolgáltatások így több SzMCs-ben, tematikai szempontok és érvényesülésük helye szerint bontva jelennek meg. Így például a mikroklima szabályozást a Klíma és Energia SzMCs-ben táji léptékben, míg a Városi SzMCs-ben települési környezetben értékeltük. A szűrési folyamatok közül a talajban és vízben megvalósuló szennyezőanyag-szűrést a Hidrológia, a levegőt szennyező anyagok megkötését a Városi SzMCs vizsgálja.

7.1. táblázat Az értékelésre kiválasztott ökoszisztéma-szolgáltatások, CICES-kódjaik, valamint az értékelési folyamat során kialakított lehatárolások/szűkebb témák (pontosított szolgáltatások) és az értékelést felvállaló Szakértői Munkacsoportok (SzMCs-k)

CICES 4.3	Elsődlegesen kiválasztott ökoszisztéma-szolgáltatások	pontosított, szűkített szolgáltatás	SzMCs
1.1.1.1	Agrár-ökoszisztémákban termesztett növények	Termesztett növények – szántó-földi növénytermesztés, zöldségtermesztés, gyümölcs- és szőlőtermesztés	élelmiszer
1.1.1.2	Tenyésztett állatok és termékeik	Tenyésztett állatok és termékeik – legelő és istállózó állattartás	élelmiszer

CICES 4.3	Elsődlegesen kiválasztott ökoszisztéma-szolgáltatások	pontosított, szűkített szolgáltatás	SzMCs
1.3.1.1	Növényi energiaforrások (növényi részek energianyerés céljára történő hasznosítása)	Növényi energia – Fakitermelés, tűzifa	klíma és energia
1.3.1.1	Növényi energiaforrások (növényi részek energianyerés céljára történő hasznosítása)	Növényi energia – szántóföldi melléktermékek; energianövények	klíma és energia
2.3.5.1	Éghajlat-szabályozás az üvegházhatású gázok koncentrációjának csökkentésével	Éghajlat-szabályozás – üvegházhatású gázok mérlege, szén-CO2 megkötés	klíma és energia
2.3.5.2	Mikroklíma-szabályozás	Táji mikroklíma-szabályozás – a lakott területen kívüli mikroklíma szabályozása	klíma és energia
2.3.1.1	Állati beporzás (pollináció)	Vadméhek általi virágbeporzás (pollináció)	pollináció
2.1.2.1	Szűrés/tisztítás/megkötés/akkumuláció az ökoszisztémák által	Szűrés – diffúz tápanyagok szűrése, megkötő, tisztító folyamatok által a talajban és vízben	hidrológia
2.2.1.1	Felszíni degradáció elleni védelem	Erózió elleni védelem – víz általi talajerózióval szembeni védelem természetes vagy ültetett vegetáció által	hidrológia
2.2.2.1	Hidrológiai ciklus és vízáramlás szabályozása	Aszálymérséklés – a síkvidéki tájak vízmegtartó-képessége	hidrológia
2.2.2.2	Árvízi kockázat-csökkentés és csapadékvíz-gazdálkodás	Síkvidéki árvízi kockázat csökkentés – folyami árvíz elleni védelem az árterek mérséklő funkciója által síkvidéken	hidrológia
2.2.2.3	Árvízi kockázat-csökkentés és csapadékvíz-gazdálkodás	Dombvidéki árvízi kockázat csökkentés (lefolyás szabályozása) – víz visszatartása, lefolyás mérséklése	hidrológia
2.3.5.2	Mikroklíma-szabályozás	Mikroklíma-szabályozás (városi) – a fák hatása az extrém nyári hőstressz mérséklésében	városi
2.1.2.1	Szűrés/tisztítás/megkötés/akkumuláció az ökoszisztémák által	Légszennyezés-megkötés lakott területeken – kémiai és por-szennyezés ülepedése	városi
2.2.2.2	Árvízi kockázat-csökkentés és csapadékvíz-gazdálkodás	Csapadékvíz-megkötés lakott területeken – extrém csapadékesemények víztöbbletének tározódása a fák levélfelületén	városi
3.1.1.1	A természet rekreációs célú használata	Rekreáció – gyalogos természetjárás	kulturális
3.1.2.3	Kulturális örökség	Örökség – a természettel kapcsolatos tudás, tevékenység, normák összessége és identitás a gombászás példáján	kulturális

A szabályozó és fenntartó szolgáltatások között ezeken felül eredetileg kiválasztásra került a vizuális, zaj- és szaghatások szűrése és mérséklése (természetes és ültetett/telepített zajvédő és takaró elemek/barrierék), ennek értékelésére azonban a rendelkezésre álló módszertanok és az adatok hiánya, valamint a kevés elérhető szakértő miatt nem került sor.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének megkezdése után több esetben kiderült, hogy nem érhető el olyan adatbázisok, amelyekre a számításokat vagy a térképezést alapozni lehetett volna, így több téma-területet nem tudtunk egyáltalán, vagy a tervezett mértékben vizsgálni (szántóföldi melléktermékek, energianövények, házi méhek általi beporzás). Ezekben az esetekben is a tanulmányok kitérnek a kérdésekre.

7.2. Az értékelés koncepcionális keretei

Annak érdekében, hogy az értékeléseket, eredményeket érdemben össze tudjuk vetni, elengedhetetlen volt az egységes struktúra követése, valamint bizonyos értékelési szabályok betartása. Az értékelés alapjaként elfogadott ökoszisztéma-szolgáltatás kaszkád (Haines-Young & Potschin 2018) négy, különböző módon értékelhető szintre osztja be az ökoszisztéma-szolgáltatások folyamatát: 1. ökoszisztémák állapota, 2. ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitások, 3. ténylegesen igénybe vett szolgáltatások, 4. jóllét fenntartása vagy növelése.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások ún. kaszkád keretrendszer a természeti és a társadalmi-gazdasági rendszer bonyolult kapcsolatrendszerét próbálja meg leegyszerűsítve leírni, segítséget nyújtva az értékeléshez és térképezéshez is (Haines-Young és Potschin 2010). Előnye, hogy egy rendszerben foglalja össze az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosításával kapcsolatos legfontosabb tényezőket. A kaszkád-modell kiindulópontja az ökoszisztémák állapota, s végpontja a társadalom tagjainak jólléte (7.1. ábra).

Az első szint az ökoszisztémát, illetve annak állapotát jellemzi az adott ökoszisztéma-szolgáltatás szempontjából. Az ökoszisztémák állapota (1. szint) azért fontos, mert csak a megfelelő állapotban lévő ökoszisztémák képesek arra, hogy a szolgáltatások széles körét nyújtsák az emberiség számára. Az ökoszisztémák állapotát a „hagyományos” természetvédelem sok éven át vizsgálta, jellemezte a legkülönbözőbb módszerekkel és indikátorokkal. Ezen indikátorok viszont elsősorban az egyes élőhelytípusok/ökoszisztémák (integritás, illetve „ökoszisztéma egészség” értelemben vett) állapotának minősítésére vonatkoztak, nem pedig az ebből adódóan megvalósuló szolgáltatások befolyásolására. Az „általános állapotindikátorokat” a 6. fejezet tárgyalja részletesen. Az ökoszisztéma-állapot jellemzésére fontos a megfelelő indikátorok választása, hogy adott ökoszisztéma-szolgáltatásra releváns, minőségét (épségét) mutató tulajdonságait értékeljük az egyes ökoszisztémáknak. Ezek a „szolgáltatás-alapozó indikátorok”. Sok ökoszisztéma-szolgáltatás esetében azonban nagyon kevés irodalmi példa van erre a munkafolyamatra nézve, és az ökoszisztémák állapotának (többek közt a biodiverzitásnak, de egyéb komponenseknek is) hatása a funkciókra, az ökoszisztéma-szolgáltatásokra a mai napig nem kellőképpen tisztázott, nem kvantifikált. Tudjuk például, hogy fontos az erdők jó állapota, de nehéz megmondani, hogy a „jó állapot” melyik jellemzője – koreloszlás? természetesség? diverzitás? – biztosítja az egyes hidrológiai funkciókat, pl. a lefolyás mérséklését. Továbbá egyes változókat alkalmazhatunk akár az általános ökológiai állapotot leíró indikátorként, de akár konkrétan az ökoszisztéma-szolgáltatást meghatározó szerepben is.

Az állapot alapvetően meghatározza tehát az ökoszisztémák szolgáltatásnyújtó-képességét (ökoszisztéma funkciókat, potenciális ökoszisztéma-szolgáltatást, ökoszisztémaszolgáltatás-kapacitást).

A következő kaszkádszinten (2. szint), a “potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás” alatt az adott helyen, adott ökoszisztéma által, annak adott állapotában, fenntartható szinten, potenciálisan nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatást értékeltük. Ez azt jelentette, hogy:

- Csak azt az ökoszisztémát (ökoszisztéma-főtípust) értékeltük, ami jelenleg ott van. Amennyiben más, az adott helyen elméletileg lehetséges (potenciális) ökoszisztémákat értékelnénk, értékelésünk már nem a jelen állapotra vonatkozna, komolyabb tájhasználati változásokat igényelne/

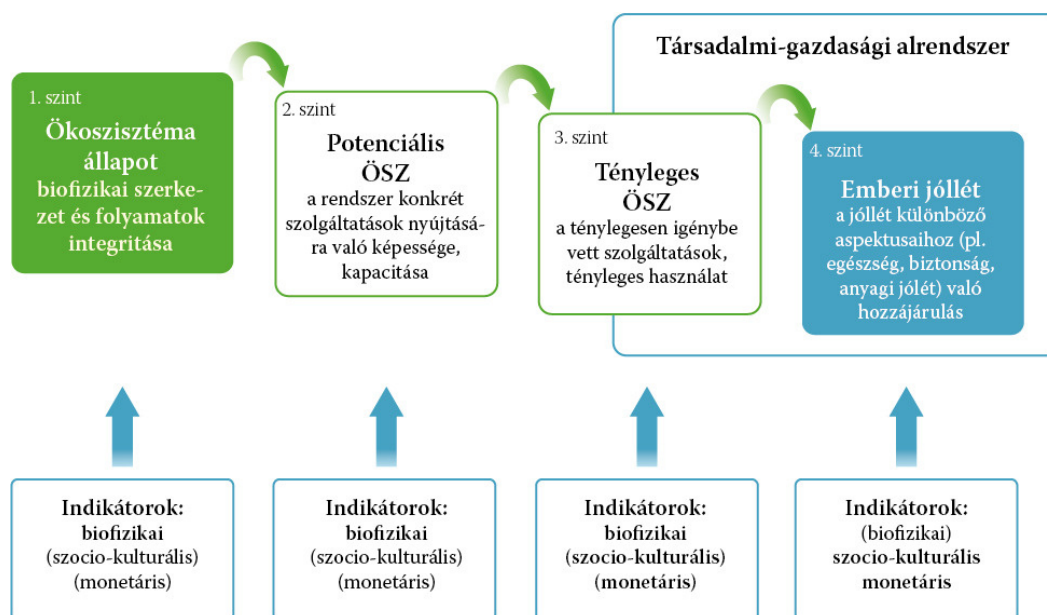
feltételezne. Mivel ez nem csupán egy (többé-kevésbé csekély) eltérést jelent a kezelésben (ami esetleg az ökoszisztéma állapotát befolyásolhatná), hanem egy komolyabb és hosszabb távú (akár társadalmi alapú) menedzsment folyamat eredménye, ezért ezt a Jövőkép-tervezés, illetve -elemzés során lehetséges értékelni.

- Csak azt az ökoszisztéma-szolgáltatást értékeltük, amit reálisan, adott helyzetben nyújthat egy adott ökoszisztéma. Amennyiben ezt állapota, vagy tájhasználati, geomorfológiai adottságok miatt nem nyújthatja, az adott ponton, adott ökoszisztéma-szolgáltatás szempontjából felvett érték 0. Példaként: a "tűzifa ökoszisztéma-szolgáltatás" potenciális szintje a szántón 0. A nagytáblás monokultúrás agrártáj a "rekreáció ökoszisztéma-szolgáltatás" szempontjából közelít a 0 felé, pedig egy diverzebb, kisparcellás kultúrtáj (ami adott, értékelésre kerülő helyen viszont éppen nincsen) akár kifejezetten vonzó is lehetne ebből a szempontból. A sziklakiszögellésnek, mely kilátópontként a "rekreáció ökoszisztéma-szolgáltatás" szempontjából nagyon is vonzó, 0 az "élelmiszertermelés ökoszisztéma-szolgáltatás" értéke.

Ezek az értékek a jövőkép-értékelés során lehet (részben) változtatni, akkor, ha például a felállított jövőképben a vizsgált terület már más tájhasználat alatt áll. A potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás szintjén viszont csakis az adott helyzet értékelésének van értelme. Azért fontos, hogy ehhez a kötöttséghez ragaszkodjunk, mert amennyiben kiterjesztenénk az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások lehetséges előfordulását az összes elképzelhető és komoly tájhasználat-változást igénylő helyek értékelésére, akkor pl. a mentett oldali, hajdani árterek elárastását (a gátak megszakítása után), a mezőgazdasági területek potenciális tűzifa-ellátó képességét (beerdősülés után), az erdők potenciális élelmiszertermelését (a teljes faállomány felszámolása után), vagy a városi betonfelületek beporzást segítő kapacitását (beton-feltörés és virágmező-bevetés után) is egyszerre értékelnünk kellene. Összességében véve viszont pont ez a sokszempontú megközelítés az, ami az ökoszisztéma-szolgáltatás koncepció erőssége, ami megadja azt a lehetőséget, hogy rávilágítsunk a lehető legjobb, legkiegyensúlyozottabb tájhasználati megoldásokra. Az értékelések eredményeinek felhasználását támogatáspolitikai szempontból persze megfelelő körültekintéssel kell használni, mivel az könnyen vezethet a kevés attrakcióval rendelkező, hátrányos vidéki területek további leszakadásához. Az eredmények támogatáspolitikai/szakupolitikai felhasználása további szakértői elemzést és megfelelő kontextusba történő elhelyezést igényel.

A ténylegesen igénybe vett szolgáltatásokat (3. szint) még sok további tényező befolyásolhatja, pl. a társadalom igényei, lehetőségei, vagyis a kereslet jellemzői. Az ellátó szolgáltatások körében jól értelmezhető: a meglévő „kínálatból”, mekkora hányadot veszünk ki, hasznosítunk (pl. fakitermelés). Ezen adatokat a potenciális szintet jellemző modellektől függetlenül, elsősorban meglévő adatbázisokból (mint tényleges kitermelés, termények, stb.) tudjuk kivenni, az ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésünkbe beilleszteni. A szabályozó szolgáltatásoknál azonban nem egyértelmű, hogy a potenciálisan nyújtott szolgáltatás mely része tekinthető az ember számára hasznosnak, az ember által „ténylegesen igénybe vettnek”. Ahol az ökoszisztéma-szolgáltatás tényleges használatát nem tudtuk megfogni – ami több szabályozó szolgáltatásnál előfordult – ott a szolgáltatás „fontosságát” az az iránti igénnyel lehet bemutatni. Fontos azonban szem előtt tartani, hogy az „igény” nem ugyanaz, mint a tényleges ökoszisztéma-szolgáltatás használata. Az igény, az emberi használat oldaláról közelít, nem mutatja, hogy ténylegesen mennyi ökoszisztéma-szolgáltatást vettek igénybe, csupán az ez iránti keresletet. Az „igény” nem szerepel a kaszkád-modellben, inkább kiegészítője a modellnek, mely a „tényleges használattal” vagy találkozik, egyensúlyban van – kielégítik az összes igényt – vagy sem. Az igény megjelenítésére használható pl. az érintett emberek száma (egy városban pl. egy zöldterület vonzáskörzetében lakók száma), vagy az érintett terület kiterjedése (pl. mekkora területet árasztana el a folyó, ha nem lenne a település/egyéb emberi infrastruktúra/érték feletti folyószakaszon egy ártéri erdő). Az igénybe vett szolgáltatások a társadalom tagjainak jóllétének fenntartásához vagy növekedéséhez (4. szint) járulnak hozzá (Kovács et al. 2014).

Mindegyik szinthez tartozhatnak biofizikai, szocio-kulturális és pénzübeli indikátorok, melyek segítenek jellemezni/számszerűsíteni az adott szolgáltatásokat. A természeti rendszerhez tartozó ökoszisztémák állapotának és szolgáltatásnyújtó-képességének értékelésében inkább a biofizikai, míg a jóllét megragadása során inkább a szocio-kulturális és monetáris indikátorok alkalmazása a jellemzőbb. A szocio-kulturális értékelés kvalitatív értékelést is magába foglal, ahol nem alkalmaznak indikátorokat, hanem fontos szolgáltatások vagy jólléti dimenziók kiválasztása és egyes esetekben rangsorolása történik. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében mindegyik típus egyaránt fontos hangsúlyt kap.



7.1. ábra A NÖSZTÉP elvi háttere: a kaszkád keretrendszer (Haines-Young és Potschin 2010, ill. Kovács et al. 2014, 2015 alapján, módosítva)

Az ökoszisztéma-szolgáltatások kaszkádalapú keretrendszere, melyen belül a kiválasztott tételeket értékeljük, lehetőséget ad arra, hogy több ökoszisztéma-szolgáltatást és ökológiai állapotjelzőt térben explicit módon felmérjünk és összevegyünk, és elemezzük a szolgáltatások közötti kapcsolatokat. A párhuzamosan végzett értékelések eredményeinek szintézise lehetővé teszi, hogy tájhasználati alternatívákat mérlegeljünk, és annak fényében, hogy adott ponton mely ökoszisztéma-szolgáltatások mennyire hangsúlyosak, akár kezelési/gazdálkodás/tájhasználati döntéseket is megalapozzunk. Ahhoz, hogy az értékeléseket érdemben össze tudjuk vetni, elengedhetetlen az egységes struktúra követése, valamint bizonyos értékelési szabályok betartása.

Fontos kiemelni, hogy a projekt keretében nem történt terepi felmérés, így az elemzések már létező, elérhető és a céloknak megfelelő, országos adatbázisok felhasználásával készültek. Mivel terepi felmérésen alapuló adatbázisok számos esetben nem voltak elérhetőek, ezért a projektben az adatok feldolgozása és a szakértői becslések mellett fontos szerepet kaptak a modell-alapú értékelések is.

7.3. Az ökoszisztéma-szolgáltatások modell-alapú értékelése

Az ökoszisztéma-szolgáltatások elméleti és gyakorlati szempontú vizsgálataiban egyaránt fontos megközelítési lehetőség a modell-alapú értékelés. Környezeti modellek alatt a valóság egyszerűsített, vizsgálatra és tesztelésre alkalmas megfelelőit értjük, idealizált szabályrendszerként a rendszer külső behatásra adott válaszait adják meg (Chapra 1997). Napjainkban a teljes szakterület egyik leggyakrabban vizsgált, alkalmazott modell típusai a térbeli és az integrált környezeti-társadalmi modellek (Wätzold et al. 2006), lényegében ezek közé sorolhatók a különböző léptékű ökoszisztéma-szolgáltatás modellek is.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezése, térbeli értékelése lényegében szintén egy modellezési folyamat. Az ökoszisztéma-szolgáltatás térképekre számos kutatási és döntés-előkészítési feladatban szükség lehet, ezért az utóbbi években rendkívül nagy tapasztalat gyűlt össze ezzel kapcsolatban a nemzetközi szakirodalomban. Maes és munkatársai (2016) összegezték az ezzel kapcsolatos fontos módszertani szempontokat. Érdeemes elkülöníteni a szolgáltatások biztosításának (supply; 2. kaszkád-szint), a rá való igénynek (demand) és áramlásának (flow; 3. kaszkádszint) térképezését, ahol ez lehetséges. Ezeket az eltérő szinteket részben a kaszkád-modell segít megkülönböztetni (az "igény" nem tartozik ebbe bele). Az eddigi térképezési munkák túlnyomó többsége a szolgáltatások biztosításának térképezésével foglalkozott. A projekt során csak a pollináció ökoszisztéma-szolgáltatás kapcsán merült fel a potenciál, valamint az igény szerinti megközelítés.

A különböző térképezési megközelítéseket több szempontból is csoportosíthatjuk. Módszertani szempontból egy külön, nagyobb csoportként különíthetők el az indikátor-alapú értékelések. Ezek az ökológiában, környezeti monitorozásban nagy szerepet töltenek be, és megfelelően választott, fejlesztett indikátorokkal az ökoszisztéma-szolgáltatások térbeli és időbeli mintázatainak vizsgálataira is alkalmazhatók lehetnek. Amennyiben ökoszisztéma-szolgáltatás indikátorként jó térbeli reprezentáltsággal rendelkező változókat választanak, akkor annak térképezésével viszonylag egyszerűen kaphatunk képet az adott ökoszisztéma-szolgáltatás biztosításának térbeli mintázatáról. A térképezési módszereket különböző komplexitás szintű (tier), eltérő részletességű módszercsoportokba lehet sorolni, melyeket a következő fejezetben részletesen bemutatunk.

Az ökoszisztéma-szolgáltatásokat biztosító területi egységek szolgáltatásonként eltérőek lehetnek. A területi egységeket egy felszínborítási, tájhasználati, vagy ezekhez hasonló/ezekből levezethető ökoszisztéma-kategóriarendszer kategóriák alapján állapítja meg, tekintettel az értékelendő ökoszisztéma-szolgáltatásokra (projekt során ez az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriarendszere volt). A területi alapú értékelés megkönnyítése érdekében alkalmazzák a mátrix megközelítést (Burkhard et al. 2009). A mátrix tartalma, a szolgáltatások ökoszisztéma-típusonkénti értékei több módon is előállhatnak. Alapulhatnak statisztikai adatokon, szakértői tudáson és monitoring-adatokon. A különböző szolgáltatások saját értékelő rendszerekben megadott értékeit egy ordinális skálára vetítjük, relatíve pontozva az egyes ökoszisztémákat (élőhelyeket). Az értékelőmátrixokra épülő térképezési eljárások az ökoszisztéma-szolgáltatás modellek legalacsonyabb komplexitási szintjét képviselik. Az értékelőmátrixok alkalmazása a tájléptékű vizsgálatok egyik első megközelítés módja volt, mivel nagy területek átfogó értékelését és különböző jellegű és adatellátottságú területek egységes adatokon alapuló, egységes módszertan szerinti értékelését teszi lehetővé. Általánosítható keretrendszerként való alkalmazhatósága miatt a MAES folyamatban is ez a javasolt térképezési eljárás. Az integrált jelleget, ami az ökoszisztéma-szolgáltatás megközelítés egyik fő előnyét jelenti, azáltal valósítja meg, hogy ugyanahhoz a térképezési egységhez (ökoszisztéma-típushoz) rendel a különböző szolgáltatás-biztosító képességeket. Így elvileg a területi lefedettség és a szolgáltatások nagyobb köre szempontjából való jellemzés is egyszerre megvalósítható, egy viszonylag egyszerűen alkalmazható keretrendszerben. A mátrix megközelítés egy igen egyszerűen használható értékelő eszköz eredményez, ugyanakkor számos módszertani kérdést, problémát is felvet. Az ökoszisztéma-típusokra vonatkozó állandók a területfüggő, térbeli és időbeli heterogenitást elfedhetik, valamint a szakértői vagy tájhasználói tudásban, amik az értékelésben felhasználásra kerülnek, szubjektív tényezők is jelentős

szerepet játszhatnak (Jacobs et al. 2015). Minden esetben szükséges egy átváltás, mely a relatív pontszámokat felelteti meg konkrét biofizikai mértékegységeknek (pl. kg/ha, m³/év), amennyiben további számításokat/értékeléseket is akarunk végezni pl. a tényleges használat, vagy a gazdasági haszon/emberi jóllét megjelenítéséhez. Ez szakértői tudás, becslés valamint szakirodalmi adatok segítségével történhet meg, amennyiben ezek elérhetőek.

7.4. Az ökoszisztéma-szolgáltatás modellek komplexitási szintjei

Az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosítása összetett környezeti rendszerekben valósul meg. Az esetenként rendkívül komplex folyamatok egyszerűsített leírása, valamint döntéshozásban való alkalmazása modellszemlélettel valósítható meg. A térképezés és értékelés céljától függően különböző összetettségű modelleket választhatunk, amit három fő csoportba sorolhatunk (7.2. táblázat). A térképezési eljárások komplexitási szintekbe való sorolása elvileg minden típusú ökoszisztéma-szolgáltatásnál megvalósítható, és így általános keretrendszerként használható az ökoszisztéma-szolgáltatások költséghatékony felmérésében és monitorozásában. Ezek kiválasztását alapvetően a tudományos vagy gyakorlati értékelési kérdés/cél, a leendő felhasználás határozza meg. Azt, hogy milyen komplexitási szintű térkép készülhet értelemszerűen jelentősen befolyásolja a rendelkezésre álló adatok, erőforrások mennyisége is (Grêt-Regamey et al. 2015).

A legegyszerűbb modellek, értékelési sémák (Tier 1 szint) a területek áttekintő jellemzéséhez használhatók. Az értékelés alapja általában a felszínborítási vagy tájhasználati mintázat, vagy más egyszerű térbeli magyarázó változók, a térképezés ezekhez kötött egyszerű állandók (proxy-k) segítségével történik. Ezeknek lehetőség szerint biofizikai indikátorok értékein kell alapulniuk, de forrásuk lehet más jellegű irodalmi adat, szakértői becslés vagy hagyományos ökológiai tudás is. Ide tartoznak az egyszerű mátrix-modellek, melyek egy mátrixban kapcsolnak össze tájhasználatokat ökoszisztéma-szolgáltatás értékekkel, pl. szakértői becslések alapján (Burkhard et al. 2009). A módszert használják nagyléptékű területhasználat-váltások előzetes értékelésében, ökoszisztéma-szolgáltatás kifizetési rendszerek tervezésében is (Kareiva et al. 2011). A proxy-kra alapuló modellezés azonban jelentős pontatlanságokat eredményezhet (Eigenbrod et al. 2010).

Az ökoszisztéma-szolgáltatás modellek komplexitásának következő szintjét összetettebb modellek képviselik (Tier 2 szint), melyek az ökoszisztémák térbeli mintázatán kívül több bemenő adatot, paramétert is igényelnek, és a szolgáltatások biztosításának komplex folyamatát több aspektusból – nem csak a felszínborítás függvényeként – képesek jellemezni. Ezeket a komplexebb összefüggéseket statisztikai modellekkel vagy szakértői tudáson alapuló becslésekkel lehet leírni, az összefüggések jellemzésére ennek megfelelően szabályokat lehet alkotni (szabály-alapú modelleket). Például az értékelési (térbeli) alapegységek altípusai is megkülönböztethetők, és azok elérhetőségére vonatkozó információ is része lehet a modellnek (pl. tengerszint feletti magasság szerinti altípusok, úttól való távolság, mint elérhetőség). A szolgáltatások használóival, illetve a tájhasznosítással kapcsolatos információk is összetettebbek lehetnek.

A legösszetettebb, általában szolgáltatás-specifikus biofizikai modellek (Tier 3 szint) az adott szolgáltatás biztosításának komplex folyamatát közel teljeskörűen leírják, folyamat-alapú matematikai modellek alkalmazásával. Ehhez az adott szolgáltatást létrehozó ökológiai folyamatok alapos, szaktudományos ismerete, szakértői részvétel szükséges. Ez a modell típus a legalkalmasabb a szcenárióanalízis különböző formáira, a feltételes valószínűségek kezelésére, vagy a tájhasználati intenzitás hatásának pontos számszerűsítésére. Bizonyos ökoszisztéma-típusok szolgáltatásai elsősorban ilyen jellegű modellekkel értékelhetők (pl. városi ökoszisztémák). Ebbe a modell típusba sorolhatók az elsősorban táji léptékű döntés-előkészítés céljából kimondottan ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésére alkotott GIS-alapú modellek, szoftverek (pl. INVEST, ARIES). Az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése során alkalmazott komplexitási szinteket a 2. kaszkádszinten lásd. a 7.2. táblázatban.

7.2. táblázat A NÖSZTÉP ökoszisztémaszolgáltatás-értékelések modell-komplexitása a potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás szintjén (2. kaszkádszint). Tier 1. mátrix modell (szakértői értékelések); Tier 2. szabály-alapú modellek; Tier 3. biofizikai (folyamat-alapú) modellezés; zárójelben: konkrét modelltípus.

ökoszisztéma-szolgáltatás	2. kaszkádszint modell-típusa		
	Tier 1	Tier 2	Tier 3
Termesztett növények			AGROMO / Bio-me-BGC modell
Tenyésztett állatok	szakértői értékelés		
Tűzifa		szabály-alapú modell	
Éghajlat-szabályozás		szabály-alapú modell	
Táji mikroklíma			meteorológiai modell
Pollináció		ESTIMAP	
Szűrés (víz)		szabály-alapú modell	+ InVEST, SWAT
Erózió elleni védelem		szabály-alapú modell	+ InVEST, SWAT, USLE
Aszálymérséklés		szabály-alapú modell	
Síkvidéki árvízcockázat-csökkentés	szakértői értékelés		
Dombvidéki árvízcockázat-csökkentés		szabály-alapú modell	+ InVEST, SWAT
Mikroklíma - városi			InVEST
Szűrés (levegő) - városi			i-Tree Eco modell
Csapadékvíz - városi			EMEP-MSC-W modell
Rekreáció		ESTIMAP	
Gombászás (örökség)		szabály-alapú modell	

7.5. A rendszerhatár („production boundary”) kérdése az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében

Az ökoszisztéma-szolgáltatások nemcsak a természetes vagy természetközeli élőhelyek által önmagukban biztosított javakat jelentik. Ide soroljuk a tájhasználati beavatkozások és a különböző feldolgozó gazdasági tevékenységek (mezőgazdaság, ipar) segítségével kiaknázott szolgáltatásokat is. Az ember által befolyásolt vagy fenntartott ökoszisztémák is biztosítanak más szolgáltatásokat is az adott tájhasználati forma által maximalizált ellátó szolgáltatás mellett. Ez felveti azt a kérdést, hogy az ökoszisztémától az ember által közvetlenül elfogyasztott, használt javakig tartó láncolatban melyik lépcsőt tekintjük rendszerhatárnak, vagyis hol különíthető el legjobban az ökoszisztéma és az arra az adott szolgáltatásra épülő társadalmi-gazdasági tevékenység. Például, a legeltető állattartás esetében kérdés lehet, hogy az adott gyepen növény fű elfogyasztását vagy a haszonállatból a hús, tej kinyerését tekintjük rendszerhatárnak, és melyik mennyiséget vesszük figyelembe az ellátó szolgáltatás értékelésekor. Ez a kérdés a természetű növények és tenyésztett állatok ökoszisztéma-szolgáltatásoknál jelent meg konkrétan, azonban a nemzetközi irodalom alapján is kiderült, hogy az ökoszisztémák nettó szolgáltatását nagyon nehéz meghatározni. Ez a téma a jövőbeli fejlesztési irányok tárgya lehet, mivel a szükséges adatok hiánya miatt, illetve megfelelő módszertan nélkül az ellátó szolgáltatások esetében a projektben nettó szolgáltatást nem tudtunk számolni.

A NÖSZTÉP projektben a CICES módszertan szerinti ún. „végső szolgáltatásokat” (final ecosystem services) tekintjük az ökoszisztémák legközvetlenebb hozzájárulásainak (tehát még az ökoszisztéma folyamatainak kimeneteit) az emberi jóléthez, és legszorosabban ezek mentén értelmezhetők a rendszerhatárok. Ezek a kaszkád-modell tényleges ökoszisztéma-szolgáltatásainak feleltethetők meg, amik az ökológiai és a társadalmi-gazdasági rendszer határán találhatóak. Vagyis ezek létrejöttét már befolyásolja az emberi tájhasználat, de még az ökoszisztéma hozza létre azokat.

7.6. A jóléti értékelés a koncepcionális keretben

Az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal foglalkozó irodalomban az emberi jólét (well-being) az ökoszisztéma-szolgáltatások koncepciójának rendkívül fontos eleme, az ökoszisztémák és ember kapcsolatának végpontja, amely az ökoszisztéma-szolgáltatások egyéni vagy társadalmi szinten érvényesülő hasznait jeleníti meg. Ennek megfelelően a jóléti értékelés az általunk használt kaszkádrendszer utolsó, negyedik szintjén foglal helyet. Az ökoszisztéma-szolgáltatások és jólét kapcsolatát értelmező szakirodalom (köztük a MEA is) különböző értelmezési kereteket használ a jólét fogalmának tárgyalásakor. Közös bennük, hogy a jólétet multidimenzionálisnak tekintik, tehát többféle komponens építi fel a koncepciót. Az ökoszisztéma-szolgáltatás irodalomban használt jóléti komponensek tartalmukat tekintve nagyrészt átfednek (pl. mindig elemét képezi a fogalomnak a fizikai és mentális egészség). A másik közös jellemzőjük az, hogy nincs igazán jól lefektetett teoretikus alapjuk, nincs jelentős kapcsolatuk a társadalom és bölcsészettudomány több tudományterületén (közgazdaságtan, pszichológia, szociológia, filozófia) is létező jóléti koncepciókkal. A társadalomtudományos jóléti szakirodalomra, amely rendkívül sokféle irányból és sokféle koncepció mentén közelíti meg a jólét fogalmát, pedig az jellemző, hogy ritkán tér ki a környezetre, illetve ökoszisztémák és az emberi jólét kapcsolatára. Ezen interdiszciplináris kapcsolat hiánya miatt a tudomány egyelőre adós az ökoszisztéma-szolgáltatások és az emberi jólét kapcsolatának koncepcionális tisztázásával, elméleti háttérének kidolgozásával.

A NÖSZTÉP projekt során nem volt lehetőség a jóléti koncepcionális keret elméleti megalapozására, mivel az meghaladta a projekt kereteit. Sok szakértő és sokévi munka eredménye lehetne csak egy ilyen új koncepció fejlesztése. Így a meglévő, a jólét, az ökoszisztéma-szolgáltatás keretrendszer, illetve a tágabb környezet és ember kapcsolatát vizsgáló szakirodalom alapján állítottunk össze egy kiindulásnak megfelelő jóléti koncepciót, amely 6 fő jóléti dimenziót (1. anyagi jólét, 2. egészségi állapot, 3. környezeti biztonság, 4. közösségi és társas kapcsolatok, 5. önmegvalósítás és önbecsülés, 6. részvétel, döntés és cselekvés szabadsága) tartalmazott (Maslow 1954, MEA 2005, Ash et al. 2010, ten Brink et al. 2016). E koncepció men-

tén az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelését végző Szakértői Munkacsoportok bevonásával leírtuk az ökoszisztéma-szolgáltatások és az egyes jólléti dimenziók kapcsolatát, meghatároztuk az érintett csoportok körét és értékeltük a kapcsolatok fontosságát is egy hármas skálán (nem releváns/nem fontos, kevésbé fontos, nagyon fontos). Emellett egy nagymintás kérdőíves felmérésre is sor került, amelyet a Századvég Alapítvány a NÖSZTÉP munkatársainak közreműködésével végzett a felnőtt magyar lakosság körében néhány ökoszisztéma-szolgáltatás és jólléti dimenzió kapcsolatának megítéléséről. Felállítottunk egy Jólléti Szakértői Munkacsoportot is, amely a jólléti értékelés kiinduló koncepcionális keretét véleményezte. Az SzMCs szakértőinek álláspontja szerint hosszú távon érdemes lenne egy komplexebb, cirkuláris ok-okozati láncolatokat tartalmazó koncepcionális keretet alkotni a természet, az ökoszisztéma-szolgáltatások és a jóllét kapcsolatára. A projekt adta időkeretek alatt azonban új koncepcionális keret megalkotására nem volt lehetőség, ezért az SzMCs – a dimenziókat komponenseknek nevezve – a meglévő jólléti koncepció egyszerűsítése és finomhangolása mellett döntött. A munkacsoport három jólléti komponenst határozott meg, amelyek így egységesebbek lettek, és jobban gyökereznek egyes elméleti megközelítésekben (1. egészség, 2. környezeti biztonság, 3. részvétel, döntés és választás szabadsága). A jólléti értékelés tanulmányban a folyamatot dokumentáltuk. A részletes szakirodalmi áttekintés, új koncepcionális alapok kidolgozása és kísérleti célú értékelés egy következő projektben valósulhat meg.

7.7. Gazdasági értékelés módszertani megalapozása

A környezetben bekövetkező változások közgazdasági (pénzbeli) értékelése több évtizedes múltra tekint vissza, az ökoszisztéma-szolgáltatások fókuszba állítása viszont csak a 2000-es években, a MEA (2003, 2005) tanulmányainak köszönhetően indult be. A közgazdasági értékelés jelentőségét az adja, hogy ezeknek a szolgáltatásoknak a mindennapi életünkben ára nincs, értéke viszont igen (jelentősen hozzájárulnak az emberek jóllétéhez), amit azonban általában nem ismerünk. Ez alól kivételt jelenthetnek az ellátó szolgáltatások, némely esetben és/vagy részben a kulturálisak is, a szabályozó szolgáltatások azonban lényegesen nehezebben ragadhatók meg pénzben. A pénzbeli érték meghatározása ezért nagyban segítheti a különféle szakpolitikákkal, vagy akár konkrét beruházásokkal kapcsolatos döntéshozatalt, elősegítheti, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos szempontokat kellő súllyal vegyék figyelembe. A projekten belül három ökoszisztéma-szolgáltatást választottunk ki a közgazdasági értékelésre, a következő szempontok alapján: (1) az értékelés relevanciája (miért és mennyire fontos), (2) a szóba jöhető értékelési eljárások alkalmazásának nehézsége, (3) a szükséges adatokhoz való hozzáférés lehetősége, mennyisége, nehézsége, (4) egyéb szempontok, például a jólléti dimenziókhoz való kapcsolódás lehetősége. Ezen szempontok szerint egy szakértői csoport 1-től 5-ig terjedő skálán (1 - legjobb/legegyszerűbb, 5 - legkevésbé megfogható/legbonyolultabb) pontozta a prioritizálás során kiválasztott, NÖSZTÉP-ben értékelt ökoszisztéma-szolgáltatásokat, majd azok kerültek be az értékelendőkhöz, amelyek a többszemponútú értékelés során a legkevesebb pontot kapták (vagyis minden kritérium szerint az értékelésre a legmegfelelőbbeknek bizonyultak). Ennek eredményeképpen az éghajlat-szabályozás, az árvízi kockázat csökkentése (dombvidék), valamint a rekreáció (gyalogos természetjárás) ökoszisztéma-szolgáltatások pénzbeli értékelését végeztük el.

Az eredeti tervek szerint négyféle élőhelytípusra készült volna a három ökoszisztéma-szolgáltatással összefüggésben pénzbeli értékelés: az erdőkre, a vizes élőhelyekre, a gyepekre és legelőkre, továbbá a szántóföldekre (agrárterületekre). A munka előrehaladtával, a szakirodalmak felkutatása után ezt (több esetben) elvetettük, amelynek oka, hogy egyrészt az ökoszisztéma-szolgáltatások pénzbeli értékelése nemzetközi, de főként hazai szinten gyerekcipőben jár, másrészt, tapasztalatunk szerint a különböző élőhelyek ökoszisztéma-szolgáltatásainak értékelésében hasonló módszertanok alkalmazhatók, vagyis a megkülönböztetésben maguk a szolgáltatások a döntőek, és nem az élőhelyek.

Munkánk során támaszkodtunk a megfelelő SzMCs-k első három kaszkádszintre vonatkozó értékelésére. Illeszkedtünk a kaszkád-modell nyújtotta logikához is, amely szerint a közgazdasági értékelés annak 3. (tényleges használat) és 4. szintjéhez (jólléti dimenziók) kapcsolódik - hogy konkrétan melyikhez, azt a szolgáltatások és az értékelési módszerek is befolyásolták.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások közgazdasági értékelésénél az alábbi logikát követtük: (1) a szakirodalom feltárása (nemzetközi, főként pedig az EU egyes tagállamaira vonatkozó, a NÖSZTÉP-hez hasonló esetek, illetve hazai kutatások), bemutattva az adott ökoszisztéma-szolgáltatások pénzbeli értékelésre használt módszereket, valamint az azokkal kapcsolatban felmerülő, gyakran eldöntendő kérdéseket; (2) a közgazdasági értékelés korlátainak feltárása (általánosságban a pénzbeli értékelés veszélyei, problémái); (3) a három ökoszisztéma-szolgáltatás esetén külön-külön javaslat vagy javaslatok megfogalmazása az alkalmazható modellekre, kitérve azok előnyeire, hátrányaira is; (4) a modellek alapján számítások elvégzése országosan és/vagy mintaterület(ek)re vonatkozóan.

A közgazdasági értékelés során többféle módszer, módszercsoport alkalmazható (azt az esetet kihagytuk, amikor például az ellátó-szolgáltatások rendelkeznek piaci árral, mert ebben az esetben nincs szükség környezetgazdasági eljárások alkalmazására).

Az egyik legegyszerűbb, legkevesebb adatot, erőforrást igénylő, ugyanakkor a legkevésbé pontos eredményeket adó eljárások a költségalapúak, amelyek abból a feltételezésből indulnak ki, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatás szoros kapcsolatba hozható egy piaci árral rendelkező "termékkel" (az idézőjel indoka az, hogy itt a termék szó szélesebb értelemmel bír, egy árvízi gát vagy az erdők ültetése is ennek tekinthető), és ennek az árnak a segítségével történik az értékelés. Az a feltételezés is érvényes ennél a csoportnál, hogy a természet nyújtotta szolgáltatások legalább annyit érnek, mint a kiváltásukra, helyettesítésükre fordított összeg nagysága. Elsősorban azt mérik, hogy a társadalom (döntéshozóin keresztül) mekkora pénzüsszeget hajlandó egy pozitív változás elérésére (vagy egy negatív elkerülésére) fordítani, így nem egyéni, hanem társadalmi preferenciákat ragadnak meg. Ide tartozik a helyettesítési, a helyreállítási költségek módszere, illetve az elkerült károk eljárása is.

A helyettesítési költségek módszerét azokban az esetekben alkalmazhatjuk, ha a természetes szolgáltatást helyettesíthetjük egy mesterséges, ember alkotta beavatkozással (például a természet árvízcsökkentő képességét gátak építésével helyettesítjük, vagy az üvegházhatású gázok erdők általi megkötése helyett más eszközökkel igyekszünk csökkenteni azok koncentrációját) – ha a mesterséges megoldás helyett a természetre bízunk magunkat, a helyettesítés költségeit kiválthatjuk.

A helyreállítási költségek eljárása azokat a költségeket becsüli, amellyel egy leromlott, sérült élőhely helyreállítható, így az általa nyújtott szolgáltatások szintje is emelkedhet.

Az elkerült (vagy akár bekövetkezett) károk becsülésének módszere arra épít, hogy egy jól működő ökoszisztéma-szolgáltatás képes bizonyos károkat elhárítani, ilyenkor az elkerült (vagy a már bekövetkezett) károk adják meg az értéket (Marjainé Szerényi et al. 2005). Az üvegházhatású gázok megkötésével, tárolásával pl. az ökoszisztémák segítenek csökkenteni a klímaváltozással kapcsolatos károkat, vagy egy folyó melletti természetes tározó, mélyártér képes az árvíz negatív hatásait kiküszöbölni a településeken, azok infrastruktúráiban, ingatlanjaiban, ingóságaiiban, az emberéletben, valamint a területen kívüli mezőgazdasági művelésű területeken. Természetesen, a "beáldozott" terület más tájhasználatot jelent, amelynek szintén vannak pénzben kifejezhető kárai, hiszen ott esetleg a korábbi agrártermelési gyakorlat nem folytatható.

Az ún. kinyilvánított preferencia eljárások az egyéni preferenciákat képesek becsülni, mégpedig az emberek által ténylegesen, piaci magatartások során kifizetett pénzüsszegek alapján. Két közismert eljárása az utazási költség és a hedonikus ármódszer. Az előbbivel a rekreációs tevékenységekkel összefüggő, az emberek által magukra vállalt kiadásokon (utazási és egyéb költségek, időráfordítás) keresztül ragadjuk meg az adott terület értékét (van Berkel és Verburg 2014). A hedonikus ármódszernél a ténylegesen megvásárolt ingatlanok jellemzőinek és árának összefüggéseit mutatjuk ki. A jellemzők között környezeti, ökoszisztéma-szolgáltatások is lehetnek, amelyek részára meghatározható (például a városi szabad terek, zöldfelületek értéke (ára) az ingatlanok teljes értékén belül (Takács 2016). Adatigénye jelentősebb, amelyeket gyakran csak elsődleges kutatásokkal szerezhetünk meg, bonyolultabb, több erőforrás szükséges az alkalmazásukhoz, ugyanakkor, mivel tényleges piaci cselekvésekre építenek, pontosabb eredményeket adnak.

Környezetgazdaságtani szempontból a legfejlettebb eljárások az ún. feltárt preferencia módszerek, amelyek szintén az egyének preferenciáit mutatják ki, és minden esetben elsődleges felmérést igényelnek. (Vagyis kérdőíves módszerrel közvetlenül kérdezzük rá az emberek különböző környezeti javakkal, illetve az ezekben bekövetkező változásokkal kapcsolatos fizetési hajlandóságára.) Mivel a NÖSZTÉP projektben erre nincs lehetőség (nagyon jelentős az erőforrásigénye), ezért ezeket az eljárásokat itt nem részletezzük, annak ellenére, hogy az értékelési tanulmányban ilyen kutatásokat is bemutatunk, az azokban található eredményeket, tapasztalatokat azonban sokkal inkább a további lehetőségként adódó, ún. haszonátvitel módszerénél használhatjuk fel.

A haszonátvitel eljárása nem illeszkedik a fenti sorba, mivel a fenti eljárások bármelyikének eredményeit felhasználhatjuk alkalmazása során, és a lényege is ebben ragadható meg: korábbi értékelési kutatások eredményeit helyezi át más területre, más időpontra vonatkozóan (Brouwer et al. 2016). Viszonylag alacsony az erőforrásigénye, de az átültetés során használt feltételezések számától és minőségétől függően pontatlanabb eredményeket ad az előbbieknél.

Az éghajlat szabályozásához (globális szinten) az ökoszisztémák által járulnak hozzá, hogy képesek az üvegházhatású gázok (ÜHG) forgalmát fenntartani, illetve képesek azokat megkötni és szén, illetve nitrogén formájában tárolni (talajban, növényzetben). A közgazdasági kérdés az, hogy mekkora értéket tulajdonítunk egységnyi ÜHG megkötésének, amit általában CO₂-egyenértékre átszámítva, egy tonnára vetítve adnak meg (ez lett a közgazdasági értékelés indikátora is, a Klíma SzMCs javaslatának megfelelően). Az ÜHG-k megkötésének – bizonyos kontextusban – van piaci ára, ezek azonban rendkívül erőteljesen ingadoznak, ráadásul az ár leginkább az aktuális szabályozás részleteitől függ, emiatt nem fejezik ki megfelelően a klímaszabályozás ökoszisztéma-szolgáltatás társadalmi hasznait. Emiatt nem erre koncentrálnak, hanem két másik eljárásra: az okozott károk és az elkerülési költségek módszereire. Az elkerült károkon alapuló megközelítés alapfeltevése, hogy a tárolás/megkötés értéke azzal a kárral egyezik meg, amelyet az 1 tonna ÜHG a légkörben maradván az éghajlatváltozás révén a jövőben okozna. Alkalmazása számos bizonytalanságot hordoz (milyen gazdasági, társadalmi, technológiai fejlődés következik be a jövőben, hogyan alakul az ÜHG-kibocsátás, hogyan változik a globális átlaghőmérséklet, ez mekkora károkat okoz, a Föld mely országában stb.), de már léteznek olyan modellek (pl. DICE, FUND, PAGE), amelyek becsülik a társadalmi költségeket. A NÖSZTÉP-ben ezek eredményeit kiegészítő információként használtuk. A másik eljárás a helyettesítési költségek módszere, amely abból indul ki, mekkora ráfordítással érhető el a klímaváltozás fékezése, a kitűzött klímacélok elérése – az ökoszisztémák által biztosított ÜHG-elnyelésnek köszönhetően ugyanis kisebb mértékben van szükség egyéb kibocsátás csökkentési ráfordításokra. Ennél a módszernél is felmerülnek bizonytalanságok, de ezek nagyságrendileg alacsonyabbak, mint a káralapú megközelítésnél. A központi érték meghatározásához ezért az elkerült költségek eljárását használtuk, egy értéktartomány kialakításához pedig a káralapút.

Az árvízi kockázat csökkentése ökoszisztéma-szolgáltatás esetén két indikátort választottunk (igazodva a Hidrológiai SzMCs ajánlásaihoz), a természetben (annak egy egységében, növényzetben, talajban vagy a földfelszínen) tárolt vízmennyiséget, illetve a táj működésének köszönhetően az árvízi (előntési) kárértékekben bekövetkező változások mértékét, legalább két alternatív helyzet esetére vonatkoztatva. Az előbbi közgazdasági értékelése a helyettesítési költségek módszerével készülhet, tehát azt keressük, mekkora az egységnyi terület (pl. hektár) által megkötött víz ára. Ekkor azzal a kihívással néztünk szembe, hogy habár a választott, eredeti ökoszisztéma-szolgáltatás az árvízi kockázat csökkentése, ezzel a módszerrel nem tudjuk megállapítani, hogy maga az árvíz kockázata milyen mértékben csökken a visszatartott víz hatására, inkább csak az ökoszisztémák árvízvédelemben nyújtott valamiféle hozzájárulását mutatja. Ugyanakkor alkalmazása mellett szólt, hogy kevesebb adatot igényel, és bizonyos (időnként erős) feltételezések esetén egyszerű az alkalmazása. A másik javasolt módszer a bekövetkező károk mértékének számszerűsítése alapján az azoknak a természet segítségével történő elkerülésére fordítható összegek meghatározása. Használata előntési modellezést kíván, emiatt lényegesen bonyolultabb a másikonál, viszont pontosabb eredményt ad, abból adódóan, hogy a helyi vagyonelemeket vagyunk képesek figyelembe venni. Országos szinten azonban rendkívül sok munkát jelentene, ezért csak részvízgyűjtő szinten végeztünk próbaszámításokat.

A rekreáció ökoszisztéma-szolgáltatást - a Kulturális SzMCs döntése alapján - a hazai erdőkre vonatkozó természetjárásra, gyalogos rekreációs tevékenységre szűkítettük. A leggyakrabban alkalmazott közgazdasági értékelési eljárás az utazási költség módszer, amelyre ennél az ökoszisztéma-szolgáltatásnál is alapoztunk, több szakirodalmi forrás alapján, részben a haszonátvitel módszerével, részben saját számításokkal, hazai kutatás adatai segítségével. Egy hazai kutatás adatai segítségével számításokat végeztünk a Pilisi Bioszféra Rezervátum területére vonatkozóan, továbbá a haszonátvitel módszerével becslést adunk az ország teljes erdőterülete által nyújtott rekreációs érték vonatkozásában is. A számítások alapja minden esetben az egy látogatásra jutó érték becslése.

A közgazdasági értékelés korlátai közül - általánosságban - egyetlen egyet emeltünk itt ki, amely az éghajlat-szabályozás ökoszisztéma-szolgáltatás értékelését kevésbé érinti, a másik kettőt azonban (az alkalmazott módszertől függően) komolyabban: a közgazdasági érték mindig relatív, viszonylagos, kontextusfüggő. Ez esetenként megnehezíti azt, hogy egy általános, bárhol, bármilyen területen és helyzetben alkalmazható, esetleg időben is stabil egységértéket számítsunk a modellekhez.

A gazdasági értékelésről bővebben az ökoszisztéma-szolgáltatások közgazdasági értékelése fejezetében (8.5. fejezet), illetve a részletes tanulmányban lehet olvasni, tájékozódni.

Irodalom

Ash, N., Garcia, K., Henrichs T., Lucas, N., Ruadsepp-Heane, C., Simpson, R. D., Scholes, R., Tomih, T., Vira, B. (2010): *Ecosystems and human well-being: a manual for assessment practitioners*. Island Press, Washington.

Brouwer, R., M. Bliem, M. Getzner, S. Kerekes, S. Milton, T. Palarie, Zs. Szerényi, A. Vadineanu, A. Wagtendonk (2016): Valuation and transferability of the non-market benefits of river restoration in the Danube river basin using a choice experiment, *ECOLOGICAL ENGINEERING* 87: pp. 20-29.

Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., Windhorst, W., 2009. Landscapes' capacities to provide ecosystem services – a concept for land-cover based assessments. *Landsc. Online* 15, 1–22.

Chapra, S.C. (1997): *Surface Water-Quality Modeling*. Waveland Press, Long Grove, IL

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

EC – European Commission (2016): *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: Progress and challenges, 3rd Report – Final, March 2016*

Eigenbrod F, Armsworth PR, Anderson BJ, Heinemeyer A, Gillings S, Roy DB, Thomas CD, Gaston KJ (2010) The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47(2): 377–385.

Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S.-E., Zulian, G. (2015): A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem Services* 13, 16-27.

Haines-Young, R. és Potschin, M. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G. and Frid, C.L.J., eds., *Ecosystem ecology: a new synthesis* Cambridge University Press, p. 110-139.

Haines-Young, R., Potschin, M. (2013): *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)*. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. <http://www.cices.eu>

Haines-Young, R., Potschin, M.B. (2018): *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. Available from www.cices.eu

Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., Schneiders, A. (2015): 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use form mapping ecosystem services. *Ecological Modelling* 295, 21-30.

Juhász-Nagy P. (1993) *Az eltűnő sokféleség*. Scientia, Budapest

Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T.H., Daily, G.C., Polasky, S. (2011): *Natural Capital – Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, New York

Kovács, E., (2014): Az ökoszisztéma-szolgáltatások megjelenése a biodiverzitás politikában. – In: Kelemen, E. és Pataki, Gy. (szerk.) *Ökoszisztéma-szolgáltatások: A természet- és társadalomtudományok metszéspontjában*. Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Environmental Social Science Research Group (ESSRG), Gödöllő-Budapest, pp. 131–143.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M. L., Barredo, J. I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J. E., Meiner, A., Royo Gelabert, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Romao, C., Piroddi, C., Egoh, B., Fiorina, C., Santos, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San Miguel, J., Braat, L., Grêt-Regamey, A., Perez-Soba, M., Degeorges, P., Beaufaron, G., Lillebø, A., Abdul Malak, D., Liqueite, C., Condé, S., Moen, J., Östergård, H., Czúcz, B., Drakou, E. G., Zulian, G. and Lavalle, C., 2014: *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report*, Publications office of the European Union, Luxembourg

Maes et al., 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services* 17, 14-23.

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*.

Maes, J. et al., 2020. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: The state and trends of ecosystems in the European Union* Report.

Marjainé Szerényi, Zs., Csutora, M., Harangozó, G., Krajnyik, Zs., Kontár, R., Nagypál, N., 2005. *A természetvédelemben alkalmazható közgazdasági értékelési módszerek*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötete, Budapest.

Maslow, A. H 1954. *Motivation and personality*, Harper és Row, New York

MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2003): *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. – Island Press, Washington DC. pp. 245.

MEA. – Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. World Resource Institute, Washington DC. pp. 137.

Takács D. (2016): *Városi szabadterek és szabadter-fejlesztések ingatlanérték-befolyásoló hatásának elemzése Budapest példáján*. Doktori Értekezés. Szent István Egyetem.

ten Brink P., Mutafoglu K., Schweitzer J-P., Kettunen M., Twigger-Ross C., Baker J., Kuipers Y., Emonts M., Tyrväinen L., Hujala T., and Ojala A. 2016. *The Health and Social Benefits of Nature and Biodiversity Protection*. A report for the European Commission (ENV.B.3/ETU/2014/0039), Institute for European Environmental Policy, London/Brussels

UN (United Nations), European Commission, Food and Agriculture Organisation of the United Nations, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, The World Bank (2014) *System of Environmental-Economic Accounting (2012): Central Framework*, New York, 346 pp.

van Berkel, Derek B., Peter H. Verburg (2014): Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape, *Ecological Indicators*, Volume 37, Part A, 163-174.

Wätzold, F., Drechsler, M., Armstrong, C.W., Baumgaertner, S., Grimm, V., Huth, A., Perrings, C., Posingham, H.P., Shogren, J.F., Skonhofs, A., Verboom-Vasiljev, J., Wissel, C. (2006): Ecological-Economic Modeling for Biodiversity Management: Potential, Pitfalls, and Prospects. *Conservation Biology* 20, 1034-1041.

8. FEJEZET

Összefoglaló a potenciális és tényleges ökoszisztéma szolgáltatásokról, gazdasági és jólléti értékelésről

Készítette: Kovács-Hostyánszki Ankió¹, Tormáné Kovács Eszter

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

²Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

8.1. Ökoszisztéma-szolgáltatások térképezése és értékelése

A Nemzeti Ökoszisztéma-szolgáltatások Térképezése és Értékelése Projekt (NÖSZTÉP) egyik fő feladata egyes, a hazai viszonyok között kiemelt fontossággal bíró ökoszisztéma-szolgáltatások országos térképezése és értékelése volt.

8.1.1. Az ökoszisztéma-szolgáltatások priorizálása során kiválasztott, majd értékelt szolgáltatások

A projekt keretében értékelendő ökoszisztéma-szolgáltatások listáját az ökoszisztéma-szolgáltatások nemzetközi kategóriarendszerének (CICES 4.3, Haines-Young & Potschin 2012) magyar fordítású, részben már a hazai viszonyokra adaptált verziója (CICES-HU, lásd 7.1. fejezet) alapján dolgozta ki a NÖSZTÉP ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésért és térképezésért felelős munkacsoport széles körben bevont szakértők segítségével (priorizáló workshopok, Vezetői Szakértői Panel; Kovács-Hostyánszki et al. 2018). Ennek eredményeként a NÖSZTÉP a következő ökoszisztéma-szolgáltatások értékelését és térképezését tűzte ki célul:

I. Ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások:

1. Agrárökoszisztémákban termesztett növények (szántóföldi növénytermesztés, zöldségtermesztés, gyümölcs- és szőlőtermesztés)
2. Tenyésztett állatok és termékeik (legelő és istállózott állattartás)
3. Növényi energiaforrások (növényi részek energianyerés céljára történő hasznosítása a tűzifa és a szántóföldi melléktermékek példáján)

II. Szabályozó és fenntartó ökoszisztéma-szolgáltatások:

4. Szűrés/tisztítás/megkötés/akkumuláció az ökoszisztémák által (biofizikai szűrő, megkötő, tisztító folyamatok a talajban és vízben; kémiai és porszennyezés ülepedésének számítása lakott területeken)
5. Felszíni degradáció elleni védelem (víz általi talajerózióval szembeni védelem természetes vagy ültetett vegetáció által)
6. Hidrológiai ciklus és vízáramlás szabályozása („aszálmérséklő” funkció, a síkvidéki tájak vízmegtartó-képessége)
7. Árvízi kockázat-csökkentés és csapadékvíz-gazdálkodás (folyami árvíz elleni védelem az árterek mérséklő funkciója által síkvidéken; víz visszatartása, lefolyás mérséklése dombvidéken; lakott területeken extrém csapadékesemények víztöbbletének tározódása a fák levélfelületén)
8. Állati beporzás (vadméhek általi virágbeporzás (pollináció))
9. Éghajlat-szabályozás az üvegházhatású gázok koncentrációjának csökkentésével (üvegházhatású gázok mérlege, CO₂ megkötés)
10. Mikroklíma szabályozás (a lakott területen kívüli és belüli mikroklíma kialakítása, utóbbi esetben a fák hatása az extrém nyári hőstressz mérséklésében)

III. Kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások:

11. A természet rekreációs célú használata (gyalogos természetjárás)
12. Örökség (a természettel kapcsolatos tudás, tevékenység, normák összessége és identitás a gombászás példáján)

8.1.2. Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése és térképezése a kaszkádrendszer mentén

Az ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez és térképezéséhez az ökoszisztéma-szolgáltatás kaszkádrendszer adta a keretet. Mindegyik szinthez meg lehet határozni biofizikai, szocio-kulturális és pénzügyi indikátorokat, melyek segítenek jellemezni/számszerűsíteni az adott szolgáltatásokat.

A kaszkád keretrendszer szintjei (7.1. ábra): 1. ökoszisztémák állapota, 2. ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitások, 3. ténylegesen igénybe vett szolgáltatások, 4. jóllét fenntartása vagy növelése.

A következő fejezetekben bemutatjuk a prioritizálás során kiválasztott ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozóan kifejlesztett, az egyes szintekre jellemző indikátorokat, és elvégzett elemzéseket. A 8.2. fejezet az ellátó szolgáltatások, a 8.3. a szabályozó szolgáltatások, míg a 8.4. a kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások eredményeit foglalja össze. Minden fejezetben megtalálható az adott ökoszisztéma-szolgáltatásokra adaptált kaszkád-modell és a szintek indikátorai.

A kaszkád 4. szintű (emberi jólléthez való hozzájárulás) értékelésének eredményei nem specifikusan, az egyes ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz rendelt, hanem egy egységes tanulmányként került kidolgozásra. Az összefoglalása a 8.6. fejezetben található. Röviden ismertetjük továbbá a három ökoszisztéma-szolgáltatásra kiterjedő közgazdasági értékelés eredményeinek összefoglalóját (8.5. fejezet).

A projekt 2016-ban indult, a projekt báziséve 2015, mivel ebből az évből állnak rendelkezésre a teljes országra vonatkozó adatok. Így az Ökoszisztéma-alaptérkép mellett az értékelések is a 2015. év adatain alapulnak, kivéve, ahol nem állt rendelkezésre 2015. évről adat, vagy a 2016., 2017. év adatai jelentősen eltértek és minőségileg jobb elemzésre adtak lehetőséget. Ezen esetekben az időszakot kiterjesztettük ezekre az évekre.

8.2. ELLÁTÓ ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK

Az ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások a közvetlenül hasznot hozó szolgáltatások, azaz magukat a természeti javakat, "termékeket" szolgáltatják, mint például az élelmiszert, fát és élelmi rostot. Ezek azok a szolgáltatások, amelyeket évszázadok óta tudatosan hasznosítunk, és többlet tevékenységekkel és hozzájárulással (agrotechnika, erdészeti kezelési módok stb.) próbálja az emberiség maximalizálni a kinyerhető mennyiségét. Ezek az emberiség szempontjából rendkívül fontos szolgáltatások, melyek ugyanakkor szoros kapcsolatban állnak az ökoszisztémák állapotával, illetve a szabályozó és fenntartó szolgáltatásokkal is. A projekt során három ellátó ökoszisztéma-szolgáltatást értékelték a szakértői munkacsoportokban (SZMCS-k), melyek az alábbiak:

- Termesztett növények és termékeik
- Tenyésztett állatok és termékeik (mivel a két szolgáltatás szorosan összefügg, egymásra épül, ezért egy fejezetben, együtt történt meg a szolgáltatások értékelése)
- Növényi energia – Tűzifa célú fakitermelés

Az ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások mennyiségi vizsgálatára számos adatforrás elérhető, de a rendszerhatár (lásd X. fejezet) megállapítása (azaz mennyi az ökoszisztéma nettó hozzájárulása az emberi jóléthez) sokszor már nem egyszerű feladat, mivel a rendelkezésre álló, elérhető adatok ezt az elkülönítést nem teszik lehetővé. Mégis rendkívül fontos e szolgáltatások értékelése, mivel a többi szolgáltatással való kapcsolatokat (szinergiák, trade-offok) csak így lehet elemezni.

8.2.1. TERMESZTETT NÖVÉNYEK, TENYÉSZTETT ÁLLATOK ÉS TERMÉKEIK

Készítette: Rezneki Rita¹, Pásztor László², Molnár András, Fodor Nándor³, Gaál Márta⁴, Zubor-Nemes Anna⁴, Tasi Julianna⁵, Orosz Szilvia⁶

¹ Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

² Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet;

³ Agrártudományi Kutatóközpont Mezőgazdasági Intézet;

⁴ NAIK Agrárgazdasági Kutató Intézet;

⁵ Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar;

⁶ Állattenyésztési és teljesítményvizsgáló Kft.

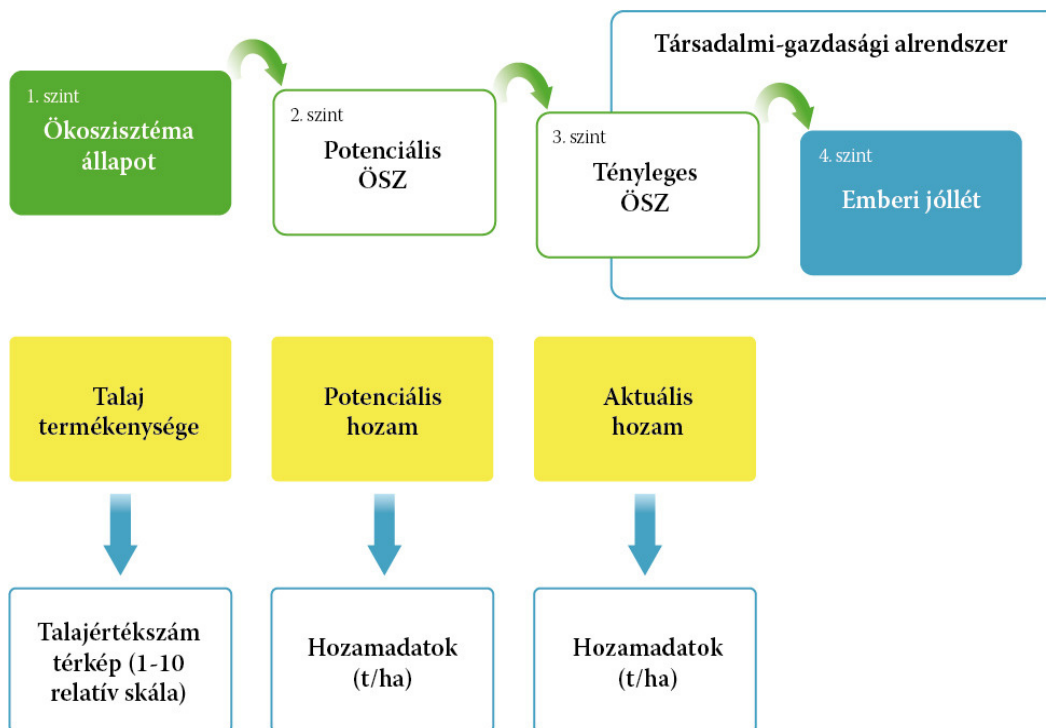
Az élelmiszertermeléshez kapcsolódóan a termesztett növények ökoszisztéma-szolgáltatás és a tenyésztett állatok és termékeik ökoszisztéma-szolgáltatások direkt módon szolgálják az ember jólétét. A termelés a természeti erőforrásokat „használja”. Bár mennyiségük és minőségük a természeti erőforrásoktól is függ, más szolgáltatásokkal összehasonlítva az ember által erősen befolyásoltak.

Hazánkban a mezőgazdasági területek mintegy 80%-át szántó (4,5 millió ha), 15%-át pedig gyepterületek (közel 1 millió ha) teszik ki. Emellett az eltérő szolgáltatási szerepük miatt az értékelésbe bevontuk a gyümölcs- és szőlőültetvényeket is (170 ezer ha). Az állattenyésztés értékelését a növénytermesztéshez hasonlóan területhez kötötten végeztük, és a gyepeken legeltethető állatállomány értékelésén túl értékeltük a szántóterületeken történő takarmánytermesztésen keresztül az istállózó állattartást is.

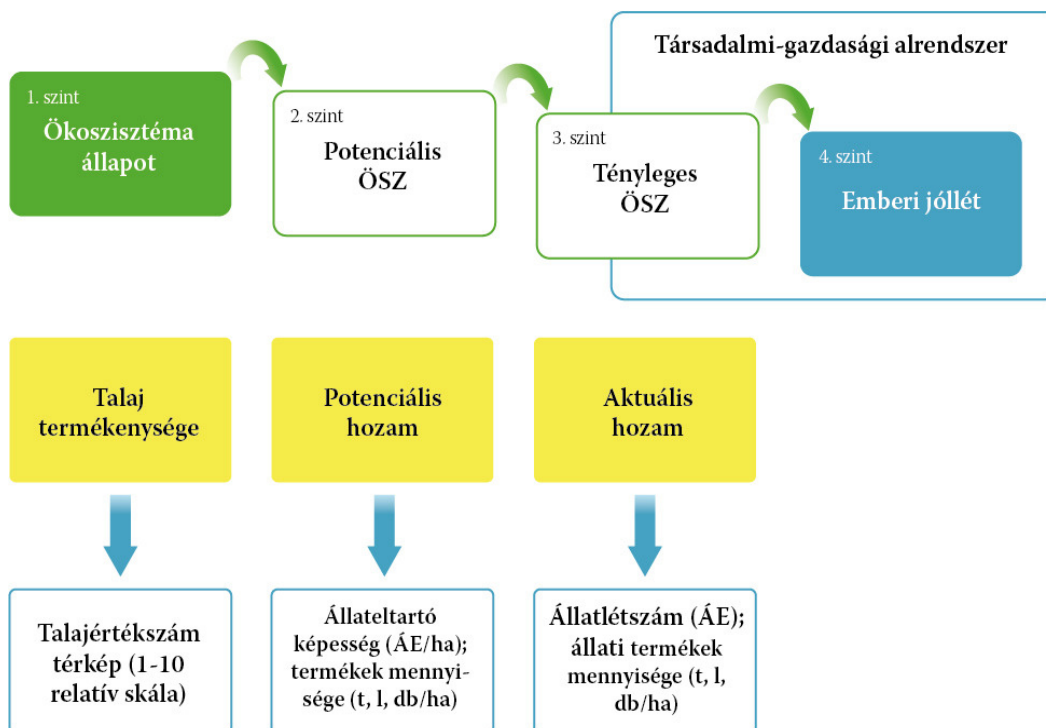
Az értékelés módszertana

Mivel a termesztett növények és tenyésztett állatok és termékeik ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése egymásra épül, ezért az értékelés módszertanát és annak eredményeit is összevontan ismertetjük.

Az értékelés a kaszkádmódel segítségével történt, az ábrákon összefoglaltuk a meghatározott indikátorok körét (8.1., 8.2. ábra).



8.1. ábra A termesztett növények ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésének folyamata a kaszkádmódelben



8.2. ábra Tenyésztett állatok és termékeik ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésének folyamata a kaszkádmódelben

Az 1. kaszkádszinten az ökoszisztémák állapotát értékeltük az élelmiszertermeléssel összefüggésben. Az értékelés mindkét ökoszisztéma-szolgáltatás esetében azonos módon történt. Az élelmiszertermelésben a talajtani jellemzők alapvető hatással vannak a termelésre, ezért alapindikátornak a talajok tulajdonságait komplexen megjelenítő talajtermékenységet választottuk.

A 2. kaszkádszinten a potenciális szolgáltatás mértékét jellemeztük, azaz azt határoztuk meg, hogy az élelmiszertermelés milyen maximális produkcióra, mekkora terméshozam előállítására lehet képes.

A növénytermesztés kapcsán az alábbi, legnagyobb vetésterülettel rendelkező kultúrákat értékeltük:

- Szántóterületek: búza, kukorica, napraforgó, árpa, repce (5 főnövény); zöldségnövények: csemegekukorica, tavaszi zöldborsó, burgonya, pattogatni való kukorica, görögdinnye, fűszerpaprika.
- Fás szárú ültetvények: gyümölcskultúrák: alma, meggy, szilva, dió, bodza, kajszibarack; szőlő.
- Gyepterületek: kaszálók és legelők.

A szántóterületeken belül az 5 főnövény, valamint a gyepterületek esetében a hozamadatokat növényélet-tani modell segítségével határoztuk meg. A zöldség, gyümölcs és szőlő esetében modell még nem áll rendelkezésre a potenciális terméshozamok számítására, ezért hosszú idősoros adatok segítségével határoztuk meg az értékeket, amely során a Mezőgazdasági Kockázatkezelési Rendszer (MKR) és az AKI által működtetett Tesztüzemi Rendszer adataival dolgoztunk.

Az állattenyésztés kapcsán a Magyarországon legnagyobb állománnyal rendelkező állatfajokat értékeltük: szarvasmarha, juh, sertés és baromfi (tyúk, pulyka, lúd, kacska). Az értékelés területi alapon történt, azaz azt vizsgáltuk, hogy az egyes takarmánytermő területek milyen mértékben tudnak hozzájárulni az állattenyésztés eredményeihez. A számításokat a növénytermesztés értékelése során kapott terméshozam-adatokra építettük. Meghatároztuk, hogy az adott területen termelt termék mennyi haszonállat takarmányozási igényét elégítené ki (állattartó-képesség), és így mennyi állati termék (hús, tej, tojás) előállításához járulhat hozzá.

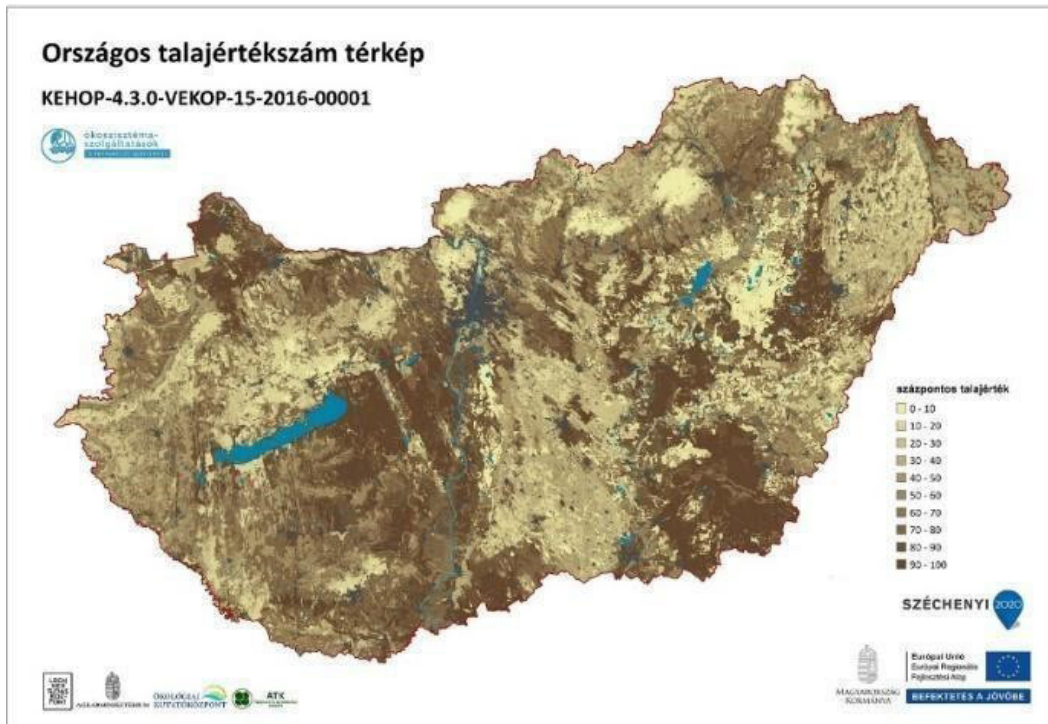
A 3. kaszkádszinten a megvalósult szolgáltatás mértékét a 2016-os évre vonatkozó terméshozamok jellemzik. A hozamadatokat meghatározását a Mezőgazdasági Kockázatkezelési Rendszer (MKR) rendszer adatai alapján végeztük. Mivel a gyepek esetében nem állnak rendelkezésre MKR adatok, a gyep hozamokat szakértői becsléssel állapítottuk meg az adott területeken előforduló gyeptípusok és azok jellemző gyep termelésének figyelembe vételével. Az értékelés során a gazdálkodók által az Egységes Kérelemben¹ bejelentett területi adatokkal dolgoztunk, azokat 100x100 m-es rácshálózathoz rendelve, aggregáltan jelentettük meg.

A 3. szinten a növénytermesztéshez hasonlóan az állattenyésztés esetében is a 2016-os évi termelési adatokat kerestük, azokat az elérhető statisztikai adatok alapján mutattuk be.

Eredmények

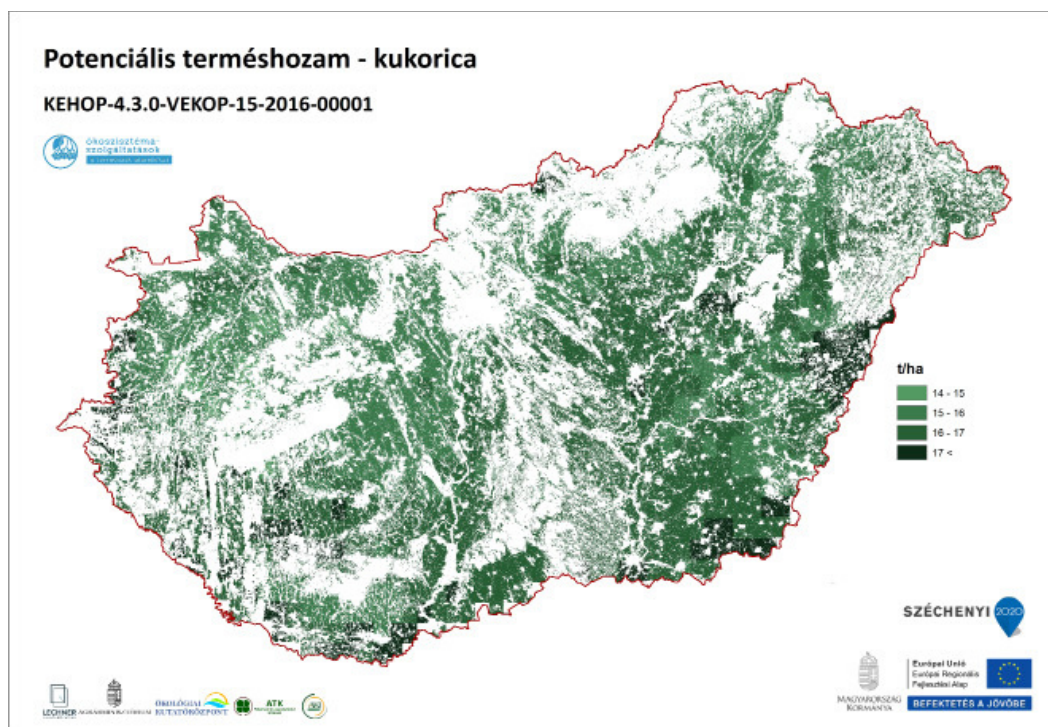
Az 1. kaszkádszinten a talajtermékenységet a talajértékszám segítségével jellemezzük. A talajok tulajdonságait, jellemzőit a talajtermékenység komplexen jeleníti meg, összefoglalóan tükrözi a talaj mindazon paramétereit, amelyek hatással vannak a termelésre. A térképen ábrázolt adatok 10 fokozatú relatív skálán mutatják meg, hogy az egyes területek termékenysége egymáshoz képest mekkora. (8.3. ábra).

¹ az Európai Mezőgazdasági Garancia Alapból, valamint a központi költségvetésből finanszírozott egyes támogató-sok igénybevételével kapcsolatos egységes eljárási szabályokról szóló tárgyévi miniszeri rendelet szerinti kérelem.



8.3. ábra Talajértékszám térkép

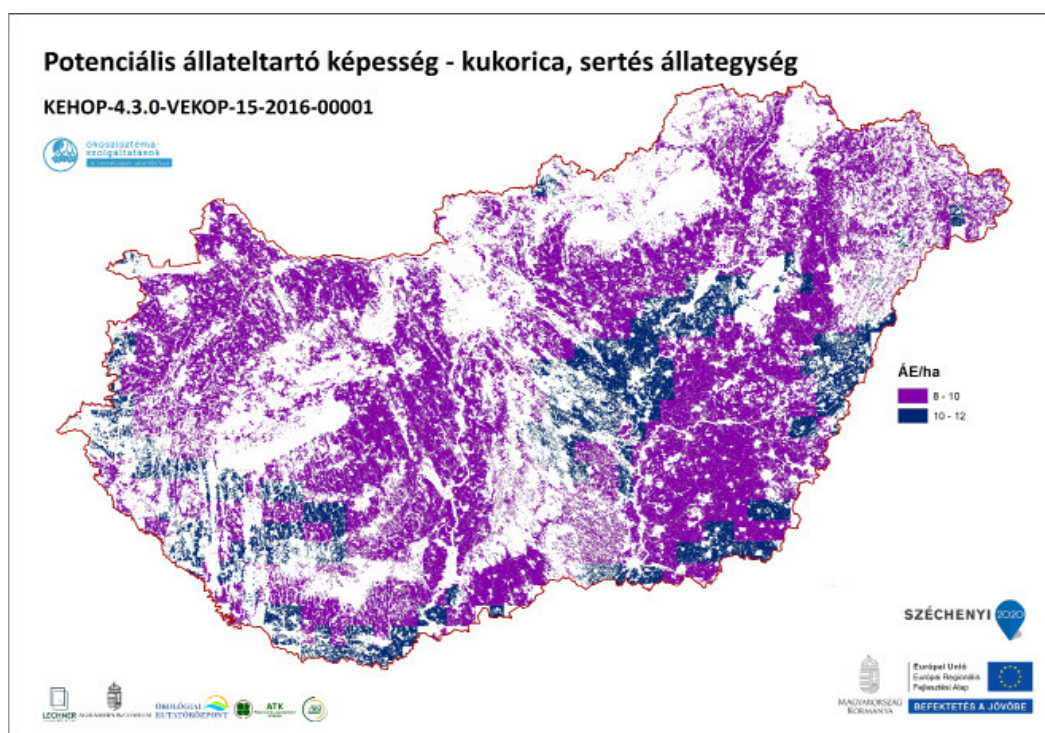
A 2. kaszkádszinten a növénytermesztés esetében az 5 fő szántóföldi növény, valamint a gyepterületek esetében a potenciális szolgáltatás mértékét növényélettani modell segítségével számítottuk. A potenciális, azaz maximális terméshozam értéket akkor érhetné el a növény, ha a növekedése során minden körülmény ideális lenne (elméleti maximumértékek). Az elemzéseket elvégeztük kukorica, búza, repce, árpa, naprafogó és a gyepterületekre vonatkozóan (összesen 6 térkép). A 8.4. ábrán a kukorica példáján keresztül mutatjuk be a kapott eredménytérképeket. Az ábrázolt adatok azt mutatják meg (a modellben felhasznált grid felbontása 10x10 km), hogy az egyes területek milyen hozamkategóriába esnek, azaz az adott terület egy hektáros területességén hány tonna kukorica elméleti maximális terméshozama lehetséges.



8.4. ábra Kukorica potenciális terméshozamok

A zöldség, gyümölcs és szőlő esetében a Mezőgazdasági Kockázatkezelési Rendszer (MKR) és a AKI által működtetett Tesztüzemi Rendszer adatait felhasználva az adott növénykultúra vonatkozásában elérhető több éves adatsorokból választottuk ki a maximális hozamértékeket. Az így kapott eredmények a kukorica példáján bemutatott hozamtérképekhez hasonlóan a potenciális termés mennyiségi értékeit fejezik ki, fajlagos formában, tonna/hektár-ban meghatározva, növénykultúránként külön-külön térképeken ábrázolva (összesen 13 eredménytérkép²). Az adatokat járási szinten aggregáltuk, majd az Ökoszisztéma-alaptérkép (lásd X. fejezet) megfelelő kategóriájára vetítettük.

A tenyésztett állatok és termékeik ökoszisztéma-szolgáltatás 2. kaszkádszintjén a potenciális állattartó-képesség mértékét vizsgáltuk. Az állattenyésztésre vonatkozó számítások a potenciális növénytermesztési eredményekre épültek, így az egyes állatfajok takarmányigényének meghatározását követően azt modelleztük, hogy a potenciális szinten számított növénytermesztési hozamok mennyi állat takarmányigényét elégíthetnék ki egy évre, egy adott növénykultúrára vonatkozóan. Mivel a potenciális szinten az állattenyésztés szempontjából is az elérhető maximum értékeket kerestük, ezért a számításokat úgy végeztük, mintha az adott állatfaj számára a teljes potenciális terméshozam rendelkezésre állna. A számítások eredményeként a szántóterületeken az 5 főnövényre és a gyepekre külön-külön térkép készült, minden állatfajra vonatkozóan (összesen 17 potenciális állattartó-képességet bemutató eredménytérkép³). Példaként a sertésekre vonatkozó állattartó-képesség térképén mutatjuk be a kapott eredményeket (8.5. ábra). Az állattartó-képesség számítás során készült térképek azt mutatják meg, hogy a jellemző takarmányozási receptúrák alapján 1 tonna takarmány hány állategységet tart el az egyes állatfajokra vonatkozóan. Az állattenyésztés eredményét állategységben fejezzük ki, amely segítségével egységes rendszerben tudunk kezelni minden állatfajt.



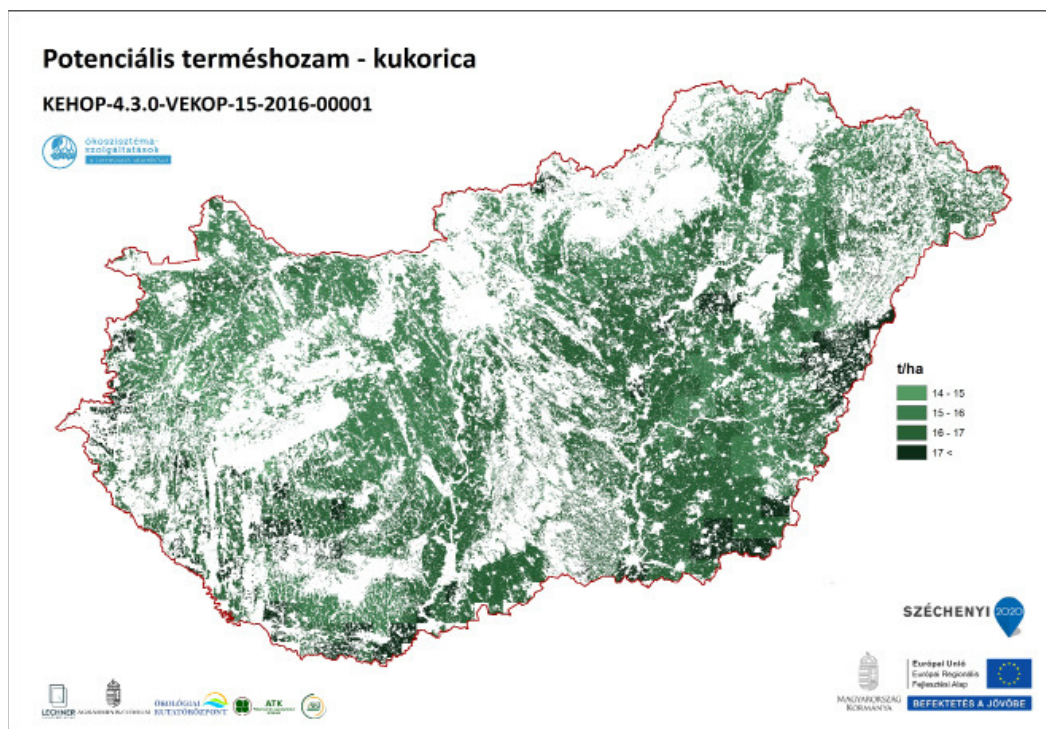
8.5. ábra Potenciális állattartó-képesség sertés esetében kukorica takarmányigényre vonatkozóan

² zöldség, gyümölcs, szőlő potenciális eredménytérképek: csemegekukorica, zöldborsó, burgonya, pattogatni való kukorica, görögdinnye, fűszerpaprika, alma, meggy, szilva, dió, bodza, kajszi, szőlő

³ kukorica takarmányra vonatkozóan szarvasmarha, juh, sertés, baromfi; búza takarmányra vonatkozóan szarvasmarha, sertés, baromfi; árpa takarmányra vonatkozóan: szarvasmarha, sertés; napraforgó takarmányra vonatkozóan: szarvasmarha, juh, sertés, baromfi; repce takarmányra vonatkozóan: szarvasmarha, sertés, baromfi

A potenciális szinten elvégeztük az állati termékekre vonatkozó számításokat is, amely során a potenciális állategység értékek alapján vizsgáltuk, hogy azokból egy évre vonatkozóan mennyi állati termék (hús, tej, tojás) állítható elő. A számítások során 33 eredménytérképet⁴ kaptunk, minden takarmánynövényre, állatfajra és állati termékre külön-külön meghatározva és térképen ábrázolva.

A 3. kaszkádszinten a növénytermesztés vonatkozásában 19 eredménytérkép⁵ készült, külön-külön minden növénykultúrára és a gyepekre vonatkozóan. A tényleges ökoszisztéma-szolgáltatás hozamtérképei a potenciális szint térképeihez hasonlóan fajlagos értékeket jelenítenek meg, azaz megmutatják, hogy az adott hozamkategóriájú terület bármely 1 hektáros részén jellemzően hány tonna termés, illetve mekkora fűhozam lehetett 2016-ban (8.6. ábra).



8.6. ábra Gyepterületek fajlagos gyephozam adatai (2016)

Az állattenyésztés esetében a 2016-ra vonatkozó termelési adatokat összegyűjtöttünk és validáltunk minden elérhető adatkört (KSH, vágóállat statisztika, VIR, MSTSZ adatközlés)⁶. Mivel az állattenyésztési statisztikák nem kötődnek területi adatokhoz, így az értékelési eredményeket térképen nem tudjuk sem ábrázolni, sem a potenciális hozamokkal összevetni, azokat táblázatos formában, országos szinten készítettük el (8.1. táblázat). Az eredményeket állatfajonként, hasznosítási típusonként és korcsoportonként megjelenítve adtuk meg állatlétszámban és állategységben kifejezve.

⁴ potenciális termék térképek: kukorica takarmányra vonatkozóan: szarvasmarha tejtermelés, szarvasmarha vágóállat, sertés vágóállat, tyúk árutojás, tyúk vágóállat, pulyka vágóállat, kacsá vágóállat, lúd vágóállat; búza takarmányra vonatkozóan: szarvasmarha tejtermelés, sertés vágóállat, tyúk árutojás, tyúk vágóállat, pulyka vágóállat, kacsá vágóállat, lúd vágóállat; árpa takarmányra vonatkozóan: szarvasmarha tejtermelés, sertés vágóállat; napraforgó takarmányra vonatkozóan: szarvasmarha tejtermelés, szarvasmarha vágóállat, sertés vágóállat, tyúk árutojás, tyúk vágóállat, pulyka vágóállat, kacsá vágóállat, lúd vágóállat; repce takarmányra vonatkozóan: szarvasmarha tejtermelés, sertés vágóállat, tyúk árutojás, tyúk vágóállat, pulyka vágóállat, kacsá vágóállat, lúd vágóállat

⁵ 2016. évi termés hozam térképek: kukorica, búza, árpa, napraforgó, repce, csemegekukorica, zöldborsó, burgonya, pattogatni való kukorica, görögdinnye, fűszerpaprika, alma, meggy, szilva, dió, bodza, kajszli, szőlő, gyep

⁶ KSH: Központi Statisztikai Hivatal; VIR: Vezető Információs Rendszer; MSTSZ: Magyarországi Sertésenyésztők és Sertéstartók Szövetsége

8.1. táblázat állatlétszám adatok 2016-ban létszámadatokkal és állategységben kifejezve

	össz. állatlétszám 2016-ban	összesített állategység (ÁE)
Szarvasmarha	946965	727744
Tej- és kettős hasznú szarvasmarha		
borjú 6 hónapos korig	108794	43518
növendék 6-24 hónapos korban	221535	132921
tejelő tehén (tejhasznú és kettőshasznú)	323090	323090
Húshasznú szarvasmarha		
borjú 6 hónapos korig	50661	20265
növendék 6-24 hónapos korban	87336	52402
24 hónapos kortól idősebb szarvasmarha (anyatehén)	155549	155549
Juh	1196400	179460
anyajuh	807100	121065
egyéb juh	389300	58395
Sertés	2008451	383826
tenyészkoca malacok nélkül	203966	101983
hízósertés 50 kg élősúly felett	768885	153777
süldő (25-50 kg élősúlyban) és tenyészsüldő	645979	96897
szopós és választott malac	389621	31170
Baromfi	34 470 076	566 596
pecsenyecsirke (tyúk) vegyes korcsoportban	15 954 270	159543
tojótyúk	11 009 200	220184
pulyka (vegyes korcsoportban)	2 817 006	84510
lúd (vegyes korcsoportban)	856 681	25700
kacsa (vegyes korcsoportban)	3 832 919	76658

Az állati termékek esetében teljes körűen a KSH adatbázisa jellemzi a 2016. évi eredményeket, ebben az adatbázisban országos szinten, teljes körűen rendelkezésre állnak az adatok.

Kitekintés

Az agrár-ökoszisztémák által nyújtott szolgáltatások – különösen az ellátó funkcióval bírók – mennyiségét és minőségét jelentősen befolyásolja az emberi hozzájárulás. A 2. szint elemzése során felmerült, hogy vizsgáljuk a nettósítást, azaz az emberi közreműködés mértékét az élelmiszertermelésben. Reméltük, hogy a potenciális szinten alkalmazott AgroMo-modell alkalmas lehet a nettósított adatok kalkulációjára is. A modellt kidolgozó szakértők szerint azonban ez a modell nem képes szimulálni az emberi közreműködés mértékét úgy, hogy a kapott adatok valamilyen releváns, értelmezhető eredményt adjanak. A NÖSZTÉP projekt jelen szakaszában ezért el kellett tekintenünk ettől az értékeléstől, a projekt esetleges folytatásában azonban nagyobb hangsúlyt kaphat ez a kutatási irány.

A tanulmányban ismertetett eredmények a szintézis vizsgálatok keretében kerültek további elemzésre, átfogó értékelésre. A szintézis során az adatsorok, térképek a projektben vizsgált többi ökoszisztéma-szolgáltatás eredményeivel, adataival együtt kerültek elemzésre. Az együttes vizsgálat megmutathatja, hogy az élelmiszertermelésnek és az állattenyésztésnek, mint ellátó szolgáltatásnak milyen csereviszony (trade-off) kapcsolata van hidrológiai, klimatikus, pollinációs, kulturális, vagy rekreációs ökoszisztéma-szolgáltatásokkal. Ugyanilyen fontos az eredmények összevetése a szintézis során az alapállapot-értékelés eredményeivel, kiemelten a természetvédelmi vonatkozású adatsorokkal, térképekkel. Az elemzések a különféle ökológiai jellemzők és az ökoszisztéma-szolgáltatások közti összefüggéseket, pozitív, vagy negatív korrelációkat, mintázatokat mutathatják meg, amelyek alapján gyakorlati természetvédelmi relevanciájú következtetések is megfogalmazhatók.



8.2.2. NÖVÉNYI ENERGIA – TŰZIFA CÉLÚ FAKITERMELÉS

Készítette: Koncz Péter^{1,2}, Kottek Péter³, Somogyi Zoltán⁴, Horváth László⁵, Kröel-Dulay György¹, Lehoczki Róbert⁶, Pataki Róbert⁶, Kisné Fodor Livia⁷

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

²Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság;

³Nemzeti Földügyi Központ – Erdészeti Főosztály;

⁴Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ, Erdészeti Tudományos Intézet;

⁵Levegőkörnyezet-szakértő;

⁶Lechner Tudásközpont;

⁷Agrárminisztérium, Természetmegőrzési Főosztály

Az erdők szerteágazó funkciói közül vitathatatlanul fontos szerepet tölt be a faanyag különböző célú felhasználása, így a fában raktározott energia felszabadítása is, tehát a tűzifa használata. Az erdők számos más, mindenki számára fontos, ellátó-, szabályozó-fenntartó- és kulturális szolgáltatást is nyújtanak (pl. vízvizsszatartás, biodiverzitás fenntartása, rekreáció stb.). A tűzifa, mint ellátó szolgáltatás a fa kitermelésével jár, ami ellentétesen hat (trade-off) a többi szabályozó és fenntartó, valamint kulturális szolgáltatással, tehát gyengíti azokat.

Az ország lakosságának 17 %-a kizárólag, további 15%-a pedig részben tűzifával fűt, tehát a tűzifára szükség van (Századvég, 2019). Ezt az igényt ugyanakkor a biodiverzitás-, talaj-, klíma- illetve mikroklíma-védelmi, valamint más ökológiai-gazdasági, továbbá társadalmi és egészségügyi (légszennyezettség) megfontolások alapján fenntartható (tartamos) erdőgazdálkodás, méltányos piacgazdaság, illetve korszerű technológia (termékpálya) mellett szükséges kielégíteni. Mindazonáltal a projekt keretében a tűzifa célú fakitermelés kaszkád szintű indikátorainak kidolgozása és térképezése volt a cél, míg a teljes ágazat (ágazatok) részletes áttekintése ezen túlmutat, melyre egy következő projekt keretében nyílhat lehetőség.

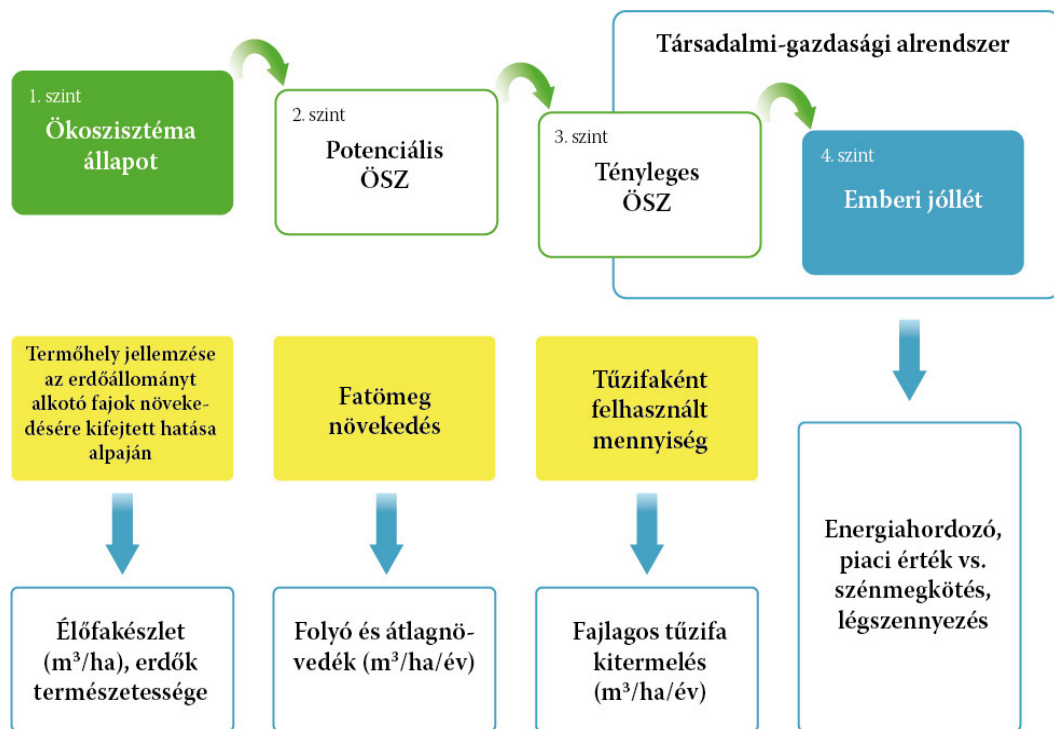
Az értékelés módszertana

Az adatok forrása az Országos Erdőállomány Adattár (OEA), amely a NÖSZTÉP számára az Erdészeti Szakigazgatási Információs Rendszeren (ESZIR) keresztül állt rendelkezésre.

1) Az első kaszkádszint indikátora az élőfakészlet (m^3/ha) és az erdők természetességi állapota volt (8.7. ábra).

Az élőfakészlet az erdő állományokat alkotó élő fák összes föld feletti fatömege hektárra vetítve. Az indikátor alkalmas a termőhely aktuális, biofizikai tulajdonságának jellemzésére, illetve ebből a faanyag-produkció, tehát a potenciális és a tényleges felhasználási szint is levezethető. Általánosságban elmondható, hogy jó termőhelyen magas az élőfakészlet, míg rosszabb termőhelyen a produkció, az élőfakészlet alacsony.

A természetességi mutató az erdőtörvényben (2009. évi XXXVII. törvény) szereplő definíciók alapján a fajösszetételt (különös tekintettel az idegenhonos fajok arányára), az eredetet (mag vagy sarj), és a faállomány szerkezetét veszi figyelembe (az ESZIR adatok alapján). Ezek alapján 6 különböző természetességi csoportba sorolták az erdőket: faültetvény, kultúr-, átmeneti-, származék-, természetszerű- és természetes erdők. Az erdők természetességi mutatójának térképe a 3. szinthez kapcsolódva különösen fontos, ahol azt vizsgáljuk, hogy jellemzően milyen típusú erdőben történik tűzifa célú fakitermelés.



8.7. ábra A növényi energia –tűzifa célú fakitermelés indikátorai a kaszkád négy szintjén.

2) A második kaszkádszinten a folyónövedéket és az átlagnövedéket (fatermőképesség) (m³/ha/év) alkalmaztuk indikátorként. A folyónövedék a faállományok korától számított következő 10 éves időszakban várható összfatermésének (összes faprodukciónak) az átlagos egy évi növedéke (m³/ha/év). Egyszerűbben a folyónövedék a faállomány által évente termelt összes biomassza vágáslap feletti része (a vágáslap, a fa kivágásának síkja). Az átlagnövedék vonatkoztatási idejében tér el a folyónövedéktől, mert ez nem 10, hanem 25-75 éves időszak fatömeg-növekedésének átlaga. A folyónövedék az aktuális, az átlagnövedék a hosszú táv elérhető szolgáltatást fejezi ki. A folyó- és átlagnövedék függ a termőhely minőségétől; jobb termőhelyen gyorsabb a fanövekedés, míg gyengébb termőhelyen lassabb.

A folyó- és átlagnövedéket erdőrészenként, fatermési táblák alapján becslik. A fatermési táblák fafajonként és termőhelyi osztályonként határozzák meg e paramétereket a mintaterületek fakészletének részletes, faegyedenkénti detektálásából és a fakészlet változásából. A térképeken az erdőrészt területére, illetve az ennek megfelelő pixelek halmazára adtuk meg az 1 ha-ra eső folyónövedéket és átlagnövedéket, az érintett erdőrészen belül előforduló fafajokra összesen.

3) A harmadik, tényleges felhasználás szintű indikátor a tűzifaként kitermelt famennyiség (m³/ha/év) volt, ami a potenciálisan elérhető folyónövedék egy része. Az adatok forrása az Országos Erdőállomány Adattár bruttó fahasználati statisztikája, mely erdőrészenként tartalmazza az adott évben kitermelt bruttó faanyag mennyiségét. Az Adattárba az adatok a körzeti erdőtervezés folyamatában kerülnek be, mely 10 évenként, rotációs rendszerben minden nyilvántartott erdőrészt érint és terepi bejáráson, méréseken illetve távérzékelte adatokon alapul. A kitermelt famennyiség tűzifa- és iparifa arányára vonatkozó adatok pedig a Nemzeti Földügyi Központ Erdészeti Főosztály által gondozott, az erdőgazdálkodók nagy hányadát elérő, kérdőíves Országos Statisztikai Adatfelvételi Program (OSAP) 1257-es és 1260-as adatgyűjtésekből származnak.

Eredmények

1) Az élőfakészlet a hazai erdőkben 378 millió bruttó m³ volt 2015-ben. Az elmúlt három évtizedben a magyar erdők élőfakészlete folyamatosan, átlagosan évi 3,3 millió m³-rel növekedett. Az élőfakészlet eloszlását tekintve megállapítható, hogy legnagyobb kiterjedéssel az alacsony élőfakészlettel bíró erdők rendelkeznek (0-50 m³/ha) (térkép; Koncz és mtsai 2021), hiszen a fiatal és alacsony élőfakészletű korosztályok az erdőállományban (tartamos gazdálkodás mellett) mindig jóval nagyobb területűek, mint az idős, nagy élőfakészletű állományok. Nagy területen találhatóak továbbá a 150-200 m³/ha élőfakészlettel bíró erdők, de az ennél nagyobb élőfakészletű erdők gyakorisága egyre kisebb, a 700 m³/ha fölötti erdők csak 872 hektáron találhatóak. Megállapítható, hogy az északi-középhegységi és a dunántúli erdők magas élőfakészlettel rendelkeznek. Nógrád és Borsod-Abaúj-Zemplén megyében nagy mennyiségben találunk tölgyeseket, illetve bükkösöket, míg az Alföldre (Bács-Kiskun megye), illetve a Nyugat-Dunántúlra (Vas és Zala megye) az ültetett fenyvesek, akácok jellemzők. Az Alföldön, bár nagy kiterjedésű akác- és nemesnyár-ültetvények találhatóak, de jellemzően alacsony hektáronkénti élőfakészlettel rendelkeznek.

A természetességi mutató alapján megállapítható, hogy az erdők többsége a származék (32%) és a természetes (21%) erdő kategóriába tartozik, és ezek elsősorban a hegyvidéki területeken találhatóak. Jelentős ugyanakkor a kultúrerdők (33%) és a faültetvények (6%) kiterjedése is, elsősorban a Nyírségben és a Dél-Alföldön (Homokhátság, Duna-sík). Az átmeneti erdők aránya 7%, míg a természetes erdőké csak 0,01%. Fontos, hogy a NÖSZTÉP keretében egy új erdőtermészetességi mutatót is kidolgoztak egy természetvédelmi szempontú, összesített erdőállapot minősítés alapján (Tanács et al 2021).

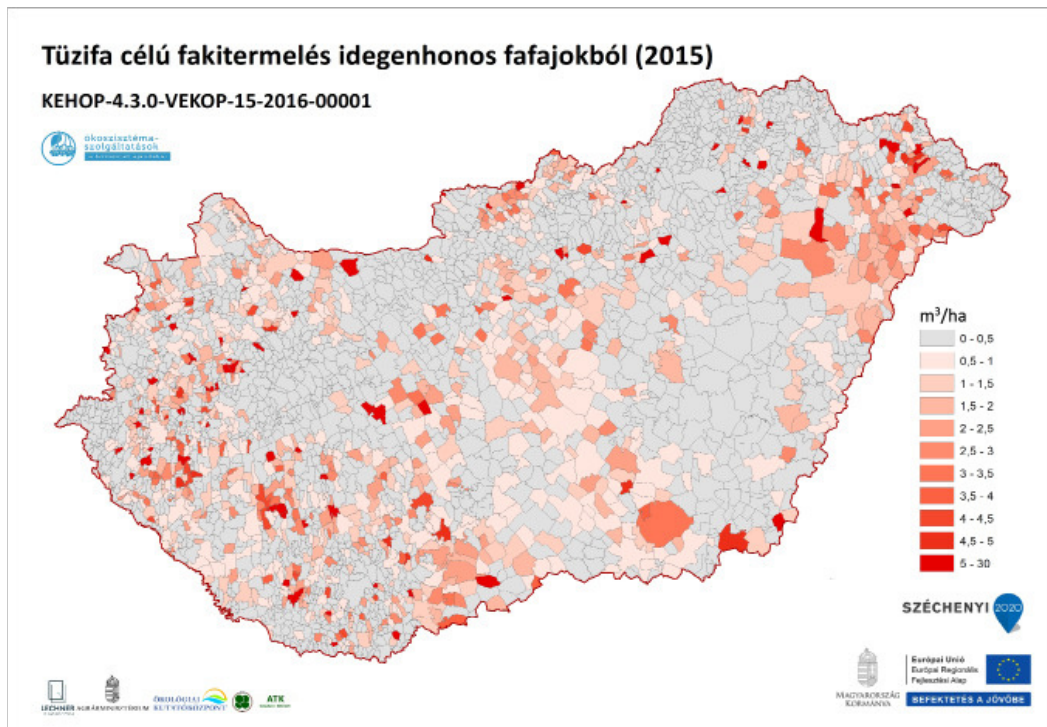
2) Az országos összes folyónövedék alakulása 2000 óta majdnem változatlanul 13 millió m³ körüli. Az adatok alapján a legnagyobb fatermőképességgel a bükkösök, gyertyános kocsányos tölgyesek és az ártérierdők rendelkeznek. Közepes értékeket a füzesek, kocsánytalan tölgyesek, cseresek mutatnak, míg a legalacsonyabb fatermőképességgel rendelkező élőhelyeken nemesnyár és fűz dominálta ültetvényeket, akácot (élőhely-kategóriákat tekintve ezek a legnagyobb kiterjedésűek), illetve nyarast találunk.

A folyónövedék térképen jól kirajzolódnak a hegy-, illetve dombvidéki területek magas folyónövedék értékei (gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, cseresek, bükkösök a középhegységekben és a Dél-Dunántúlon) (térkép; Koncz et al 2021). Ugyanakkor figyelemre méltóan magas értékeket látunk a homokhátsági (akácok, nemesnyarasok és füzesek) és a nyírségi (akácok és többletvízhatás alatt álló erdők érdekes mozaikja!) területeken is. A térképi adatbázist használva a folyók mentén szűk sávban feltűnőek a természetesebb galériaerdők (puhafás ártéri erdők, keményfás ártéri erdők) relatíve magas folyónövedék. Ezek az erdők a produkció mellett fontos, más ökológiai funkcióval (szűrés, vízmegtartás) is rendelkeznek.

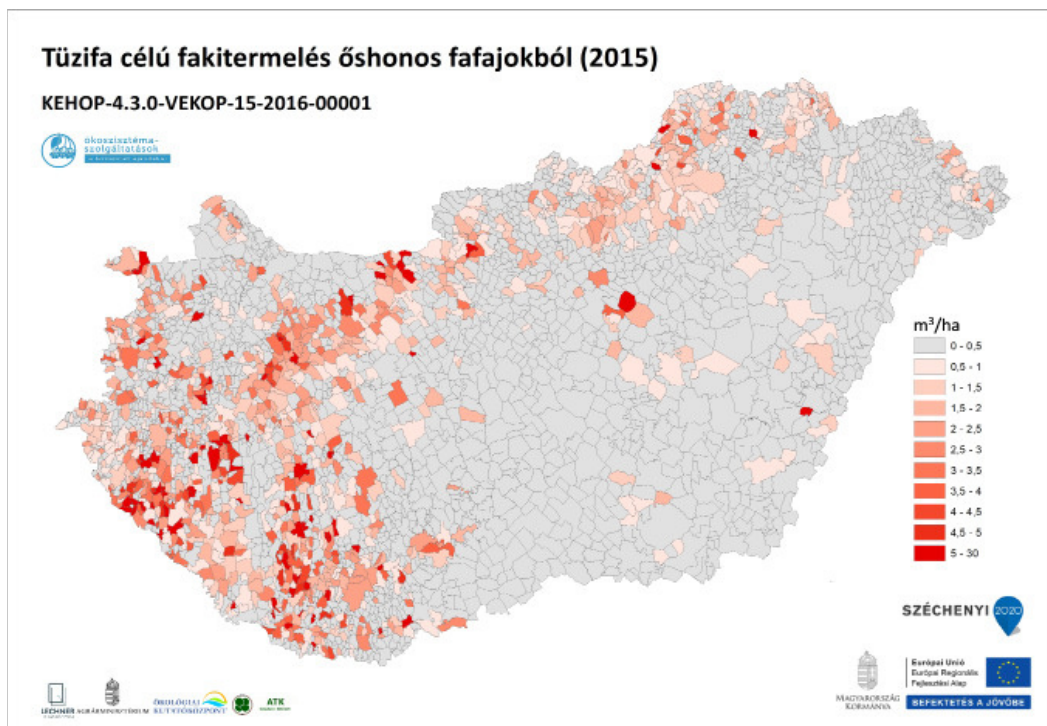
3) 2015-ben az erdőgazdálkodók 122 ezer hektár erdőterületen (az összes erdőterület kb. 6-7%-án) végeztek fakitermelési tevékenységet, ennek során a 13,1 millió bruttó m³ folyónövedék 56%-át, mintegy 7,3 millió bruttó m³-t termeltek ki (ez az arány 2009 és 2019 között 51-62% között mozgott). A bruttó kitermelt famennyiségből 3,3 millió m³ tűzifának és kb. ugyanennyit iparifának termeltek ki.

A tűzifa célú kitermelés helyszíne évről évre változik, de jellemző az alföldi, nyírségi területek idegenhonos fafajainak (jellemzően pl. akác) kitermelése (8.8. ábra), illetve a domb-, és hegyvidéki területek őshonos fafajainak (jellemzően pl. cser és más tölgyfafaj) kitermelése (8.9. ábra), amelyek közül az első eset természetvédelmi szempontból támogatható. Figyelemre méltó a zalai és somogyi területek adott évi jelentős fakitermelése is.

Energetikai hasznosítás céljára felmerülhet még az apadék felhasználása (a fakitermelés során keletkező, még értékesíthető hulladék pl. gally, kéreg, tuskó, eselék), de ez a faanyag természetes elhalásával (a mortalitás: holtfa, avar stb.) egyetemben ökológiai szempontból rendkívül fontos és nem veszteség, mert hozzájárul a biodiverzitás fenntartásához, a tápanyagok körforgásához, a talaj védelméhez.



8.8. ábra Tűzifa célú fakitermelés az idegenhonos fajokból (köbméter/ha-ban megadva, erdészeti közigazgatási egységenként megadva, 2015-ben)



8.9. ábra Tűzifa célú fakitermelés őshonos fajokból (köbméter/ha-ban megadva, erdészeti közigazgatási egységenként megadva, 2015-ben)

Következtetések

Tűzifa ellátás szempontjából a meglévő akácokat, idegenhonos fafajokkal dominált faültetvényeket javasolt felhasználni, illetve érdemes az idegenhonos fafajokat kitermelni az elegyes erdőkből. Az erdőborítottság fenntartása legtöbb esetben továbbra is indokolt, de javasolt áttérni az őshonos fafajokra támaszkodó, természetközeli gazdálkodásra. A természetes folyamatokat követő, ökológiailag is értékesebb erdőszerkezet kialakulását eredményező erdőkezelési üzemmódok arányát célszerű tovább növelni. Ezek közé tartozik a szálaló/folyamatos erdőborítást biztosító (rendszeres és gyakori, kis területű fahasználatok), az átalakító (a vágásos üzemmódból a szálaló üzemmódba való áttérés) és a faanyagtermelést nem szolgáló (ezek jellemzően rossz termőhelyen lévő erdők) üzemmód. Ezek összterülete 2004-ben 25 ezer ha volt, amely 2015-re 150 ezer hektárra emelkedett (NÉBIH 2016), ami az összes erdőterület 4 %-a.

Megjegyzendő, hogy a tűzifa célú kitermelési adatokat (8.8. és 8.9. ábra) célszerű lenne legalább 5-10 éves időszak átlagára megadni, amivel orvosolni lehetne a kitermelések területi esetlegességéből adódó anomáliákat, de ezek az adatok a NÖSZTÉP számára nem elérhetőek. Sajnos szintén nem elérhetőek a projekt számára a nagy erdőgazdálkodók részletes, tájegységekhez köthető tűzifa-kitermelési adatai, melyek nagyban pontosíthatnák a kitermelt tűzifa mennyiségére vonatkozó becslést. Módszertanilag fontos, hogy a fakészlet-becslés megbízhatósága és pontossága manapság sok kritikát kap, amire a közeljövőben a távérzékelési módszerek bevezetése jelenthet megoldást.

Kitekintés

Jelenleg a lakossági tűzifa felhasználás évi 1,5 millió m³ körül alakul, a fűtőművek 0,07 millió m³, az erőművek pedig (a hazai maradék tűzifa célú kitermelés mellett külföldi forrásból összesen) mintegy 7 millió m³ faanyagot használnak fel évente (Popp et al. 2018). A fa erőműben való elégetésével kapcsolatban erősen megoszlanak a vélemények például az egészségügyi kockázatok terén, illetve természetvédelmi szempontból egyértelműen negatív hatással bír, veszélyezteti az élővilágot.

A tűzifa felhasználás jólléti dimenziója kétséget kizáróan az otthon melege. Egy 2019-es lakossági felmérés szerint a megkérdezettek 31,1%-a használ tűzifát. Ők azért választják ezt a fűtési módot, mert olcsó (57%), hangulatos (47%), függetlenít más nagy energia hálózatok kockázatától (37%), illetve mivel a lakóhelyén nincs bevezetve a gáz vagy a távhő (30%) (a felmérésben több válasz is megjelölhető volt) (Századvég, 2019).

A tűzifa közvetlen piaci értékkel is rendelkezik, amelynek értékelése fontos lenne, de gazdasági elemzés és szolgáltatás esetében a NÖSZTÉP keretein belül nem készült (mindazonáltal fontos, hogy a tűzifatermelést és felhasználást, az ipari fával együtt a piac határozza meg).

A tűzifa eredetű légszennyezettség egészségügyi kockázatokkal jár. Magyarországon a biomassza égetés (fatüzelés) hozzájárulása a korom (PM_{2,5} aeroszol részecskék) koncentrációhoz nyáron 10%, télen pedig 41%. A korom a mérettartománya miatt bejut a hörgőkbe és a tüdőhólyagokba, ahol olyan mértékű károsodást okoz, ami átlagosan egy évvel rövidíti meg a hazai lakosok életét.

Itt is hangsúlyozzuk, hogy az erdők esetében a tűzifa csak az egyik szolgáltatás a többi ellátó-, szabályozó- és fenntartó szolgáltatás mellett. Az erdők által nyújtott szolgáltatások erősíthetők erdők telepítésével, de a multifunkcionális szerep betöltése, a sokféle szolgáltatás nyújtására elsősorban az őshonos fafajú, természetközeli, jó állapotú erdők képesek. A tűzifa célú, idegenhonos fajokból telepített egykorú erdők a szolgáltatások nagy részét nem tudják nyújtani, természetvédelmi hatásuk pedig negatív. Az őshonos fafajokból álló erdők telepítésénél is fontos az ökológiai szempontok figyelembe vétele a telepítés helyének kiválasztásakor. Lokálisan, termőhelytől függően a gyeperdőmozaikok, erdőössztyepek kialakítása is fontos. Számos helyen a gyeperdő fenntartása, kialakítása természet- és klímavédelmi, illetve gazdaságossági elvek mentén is célszerűbb, mint az erdősítés.

Irodalom

Koncz P., Horváth L., Somogyi Z., Kottek P., Weidinger T., Ács F., Kröel-Dulay Gy., Fogarasi J., Molnár A., Pásztor L., Popp J. (2021): A tűzifatermelés, az éghajlat- és a mikroklíma-szabályozás mint ökoszisztéma szolgáltatás értékelése Agrárminisztérium, Budapest, pp. 191

NÉBIH (2016) Erdővagyon és erdőgazdálkodás Magyarországon 2016-ban. https://portal.nebih.gov.hu/documents/10182/206281/leporello_2016_hun.pdf

Popp J., Harangi-Rákos M., Kapronczai I., Oláh J. (2018) Magyarország megújuló energiatermelésének kilátásai. *Gazdálkodás*, Hermann Ottó Intézet, 2, 103-123.

Századvég, Kutatási gyorsjelentés. (2019. november). Ökoszisztéma-szolgáltatások és a jóllét kapcsolata. In: 1000 fős CATI-módszerű lekérdezés 15 perces kérdőíven, Századvég Politikai Iskola Alapítvány.

Tanács E., Bede-Fazekas Á., Standovár T., Pásztor L., Szitár K., Csecserits A., Kiss M., Vári Á. (2021): Az általános ökoszisztéma-állapot indikátorok térképezésének módszertana. Agrárminisztérium, Budapest, pp. 154

8.3. SZABÁLYOZÓ ÉS FENNTARTÓ ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK

A szabályozó és fenntartó szolgáltatások közé sorolhatjuk mindazokat a felszíni vagy felszín alatti folyamatokat, amelyek biztosítják az ökoszisztémák működésének egyensúlyát. A CICES kategóriarendszerében ide sorolhatók a tisztító folyamatok, a tömeg-, víz- és légköri áramlások szabályozása, valamint a talaj, a víz, a légkör állapotainak, folyamatainak fenntartása és szabályozása. Továbbá ide sorolható a génekészletek fenntartása a beporzás és a magterjesztés által, valamint a kártevők, kórokozók elleni természetes védekezési folyamatok. A projektben valamennyi szolgáltatás értékelését nem lehetett megvalósítani, továbbá az eredeti osztályozásban szereplő meghatározásokat is szűkíteni, pontosítani kellett, ezért a prioritizálás során az alábbi szolgáltatások értékelése mellett döntöttek a szakértők:

- ÉGHAJLAT-SZABÁLYOZÁS
- MIKROKLÍMA-SZABÁLYOZÁS
- POLLINÁCIÓ
- SÍKVIDÉKI ÁRVÍZKOCKÁZAT-CSÖKKENTÉS
- DOMBVIDÉKI ÁRVÍZKOCKÁZAT-CSÖKKENTÉS
- FELSZÍNI DEGRADÁCIÓ (ERÓZIÓ) ELLENI VÉDELEM
- SZÜRÉS (DIFFÚZ TÁPANYAGTERHELÉSEK SZABÁLYOZÁSA)
- ASZÁLYMÉRSÉKLÉS

8.3.1. ÉGHAJLAT-SZABÁLYOZÁS

Készítette: Koncz Péter^{1,2}, Horváth László³, Somogyi Zoltán⁴, Kröel-Dulay György¹, Pásztor László⁵, Lehoczki Róbert⁶, Pataki Róbert⁶, Hidy Dóra⁷, Barcza Zoltán⁸, Fodor Nándor⁹, Kisé Fodor Livia¹⁰

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

²Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság;

³Levegőkörnyezet-szakértő;

⁴Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ, Erdészeti Tudományos Intézet;

⁵Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet;

⁶Lechner Tudásközpont;

⁷Eötvös Loránd Tudományegyetem Kiválósági Központ;

⁸ELTE Meteorológiai Tanszék;

⁹Agrártudományi Kutatóközpont, Mezőgazdasági Intézet;

¹⁰Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztály

Éghajlatunk szabályozása

A napjainkban tapasztalható globális éghajlatváltozást jelentős mértékben az emberi tevékenység okozza az üvegházhatású gázok antropogén kibocsátásának következtében (IPCC 2013). Világviszonylatban és hazai léptékben is a főbb kibocsátók az ipar, a közlekedés, a háztartások és általában az energiafelhasználással összefüggő tevékenységek, valamint a mezőgazdaság. A mezőgazdasági tevékenységek, illetve ezen keresztül az ökológiai rendszerek (erdők, gyepek, szántók, vizes élőhelyek) ugyanakkor az üvegházhatású gázok légköri koncentrációjának csökkentéséhez is hozzájárulhatnak. Az ökoszisztémák így jelentős szerepet játszanak az éghajlat-szabályozásában az üvegházhatású gázok forgalmára gyakorolt hatásaikon keresztül.

Egy adott ökoszisztéma pozitív vagy negatív szolgáltató lehet az éghajlat-szabályozás szempontjából. Ez a nettó üvegházgáz mérleg alapján becsülhető, ami a szén-dioxid (CO₂), a metán (CH₄) és a dinitrogén-oxid (N₂O) szén-dioxid egyenértékben kifejezett áramának az eredője. Az éghajlat-szabályozás szempontjából jelentős pozitív ökoszisztéma-szolgáltatásnak minősül a szén-dioxid megkötés és széntárolás. Az éghajlatunk szabályozása globális léptékben közös feladatunk, mivel a stabil, illetve kiszámíthatóbb éghajlat hozzájárul a természeti erőforrások biztosításához és az emberi jólléthez. Az éghajlat-szabályozás értelmezéséhez nélkülözhetetlen a szabályozásban részt vevő folyamatok, a különböző ökoszisztémák üvegházgáz mérlegének, továbbá az ökoszisztémák rendszerhatárainak, valamint a folyamatokat jellemző módszerek ismerete (Koncz et al. 2021).

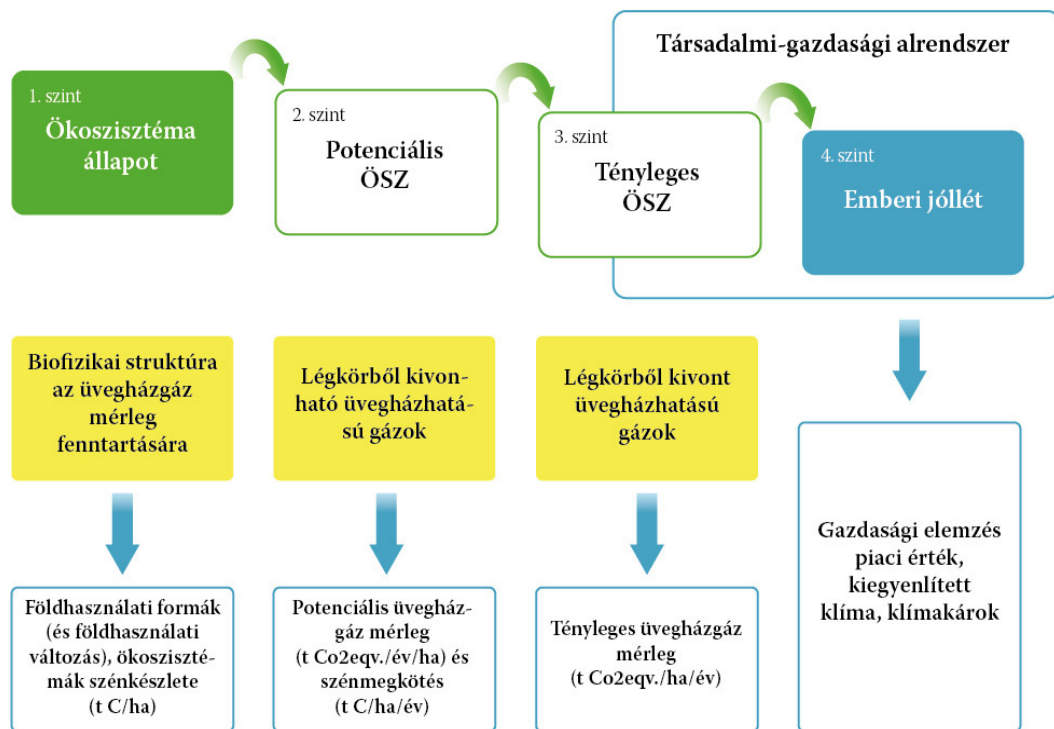
Módszertan

1) Az első kaszkád szinten a földhasználati típusok jelentik az egyik indikátort, mivel ezek alapvetően meghatározzák azt a biofizikai környezetet, ahol az üvegházgáz forgalom megvalósulhat (8.10. ábra). A földhasználati típusokat (élőhely-kategóriákat; erdőket, gyepeket stb.) az Ökoszisztéma-alaptérkép tartalmazza. Az első kaszkádszinten a másik indikátor a szénkészlet (t C/ha), azaz a föld feletti és földalatti növényi biomasszában tárolt szénkészlet, illetve a talaj szerves széntartalma. A szénkészlet a hosszú távú megkötés eredményeképpen létrejött szénraktárt jellemzi. A talajok szénkészlete meghatározza magát a szénmegkötést, mivel a talajban lévő magas széntartalom összefüggésben van a talaj kedvező tápanyag- és vízgazdálkodásával, így a produkcióval. Erdők esetében a biomasszára vonatkozó szénkészlet adatokat és térképet az Erdészeti Szakigazgatási Információs Rendszer (ESZIR) alapján készítettük el. A talajok szénkészlet adatait és a térképet az Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani Intézet (ATK TAKI) digitális talaj adatbázisa (DOSoReMI) alapján készítettük el. Gyepek és szántók esetében a szénkészleteket biogeokémiai modellszámításokkal határoztuk meg.

2-3) A potenciális és a tényleges ökoszisztéma-szolgáltatás kaszkádszinten az indikátor az üvegházgáz mérleg (t CO₂ekv./ha/év) (8.10. ábra). Ennek jellemzésére alapvetően két megközelítés állt rendelkezésre. Az egyik a biogeokémiai folyamatorientált modellekre, míg a másik a Nemzeti Üvegházgáz Leltár módszertanára épül. A biogeokémiai modellek az üvegházgáz fluxusokat pontmérések, statisztikai adatok és fajlagos kibocsátási tényezők (input adatok) segítségével számítják ki a főbb folyamatok (fotoszintézis, légzés, kémiai bomlás, evapotranszspiráció stb.), a meteorológiai változatosságok (FORESEE klimatikus adatbázis), a talajtani adatok (DOSoReMI talajadatbázis), a laterális széntranszferek és a kezelések hatásainak (fakitermelés, betakarítás, trágyázás, kaszálás stb.) figyelembevételével. Az MTA ATK szakemberei a NÖSZTÉP keretében a Biome-BGC MAg 2.0 modellel készítették el az üvegházgáz-mérleg adatokat erdőkre, gyepekre és szántókra vonatkozóan (1988-2014 és 2015). Vizes élőhelyekre vonatkozóan nem áll rendelkezésre elegendő terepi mérés, ami alapján a modellt futtatni lehetne. A modell 10×10 km-es felbontásban készült el, amit az Ökoszisztéma-alaptérkép alapján lehetett élőhely-kategóriákra vetíteni (így az ábrázolási felbontás 20×20 m, de a 10×10 km-en belül azonos ökoszisztémához azonos érték tartozik).

A **Nemzeti Üvegházgáz Leltár** az antropogén eredetű üvegházgáz kibocsátást, illetve szénmegkötést számszerűsíti földhasználati típusokra vonatkozóan az IPCC módszertanon alapulva (NIR, 2019). A Leltár az évenként változó meteorológiai paraméterekkel, illetve a térbeli változatossággal nem számol, így országos térkép a Leltár alapján nem állítható elő. A potenciális szolgáltatásnak egy korábbi időpontban megvalósult maximális szénmegkötés (és minimális üvegházgáz kibocsátás) értékét vettük a Leltár alapján.

4) A negyedik kaszkádszinten javaslatokat fogalmaztunk meg az indikátorokra vonatkozóan, illetve input adatokat nyújtottunk a gazdasági elemzéshez (8.10. ábra).



8.10. ábra A kaszkádmódel mentén alkalmazott indikátorok az éghajlat-szabályozás értékelésére

Eredmények

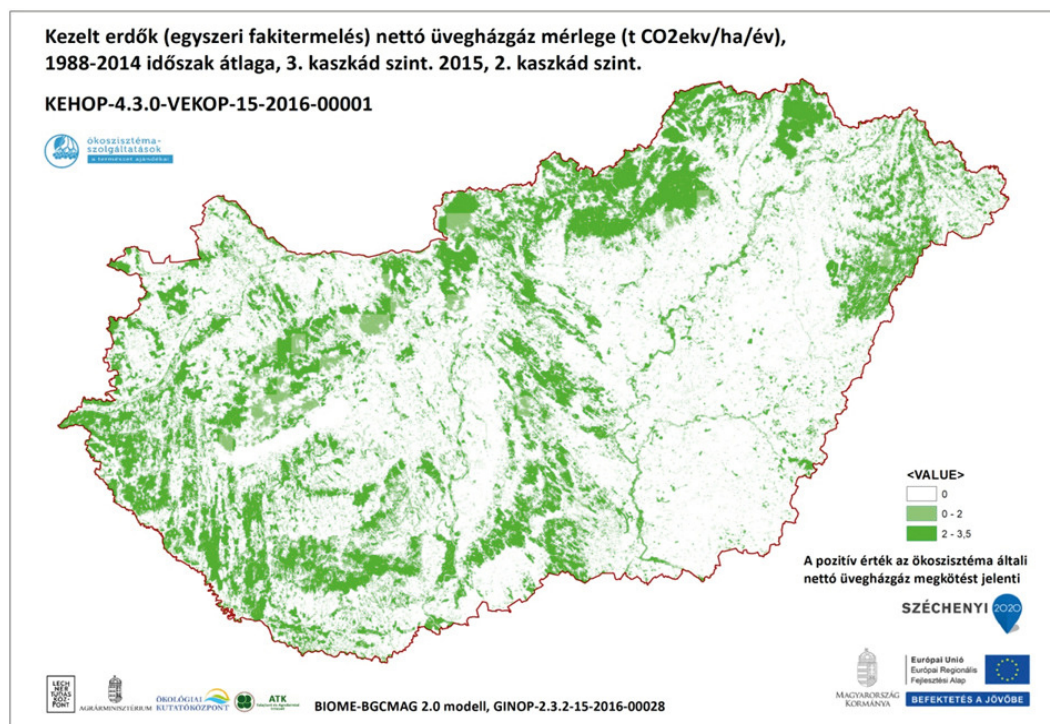
Az ökoszisztémák éghajlat-szabályozása szempontjából szolgáltatásnak tekinthető az ökoszisztémák szénkészlete (t C/ha), a szénmegkötés (t C/ha/év), illetve az üvegházgáz mérleg fenntartása (t CO₂ ekv./ha/év). A szénkészletek növekedésével érhető el a légköri szén-dioxid szint koncentrációjának, illetve az éghajlatváltozás mértékének csökkentése.

A talajok átlagos szerves szénkészlete a felhalmozódási folyamatok miatt a vizes élőhelyek esetében a legnagyobb (61±9 t C/ha), melyet a gyepek (56±11 t C/ha), az agrárterületek (55±11 t C/ha), illetve az erdők (49±13 t C/ha) követnek, jelentős élőhely-kategóriánkénti és területi különbségek mellett (pl. a nyár, nyír, akác és tűlevelű erdők talaja szénben a legszegényebb). A területi eloszlást tekintve a legkevesebb szén a nyírségi, illetve a Duna-Tisza-közi talajokban található. Legmagasabb széntartalommal rendelkező talajok a Tiszántúlon (a Nyírséget leszámítva), a Dunántúl keleti részein (pl. Mezőföld) és a Hanság környékén található.

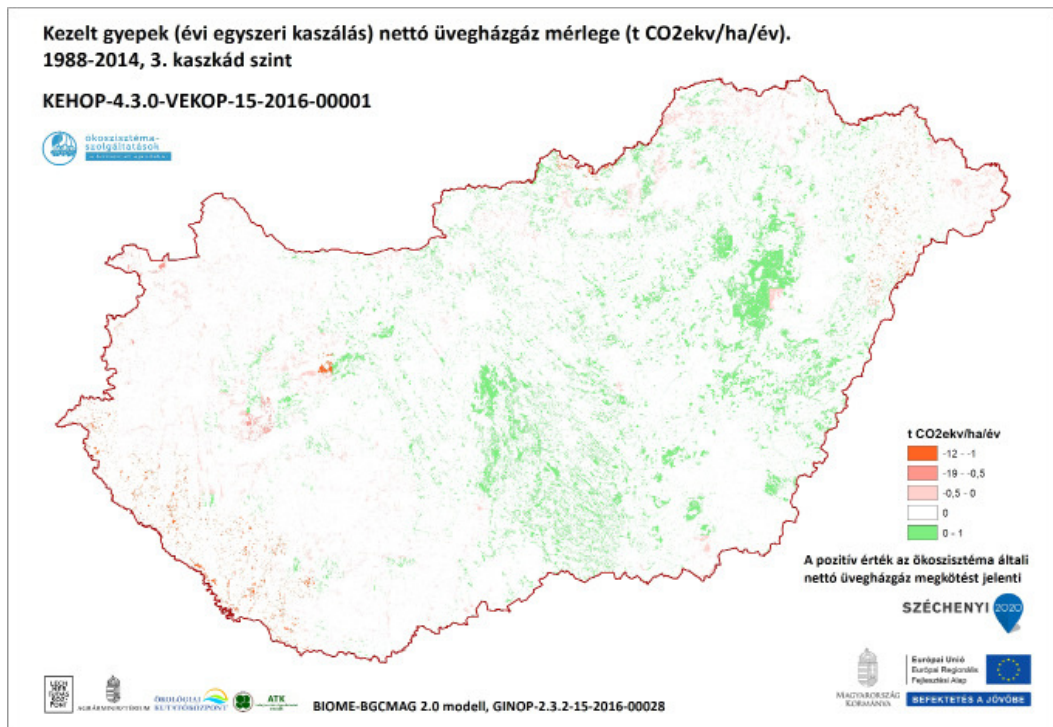
Jelentős föld feletti és alatti biomasszában tárolt szénkészlettel rendelkeznek a bükkösök (95 t C/ha, illetve 24 t C/ha); éppen azok az állományok, amelyek a leginkább veszélyeztetettek az éghajlatváltozás miatt. A különböző tölgyesek és cseresek közepes föld feletti (61 ± 36 t C/ha) és alatti (16 ± 2 t C/ha) szénkészlettel rendelkeznek. Éghajlatvédelmi szempontból az akácok, a nemesnyár és fűz dominálta ültetvények alacsony értéket képviselnek, mert szénkészletük a többi élőhely-kategóriához képest alacsonyabb föld feletti (27 ± 5 t C/ha) és alatti (7 ± 1 t C/ha) értékekkel rendelkezik. Ezekben az erdőkben intenzív a fakészlet eltávolítása (és jellemzően eltüzelése), tehát az élőhelyen nem tud felhalmozódni olyan jelentős szénkészlet, mint a szálaló/folyamatos erdőborítást biztosító, illetve hosszú vágásfordulójú őshonos állományok esetében. A területi eloszlást tekintve a hegy- és dombvidéki erdők jelentős, míg a Duna-Tisza-közi (kivéve az ártéri erdők) és nyírségi területek alacsonyabb szénkészlettel bírnak.

A tényleges üvegházgáz mérleget tekintve az erdők mérlege a legkedvezőbb (2-4 t CO₂ekv./ha/év, megkötés) (8.11. ábra), melyet a gyepek mérlege követ (a mérleg -0,35 és +0,15 t CO₂ekv./ha/év közé esik) (8.12. ábra). A szántók mérlege -0,76 és -4,62 t CO₂ekv./ha/év közé esik, tehát jelentős kibocsátással bírnak (8.13. ábra). A szántók N₂O kibocsátása CO₂ egyenértékben nagyságrendileg azonos a termésmennyiséggel! A vizes élőhelyekre vonatkozóan kevés terepi mérés áll rendelkezésre, így országos becslés, modellezés nem adható, de pontmérések alapján a mérleg -5,4 t CO₂ekv./ha/év körüli, amely szintén jelentős kibocsátást jelent. A területi eloszlást tekintve a hegy- és dombvidéki erdők, a Duna-Tisza-közi és a Tiszántúli gyepek magas, míg a hegylábi, alföldi erdők alacsonyabb üvegházgáz megkötéssel rendelkeznek. A szántók mindenhol jelentős nettó üvegházgáz kibocsátással bírtak, de figyelemre méltó, hogy a Duna-Tisza-közi és a nyírségi területek kibocsátása relatíve kevesebb volt az ország többi részéhez képest.

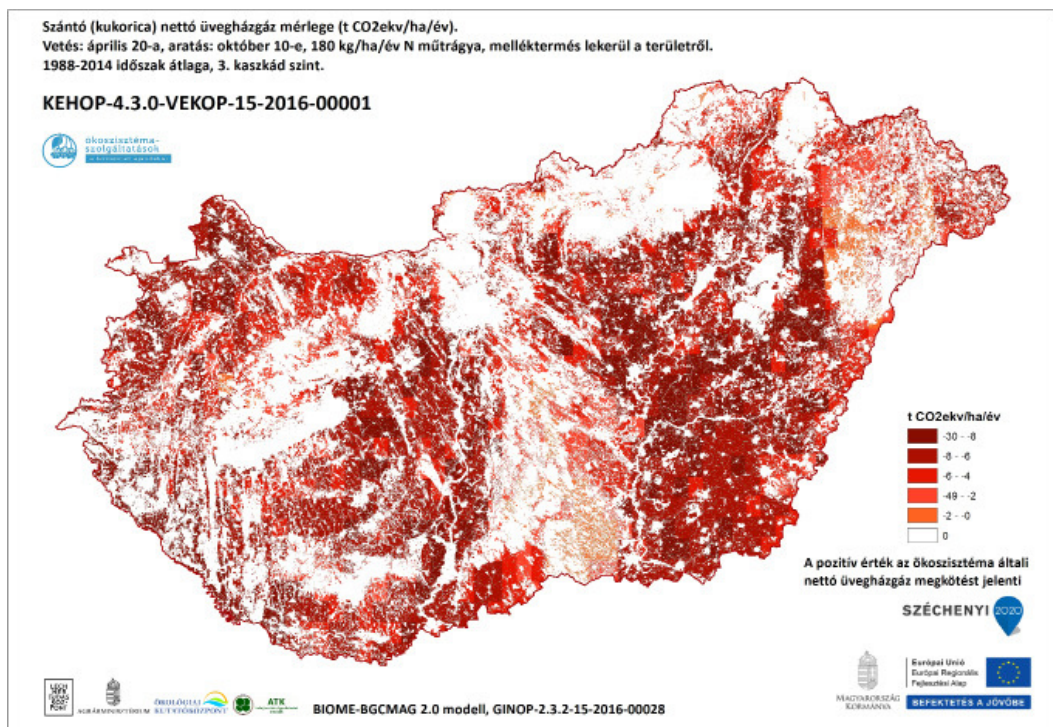
A potenciális üvegházgáz mérleget tekintve a Nemzeti Üvegházgáz Leltár adatok alapján az erdők 1994-ben voltak a legnagyobb szénnyelők (6,2 millió tonna CO₂, 3,3 tonna CO₂/ha/év), de fontos, hogy ez a fakitermelés visszaesése miatt volt. A gyepek legnagyobb szénmegkötése a Leltár alapján 0,28 tonna CO₂/ha/év volt. A vizes élőhelyek legkisebb kibocsátása 0,79 tonna CO₂/ha/év volt.



8.11. ábra Az erdők nettó üvegházgáz mérlegének területi eloszlása



8.12. ábra A gyepek (egyszeri kaszálás mellett) nettó üvegházgáz mérlegének területi eloszlása



8.13. ábra A szántók (kukorica esetében) nettó üvegházgáz mérlegének területi eloszlása

Következtetések

Hosszú távú éghajlat- és természetvédelmi szempontból megerősíthető, hogy az őshonos, lombos fajokból álló erdők folyamatos erdőborítás melletti fenntartása, illetve az ezekkel történő erdősítés, erdőfelújítás az üvegházhatású gázok kibocsátásának mérséklése, illetve a szénmegkötés növelésének érdekében kedvező. Erdősítés azonban csak az arra alkalmas termőhelyen támogatandó (alacsony produkciójú, száraz gyepterületeken nem célszerű). A hazai erdők szénelnyelő aktivitása csupán 5-10%-ban képes semlegesíteni az ország üvegházhatású gáz kibocsátását (energiafelhasználás, ipar stb.). Ahhoz, hogy a kibocsátást meg lehessen kötni, évente mintegy félmillió hektár erdő telepítésére lenne szükség, amely nem kivitelezhető.

Az erdők mellett a gyepek szénraktára és szénmegkötése is jelentős. A gyepek nem megfelelő kezelése esetén azonban, pl. túllegeltetés vagy degradáció hatására, valamint tájhasználati változások (gyepek feltörése és szántóvá, erdővé alakítása) hatására ez a szénmegkötő képesség, illetve a szénkészlet csökkenhet. Az extenzív legeltetés, kedvező csapadékelátottság és alacsony legelési nyomás mellett képes kompenzálni az állati eredetű kibocsátásokat, ezzel szemben a kaszálás jelentős szénkibocsátással jár, ezért ahol lehetséges, ott a legeltetést célszerű előnyben részesíteni (Koncz et al. 2017).

Szántók esetében jelentős az üvegházgáz kibocsátás a műtrágyázás során a talajba került nitrogénformák denitrifikációja, illetve nitrifikációja során keletkezett dinitrogén-oxid (N₂O) kibocsátás miatt (a kiszórt műtrágya fele nem hasznosul!). A hatékonyabb nitrogénműtrágya-felhasználás nemcsak a termésátlagot növelné, de ez jelentené a mezőgazdaságban a legnagyobb lehetőséget a hazai üvegházgázok kibocsátásának csökkentésében. Célszerű továbbá az alternatív technológiák alkalmazása, illetve kiterjesztése (vetésforgó „újra föltalálása”, zöldtrágyázás, köztestermesztés, csökkentett talajműveléses, takarónövényekkel pl. pillangósokkal történő vetés, táji szintű vízgazdálkodás stb.), mert ezek az éghajlatvédelem és az élelmiszer ellátás szempontjából egyaránt kedvezőek.

A vizes élőhelyek produktivitásából és lassú lebomlási, illetve (táp)anyag felhalmozódási folyamataiból fakadóan a legnagyobb szénraktárral bíró ökoszisztémák közé sorolhatók. A szén-dioxid megkötés mellett ugyanakkor a magas, illetve változó víztartalom az anaerob körülmények között lezajló bomlásnak kedvez, elősegítve a metántermelést. Kutatási támogatások hiányában azonban nem ismert a hazai vizes élőhelyek üvegházgáz forgalma. Előzetes mérések és szakirodalom alapján az időszakos vízállással növelhető a szénmegkötés és alacsonyan tartható a metánkibocsátás.

A külföldi szakirodalom alapján megállapítható, hogy mások is az általunk használt indikátorokat választották az elemzések és térképek alapjául (Burkhard and Maes, 2017). Azt, hogy mennyi lehetne az üvegházgáz mérleg a jövőben, pl. eltérő tájhasználat mellett azt jövőképelemzésre alapuló scenáriókkal lehetne kimutatni, ami NÖSZTÉP alapállapot felmérésén túlmutat.

Kitekintés

Evidencia, hogy az éghajlat-szabályozás az ökológiai, gazdasági, társadalmi és politikai rendszerek fenntartásához és ezen keresztül a jóléthez közvetve/közvetlenül hozzájárul.

A globális éghajlat-szabályozás jóléti dimenziója lehet a kiegyenlített klíma. Ennek hiányában gazdasági (klímakárok), társadalmi (ipari szereplők, aszályal érintett területek, gazdálkodók, klímamenekültek), környezeti (szélsőséges időjárási események) és ökológiai károk, illetve negatív közérzeti változások következnek be és fognak bekövetkezni.

Az ökoszisztémák éghajlatvédelmi funkciója gazdasági értéket képvisel, ezért e szolgáltatás esetében gazdasági elemzés is készült, melyhez ökológiai input adatokat nyújtottunk (Marjainé és Széchy, 2020). Éghajlatvédelmi szempontból a szántóföldek pl. negatív értéket képviselnek, de figyelemre méltó, hogy egyre több direkt és indirekt ösztönző, kifizetési mechanizmus támogatja az ökoszisztémák szénmegkötését (Correa et al. 2018).

Irodalom

- Burkhard, B., Maes, J. (2017) Mapping ecosystem services. Advanced Books, 1, e12837.
- Correa, P.F.R, Koncz, P., Poilane, A., Schaak, H., Schönhart, M., Svoboda, P., Teixeira, R., van Rijn, C. (2018) Incentives. EIP-AGRI Focus Group – Grazing for Carbon. Mini-paper, 4, 12 p. (web) https://ec.europa.eu/eip/agriculture/sites/agri-eip/files/fg25_04_minipaper_incentives.pdf
- IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., et al. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p. (web) <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- NIR (2019) National Inventory Report for 1985-2017. Hungary. Compiled by the Hungarian Meteorological Service, Unit of National Emissions Inventories. Budapest.
- Koncz, P., Pintér, K., Balogh, J., Papp, M., Hidy, D., Csintalan, Z., Molnár, E., Szaniszló, A., Kampfl, G., Horváth, L., Nagy Z. (2017) Extensive grazing in contrast to mowing is climate-friendly based on the farm-scale greenhouse gas balance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 240, 121-134.
- Koncz, P., Horváth, L., Somogyi, Z., Kottek, P., Weidinger, T., Ács, F., Kröel-Dulay, Gy, Fogarasi, J, Molnár, A., Pásztor, L., Popp, J. (2021) A tűzifatermelés, az éghajlat- és a mikroklíma-szabályozás mint ökoszisztéma szolgáltatás értékelése –Az ökoszisztéma állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésig. 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, 191 pp.
- Marjainé Szerényi, Zs és Széchy, A. (2020) Az ökoszisztéma-szolgáltatások közgazdasági értékelése, módszertan kidolgozása: a klímaszabályozás, az árvízi kockázat csökkentése és a rekreáció pénzügyi értékelésének megalapozása. Nemzeti Ökoszisztéma-Szolgáltatás Térképezés és Értékelés Projekt (NÖSZTÉP), Budapest, 247 pp.

8.3.2. MIKROKLÍMA-SZABÁLYOZÁS

Készítette: Koncz Péter^{1,2}, Weidinger Tamás³, Ács Ferenc³, Breuer Hajnalka³, Horváth László⁴, Kröel-Dulay György¹, Lehoczki Róbert⁵, Petrik Ottó⁵, Kisné Fodor Livia⁶

¹Ökológiai Kutatóközpont;

²Ökológiai és Botanikai Intézet; Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság;

³ELTE Meteorológiai Tanszék;

⁴Levegőkörnyezet-szakértő;

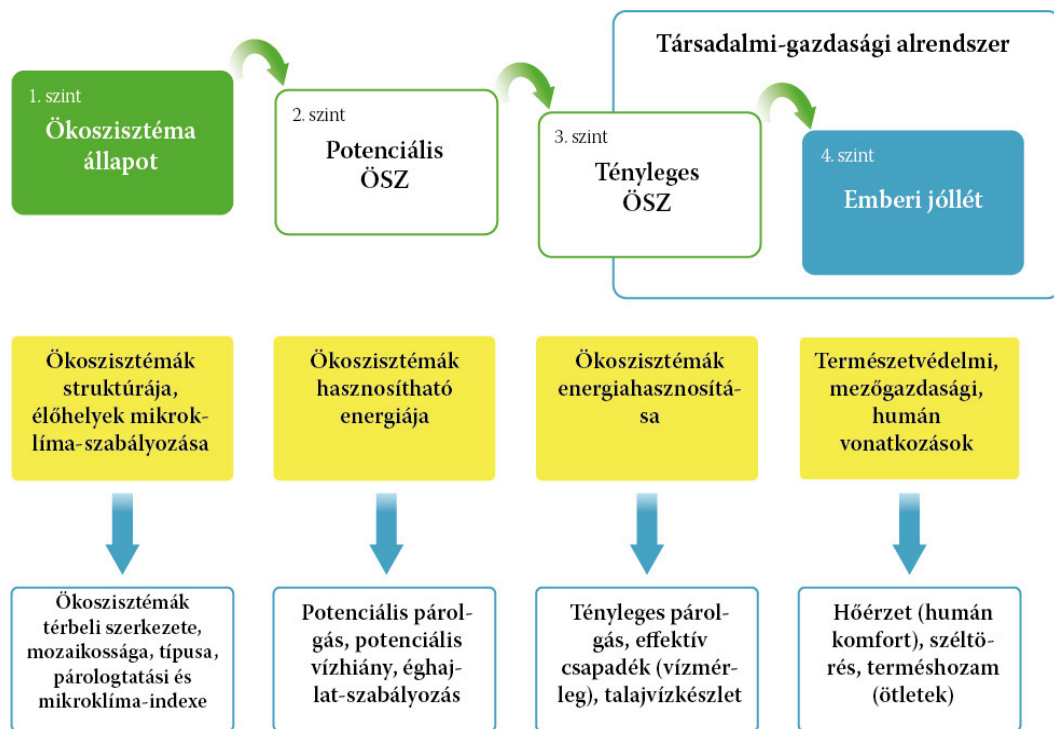
⁵Lechner Tudásközpont;

⁶Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztály

Mikroklíma-szabályozás

A mikroklíma a légtér energetikai és anyagfolyamatainak a rendszere, amelyben vagy annak határán valamely meteorológiai elem gradiense akár nagyságrendekkel is nagyobb, mint a makroklímában. Kiterjedését tekintve a mikroklíma a légkör alsó 100-2000 méteres rétegében, illetve horizontálisan a 10 méterestől a 10 km-es szélességben lejátszódó mikrometeorológiai jelenségeket foglalja magában. E térskálán belül a szabályozás a mikrometeorológiai jelenségek bizonyos szintű kiegyenlítetttségére, illetve az egyes meteorológiai, környezeti és ökológiai tényezők dinamikus kapcsoltságára utal. Az ökoszisztéma-szolgáltatások tárgyalásánál sokszor hangsúlyozzák a mikroklíma-szabályozás jelentőségét. Ismert, hogy a különböző ökoszisztémák eltérő mértékben járulnak hozzá a mikroklíma-szabályozáshoz. A vízfelszínnek, erdők pl. kiegyenlített hőmérsékletet, magasabb páratartalmat nyújtanak összehasonlítva a beépített környezettel, vagy a szántóföldi területekkel. Ugyanakkor nincs konszenzus a szabályozást jellemző indikátorokkal kapcsolatban. A szakirodalom alapján előfordulnak szabályozás-orientált és klimatológiai alapú indikátorok. A szabályozás-orientált indikátorok egyik típusa a meteorológiai állapothatározókra épülő indikátorok (pl. éghajlati-topográfiai indexek, a felszíni energiamérlegre utaló különböző párolgás indexek, a vízmérleg jellemzőit számszerűsítő vízhiány és effektív csapadék indexek). A szabályozás-orientált indikátorok másik típusa a digitális térképi adatbázisokon alapuló indikátorok (felszínborítottsággal kapcsolatos indexek, zöldterületek aránya, albedó, emisszivitás, szélárnyékolás stb.). A klimatológiai indexek közé tartoznak pl. az éghajlati adatbázisokon alapuló indexek (pl. Feddema, Köppen, Péczy stb. féle éghajlat-osztályozási rendszerek), a tanuló-algoritmusokon (Cluster-analízissel előállított topoklíma osztályok) és a szakértői becsléseken alapuló indexek (tájélemek kategorizálása, párologtatóképességet jellemző f-index, lokális klíma index).

A projekt során kiválasztott, térképezett és elemzett indikátorok esetében fontos volt egy „közös nyelv” megteremtése a meteorológusok, ökológusok és a döntéshozók számára. Ezért a mikroklíma-szabályozás, illetve az ezt leíró indikátorok alapjául a vízháztartást választottuk (8.14. ábra). Egy terület vízháztartásán keresztül megjelenik a területre érkező sugárzási energia, illetve a csapadék mennyisége, amivel egy-egy terület „gazdálkodhat”. A domborzat és felszínborítás módosítja a vízkészletet, illetve a talaj és a vegetáció az, ami végső soron a párolgás révén visszajuttatja a vizet a légköbe, s közben fel is használja. Miközben a víz átáramlik az ökoszisztémán, egy kis része épül csak be, nagy része az átáramlás közben tápanyagokat szállít. Az átáramló, illetve elpárolgó víz egyúttal hűti az ökoszisztémákat és kedvező mikroklímát alakít ki. A kaszkádszintek során ezért találkozunk a tájszerkezeti indikátorokkal, illetve a potenciális és tényleges párolgással és az ehhez szorosan kapcsolódó csapadékkal, vízhiánnyal, illetve a felszínborítottság mikroklíma módosító hatásaival.



8.14. ábra A mikroklima-szabályozáshoz kapcsolt indikátorok a kaszkád négy szintjén

Módszertan

1) Az első kaszkádszint első csoportjába tartozó indikátorok a tájszerkezetet írják le. Ezek alapvetően meghatározzák a meteorológiai állapotjelzők lokális változását. A térképeket felszínborítottsági adatbázisokból számították ki (itt meglévő térképeket használtunk fel Konkoly-Gyuró (2019) alapján). Az első kaszkádszint második csoportjába tartozó indikátorokat (f -indexet, lokális klíma index) az Ökoszisztéma-alaptérkép élőhely-kategóriáira szakértői becslés alapján adtuk meg Burkhard and Maes (2017) alapján.

2) A második kaszkádszinten a potenciális párologás (légkör párologtató képessége) és a potenciális vízhiány számításához a FORESEE adatbázist használtuk fel és a nemzetközileg elfogadott Thornthwaite-módszerrel dolgoztunk. A második kaszkádszint harmadik indikátorát, a Feddema-féle éghajlat-osztályozást a hőmérsékleti kategóriák, az éves vízellátottság és a szezonális alapján készítettük el.

3) A harmadik szint egyik indikátorát, a párologást két egymásra épülő módszerrel határoztuk meg a potenciális párologás ismeretében. Az egyik esetben csak a talaj jellemzőit, míg a második esetben a felszínborítottságot (növényzetet) is figyelembe vettük. Mindkét esetben az egydimenziós csöbör-moddellel számoltunk a FORESEE adatbázis felhasználásával (Ács et al. 2011). A modell a talaj víztároló képességét valamint az adott ökoszisztéma párologtató-képességét is figyelembe veszi.

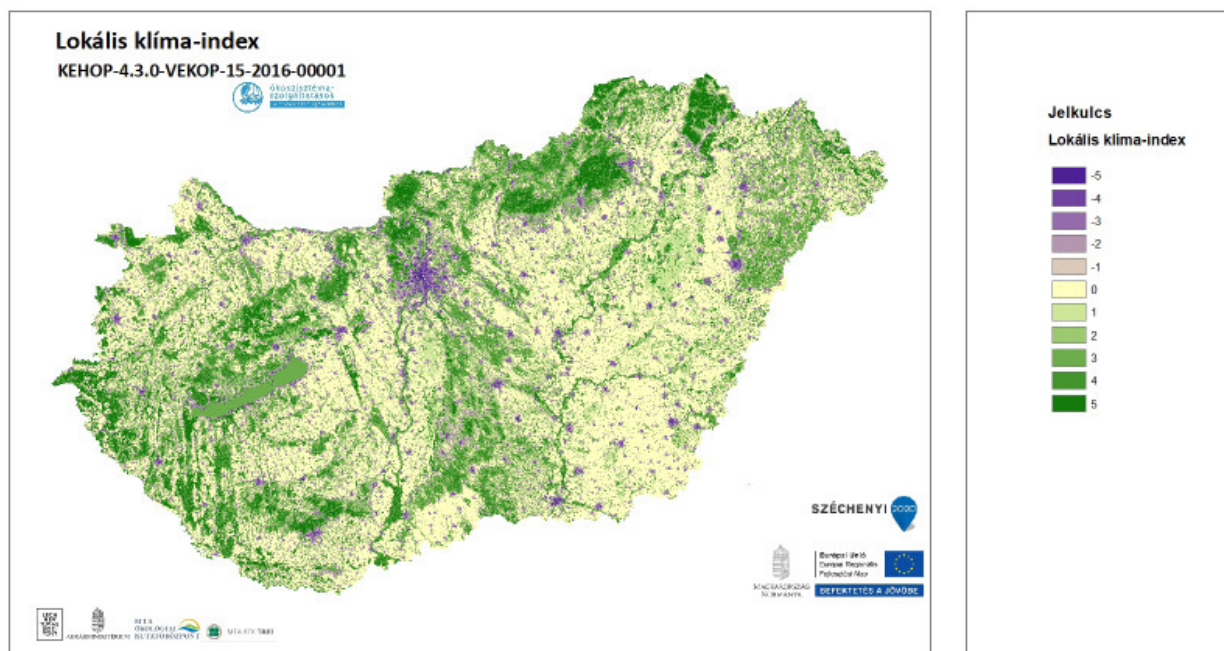
A harmadik szint másik indikátora az effektív (talajba jutó) csapadék. Ennek számításához használtuk az 1 m-es talajréteg típusára (200 m-es rácsfelbontással), talajvízkészletre (hervadáspon, szabadföldi vízkapacitás) vonatkozó MTA TAKI adatbázisokat. A számításához elkészítettük a növény-konstansok vegetációs időszakonkénti értékeit. Az input adatok alapján az indikátort és a térképet az 1D csöbör-modell alapján az adott ökoszisztéma párologtató-képességének figyelembevételével számítottuk. A modellhez a talajvízkészlet átlagos értékeit és a talajvízkészlet relatív értékeit is meghatároztuk.

A 2. és 3. kaszkád szinten az adatokat és a térképeket az 1981-2010 év átlagára és a 2015-ös referencia évre készítettük el. Összesen 28 új térképet készítettünk és három, már korábban létező használtunk fel. A módszerekről, eredményekről bővebben a tanulmányból lehet tájékozódni (Koncz et al. 2021).

Eredmények

1) Az első kaszkádszint indikátorai azt a biofizikai struktúrát jellemzik, ami alapvetően meghatározza a mikroklima-szolgáltatást. Ezek az ökoszisztémák térbeli szerkezetét és az ökoszisztémák kedvező mikroklimatikus hatását jellemző, szakértői becslésen alapuló indikátorok. Az előbbieket közé tartoznak az országos tájkarakter típusok, a táji (Shannon) diverzitás index (táji mozaikosság) és a percpionális jellegindikátor (integrált szegélyhatás-index). Ezek a térképeken jól kirajzolódnak a mozaikos területek, illetve pl. a vizes élőhelyek szegélyhatásai.

A szakértői becslésen alapuló f-index (párologtató-képesség) és lokális klíma index az Ökoszisztéma-alaptérképen megjelenített kategóriákhoz rendelt értékszám, amely jellemzi, hogy az adott ökoszisztéma milyen mikroklimát teremt (8.15. ábra). A lokális klíma index -5 (kedvezőtlen) és +5 (kedvező) közötti értékeket vehet fel. Legalacsonyabb lokális klíma index értékekkel a városi területek rendelkeznek, míg a gyepek (pl. Duna-Tisza-közi legelők), erdők (különösen a hegyvidéki erdők) és a vizes élőhelyek (vízfelületek, ártéri erdők) rendre magasabb értékkel jellemezhetőek. Egy összefüggő erdős terület nyáron hűt, télen temperál, optimalizálva az élőhely klimatikus viszonyait.



8.15. ábra Lokális klíma index élőhely-kategóriánként (-5 kedvezőtlen, +5 kedvező mikroklimát jelent)

2) A második kaszkádszint első indikátora a légkör vízvívó hatását, a vízhiány által nem korlátozott párolgást, a potenciális párolgást (PET) jellemzi. Ezt egy alacsony vegetációjú, optimális vízellátottságú növényállományra vonatkoztatják, ahol a légkörbe juttatott vízgőz mennyiségét (latens hőszállítás) a felszínre érkező energia (sugárzási mérleg) határozza meg. Minél nagyobb a hőmérséklet, annál nagyobb a potenciális párolgás.

A potenciális párolgási adatok hatásának elemzését kezdjük a csapadékkal. A csapadék az egyik legváltozékonyabb meteorológiai elem. Hazánk évi átlagos csapadéka 550-650 mm. Egy adott évben lehullhat a sokévi átlag fele, de akár másfélszerese is. Ha nem lenne vízhiány (elegendő csapadék hullana), akkor átlagosan kb. 650-700 mm lenne az évi párolgás négyzetméterenként. A potenciális párolgás sokéves átlag értékei 550-750 mm/év között változnak. Így érthető, hogy az aszályhajlam éghajlatunk sajátossága, amit a növekvő hőmérséklet és az időjárási szélsőségek erősödése tovább növel. A potenciális párolgás területi

eloszlását tekintve a legnagyobb értékeket a Kárpát-medence középső részén, az ország déli és középső területein, míg a legkisebbeket a hegyvidéki területeken látjuk. A 2015-ös év száraz év volt, ami az alapján is látszik, hogy a síksági területeken a potenciális párolgás 40-60 mm-rel meghaladja az 1981-2010-es átlagértékeket (nő a hőmérséklet).

A második kaszkád szint második indikátora a potenciális vízhiány, ami a csapadék (P) és a potenciális párolgás különbsége ($P - PET$). A potenciális vízhiány pozitív értékei a kedvezők (hegyvidéki és dél somogyi, dél zalai területek), negatív értékei (Alföldi területek) kedvezőtlenek.

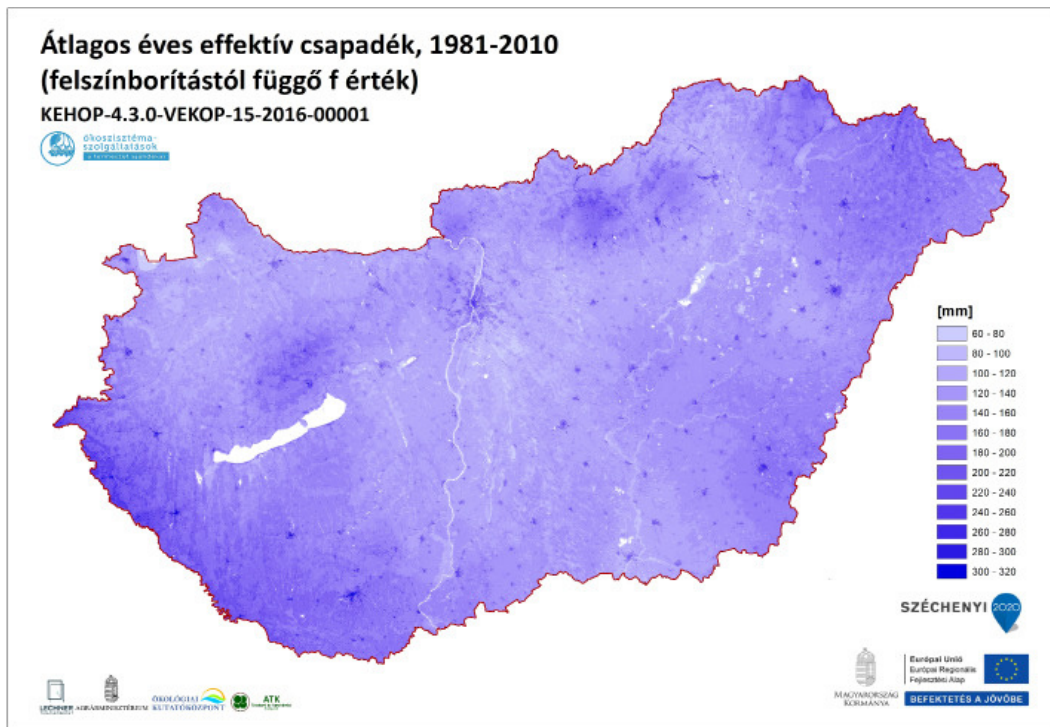
A harmadik indikátor a Feddema-féle éghajlatosztályozás, ami figyelembe veszi a csapadék és a potenciális párolgás révén a felszíni energiamérleget (hőellátottság), a potenciális vízhiány révén a vízellátottságot, valamint a hőmérséklet évi menete alapján a szezonaritást. A Feddema-féle éghajlati térkép együttesen jól szemlélteti a területi különbségeket, a potenciális párolgás és a potenciális vízhiány változásait, a melegedő és változékonyabbá váló környezetet. A legnagyobb területi kiterjedésű klímátípus a „mérsékelt hűvös-száraz”, valamint a „mérsékelt hűvös-mérsékelt száraz”. Ez jellemzi az ország központi alföldi részét és a Kisalföldet. Haladva dél-nyugat vagy észak-kelet irányba nő a vízellátottság, azaz „nedvesedik” a klíma.

3) A mikroklíma-szolgáltatás tényleges felhasználását a felszíni energia- és vízháztartáson keresztül elemeztük. Az egyik indikátor a tényleges párolgás (ET), amiben közvetett módon szerepel a rendelkezésre álló energia és a vízellátottság. A tényleges párolgás a szárazföldön a csupasz talaj párolgása és a növényi párolgás összege – a hidrológiai ciklus egyik legfontosabb eleme (függ a légkör, a talaj és a növényzet tényezőitől, ezért területi változatossága igen nagy). A nagyobb, illetve a növekvő tényleges párolgás kedvező, hiszen azt jelenti, van elegendő víz.

A tényleges felhasználás másik indikátora az effektív csapadék ($P - ET$), ami a csapadék és a párolgás különbsége (8.16. ábra). A nagyobb, illetve a növekvő tényleges párolgás kedvező, hiszen ez azt jelenti, hogy van elég víz (elegendő csapadék), amivel az ökoszisztéma gazdálkodhat, illetve ami párolgása révén hűtő hatást tud kifejteni. A víztestek párolgása meghaladja a csapadékot, ami egy melegedő éghajlatban a megfelelő csapadék hiányában már kockázatot jelent (Nováky et al. 2016).

A párolgást mindenekelőtt a csapadék és a talaj hasznos vízkészlete határozza meg. A felszínborítottság árnyalja, tagolja ezt a képet a városok alacsony, az erdős, mocsaras területek nagyobb párolgásával, vagy a szikes területek szántóföldi kultúrákhoz képesti alacsonyabb párolgásával. A vízfelszínnek a potenciális párolgásnál is magasabb párolgási értékkel rendelkeznek, így negatív effektív csapadékkal (< -200 mm) rendelkeznek.

Eredményeinek alapján megállapítottuk, hogy a tényleges párolgás térbeli mintázatát négy tényező határozza meg: 1) a csapadék területi eloszlása (általános légköri körzés) és a domborzat (lásd: Bakony, Börzsöny egyfelől; Mátra, Bükk, Zempléni hegység másfelől) szinergizmusa, 2) a domborzat, 3) a talaj hasznos vízkészlete és 4) a felszínborítottság típusa (8.16. ábra). Az első két tényező hatása a legerősebb, az utóbbi két tényező közül a talaj hasznos vízkészlete egyértelműen erősebbnek mutatkozik, mint a felszínborítottsági típus. Külön kategóriát képeznek a víztestek. Az általános légköri körzés szerepe szembevetve a Dráva, Mura folyókkal határolt délnyugati magyarországi régióban, e régióban a Mecsek és a Villányi-hegység lokális mikroklíma-alakító szerepe közelről sem olyan erős, mint a Bakonyé, vagy Börzsönyé, nem beszélve a Mátra és a Bükk, vagy a Zempléni-hegység mikroklíma-alakító képességéről. A talajhatás a Duna-Tisza között a legszembevetőbb, és nagysága felülmúlja a felszínborítottság szerepét, amely szinergizmusban érvényesül a domborzati hatással. Magyarország alföldi országnak számít, ennek ellenére lokális mikroklímáinak térbeli szerkezetét a domborzat is jelentősen meghatározza.



8.16. ábra Az éves effektív csapadék térképe a felszínborítottság figyelembevételével (víztetek, fehér foltok, < -200 mm)

Következtetések

A mikroklimát a makroklimához képest relatíve kisebb térléptékű (felszín közeli) mikrometeorológiai jelenségek határozzák meg. A mikroklima kialakításában és szabályozásában a vízháztartásnak jelentős szerepe van, ezért az indikátorok is a vízháztartást jellemzik. Egymáshoz szorosan kapcsolódó, egymást kiegészítő és magyarázó indikátorokat választottunk a hazai és a nemzetközi meteorológiai-agrometeorológiai szakirodalom alapján.

Az eredmények alapján összességében megállapítottuk, hogy a mikroklimát 1) a kevés csapadék és a magas párolgás, tehát a jelentős vízhiány mellett döntően 2) a domborzat határozza meg, csak azután említhetjük a 3) talajhatást, legvégül pedig a 4) vegetáció, felszínborítottsági hatást. Egy-egy fasor, vízfolyás természetesen jelentősen befolyásolja a pár méteres léptékű mikroklimát (számos ilyen pontmérés áll rendelkezésre), de ezekre országos térkép, elemzés nem készíthető a NÖSZTÉP keretein belül. Az erdősávok mikroklimatikus hatása pl., hogy mérséklék a szelet, növelik a relatív nedvességet, csökkentik a párolgást, és mindösszesen növelik az erdősávokhoz közeli szántók termésátlagát. E hatás akár 500 m-es távolságban is kimutatható. A szélesebb csökkenés itt még 20-30%-os is lehet. Fontos fejlesztési irány a humán komfort indexek kialakítása is.

Kitekintés

A mikroklíma-szabályozás közvetlen jólléti hatása lehet pl. a párologtatás közvetlen hűtő hatása, az árnyékolás, de emellett legalább ilyen fontos, ha nem fontosabb a hőstressz elleni védelem (növények és állatok esetében is), illetve a termésmennyiségre kifejtett hatás. A jólléti elemzésekhez kapcsolódva elkészítettük az emberi hőérzet országos térképet, amely megmutatja, hogy az ország különböző pontjain átlagosan milyennek érezzük a hőmérsékletet.

A munkánk során az alábbi fejlesztési célokat fogalmaztuk meg:

- kedvező mikroklíma táji fenntartása, illetve megteremtése, erdőszávok, szegélyek szerepének hangsúlyozása,
- fenntartható, folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás támogatása,
- Natura 2000 védőterületeinek kialakítása, mozaikos tájszerkezet kialakítása,
- vizes élőhelyek szerepének növelése (szinergiák kihasználása),
- táji szintű vízgazdálkodás kialakítása,
- vízmegtartó szántóföldi művelés elősegítése,
- optimális öntözési stratégiák mikroklimatikus vonatkozásai,
- művelési ág változtatásoknál a mikroklíma szolgáltatások figyelembevétele,
- mesterséges felületek csökkentése,
- város/vidék klíma-gradiens csökkentése (új beépítések szabályozása),
- a mikroklíma-szolgáltatások szerepeltetése agrártámogatási, tájrehabilitációs célok között.

Irodalom

Ács, F., Breuer, H., Szász, G. (2011) Estimation of actual evapotranspiration and soil water content in the growing season. *Agrokémia és Talajtan*, 1st online edition, selected and revised English versions of Hungarian *Agrokémia és Talajtan* papers from 2000 to 2010. Vol. 60 Supplementum, 57-74.

Burkhard, B., Maes, J. (2017) Mapping ecosystem services. *Advanced Books*, 1, e12837.

Konkoly-Gyuró, É. (szakmai témavezető) (2019) Magyarország tájkarakter alapú rendszerezésének módszertani megalapozása (Első változat). *Tájkarakter Konzorcium*, Budapest, 92 oldal.

Koncz, P., Horváth, L., Somogyi, Z., Kottek, P., Weidinger, T., Ács, F., Kröel-Dulay, Gy, Fogarasi, J, Molnár, A., Pásztor, L., Popp, J. (2021) A tűzifatermelés, az éghajlat- és a mikroklíma-szabályozás mint ökoszisztéma szolgáltatás értékelése –Az ökoszisztéma állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésig. 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* projektem. Agrárminisztérium, Budapest, 191 pp.

Nováky, B., Varga, Gy., Homolya, E., Szépszó, G., Csorvási, A. (2016) A Balaton vízforgalmának a klímaváltozás hatására becsült változása. *Kutatási jelentés. Nemzeti Alkalmazkodási Központ, NATÉR*, 76 pp.

8.3.3. POLLINÁCIÓ

Készítette: Kovács-Hostyánszki Anikó¹, Belényesi Márta², Geng Imola³, Kemencei Zita³, Kisné Fodor Livia³, Lehoczki Róbert², Medveczky Péter⁴, Naszádos Anna⁴, Pataki Róbert², Petrik Ottó², Sárospataki Miklós⁵, Szalai Márk⁶, Szekeres Ádám⁴, Tanács Eszter¹, Zajácz Edit⁷

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

²Lechner Tudásközpont;

³Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztály;

⁴BFKH MePAR Fejlesztési Koordinációs és Üzemeltetési Osztály;

⁵SZIE MKK Állattani és Állatökológiai Tanszék;

⁶SZIE MKK Növényvédelmi Intézet;

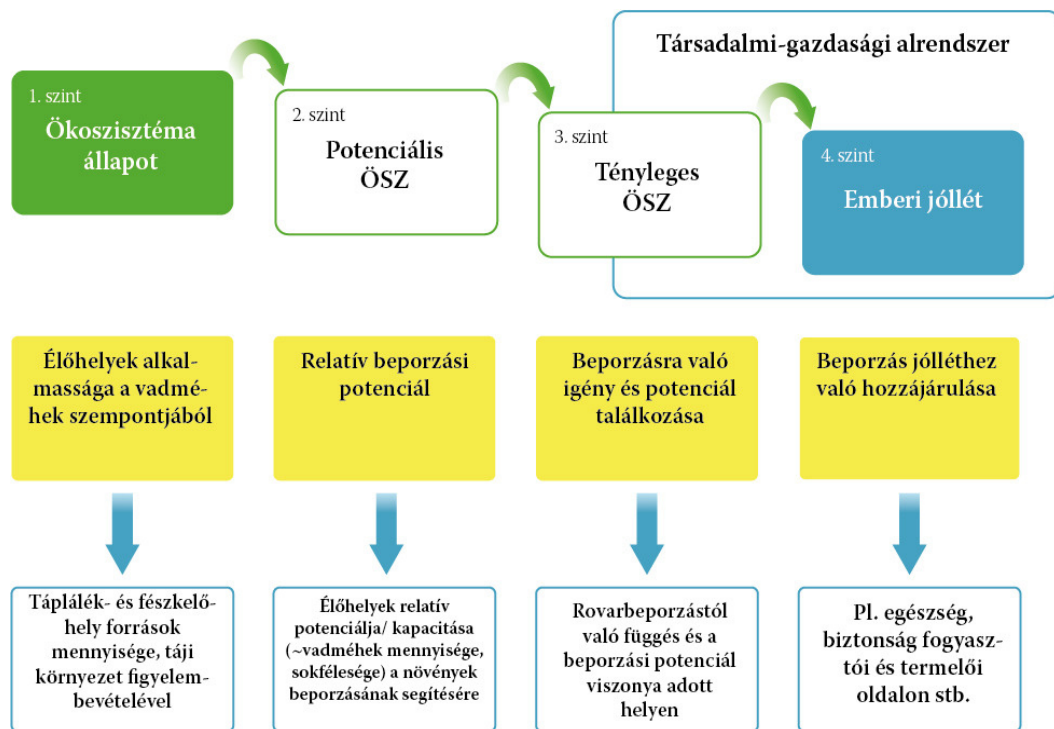
⁷Haszonállat-génmegőrzési Központ, Méhészeti és Méhbiológiai Intézet

Az állati beporzás, mint ökoszisztéma-szolgáltatás

A beporzás az ökoszisztéma-szolgáltatások egységes osztályozási rendszerében (CICES) a szabályozó és fenntartó ökoszisztéma-szolgáltatások közé tartozik. A zárvatermő virágos növények 87%-a valamilyen mértékben profitál az állati beporzásból a termés- és magképzés során, köztük a legfontosabb természetű növényfajok háromnegyede is. Ezen növények a természetes, művelt és lakott területek ökoszisztémáinak flóráját, és az ezek által nyújtott további ellátó, szabályozó és fenntartó valamint kulturális szolgáltatásokat nagymértékben meghatározzák. A stabil beporzáshoz és a diverz növényi közösségek fenntartásához a beporzók széleskörű diverzitására van szükség. A mérsékelt égövön a méhek (Hymenoptera: Apiformes) a legfontosabb beporzói a legtöbb növényfajnak, de mellettük legyek, nappali és éjszakai lepkék, bogárfajok és más rovarcsoportok is fontos beporzók. A mézelő méh (*Apis mellifera*) mellett számos vadméh faj játszik kiemelkedő szerepet, sőt egyes esetekben a mézelő méhnél is fontosabb és hatékonyabb beporzók lehetnek (Garibaldi et al. 2013). Európában azonban a beporzásban kulcsszerepet játszó vadméh fajok 9%-a veszélyeztetett és több mint 30%-uk csökkenő tendenciát mutat. A mézelő méh esetében jelentős méhcsalád veszteségeket észleltek Magyarországon is az elmúlt években. A beporzók sokféleségének, számának csökkenését például a tájhasználat változása, a művelt és beépített területek, szántóföldek arányának és területének növekedése, és ezzel párhuzamosan a beporzók számára fontos fészkelő és táplálkozó helyet jelentő természetközeli élőhelyek, sövények, fasorok, táblaszegélyek eltűnése okozza. Ezek a virágokban gazdag élőhelyek a beporzó rovarok nagyobb számú és változatosabb faji összetételű jelenlétét biztosíthatják a mezőgazdasági ökoszisztémákban is, és ezáltal a természetű növények beporzását is hatékonyabbá teszik a szomszédos, művelt táblákon, kertekben.

Módszertan

A beporzás értékelését a kaszkádmodell első három szintjén a vadméhek általi beporzás értékelésével közelítettük meg (8.17. ábra), a Joint Research Centre (JRC) európai uniós modell mintáját adaptálva (Zulian et al. 2013; Vallecillo et al. 2018). A vadméhek jelenléte és így beporzó tevékenységük az ökoszisztémáktól, azok állapotától, elsődlegesen a táplálék- és fészkelőhely forrásoktól függ (Winfrey et al. 2007), így az általuk nyújtott beporzási potenciál az élőhelyek állapotával és megőrzésével közvetlenül összefügg (Kremen és Chaplin-Kramer 2007), a természetközeli élőhelyfoltoktól távolodva pedig rendszerint csökken (Ricketts et al. 2008).



8.17. ábra A kaszkádmódel mentén alkalmazott indikátorok a vadméhek általi beporzás értékelésére

Első lépésként az 1. kaszkádszinten, azaz az ökoszisztéma-szolgáltatást meghatározó ökoszisztéma állapot szintjén, az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriáit jellemeztük az elérhető virágforrások mennyisége (FA), és a vadméhek számára fészkelésre való alkalmasságuk (NS) szempontjából szakértői becslés útján, mindkét forrástípust 0-1 között értékelve az egyes élőhely-kategóriákban. Ez az élőhelyek típusából, jellegéből, alapvető vegetációs közösségből fakadó értékeket jelent, melyet további tényezők, pl. területkezelés, növényi invázió, degradáció módosíthatnak. Az egyes élőhelykategóriák virágforrást és fészkelőhelyet nyújtó képessége szerinti pontozásában Zulian et al. (2013) munkájából és az általuk használt pontrendszerből indultunk ki, melyet a Pollináció SZMCS tagjainak szakértői becslésével adaptáltunk a hazai körülményekhez. Erdőknél az FA értékek számításakor az erdőrészekre jellemző virágos fafajok arányát is figyelembe vettük az alapértékeken felül. A szegélyélőhelyeket (erdőszegélyeknél, szántóknál és vizes élőhelyeknél, víztesteknél) magasabb pontszámértékkel illetjük. Mindez természetesen csupán durva, megközelítő becslésre ad lehetőséget. Az SZMCS által adott pontszámokat két botanikus szakértő, és egy vadméh szakértő is egymástól függetlenül validálta a további pontosítások érdekében.

A 2. kaszkádszinten, a vadméhek nyújtotta relatív beporzási potenciál értékelésekor a virágforrás (FA) és fészkelési alkalmasság (NS) értékek átlagát vettük minden 20×20 m pixelben. Minden pixel körül 200 méter sugarú körben (ami a szoliter vadméhek átlagos terjedési távolságának megfelelő, Zulian et al. (2013) 200 méteres mozgóablakos módszerét követve) összegezzük a körön belül lévő cellák értékeit, minden pixelt egyforma súllyal figyelembe véve. Végül minden pixel értékét visszaosztottuk a térkép összes pixeljét tekintve adott legmagasabb értékekkel, ezzel minden pixel értékét 0-1 közé visszaskálázva. Mindezen számítások eredményeként a táj adott pontján és annak környezetében lévő virágforrások és fészkelőhelyek mennyisége tehát együttesen határozza meg a jelenlévő vadméhek abundanciáját, diverzitását, és ezáltal az általuk nyújtott relatív beporzási potenciált. A 0-1 közti relatív beporzásipotenciál-értékek kategóriákba is sorolhatók, amelyek határértékeinek megállapítása az országban lévő összes 20×20 méteres pixel beporzási értékeinek eloszlása alapján, azok kvartilisei szerint kerültek kijelölésre: nincs (=0); minimális (0<x<alsó kvartilis): 0 - 0,157; alacsony (alsó kvartilis<=x<medián): 0,157 - 0,274; közepes (medián<=x<felső kvartilis): 0,274 - 0,399; magas (felső kvartilis<=x<=1): 0,399 - 0,999.

A 3. kaszkádszinten értékeltük, hogy a különböző mértékben rovarbeporzást igénylő kultúrnövények és ökoszisztéma-típusok mennyire részesülhetnek azon relatív beporzási potenciálból, amit a 2. szinten meghatároztunk. Egyes növények termésmennyiségét ugyanis csupán pár százalékkal növeli a rovarbeporzás, de anélkül is megfelelő mennyiségű termést hoznak rendszerint önbeporzás útján, míg mások rovarbeporzás nélkül nem vagy alig teremnek (Klein et al. 2007). A beporzásra való igényt művelt területeken a gazdálkodó határozza meg a beporzást igénylő kultúrnövények vetésével, nem művelt területeken pedig az ott lévő virágos növények mennyisége. Első lépésként a Magyar Államkincstár (MÁK) 2016. évi egységes kérelem adatai (az Európai Mezőgazdasági Garancia Alapból, valamint a központi költségvetésből finanszírozott egyes támogatások igénybevitelével kapcsolatos egységes eljárási szabályokról szóló tárgyevi miniszteri rendelet szerinti kérelem) alapján két vektoros térkép készült a termesztett növények rovarbeporzási igényére. Elsőként a termesztett növénykultúrák rovarbeporzási igényét vettük figyelembe (nincs (szél-/ önbeporzású); alacsony ($0 < x < 10\%$); közepes ($10 < x < 40\%$); magas ($40 < x < 90\%$); esszenciális ($\geq 90\%$), ahol a százalékos értékek a termés/magmennyiség rovarbeporzástól függő arányát fejezik ki az adott növény esetében irodalmi forrásokra támaszkodva (McGregor 1976, Klein et al. 2007)). Majd differenciáltuk ezen térképet a termesztett növények felhasználási módja, a gyakorlatban való hasznosulás szerint. Azaz részletes rovarbeporzási igényt csak azon termesztett növényekre ábrázolt, melyeknek a termését/magját (a beporzás közvetlen termékét) hasznosítjuk, míg egy külön, egységes színnel jelölt minden olyan termesztett növényt, mely rovarbeporzásból ugyan profitál valamekkora mértékben, de a zöld növényi részeit hasznosítjuk.

Az Lechner Tudásközpont munkatársai raszterizálták a vektoros térképeket, és kiegészítették a nem művelt területek beporzási igényével is. Ez a nem szántóföldi és gyümölcsös besorolású területek esetében a területeken lévő virágok becsült mennyisége alapján történt, azaz az első szinten az ökoszisztéma-típusnak adott virágforrás (FA) értékeket tekintettük mérvadónak (nincs ($FA = 0$); alacsony ($FA < 0,1$); közepes ($0,1 < FA < 0,4$); magas ($0,4 < FA < 0,9$); esszenciális ($FA \geq 0,9$)). Ez így a haszonnövényektől eltérően nem az egyes növények terméshozamában lévő különbségre utal a rovarbeporzás meglététől függően, hanem az adott terület virágos növényekkel való borítottságára, melyek ugyan fajtól függően szintén eltérő mértékben, de zömében rovarbeporzásúak. Ezek eredményeként ismételten két beporzási igény térkép készült: 1. relatív rovarbeporzási igény minden élőhely típusra: termesztett kultúrákra a növények hasznosítási módjától függetlenül, egyéb élőhely típusokra azok FA értékei alapján; 2. relatív rovarbeporzási igény térkép minden élőhely típusra termesztett kultúrákra a növények hasznosítási módját is figyelembe véve, egyéb élőhely típusokra azok FA értékei alapján.

A rovarbeporzásra való relatív igény és a relatív beporzási potenciál viszonyából bizonyos szinten következtethetünk az adott helyen hasznosuló beporzási szolgáltatásra, vagy annak hiányára. A relatív beporzási igény és relatív beporzási potenciál becslések összehasonlítására két kimeneti adatbázis és térkép készült, illeszkedve a két relatív beporzási igény térképhez (felhasználás módjától független, és a termesztett növényeket aszerint differenciáló térképek). Mindkettőnél a 2. szinten becsült relatív beporzási potenciál érték kategóriákat vetettük össze a relatív beporzási igény kategóriákkal. A relatív beporzási igény térképeknél az 'esszenciális' és 'nagy' kategóriákat itt már összevontuk, azaz ezeket egyformán 'nagy' kategóriaként, azonos színnel kezeltük az összevető térképeken. A relatív beporzási igény és potenciál összevetése 20×20 méteres felbontásban történt minden kimeneti térkép esetében.

Eredmények és következtetések

Szakértői becslésünk alapján a relatív beporzási potenciál minimális értékű volt ($< 0,157$) az alapvetően mezőgazdasági művelés alatt álló területek tájképileg is intenzívebb, nagyparcellás régióiban, ahol alapvetően hiányoznak, vagy csak nagyon kis területet borítanak természetközeli élőhelyek, kevés a mezsgye, fásor, árokpart. Ezen területeken a szegélyek biztosíthatnak kicsit magasabb beporzási potenciált, de összességében ezek is csak alacsony értékeket hoznak, melynek hatása a nagy mezőgazdasági táblákban már kevésbé érződik. Minimális relatív beporzási potenciált találtunk a nagyobb városok belvárosi részében,

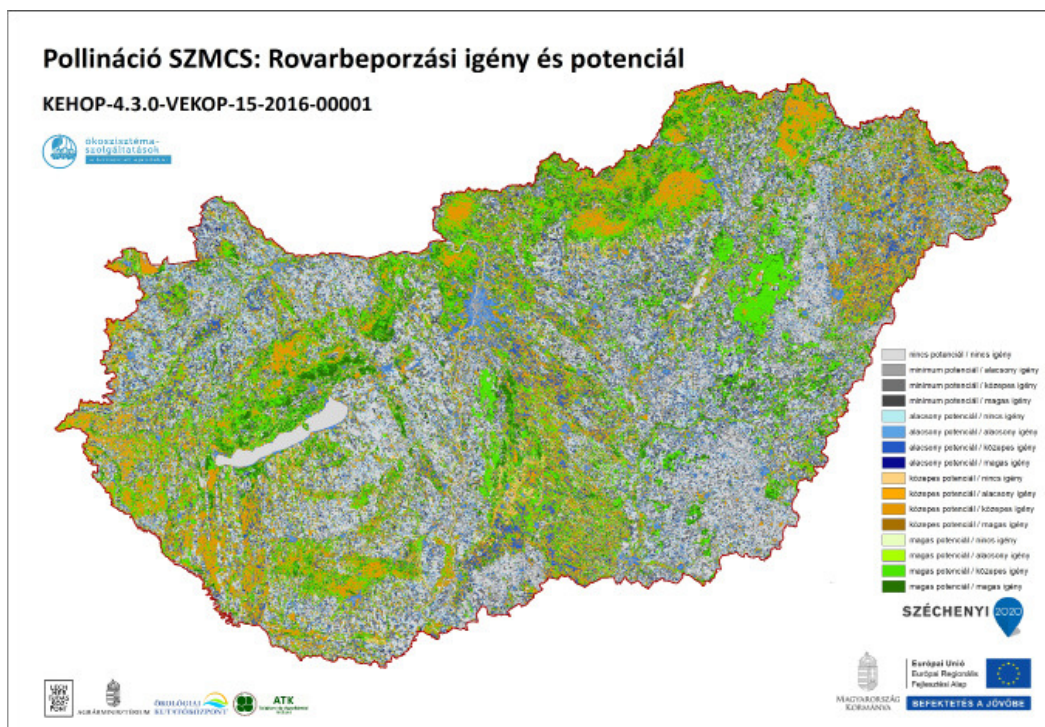
így pl. Budapest vagy Debrecen belső zónájában. Azon mezőgazdasági területek, melyek már tájképileg kicsit tagoltabbak, kisebbek a parcellák és/vagy több a mezsgye, fa- és bokorsor, árokpart, bár még mindig alacsony (0,157-0,274), de azért már némiképp magasabb relatív beporzási potenciállal rendelkezhetnek. Hasonlóan jellemzően alacsony relatív beporzási potenciált vesznek fel a kisebb települések, és nagyobb városok külterületei. Közepes (0,274-0,399) relatív beporzási potenciált becslünk például a középhegységek erdővel sűrűn borított, azon belül is főleg a magasabb, bükkös zóna részein, a Nyírség, Hajdúság, Kiskunság faültetvényekkel (pl. akác) dominált régióiban, és a természetközeli élőhelyekkel tarkítottabb mezőgazdasági ökoszisztémákban. Magas (0,4 feletti) relatív beporzási potenciál az elsősorban nyílt, természetközeli élőhelyekkel nagyobb arányban borított részekben volt jellemző, így például az alföldi gyep-társulások területén. Magas relatív beporzási potenciált becslünk a középhegységi régiók erdővel nem, vagy kevésbé sűrűn, vagy elegyesebb, fényben gazdagabb erdőkkel borított részein is.

A termesztett növények beporzási igényét tekintve a MÁK egységes kérelem adatok alapján 2016-ban 308 szántóföldi, illetve gyümölcsös kultúrnövényt találtunk. Ezek harmada szél- vagy önbeporzású, míg kétharmada kisebb vagy nagyobb mértékben, de profitál a rovarok általi viráglátogatásból. Azaz rovarbeporzás esetén magasabb terméshozamot hoznak, mint anélkül. Harmincegy kultúrnövény esetében ez a terméshozam mérsékelten kicsi, maximum 10% körüli volt (pl. káposztafélék, vöröshagyma), ötöde közepes rovarbeporzási igényűnek bizonyult, azaz rovarok közreműködésével terméshozamuk akár 40%-kal is emelkedhet (pl. repce, napraforgó, babfélék). Még nagyobb volt a nagy rovarbeporzási igényű termesztett növények száma (78), így gyümölcsfáink zöme, akárcsak termesztett zöldségféléink egy része (pl. uborka, sárgarépa) és a lucerna is. A hazai termesztett növények 8-9%-a pedig esszenciális rovarbeporzási igényű volt, melyek nem teremnek anélkül, hogy virágaik megfelelő rovarlátogatásban részesüljenek (pl. spárga, tök- és dinnyefélék). Az ország mezőgazdasági területtel borított pixeleinek százalékos arányában a szél/önbeporzó termesztett növények 66,3%-ot foglaltak el 2016-ban. Az alacsony rovarbeporzási igényű területek aránya 0,6%, a közepeseké 24,2%, a magasaké 7,8%, az esszenciálisaké 1,1% volt. Láthatóan tehát az ország szántóinak jelentős részét 2016-ban gabonafélék és kukorica borította, ezen arányok azonban az éves vetésforgó által évről évre változhatnak. Ha ezekből külön választjuk azon növényféléket, melyeknek zöld növényi részeit használjuk fel, az arányok a mezőgazdasági területek teljes területére vonatkoztatva a következőképpen alakultak: rovarbeporzástól függetlenek 63,65%, alacsony rovarbeporzási igényűek 0,2%, közepes 24%, magas 1,7%, esszenciális 0,65%. Azon növények köre, melyeknek zöld növényi részeit használjuk fel, 9,8%. Azaz ez a szempont főleg a nagy beporzási igényű növények területi arányában jelentett változást, elsősorban a lucerna és más, nagy beporzási igényű takarmánynövények zöldtakarmánnyá való felhasználásnak köszönhetően.

A mezőgazdasági területeken túl a természetközeli élőhelyek relatív beporzási igényét is figyelembe véve az ország területének 29,85%-át borította 2016-ban rovarbeporzást nem igénylő növényzet. Ez továbbra is javarészt a gabona- és kukoricatermelésnek tulajdonítható. Az alacsony rovarbeporzási igényű területek aránya 4,3%, a közepeseké 52,15%, a magasaké 13,2%, az esszenciálisaké 0,5% volt. Még ha nem is számoljuk a 4,2%-nyi zöld növényként hasznosított termesztett kultúrát, látható, hogy becsléseink alapján az ország területének mintegy kétharmadát olyan termesztett vagy természetközeli területek borítják, melyek legalább közepes relatív beporzási igényűek, ami jelentős beporzási kapacitást igényel mind a mezőgazdasági termelés, mind a biodiverzitás fenntartása érdekében.

A relatív beporzási potenciál és relatív beporzási igény összevetése két relatív skála egymáshoz viszonyítását tette lehetővé. Megfelelő terepi adatok hiányában nem volt mód a relatív beporzási potenciált megfelelő megbízhatósággal konkrét vadméhszám vagy vadméh fajsám adatokra váltani. A beporzásra való igény oldalán egyes kultúrnövényekre fellelhetők olyan számadatok, becslések, hogy annak beporzásához hektáronként hány háziméh család szükséges. De ez a vad beporzókra vetítve megint csak nem ad segítséget, főleg nem olyan részletes növényi bontásban, mint amit a MÁK adatbázisa lehetővé tett. A természetközeli élőhelyek esetében pedig szintén csak becsülni tudtuk a virágos növények mennyiségét. Ezzel együtt úgy gondoljuk, hogy az alacsony beporzási potenciállal bíró területeken a szolgáltatás így vagy úgy, de na-

gyobb mértékben sérül, főleg, ha ott magas beporzási igényű növények vannak. Tehát a kettő egymáshoz viszonyításának üzenet értéke így is van, és a pollinációs kutatások is mind azt mutatják, hogy szükséges a diverz, nagyobb létszámú vad beporzó közösség ahhoz, hogy ott akár a vad növények beporzása, akár a természeteké megfelelő legyen.



8.18. ábra A relatív beporzási potenciál és a relatív beporzási igény összevetése minden élőhelytípusra, természetett növényeknél a felhasználás módjától függetlenül, az egyes potenciál-igény párok összevonásával: relatív potenciál << relatív igény (minimális-közepes, minimális-magas, alacsony-magas); relatív potenciál < relatív igény (minimális-alacsony, alacsony-közepes, közepes-magas); relatív potenciál ~ relatív igény (nincs-nincs, alacsony-alacsony, közepes-közepes, magas-magas); relatív potenciál > relatív igény (alacsony-nincs, közepes-alacsony, magas-közepes); relatív potenciál >> relatív igény (közepes-nincs, magas-nincs, magas-alacsony)

Vagyis egy szántók dominálta mátrixban, ahol a beporzási potenciál relatív értéke alacsony, kevesebb és kevesebb féle vad beporzó lesz, és ez konkrét darabszámtól függetlenül nem fogja tudni jó eséllyel kielégíteni egy magasabb beporzási igényű növény beporzását. A középhegységi, kiskunsági, nyírségi területeken például jellemzőbb módon a relatív beporzási potenciál és igény jobban szinkronban van, míg a mezőgazdasági, nagyüzemi szántó régiókban a relatív beporzási igény sok esetben meghaladja a relatív beporzási potenciált (8.18. ábra). A közelítő becslések mellett ezen területeken a beporzási potenciál növelése, azaz a vad beporzók számára alkalmas fészkelési és táplálék lehetőségek megteremtése, mennyiségének növelése mindenképp ajánlott.

Értékelésünk kapcsán természetesen azt is figyelembe kell venni, hogy ez csak a vadméhek általi beporzást volt hivatott modellezni, míg a valóságban ezt kiegészíti a mézelő méhek és más rovarok nyújtotta beporzás is. A hazai magas mézelő méh sűrűség mindenképp fontos és tetemes mennyiségű beporzást lát el mind a természetett, mind a vad növények esetében. Ezen beporzási szolgáltatásnak azonban fontos előfeltétele a megfelelő méhlegelő megléte, beleértve a vad virágos növények nyújtotta virágpór és nektárforrást is. Ezért a vadméhek szempontjából alacsony potenciállal bíró területek méhlegelő fejlesztése nem csak a vad beporzók, hanem a méhészetek szempontjából is kiemelt jelentőségű.

A beporzási potenciál fejleszthető azzal, ha a beporzók számára fészkelési és táplálkozási helyet biztosítunk. Agrárkörnyezetben ez virágban gazdag természetközeli élőhelyfoltok, mezsgyék, táblaszegélyek megőrzésével, vagy akár aktív telepítésével is lehetséges. A mezőgazdasági táblák művelése során fontos továbbá a megfontolt, megfelelő szerválasztású, időzítésű növényvédőszer felhasználás. Megfelelő mennyiségű és minőségű élő- és táplálkozóhely biztosításával, csökkentett vegyszerhasználattal talán megállítható a beporzók drasztikus csökkenésének folyamata. A beporzók csökkenésének megállítása pedig elsődleges fontosságú mind a szárazföldi ökoszisztémák működése, mind a mezőgazdasági termelés szempontjából. Az értékelés további részletei a Kovács-Hostyánszki et al. (2021) tanulmányban található.

Irodalom

Garibaldi, L., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., et al. (2013) Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* 339, 1608-11.

Klein, A.M., Vaissiere, B., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C. et al. (2007) Importance of crop pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. Roy. Soc. B-Biol. Sci.*, 274, 303-313.

Kovács-Hostyánszki, A., Belényesi, M., Geng, I., Kemencei, Z., Kisné Fodor, L., Lehoczki, R., Medveczky, P., Naszádos, A., Pataki, R., Petrik, O., Sárospataki, M., Szalai, M., Szekeres, Á., Tanács, E., Zajácz, E. (2021): A pollináció, mint ökoszisztéma-szolgáltatás értékelése – az ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig. 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 projektem keretében készült tanulmány. Agrárminisztérium, Budapest pp. 67

Kremen, C., Chaplin-Kramer, R. (2007) Insects as providers of ecosystem services: crop pollination and pest control. In: *Insect Conservation Biology: Proceedings of the Royal Entomological Societys 23rd Symposium* (eds Stewart, A.J.A., New, T.R. és Lewis, O.T.). CABI Publishing, Wallingford, pp. 349-382.

McGregor, S.E. (1976) *Insect Pollination Of Cultivated Crop Plants*. USDA

Ricketts, T., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S., Kremen, C., Bogdanski, A. et al. (2008) Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecol. Lett.*, 11, 499-515.

Vallecillo, S., La Notte, A., Polce, C., Zulian, G., Alexandris, N., Ferrini S., and Maes, J. (2018) JRC technical reports. Ecosystem services accounting Part I. Outdoor recreation and crop pollination.

Winfree, R., Williams, N.M., Dushoff, J., Kremen, C. (2007) Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecol. Lett.* 10, 1105-1113.

Zulian, G., Paracchini, M.L., Maes, J., Liqueste, C. (2013b) JRC Technical Reports. ESTIMAP: Ecosystem services mapping at European scale. ISBN 978-92-79-35275-1

8.3.4. SÍKVIDÉKI ÁRVÍZKOCKÁZAT-CSÖKKENTÉS

Készítette: Vári Ágnes¹, Kozma Zsolt², Pataki Beáta³, Jolánkai Zsolt², Kardos Máté², Decsi Bence², Pásztor László⁴, Bakacsi Zsófia⁴, Tóth Brigitta⁴, Laborczi Annamária⁴, Pinke Zsolt⁵, Jolánkai Géza², Centeri Csaba⁶, Mattányi Zsolt⁷

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,

²BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék,

³Debreceni Egyetem Építőmérnöki Tanszék,

⁴Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet,

⁵ELTE TTK Természetföldrajzi Tanszék,

⁶SZIE MKK Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet,

⁷ Magyar Földtani és Geofizikai Intézet

A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés alatt a folyami árvíz kockázatának csökkentését az árterek mérséklő funkciója által síkvidéken, és az extrém csapadékesemények víztöbbletének tározódását a folyó által jelenleg előlonthető/hozzáférhető (természetes vagy mesterséges) területeken értjük. Magyarországon szinte minden síkvidéki vízfolyás szabályozott, árvízvédelmi töltések között található, azaz természetes árterülettel nem rendelkezik. A hazai hullámterek az eredeti árterek mintegy 8%-át teszik ki (Szlávik 2002), miközben hasonló mennyiségű víztömegeket vezetnek le napjainkban, mint a szabályozások előtt. A folyó mentén található természetközeli szárazföldi és vízi ökoszisztémák fennmaradásának és jó állapotának feltétele a folyó dinamikusán változó vízjárása. A hullámterek feltöltődése és a nagy folyóink (Duna, Tisza) medrének mélyülése (berágódása) maga után vonta a kis- és középvizek vízszintjének, valamint a folyó-mederrel hidraulikai kapcsolatban álló talajvízszint csökkenését, ezzel a vízfolyások mentén elhelyezkedő területek, így a hullámterek száradását is.

A jelenlegi helyzetben csak a nagy folyóink hullámterein található ökoszisztémák az átlagos vízállást meghaladó, de még a nagyvízi mederben, illetve a hullámtéren maradó árvizek esetében nyújthatnak árvíz kockázat-csökkentési ökoszisztéma-szolgáltatást. A folyószabályozások előtti ártéri területeken (most mentett oldali ártér), az árhullám levonulása során, vagy akár attól függetlenül keletkező belvizek túlnyomó része mezőgazdasági területeken vagy belterületen kockázatot jelentenek, míg pozitív hatásai a természetközeli közösségekre kevésbé ismertek, értékeltek. A hullámtéren túl az eredeti árterek, a mesterséges tározókat leszámítva, a mai körülmények között nem járulhatnak hozzá az árvíz kockázat csökkentéséhez, mivel nem kerülnek hidrológiai kapcsolatba a levonuló árral, nem tudják azt befogadni. A hazai folyóinkon kialakuló és a síkvidéki szakaszokon gondot okozó árvizek esetében a lefolyó víz mennyiségét a vízgyűjtő területen lehullott csapadék és lefolyás (összegyülekezés) jellemzői, míg a kialakuló vízszinteket a jelenlegi magyarországi gyakorlat szerint leginkább az árvíz levezetését szolgáló nagyvízi meder átteresztő képessége szabja meg. A nagyvízi mederben, illetve a hullámtéren található ökoszisztémák jellegüktől, állapotuktól és az árvíz szintjétől függő mértékben szabályozzák a lefolyás mértékét és sebességét, azáltal, hogy kitölthető tér biztosításával befogadják a vizet, ezzel csökkentve az alsóbb vízfolyás-szakaszok árvízi veszélyeztetettségét.

Az eredeti árterek árvízcsökkentő funkcióját az irodalom elég egységesen a víz lefolyásához rendelkezésre álló térfogattal közelíti meg. Itt tehát nem a növényzet és/vagy a talaj, mint ökoszisztéma-részrendszerek nyújtják a szolgáltatást, hanem maga a tér. Az árhullám levonulásához rendelkezésre álló tér a magyarországi síkvidéki nagy folyóinkon jelenleg jellemzően beszűkült, leszabályozott hullámtérre redukálódik. A szűk hullámtereken külön ökológiai/természetvédelmi és árvízvédelmi problémát okoz a gyakran kiemelkedően sűrű inváziós növényzet elterjedése, mely tovább csökkenti a víz számára rendelkezésre álló teret és lassítja az árhullám levonulását. Ugyanakkor a már meglévő szükségtározók segítik a rendkívüli árvízszintek mérséklését. A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés ökoszisztéma-szolgáltatása a nagy folyók mentén a mentett oldali árterek bevonásával valósulhatna meg, mely teret adna az árvíznek és vízzel látná el az ökoszisztémákat, segítve pl. az aszálymérséklést. Magyarországon jelenleg azonban csak a művi struktúrákra hagyatkozunk, a folyók menti ökoszisztémák szolgáltatása, a természetes tározótér biztosítása kevésbé érvényesül.

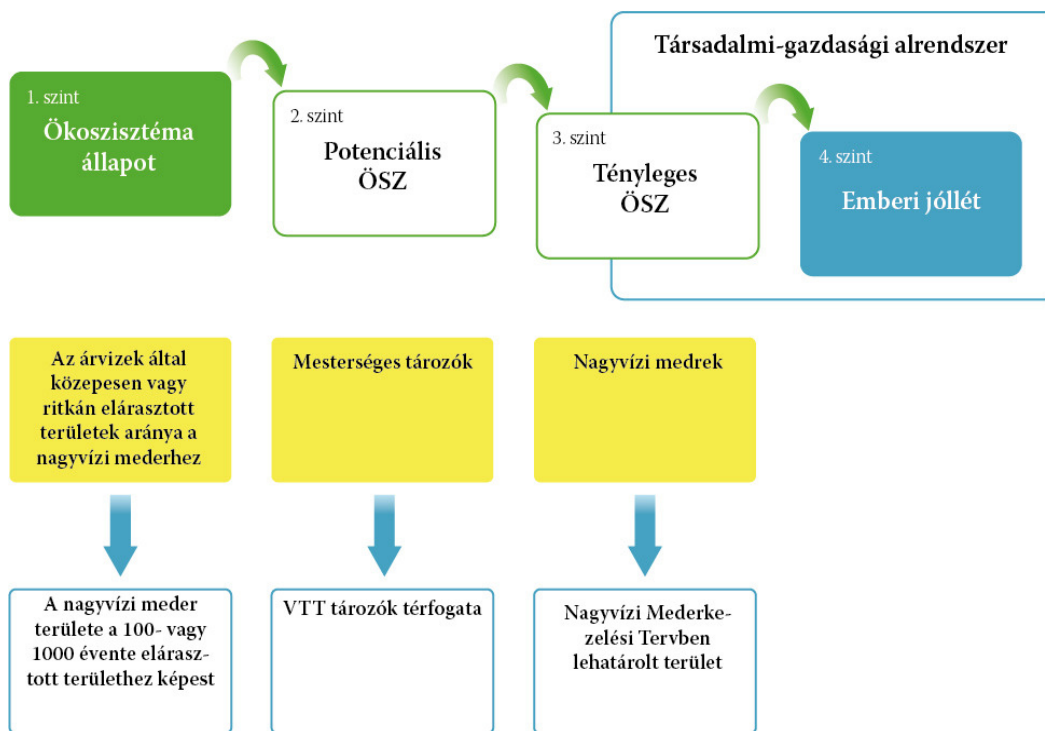
Módszertan

Arra való tekintettel, hogy a szakirodalom alapján a síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés ökoszisztéma-szolgáltatást a legtöbb megközelítésben az árvíz számára rendelkezésre álló, kitölthető (morfológiai) tér biztosítása jelenti, az árterek funkcionalitását vizsgáltuk a különböző kaszkádszinteken.

Az ökoszisztéma állapotát az árvíz kockázat csökkentésének szempontjából a közepes és az alacsony gyakoriságú elöntés (100 és 1000 éves visszatérési idejű) területeinek és a jelenlegi nagyvízi meder területének viszonyával jellemeztük.

Potenciális ökoszisztéma-szolgáltatásként a nagyvízi medrek mellett a mesterséges tározóterekre, köztük a VTT (Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztéseként létrejött) tározókra tekinthetünk, melyek bár ember által épített struktúrák, rendeltetésükben megfeleltethetők az eredeti ártereknek.

A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés ténylegesen jelenleg a nagyvízi medrekben valósul meg, ezért ezek kiterjedésével vagy befoglalt terével jellemezhetjük. A tényleges használat helyettesítéseként felmerült az a megközelítés is, mely az ökoszisztéma-szolgáltatás iránti igényt méri fel az érintett területen. Az igény a lényegéből eredően ott jelentkezik, ahol ember által használt (vagy lakott) területek fekszenek, így azt az árvíz által fenyegetett területek térképezésén keresztül is bemutatathatjuk. (8.19. ábra)



8.19. ábra A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés indikátorai a kaszkád mentén

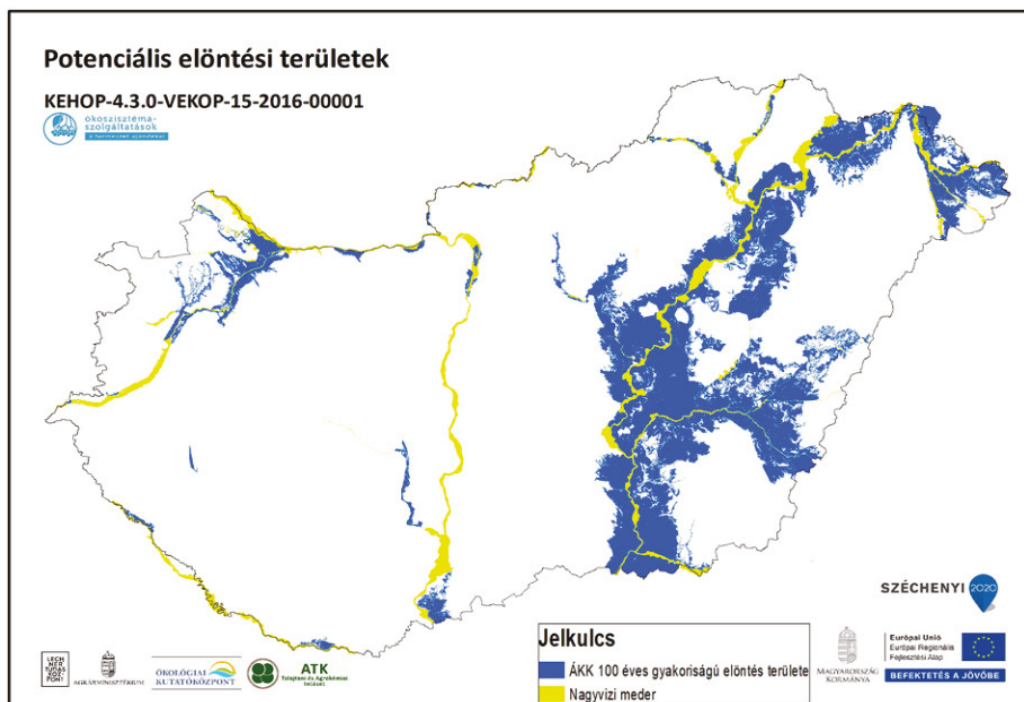
Eredmények és következtetések

A síkvidéki ökoszisztémák – amennyiben kapcsolatban vannak a folyó vízzel – a vizet be tudják fogadni, teret tudnak adni neki, ezáltal csökkentve az árhullám-csúcsot.

Értékelés az 1. kaszkádszinten: A levonuló árhullám számára jelenleg hozzáférhető területet, a nagyvízi meder területét, az alacsony és közepes gyakoriságú elöntési területekhez képest térképen ábrázolva látjuk, hogy a hazai folyók jelentős része gátak közé van szorítva, és a nagyvízi medrek területe csak töredéke (19, illetve 23%-a) a potenciális elöntési területekének. Ez jelzi, hogy az eredetileg elárasztott, szélesebb, jelenleg inaktív árterek milyen mértékben nem tudják már az eredeti árvíz kockázat-csökkentés ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtani.

Értékelés a 2. kaszkádszinten: A potenciális tározókapacitás, mely esetünkben a mesterségesen kiépített tározók térfogatát jelenti, összesen 721 millió m³-t (ÁKK 2014). Több modelleredmény is arra mutat, hogy rendszeres megnyitásuk sok szempontból kifizetődő lenne, és jelentősen csökkentené az árvíz-csúcsokat (Derts, Koncsos és Simonffy 2018) (8.20. ábra).

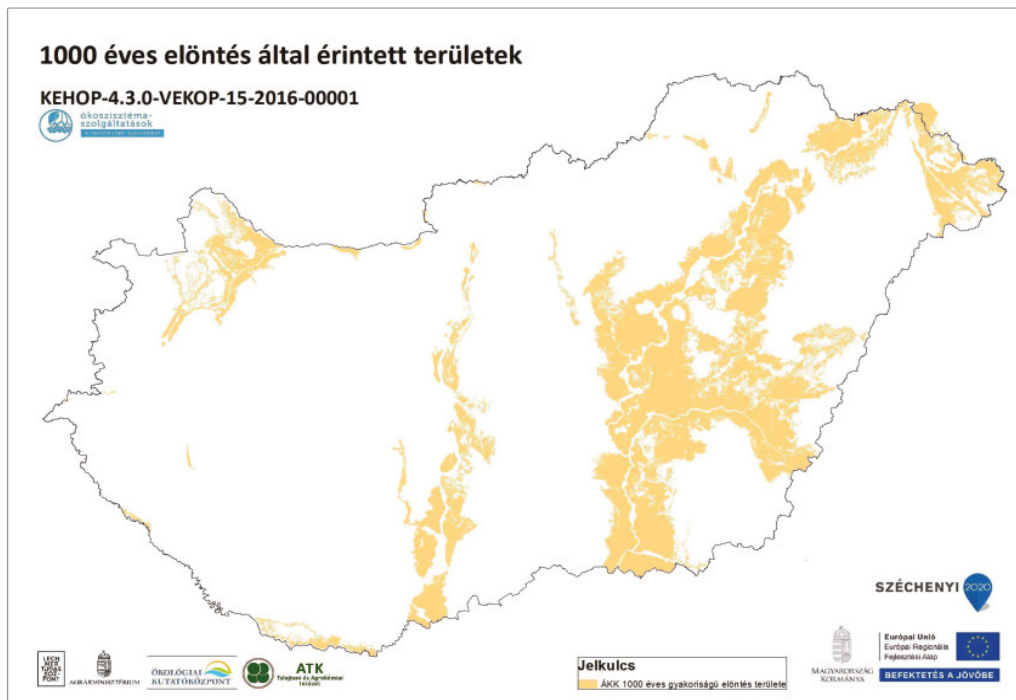
Értékelés a 3. kaszkádszinten: Az ökoszisztéma-szolgáltatás iránti igény, bár nem ugyanaz, mint a tényleges ökoszisztémaszolgáltatás-használat, az ökoszisztéma-szolgáltatás fontosságát jól szemlélteti (8.21. ábra). Az ország jelentős része érintett, így érthető, hogy Magyarországon a síkvidéki árvíz-kockázat-csökkentésre kiemelt társadalmi figyelem irányul.



8.20. ábra A síkvidéki árvíz-kockázat-csökkentés 1. kaszkádszint egyik mutatója (ökoszisztéma-állapot): a közepes gyakoriságú elöntés területei (100 éves), és a jelenlegi nagyvízi meder területe (OVF Nagyvízi Mederkezelési Terv (NMT) és Árvízi Kockázatkezelési Terv (ÁKK 2015) adatok felhasználásával)

Kitekintés

A síkvidéken az árvíz-kockázat csökkentése elsősorban a víz számára igénybe vehető tér biztosításán alapul. Az eredeti, természetközeli állapot, melyben nagy ártéri területek álltak az árvizek rendelkezésére, jelentősen eltér a jelenlegi állapottól. Ez térképen is szemléltethető a potenciális elöntési területek felrajzolásával (ÁKK 100 éves visszatérésű elöntés). A mesterséges tározóterek kivételével a gátak által lehatárolt, mentett oldali területeket jelenleg nem tudjuk potenciális árvíz-kockázat-csökkentésként értelmezni, mert fizikai akadály állja a víz útját. Amennyiben az ökoszisztémákon alapuló, természetes, nem-szerkezeti árvíz-kockázat-csökkentésen akarnánk javítani, alternatív vízgazdálkodási stratégiák megvalósítására lenne szükség, melyek a vizek megtartásán, ideiglenes tározásán alapulnak. Jelenleg erre csak a mesterséges tározókban van lehetőség (árapasztó-tározók, azaz „véstározók”), melyekre ebben a keretben „potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás”-ként lehet tekinteni, azonban léteznek modell-alapon leválogatott, javasolt területek (mélyárterek), melyek elméletileg alkalmasak lehetnének vízkivezetésre és tározásra (Derts, Koncsos és Simonffy 2018).



8.21. ábra A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés iránti igény mutatója (a 3. kaszkád-szint helyettesítője), az 1000 éves elöntési gyakoriságú területek (ÁKK 2015 adatok)

Irodalom

ÁKK – 2014 Konzorcium (2015) ÁRVÍZI KOCKÁZATI TÉRKÉPEZÉS ÉS STRATÉGIAI KOCKÁZATKEZELÉSI TERV KÉSZÍTÉSE – Összefoglaló. Országos Vízügyi Főigazgatóság, Budapest. <http://akk.vizugy.hu/>

Derts, Zs., Koncsos, L, Simonffy, Z (2018) A Tisza árvízvédelmi helyzete Magyarországon – jelenlegi gyakorlat és alternatív lehetőségek. Budapest, 148. o.

Szlávik, L. (2002): Árvízvédelem. In: Somlyódy, L. (szerk.): A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. A víz és a vízgazdálkodás helyzete és jövője Magyarországon. – MTA Vízgazdálkodási Tudományos Kutatócsoportja, Budapest, pp. 205-243.

8.3.5. DOMBVIDÉKI ÁRVÍZKOCKÁZAT-CSÖKKENTÉS

Készítette: Vári Ágnes¹, Kozma Zsolt², Pataki Beáta³, Jolánkai Zsolt², Kardos Máté², Decsi Bence², Pásztor László⁴, Bakacsi Zsófia⁴, Tóth Brigitta⁴, Laborczi Annamária⁴, Pinke Zsolt⁵, Jolánkai Géza †, Centeri Csaba⁶, Mattányi Zsolt⁷

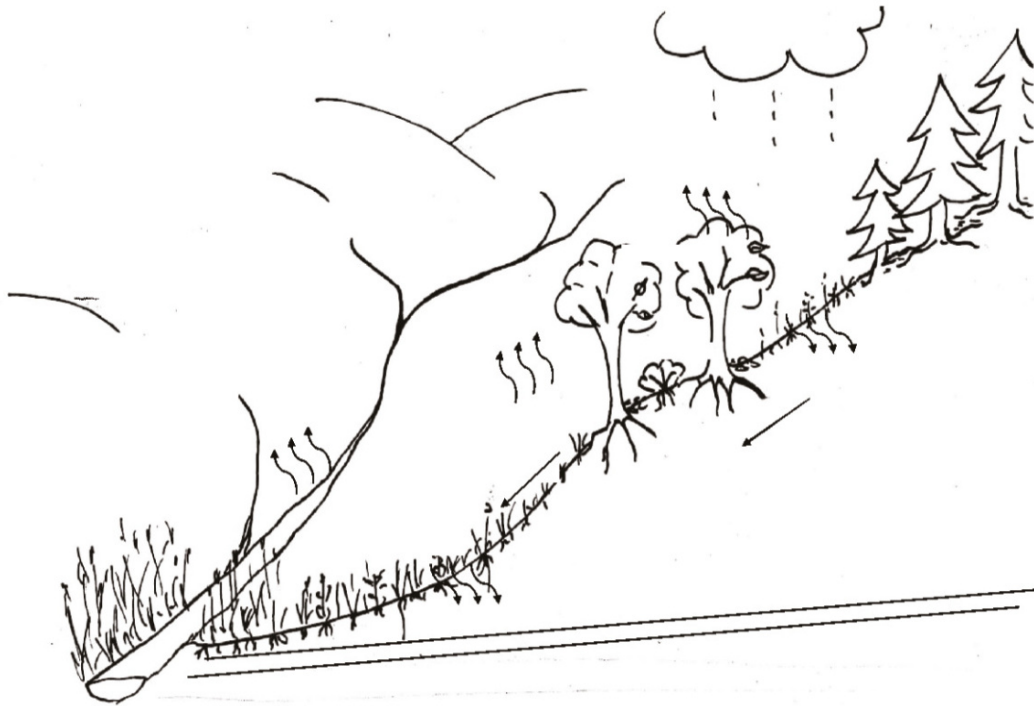
1Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, 3Debreceni Egyetem Építőmérnöki Tanszék, 4Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet, 5ELTE TTK Természetföldrajzi Tanszék, 6SZIE MKK Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet, 7 Magyar Földtani és Geofizikai Intézet

A dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés alatt a domb- és síkvidéki területek árvízi elöntésének mérséklését értjük, mely a víz visszatartásán és a lefolyás lassításán keresztül érvényesül, és amelyet a növényzet és a talaj együttese szolgáltató.

A hegy- és dombvidékeken lehulló csapadék egy része a felszínen lefolyik, a domborzatnak megfelelő útvonalat követve, míg el nem éri az adott víztestet (folyót, tavat). Minél intenzívebb és nagyobb mennyiségű a csapadék, és minél gyorsabb a lefolyás, annál nagyobb valószínűséggel alakulhat ki árvíz, vagy akár vilámárvíz. A felszínen megjelenő víz mennyiségét és sebességét (az „összegyülekezést”), melyet hidrológiában az úgynevezett lefolyási tényezővel is jellemezhetünk, az alábbi tényezők befolyásolják:

- hidrometeorológiai és hidrológiai jellemzők:
- a csapadék intenzitása, mennyisége, és a csapadékhullás időtartama;
- a területi párolgás mértéke;
- beszivárgás mértéke;
- az intercepció mértéke, azaz a növényzet lombzatán visszamaradó víz mennyisége (mely párolgás útján csökkenti a felszínre hulló csapadék mennyiségét, illetve a víz visszatartásával késlelteti/lassítja a csapadék térfelszínre történő jutását), melyet egyértelműen a növényzet, vagyis az ökoszisztéma típusa és állapota határoz meg.
- környezeti tényezők:
- a terület felszíni viszonyai, melybe beletartoznak a lejtőviszonyok, a lejtő kitétsége és a víz visszatartását szolgáló kisebb terepmélyedések jelenléte;
- a talaj és felszínközeli kőzet tulajdonságai, hiszen pl. a beszivárgás folyamata a csapadékhullás pillanatában megkezdődik, vagyis a jó vízáteresztő képességű talaj, illetve a karszterületek felszíni lefolyást csökkentő hatása alacsonyabb intenzitási csapadék esetén jelentős lehet;
- a felszín érdessége, mely a művelési ágon és módon túl magába foglalja a növénytakarót is, vagyis a növényzet vízvisszatartó, lefolyásmérséklő hatását (mivel a növény szárán lefolyó és lombzaton áthulló víz számára kedvezőbb feltételeket teremt a beszivárgásra), melyet az ökoszisztéma típusa és állapota határoz meg.

A felsorolt faktorok alapján jól látható, hogy a vegetáció, vagyis az ökoszisztéma a hegy- és dombvidéki területeken mind az összegyülekező víz mennyiségét időben eloszlatja, mind pedig az összegyülekezési idő hosszúságát jelentős mértékben befolyásolja, növeli. A kisebb mennyiségben, illetve hosszabb idő alatt összegyülekező felszíni lefolyás kisebb, illetve ellapuló árhullámhoz vezet, mely jelentősen hozzájárul az árvíz kockázat-csökkentéséhez. Ez a folyamat és az ehhez köthető ökoszisztéma-szolgáltatás jól számszerűsíthető közvetlen hatással van a dombvidéki területek árvíz kockázatának csökkentésére. Ugyanakkor azzal, hogy az ökoszisztémák a vízgyűjtő területek felső, dombvidéki szakaszán visszatartják, mérséklik a felszíni lefolyást, egyidejűleg csökkentik a síkvidéki vízfolyás szakaszokra, illetve befogadóba érkező vízhozamokat is. Ezzel árvízi helyzetben csökkentik az árvíz kialakulásának veszélyét, különösen abban az esetben, ha a fő befogadóban (pl. Tisza folyó) az árhullámok szuperponálódása (összegződése, egymásra rakódása) jelentkezne (8.22. ábra).



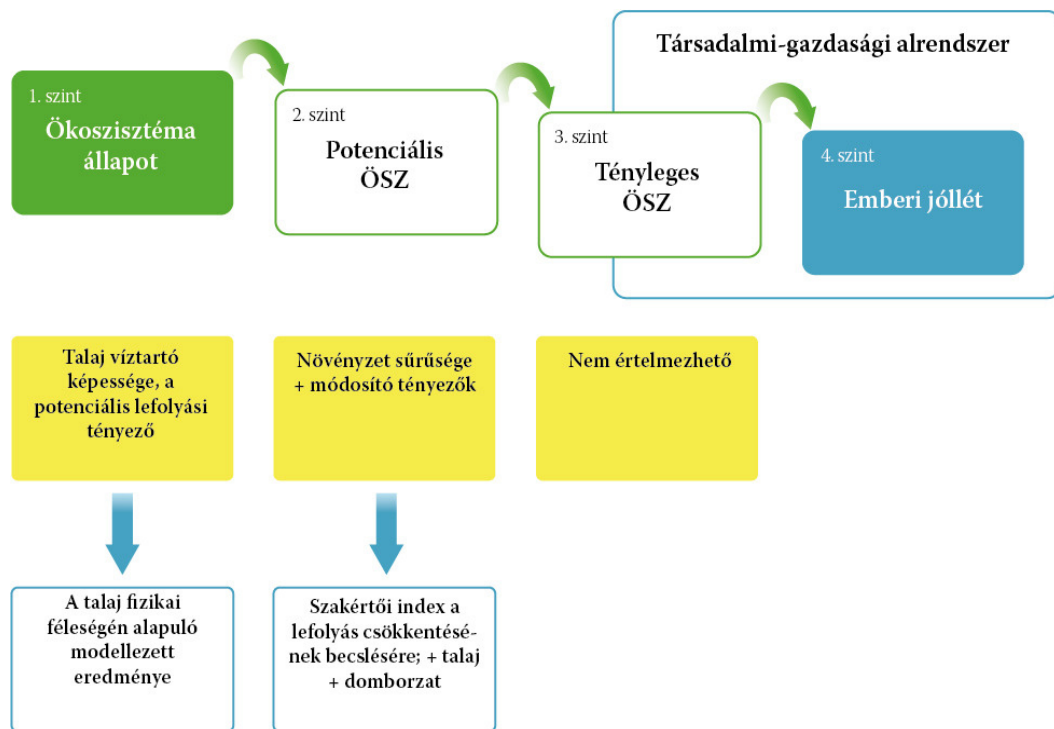
8.22. ábra A vízkörforgás komponensei

Módszertan

Az országos értékelés szakértői becslés alapján jött létre. A kialakított értékelés a talaj víztartó képességét, a domborzati viszonyokat (lefolynási útvonalakon keresztül), valamint az ökoszisztémák (a növényzet) víz-visszatartó képességét veszi figyelembe. A relatív értékszámokat egy pontosabb, mintaterületi modellezéssel is alátámasztottuk (InVEST és SWAT modellek).

A talaj víztartó képessége egy ökoszisztéma-minőséget (állapotot) leíró jellemző is, melynek különböző kezelések folytán romolhat/javulhat az értéke. A talaj tömörödöttsége és szervesanyag-tartalma a kezelés függvényében változik. Ezt az úgynevezett talaj vízgazdálkodási tényezőt egy mintaterületi modellezésre alapoztuk, mely a talaj hidrofizikai tulajdonságain alapul. A talaj vízgazdálkodási tényezőit a feltalaj fizikai félesége alapján vettük figyelembe, amihez a DoSoReMi adatbázis adatállományai közül a 0-30 cm-re vonatkozó textúraosztály-térképet használtuk fel (Pásztor et al. 2017). A mintaterületen tesztelt módszert alkalmaztuk az országos módszertan kialakításában is.

Az ökoszisztémák potenciális lefolyásmérséklő hatásához a növényzet eltérő módon járul hozzá. Különböző struktúráinak sűrűségétől függően (melyek felveszik és ideiglenesen tárolják felszínükön a csapadékot) csökkentik az azonnal lefolyó víz mennyiségét, valamint segítik a beszivárgást (gyökérzetük révén és humuszanyagokkal való dúsítás által) (Breuer et al. 2003). Azt az értéket, mely a növényzet lefolyás-mérséklését mutatja, szakértői becsléssel, irodalmi értékekre, valamint távérzékelt levél-felület értékekre alapozva határoztuk meg. Az értékelésbe az ökoszisztéma-állapotot jelző talajtulajdonságokon túl a domborzattól függő ún. 'Topographic Wetness Index'-et (TWI) is bevontuk, ami lokálisan a lefolyási hierarchiát (útvonalakat) is leképezi. A modellünkben a három tényező (talaj vízgazdálkodási tényező, TWI, növényzet) összeszorozva határozza meg egy adott cella potenciális árvíz-kockázat-csökkentési képességét (8.23. ábra).



8.23. ábra Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés (lefolyásmérséklés) ökoszisztéma-szolgáltatás indikátorai a kaszkád mentén

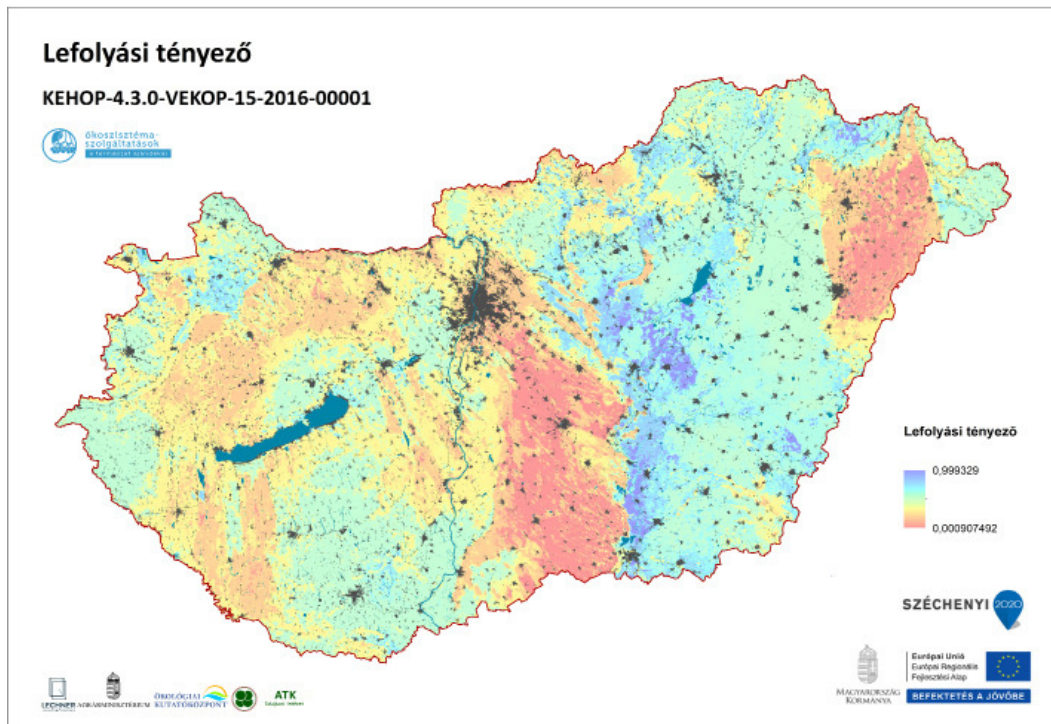
Eredmények és következtetések

Az értékelés értelmezésénél fontos, hogy bár a mostani munkánk során elsősorban a növényzet, mint ökoszisztéma szerepét igyekeztük értékelni, a lefolyó víz beszivárgása, illetve a talajban történő tározódás szempontjából a talaj tulajdonságai, valamint a lejtőviszonyok is nagy szerepet játszanak (8.24. ábra).

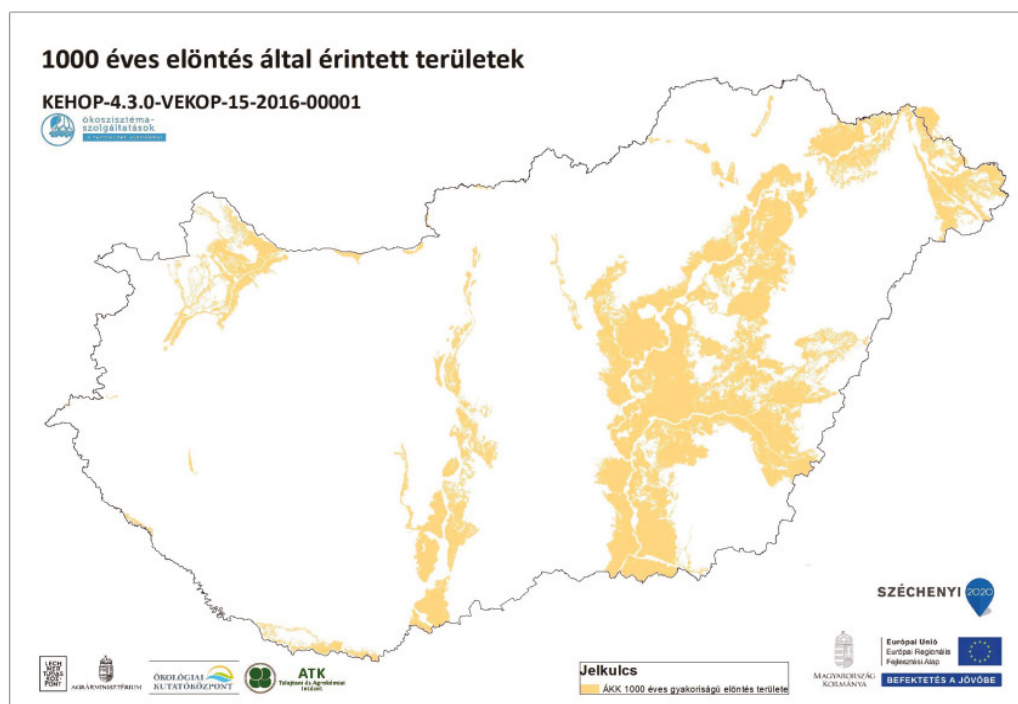
Értékelés az 1. kaszkádszinten: A dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés szempontjából az ökoszisztéma-állapotot (ÖÁ) leginkább a talaj vízgazdálkodási tulajdonságai jellemzik, mely a kezelés függvényében változhat.

Értékelés a 2. kaszkádszinten: A potenciális szinten ennél az ökoszisztéma-szolgáltatásnál elsősorban a növényzet sűrűsége számít, azonban a növényzet mellett az ökoszisztéma-állapot jellemzőjeként említett talaj vízgazdálkodási tényezőt (talaj víztartó kapacitása és vízvezető képessége) is beépítettük a modellbe, valamint a Topographic Wetness Indexet (mely helyeken mennyi víz folyik össze). Ezáltal az értékelés azt is jellemzi, hogy mennyire befolyásolja a szolgáltatást, hogy adott helyen milyen a növényzet és a talaj víz-visszatartási képessége (8.25. ábra).

Az árvíz kockázat-csökkentés vízgyűjtőre vonatkozó értékelését a 3. kaszkádszinten országos szinten elvettük, mivel ez meghaladta a projekt lehetőségeit. Ahhoz, hogy tudjuk, hol és milyen mértékben lesznek (vagy lennének) árvizek, ha nem lenne növényzet, ami visszatartsa a vizet, ahhoz a mederben levonuló víz további sorsát is fel kellene mérni, tekintetbe véve a megelőző meteorológiai eseményeket. Ezzel szemben a mintaterületi modellezésből részben ki lehet venni az árvíz kockázat-csökkentésének képességére (kínálatra, 2. szint) vonatkozó számokat adott vízgyűjtőre, vagyis azt, hogy 1 hektár erdő, gyeper, illetve szántó mennyi esőt (hány m³-t vagy mm-t) tart vissza hosszú idő átlagában, hogy esőzés után mennyi víz jelenik meg a mederben. Tehát hosszútávon mért adatok alapján ki lehet számítani, hogy a leeső csapadék hány százaléka jelenik meg a mederben, azaz milyen arányban fogta azt vissza az ökoszisztéma. Itt az erdők mutatkoztak kiemelkedőnek, 315, illetve 215 mm/ha/év körüli értékekkel (InVEST, illetve SWAT modell eredményei), míg a szántók közepesnek (289, illetve 289 mm/ha/év), és a városi területek a leggyengébbnek ebből a szempontból (145, illetve 188 mm/ha/év visszatartott víz, InVEST, illetve SWAT modell).



8.24. ábra A dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés ökoszisztéma-szolgáltatás (lefolymérséklés) indikátora az 1. kaszkádszinten: a talaj víztartó képessége, a potenciális lefolyási tényező



8.25. ábra A potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás térkép a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés (lefolymérséklés) ökoszisztéma-szolgáltatásra

Kitekintés

A Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés ökoszisztéma-szolgáltatás jelentősége változik annak függvényében, hogy milyen talajon és milyen terepen (domborzat szempontjából) helyezkedik el: a meredekebb, kedvezőtlenebb (kötöttebb) talajú helyeken nagyon fontos a megfelelő (sűrű, természetközeli) növényzet megléte, mely a víz lefolyását mérsékelni és késleltetni képes. Az erdők a várakozásoknak megfelelően ki-magasló szinten képesek a lefolyást csökkenteni, lassítani. A pontosabb, mintaterületi modellek alkalmazásával azonban megállapítottuk, hogy nemcsak az erdők, de a gyepes és mezőgazdasági területek esetében is jelentős a víz visszatartás a szántóföldi növények nagy vízfelvétele és párologtatásának következtében.

Az ökoszisztéma-szolgáltatás iránti igénnyel jól lehetne illusztrálni a szolgáltatás jelentőségét, hasonlóan a Síkvidéki árvíz kockázat-csökkentésnél bemutatott területi érintettséghez, itt is be lehetne mutatni a dombvidéki vízfolyások mellett elhelyezkedő, árvízi kockázat által érintett területeket. Ennek bemutatása az Árvízi Kockázatkezelési Tervre támaszkodva lesz lehetséges, melynek felülvizsgálatát és javítását az Országos Vízügyi Főigazgatóság (OVF) jelenleg végzi.

Azon területek ismerete, ahol kiemelkedően fontos a megfelelő növényzet megléte, segíthet abban is, hogy elkerüljük a veszélyeztetett (azaz, a szolgáltatás-nyújtó) területek degradálását, a negatív irányba történő területhasználat-váltást (pl. erdő tarvágása, kapás növények termesztése dombvidéki területeken). Fordítva viszont, ezen eredmények ismerete akár alátámaszthatja restaurációs területek kijelölést is (Decsi et al. 2020).

Irodalom

Breuer, L, Eckhardt, K, Frede H-G (2003) Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling* 169(2–3): 237–293.

Decsi, B, Vári, Á, Kozma, Z (2020) The effect of future land use changes on hydrologic ecosystem services: a case study from the Zala catchment, Hungary. *BIOLOGIA FUTURA*.

Pásztor, L., Laborczi, A., Szatmári G., Takács K. (2017) „DOSoReMI országos digitális talajtulajdonság és általánosabb értelemben vett talajtérképek: strukturált webes térképi szolgáltatás”. (www.dosoremi.hu).

8.3.6. FELSZÍNI DEGRADÁCIÓ (ERÓZIÓ) ELLENI VÉDELEM

Készítette: Vári Ágnes¹, Kozma Zsolt², Pataki Beáta³, Jolánkai Zsolt², Kardos Máté², Decsi Bence², Pásztor László⁴, Bakacsi Zsófia⁴, Tóth Brigitta⁴, Laborczi Annamária⁴, Pinke Zsolt⁵, Jolánkai Géza †, Centeri Csaba⁶, Mattányi Zsolt⁷

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
²BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék,
³Debreceni Egyetem Építőmérnöki Tanszék,
⁴Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet,
⁵ELTE TTK Természetföldrajzi Tanszék,
⁶SZIE MKK Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet,
⁷ Magyar Földtani és Geofizikai Intézet

A természetes körülmények között lejátszódó felszínpusztulást geológiai erózióknak nevezzük, szemben az emberi beavatkozás hatására felgyorsuló eróziós folyamattal, amely meghaladja a talajképződés ütemét. A talajpusztulás általában a talajszemcsék túlnyomórészt mechanikai (víz és szél) hatásra történő elszállítását jelenti. A víz által okozott talajpusztulást (talaj)erózióknak, a szél által okozott talajpusztulást deflációnak nevezik. A Hidrológiai SzMCs a felszíni degradáció elleni védelem értékelésénél a deflációval nem foglalkozott.

A talajerózió során jellemzően a talaj felső, a felszínhez közeli, így szerves- és tápanyagban gazdag része a csapadékvíz által lemosódik. Ennek egyik következménye, hogy csökken a talaj tápanyag- és humusztartalma, romlik a szerkezete, ezáltal jelentősen csökken a talaj termőképessége, illetve sérül számos olyan további funkciója, amelyekben a talaj szervesanyag tartalma fontos szerepet játszik. A talajerózió a felső talajréteg pusztulásával súlyos környezetvédelmi problémákat is okoz a lehordott talajjal mozgó és a lejtőn lefolyó vízzel lemosódó tápanyagokkal és kemikáliákkal. Az erózió következtében elhordott talajanyag ezen túl szedimentálódik, ami számos esetben az infrastruktúrák funkcionalitását zavarja (utakra történő felhordás, csatornák, vízelvezető-árkok feltöltése, eltömítése, stb.).

A talajpusztulás folyamataiban szerepet játszó tényezők két csoportra oszthatók: (i) a talajpusztulást kiváltó, valamint (ii) a talajpusztulást befolyásoló tényezőkre. A kiváltó tényezők a talaj elmozdításához és szállításához szükséges közeget és energiát szolgáltatják, a befolyásoló tényezők pedig ezeknek az energiáknak a talajra gyakorolt hatását csökkentik vagy fokozzák. Az eróziót befolyásoló tényezők nem közvetlenül hatnak a felületi lefolyás megjelenésére és energiájára, hanem a felületi lefolyás keletkezésének feltételeit és a már létrejött felületi víz talajpusztító hatását szabályozzák. A befolyásoló tényezők lehetnek abiotikusak (a talaj vízgazdálkodása, szerkezete, nedvességi állapota és a talajfelszín érdessége), illetve biotikusak (növényborítottság).

A különböző ökoszisztémák növényborítottságuk révén különböző mértékben befolyásolják a vízerózió kialakulását. Az erdőkben többszintű faállomány esetén az első és a második koronaszint alatt a cserjeszint is jelentős mennyiségű csapadékot fékez le. Az így csökkent mennyiségű és fékezett csapadék sem jut közvetlenül a talajfelszínre, mert azt nagyrészt felfogja az erdei aljnövényzet, valamint az avartakaró, ezért az erdei növényállomány a talajpusztulás hatását jelentősen csökkenti. Az erdős puszták füves növényzete zárt növényállomány esetén szintén védelmet nyújt a talajerózió ellen, hatása azonban nem éri el az erdőkét. Az erdők letarolása, és helyükön legelők, vagy szántóföldi növénykultúrák bevezetése jelentősen csökkenti a növényzet talajvédő hatását. Mezőgazdasági művelés esetén minél zártabb a növényállomány és minél több szintű a termesztett növény levélzete, annál jobban véd a csapadék szerkezetromboló hatásától. A növények fejlődésük és növekedésük különböző szakaszaiban más-más növényfedettséget biztosítanak. A talajvédelem szempontjából igen lényeges tényező, hogy mely időpontban, és milyen hosszú ideig tart a legteljesebb növényborítás. A termesztett növények közül a talajpusztulást legjobban az őszi kalászosok és a szálas takarmányok fékezik meg, melyek a tavaszi és nyári záporok idején fedik legnagyobb mértékben a talajfelszínt.

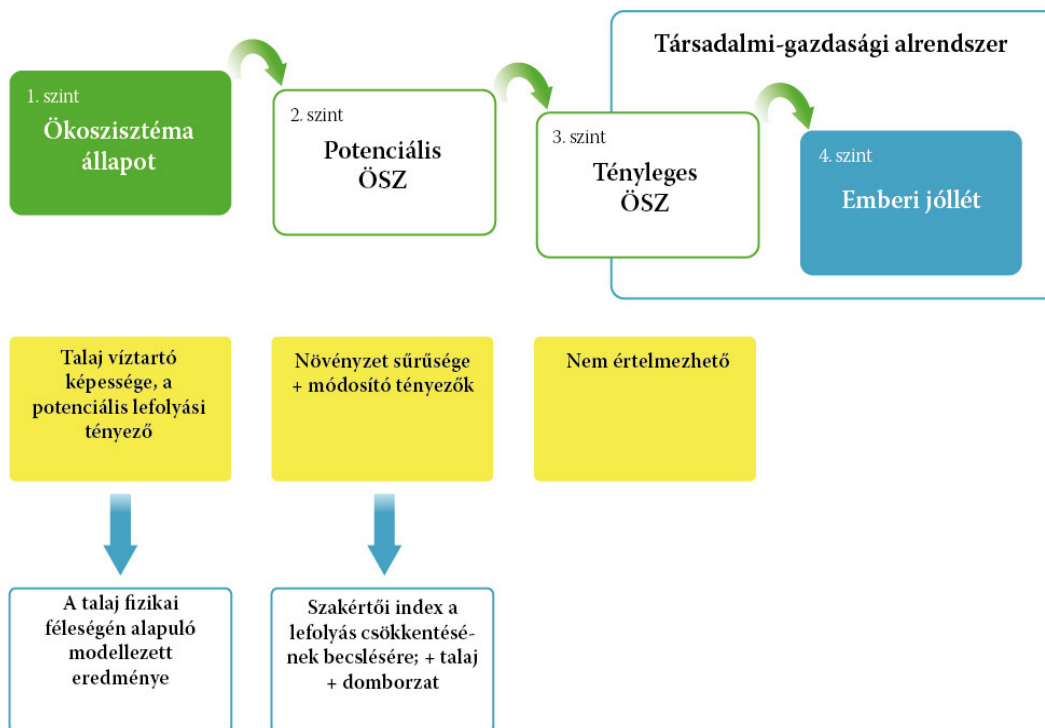
Az erózió elleni védelem ökoszisztéma-szolgáltatásnál az ökoszisztémák azon tulajdonságait értékeljük, melyekkel a talajanyagot helyben tartják, ezáltal mérsékelik a víz általi talajerózió révén elszállítható talaj és annak szervesanyag mennyiségét.

Módszertan

Az országos értékelés az Általános Talajvesztési Egyenlet (Universal Soil Loss Equation, továbbiakban USLE) alkalmazásával, valamint szakértői becslés alapján jött létre, mely kiegészült egy mintaterületi modellezéssel: a SWAT és InVEST modellekkel. A hagyományosan használt USLE modell, a csapadék intenzitását, a talaj erodálhatóságát, a lejtőhosszt és meredekséget veszi figyelembe, valamint egy növényzeti és egy gazdálkodási/kezelési ('management') komponenst tartalmaz. Ez utóbbi „kezelés” tényezőre, mely az erózió elleni védelmi beavatkozások hatását hivatott leképezni (pl. teraszos művelés), országosan nem állt olyan adat rendelkezésünkre, mely alapján be tudtuk volna vonni ezt a faktort az elemzésbe. Az USLE modellnek egyes komponensei használhatók a kaskádszintek megjelenítésére, így például ökoszisztéma-állapot indikátorként a talaj erodálhatóságát választottuk.

Az USLE egyenlet eredménye, egy optimális növényzeti tényezővel számolva vezet a potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás becsléséhez, amelyet úgy kapunk meg, hogy a növényzet nélküli modell eredményéből kivonjuk a növényzetet is tartalmazót, ami az adott területre vonatkozó visszatartott talaj mennyiségét adja meg. Ehhez az egyes ökoszisztéma-típusokra vonatkozó növényzeti tényezőket szakértői becslés alapján, szakirodalomra támaszkodva alakítottuk ki.

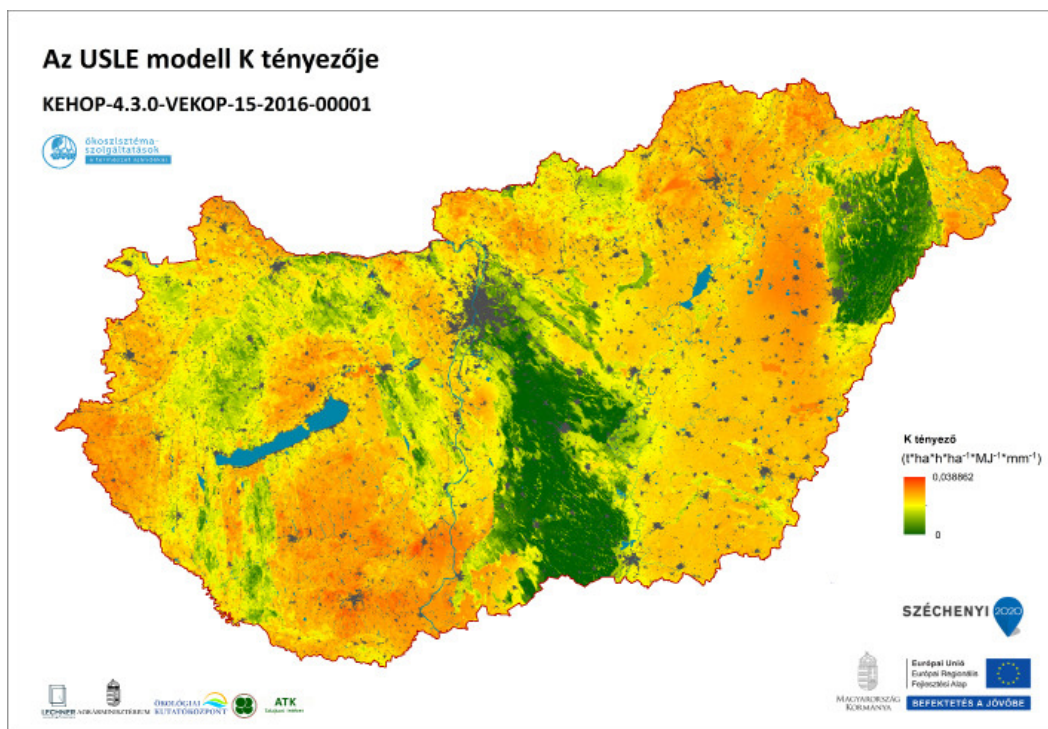
Az aktuális növényzeti tényezővel (lombos erdők esetén a cserjeszinttel korrigálva), a potenciálishoz hasonló módon a különbséget számolva kapjuk meg az aktuálisan területegységre vonatkozó visszatartott talaj mennyiségének becslését. A potenciális és az aktuális ökoszisztéma-szolgáltatás esetén is átszámítottuk a nem-lehordott talajmennyiséget az elkerült humuszvesztésre a talaj szervesanyag-tartalmának figyelembevételével (8.26. ábra).



8.26. ábra Az erózió elleni védelem ökoszisztéma-szolgáltatás-indikátorai a kaskád mentén

Eredmények és következtetések

Értékelés az 1. kaszkádszinten: A fent bemutatott USLE egyenletben a talaj erodálhatóságát jelző tényező (K-tényező) szerepel, ami a talaj szerkezetétől, szemcseösszetételétől, vízáteresztő képességétől, szervesanyag-tartalmától függ. Az USLE modell futtatásához egyrészt elsődleges talajtulajdonság-térképeket (homok-, iszap-, agyag-, szervesanyag- és mésztartalom) felhasználó, empirikus összefüggéseken alapuló, másrészt másodlagos, származtatott talajtulajdonság-térképi rétegeket használtunk. A talaj erodálhatóságát a 8.27. ábra mutatja be.

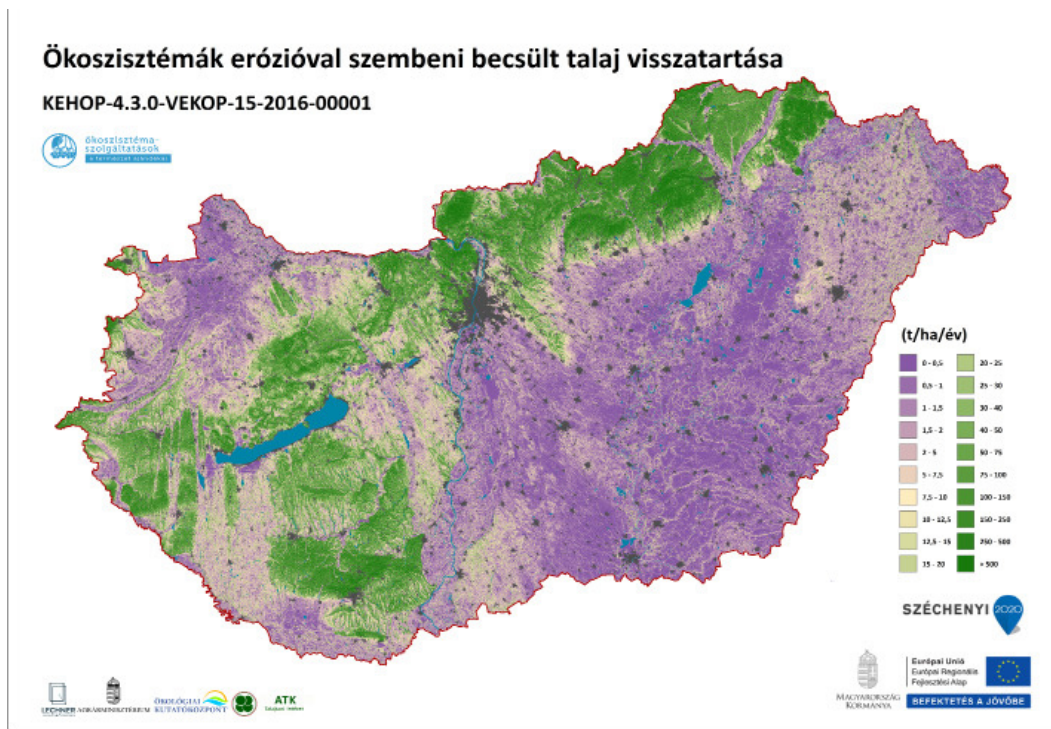


8.27. ábra A talaj erodálhatósága (K-tényező), mint az Erózió elleni védelem ökoszisztéma-szolgáltatás indikátora az 1. kaszkádszinten. Nagyobb értékek (pirosabb árnyalatok) kisebb erodálhatóságot mutatnak

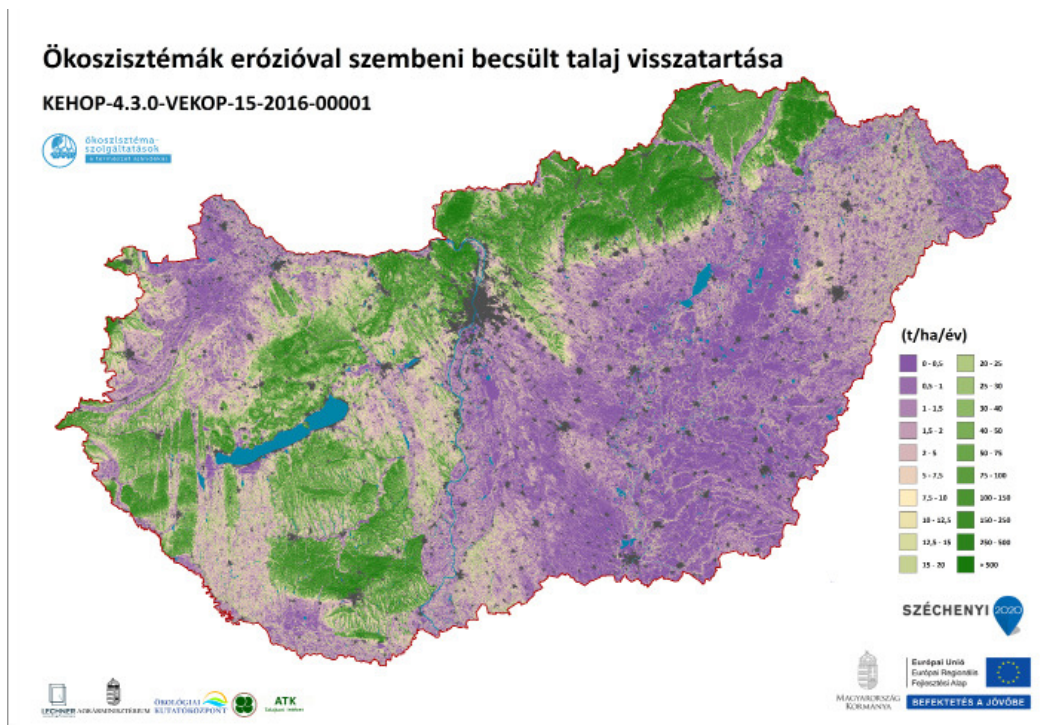
Értékelés az 2. kaszkádszinten: Szakértői javaslat alapján, feltételezett optimális kezeléssel egy jobb talajvédő, vagy „kvázi potenciális” ökoszisztéma-szolgáltatást vezettünk be, melyben nem egy jövőképszerű tájhasználat-váltást értékeltünk, hanem csupán egy reálisan alkalmazható talajvédő vetéskörnyezetet. Ezáltal egy elérhető ökoszisztéma-potenciál mutatkozik a térképeken (8.28. ábra). Az USLE-modell “kezelés”-tényezőjén túl a növényzeti tényező az, melyre leginkább hatással lehetünk.

Értékelés a 3. kaszkádszinten: Az éves különbséget a növényzet nélküli feltételezett talajvesztés és a jelenlegi növényzeti borítás mellett megvalósuló tényleges talajvesztés között a 8.29. ábra mutatja be. Az erózió mértékének az egyesített térkép által mutatott mind nagyságrendi, mind pedig térbeli eloszlása összhangban van a korábbi kutatási eredményekkel. A projekt keretei közt elkészült új térkép térbeli felbontása és így részletessége azonban felülmúlja a korábbi országos térképműveket. Az elérhető legjobb bemenő adatok felhasználása pedig a megbízhatóságát növeli jelentősen. A térkép terepi méréseken alapuló validálására nem került sor országos eróziós monitoringhálózat hiányában.

A mintaterületi (InVEST) modellezés eredményei alapján a legjobb teljesítményt a talaj megóvásában az erdők nyújtják, átlagosan 141 t/ha/év értékkel, míg az USLE modell eredménye az erdős, hegyvidéki tájakon ennél magasabb értékeket is mutat. Fontos a hely erózió-veszélyeztetettsége, ennek függvényében változik az ökoszisztéma-szolgáltatás jelentősége is. Az ország területének mintegy 74%-a nem, vagy gyengén, 18%-a közepesen és csak 8%-a erősen veszélyeztetett vízerózió által. Ami e kategóriák földrajzi eloszlását



8.28. ábra Az erózió elleni védelem ökoszisztéma-szolgáltatás 2. kaszkádszintje: (szántókon és erdőben optimalizált) növényzetborítással számolt és a fedetlen talaj közti talajvesztés különbsége. Minél nagyobb az érték (zöldebb színárnyalatok), annál több talajt tart vissza az (optimalizált) növényzet



8.29. ábra Az erózió elleni védelem ökoszisztéma-szolgáltatás 3. kaszkádszintje: a tényleges növényzetborítás (C faktor) és a fedetlen talaj közti talajvesztés különbsége. Minél nagyobb az érték (zöldebb színárnyalatok), annál több talajt tart vissza az jelenlévő növényzet

illeti, elsősorban a hegy- és dombvidéki területek veszélyeztetettek, főképpen az Északi-Középhegység és a Dél-Dunántúl. Utóbbi területén jelennek meg a legmagasabb talajveszteség értékek. Ez annak tudható be, hogy míg a hegyvidéki területek zömmel erdősültek, így talajukat védi a növényzet, a dombsági területeken gyakran a meredekebb lejtők is művelés alatt vannak (ezáltal nincs folyamatos talajtakarás, és kevésbé védettek sűrű növényzet által). Az alföldeket jellemzően alacsony eróziós ráták jellemzik (sík terület lévén kevésbé veszélyeztetettek erózió által).

Kitekintés

A talajveszteség számszerűsítésében, illetve az erózió elleni védelemben a növényzeti tényező azért is jelentős, mert ez az a komponens, amit tájhasználati döntésekkel leginkább tudunk befolyásolni (Panagos et al. 2015), így kifejezett természetvédelmi relevanciával bír. A kezelést jellemző tényezőt (melynek szintén jelentős természet- és erózióvédelmi relevanciája lehet) azonban nem tudtuk felhasználni az értékeléshez, mivel egyrészt nem egy ökoszisztéma-tulajdonságra vezethető vissza, másrészt az országos szintű figyelembevételéhez hiányzik a megfelelő adatháttér.

Az erózió elleni védelemmel, a talaj termékenységének megtartásával is komoly gazdasági károk kerülhetők el. Dombvidéken az erózió ellen védő agrotechnika a vízvisszatartásban, a mikroklíma javításban, sőt az élelmiszertermelésben, szűrésben is szerepet játszhat.

Irodalom

Panagos, P, Borrelli, P, Meusburger, K, Alewell, C, Lugato, E, Montanarella, L (2015) Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48: 38–50.

8.3.7. SZŰRÉS (DIFFÚZ TÁPANYAGTERHELÉSEK SZABÁLYOZÁSA)

Készítette: Vári Ágnes¹, Kozma Zsolt², Pataki Beáta³, Jolánkai Zsolt², Kardos Máté², Decsi Bence², Pásztor László⁴, Bakacsi Zsófia⁴, Tóth Brigitta⁴, Laborci Annamária⁴, Pinke Zsolt⁵, Jolánkai Géza †, Centeri Csaba⁶, Mattányi Zsolt⁷

1Ökológiai Kutatóközpont, 2Ökológiai és Botanikai Intézet, 2BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, 3Debreceni Egyetem Építőmérnöki Tanszék, 4Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet, 5ELTE TTK Természetföldrajzi Tanszék, 6SZIE MKK Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet, 7 Magyar Földtani és Geofizikai Intézet

A Szűrés ökoszisztéma-szolgáltatás alatt az értékelésben alkalmazott értelmezés szerint azt a folyamatot értjük, mely során az ökoszisztémák (a növényzet), valamint a talaj, a mozgásban lévő, lemosódó anyagot megfogják, ezáltal fizikai és biológiai szűrést végeznek, azaz szabályozzák a diffúz (nem-pontszerűen jelentkező) szennyezőanyagok mennyiségét.

Az antropogén forrásokból (többnyire mezőgazdasági területekről, településekről) származó tápanyagok egyes ökoszisztémákban akár hasznosulhatnak is. Ugyanakkor – különösen az állóvízi ökoszisztémák esetében – a bekerülő tápanyagok megbonthatják az ökoszisztéma dinamikus egyensúlyát. Az érzékeny vízi ökoszisztémák védelme érdekében kifejezetten fontos, hogy a teherbírásukat meghaladó, diffúz forrásokból származó tápanyagmennyiség ne jelenjen meg az ökoszisztémákban. Bizonyos ökoszisztémák, különösen a települési zöldterületek, illetve vizek és agrárterületek menti puffersávok, mint zöld infrastruktúrák, természetalapú megoldásokként ('nature based solution') jól használhatók a helyben keletkező diffúz szennyezések visszatartására, ezzel is csökkentve pl. a záporvízzel a csatornahálózatba, vagy (természetes) felszíni vízbe kerülő szennyezőanyagok mennyiségét, és így végső soron a víztestek terhelését is.

A szűrés fizikai és biológiai folyamata a többi hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatáshoz hasonlóan összetett. A növények a tápanyagok és szennyeződések mozgását fizikailag gátolják, míg a helyben tartott tápanyagok koncentrációját biológiai folyamatok során csökkentik. A fizikailag visszatartható diffúz tápanyagok mennyisége nagymértékben függ a domborzattól, a növényzet sűrűségétől, de a lefolyás sebességétől is, míg a biológiai szűrés intenzitását elsősorban a talaj jellemzői által meghatározott beszivárgás és az ökoszisztémák jellege és állapota határozza meg, hiszen itt mennek végbe azok a biokémiai folyamatok, melyek a tápanyagok/szennyezőanyagok felvételét biztosítják.

A Szűrés ökoszisztéma-szolgáltatást, mint „diffúz tápanyagterhelések szabályozását” értelmezve, elsősorban a felszín mentén zajló folyamatokra fókuszáltunk, ezen belül is a foszfor-terhelés mérséklésére. A különböző foszfor-formák döntően partikulált állapotban képesek mobilizálódni, míg a nitrogén-formák inkább oldott anyagként, így a terjedés szempontjából teljesen máshogy viselkednek, mint a foszfor-formák. Az elemzés során a talajszemcsékhez adszorbeált foszforra koncentráltunk, mivel a foszfor szűrése jobban kapcsolódik a növényzet típusához, így a Szűrés ökoszisztéma-szolgáltatásként értelmezett folyamat sok mindenben hasonlít a lefolyás mérsékléséhez, ezért értékelése a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés értékelésével párhuzamosan zajlott.

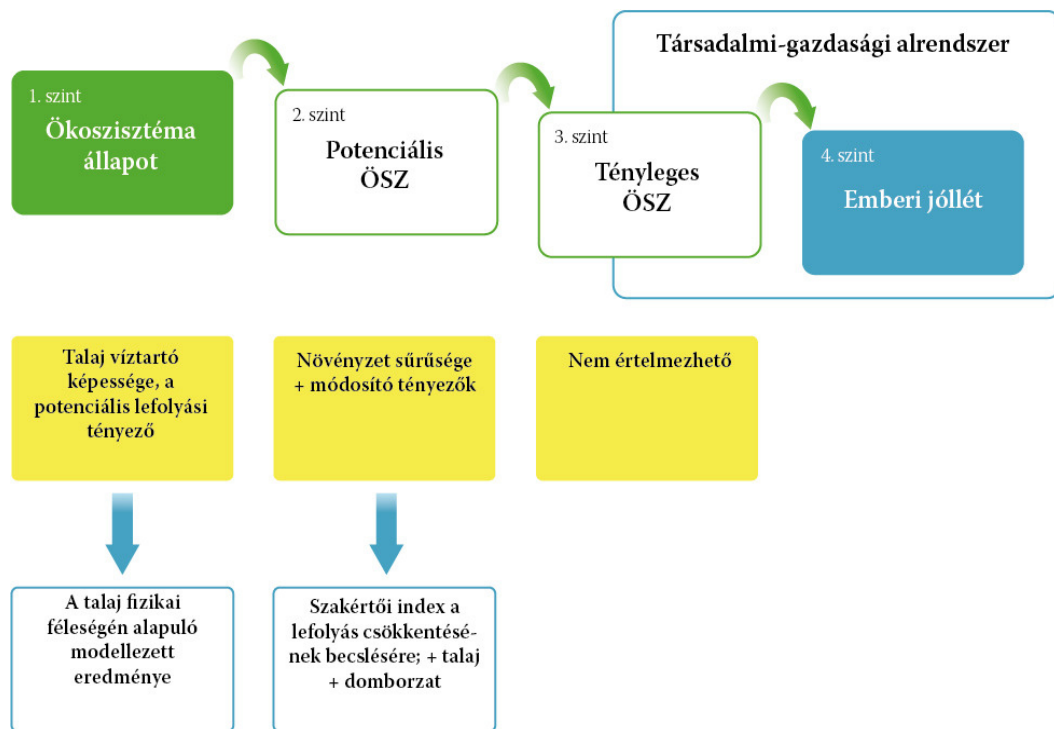
Módszertan

Az országos értékelés szakértői becslés alapján jött létre. Az értékelési módszertan a talaj víztartó képességét, a domborzati viszonyokat (lefolyási útvonalakon keresztül), valamint az ökoszisztémák (a növényzet) szűrőképességét veszi figyelembe. A relatív értékszámokat egy pontosabb, mintaterületi modellezéssel támasztottuk alá (InVEST és SWAT modellek).

Az ökoszisztéma-állapot szintjén a talaj vízgazdálkodási tulajdonságai fontosak, melyeket ugyanúgy, mint a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentésnél a talaj fizikai féleség osztályokra modellezett eredmények feldolgozásával térképeztünk (8.30. ábra).

Az ökoszisztémák potenciális szűrőhatásához a növényzet eltérő módon járul hozzá a különböző struktúráinak sűrűségétől függően, mivel felveszik a lemosódó tápanyagokat és beépülnek a növényi szövetekbe. Azt az értéket, mely a növényzet relatív szűrőképességét mutatja, szakértői becsléssel, irodalmi értékekre támaszkodva határoztuk meg. Az értékelésbe az ökoszisztéma-állapotot jelző talajtulajdonságokon túl a domborzattól függő ún. 'Topographic Wetness Index'-et (TWI) is bevontuk, ami lokálisan a lefolyási hierarchiát (útvonalakat) is leképezi. Modellünkben a három tényező (talaj, domborzat, növényzet) összeszerelve határozza meg egy adott cella potenciális szűrőképességét.

A vizek szűrőkapacitását tekintve azonban a biotikai adatokon alapuló, ezáltal hosszabb időtávra is reflektáló, a víz keretirányelvben (VKI) kialakított ökológiai minősítést, ezen belül az élőlénycsoportok értékelésének mediánját vehetjük a szűrést megalapozó ökoszisztéma-állapot (minőséget mutató) indikátornak. A vizek potenciális, illetve ténylegesen megvalósult szűrőfunkcióját részletesebb adatok és modellek birtokában/alkalmazásával lehet elvégezni.

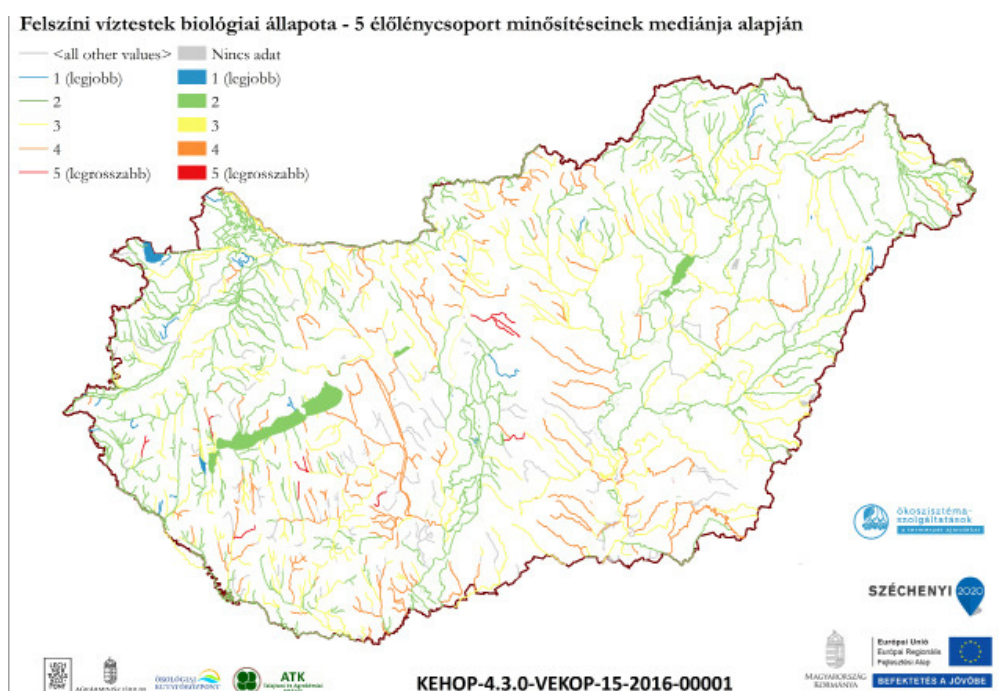


8.30. ábra A szűrés ökoszisztéma-szolgáltatás indikátorai a kaszkád mentén

Eredmények és következtetések

Értékelés az 1. kaszkádszinten: A Szűrés ökoszisztéma-szolgáltatás szempontjából a szárazföldi ökoszisztémák számára releváns állapotot (ÖÁ) leginkább a talaj vízgazdálkodási tulajdonságai jellemzik, mely a kezelés függvényében változhat. A talaj vízgazdálkodási tulajdonságait bemutató eredménytérkép meg egyezik a Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés 1. szintű térképével (8.24. ábra).

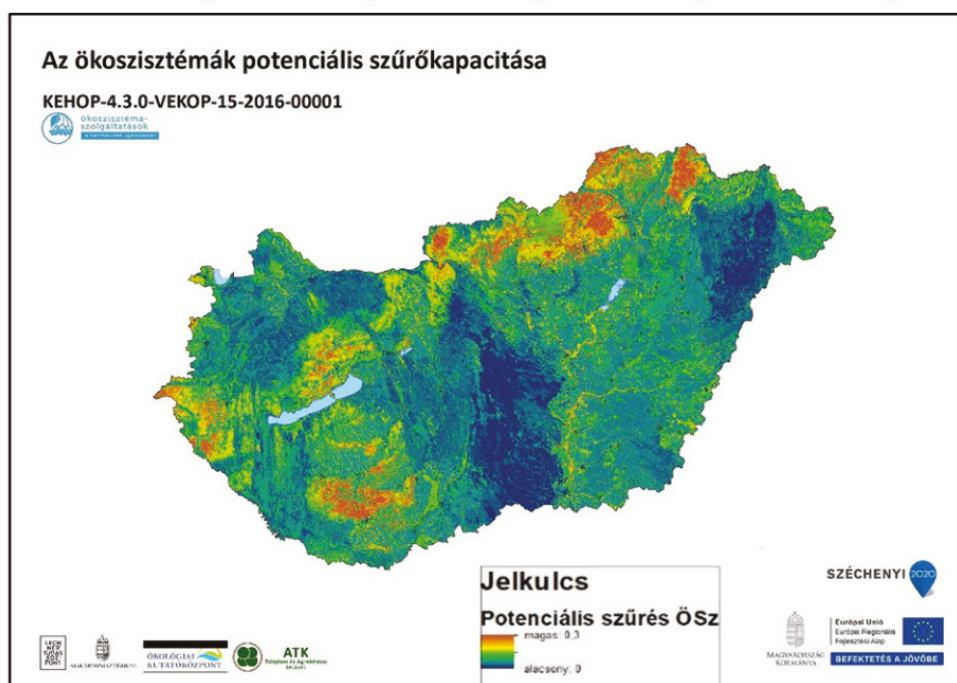
A vizek szűrőkapacitását megalapozó állapotot a VKI szerinti monitoringban felmért élőlénycsoportok (biotikus) mediánja mutatja (8.31. ábra).



8.31. ábra A vizek szűrő képességéhez releváns ökoszisztémaállapot-mutató, a VKI szerinti biológiai minőség. (készült az ökoszisztémák állapotát bemutató tanulmány keretében Tanács et al. 2019)

Értékelés a 2. kaszkádszinten: A potenciális szűrőkapacitás mértékét, szintén a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentésnél követett mintához hasonlóan (ld. fentebb), egy megalapozott szakértői becslés adta, melyben fontos tényező a növényzet sűrűsége. A sűrű növényzet a már lefolyó tápanyagok visszatartását eredményezi. A potenciális szűrőkapacitás felmérésénél azt vizsgáljuk, hogy ha egy növényzeti sávon keresztül folya a tápanyaggal dúsított/szennyezett víz, akkor az a sáv mennyit szűr ki. A szakértők által becsült relatív növényzeti tényezőt szoroztuk meg a talaj-komponenssel (talaj vízgazdálkodási tulajdonságai), valamint a fentebb említett Topographic Wetness Index (TWI) reciprokával, ezáltal a lefolyási hierarchiát és a domborzatot is bevonva az értékelésbe (8.32. ábra).

Értékelés a 3. kaszkádszinten: A szűrőkapacitást általában arányokkal lehet megjeleníteni (Maes et al. 2015): a terheléshez viszonyítva mennyit szűr ki az adott ökoszisztéma. A becsült százalékos szűrőkapacitás alapján, a terhelések ismerete mellett elméletileg ki lehet számítani a ténylegesen kiszűrt szennyeződést. A szakértők által kidolgozott értékelés azonban teljes mértékben relatív, így a kapott értékszámok szorzata a tápanyagterheléssel hamis képet adott volna. A ténylegesen visszatartott tápanyag (foszfor) terhelésekre azonban mintaterületi szinten, pontosabb modellekkel volt módunk becslést adni. Ezek alapján az erdők rendelkeznek a legnagyobb értékekkel: az InVEST számítások alapján az erdők 0,273 kg/ha/év foszfort képesek kiszűrni, míg a gyepek 0,250 kg/ha/év mennyiséget. A mintaterületi modell alapján felállított sorrend nagymértékben megegyezik az országos modellezés eredményeivel.



8.32. ábra Az ökoszisztémák potenciális szűrőkapacitása, 2. kaszkádszint

Kitekintés

A szűrés ökoszisztéma-szolgáltatás olyan terhelések csökkentésére irányul, melyeket emberi tevékenységek hoznak létre, így pl. a mezőgazdasági termelés során történő műtrágyázás. A szűrés leginkább a diffúz tápanyagterhelés negatív hatásait viselő – többnyire vízi – ökoszisztémák szempontjából bír kiemelt jelentőséggel, így bár vízminőségvédelmi és természetvédelmi szempontból fontos, az ökoszisztéma-szolgáltatás társadalmi relevanciája kevésbé felismert. Fontos lenne tudatosítani, hogy a szűrést végző ökoszisztémák létfontosságúak a vízi élővilág és a felszíni, valamint felszín alatti vizeink tisztaságának szempontjából. Ezen túl a műtrágya (és továbbá: peszticid) használat minimalizált/okszerű használatát fontos lenne hangsúlyozni.

Irodalom

Maes, J., Fabrega, N., Zulian, G., Barbosa, A., Vizcaino, P., Ivits, E., Polce, C., Vandecasteele, I., Rivero, I.M., Guerra, C., Perpiña Castillo, C., Vallecillo, S., Baranzelli, C., Barranco, R., Batista e Silva, F., Jacobs-Crisoni, C., Trombetti, M., Lavallo, C., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, (2015). Mapping and assessment of ecosystems and their services: trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010. Publications Office, Luxembourg.

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

8.3.8. ASZÁLYMÉRSÉKLÉS

Készítette: Vári Ágnes¹, Kozma Zsolt², Pataki Beáta³, Jolánkai Zsolt², Kardos Máté², Decsi Bence², Pásztor László⁴, Bakacsi Zsófia⁴, Tóth Brigitta⁴, Laborczi Annamária⁴, Pinke Zsolt⁵, Jolánkai Géza[†], Centeri Csaba⁶, Mattányi Zsolt⁷

1Ökológiai Kutatóközpont, 2Ökológiai és Botanikai Intézet, 2BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, 3Debreceni Egyetem Építőmérnöki Tanszék, 4Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet, 5ELTE TTK Természetföldrajzi Tanszék, 6SZIE MKK Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet, 7 Magyar Földtani és Geofizikai Intézet

Az Aszálymérés, mint ökoszisztéma-szolgáltatás értékelése során az aszályt elsősorban a mezőgazdaság szempontjából negatív hatással bíró, a terméshozamokat csökkentő jelenségként értelmeztük. Az aszály által sújtott területek nagy része átfed a belvizes területekkel (Pálfai 2004). Belvíz alatt Rakonczai és Mtsai (2001) után azt a többletvizet értjük, mely „valamely (vízgyűjtő)terület felszínén vagy a felszínközeli képződmények/termőtalaj hézagaiban megjelenik, amely a növényzet fejlődését akadályozza, illetve az emberi építményeket károsítja”. Kozák (2006) meghatározása a belvíz alapvető természeti jellemzőit írja le: a belvíz a talaj olyan víztöbblete, mely egyrészt a talaj felső rétegeit – a levegő kiszorításával – kétfázisúvá teszi, másrészt nagy tömegben a terep lokális mélyedéseiben összefüggő, lefolyás nélküli szabad vízfelszínű elöntéseket eredményez.

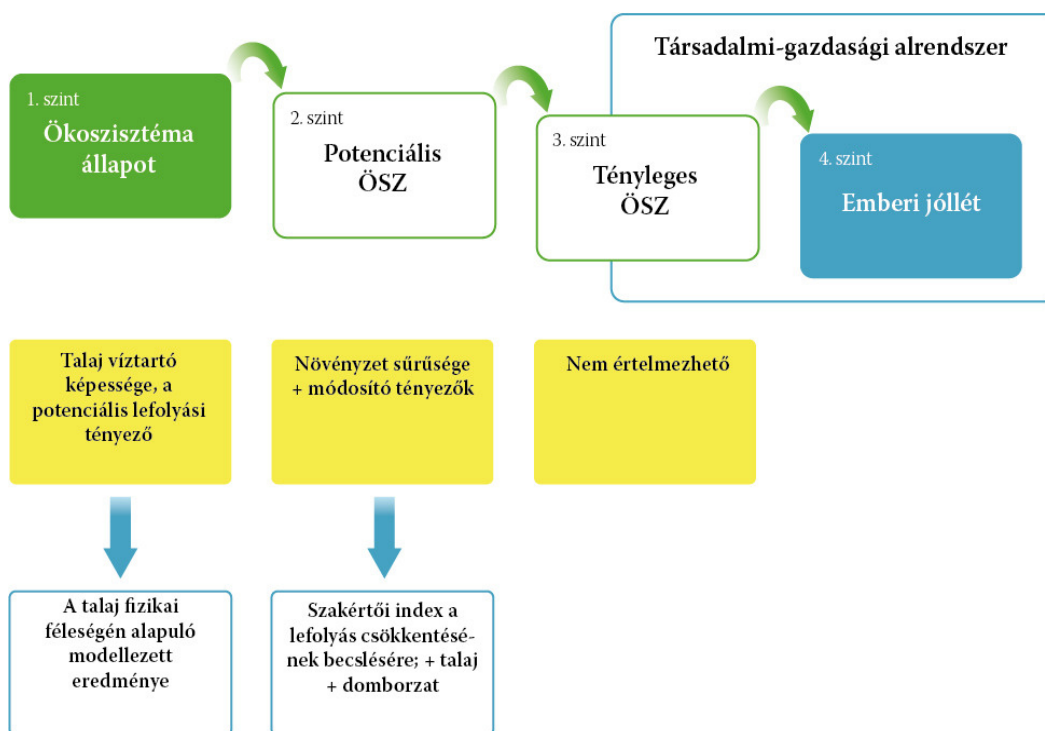
A belvízi elöntésből származó vizet a „vizek helyben tartása” elv alapján, a táji adottságokat kihasználó vízgazdálkodás eszközeként nem kockázatnak, hanem az aszály mérséklését szolgáló víztartaléknak lehet tekinteni. Az aszálymérés ökoszisztéma-szolgáltatást így elsősorban a belvizek lehetséges megtartásán keresztül értékeltük, mely potenciálisan csökkentheti az aszályt. A belvizes területen megvalósuló vízviszszatartás 1) a beszivárgás elsősegítésével javíthatja a környező területek vízellátottságát, akár horizontális terjedés által, 2) szolgálhatna öntözővízként is egy későbbi időpontban, de 3) hathat mikroklimatikusan is. Az élőhely vegetációja a helyi klimatikus viszonyok mellett kedvezőbb irányba mozdíthatja el a helyi vízmérleget, például a gyökérzete által elősegített intenzívebb beszivárgással, árnyékoló hatással, ezáltal kisebb evapotranspirációval. A belvizes területek tározótérfogatanak árvízvédelmi hasznosítása is lehetséges, erre jó példák a Vókonyai-tó, Egyek-Pusztakócs és Berek restaurációs projektek (Pinke et al. 2018).

A megtartott víz pontos hatása nehezen számszerűsíthető, mert nemcsak a felszíni adottságoktól függ (környező növényzet, tájhasználat, lokális klíma), hanem a talajban, részben nagyobb távolságban végbemenő folyamatoktól és jelenségektől is (oldalirányú elfolyás, talajvízszint, vízzáróréteg elhelyezkedése, talajnedvesség, relatív páratartalom emelése az élőhely közelebbi/távolabbi környezetében, antropogén hatások). Ha fizikai/folyamat alapon kezeljük a kérdést, akkor olyan tényezők figyelembe vételére is szükség van, mint a belvíz térfogata, felülete, felszíni-felszín alatti hidrológiai kapcsolat, stb.

Módszertan

Az aszálymérséklés ökoszisztéma-szolgáltatás szempontjából potenciálisan hasznosítható területeket a belvíztározásra alkalmas területek szakértői értékelésével végezték. A Komplex Belvív-veszélyeztetettségi Valószínűség (KBV) térképet használták fel és értékelték újra, azon területek leválogatásával, ahol elég gyakori a belvízjelenség ahhoz, hogy potenciálisan érdemes lehet vízmegtartás céljából hasznosítani. Ez az országos értékelés kiegészült mintaterületi modellezésekkel, a KBV, a Relatív belvív-gyakorisági térkép, valamint a WateRisk Integrált Hidrológiai Modellel alapján térfogat-becslést végezve. Az értékeléseket síkvidékre korlátoztuk.

A belvizek kialakulását több tényező is befolyásolja: domborzat, geológiai adottságok, talaj, növényzet, hidrológiai és meteorológiai tényezők, antropogén hatások. A csapadék- és hőmérsékleti viszonyok időbeli alakulása, különösen a csapadék-anomáliák megjelenése a hidrológiai körülmények megváltoztatásán keresztül egyértelműen jelzi a meteorológiai tényezők elsődleges szerepét a belvizek kialakulásában. A felszíni tényezők közül a talaj szerepe meghatározó. Az ökoszisztéma-állapot szintjén elsődlegesen a talaj vízmegtartó-képességét vettük figyelembe, de a talajvízszint és a vízzáró talajréteg közelségét is számításba vettük. A talajok víztartására az ATK TAKI dolgozott ki egy értékelést, melyben már publikált saját munkákat és adatbázisokat integrált (EU SoilHydroGrids, Tóth et al. 2017) (8.33. ábra).

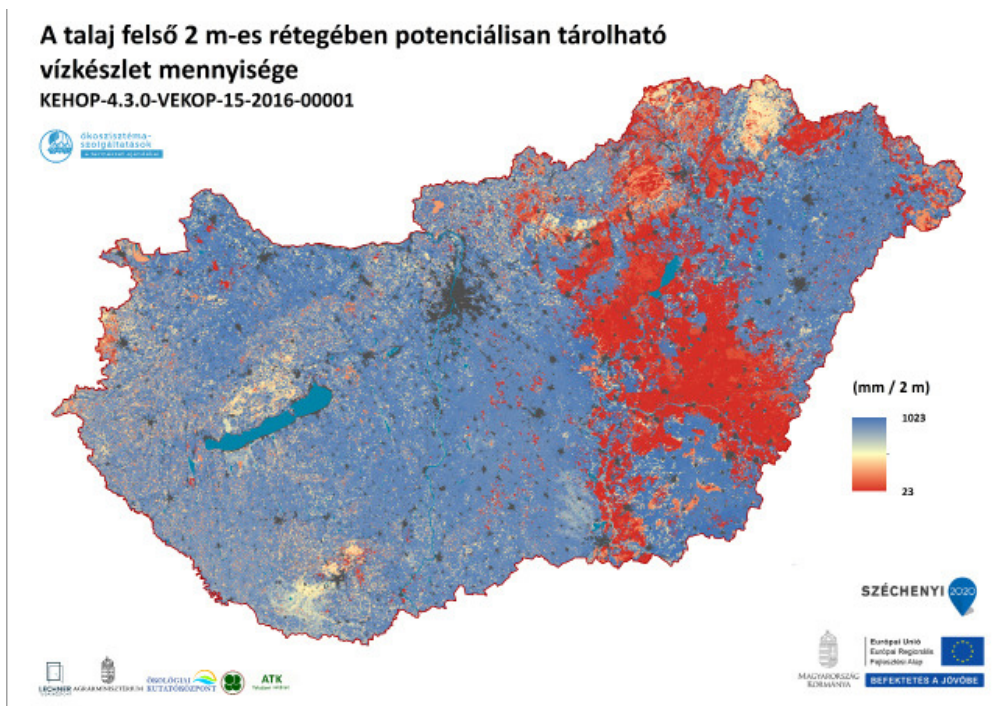


8.33. ábra Az aszálymérséklés ÖSz indikátorai a kaszkád mentén

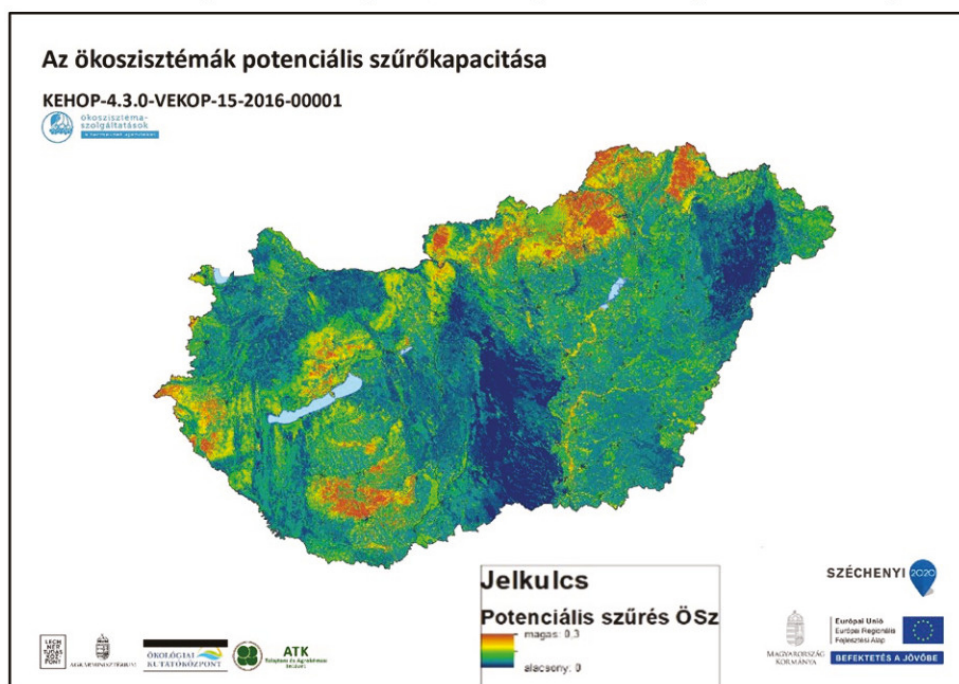
Eredmények és következtetések

Értékelés az 1. kaszkádszinten: a talaj felső 2 m-es rétegében potenciálisan tárolható vízkészlet mennyiségét mm/2 m-ben határoztuk meg. A számítás során figyelembe vettük a 0-2 m talajrétegben megjelenő, gyakorlati szempontból vízzárónak tekinthető réteg mélységét, valamint a 2 m-en belül megjelenő talajvízszintet is. Ez a térfogat csak teljesen száraz talajban állna rendelkezésre, ami csak elvi lehetőség, de az így kapott érték alkalmas az egyes területek összehasonlítására. A talaj felső 2 m-es mélységében potenciálisan tárolható vízkészlet (8.34. ábra) egy statikus, számított érték (mm/2 m), ami a talajra felülről érkező víz befogadására rendelkezésre álló talajtérfogaton alapul.

Értékelés a 2. kaszkádszinten: A potenciális belvíz-megtartás értékelésére egy integrált módon térképezett tényleges belvíz-kiterjedési térképet vettünk figyelembe. Az ÁKK (Árvízi Kockázatkezelési terv) keretén belül elkészült (ÁKK 2014) „Komplex Belvíz-veszélyeztetettségi térkép” bemutatja, hol lehetséges/esélyes a belvíz kialakulása (8.35. ábra). A jelenlegi vízügyi gyakorlat az agrárterületeken továbbra is elsősorban a belvíz elvezetésére, nem a megtartására tesz erőfeszítéseket, így a víz tényleges felhasználása az aszály mérséklésére nem valósul meg. A KBV térképen a 10%-os és 20 %-os valószínűséggel elárasztott területeket válogattuk le, melyeket a belvíz elég gyakran eláraszt ahhoz, hogy érdemes alternatív vízmegtartási megoldásokat keresni az jelenlegi tájhasználat helyett.



8.34. ábra Az aszályvédelmi ökoszisztéma-szolgáltatás 1. kaszkádszinten, a talaj víztározó-képessége: a talaj felső 2 m-es rétegében potenciálisan tárolható vízkészlet



8.35. ábra A 10%, illetve 20%-os valószínűséget meghaladó belvízveszélyeztetettségi területek elhelyezkedése.

Értékelés a 3. kaszkádszinten: A tényleges aszálymérséklés kvantitatív becsléséhez elméletben az adott területen modellezett aszály intenzitását, tartamát és következményeit kellene összevetni a vízvisszatartás különböző hatásaival. Jelenleg azonban csak a vízelvezetésből fakadó gazdasági károk (pénzben vagy termés hozamban) és a védekezéshez kapcsolódó költségeket tudjuk számba venni. Egy ettől eltérő megközelítésű tanulmányban a talajvízszint táji szintű és országos süllyedésének gabona terméshozamokra gyakorolt hatását számszerűsítették (Pinke et al. 2020). Az összefüggések kimutatására alkalmazható egy olyan nagyobb térléptékű módszertan, mely az elmúlt évtizedek alapján a talajvízszint és gabonahozam-idősorok regressziós elemzésén alapul. Az 1961-2010 közötti adatokra elvégzett számítások azt mutatják, hogy hazánkban a talajvízszint 1961-1985-ről 1986-2010-re évente átlagosan 2,24 cm-t süllyedt. Elsősorban a sekélyebb gyökérzetű kukorica esetében, és főleg a legmelegebb hónapok talajvízszint adatai és a terméshozamok között volt jelentős összefüggés. A csökkenő talajvízszint a kukorica terméshozam varianciáinak 18–38%-át magyarázta. A regressziós függvény alapján 0,65 t/ha/év átlagos terméskiesést becsültünk az 1986-2010 közötti időszakra.

Egy Szamos-Kraszna közti vizsgálati területen, ahol összetett belvízvédelmi rendszer működik, modellszámításokat végeztek. A jellemző hidrológiai viszonyokat és ennek a mezőgazdasági termelésre gyakorolt hatásait számszerűsítették, a belvíz- és az aszálykárokat figyelembe véve (Kozma 2013). Ennek számítása már inkább a jövőképtervezés területére tartozik, ugyanis azt vizsgálták, hogy ugyanazon területhasználat mellett mekkora az átlagos becsült belvízkár (tehát a belvízkockázat) akkor, ha működik a belvízelvezetés (csatornák, zsilipek és szivattyúzás) és mekkora lenne, ha nem működne a rendszer. Az eredmények alapján valószínűsíthető, hogy az elkerült kár azonos vagy kisebb, mint a rendszer működési költsége. Ez arra utal, hogy jó eséllyel területhasználat-váltás nélkül is megérné felhagyni a belvíz elleni védekezéssel.

Kitekintés

Magyarország szélsőséges vízjárású területei, vagyis az aszályos, belvizes és árvizes területek részben átfedik egymást. Ezért különösen ezeken a területeken indokolt az átgondolt, táji adottságokat és a hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatásokat a lehető legnagyobb mértékben kihasználó, a vizek helyben tartására építő integrált vízgyűjtő-gazdálkodás. Az aszályos és belvizes területek átfedése jelentős, ezért is koncentráltunk az Aszálymérséklés ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésénél az alföldi területekre. Így részben már igazolt az a megközelítés, hogy a belvizek megfelelő módszerekkel történő helyben tartása révén megvalósuló aszálymérséklés egy potenciális megoldás lehet a jövőben.

Annak érdekében, hogy egy integráltabb vízgazdálkodás felé tovább tudjunk lépni, érdemes elgondolkodni azon, hogy mely területek azok, amelyek a belvíz megtartásának több szempontú mérlegelés után is célterületei lehetnek. A belvizes területek egy része, bár messzebb fekszik a folyómedrektől, olyan területeken található, amelyeket a folyók árvizei korábban rendszeresen elöntöttek. Felmerült, hogy kezeljük ezeket a területeket a folyókhoz közelebb eső mélyárterekkel közös fogalmi körben, hiszen nemcsak a belvíz, de az árvíz kockázat-csökkentés számára is alkalmas célterületek. Utóbbiak elárasztása technikailag könnyebben megoldható közelségük miatt, de mivel a távolabb eső, belvizes területekkel geomorfológiai és hidrológiai értelemben is egységet alkotnak, a két víztározási forma területi és tematikai összekapcsolása indokolt.

Irodalom

ÁKK – 2014 Konzorcium (2015) ÁRVÍZI KOCKÁZATI TÉRKÉPEZÉS ÉS STRATÉGIAI KOCKÁZATKEZELÉSI TERV KÉSZÍTÉSE - Összefoglaló. Országos Vízügyi Főigazgatóság, Budapest. <http://akk.vizugy.hu/>

Kozák P (2006): A belvízjárás összefüggéseinek vizsgálata az Alföld délkeleti részén, a vízgazdálkodás európai elvárásainak tükrében. Doktori értekezés. Szeged, Szegedi Tudományegyetem Természettudományi Kar, 104 p.

Kozma, Zs. (2013) Belvízi szélsőségek kockázatalapú értékelésének és modellezési módszertanának fejlesztése. PhD értekezés. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest. http://www.omikk.bme.hu/collections/phd/Epitomernoki_Kar/2014/Kozma_Zsolt/ertekezes.pdf

Pálfai I (2004) Belvizek és aszályok Magyarországon: hidrológiai tanulmányok. Közlekedési Dokumentációs Kft.

Pinke Z, Kiss M, Lövei GL (2018) Developing an integrated land use planning system on reclaimed wetlands of the Hungarian Plain using economic valuation of ecosystem services. *Ecosystem Services* 30: 299–308.

Pinke (2020)

Rakonczai, J., Mucsi, L., Szatmári, J., Kovács, F., Csató Sz., (2001). A belvizes területek elhatárolásának módszertani lehetőségei. Magyar Földrajzi Konferencia, Szeged 2001.

Tóth, B., Weynants, M., Pásztor, L. and Hengl, T. (2017): 3D soil hydraulic database of Europe at 250 m resolution, *Hydrol. Process.*, 31(14), 2662–2666, doi:10.1002/hyp.11203.

8.3.9. ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK TELEPÜLÉSI KÖRNYEZETBEN

A nagyobb települések a mesterséges felszínnek nagy aránya, a jelentős levegő- víz és talajszennyezés miatt egy olyan sajátos táji rendszert jelentenek, melyben a növény- és állatvilág összetétele, struktúrája a természetes ökoszisztémáktól nagy mértékben eltér. A nagy népsűrűség megnövekedett anyag- és energiaigényt is jelent, ami sok esetben nagyobb környezeti terhelésben mutatkozik meg. Mivel azonban a lakosság jelentős részének életteréhez legközelebbi élőhelyekről van szó, ezért ezeknek az ökoszisztémáknak az emberi jóllétben betöltött szerepük nyilvánvaló. Mivel a városok teljes anyag- és energiaforgalma sajátos jellemzőket mutat, az ezzel kapcsolatos elméleti munkákban sok helyen a teljes városi rendszert (az épített környezetet is lényegében beleértve) városi ökoszisztémának tekintik. Ez a jelentős hulladéktermelésben tetten érhető átáramlási folyamatokkal és gyenge önszabályozó képességgel jellemezhető rendszerként írható le. A következő oldalakon a szűkebb értelmezést követve a települési vegetáció és vízfelületekhez kötődő folyamatokra és ökoszisztéma-szolgáltatásokra koncentráltunk.

A városi ökoszisztémákhoz kötődő, a lakosság számára kedvező természeti folyamatoknak az ökoszisztéma-szolgáltatások keretrendszerében való értelmezése jól megvalósítható és szükséges szakpolitikai feladat. Egyre több környezetegészségügyi vizsgálat hozott példákat a települési zöldfelületek közelségének hatására a halálozási és megbetegedési statisztikákra, vagy a lakosság szubjektív jóllétére (Twohig-Bennett és Jones 2018). Ezen keresztül fontos kommunikációs érték is köthető a városi ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz: ezek a hatások egészségügyi szempontból jelentősek, egyben közérthetőek is. A települési ökoszisztémák talán legismertebb szolgáltatásai a szabályozó szolgáltatások körébe sorolhatók: a városklíma-hatás által megnövelt emberi hőstressz mérséklésének, a légköri szennyezőanyagok megkötésének, vagy a lehulló csapadékmennyiségek tározásának egyaránt kiemelkedő fontosságú elemei lehetnek a települési zöld- és vízfelületek. A városi ökoszisztéma-szolgáltatások szakértői munkacsoportja ennek a három szolgáltatásnak az értékelését és térképezését tűzte ki célul (mikroklíma-szabályozás, légszennyezés-megkötés, csapadékvíz-megtartás). Emellett érdemes említést tenni például az ellátó szolgáltatásokhoz tartozó élelmiszertermelő kapacitásról is, amit a városi közösségi kertek egyre nagyobb száma és népszerűsége jelez

(Middle et al. 2014). Továbbá szintén fontosak és a lakosság által is széles körben ismertek a települési zöld- és vízfelületek kulturális szolgáltatásai: a városi ökoszisztémák által biztosított rekreációs lehetőségek, és a mindennapi egészségmegőrzésben betöltött szerepük.

Más ökoszisztéma típusokhoz képest a biodiverzitás szerepe szempontjából is sajátos összefüggések tapasztalhatók a városi ökoszisztémák esetében. Egyrészt például a települési fásításban a fafajok kiválasztásában a jó várostűrés az egyik fő szempont, ami sok idegenhonos faj előtérbe kerülésével járt. Általában is elmondható, hogy a városi, beépített zónák ritkán szerepelnek a természetvédelem célterületeiként. Ugyanakkor az eddigi kutatási eredmények azt erősítik meg, hogy a biodiverzitás, a természetesség magasabb szintje a városokban is növeli az ökoszisztéma-szolgáltatások mennyiségét. Vagyis az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosítása is indokolja a városokban vagy azok közvetlen környékén megmaradt természetes-természetközeli élőhelyek megóvásának szükségességét. A kül- és belterületi, városi és városkörnyéki zöldterületek egységes rendszerben való kezelése az ökoszisztémaszolgáltatás-alapú zöldfelület-menedzsmentnek is alapvető követelménye, a NÖSZTÉP projekt tágabb szakpolitikai háttérét jelentő EU Biodiverzitás Stratégia szerint is. Így az értékelésünk célja között az is szerepelt, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezésével és értékelésével települési léptékben az ilyen összefüggések feltárásához, jellemzéséhez alapot teremtsünk.

A fenitek alapján a városi szakértői csoport munkájában az értékelés céljai némileg sajátosan, az országos értékelés céljaitól és léptékétől eltérően alakultak. Az egyes városok méretében, beépítettségében, annak területi szerkezetében, a regionális klimatikus háttérben és a városklimatológiai jellemzőkben való különbségek miatt az értékelés helyspecifikussága ebben az esetben különösen érvényes. Ezzel együtt a valós tervezési, zöldinfrastruktúra-fejlesztési kapcsolódás lehetőségének megteremtéséhez egyes hazai nagyvárosok lettek az értékelés elsődleges célterületei. Ezek a Zöldinfrastruktúra projektem célterületeit követve Debrecen, Sopron, Szeged, valamint Budapest XI. és XXII. kerülete, Budaörsrel és Törökbálinttal együtt. Bár a korábban részletezett okok miatt a városökológiai értékelések ideális esetben a városkörnyéki területek bevonásával történnek, ebben az értékelési folyamatban a kifejezetten városi beépítettséggel jellemezhető, magas népsűrűségű területekre kellett szorítkoznunk, amit ebben az esetben a belterületekkel közelítünk, ezek adják tehát a mintaterületek határait. A településszegélyek részletes vizsgálata a Zöldinfrastruktúra projektem munkájában zajlott. Az Ökoszisztéma-alaptérkép 20 m-es cellamérete városökológiai térképezésben nem minősül ideális felbontásnak. Ugyanakkor mivel egyrészt a vizsgált szolgáltatások szempontjából a különböző felszíntípusok anyagi minőségbeli különbségei már ebben a felbontásban megtalálhatók, másrészt az értékelés több ponton kapcsolódik a Sentinel-műholdfelvételek ugyanilyen felbontású adataihoz, a térképezési munkánk térbeli felbontása és alapja az Ökoszisztéma-alaptérkép adott városokra eső részei voltak. A városléptékű értékelés módszertani-tudományos szempontból is jelentős hozzáadott értéket képvisel: a településfejlesztés és környezetmenedzsment szempontjából ez egy értelemszerűen fontos szint, ahol az ilyen típusú elemzésekre mutatkozhat gyakorlati igény. Ugyanakkor az összetett, nagyobb részt mikroléptékű folyamatok révén érvényesülő ökoszisztéma-szolgáltatások ebben a (lokális) léptékben nehezebben jellemezhetők. Az indikátorok kiválasztásában, és a modellalkotásban igyekeztünk annak figyelembevételével dolgozni, hogy a kidolgozott módszerek minél inkább alkalmazhatók legyenek más városokban vagy kisebb részterületeken is. Végül pedig, a több településen végrehajtott értékelés eredményei alapján országos relevanciájú megállapítások, ajánlások tételét is célul tűztük ki.

Irodalom

Middle I., Dzidic P., Buckley A., Bennett D., Tye M., Jones R. (2014): Integrating community gardens into public parks: An innovative approach for providing ecosystem services in urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening* 13, 638-645.

Twohig-Bennett C., Jones A. (2018): The health benefits of the great outdoors: A systematic review and meta-analysis of greenspace exposure and health outcomes. *Environmental Research* 166, 628-637.

8.3.9.1. MIKROKLÍMA-SZABÁLYOZÁS VÁROSI TERÜLETEKEN

Kiss Márton^{1,5}, Báthoryné Nagy Ildikó Réka², Buzás Kálmán³, Csósz Mónika⁴, Gulyás Ágnes⁵, Lenkei Péter⁶, Mészáros Róbert⁷, Pinke Zsolt⁸

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet; ²Szent István Egyetem, Településépítészeti Tanszék; ³Budapesti Műszaki Egyetem, Víziközmű és Környezetmérnöki Tanszék; ⁴Lechner Tudatóközpont; ⁵Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék; ⁶levegőminőség-védelmi szakértő; ⁷ELTE Meteorológiai Tanszék; ⁸ELTE Természetföldrajzi Tanszék

A mikroklíma-szabályozás ökoszisztéma-szolgáltatása városi területeken

A városi zöldfelületeknek az emberi hőstresszt mérséklő hatása egyrészt mindenki által jól érzékelt adottság, másrészt jelentősége szaktudományos szempontból is jól indokolható, és a vizsgálatához, döntés-előkészítési célú értékeléséhez az eszköztár egyre jobban rendelkezésre áll. A nagyobb településeken élő lakosság életterét jelentő szabad terek mikroklímáját az éghajlati háttérhez képest szélsőségesebbé teszi az ún. városklíma-hatás. Ez azt jelenti, hogy a megváltozott felszínborítás, az összetett városi felszíngeometria és az antropogén hőtermelés hatására fellépő hőmérsékleti többlet, valamint a csökkent átszellőzési képesség az emberi hőterhelést jelentősen növeli. A hatásrendszer egyik legfontosabb és legismertebb eleme a városi hősziget jelensége, ami a városi területek magasabb hőmérsékleti értékeit jelenti a környező, vidéki területhez képest. A városi népesség világszerte növekvő részaránya az ehhez való alkalmazkodás jelentőségét már önmagában kiemeli. Ehhez hozzájárul még a klímaváltozás összetett folyamata, ami például közép-európai körülmények között a nyári hóhullámos időszakok hosszának és intenzitásának növekedését is hozhatja.

Alapvető tudnivaló a városi növényzet mikroklíma-szabályozásának értékeléséhez, hogy az emberi hőérzetet több meteorológiai paraméter illetve részfolyamat együttesen határozza meg. Ennek megfelelően a növényzet hatása is függ attól, hogy mely paraméterekre és milyen mértékben fejt ki hatást. Az elsőként említendő tényező az árnyékolás, ami alatt szűkebb értelemben a rövidhullámú sugárzás átbocsátásának csökkentését értjük a levélzet által. Ez egyrészt közvetlenül csökkenti a sugárzás által egyébként érintett ember fiziológiai terhelését, másrészt a különböző egyéb felszínek felmelegedésének csökkentésével a felszínközeli hőmérsékletet is mérsékli. Az árnyékolás tehát a léghőmérsékletet csökkenti, ennek mértéke általában a 0,5-2°C-os tartományban mozog, de a háttérklímától, felszínfajtától függően a 4,5 °C-ot is elérheti (Takács et al. 2014). Ennél jelentősebb különbségek mutathatók ki, ha a sugárzás (és csökkentésének) hatását egy közvetlenebb mérőszámmal tudjuk figyelembe venni. A besugárzás csökkentése, vagyis az árnyékolás értelemszerűen szinte kizárólag a fás vegetációhoz kötődik, ez kiemelt jelentőségűvé teszi őket a mikroklíma-szabályozás és általában a városi klímaadaptáció szempontjából. A fák árnyékhatása a lombkoronák kiterjedésétől és a levélzet sűrűségétől függ, ezek bizonyos egyszerűsítésekkel, de jellemezhetőek, paraméterezhetőek ennek a szolgáltatásnak az értékelési munkáiban.

A városi növényzet kedvező mikroklímikus hatásának második fontos tényezője az evapotranspiráció, ami az evaporáció (a vízfelületek, a növényi felszín és a talaj párolgása) és a transpiráció (a növényi szöveteken belüli, a sztomákon keresztül távozó párolgás) összege. Az evapotranspiráció hűti a levélfelületeket és a növény környezetét, és általában véve is az ökoszisztémák vízforgalmának az egyik fontos tényezője. Mivel a folyamat közvetlenül kötődik a levélzethez, ezért az azt jellemző levélfelület az egyik fontos figyelembe veendő tényező a folyamat értékelésében. Emellett a párologtatóképesség az anyagi minőségtől is függ, ami szintén megjeleníthető az indikátorfejlesztésben.

Végül megemlítendő a városi zöldfelületek mikroklíma-szabályozásának az az aspektusa, hogy a nagyobb városi zöldterületeknek, parkoknak a hűtő hatása egy bizonyos méret fölött a környező területekre is kiterjed (Park Cool Island - PCI). Ennek mértéke (vagyis a park leghűvösebb részei és a környező beépített területek közötti hőmérséklet-különbség) elérheti a 3-3,5 °C-ot is. A PCI-hatás intenzitása számos hatótényezőtől függ (növényzet méretparaméterei és szerkezete, klimatikus és meteorológiai háttér, stb.).

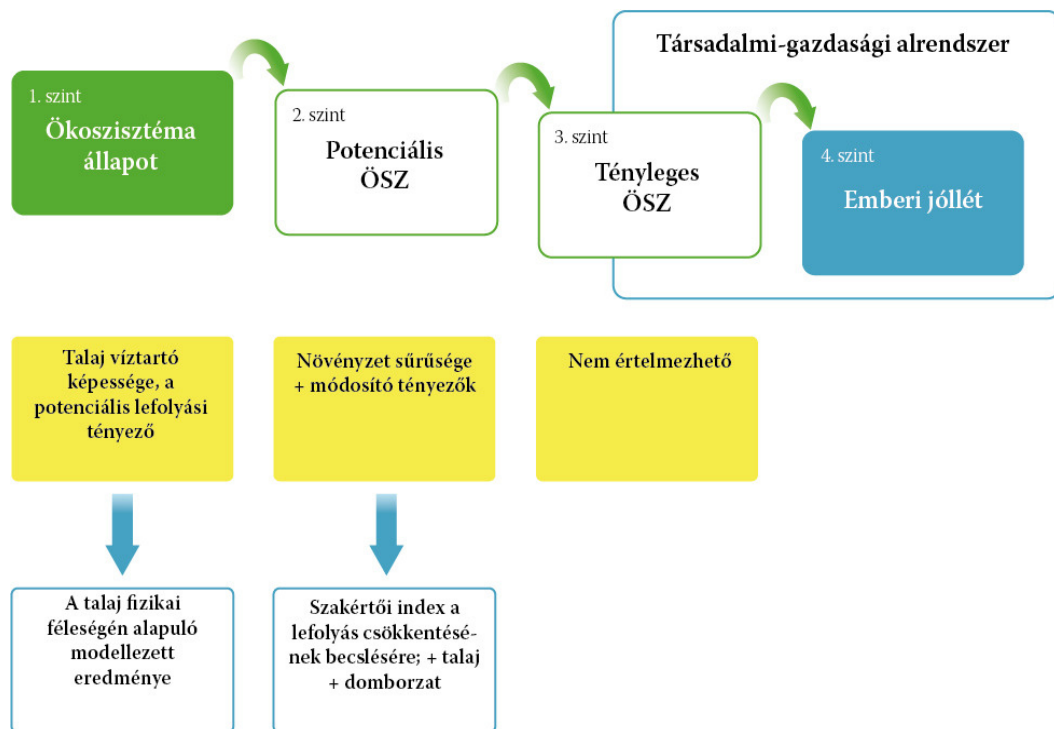
A mikroklíma-szabályozás városléptékű térképezésének elsődleges módszertani kihívása az, hogy a növényzet mikroklíma-szabályozásának mikroléptékű fizikai folyamatait települési léptékben kell térbelileg explicit módon jellemezni.

Módszertan

Az első kaszkádszinten (8. 36. ábra) az ökoszisztémaállapot-értékelés munkarészben fejlesztett települési zöldfelület-aránnyal jellemezhetjük a településeket. A különböző ökoszisztéma-szolgáltatásokra együttesen jellemző, hogy a zöldfelületek kiterjedése valamilyen formában mindenképp jelen van és elsődleges fontosságú a szolgáltatások indikátoraiban. Vagyis az ezt egyszerűen, településeket egyedileg jellemző öszszevont mérőszám alkalmas a szolgáltatásbiztosító-képesség valamilyen szintű előrejelzésére, az ökológiai állapot jellemzésére. Az általános zöldfelület-ellátottsági indikátorok használatával kapcsolatban sok nemzetközi tapasztalat van, több szakpolitikai folyamatban, dokumentumban szerepet kapnak.

A potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás (2. szint) jellemzéséhez két indikátor együttes alkalmazását javasoljuk. A növényzeti borítást és sűrűséget megadó levélfelületi index alkalmas az árnyékolóképesség jellemzésére (ezzel kapcsolatban részletek a légszennyezés-megkötésre vonatkozó munka ismertetésében szerepel). A párologtatáson keresztüli hűtést pedig egy evapotranspirációs koefficiens bevezetésével térképezhetjük. Ez az agroökológiai vizsgálatokban már régóta alkalmazott haszonnövény-koefficiensek (Kc) meghatározását és alkalmazását jelenti az Ökoszisztéma-alaptérkép felszín típusaira. Ezek a felszín (a szolgáltatást befolyásoló egyéb tényezőktől függetlenül) jellemző mérőszámok.

A harmadik kaszkádszint (megvalósult szolgáltatás) indikátoraként és számítási módszereként olyan megközelítést kellett alkalmaznunk, ami a mikroklíma-szabályozás fentebb részletezett résztényezőit a lehető leginkább figyelembe veszi, miközben adatigény szempontjából megfelel egy városléptékű értékelés lehetőségeinek. Ehhez az InVEST modellrendszer városi moduljában szereplő hőstressz-csökkentési indikátort, összetett bioklíma-indexet („Urban Cooling Model”) alkalmaztuk. Ebben a vizsgált terület felszín típusait (esetünkben az alaptérképi kategóriákat) kellett paramétereznünk árnyékoltság, sugárzásvisszaverő-képesség (albedó) és potenciális evapotranspiráció szempontjából. Ezek a modellben egy súlyozott összeggel az ún. hűtőkapacitás-indexet alkotják, a súlyozás az egyes tényezők jelentősége alapján történik (a hazai



8.36. ábra Indikátorok a mikroklíma-szabályozás értékeléséhez városi területeken az egyes kaszkádszinteken

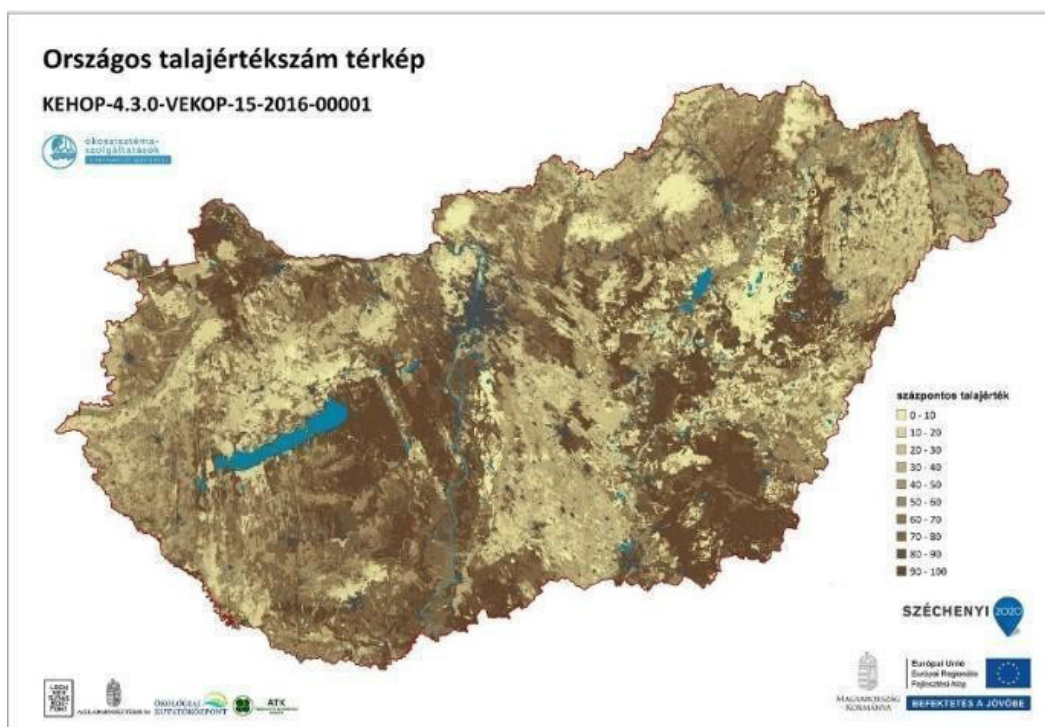
körülmények között az árnyékolás döntő súlyú a hőstressz-csökkentésben). Ennek értékeit a modell a nagyobb zöldfelületektől való távolság alapján korrigálja, így figyelembe véve a Park Cool Island hatást is. A modellfuttatások kiválasztott nyári hőségnapok nappali óráira jellemző állapotot mutatnak.

A NÖSZTÉP projekt Klíma és Energia szakértői csoportjában a mikroklíma-szabályozás térképezésére alkalmazott módszertanhoz képest a szerepet játszó fizikai folyamatok leírásában kevésbé összetett, ugyanakkor a város- és humán bioklimatológiai tényezők szinte teljes körét figyelembe vevő, nemzetközileg elfogadott modell-alapú értékelési eljárást követtünk az InVEST Urban Cooling Model alkalmazásával.

Eredmények

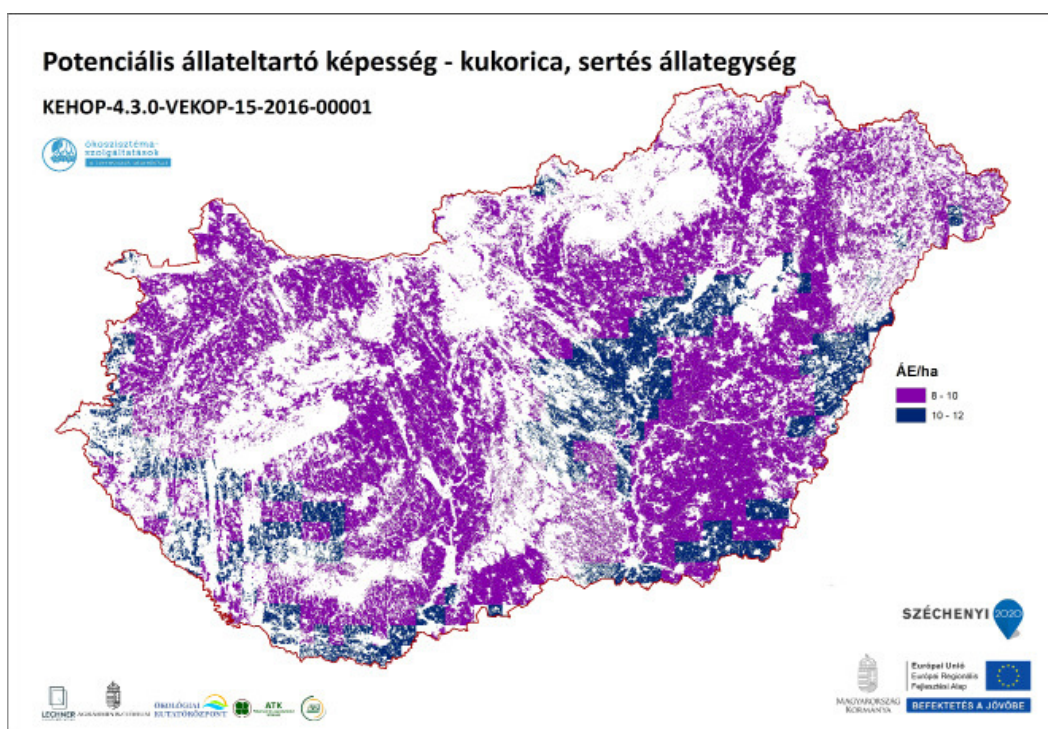
Mivel a különböző kaszkádszintek mindegyikében az indikátorok a felszínborítást/ökoszisztéma típust, valamint a növényzet kiterjedését, sűrűségét veszik alapul, ezért a különböző eredménytérképeken tapasztalható területi mintázatok sok hasonlóságot mutatnak, hasonló következtetéseket tesznek lehetővé.

A kapacitástérképek egy (az adott helyszín éghajlati körülményeitől függő) referenciaértékhez képesti párolgatóképességet mutatják. Az evapotranspirációs hűtés szerepének a termikus komfortban való önálló értékelése igen összetett feladat, amit ebben a munkában nem tűztünk ki célul. Ugyanakkor már ezen az egyszerű, szakértői döntésem alapuló indikátortérképen látható, hogy a városok milyen jelentős központi része jellemezhető ilyen szempontból nagyon alacsony kapacitással. Ez a burkolt felszínnek rendkívül magas részarányának köszönhető, még úgy is, hogy a térbeli felbontás korlátai miatt a legkisebb biológiailag aktív felületek nem biztos hogy megjelennek a felszínosztályozásban. Ez nemcsak a párolgás általi közvetlen hűtés szempontjából fontos kérdés, hanem a felszínen vagy a talajban, felszínközélen elérhető nedvesség az ökoszisztéma-szolgáltatásokat biztosító növényzet életképessége szempontjából is kulcsfontosságú. A hazai nagyvárosokban az egyre szárazabb talajok és az egyre szűkösebb termőhelyek napjainkban a városi fásítás egyre problémásabb kérdéseit jelentik. Az evapotranspirációs térképek (melyekhez az általunk bemutatott egyszerű osztályozás még csak bemeneti adat lehet) tehát általában véve a vízmegtartást jobban célzó és megvalósító, a városi növényzet ökológiai vízigényét is figyelembe vevő környezetgazdálkodás fontos eszközei lehetnek (8.37. ábra).



8.37. ábra Az evapotranspirációs együttható térbeli mintázata Szegeden

A harmadik kaszkádszintre kapott térképekben a kapott indexet munkánkban mikroklíma-indexnek (MCI) nevezzük és használatát így egy elméleti mérőszámként javasoljuk. Az InVEST Urban Cooling Model módszertana ezt léghőmérsékletnek nevezi és annak megfelelően interpretálja. Ez arra való tekintettel helytálló lehet, hogy a mért meteorológiai állapotjelzők közül a léghőmérsékletet és az azzal kapcsolatban levő, abban kifejezett befolyásoló tényezőket vesz figyelembe (városi hősziget-intenzitás, PCI-hatás nagysága). Az emberi hőstresszben szerepet játszó többi faktor (árnyékolás, albedó és evapotranspirációs jellemzők) szakértői alapú, súlyozott korrekciós tényezőkön keresztül vannak jelen a számításban. Ugyanakkor mivel a modell nem fizikai alapú, a mintaterületeinkre részletesen nem validált léghőmérséklet szempontjából, ezért munkánkban és eredményeinkben nem nevezzük annak. Mindeközben viszont hangsúlyozzuk, hogy a fenti okok miatt a léghőmérsékletet közelíti, dimenziója és területi különbségei nagyjából annak megfelelőek, ezáltal a térképeket értelmező szakemberek vagy a lakosság számára is könnyen értelmezhető eredményeket mutat. A mintaterületekre vonatkozó eredmények, a mikroklíma-index területi mintázatából számos, a várostervezés szempontjából releváns információt leszűrhetünk (8.38. ábra).



8.38. ábra A mikroklíma-index térképe Szegeden

A nagyvárosok központi részein és néhány más, kisebb területen az index értéke akár a 40°C-ot is jelentősen meghaladhatja. Ennek oka az, hogy ezek a területrészek egyszerre jellemezhetők alacsony zöldfelületi ellátottsággal, a kültéri termikus komfort szempontjából kedvezőtlen építőanyagokkal és (az ezekkel értelemszerűen kapcsolatban levő) a városi hősziget-hez kötődő hőtöbblettel. Ugyanakkor fontos tudni azt is, hogy ilyen típusú extrém hőterhelés kialakulhat külsőbb zónákban is (pl. lakótelepeken, ipari övezetekben), ha a gyenge árnyékoltság kevés párologtatást biztosító, erősen felmelegedő felszíntípusokkal párosul. A különböző városrészek ezen tulajdonságok, vagyis a hősziget-intenzitás kialakulásában betöltött szerepük alapján típusokba is sorolhatók, ez az ún. lokális klímazónák rendszere, ami elméleti jelentősége mellett számos gyakorlati alkalmazási lehetőséget is kínál (Perera és Emmanuel 2018). A városi klímaadaptáció tervezésénél érdemes figyelembe venni azt is, hogy a hősziget-intenzitás tiszta, derült nyári napokon az éjszakai órákban nagyobb. Ennek rendkívül nagy jelentősége van humán bioklimatológiai szempontból, ugyanakkor pl. az árnyékolás szempontja ilyen körülmények között értelemszerűen nem érvényesül. Általában véve a növényzeti típusok közül a modell által figyelembe vett tényezők mindegyike szempontjából a legkomolyabb regulációs potenciállal a nagyobb, záródó lombkoronaborítású zöldterületek, parkok

rendelkeznek. Ugyanakkor az egyedi fák, fasorok is rendkívül nagy jelentőségűek, különösen az extrém háttérterheléssel jellemezhető belvárosi területeken. Fontos korlát az alkalmazott módszertanban hogy az épületek általi árnyékoltsági viszonyok egzakt térbeli jellemzését nem teszi lehetővé, ezért objektumléptékű döntés-előkészítésre ezek a térképek kevésbé alkalmasak.

Kitekintés

A mikroklíma és annak a zöldinfrastruktúra általi módosítását ábrázoló városléptékű térképek, adatbázisok tervezési alkalmazásokhoz való interpretálására egyre több nemzetközi példát ismerünk. Ezek általában valamilyen típusképzéssel dolgoznak, amik a klimatológiai jellemzők mellett tervezési ajánlások szempontjából is egységesen kezelhetők (Alcoforado et al. 2009, Ren et al. 2013). Az InVEST általunk is használt almodellje nagyon frissen jelent meg, még kevés publikációt ismerünk ezzel kapcsolatban, de az egyszerűsége, az alapvetően felszínborításon alapuló megközelítése történeti tervezési szemléletek, gyakorlatok összehasonlító értékelésére is alkalmassá teszi (Ronchi et al. 2020).

Érdemes megemlíteni, hogy a bemutatott eljárás egyes részei, ill. maga az InVEST Urban Cooling modell kimenete a kültéri hőstressz-csökkentésen kívül a mikroklíma-szabályozás energia megtakarításban (épület hűtés-fűtés) való kifejezését is támogatja. Ennek a hazai viszonyokra való adaptálása szintén egy hasznos továbblépési lehetőséget kínál.

A mikroklíma-szabályozás ökoszisztéma-szolgáltatásának a településtervezésben való leghatékonyabb alkalmazása az értékelési eljárások mikro léptékben való rendelkezésre állása esetén várható (Kántor et al. 2017). Az objektumléptékű modellezéshez már igen jó eszközrendszer áll rendelkezésre, ugyanakkor az azokban szereplő számítások komplexitása még nem teszi lehetővé egyrészt a mikroklimatológiai és modellezési tudással nem rendelkező településtervezők általi alkalmazást, másrészt a települési léptékű döntéselőkészítést. A bemutatott értékelési eljárás reményeik szerint az ezzel kapcsolatos módszerfejlesztési munkákat is segítheti.

Irodalom

Alcoforado, M.-J., Andrade H., Lopes A., Vasconcelos J. (2009): Application of climatic guidelines to urban planning: The example of Lisbon (Portugal). *Landscape and Urban Planning* 90, 56-65.

Kántor N., Gulyás Á., Szkordilisz F., Pásztor P., Kovács A., Kiss M (2017): Nature4Cities: A természetalapú megoldások (nature-based solutions) alkalmazási lehetőségei a várostervezésben. In: Blanka V, Ladányi Zs (szerk.): Interdiszciplináris táj kutatás a XXI. században: a VII. Magyar Tájökológiai Konferencia tanulmányai, pp. 295-304.

Perera N., Emmanuel R. (2018): A "Local Climate Zone" based approach to urban planning in Colombo, Sri Lanka. *Urban Climate* 23, 188-203.

Ren C., Lau K.L., Yiu K.P., Ng E. (2013): The application of urban climatic mapping to the urban planning of high-density cities: The case of Kaohsiung, Taiwan. *Cities* 31, 1-16.

Takács Á., Kiss M., Gulyás Á. (2014): Some aspects of indicator development for mapping microclimate regulation ecosystem service of urban tree stands. *Acta Climatologica et Chorologica* 47-48, 99-108.

8.3.9.2. CSAPADÉKVÍZ-TÁROZÁS

Készítette: Kiss Márton^{1,5}, Báthoryné Nagy Ildikó Réka², Buzás Kálmán³, Csősz Mónika⁴, Gulyás Ágnes⁵, Lenkei Péter⁶, Mészáros Róbert⁷, Pinke Zsolt⁸

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet; ²Szent István Egyetem, Településépítészeti Tanszék; ³Budapesti Műszaki Egyetem, Víziközmű és Környezetmérnöki Tanszék; ⁴Lechner Tudásközpont; ⁵Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék; ⁶levegőminőség-védelmi szakértő; ⁷ELTE Meteorológiai Tanszék; ⁸ELTE Természetföldrajzi Tanszék

A csapadékvíz-megtartás ökoszisztéma-szolgáltatása városi területeken

A csapadékvíz-gazdálkodás kérdései több okból is kiemelt figyelmet érdemelnek a településtervezésben és az azt megalapozó városökológiai kutatásokban. A témakör több, Magyarország szempontjából kulcsfontosságú környezeti problémakörhöz is kapcsolódik. Az árvízi veszélyeztetettség és az akár ugyanazon területeket veszélyeztető aszály, ill. az ehhez kapcsolódó vízmegtartó területhasználat kérdései az ország szinte minden tájtypusában felmerülnek, így a városokban is. Ezen kívül klímaváltozás folyamatai a városökológiai rendszerben is általában a kedvezőtlen jelenségek erősödésével járnak (pl. talajok szárazodása, szélsőségesebbé váló csapadékeloszlás).

A vizsgálandó folyamatok elméleti hátterének legfontosabb alapeleme, hogy a városi területek vízmérlege külön tájváltozási folyamatok vagy klimatikus változások nélkül is speciális jellemzőkkel bír. A burkolt felszínek nagy aránya miatt a talajba szivárgó és ott tározódó vízmennyiség kisebb, ami a városklíma hőtöbbletével együtt extrém termőhelyi feltételeket eredményez a városi ökoszisztémák jelentős része számára. A városi felszínek evapotranspirációja is kisebb (Unger 2007), a talajjal és növényzettel fedett felszínek (valamint a vízfelületek) alacsony részarányának köszönhetően. A felszíni lefolyás aránya viszont ezzel párhuzamosan jelentősen magasabb, ami extrém csapadékesemények után a csatornarendszer túlterhelődését, települési árvizeket okozhat. Mivel települési környezetről van szó, ezért a vagyoni károk jelentősek lehetnek, ami felhívja a figyelmet a probléma jelentőségére. Meg kell azonban jegyeznünk, hogy a vizsgálataink fókuszában szereplő növényzet mérséklő potenciálja ebből a szempontból limitált, mivel az felhőszezonok csapadékmennyisége és intenzitása jelentősen meghaladja, egy bizonyos idő után túllépi a levélfelületeken időszakosan tározható mennyiséget. Ugyanakkor a csapadékvíz tározása nemcsak ilyen szempontból értékelhető a növényzet ökoszisztéma-szolgáltatásaként. A mi éghajlati körülményeink között, a hazai városokban az év nagyobb részében száraz termőhelyi körülmények jellemzők. A lehulló csapadék – túlnyomó részének az elvezetése miatt – nem használható fel a városi növényzet számára, azt sok esetben drága öntözővízzel kell helyettesíteni. A zöldinfrastruktúra számos további ökoszisztéma-szolgáltatását is figyelembe véve a növényzet ökológiai vízigényéhez való hozzájárulás áttételesen számos szempontból is hasznos.

A növényzethez köthető, az értékelés fókuszában álló fizikai folyamat az intercepció. Ez tehát az a folyamat, amely során a fák lombozata és törzse csökkenti a csapadék csúcsvízhozamát azáltal, hogy nagy mennyiségű ideiglenesen visszatartott vízmennyiség halmozódik fel rajtuk (Xiao et al. 1998, Csete et al. 2018). A települési csapadékvíz-lefolyás modellezése rendkívül összetett mérnöki feladat, ebben a munkánkban elsősorban csak a növényzet vonatkozó potenciáljának becslését tűztük ki célul.

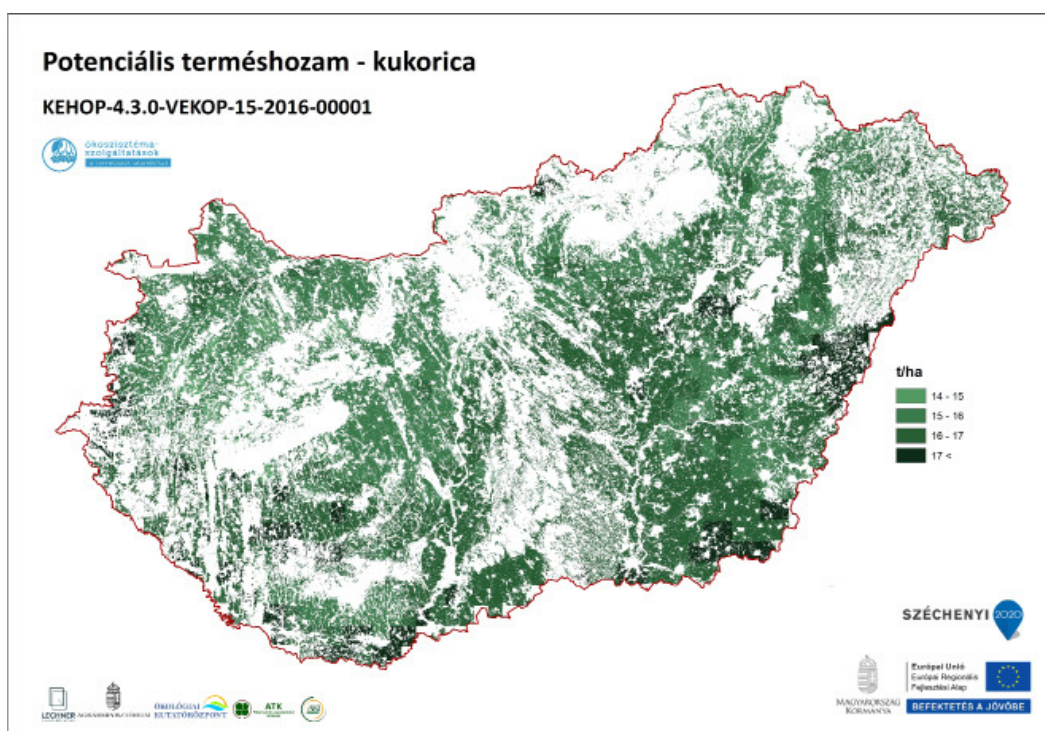
Módszertan

Az első kaszkádszinten a települési zöldfelület-arány állapotindikátora javasolható, a többi városi ökoszisztéma-szolgáltatáshoz hasonlóan (ennek rövid indoklása a mikroklíma-szabályozás összefoglalójánál olvasható) (8.39. ábra).

A második kaszkádszint jellemzését (potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás) a mikroklíma-szabályozáshoz hasonlóan két indikátor együttes alkalmazásával véljük jól megvalósíthatónak. Az első a horizontális kapacitásindikátornak tekinthető levélfelületi index, mivel a növényzet szempontjából elsődlegesen a levél-

felület nagysága az, ami a szolgáltatás jelenlétét meghatározza. A többi felszíntípus jellemzését szolgáló másik mérőszám egy, a csapadék-lefolyás modellezésben gyakran használt indikátort, a görbeparamétert (Curve Number – CN) vette alapul. Ez a csapadékhullásból származó közvetlen lefolyás vagy beszivárgás előrejelzésére használt tapasztalati érték. Mivel a görbeparaméter értékeinek pontos meghatározásához részletes talajtani háttéradat lenne szükséges, ezért az ökoszisztéma-alaptérképi típusoknak a körülbelüli CN-értékek alapján felállítható sorrendjét (1-10 ordinális skála) alkalmaztuk indikátorként.

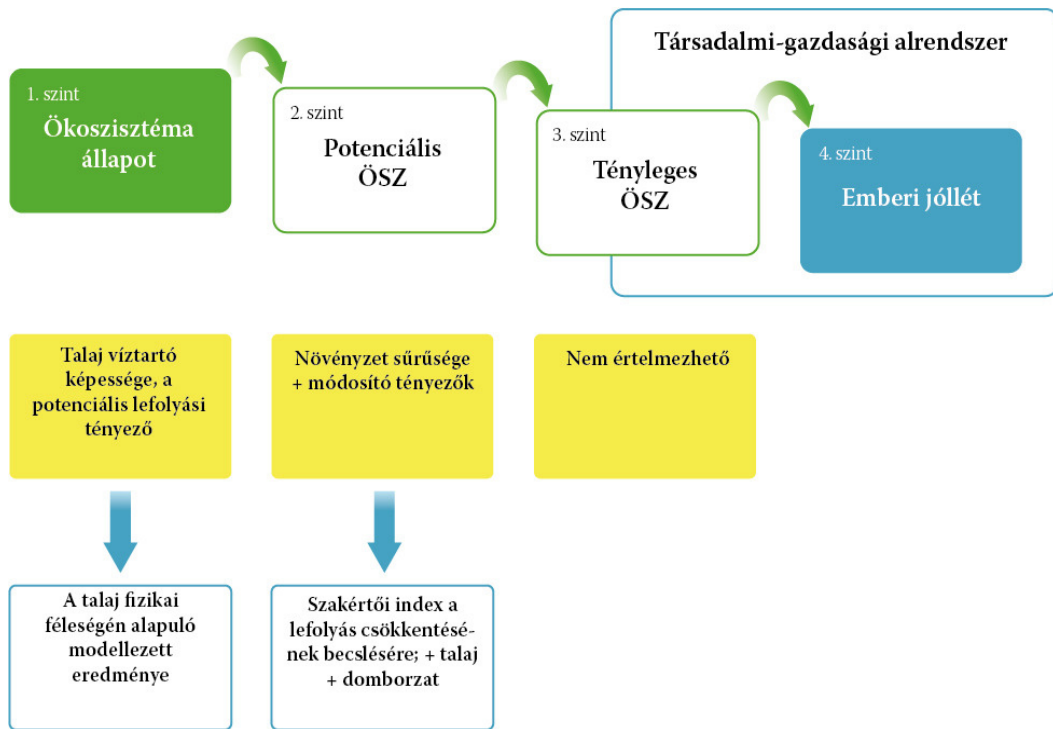
A megvalósult szolgáltatás (harmadik kaszkádszint) jellemzéséhez mindenképp olyan mérőszám alkalmazása szükséges, ami a szolgáltatás jólléthez való hozzájárulását szélesebb körben is jól értelmezhető módon mutatja. Erre a levélfelületeken tározott vízmennyiséget választottuk, melynek számításához az i-Tree Eco modell módszertanát vettük alapul. Ez egy folyamat-alapú megközelítést kínál, figyelembe véve a csapadékvíznek a levézetben való mozgásával kapcsolatos részfolyamatokat (pl. párolgás, ideiglenes tározódás), növényzeti szempontú indikátora pedig a szakértői csoport munkájában több ponton is szerepet kapó levélfelületi index.



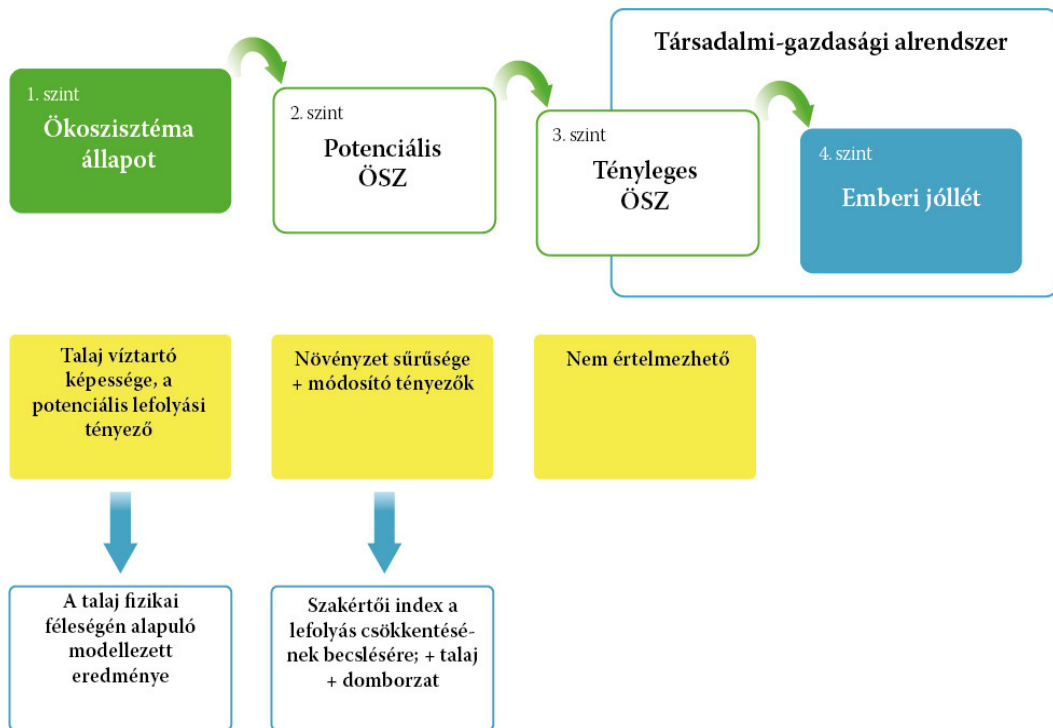
8.39. ábra Indikátorok a csapadékvíz-tározás értékeléséhez az egyes kaszkádszinteken

Eredmények

A csapadékvíz-lefolyást jellemző (görbeparaméter-alapú) indikátortérképen szembevetve a nagyon alacsony értékekkel rendelkező (tehát közel teljesen burkolt, nagy lefolyási hányaddal jellemezhető) területek rendkívül magas aránya (8.40. ábra). Fontos tudni ezzel kapcsolatban, hogy bár a mostani munkánk fókuszában a növényzet, az ökoszisztéma ebben játszott szerepe áll, de a beszivárgás szempontjából a talajjal részben fedett területrészek is számítanak, a lefolyás csökkentésében ezeknek is szerepe lehet. Bár a vizsgált városokban helyenként jelen vannak vízáteresztő burkolatok a teljesen fedett felszíneken, de azok szerepe még nem jelentős, noha ez a továbbiakban hozzájárulhat a probléma kezeléséhez. A görbeszám vagy annak származtatott értékei elsősorban modellparaméterként szerepelnek az ilyen témájú értékelésekben, a tervezésben a tározási potenciálnak van a legnagyobb információértéke.



8.40. ábra: A csapadékvíz-lefolyást jellemző indikátor térbeli mintázata Szegeden



8.41. ábra: A csapadékvíz-tározás térképe Szegeden

A harmadik kaszkádszint térképein a szolgáltatás térbeli mintázata értelemszerűen követi a potenciálin-dikátorok, és természetesen általában véve a zöldfelület-ellátottság jellemzőit (8.41. ábra). Az értékek területegységre vonatkoznak, ezért könnyen belátható, hogy területi összegzés után milyen jelentős értékek, ill. értékkülönbségek alakulhatnak ki területegységek között. Ez rávilágít pl. belvárosi helyzetű, sok burkolt felülettel körülvett nagyobb zöldfelületek fontos szerepére. Az eredmények értelmezésénél figyelembe kell venni, hogy ezek az értékek egy teljes évre összegzett értéket mutatnak, ezért a módszertani részben említett korlátok miatt nem alkalmasak a növényzet egyedi csapadékeseményeknél betöltött szerepének elem-

zésére. Mivel az alkalmazott modellezési megközelítés időfelbontása ezt alapvetően lehetővé teszi, ezért a továbblépési lehetőségek között a módszertan alkalmazása felmerülhet az objektum léptékű ökoszisztéma-szolgáltatás alapú szabadtertervezésben.

Kitekintés

A bevezetőben említettek szerint a téma jelentősége egyre nyilvánvalóbb a települési tervezési és döntéshozási folyamatokban, ezért a zöldinfrastruktúra-elemek csapadékvíz-megtartási potenciáljának számítására vélhetően várható érdeklődés az elkövetkező időszakban. A térben viszonylag egyenletesen eloszló csapadék miatt megkerülhetetlen jelentősége van a kisléptékű beavatkozási lehetőségeknek. Ezeket a vízérzékeny városi tervezés (water sensitive urban design – WSUD) eszközeiként tartják nyilván. Ide tartoznak pl. a szikkasztóárkok, zöldtetők, zöldhomlokzatok, de tömb léptékű megoldásként ide sorolhatók a záportározók és a gyökérszívó víztisztítás is (Csizmadia 2018). Ezek teljesítményének vizsgálata értelemszerűen objektumléptékű számításokkal végezhető, de a vízérzékeny tervezés települési szintű tervszerű alkalmazása ilyen léptékű értékelési módszereket is szükségessé tesz (Csizmadia 2020). Munkánk az ezzel kapcsolatos módszertani fejlesztéshez kívánt hozzájárulni. Ez segítheti a nem zöldinfrastruktúra-értékelést célzó, hanem általánosabb megközelítésű, a növényzetre vonatkozó települési csapadékvíz-modellezési eljárások pontosítását is.

Irodalom

Csete Á.K., Gulyás Á. (2018): A városi zöld infrastruktúra vízgazdálkodási szerepének vizsgálata a csapadék interakcióján keresztül, szegedi példán. *Léggör* 63, 118-125.

Csizmadia D. (2018): Vízérzékeny tervezés a városi szabadtereken. *Zöldinfrastruktúra Füzetek* 3. Budapesti Fővárosi Főpolgármesteri Hivatal

Csizmadia D. (2020): Development of sustainable rainwater management in Budapest. Doktori értekezés, Szent István Egyetem, Budapest

Unger J. (2007): A városi területek vízmérlege. In: Mezősi G. (szerk.) (2007): *Városökológia, - Földrajzi tanulmányok* Vol. 1., JATEPress, Szeged, pp. 91-98.

Xiao Q., McPherson E.G., Simpson J.R., Ustin, S.L. (1998): Rainfall interception by Sacramento's urban forest. *Journal of Arboriculture* 24, 235-244.

8.3.9.3. LÉGSZENNYEZÉS-MEGKÖTÉS

Készítette: Kiss Márton^{1,5}, Báthoryné Nagy Ildikó Réka², Buzás Kálmán³, Csősz Mónika⁴, Gulyás Ágnes⁵, Lenkei Péter⁶, Mészáros Róbert⁷, Pinke Zsolt⁸

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

²Szent István Egyetem, Településépítészeti Tanszék;

³Budapesti Műszaki Egyetem, Víziközmű és Környezetmérnöki Tanszék;

⁴Lechner Tudásközpont;

⁵Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék;

⁶Levegőminőség-védelmi szakértő;

⁷ELTE Meteorológiai Tanszék;

⁸ELTE Természetföldrajzi Tanszék

A légszennyezés-megkötés mint ökoszisztéma-szolgáltatás

A közlekedési és ipari eredetű légszennyezettség a környezeti problémáknak egy olyan szelete, ahol a jelenségnek a társadalmat terhelő kedvezőtlen következményei (az egészségügyi hatásokon keresztül) jól kimutathatók. Ugyanakkor a késleltetett és áttételesen jelentkező negatív hatások miatt a közvélemény szemében a probléma jelentősége még nem ért el egy olyan szintet, hogy a diffúz módon keletkező, a lakosság élettevékenységeinek nagyon széles köréhez kötődő légszennyezés érdemi csökkenéséhez vezessen. Ezzel együtt mindenképp elmondható, hogy az ökoszisztémák mérséklő szerepe, mint az emberi jólléttel kapcsolatos szolgáltatás, könnyen belátható és kommunikálható.

A városi népesség világszerte növekvő részaránya, a városok közlekedése és ipari tevékenysége, a mindközben sok helyen fennmaradó korszerűtlen fűtési módok a légszennyezettségi terhelés növekedését okozzák a világ legtöbb országában. Az Egészségügyi Világszervezet (WHO) adatai szerint 2016-ban világszinten több millió idő előtti halálozást okozott a lakosság légszennyezettségnek való tartós és jelentős kitettsége (WHO 2018). Egy másik adatsor szerint Európában a várható élettartamot 2,2 évvel rövidíti a légszennyezettség (Lelieveld et al. 2019). Bár a fejlett világ országaiban viszonylag sűrű monitoringhálózat, határértékek és riasztási rendszerek hivatottak a légszennyezettség megfigyelésére és a lakosság védelmére, de a várostervezés és területhasználat oldaláról is számos tennivaló van még. Ezek egyike a növényzet, a természet-alapú megoldások megfelelő mértékű és céltudatos alkalmazása.

A légszennyezők és a növényzet kapcsolata egy rendkívül összetett hatásrendszer. A folyamat leírását és az ezzel kapcsolatos döntéshozatali célú kutatásokat nehezíti, hogy egyrészt lényegében a növényi szövetek léptékében zajló fizikai-mikrometeorológiai folyamatokról van szó, amire vonatkozóan ráadásul az időjárás változékonysága miatt még terepi méréssel is nehéz olyan mértékben általánosítható eredményekhez jutni, ami a tervezési eljárásokban egyszerűen alkalmazható. Az ezzel foglalkozó munkákban elsődlegesen figyelembe vett folyamat a szennyezők száraz ülepedése, ez a levélfelületeken való közvetlen megkötődést jelent turbulens légáramlatokon keresztül, ami a légköri koncentráció csökkentésével mérsékli a humánegészségügyi kitettséget. Emellett tudni kell, hogy szerepet játszik a szennyezők koncentrációjának alakításában a nedves ülepedés is, ami a légkörből a csapadékon keresztüli kivonódást jelenti (vízoldható anyagok esetében). Munkánkban a projekt keretei miatt, ill. amiatt, hogy az ilyen típusú alkalmazások többségében is azt helyezik a vizsgálat fókuszába, a száraz ülepedés értékelését és térképezését tűztük ki célul. A különböző kémiai és szilárd szennyezők ülepedési sebessége már az anyagi minőségtől, ill. részecskemérettől is jelentősen függ, ezen kívül befolyásolja az ülepedési felszín típusa, bizonyos talajtani jellemzők és meteorológiai állapotathatózók. A növények levelei a megfelelő ülepedési sebesség mellett azáltal is tekinthetők ilyen szempontból is hatékony felszín típusnak, mert a lombkoronák sűrű, többszintű levélzete kiemelkedő ülepedési felszínt biztosít (UK AQG 2018).

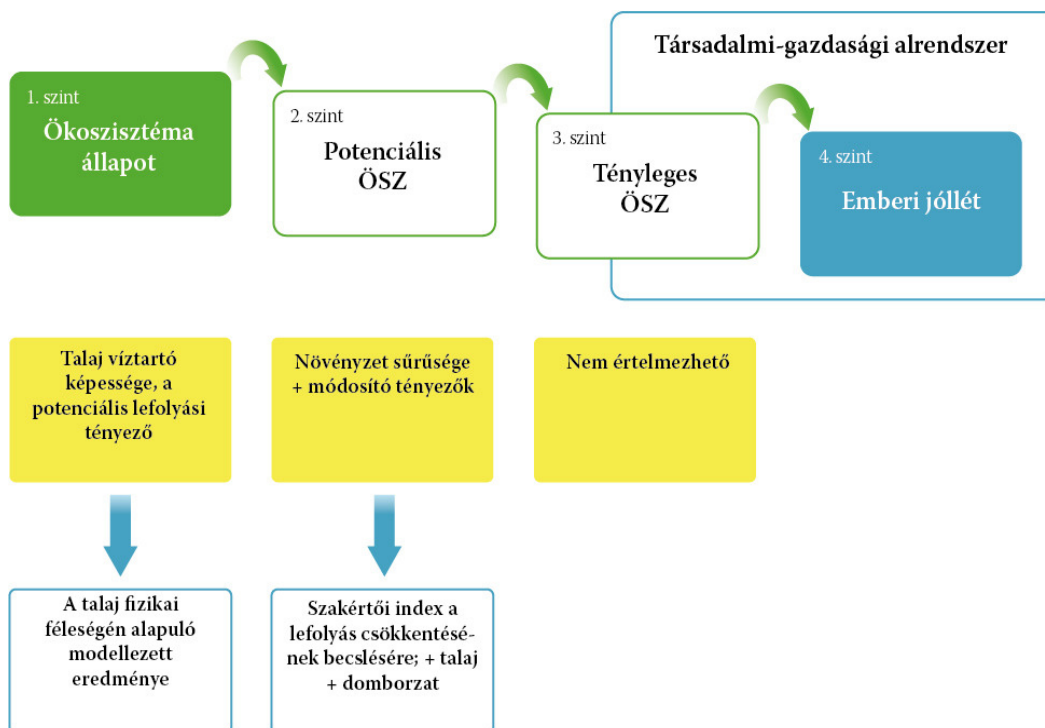
A gyakorlatorientált, több ökoszisztéma-szolgáltatás integrált értékelését célul kitűző munkákhoz modell-alapú értékelési módszerek alkalmazása szükséges. A térképezési célú munkákban a legnagyobb komplexitású modellek kevésbé implementálhatók. Ám mivel az ülepedési sebességre vonatkozó vizsgálati eredmények viszonylag nagy megbízhatósággal alkalmazhatók más területekre, ezért az egyes helyszínek szennyezettségi hátterének ismeretében és részletes vegetációs adatbázis rendelkezésre állása esetén nagyobb mintaterületi értékelések is végezhetők.

Munkánkban a szálló port (PM10) tekintettük indikátor-szennyezőnek, erre vonatkozóan adtunk becslést a városi vegetáció légszennyezés-megkötésére.

Módszertan

Az első kaszkádszint jellemzésére a települési zöldfelület-arány indikátora a többi városi ökoszisztéma-szolgáltatáshoz hasonlóan alkalmasnak tekinthető (ennek rövid indoklása a mikroklíma-szabályozás összefoglalójánál olvasható).

A szolgáltatásbiztosító-képesség (második kaszkádszint) jellemzésére a levélfelületi indexet (Leaf Area Index – LAI) alkalmaztuk. Ez egy rendkívül széles körben, több városökológiai témában használható zöldfelületi indikátor. Definíció szerint a levélfelületi index a levélfelület és az alatta található felszín hányadosa (m^2/m^2 , vagyis dimenzió nélküli arányszám). Mivel a szennyezőanyag-megkötés szolgáltatása a növényzet szempontjából (ami a második kaszkádszint indikátorainak kritériuma) egyértelműen a levélfelülethez kötődik, önmagában megfelelő kapacitásindikátornak tekinthető. A növényzet egy adott területen való jelenléte, szerkezete és állapota egyre jobban vizsgálható távérzékelt adatok, különböző vegetációs indexek alkalmazásával. Munkánkban is ilyen megközelítéssel, Sentinel-2 műholdfelvételeken alapuló eljárással végeztük a levélfelületi index számítását, térképezését. Mivel a levélfelületi index a másik két vizsgált szolgáltatásnál is szerepel a második kaszkádszint indikátorainak egyikeként, ezért a városi ökoszisztéma-szolgáltatások horizontális kapacitásindikátorának is tekinthető (8.42. ábra).



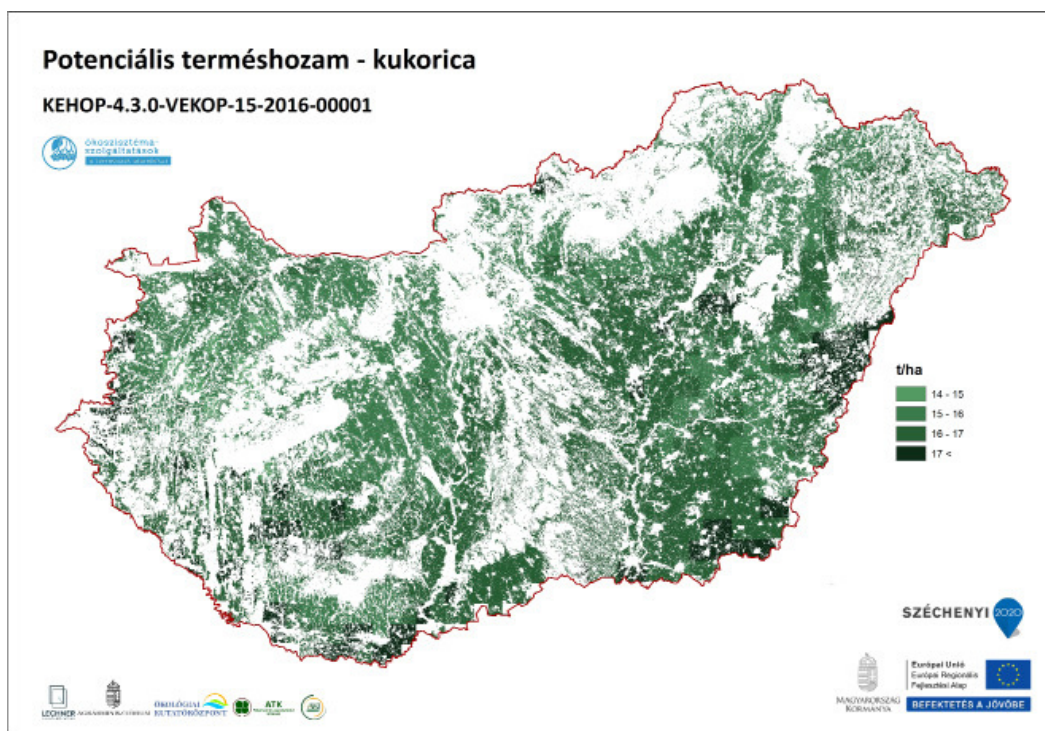
8.42. ábra: Indikátorok a légszennyezés-megkötés értékeléséhez az egyes kaszkádszinteken

A megvalósult szolgáltatás indikátoraként a megkötött szennyezők mennyiségét alkalmaztuk. Ennek alkalmaságát az adja, hogy jól értelmezhetően köthető a jólléti szinthez. Az értékelés a bevezetőben említett egyszerűsített megközelítéssel, a szakirodalmi példákat is követve a levélfelületi index, szennyezőanyag-koncentrációk és ülepedési sebesség ismeretében megvalósítható. Mivel térképezési célú munkáról van szó, ezért a pontszerű szennyezőanyag-mérőállomások helyett koncentrációmodell alkalmazása mellett döntöttünk, ami az európai, szakpolitikai alkalmazások háttértámogatásaként is használt EMEP-MSC-W modell volt.

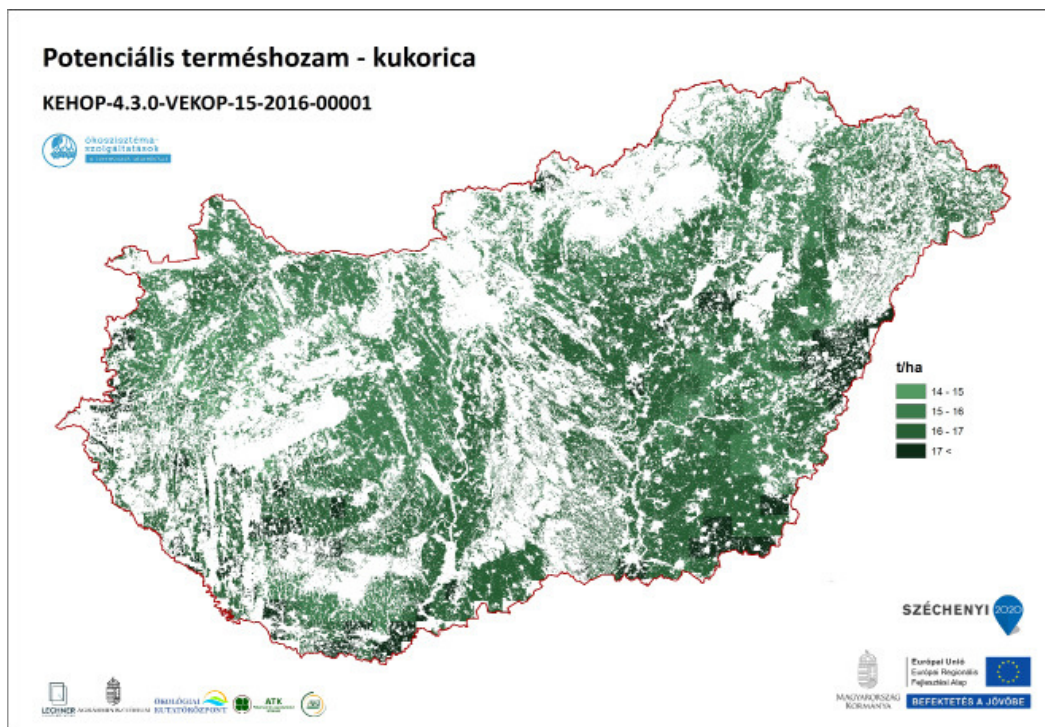
Eredmények

A levélfelületi index egy adott városon belüli térbeli mintázatának ismerete azért lehet nagyon hasznos városökológiai, településtervezési szempontból, mert ez a mérőszám definíció szerint nemcsak a növényzet jelenlétét, hanem sűrűségét, vagyis lényegében állapotát is jól jellemzi. Számos fontos folyamat, így például az itt vizsgált légszennyezés-megkötés esetében is a levézet zöld tömegének jelenléte, mennyisége (sűrűsége) az elsődleges, függetlenül a növény típusától, vagy egy funkcionális kategóriarendszerben elfoglalt helyétől. A LAI értékeinek értelmezéséhez fontos figyelembe venni, hogy a Sentinel-2 műholdfelvételek 20 méteres terepi felbontása miatt egy annak megfelelő méretű területre vonatkoznak (8.43. ábra). Mivel a városi parkokban is előfordulnak nyíltabb állományrészek, ezért azok némileg csökkentik az átlagértékként értelmezhető pixelértékeket (vagyis jó állapotú, nagy levélfelület-termelésű egyedi fák LAI-értéke ennél jóval nagyobb is lehet).

A megkötött szennyezők mennyiségében a legsűrűbb állományokkal jellemezhető külvárosi parkokat, nagyobb zöldterületek vezető szerepét láthatjuk (8.44. ábra). Ennek értelmezésekor figyelembe kell venni, hogy bár átlagkoncentráció-térképeket alkalmaztunk, de még ezek térbeli felbontása sem elegendő ahhoz, hogy a szennyezettségben tapasztalható rendkívül nagy különbségeket jól kimutassák az egyes városrészek, vagy pl. forgalmas közlekedési útvonalak vagy azoktól távolabbi területek között. Ezzel együtt is az eredmények rámutatnak, hogy a városi zöldfelületek nagy releváns potenciállal rendelkeznek, ami megfelelő egészségügyi, statisztikai adatok rendelkezésre állása esetén a jólléti hatása is számszerűsíthető.



8.43. ábra: A levélfelületi index (LAI) térképe Szegeden



8.44. ábra: A PM10 (szálló por) megkötése Szegeden

Kitekintés

A városi növényzet légszennyezettség-megkötésének értékeléséhez fontos tudni, hogy a nagyvárosok többségében egy városökológiai szempontból ideális növényborítás megvalósítása sem elegendő a szükséges légszennyezés-csökkentési célok megvalósításához, annak elsődleges eszköze továbbra is a kibocsátások jelentős mérséklése. Ugyanakkor kis területeken, pl. forgalmas utak mentén a zöldfelületek kedvező hatásai mérésekkel is jól igazolhatóak (Csapó et al. 2018). Fontos további feladat tehát a növényzet hatásának az objektumléptékű tervezésben való alkalmazását szolgáló további modellfejlesztés. Ez az ökoszisztéma-szolgáltatásnak a települési léptékű tervezésben való figyelembevételének szakmai alapjait is javíthatja.

Irodalom

Csapó P., Mészáros R., Leelőssy Á. (2018): PM2.5 koncentráció mérések mobil mérőműszerrel budapesti belvárosi kerékpár útvonalon. Egyetemi Meteorológiai Füzetek – Aktuális környezeti problémák az időjárás és az éghajlat összefüggésében. Az ELTE Meteorológus TDK Nyári Iskolája, p. 35-42.

Lelieveld J., Klingmüller K., Pozzer A., Pöschl U., Fnais M., Daiber A., Münzel T. (2019): Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. *European Heart Journal* 40, 1590-1596.

UK AQG (Air Quality Expert Group) (2018): Impacts of Vegetation on Urban Air Pollution. – Report prepared for: Department for Environment, Food and Rural Affairs; Scottish Government; Welsh Government; and Department of the Environment in Northern Ireland. UK, DEFRA

WHO (2018): Ambient (Outdoor) Air Quality and Health – online: [http://www.who.int/news-room/factsheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](http://www.who.int/news-room/factsheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)

8.4. KULTURÁLIS ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK

Az ökoszisztéma-szolgáltatások keretrendszerében gondolkodó kutatók összefoglaló néven kulturális ökoszisztéma-szolgáltatásoknak nevezik az ökoszisztémák által nyújtott kulturális javakat és értékeket. A fogalom általában nem materiális javakat és értékeket foglal magába, amelyekre jellemző, hogy gyakran nem kézzelfoghatóak (szellemi-kulturális értékek) és nem összemérhetőek más szolgáltatásokkal (Chan 2012a). Constanza et al. (1997) úgy határozták meg a kulturális ökoszisztéma-szolgáltatásokat, mint az ökoszisztémák esztétikai, művészi, oktatási, spirituális és/vagy tudományos értékeit. Több megfogalmazást is találhatunk a különböző, ökoszisztéma-szolgáltatásokkal foglalkozó nemzetközi rendszerekben és projektekben. A Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) definíciója szerint a kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások az ökoszisztémák azon nem materiális jellegű javai, amelyek spirituális gazdagodás, kognitív fejlődés, önreflexió, rekreáció és esztétikai élmény formájában jelennek meg. A CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) 4.3 verziója úgy fogalmaz, hogy a kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások lefedik az ökoszisztémák összes olyan nem-materiális és általában nem fogyasztható kimeneteit, amelyek befolyásolják az emberek fizikai és mentális állapotát (Haines-Young & Potschin 2013). A CICES 5.1 definíciója szerint pedig kulturális ökoszisztéma-szolgáltatásoknak nevezzük az ökoszisztémák olyan tulajdonságait, amelyek kulturális javak és szolgáltatások lehetőségével látják el az embereket (Haines-Young & Potschin 2018). A kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások tehát nem materiális javak, az emberek az ökoszisztémákból merítik őket (pl. spirituális gazdagodás, kognitív fejlődés, tanulás, elmélkedés, kikapcsolódás, esztétikai élmény, stb.). Ilyen formán az ellátó, valamint a szabályozó és fenntartó szolgáltatások mellett fontos elemet képviselnek az ökoszisztéma ember számára nyújtott szerepének és értékeinek megértésében, valamint a társadalom alakulásában és a közösségek életében is.

A projekt keretében az alábbi kulturális ökoszisztéma-szolgáltatásokat, illetve egy-egy szolgáltatás célterületét értékeltük:

- TERMÉSZETI ADOTTSÁGOKRA ÉPÜLŐ REKREÁCIÓ – GYALOGOS TERMÉSZETJÁRÁS
- KULTURÁLIS ÖRÖKSÉG – GOMBÁSZÁS

8.4.1. TERMÉSZETI ADOTTSÁGOKRA ÉPÜLŐ REKREÁCIÓ – GYALOGOS TERMÉSZETJÁRÁS

Készítette: Csákvári Edina¹, Dósa Henrietta², Jombach Sándor³, Kisé Fodor Livia⁴, Mártonné Máthé Kinga⁵, Michalkó Gábor⁶, Reményik Bulcsú⁷, Valánszki István³, Zölei Anikó¹

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

²Magyar Turisztikai Ügynökség;

³Szent István Egyetem, Tájépítészeti és Területfejlesztési Tanszék;

⁴Agrárminisztérium, Természetmegőrzési Főosztály;

⁵Magyar Természetjáró Szövetség;

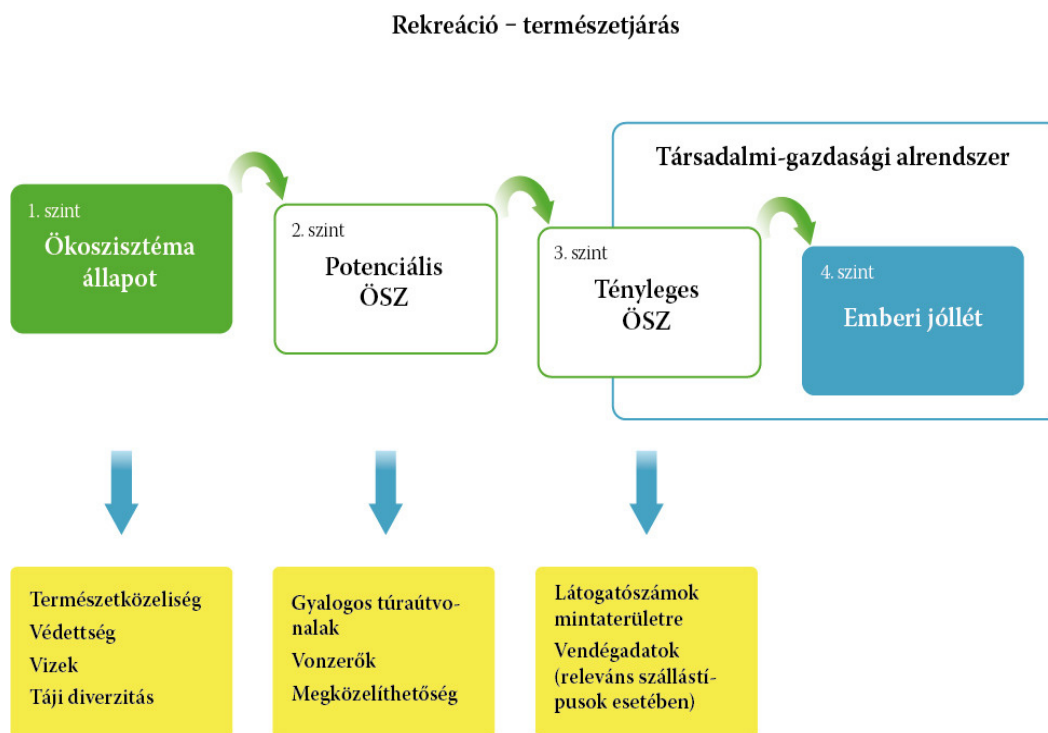
⁶CSFK Földtudományi Intézet,

⁷Budapesti Gazdasági Egyetem, Turizmus Tanszék

Módszerek: a rekreáció értékelése a gyalogos természetjáráson keresztül

A projektlemben a rekreációt, mint ökoszisztéma-szolgáltatást a gyalogos természetjáráson (kirándulás) keresztül értékeltük. Az európai ESTIMAP-modellt (Paracchini et al. 2014) alapul véve és a hazai viszonyokra adaptálva, a négyszintű kaszkádmódel mentén haladtunk (8.1. ábra). A természetvédelmi és turisztikai ágazatokban használt definíciók harmonizálásával jött létre a természet rekreációs célú használatának NÖSZTÉP-ben alkalmazott definíciója. Eszerint az egy vagy több napos kirándulás/gyalogos természetjárás során közvetlen kapcsolatba kerülünk a természeti környezettel, mialatt lehetőségünk van a pihenésre, a szellemi és fizikai feltöltődésre. Az elemzés során nem különítettünk el célcsoportokat, és időkorlátot sem határoztunk meg. Arra fókuszáltunk, hogy az egyes ökoszisztémák (pl. erdei, vízi, gyepi) és azok releváns elemei hol jelennek meg a tájban, milyen vonzerőt képviselnek, illetve, hogy miként járulnak hozzá a társadalom és a helyi közösségek jóllétéhez.

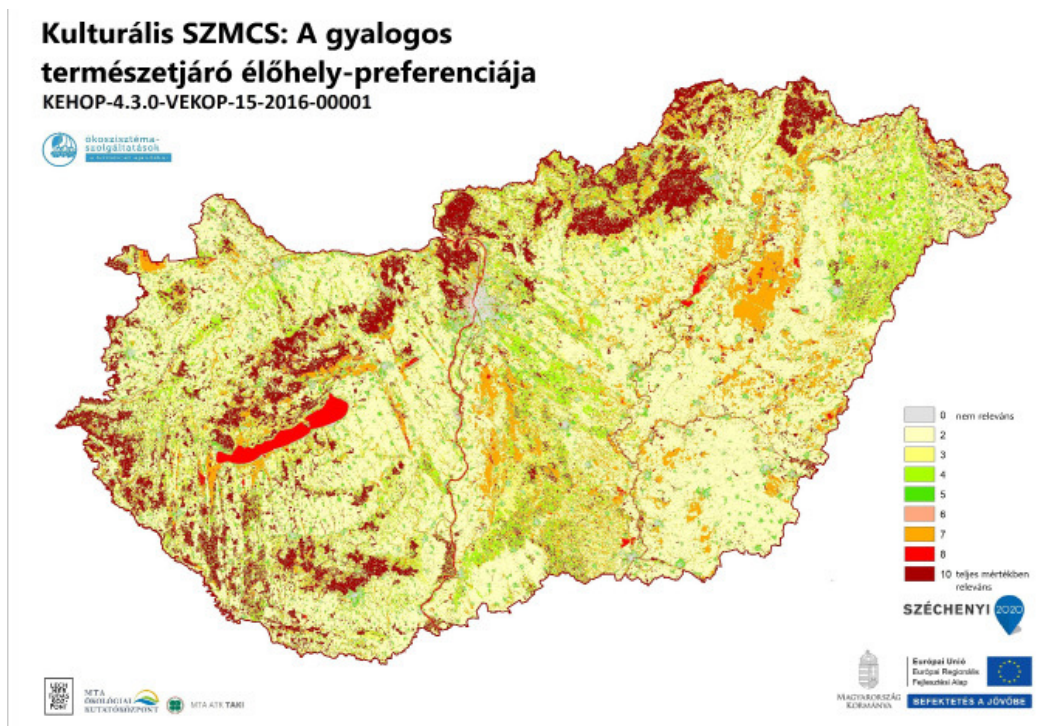
Az első kaszkádszinten a NÖSZTÉP-ben alkalmazott kaszkádmódelből kiindulva az ökoszisztéma állapotot és vonzerejét rekreációs szempontból értékeltük. Az eredeti ESTIMAP modellt módosítottuk és kiegészítettük, egyrészt a bemenő adatbázisok tekintetében EU-s szintről országos szintűre, másrészt a rekreáción belül a NÖSZTÉP kiválasztott célterületére, a gyalogos természetjárásra fókuszáltunk (8.45. ábra).



8.45. ábra A kaszkádmódel mentén kialakított indikátorok a gyalogos természetjárás értékelésére

Kiválasztott indikátorok:

Természetközelség: értékeléséhez és térképezéséhez alapadatként az Ökoszisztéma-alaptérképet használtuk. A gyalogos természetjárók preferenciája alapján felállított rangsor szakértői becslés és szakértői pontozás alapján valósult meg, figyelembe véve az adott kategória természetességét (8.46. ábra).



8.46. ábra A Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriarendszere a gyalogos természetjárás szempontjából értékelve. 0: természetjárás szempontjából nem releváns, 10: teljes mértékben releváns kategória

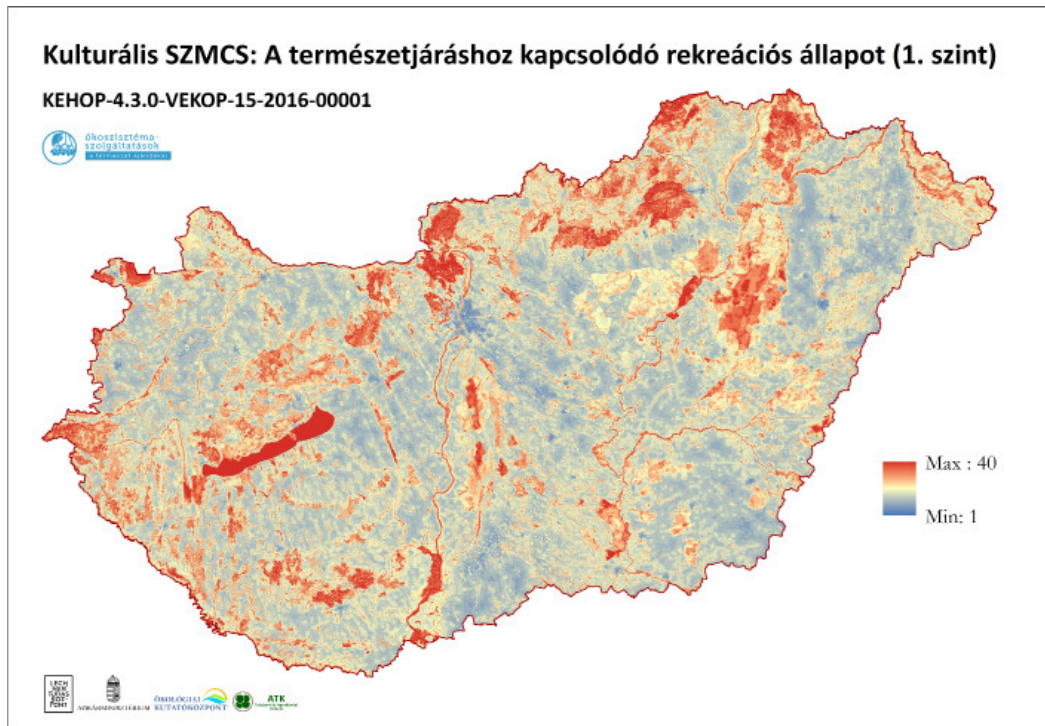
Védettség: a természetvédelmi szempontból értékes és magas természetességű területek jellemzően jó ökológiai állapotúak, ezért nagymértékben hozzájárulnak az ökoszisztéma megfelelő állapotához, valamint a táj esztétikai értékének emeléséhez. A Magyarországon létező jogi védettségi kategóriák mindegyikét felhasználtuk bemenő adatként, úgymint országosan védett területek (NP, TK, TT), Natura 2000 területek, Ramsari területek, Bioszféra-rezervátumok (UNESCO MAB), továbbá a Országos Ökológiai Hálózat területei. Az egyes védettségi kategóriákat ugyanolyan súllyal kezeltük, mivel rekreációs jelentőségükben a szakértők nem találtak érdemi különbséget. Több védettségi kategória jelenléte esetén összegeztük őket, ez alapján rangsorolva egy-egy terület védettségi szintjét.

Felszíni vizek: nemcsak a vízhez köthető rekreációnál, de a gyalogos természetjárás esetén is fontos tényező a felszíni vizek jelenléte, úgymint látványelem, ivóvízvételi vagy fürdőzési lehetőség a kiránduló számára. Ezért a vizek modellkomponens esetén figyelembe vettük (i) a felszíni vizektől való távolságot: közvetlen vízpart (0-40 m); vízközelség (41-80 m); víz, mint látványelem (81-5000 m). A legmagasabb pontszámot a víztesthez közeli zónák kapták, a víztesttől távolodva csökken az érték 6-tól 0-ig. Továbbá figyelembe vettük (ii) a tavak vízfelületének méretét: a súlyozás során kiemelésre került (maximális 4 pontszámot kapott) az ország első kilenc legnagyobb tava, az ezeknél kisebb tavakat területük szerint arányosan pontoztuk 3-tól 0-ig. Harmadik komponensként (iii) a természetszerű élőhelyek arányát a tavak és folyók 80 m-es puffersávjában értékeltük: a vízközeli élőhely természetességét 1-től 5-ig pontoztuk: 5-legtermészetesebb, 1-legkevésbé természetes vízparti élőhely.

Táji diverzitás: a tájkép vonzerejéhez az élőhelyek, a felszínhasználatok diverzitása, a domborzat változossága mind hozzájárulnak. Az értékelésnél kiválasztottuk azokat az indikátorokat, amelyeket a gyalogos természetjáró szempontjából fontosnak tekintettünk, és a modellbe beépítettünk: (i) táji szintű élőhelyi

diverzitás: az indikátor területegységre jutó élőhely-típusok számával számol adott pont 1 km sugarú környezetében, felhasználva az Ökoszisztéma-alaptérkép adatait és (ii) domborzat változatossága: meghatározott területi egységekben számított, a legalacsonyabb és a legmagasabb pontok különbségéért.

Az ökoszisztéma állapot értékelésére használt indikátorokat aggregáltuk, és azok tíz pontra skálázva kerültek be a modellbe: természetjáró élőhely-preferenciája (0-10p) + felszíni vizek vonzereje (0-6p) + tavak vonzereje (0-4p) + vízparti sáv természetessége (0-5p) + védettség és ökológiai hálózat (0-5p)*2 + domborzat változatossága (1-10p) + élőhelyek diverzitása (1-5p) (8.47. ábra).



8.47. ábra Az első kaszkádszint indikátorainak aggregálásával készített természetjáráshoz kapcsolódó rekreációs állapotot bemutató térkép. Értékei: 1: legrosszabb rekreációs állapotú terület, 40: legjobb rekreációs állapotú terület

A második kaszkádszinten a gyalogos természetjáró szempontjából értékelhető „feltártság” jellemzésére törekedtünk. A szakértői vélemények alapján ennek részei:

Gyalogos túraútvonalak (kék, piros, sárga, zöld sávos turistautak): Az Országos Kéktúra (OKT) mozgalom útvonala, mint legismertebb, legnépszerűbb útvonal kétszeres súllyal került a modellbe, mint a többi jelölt, gyalogos természetjárásra igénybe vehető túraútvonal. A többi túraútvonal között nem tettünk különbséget. Ugyanazon útvonalon haladó, többféle jelzésű útvonal sem kapott többsúlyt az értékelésben. A modellben szereplő túraútvonalak vonzáskörzetét a szakértők 3 km-ben határozták meg. Az útvonalak köré puffer sávokat képeztünk eltérő távolsággal és súllyal: 0-200m: 10p, 201-500m: 8p, 501-1000m: 6p, 1001m-2000m: 4p, 2001-3000m: 2p, 3000m<: 0

Vonzerők: Két kategóriát különböztettünk meg: az ökoturizmushoz köthető objektumokat (látogatóközpontok, tanösvények), és a gyalogos természetjáró számára szintén vonzerőt képviselő egyéb objektumokat (barlangok, források, épített kilátók, kilátóhelyek). Az egyes objektumok vonzáskörzetének maximumát 1,5 km-ben határoztuk meg. Hatókör szerinti súlyozásuk a következőképpen épül fel: 0-80m: 5p, 81-160m: 4p, 161-500m: 3p, 501-1000m: 2p, 1001-1500m: 1p, 1500m<: 0p.

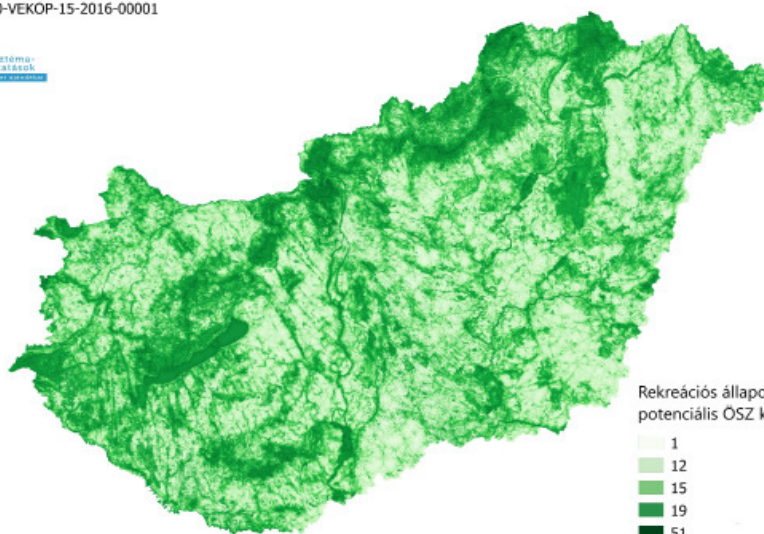
Megközelíthetőség: A gépjármű-közlekedésre alkalmas, burkolt utakat vontuk be az elemzésbe, azonban szakértői konszenzus alapján nem tettünk különbséget a díjfizetés, illetve az úthálózat hierarchiájában betöltött szerep alapján. Az útvonalak köré megközelítési zónákat képeztünk, a zónákat 5 megközelítthe-

tősegi kategóriába soroltuk és kategóriák szerint súlyoztuk azokat: 0-200m: 5p, 201-500m: 4p, 501-1000m: 3p, 1001m-2000m: 2p, 2001-3000m: 1p, 3000m<: 0p. A potenciális elemzési nehézségek miatt nem vettük figyelembe a lejtőket és a parkolókat, csak az utak vonalvezetésével kalkuláltunk. A megközelíthetőség szempontjából a tömegközlekedés is jelentőséggel bír. Így a közforgalmú személyszállításra használt úthálózatot és vasúthálózatot, mint vonalas elemeket figyelembe vettük. A közlekedési infrastruktúránál alkalmazott logika alapján különböző távolságokra zónákat képeztünk a hálózat egyes szakaszai körül a következők szerint: 0-200m: 5p, 201-500m: 4p, 501-1000m: 3p, 1001m-2000m: 2p, 2001-3000m: 1p, 3000m<: 0p. Az elemzésbe bevontuk továbbá a pontszerű vasútállomásokat és megállóhelyeket, valamint a buszmegállókat a vonalas elemekkel megegyező távolsági zónák szerint.

Az 1. kaszkádszint ökoszisztéma állapot indikátorait aggregáltuk a 2. kaszkádszint potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás indikátoraival, és térképen ábrázoltuk a természetjáráshoz kapcsolódó rekreációs állapot és potenciális szolgáltatások együttesét, vagyis a hazai természetjárás lehetőségeit (8.48. ábra).

Kulturális SZMCS: A hazai természetjárás lehetőségei

KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001



Rekreációs állapot és
potenciális ÖSZ kategóriái

1
12
15
19
51



MTA
ÖKOLÓGIAI
KUTATÓKÖZPONT

MTA SZTAKI



8.48. ábra Az első és második kaszkádszint indikátorainak aggregálásával készült természetjáráshoz kapcsolódó rekreációs állapotot és potenciális ökoszisztéma-szolgáltatást bemutató térkép

A harmadik kaszkádszinten a lakosság által ténylegesen igénybe vett és megvalósult természetjárás, mint ökoszisztéma-szolgáltatás értékelése zajlott. Az értékelést nehezítette, hogy a tényleges igénybevétel elemzésére nem áll rendelkezésre országos szintű adatbázis és nem készültek országos szintű felmérések. Ezért eltekintettünk az országos szintű tényleges igénybevétel vizsgálatától, és egy becsült „tényleges” ökoszisztéma-szolgáltatás értékelését valósítottuk meg. Az országos szintű adathiány következtében térképi kimenet jelenleg nem készült, de szöveges értékelésre sor került.

Nemzeti park igazgatóságok (NPI) látogatóadatai: a nemzeti park igazgatóságok szakvezetéses és nyílt gyalogos túráira vonatkozó információk a 2015-ös bázisévben. Az adatok alapján sorrendben a Balaton-felvidéki NPI, a Duna-Ipoly NPI, illetve a Kiskunsági NPI területén regisztrálták a legmagasabb látogatószámot szakvezetéses és nyílt gyalogos túrákon 2015-ben. A további látogatóadatokra következtethetünk az igazgatóságok kezelésében lévő tanösvények hossza alapján is. A szakvezetéses és nyílt túrák látogatóadataihoz hasonlóan 2015-ben a Balaton-felvidéki NPI kezelésében volt a legtöbb tanösvény, amit a Bükki NPI követ.

Állami erdőgazdaságok látogatóadatai: az állami erdőgazdaságok által működtetett turisztikai infrastruktúra döntő része térítésmentesen látogatható, éppen ezért olyan megbízható, rendszeres adatforrással, ami például a jegyeladásból származik, a látogatószám vonatkozásában nem rendelkezünk. Részismeretek és becslések állnak rendelkezésre.

Releváns szállástípusok vendégforgalma: a KSH adatai és a hazai publikációk (Benkhard 2018) is megerősítik az SZMCS kezdeti véleményét, miszerint a gyalogos természetjárás jórészt „láthatatlan” tevékenység a statisztika számára. Az elemzést tovább korlátozta, hogy a KSH település szintű adatainak 78%-a védett. Ugyanakkor a természetjárás szempontjából legfontosabb nem üzleti céllal üzemeltetett, közösségi szabadidős szálláshelyek vendégforgalmáról ezidáig csak országos, illetve regionális szintű adatokkal rendelkezünk.

Eredmények és következtetések

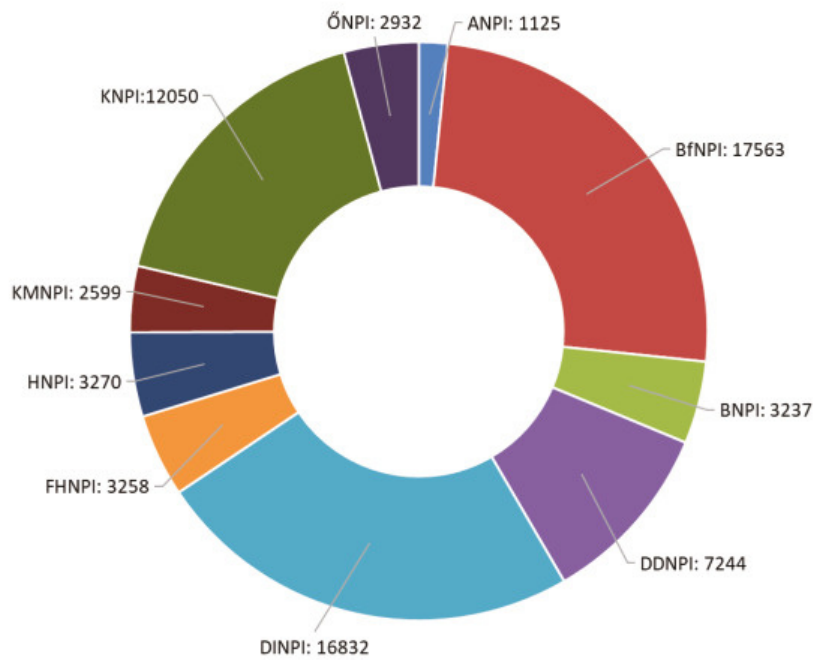
Összességében és a terepi tapasztalatok (Benkhard 2018, Mártonné & Császár 2019) alapján megállapítható, hogy az elmúlt évtizedben jelentősen megnőtt az érdeklődés az erdők turisztikai szolgáltatásai iránt, ami jól érezhető látogatottsági növekedést jelent az ismert kirándulóhelyeken. Eredményeink megerősítik, hogy a gyalogos természetjáró a természetszerű, őshonos fajokból álló erdőket preferálja, amikor kirándulóhelyet keres. Az idegenhonos fajok dominálta erdők, faültetvények (pl. akácok, nemes nyárasok), és tarvágások nem kedveznek a gyalogos turizmusnak (8.46., 8.47. ábra). A gyalogos erdei turizmus látogatószámára vonatkozóan a Pilisi Parkerdő Zrt. területéről rendelkezünk megalapozott becslésekkel, amelyek évi 25 millió látogatási alkalmat valószínűsítenek, így az ország leglátogatottabb erdőterületét jelentik a Budai-hegység, a Pilis, a Visegrádi-hegység. Ezt támasztja alá az Magyar Turisztikai Ügynökség (MTÜ) megbízásából, 2017-ben készült reprezentatív felmérés eredménye is (Mártonné & Császár 2019).

A gyalogos természetjárás céljából látogatott területek további sorrendjéhez a területen futó jelzett turistautak sűrűsége ad további támpontot, ugyanis a látogatott területek sokkal feltártaabbak, mint a kevésbé kedvelt térségek. A turistautak sűrűsége is arra következtet, hogy a főváros környéki területek a leglátogatottabbak, valamint a Bükk és a Balaton térsége (8.47. ábra). A nemzeti park igazgatóságok látogatóadatai szintén összhangban állnak a fentiekkel, mivel a Duna-Ipoly NPI és a Balaton-felvidéki NPI területén regisztráltak a legmagasabb látogatószámot szakvezetéses és nyílt gyalogos túrákon (8.49. ábra), illetve a Balaton-felvidéki NPI és a Bükk NPI területén található a legsűrűbb tanösvény-hálózat (8.50. ábra).

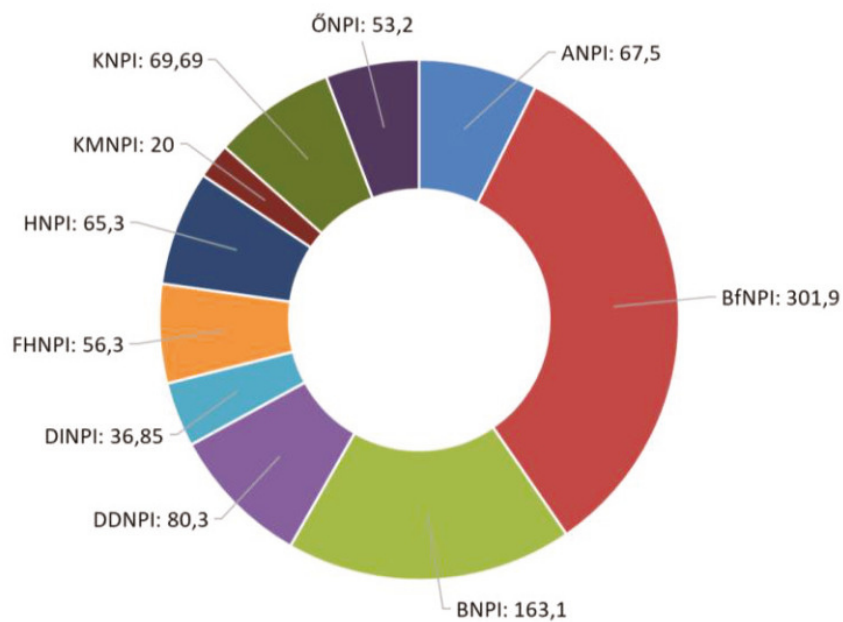
A főváros-központúság okai között szerepel a települések mérete, a nagyobb látogatóbázis, valamint a települések régiója. Az ország kevésbé fejlett régióiban élők kevésbé tudnak élni a rekreációs turizmus életminőséget javító hatásaival, a kis településen élők anyagi és megközelíthetőségi lehetőségei szűkösebbek lehetnek (KSH 2016, Mártonné & Császár 2019, Mártonné & Simonyi 2018).

Az egyes indikátorok aggregálásával készült rekreációs állapotot és potenciális ökoszisztéma-szolgáltatást bemutató térképek (8.47., 8.48. ábra) a természetközeli erdők mellett kiemelik a vizek és víz közeli élőhelyek (pl. Balaton, Tisza-tó, Gemenc és környékük), valamint a természetközeli gyeppek (pl. hortobágyi szikes puszták, kiskunsági homokbuckák) jelentőségét is. Mindezek mellett a belterületi zöldfelületek szintén természetközeli élményt nyújthatnak a kirándulni vágyók számára. Sok esetben a természetjárás szempontjából is jelentős országos vagy helyi jelentőségű védett területek esnek belterületre (pl. Budai Sas-hegy TT, Pál-völgyi barlang és környéke, Debreceni Nagyerdő TT).

A kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésénél beigazolódott, hogy a természetes és természetközeli fás- és fátlan élőhelyek megőrzése, fenntartása és ökológiai helyreállítása a rekreáció szempontjából is kiemelt jelentőségű. Ahhoz, hogy országos szinten pontosabb képet kapjunk a gyalogos természetjárás tényleges megvalósulásáról elsődleges adatgyűjtésre van szükség, ami a jövőbeni értékelésekhez adhat alapot. A 2019 nyarán, az MTÜ keretein belül létrejött Nemzeti Turisztikai Adatszolgáltató Központ (NTAK) segítségével ennek jogi és technikai alapjai elkezdődtek.



8.49. ábra A nemzeti parki igazgatóságok szakvezetéses és nyílt gyalogos túráinak regisztrált látogatóadatai 2015-ben (Forrás: AM adatok alapján)



8.50. ábra A nemzeti park igazgatóságok kezelésében lévő tanösvények hossza 2015-ben (Forrás: AM adatok alapján)

Irodalom

Benkhard B. (2018): Látogatómonitoring és látogatómenedzsment-vizsgálatok a Központi-Börzsöny területén. Egyetemi doktori (PhD) értekezés, 2018, Debrecen.

Csákvári E. et al. (2021): A Kulturális-ökoszisztéma Szolgáltatások Szakértői Munkacsoport tanulmánya az ökoszisztéma állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig. Agrárminisztérium, Budapest.

Haines-Young R., Potschin M. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G., Frid, C.L.J. (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

KSH (2016): Jelentés a turizmus és vendéglátás éves teljesítményéből, 2015. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest.

Mártonné M. K., Császár Zs. (2019): Valóban aktív a magyar lakosság? Aktív és ökoturisztikai keresletet és motivációt felmérő kutatás. In: *Turizmus Bulletin XIX. évfolyam 1. szám*, pp. 45-57., MTÜ, Budapest.

Mártonné M. K., Simonyi N. (2018): A Tripadvisor kiemelt turisztikai fejlesztési térségekre vonatkozó vendégelégedettség adatainak elemzése. In: *Turizmus Bulletin XVIII, évfolyam, 3. szám*, pp. 38-49., MTÜ, Budapest.

Paracchini M.L., Zulian G., Kopperoinen L., Maes J., Schägner J.P., Termansen M., Zandersen M., Perez-Soba M., Scholefield P.A., Bidoglio G. (2014): Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU, *Ecological Indicators*, Volume 45 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.018>.

8.4.2. KULTURÁLIS ÖRÖKSÉG – GOMBÁSZÁS

KÉSZÍTETTE: FABÓK VERONIKA, BABAI DÁNIEL, KISNÉ FODOR LÍVIA, KELEMEN ESZTER, KÖNCZEY RÉKA, TANÁCS ESZTER, TORMÁNÉ KOVÁCS ESZTER

A gombászás, mint kulturális örökség ökoszisztéma-szolgáltatás értékelése

A kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások második tématerületeként a gombászáshoz kapcsolódó kulturális örökség témájának vizsgálata került kiválasztásra, a tevékenységet a négy szintű kaszkád-rendszer segítségével értékeltük. Gombászás tevékenysége alatt a természetben történő gombagyűjtést, a nagygombák megfigyelését, fényképezést értjük. A kulturális örökség, mint a gombászáshoz kapcsolódó ökoszisztéma-szolgáltatás alatt egy ökoszisztéma (pl. erdő) vagy annak részeként élőlénycsoportok (pl. gombák) által szolgáltatott tudást, kulturális normákat, szokásokat értjük, amelyek hozzájárulhatnak egy közös identitás létrejöttéhez és fennmaradásához, illetve amelyek társadalmi folyamatok során maradnak fenn és hagyományozódnak.

Módszertan

Az értékelésnél a szakirodalom (Fish 2016) ajánlásait követve a kulturális ökoszisztéma-szolgáltatásokat a tevékenységhez, vagyis a gombászáshoz, illetve a tevékenység helyéhez, vagyis a termőhelyhez, illetve a gombászóhelyhez kötöttük. Az egyes kaszkádszinteken a tevékenység helyszínét értékeltük, az 1. kaszkádszinten a termőhely termőképességét, a 2. és 3. szinten pedig a gombászóhelyek jóságát (potenciális és megvalósult) értékeltük. (8.51. ábra)

Az 1. kaszkádszinten a cél az élőhelyek állapot-értékelése volt a gombászás szempontjából. Ennek indikátorként az élőhelyek gombatermő-képességét becsültük. Sem egy-egy terület/élőhely gombatermő-képességére vonatkozóan, sem országos léptékű térképezéshez nem állnak rendelkezésre mért adatok, nincsenek ilyen irányú felmérések, ezért szakértői becslést alkalmaztunk. A gombatermő-képesség becslését az élőhely természeti adottságaira (ökoszisztéma típus, klimatikus viszonyok, talajtulajdonságok), valamint az élőhely természetességére, állapotára (erdők állapotterképe lásd 6.5.5. fejezet) alapoztuk.

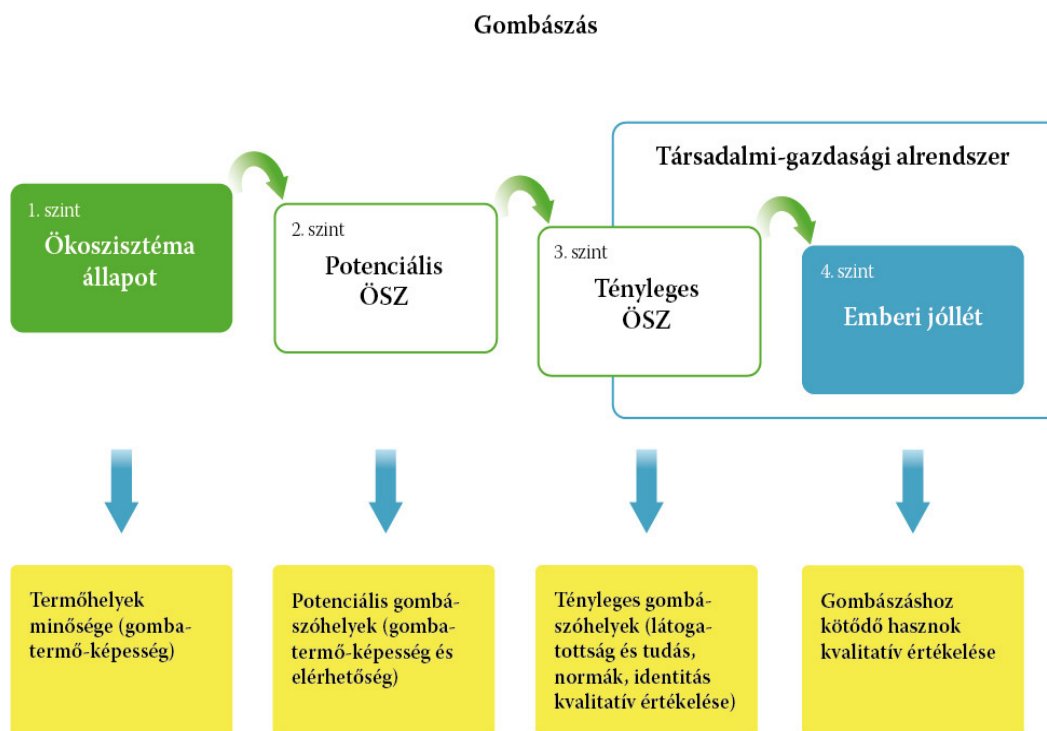
A gombatermő-képesség becslésekor első lépésként az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriákhoz kötötten szakértők (nyolc országos tapasztalattal rendelkező mikológus) pontozták, hogy tapasztalataik szerint mely ökoszisztéma-típusoknak milyen a gombatermő-képessége. Ezeket az eredményeket módosította további három tényező. A klíma módosító hatását a hőmérséklet és csapadék adatokon alapuló Feddema-klíma-típus hazai adaptálást felhasználva kialakított öt kategória segítségével vettük figyelembe. A talaj hatását a termőképességre szintén 5-kategóriás beosztással, a talaj pH adatainak feldolgozásával vettük figyelembe. Végül a természetességet a projektben kialakított erdőtermészetességi térkép felhasználásával integráltuk, az Ökoszisztéma-alaptérkép ökoszisztéma kategóriához kötötten. Az első szinten értékelt gombatermő-képesség és a 2., 3. szinten kiválasztott indikátorok között kerestük a kapcsolatot, összefüggéseket.

A 2. kaszkádszint, vagyis a potenciális gombászóhelyek értékelésénél, a kérdőív eredményeire alapozva a gombászóhely minőségének, vagyis az ökoszisztéma és a gombászás kapcsolatának meghatározása is a tevékenységet végzők bevonásával történt, olyan módon, hogy megkérdeztük a válaszadókat, milyen szempontok vezérlik őket a gombászó helyek kiválasztásánál. Ezzel megismerhettük, hogy milyen kapcsolat van az ökoszisztéma állapota, természetessége (pl.: olyan helyeket használnak, ahol nagy a fajdiverzitás vagy inkább olyanokat, amelyek természetesek, jó állapotúak, vagy inkább olyanokat, ahol ritka fajok élnek) és a gombászás tevékenysége között. A kérdőív eredményei alapján a gombászóhelyek jósága a termőhely fajdiverzitásától és természetességétől, állapotától, a gombák mennyiségétől, illetve a lakóhelytől való távolságától függött elsősorban. Az 1. kaszkádszinten kifejlesztett gombatermő-képesség indikátor magába foglalta mind a diverzitást, mind a gombák mennyiségét, ezért a 2. kaszkád-szinten a gombatermő-képesség térképet egészítettük ki az elérhetőség adatokkal, vagyis azzal, hogy az átlagos megközelítési távolságot (30 km) is figyelembe vettük a jó termőhelyek körzetében.

A 3. kaszkádszinten kvantitatív mérőszámot, a gombászóhelyek látogatottságát és szöveges értékelést is használtunk a szint értékeléséhez. Az aktuális gombászóhelyek kvantitatív értékeléséhez a gombászóhelyeket látogatók létszámát használtuk mérőszámként. Ehhez rákérdeztünk a kérdőívben arra, hogy hol vannak (középtáj szinten) azok a gombászóhelyek, amelyeket leggyakrabban használnak a válaszadók. A harmadik szinten a kulturális örökség kulturális ökoszisztéma-szolgáltatás szöveges értékeléséhez rákérdeztünk a válaszadók gombászási szokásaira, tudására, illetve a gombászással kapcsolatos normáira.

A 4. kaszkádszinten szintén szöveges értékeléssel és szintén a kérdőív eredményeire alapozva értékeltük a jólléti szinten megvalósuló hasznokat is.

Végül a jólléti szint hasznaival együtt a gombászás tevékenységéhez kapcsolódó többi kulturális ökoszisztéma-szolgáltatás (rekreáció, művészi inspiráció) és ellátó szolgáltatás rövid szöveges értékelését is bemutatjuk.

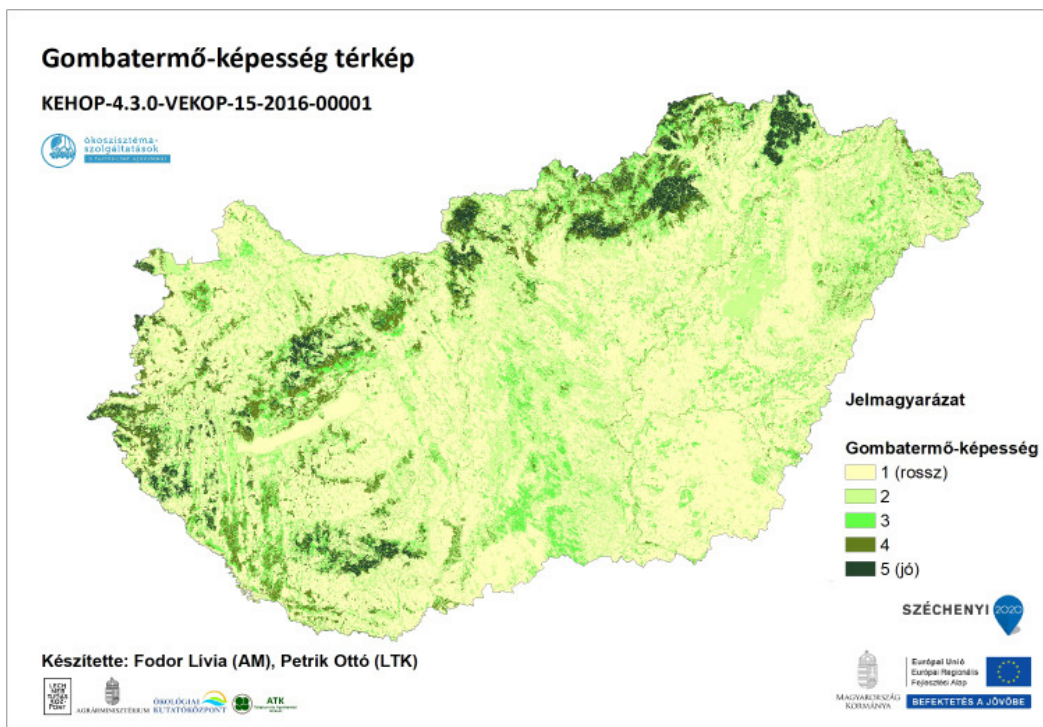


8.51. ábra Gombászáshoz kapcsolódó kulturális örökség ökoszisztéma-szolgáltatás a kaszkád modellben értelmezve

Eredmények és következtetések

Az 1. kaszkádszint: Gombatermő-képesség

A gombatermő-képesség térképezése az ökoszisztéma-típusokhoz kötötten, azaz az Ökoszisztéma-alap-térkép kategóriáinak szakértői becslésen alapuló jellemzésével történt meg pontozásos módszerrel (ordinális skála). Az így kialakított térkép adatait a klimatikus viszonyok, a talaj pH értéke és az erdők természetessége alapján módosítottuk. A legjobb gombatermő-képességgel a hűvös-nedves klímán, savas pH-jú talajon megtalálható természetes állapotú gyertyános-kocsányos és gyertyános-kocsánytalan tölgyeseket, bükkösöket, fenyőelegyes erdőket jelölték a szakértők, amelyek a középhegységekben és a nyugati országhatárhoz közel találhatóak (8.52. ábra).



8.52. ábra Gombatermő-képesség eredménytérkép

A 2. kaszkádszint: Potenciálisan jó gombászóhelyek: termőképesség és elérhetőség

A kaszkád 2. szintjének értékeléshez a válaszadók percepcióit kívántuk figyelembe venni, így azt a kérdőív egyik kérdésére adott válaszai alapján végeztük el. Azt kérdeztük a válaszadóktól, hogy milyen szempontok alapján választják ki a gombászóhelyeket, amelyeket ismernek. A kérdésben felsoroltunk több ökoszisztéma alapú szempontot, amelyek a gombászóhelyek kiválasztásakor szerepet játszhatnak (sok más társadalmilag meghatározott szempont mellett). A válaszadók szerint a gombászóhely kiválasztásakor az 5 legfontosabb szempont a következő volt: 1. a terület gombafajainak diverzitása, 2. a lakóhely közelsége, 3. a természetesség, 4. egy bizonyos, a gombászok számára érdekes faj/csoport jelenléte, illetve 5. a gomba mennyisége.

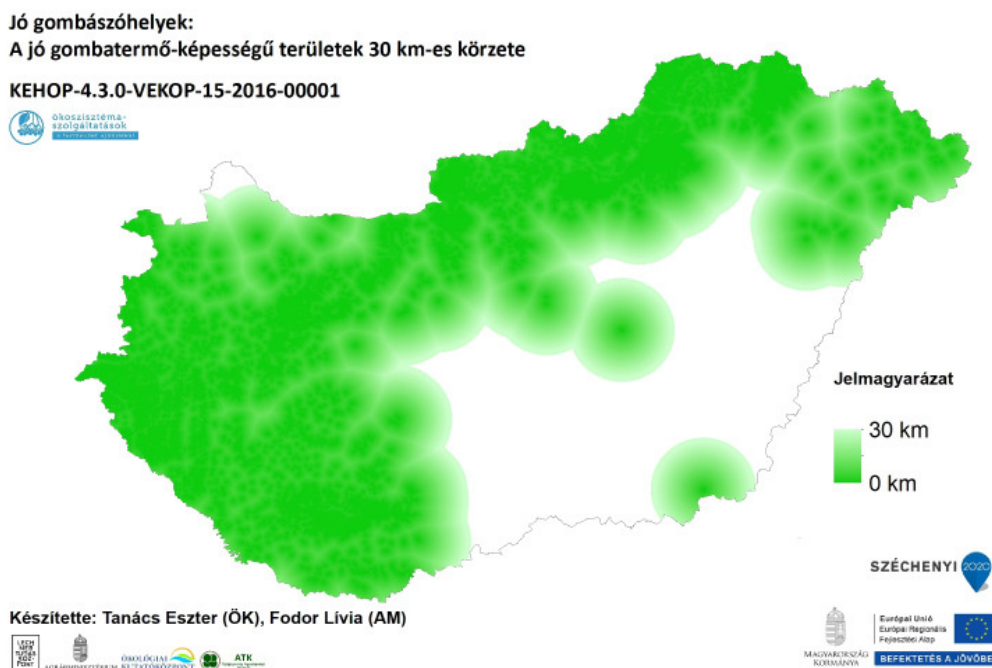
Ezen kiválasztott szempontok közül a gombafajok diverzitása, a természetesség és a gomba mennyisége is szerepelnek abban a gombatermő-képesség indikátorban, amelyet a kaszkád 1. szintjén mikológus szakértők dolgoztak ki a termőhelyek minőségének értékeléséhez. A 2. kaszkádszinten a gombászóhelyek értékeléshez ezért ezt az indikátort egészítettük ki olyan módon, hogy a termőhely elérhetőséget is figyelembe vettük a potenciális gombászóhelyek értékeléséhez.

Az elérhetőséget, a gombászóhely és a lakóhely közötti távolságként értelmeztük. A gombászóhelyig megtett távolság a kérdőív egy másik kérdésében szerepelt, ahol a legtöbben a 6-30 km-es távolságot jelölték be, illetve a 30 km feletti távolság volt a második leggyakoribb válasz.

Ebből kiindulva a lakóhely közelségét úgy vettük figyelembe, hogy a jó gombatermő-képességgel rendelkező területek (5-ös kategória) köré 30 km-es puffertérületet rajzoltunk. Az így kapott jó gombászóhelyek területbe tehát nemcsak a potenciálisan jó gombatermő területeket, hanem a max. 30 km-re elhelyezkedő területeket is beleértjük, hiszen ezekről a területekről elérhetőek a jó gombászó területek.

A főváros esetében nem állt rendelkezésre a válaszlehetőség felső határa, mivel azt a válaszlehetőséget nyitott végű lehetőségként adtuk meg (30 km felett). Budapest esetében a gombászóhely (8. kérdés) és a megyeszintű lakóhely (34. kérdés) összefüggésének vizsgálata alapján látszik, hogy a távolság itt is számít. A válaszadók közül a távolabbi helyeket kevesebben látogatják, ezért Budapest esetében is a 30 km-es távolsággal számoltunk.

A térinformatikai elemzés során a gombatermő-képesség térkép 5 kategóriája közül csak a legjobbat (5-ös) vettük figyelembe, és a térkép minden cellájára kiszámítottuk az euklideszi távolságot a legközelebbi 5-ös értéket kapott cellától (m-ben). A távolság-számítás felső határa 30 km, azok a cellák, amelyek ennél távolabb találhatók a legjobb gombatermő-helyektől, NoData értéket kaptak. A potenciálisan jó gombászóhelyeket a 8.53. ábra mutatja.



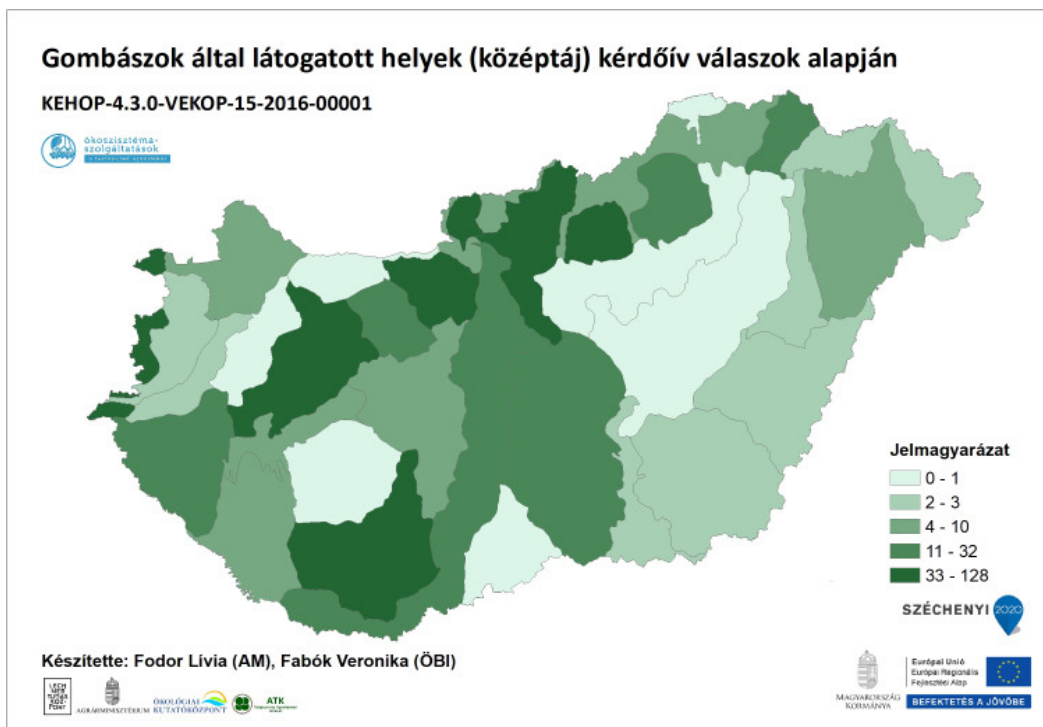
8.53. ábra Jó gombászóhelyek (jó gombatermő-képességű területek és 30 km-es körzete, minél világosabb a szín, annál messzebb van a jó gombatermő-képességű helyektől a lokalitás)

A 3. kaszkád-szint: Ténylegesen látogatott gombászóhelyek és a kulturális örökség ökoszisztéma-szolgáltatás

A kaszkád harmadik szintjén a megvalósult tevékenységet, a tényleges használatot értékeltük, és kétféle értékelési módszert használtunk (mérőszámot és szöveges értékelést).

Ténylegesen látogatott gombászóhelyek értékelése

A harmadik szint indikátorának a gombászóhelyek látogatottságát választottuk, vagyis azt, hogy a válaszadók az egyes területi egységekre milyen létszámban járnak, majd a gombászásnak, mint tevékenységnek helyet adó gombászóhelyeket térképeztük (8.54. ábra). A válaszadók válaszait középtájukba soroltuk be, azokat a válaszokat, amelyeket nem tudtunk besorolni középtájukba, meghagytuk az eredeti kategóriában, amelyet a válaszadók megadtak (megye vagy más nagyobb területi egység). Kivételt képezett Zala megye, ahol a megye szinte teljesen átfed a Zalai-dombság középtájával. A legtöbb válaszadó által választott gombászóhelyek a Budai-hegység és Pilis, a Börzsöny és a Mátra voltak, majd népszerűségben az Alpokalja és a Bakony következett.



8.54. ábra Ténylegesen használt gombászóhelyek látogatottsága (fő)

A lakóhelyek és gombászóhelyek kapcsolatának vizsgálata miatt megvizsgáltuk azt is, hogy az egyes gombászóhelyekre melyik megyékből hányan érkeznek. Ebből az látszik, hogy a Dunazug-hegységbe és a Börzsönybe Budapestről, majd Pest megyéből járnak gombászni a legtöbben. A Mátrába a legtöbben Pest megyéből és a fővárosból jártak (hasonló arányban). Ez is azt mutatja, hogy a fővárosban lakó válaszadók messzebb járnak gombászni, mint azok, akik máshol laknak, mivel a Börzsöny és a Mátra, több mint 30 km-re fekszik a fővárostól. A Mátra (Heves és Nógrád), a Börzsöny (a Börzsöny Pest és Nógrád megyében fekszik) és a Dunazug (Pest és Komárom-Esztergom megyében) mellett a Cserhátra (Pest megye és Nógrád megyében) és a Duna-menti síkságra is Pest megyéből jártak a legtöbben gombászni. A Bakonyba Veszprém megyéből, a Mecsekbe Baranya megyéből, a Vértesbe Fejér megyéből, a Zalai-dombságba Zala megyéből jártak a legtöbben. Az Alpokaljára Pest megye és főváros mellett legtöbben Győr-Moson-Sopron megyéből jártak gombászni.

Összességében elmondható, hogy a legtöbb gombász a lakóhelyéhez legközelebb található hegyvidéki, erdős tájat keresi fel, ugyanakkor elsősorban a budapesti és Pest megyei gombászok távolabbi gombászóhelyekre is elmennek.

Megnéztük, hogy a szakértői becslésre alapozott gombatermő-képesség összefüggésben áll-e azzal, hogy hova járnak gombászni az emberek. A becsült gombatermő-képesség és a látogatott gombászóhelyek között a térinformatikai elemzések statisztikai alapján korreláció mutatható ki.

Tudás, normák és identitás, mint kulturális örökség ökoszisztéma-szolgáltatás értékelése

A 3. kaszkádszinten használt másik módszer a kérdőív eredményeinek szöveges értékelése volt, amely során a gombászáshoz kapcsolódó tudást, normákat és identitást értékeltük a kérdőív válaszai alapján.

A gombászásból származó tudásra jellemző volt, hogy volt egy olyan alap-fajkészlet (ehető és mérgező fajok egyaránt), amelyeket szinte mindenki nagy biztonsággal felismert. A tudás másik jellemzője az volt, hogy több forrásból származott, ritka volt a kizárólag tudományos vagy kizárólag generációról generációra öröklődő tudás felhasználása. Egy válaszadó átlagosan 3-4 különböző forrásból származtatta a tudását, így a vizsgált hazai gombászok gombákkal kapcsolatos tudásáról elmondható, hogy hibrid tudás volt, amely egyszerre használt tudományos, illetve helyi/ hagyományos biológiai-ökológiai tudáse-

lemeket (Berkes 2008). A helyi tudás inkább kevesebb faj ismeretére terjedt ki, a több fajt ismerők, és mélyebb tudással rendelkezők tudásában nagyobb arányban voltak jelen tudományos elemek.

Az idősebb generációnak nagy szerepe volt abban, hogy magát a gombászás hagyományát átadja a fiatalabb generációnak, a válaszadók között a vertikális tudásátadás volt a legjelentősebb tudásátadási mód. Ez azt mutatja, hogy fontosak a természetről szerzett pozitív gyermeki élmények a természettel kialakított kapcsolat minősége szempontjából (Chan & Satterfield 2017, Clayton 2003, Chawla 2007). Ezen kívül a természetben szerzett felnőttkori élményeknek, tapasztalásnak is transzformatív értéke van (Chan et al. 2012b), vizsgálatunkból kiderült, hogy a természettel való kapcsolat (természetjárás, természet közelébe költözés stb.) és a természetben szerzett élmények is hozzájárultak ahhoz, hogy valaki elkezdjen gombászni. Az idősebb generáció hatása erősebben jelent meg a helyi tudás esetében. Azok, akiket az idősebb generáció ismertetett meg a gombászással, nagyobb arányban rendelkeztek hagyományos vagy helyi tudással, míg az önállóan kialakított kapcsolat a természettel inkább a tudományos tudás irányába hatott, azonban az előző generáció hatása ebben az esetben is jelentős volt.

A tapasztalatok szerepe a helyi, változásokról alkotott percepciók esetében is nagyon fontos volt, minél régebb óta gombászott, minél régebb óta járta a természetet egy válaszadó, annál nagyobb mértékű változást észlelt a természetben. A változások percepciójában a gombászattal eltöltött idő, a gombászhelyek látogatásának gyakorisága is fontos szerepet játszott (az, hogy minél több időt töltött kinn egy adott tájban az év különböző időszakában).

A gombászok között sok, a gombák megőrzésére irányuló szabályt és normát is be tudunk azonosítani. A gombák szedésére vonatkozó minőségi korlátozás mellett, amely bizonyos termőtestek szedésének tilalmát foglalta magába, voltak olyan szabályok, amelyek a "haszontalan" gombák (például nem ehető) védelmét írták elő. Ezen túl voltak olyan normák, amelyek a kíméletes szedés módját írták elő, illetve voltak mennyiségi korlátozások is a gombák gyűjtésére vonatkozóan. Ezen kívül voltak olyan általános szabályok, amelyek a természet védelmére, vagy a szemetelés tilalmára vonatkoztak. A normák ráirányították figyelmet a természet és ember kapcsolatában rejlő értékekre, a természettel való törődés, gondoskodás (stewardship) értékére. A természettel való törődés, a róluk való gondoskodás nemcsak az természetnek jó, hanem az emberi jóllét egyik fontos elemét is alkothatja, amely a teljes, jó élethez kapcsolódik (Chan et al. 2016, Chan et al. 2018).

Következtetések és kitekintés

Az értékelés eredményeként kiderült, hogy a jó gombatermő-képesség, vagyis a jó ökológiai állapot más szempontok mellett szerepet játszik a gombászás és a hozzá kötődő ökoszisztéma-szolgáltatások, köztük a kulturális örökség ökoszisztéma-szolgáltatás létrejöttében.

A másik következtetés, amit levonhatunk az értékelésből, az hogy a gombászáshoz – amely mint ellátó szolgáltatás is fontos volt az értékelésben a válaszadók számára – több kulturális ökoszisztéma-szolgáltatás is kapcsolódott. A kulturális örökségen (tudás, normák) kívül a rekreáció, a művészi inspiráció (fotózás) kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások is kapcsolódtak hozzá.

Az értékelés során több, a gombászáshoz kapcsolódó a természet és az ember közötti kapcsolatra összpontosító érték került előtérbe. A gombák megőrzésére szolgáló normák, a gombák iránt érzett felelősség mind részét képezték a gombászok és a természet kapcsolatának.

A gombák, mint ellátó szolgáltatáshoz kapcsolódó instrumentális értékek (élelmiszer) mellett a kulturális értékek – köztük kapcsolati értékek – voltak az értékelés középpontjában. A kapcsolati értékek, ahogy a nevükből is kiderül, a természet és ember kapcsolatának fontosságára, értékére helyezi a hangsúlyt szemben a természet instrumentális értékével, amelyek a természetet vagy elemeit egy cél eléréséhez használt eszközként értelmezik, vagy a természet belső értékével, amely független az emberi szükségletektől (Himes & Muraca 2018, Chan et al. 2018). Az ökoszisztémákhoz kötődő kapcsolati érték magába foglalja a tudást,

az ökoszisztémákkal való törődést, az általuk érzett felelősségérzetet (normák), az identitást, illetve a társadalmi kohézió értékeit is. Mindezek olyan értékek, amelyek a materiális jellegű hasznokon túlmutatva járulhatnak hozzá a teljes és jó élethez (Chan et al. 2016, 2018).

A kulturális örökség ökoszisztéma-szolgáltatás értékelése megmutatta, hogy a kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások szerves és fontos részét képezik az ember és természet kapcsolatának, és nem elválaszthatóak a többi ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésétől. Vizsgálatunk továbbá azt is megmutatta, hogy a módszerek körültekintő megválasztása olyan értékek megjelenítésére alkalmas, amelyek egyébként elkerülnék a döntéshozók figyelmét. Ezek az értékek mind az emberek, mind a természet szempontjából nagyon fontosak, a gombászáshoz kapcsolódó tudás és normák hozzájárulnak a teljesebb élethez, illetve a természetvédelem számára is fontosak lehetnek, mivel alapját képezhetik egy olyan viselkedésnek, amely a természet érdekeit támogatja.

Irodalom

Berkes, F. (2008). *Sacred ecology*. Routledge.

Chan, K.M.A., Guerry, A.D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A.N.N., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B.S., Hannahs, N., Levine, J., Norton, B., Ruckelshaus, M., Russell, R., Tam, J., Woodside, U. (2012a). Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience* 62, 744–756.

Chan, KMA, Satterfield, T, Goldstein J. (2012b). Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*. 74, 8–18.

Chan, KMA, Balvanera, P, Benessaiah, K., Chapman, M., Díaz, S. Gómez-Baggethun, E., Gould, R.K., Hannahs, N., Jax, K., Klain, S.C, et al. (2016). Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 113, 1462-1465

Chan, KMA & Satterfield, T.(2017). Managing Cultural Ecosystem services for sustainability. *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Eds. Potschin, M, Haines-Young, R., Fish, R. & Turner, R.K. Abingdon, Oxon, Routledge

Chan, KMA, Gould, R.K, & Pascual, U. (2018). Editorial overview: relational values: what are they, and what's the fuss about? *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 35, A1-A7

Chawla, L. (2007). Childhood Experiences Associated with Care for the Natural World: A Theoretical Framework for Empirical Results. *Children, Youth and Environments*. 17,144-170

Clayton, S. (2003). Environmental: A conceptual and an operational definition. In: Clayton, S.& Opatow, S. (Eds.). *Identity and the natural environment*. (45-65). Cambridge, MA: MIT Press.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387, 253–260

Fish, R., Church, A., Winter, M. (2016). Conceptualising cultural ecosystem services: a novel framework for research and critical engagement. *Ecosyst. Serv.*, 21, 208-217

Haines-Young, R., Potschin, M., (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G., Frid, C.L.J. (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2018). Guidance on the Application of the Revised Structure. 53

Himes, A., & Muraca, B. (2018). Relational values: The key to pluralistic valuation of ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 35, 1–7.

MEA (2005). *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington D.C.

8.5. ÖKOSZISZTÉMA-SZOLGÁLTATÁSOK KÖZGAZDASÁGI ÉRTÉKELÉSE

Készítette: Marjainé Szerényi Zsuzsanna, Széchy Anna

Budapesti Corvinus Egyetem, Gazdaságföldrajz, Geoökonómia és Fenntartható Fejlődés Tanszék

A környezetben bekövetkező változások közgazdasági (pénzbeli) értékelése több évtizedes múltra tekint vissza, az ökoszisztéma-szolgáltatások fókuszba állítása viszont csak a 2000-es években, az Ezredfordulós Ökoszisztéma Felmérés (Millennium Ecosystem Assessment, MEA) (2005) tanulmányainak köszönhetően indult be. A közgazdasági értékelés jelentőségét az adja, hogy ezeknek a szolgáltatásoknak a mindennapi életünkben nincs ára, értéke viszont igen (jelentősen hozzájárulnak az emberek jóllétéhez), amit azonban általában nem ismerünk. Ez alól kivételt jelenthetnek az ellátó szolgáltatások (pl. élelem, tűzifa), némely esetben és/vagy részben a kulturális szolgáltatások is (pl. rekreáció), a szabályozó szolgáltatások (pl. árvízvédelem, globális éghajlat-szabályozás) azonban lényegesen nehezebben ragadhatók meg pénzben. A pénzbeli érték meghatározása ezért nagyban segítheti a különféle szakpolitikákkal, vagy akár konkrét beruházásokkal kapcsolatos döntéshozatalt, elősegítheti, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos szempontokat kellő súllyal vegyék figyelembe.

A projekten belül három ökoszisztéma-szolgáltatást választottunk ki a közgazdasági értékelésre, a következő szempontok alapján: (1) az értékelés relevanciája (miért és mennyire fontos), (2) a szóba jöhető értékelési eljárások alkalmazásának nehézsége, (3) a szükséges adatokhoz való hozzáférés lehetősége, mennyisége, nehézsége, (4) egyéb szempontok, például a jólléti dimenziókhoz való kapcsolódás lehetősége. Ezen szempontok szerint egy szakértői csoport 1-től 5-ig terjedő skálán (1-legjobb/legegyszerűbb, 5-legkevésbé megfogható/legbonyolultabb) pontozta a prioritizálás során kiválasztott, NÖSZTÉP-ben értékelt ökoszisztéma-szolgáltatásokat. Ennek eredményeképpen az éghajlat-szabályozás, az árvízi kockázat csökkentése, valamint a rekreáció ökoszisztéma-szolgáltatások pénzbeli értékelését végeztük el.

Munkánk során támaszkodtunk a megfelelő Szakértői Munkacsoportok első három kaszkádszintre vonatkozó értékelésére (lásd pl. Vári et al. 2021). Illeszkedtünk a kaszkád-modell nyújtotta logikához is, amely szerint a közgazdasági értékelés annak 3. (tényleges használat) és 4. szintjéhez (jólléti dimenziók) kapcsolódik – hogy konkrétan melyikhez, azt a szolgáltatások és az értékelési módszerek is befolyásolják.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások közgazdasági értékelésénél az alábbi logikát követtük: (1) a szakirodalom feltárása (nemzetközi, főként pedig az EU egyes tagállamaira vonatkozó, a NÖSZTÉP-hez hasonló esetek, illetve hazai kutatások), bemutatva az adott ökoszisztéma-szolgáltatások pénzbeli értékelésére használt módszereket, valamint az azokkal kapcsolatban felmerülő, gyakran eldöntendő kérdéseket; (2) a közgazdasági értékelés korlátainak feltárása (általánosságban a pénzbeli értékelés veszélyei, problémái); (3) a három ökoszisztéma-szolgáltatás esetén külön-külön javaslat vagy javaslatok megfogalmazása az alkalmazható modellekre, kitérve azok előnyeire, hátrányaira is; (4) a modellek alapján számítások elvégzése országosan és/vagy mintaterület(ek)re vonatkozóan.

A közgazdasági értékelés során többféle módszer, módszercsoport alkalmazható (azt az esetet kihagyjuk, amikor például az ellátó-szolgáltatások rendelkeznek piaci árral, mert ebben az esetben nincs szükség környezetgazdasági eljárások alkalmazására). Az egyik legegyszerűbb, legkevésbé adatot, erőforrást igénylő, ugyanakkor a legkevésbé pontos eredményeket adó eljárások a költségalapúak, amelyek abból a feltételezésből indulnak ki, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatás szoros kapcsolatba hozható egy piaci árral rendelkező „termékkel” (az idézőjel indoka az, hogy itt a termék szó szélesebb értelemmel bír, egy árvízi gát vagy

az erdők ültetése is ennek tekinthető), és ennek az árának a segítségével történik az értékelés. (Például egy folyó vízellátottsága hatással lesz a környező területek mezőgazdasági terményeinek hozamára is, így a vízmennyiség változásának hatása pénzben mérhető a hozamok változása és a szóban forgó termény árának segítségével.) Az a feltételezés is érvényes ennél a csoportnál, hogy a természet nyújtotta szolgáltatások legalább annyit érnek, mint a kiváltásukra, helyettesítésükre fordított összeg nagysága. Elsősorban azt mérik, hogy a társadalom (döntéshozóin keresztül) mekkora pénzüsszeget hajlandó egy pozitív változás elérésére (vagy egy negatív elkerülésére) fordítani, így nem egyéni, hanem társadalmi preferenciákat ragadnak meg. Ide tartozik a helyettesítési, a helyreállítási költségek módszere, illetve az elkerült károk eljárása is. A helyettesítési költségek módszerét azokban az esetekben alkalmazhatjuk, ha a természetes szolgáltatást helyettesíthetjük egy mesterséges, ember alkotta beavatkozással (például a természet árvízcsökkentő képességét gátak építésével helyettesítjük, vagy az üvegházhatású gázok erdők általi megkötése helyett más eszközökkel igyekszünk csökkenteni azok koncentrációját) - ha a mesterséges megoldás helyett a természetre bízunk magunkat, a helyettesítés költségeit kiválthatjuk. A helyreállítási költségek eljárása azokat a költségeket becsüli, amellyel egy leromlott, sérült élőhely helyreállítható, így az általa nyújtott szolgáltatások szintje is emelkedhet. Az elkerült (vagy akár bekövetkezett) károk becsülésének módszere arra épít, hogy egy jól működő ökoszisztéma-szolgáltatás képes bizonyos károkat elhárítani; például csökkentheti az árvíz kialakulásának esélyét vagy az amiatt bekövetkező károkat (Marjainé Szerényi et al. 2005). Az üvegházhatású gázok megkötésével, tárolásával pl. az ökoszisztémák segítenek csökkenteni a globális éghajlatváltozással kapcsolatos károkat, vagy egy folyó melletti természetes tározó, mélyártér képes az árvíz negatív hatásait kiküszöbölni a településeken, azok infrastruktúráiban, ingatlanjaiban, ingóságokban, az emberéletben, valamint a területen kívüli mezőgazdasági művelésű területeken. (Természetesen, a „beáldozott” terület más tájhasználatot jelent, amelynek szintén vannak pénzben kifejezhető kárai, hiszen ott esetleg a korábbi agrártermelési gyakorlat nem folytatható.)

Az ún. kinyilvánított preferencia eljárások az egyéni preferenciákat képesek becsülni, mégpedig az emberek által ténylegesen, piaci magatartások során kifizetett pénzüsszegek alapján. Két közismert eljárása az utazási költség és a hedonikus ármódszer. Az előbbivel a rekreációs tevékenységekkel összefüggő, az emberek által magukra vállalt kiadásokon (utazási és egyéb költségek, időráfordítás) keresztül ragadjuk meg az adott terület értékét (pl. van Berkel és Verburg, 2014). A hedonikus ármódszernél a ténylegesen megvásárolt ingatlanok jellemzőinek és árának összefüggéseit mutatjuk ki. A jellemzők között környezetiek, ökoszisztéma-szolgáltatások is lehetnek, amelyek részára meghatározható (például a városi szabad terek, zöldfelületek értéke (ára) az ingatlanok teljes értékén belül (pl. Takács 2016)). Adatigénye jelentősebb, amelyeket gyakran csak elsődleges kutatásokkal szerezhetünk meg, bonyolultabb, több erőforrás szükséges az alkalmazásukhoz, ugyanakkor, mivel tényleges piaci cselekvésekre építenek, pontosabb eredményeket adnak.

Környezetgazdaságtani szempontból a legfejlettebb eljárások az ún. feltárt preferencia módszerek, amelyek szintén az egyének preferenciáit mutatják ki, és minden esetben elsődleges felmérést igényelnek. (Vagyis kérdőíves módszerrel közvetlenül kérdeznék rá az emberek különböző környezeti javakkal, illetve az ezekben bekövetkező változásokkal kapcsolatos fizetési hajlandóságára.) Mivel a NÖSZTÉP projektben erre nem volt lehetőség (nagyon jelentős az erőforrásigénye), ezért ezeket az eljárásokat itt nem részletezzük. A szakirodalomban talált, ezekkel a módszerekkel kapott eredményeket, tapasztalatokat a további lehetőségként adódó, ún. haszonátvitel módszerénél használhatjuk fel.

A haszonátvitel eljárása nem illeszkedik a fenti sorba, mivel a fenti eljárások bármelyikének eredményeit felhasználhatjuk alkalmazása során, és a lényege is ebben ragadható meg: korábbi értékelési kutatások eredményeit helyezi át más területre, más időpontra vonatkozóan (Brouwer et al. 2016). Viszonylag alacsony az erőforrásigénye, de az átültetés során használt feltételezések számától és minőségétől függően pontatlanabb eredményeket ad az előbbieknél.

8.5.1. Globális éghajlat-szabályozás ökoszisztéma-szolgáltatás

A klíma szabályozásához (globális szinten) az ökoszisztémák azáltal járulnak hozzá, hogy üvegházhatású gázokat (ÜHG) képesek megkötni, illetve hosszú távon tárolni (a növényzetben és a talajban). A klímaszabályozás, mint ökoszisztéma-szolgáltatás esetében ezért kézenfekvő, hogy az adott terület ÜHG-megkötő képességét vegyük az értékelés alapjául. Természettudományos szempontból tehát az a kérdés, mennyi üvegházhatású gáz megkötésére/tárolására képes egy adott ökoszisztéma (illetve mennyi kerül a légkörbe abban az esetben, ha a terület degradálódik, vagy más használat alá kerül) – ezeket az adatokat a klíma-energia SzMCs szakértői a rendelkezésünkre bocsátották. Közgazdasági oldalról pedig arra kell választ adni, mekkora értéket tulajdonítunk egységnyi üvegházhatású gáz megkötésének – ezt általában CO₂-egyenértékre átszámolva, egy tonnára vetítve adják meg. Ez a szolgáltatás tehát egy egyszerű, egységes mérőszám segítségével értékelhető, e mérőszám értékének megállapítása azonban igen összetett és nehéz feladat.

Az 1 tonna CO₂ (vagy az ezzel egyenértékű egyéb üvegházhatású gáz) megkötése pénzbeli értékének meghatározására több módszer is szóba jöhet. Noha a CO₂-nek bizonyos kontextusban létezik valós piaci ára – pl. az EU CO₂-kvótakereskedelmi rendszerében érvényes ár – mégsem ezt használtuk (mint ahogy jellemzően más országokban sem ezt használják a NÖSZTÉP-hez hasonló kontextusban), mivel az ilyen piaci árak rendkívül erősen ingadoznak, mértékük leginkább az aktuális szabályozás részleteitől függ, és így nem fejezik ki megfelelően az éghajlatszabályozás társadalmi hasznát. Helyette két másik módszer kerül előtérbe, amit más országok, illetve intézmények (pl. OECD, Világbank) is alkalmaznak: az okozott károk, illetve az elkerülési költségek alapján történő számítás.

A káralapú megközelítés alapfeltevése, hogy 1 tonna ÜHG megkötésének, tárolásának értéke megegyezik azzal a kárral, amelyet a légkörbe kerülve ugyanez az 1 tonna ÜHG a klímaváltozás révén a jövőben okozna. Ehhez először összességében kell megbecsülni a klímaváltozás révén várható károkat, majd ebből „visszaosztva” megállapítani az egységnyi ÜHG-kibocsátáshoz tartozó kár nagyságát. A módszer rendkívül sok bizonytalansággal terhelt, mivel a számításokhoz becsülni kell, hogy a jövőben hogyan fejlődik a gazdaság és a technológia, ennek hatására hogyan alakul az ÜHG kibocsátás, ennek következtében hogyan változik a hőmérséklet, és mindez (globálisan) milyen károkat eredményez (ez utóbbi persze függ az alkalmazkodás érdekében tett erőfeszítésektől is). Mindezek modellezése mellett az értékek kiszámításához szükség van néhány etikai természetű döntés meghozatalára is, melyek nagyban befolyásolják a kapott eredményeket - az egyik a diszkontráta megválasztása, vagyis, hogy a jövőbeli kárnak a jelenben milyen értéket tulajdonítunk; a másik pedig a földrajzi súlyozás kérdése (vagyis, hogy kisebb vagy nagyobb pénzbeli értéket tulajdonítunk-e egy adott káreseménynek, ha az a világ szegényebb régióiban következik be).

Az elkerülési költségek alapján történő számítás ezzel szemben abból indul ki, mekkora ráfordítás volna szükséges a klímaváltozás megfékezéséhez, illetve valamilyen előzetesen kitűzött konkrét klímacél eléréséhez. (Leggyakrabban a Párizsi Egyezmény által kitűzött célt szokás alapul venni, hogy a globális hőmérséklet-emelkedés mértéke ne haladja meg a 2°C-ot.) Ha a klímacél adott, akkor minél több ÜHG-t kötnek meg az ökoszisztémák, annál kevesebbet kell más módon elhárítani ennek tartásához, és ezzel a megtakarítással fejezzük ki az ökoszisztéma-szolgáltatás értékét.

Az elkerülési költségek kiszámításához első lépésként meg kell határozni az elhárítás szükséges mértékét, ami a kibocsátások beavatkozás nélkül várható alakulása és a klímacélok által megkövetelt kibocsátás-csökkentési pálya közötti eltérésből adódik. Ha tudjuk, hogy mennyi ÜHG kibocsátás elhárítására van szükség, ebből a különféle rendelkezésre álló elhárítási technológiák (pl. megújuló energiaforrások, épületek szigetelése stb.) ismeretében meghatározható a kibocsátás-csökkentés egységköltsége, ami tehát ebben a megközelítésben megadja az ökoszisztémák általi tárolás értékét is.

A költségalapú becsléseket szintén számos bizonytalanság terheli (itt is feltételezéseket kell ugyanis tenni a gazdaság, illetve a technológia jövőbeli fejlődésével kapcsolatban), ezek azonban nagyságrendileg kisebbek, mint a káralapú módszertan esetében. A kibocsátás-csökkentés tényleges társadalmi hasznát ugyanakkor jobban kifejezi a klímakárokon alapuló megközelítés, ezért mindkét módszerrel kapott becsléseket felhasználtuk az értékelésben. A központi becslést a költség alapú módszertanra alapoztuk (a német Umweltbundesamt által alkalmazott értékek átvételével) (UBA 2012), de ezt kiegészítve, a káralapú módszertannal készült becslésekre támaszkodva meghatároztunk egy alsó és felső értéket is (hozzá kell tenni ugyanakkor, hogy a kárbecslések olykor extrém magasságokat elérő legfelső 5%-át a felső érték sem tükrözi). Ezeket mutatja az 8.2. táblázat.

8.2. táblázat A klímaszabályozás ökoszisztéma-szolgáltatás gazdasági értékének számításához használt egységértékek (2015-ös Ft értéken)

	alsó érték (Ft/tCO ₂ eqv)	középső érték (Ft/tCO ₂ eqv)	felső érték (Ft/tCO ₂ eqv)
2015	15000	30000	45000
2020	17000	35000	52000
2030	23000	47000	70000

A külföldi értékek átvételénél az árfolyam-átváltás mellett minden esetben elvégeztünk egy időbeli korrekciót (az ÜHG-egységértékek sajátossága mindkét módszertan esetében, hogy az idő előrehaladtával az inflációt meghaladó mértékben emelkednek, mivel egyrészt a klímaváltozás folyamatának előrehaladtával az újabb kibocsátások által okozott kár egyre magasabb, másrészt az olcsóbb elhárítási technológiák potenciáljának kimerítésével az elhárítási költségek is nőnek.) Ugyanakkor, mivel mind a klímakárookra, mind az elhárítási költségekre vonatkozó becslések alapvetően globális jellegűek, nem kötődnek egy-egy országhoz, ezért egyéb korrekcióra nincs szükség azok hazai alkalmazásánál.

A fent megállapított egységértékekkel a klíma és energia SzMCs szakértőinek javaslata alapján, az általuk biztosított adatok (Koncz et al. 2021) segítségével négy vonatkozásban számoltuk ki a hazai ökoszisztémák által nyújtott globális éghajlatszabályozási szolgáltatás értékét. Ezek a következők:

- az ökoszisztémák éves üvegházgáz-mérlegének értéke
- a földhasználati változások értéke
- az erdők szénkészletének értéke
- a talajok szénkészletének értéke.

Az éves üvegházgáz-mérleg egy adott ökoszisztéma (élőhely) által egy év során megkötött, illetve kibocsátott üvegházhatású gáz összmenyisége közötti különbséget fejezi ki (8.3. táblázat). (Ebben az esetben a nettó megkötés jelenti a kedvező, pozitív értékkel bíró szolgáltatást, ezért ezt fejezzük ki pozitív előjellel, míg a nettó kibocsátó területek esetében negatív értéket, kárt kapunk.)

8.3. táblázat A hazai ökoszisztémák becsült nettó üvegházgáz-mérleg (Koncz et al. 2021) és ennek becsült gazdasági értéke (2015-ös Ft értéken)

Élőhely	Nettó üveg- ház-gáz-mérleg (tCO ₂ eqv/ha/év)	Egy hektárra vonatkoztatott érték (Ft/ha/év)			Terület (ha)	Országos érték (milliárd Ft/év)		
		alsó érték	közép- érték	felső érték		alsó érték	közép- érték	felső érték
Erdők	3,82	57310	114620	171930	1 832 600	105,03	210,05	315,08
Gyeppek	-0,36	-5379	-10758	-16137	1 027 700	-5,53	-11,06	-16,58
Szántók	-4,06	-60830	-121660	-182490	4 500 700	-273,78	-547,56	-821,33
Összesen	-1,58	-23676	-47352	-71028	7 361 000	-174,28	-348,56	-522,84

Látható, hogy az erdők nettó üvegházgáz megkötéssel bírnak (3,8 tCO₂eqv/ha/év), melynek értéke (középertéken számolva) 114 620 Ft/ha/év, az ország teljes erdőterületére vonatkoztatva pedig az erdők által nyújtott éghajlat-szabályozási ökoszisztéma-szolgáltatás értéke évente 210 milliárd forintot képvisel. A szántók azonban jelentős nettó üvegházgáz-kibocsátásúak, elsősorban a trágyázásból származó N₂O-kibocsátás figyelembevétele miatt. Ez a kibocsátás országosan kb. 550 milliárd Ft veszteséget termel évente.

A földhasználati változások (erdősítés, gyepesítés, szántó létesítés) során jelentős mennyiségű üvegházgáz kerülhet a légkörbe, vagy ellenkezőleg, kerülhet megkötésre, ezért e változások gazdasági értékét is érdemes számszerűsíteni. Itt ismét a nettó ÜHG-megkötés jelenti a pozitív, a kibocsátás pedig a negatív értéket (8.4. táblázat).

8.4. táblázat A földhasználati változásokból származó ÜHG megkötés/kibocsátás gazdasági értéke

	A változás ÜHG mérlege egy hek- tárra (tCO ₂ eqv / ha/év)	A változás értéke egy hektárra (Ft/ha/év)			Érintett terület a teljes országra vetítve (2014-ről 2015-re, ha)	A változás összértéke a teljes országra vetítve (2014-ről 2015-re, millió Ft/év)		
		alsó értéken	közép- értéken	felső értéken		alsó értéken	közép- értéken	felső értéken
Erdőtele- pítés	0,68	10165	20330	30495	144390	1 467,7	2 935,5	4 403,2
Gyepesítés	0,10	1540	3081	4621	94 951	146,3	292,5	438,8
Szántó lét- rehozása	-0,17	-2609	-5218	-7827	87 966	-229,5	-459,0	-688,5

Látható, hogy a földhasználat-változások közül az erdőtelepítés és a gyepesítés nettó ÜHG megkötéssel és így pozitív gazdasági értékkel jár, a szántók létrehozása viszont a keletkező kibocsátások miatt veszteséget eredményez. A 2014-ről 2015-re lezajlott tényleges földhasználati változásokra kiszámoltuk a teljes gazdasági értéket, azonban itt talán érdekesebb az egy hektárra vetített értékek alakulása, ez ugyanis a jövőre nézve is megmutatja, hogy egységnyi területet érintő földhasználat-váltás révén mekkora nyereséggel, illetve veszteséggel kell számolni a klímaszabályozás-ökoszisztéma szolgáltatást illetően. (Természetesen az egységértékek fent bemutatott növekedése miatt az értékek idővel nőnek.)

Látható, hogy egy évre vonatkoztatva az erdőtelepítés során egy hektáron 0,68 tCO₂-egyenérték az üvegházgáz megkötés, amelynek értéke az éghajlat-szabályozást tekintve 20 330 Ft/ha/év. Gyepesítés esetén 0,1 t/ha CO₂-egyenérték az üvegházgáz megkötés, amelynek értéke 3 081 Ft/ha/év. Szántók esetében a talajok szénét vesztenek a megnövekedett talajlégzés miatt, így hektáronként 0,17 CO₂eqv-nak megfelelő ÜHG szabadul fel, ezáltal 5 218 Ft/ha/év veszteség keletkezik. (Fontos megjegyezni, hogy ezek az értékek egy évre vonatkoznak, egy földhasználati változás (pl. erdőtelepítés) miatt bekövetkező ÜHG-megkötés vagy kibocsátás azonban nyilván hosszabb távon jelentkezik, így egy-egy változás teljes értékének megragadásához több évet, vagy akár évtizedet kellene összegeznünk.)

Az erdők, illetve a talajok szénkészlete az ezen ökoszisztémák által tartósan tárolt szén mennyiségét mutatja meg – e szénkészlet mennyisége természetesen jóval nagyobb, mint az éves szinten elnyelt vagy kibocsátott mennyiség, így a pénzbeli értékek is nagyságrendekkel magasabbak lesznek. Ezeket az értékeket 27 féle erdő- kategóriára, a talajok esetében pedig 47 élőhely típusra vonatkozóan számítottuk ki (a részletes eredményeket itt terjedelmi okokból nem mutatjuk be). Ezek között jelentős különbség van az egy hektáron tárolt szénkészlet nagyságát illetően – az erdők közül pl. a bükkösök, cseresek, tölgyesek mind biomasszájukban, mind talajukban jelentős mennyiségű szén raktároznak, míg a gyors vágásfordulójú faültetvények (pl. akác, nemesnyár) értéke ebből a szempontból kisebb. A hazai erdők biomasszájának szénkészlet-tárolása, mint éghajlatszabályozási ökoszisztéma-szolgáltatás teljes pénzbeli értéke mintegy 13 513 milliárd Ft, míg a talajok esetében a teljes pénzbeli érték mintegy 48 665 milliárd Ft.

A fenti eredmények tehát lehetővé teszik, hogy a földhasználattal kapcsolatos döntések során explicit módon megjelenítsük és figyelembe vegyünk az ökoszisztémák által a globális éghajlat szabályozása terén nyújtott szolgáltatás értékét, illetve láthatóvá tegyük a különböző ökoszisztémák között az ezen a téren meglévő különbségeket. A természetes ökoszisztémák – e szolgáltatás révén – nem csak a klímaváltozás révén fellépő károkat képesek mérsékelni, hanem hatékonyan csökkenthetik (vagy – az ÜHG-megkötési képességet hátrányosan érintő változások esetén – növelhetik) az elfogadott klímapolitikai célok elérésének költségeit. A pénzbeli értékelés révén a klímaszabályozási szolgáltatás értéke összehasonlíthatóvá válik az ökoszisztémák fenntartásához, használatához vagy éppen átalakításához kapcsolódó egyéb költségekkel és hasznokkal.

8.5.2. Árvízi kockázat csökkentése ökoszisztéma-szolgáltatás

Az árvízi kockázatcsökkentés ökoszisztéma-szolgáltatással kapcsolatban számos szakirodalmi forrás mutatja be a pénzbeli értékelési lehetőségeket, maga az ökoszisztéma-szolgáltatás azonban gyakran nem esik egybe a NÖSZTÉP-ben választott árvízi kockázat csökkentéssel, sokszor árvízvédelmi ökoszisztéma-szolgáltatásnak nevezik. Ez komoly nehézséget okozott annak eldöntésében, vajon minek is becsüljük az értékét a konkrét modellek, számítások során. Két indikátort választottunk:

- Egy adott élőhely egy hektárja által megkötött/visszatartott (eső)víz mennyisége köbméterben
- A kárértékekben bekövetkező változás mértéke az ökoszisztéma-szolgáltatásnak köszönhetően, két alternatív helyzet esetére vonatkoztatva.

A szakirodalomban több példát is kapunk arra vonatkozóan, milyen árvízkárok számbavétele lehetséges elméleti síkon: például a háztartásokban (ingatlanok, ingóságok), a nem háztartási ingatlanokban,

a mezőgazdasági művelés alatt álló területeken, a különböző infrastruktúrákban (közúti, vasúti stb.), a turisztikai látványosságokban bekövetkező károk. A fizetési hajlandóság vizsgálatok között további, az emberek jóllétét befolyásoló tényezőkkel kapcsolatban készültek felmérések, ezek közé tartozik például az árvízről való félelem és az ebből adódó stressz, vagyis az egészségügyi hatások értékének feltárása.

A lehetséges módszerek közül kettő alkalmazását végeztük el részletesebben:

- a helyettesítési költségek,
- a (ténylegesen vagy hipotetikusan) bekövetkező károk számítása, vagy a károk különbségeinek képzése (elkerült károk).

A helyettesítési költségek módszere esetén az első lépés a vízvisszatartás fajlagos (1 m³-re vonatkozó) értékének kiszámítása annak alapján, mennyibe kerülne ugyanezt mesterséges műtárgyakkal megvalósítani. Hazai és külföldi, valamint síkvidéki és dombvidéki adatokat is felhasználtunk, már megvalósult vízvisszatartási lehetőségek (gát, véstározó) költségei alapján. Ninan és Inoue (2013) annuitás-számítást követtük (ez azt feltételezi, hogy a beruházási és fenntartási költségek minden évben azonos értékkel jelentkeznek a mesterséges művek élettartama alatt). A számításaink során több egyszerűsítő feltételezést tettünk: (a) a teljes beruházási költséget vettük alapul, (b) a fenntartási költségektől eltekintettünk, (c) nem vettük figyelembe a tájhasználat változásából adódó további költségeket és hasznokat, (d) a fajlagos értéket állandónak tekintettük (többféle értelemben is: függetlenítettük az értéket attól, hogy az első vagy a sokadik egységnyi vizet köti-e meg a természet, illetve nem vettük figyelembe, hogy a vízmegkötés ára az idő előrehaladtával feltételezhetően, növekedést mutatna). A fenti feltételezések miatt az eredményeket nagyon óvatos, inkább alulbecsült értékeknek tekinthetjük, de az is elképzelhető, hogy a felfelé és lefelé torzító hatások kiegyenlítik egymást.

A számítások során kétféle diszkontrátát (3 és 5%), háromféle beruházási élettartamot (25, 30 és 50 éves) alkalmaztunk. A különböző, korábbi beruházások alapján a becsült fajlagos értékek 67 és 155 Ft/m³ közé estek, amelynek átlagát, 111 Ft/m³/évet tekintettük fajlagos értéknek a további kalkulációknál.

A legegyszerűbb megközelítésben kizárólag az egyes élőhelyek fajlagos vízmegtartó képességét vettük alapul, így a modell egy egyszerű szorzás:

$\dot{E}_i = V_i \times P$, ahol \dot{E}_i az i -edik élőhely egy hektárjának pénzben kifejezett értéke, V_i az adott élőhely egy hektárja által visszatartott víz mennyisége, P a fajlagos, egy m³ víz visszatartására vonatkozó ár.

Az eredmények finomsága (az adott modellen belül) azon múlik, milyen mélységű adatok állnak rendelkezésre a különböző élőhelyek egy hektárjának vízmegkötési képességére vonatkozóan. A modell legnagyobb előnye éppen az egyszerűsége és az ebből adódó alacsony adatigénye, illetve, alkalmazható mind a növényzetben, mind a talajfelszínen megtartott vízmennyiség értékének kiszámítására. Legfontosabb hátránya, hogy ez az érték semmit nem mond az árvízi kockázat csökkentésének értékéről, tehát az eredetileg választott ökoszisztéma-szolgáltatásközgazdasági értékéről. Nem derül ki a számításokból, hogy az erdővel, gyepel stb. borított területek által megkötött víz milyen mértékben enyhíti az árvíz kockázatát, a várható károk mértékét egy adott területen, és azt sem, hogy az adott helyen mekkora igény (kereslet) mutatkozik az árvíz elkerülésére.

A fenti, legegyszerűbb modell alkalmazásával mind a dombvidéki, mind a síkvidéki területekre tudunk az elérhető adatok segítségével becsléseket végezni az ökoszisztéma-szolgáltatások teljes közgazdasági értékére vonatkozóan.

A dombvidéki mintaterületünk a Zala vízgyűjtő-területe volt. Az egyes ökoszisztémák vízmegtartó képességét a Hidrológiai SZMCs (Kozma Zsolt) bocsátotta a rendelkezésünkre. A legnagyobb vízmegtartó képességgel az erdők rendelkeznek (átlagosan 2.240 m³/év/ha), ezen belül az egyéb vízhatás alatt álló (TVHA) erdők, valamint a többletvízhatástól független (TVFLN) erdők kötnek meg magasabb mennyiségű vizet. Második helyen a vizes élőhelyek találhatók, amelyek átlagosan évente 2.092,5 m³ vizet ké-

pesek visszatartani, de a gyeppel és egyéb lágyszárú növényekkel borított területek és az agrárterületek sem maradnak le számottevően a vizes élőhelyektől ebből a szempontból. A felszínborításban azonban az egyes élőhelyek eltérő mértékben vesznek részt. Az erdőkkel borított felszín található meg a legnagyobb értékkel, összesen 60.783 hektárral, a szántók valamivel kevesebb, 56.002 hektárt fednek, míg a gyepek jóval ritkábbak (8.826 ha), a vizes élőhelyek pedig még náluk is kisebb felületen jellemzőek (4.045 ha). Ha a vízgyűjtő-területen az általuk nyújtott összes szolgáltatás értékét vesszük, megállapíthatjuk, hogy összességében a Zala vízgyűjtőjén 36,2 milliárd Ft éves haszon keletkezik, az egyes élőhelyek talajaiban és növényzetében „visszatartott” víznek köszönhetően. Élőhelyekre lebontva az erdők évente 15,33 milliárd Ft hasznot szolgáltatnak a víz visszatartásával, az agrárterületek 14,05 milliárdnyit, míg a gyepterületek csak 2 milliárd körülit. A vizes élőhelyek éves pénzbeli szolgáltatása összességében nem éri el az 1 milliárd Ft-ot. Hangsúlyozni kell azonban, hogy ezek az eredmények csak a konkrét területre érvényesek, és azért éppen ekkora az összes érték, mert a területen a fentiek adják az egyes élőhelyek arányát, megoszlását.

A síkvidéken a táj – a töltésezett szakaszok jelentős mértéke miatt – jelen állapotban nem tud a vízmegtartásban jelentős szerepet játszani (kivéve a vésztározók, meghatározott szabályok szerint; illetve vannak kivételek is, lásd a gemenci hullámteret). Az SzMCs-üléseken felmerült, hogy például a Tisza mentén vannak olyan mélyártéri területek, amelyek természetes (vagy természetközeli) felszíni tározóként is használhatók lennének. Két példán keresztül mutattuk a szolgáltatás pénzbeli értékének becslését: a Nagykőrüi Vésztározó természetközeli változatára (hipotetikus eset), valamint a gemenci térségre vonatkozóan. Előbbi a feltételezeten megköthető 27,4 millió m³ vízmennyiség alapján 3,04 milliárd Ft hasznot hozna, amelynek alapján az egységnyi földterület által nyújtott, hipotetikus ökoszisztéma-szolgáltatás értéke 1,18 millió HUF/hektár (természetesen, ez az érték is számos további tényezőtől függ, pl. a vízborítás mélységétől, amely minden helyszínen más és más lehet). A Gemenci térség jelenleg is szerepet játszik a víz visszatartásában, összességében kb. 400 millió m³ víz „raktározása” történhet itt, amelynek éves össz-haszna 44,4 milliárd HUF. Az egy hektárra jutó szolgáltatás pénzbeli értéke 2,47 millió HUF évente. (A két, egy hektárra jutó érték jelentős különbsége éppen a helyszínek eltérő vízmélységéből, ezáltal a visszatartott víz teljes mennyiségének különbségéből ered.)

A másik megoldás az árvízi kockázat csökkentése ökoszisztéma-szolgáltatás közgazdasági értékelésére a különböző alternatív megoldások hasznossági (vagy kár-)különbségeinek vizsgálata, vagyis a kármelegítés-alapú modell. Egy ilyen elemzés azt kívánja, hogy legalább két alternatív megoldási lehetőségünk legyen, az egyik a jelenlegi, valamint a másik, egy tervezett vagy hipotetikus elképzelt. Minden vizsgálni kívánt alternatívára megfelelő adatokkal kell rendelkezünk. Munkánkban ezzel az eljárással a dombvidéki vízgyűjtők árvízi kockázat csökkentő hatásaként azonosított ökoszisztéma-szolgáltatás gazdasági nézőpontjával foglalkoztunk, vagyis azzal, hogy a dombvidéki területek felszínborítása, milyen mértékben járulhat hozzá a káros árvizek kialakulásának megelőzéséhez. A modell két indikátorra épül: az élőhelyenként megkötött, visszatartott víz mennyiségére és a fajlagos kárértékben bekövetkező változások mértékére. Ez az eljárás lényegesen bonyolultabb az előzőnél, magasabb az adatigénye, és árvízi modellezést is kíván. Éppen ezért maga a modell a jövőben kalibrációt és validációt is igényelne, így a bemutatott számítások csak egy első kísérletnek tekinthetők.

A dombvidéki vízgyűjtők árvíz-kockázat-csökkentő hatásának vizsgálatára megfogalmazott módszertan a következő fő lépésekből áll: (1) a potenciálisan veszélyeztetett kisvízfolyások meghatározása, (2) a dombvidéki vízgyűjtők felszínborításának meghatározása és vizsgálata a lefolyás, illetve vízvisszatartás szempontjából, (3) a lefolyási tényező vizsgálata a vízgyűjtőn, (4) a potenciális károk meghatározása, (5) a károk és a vízgyűjtő kapcsolatának leírása.

A modellezést a jövőben előforduló, lehetséges elöntések alapján végeztük el. Ismerve a jelenlegi felszínborítást, a természetes területek ökológiai állapotát és a vízgyűjtőn előforduló várható károkat, a lefolyási viszonyokat, ezen információkat jelen állapotnak tekintve vizsgálhatjuk, hogy a vízgyűjtőn bekövetkező jövőbeli változások hogyan módosítják az elöntési vízkárokat.

Továbbá a becsült potenciális károk alapján megvizsgálható, hogy a felszínborítások, területhasználatok módosításával hogyan változnak a lefolyási viszonyok, és ezzel mennyiben csökkenthetők a károk. Az így elkerült károkat haszonként felfogva eldönthető, mekkora összeget érdemes a vízgyűjtő megváltoztatására fordítani, amely összeg az elkerült károk révén megtérül.

Az elkerült károk módszere segítségével a Zala vízgyűjtőjére készítettünk konkrét számításokat, két felvett elöntési helyzetre, 1 és 0,5 méteresre. Az eredmények azt mutatják, ha az elöntés mélységét csökkenteni lehet a vízgyűjtőn történő víz visszatartásával, az várhatóan 11 milliárd Ft összegű hasznot hoz. Ennek alapján azt javasoljuk, legfeljebb 11 milliárd Forint összeg értékében célszerű a vízgyűjtő vízmegtartó képességét intézkedésekkel növelni, amely ráfordításokat az elöntések előfordulási gyakoriságának arányában célszerű felhasználni (ahol ez magasabb, oda több forrást allokálni). A becsült elöntési károk kialakulása függ a vízgyűjtő lefolyási viszonyaitól, így a következőkben azt vizsgáltuk, hogy a különböző felszínborítások milyen kármegelőző képességgel rendelkeznek. A számított kármegelőző képesség azt mutatja, mekkora összeget érdemes fordítani a területi vízvisszatartási intézkedések megvalósítására felszínborítási kategóriánként. További számítások történtek a Zala vízgyűjtőjének egy kisebb részére, a Pálosfai területre. A Pálosfai vízgyűjtőn például a várható kár értéke 1 021,6 millió Forint egy elöntés esetén, amelyet érdemes vízvisszatartási intézkedésre fordítani (a ráfordítási összeg ennek többszöröse is lehet, amennyiben az elöntések rendszeresek). A ráfordítások összege függ az intézkedések hatékonyságától és eredményességétől, vagyis a konkrét kárcsökkentési potenciáljuktól.

Az árvízi kockázat csökkentése ökoszisztéma-szolgáltatás közgazdasági értékelésének eredményei jól mutatják, hogy a természet igen jelentős, milliárd Ft-ban mérhető hasznot nyújt az emberek számára évente. A különböző értékelési módszerek egymástól eltérő eredményeket adnak, de azok nagyságrendjei többé-kevésbé hasonlóak: a Zala mintaterülete esetén a talajban és a növényzetben visszatartott víz mennyisége néhány tízmilliárdos éves összeget (hasznot) ad a helyettesítési költségek módszere alapján, míg az elkerült károk eljárása szerint tíz milliárd körülit. Mindkét módszernek vannak előnyei és hátrányai is. Azt, hogy melyiket érdemes más területekre alkalmazni, attól függ, milyen adatok és erőforrások állnak rendelkezésre. A helyettesítési költségekre épülő esetén, amikor a víz növényzetben és talajban történő visszatartásának értékét becsüljük, tudnunk kell, hogy a vizsgált területen mekkorák az élőhelyek ezen képességei. Az eredmények csak durva becslésnek tekinthetők. Az elkerült kárra építők már sokkal pontosabb eredményeket adnak, ugyanakkor az eredmények kiszámítása elöntési modellezést és az adott területre jellemző vagyonelemek egzakt ismeretét igényli, így sokkal bonyolultabb, erőforrás igényesebb. A síkvidéki ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésére is alkalmasak a javasolt eljárások.

Mire használhatók az eredmények? (1) Elsősorban a dombvidéki vízmegtartási képesség közgazdasági értékelésére alkalmasak a javasolt modellek, ez azonban nem azt jelenti, hogy a síkvidéki használatuk elvetendő. A síkvidéki vízvisszatartás a növényzetben és a talajban igen csekély mértékben képes az árvízi kockázatot csökkenteni, ezért ott a felszíni tározás (pl. mélyárterekben) lehetőségét értékelhetjük. Első közelítésben ezt az egyszerű értékelést javasoljuk más területekre is. (2) A kármegelőzői képesség pénzbeli becslése igen hasznos annak eldöntésében, mekkora beruházást lehet és érdemes a természetes árvíz kockázat csökkentő képesség növelésébe investálni egy adott területen. (3) Mindkét módszerrel hipotetikus tájhasználatváltási esetekben is készíthetők becslések a teljes éves hasznok változására koncentrálva, ahogy ezt a Zala vízgyűjtőjére megtettük a helyettesítési költségek módszerével. Ha például ezen a mintaterületen az összes agrárterületet erdővé alakítanánk, az a hasznok éves mértékét kb. 290 millió Ft-tal emelné meg, amely még 1%-os haszonnövekedést sem jelentene (és az összes alternatív helyzet között ez adta a legmagasabb értéket). (Ez az eredmény abból adódik, hogy a Zala vízgyűjtőjén a két élőhelytípus vízmegtartási képessége nem tér el egymástól jelentős mértékben.) (4) Kiindulási alapot adhatnak egy költség-haszon elemzéshez, amelyben további tételeket (pl. a síkvidéki területen kifizetett kártérítések összegeit a véstározók elöntése során) vehetünk számba, akár a haszontételek bővebb körét is előtérbe helyezve (pl. aszályveszély csökkentése).

Az eredmények fő üzenete, hogy a természet jelentős szerepet játszik már a jelenlegi helyzetben is a csapadékvíz megfogásában, de a károk megelőzését szolgáló, viszonylag kis beruházással tovább növelhető a hasznok, a jelenlegi konkrét számítások alapján a dombvidéken, a síkvidéken is, ott azonban további, részletesebb számításokra lenne szükség. Mindkét területen ezen képesség javításával további haszonzónák is megjelennek vagy erősödnek: pl. a belvízzel okozott károk, illetve az aszály veszélyének csökkenése.

A módszertan alkalmas lehet arra, hogy olyan intézkedéseket ösztönözzünk, amelyek az ökoszisztéma-szolgáltatást veszik igénybe, és ezáltal érnek el árvízi kockázatcsökkenést. A számítási eljárását alkalmazva becsülhetők a területi vízvisszatartás növelésére fordítható költségek és az elkerült károk formájában számított várható hasznok.

8.5.3. Rekreáció ökoszisztéma-szolgáltatás

A rekreáció, mint ökoszisztéma-szolgáltatás értékelését a Kulturális Szakértői Munkacsoport döntése alapján a hazai erdőkre vonatkozóan, a természetjárást, gyalogos kirándulást, mint rekreációs tevékenységet alapul véve végeztük el. A rekreációs ökoszisztéma-szolgáltatás közgazdasági értékelésére a szakirodalomban leggyakrabban az utazási költség módszeret alkalmazzák. A módszer alap elgondolása, hogy egy adott területen végzett rekreációs tevékenység értéke legalább akkora, mint amennyit a területet felkereső látogatók hajlandók költségként a terület felkeresésére fordítani. Ez magában foglalja a területre való eljutás költségét, illetve az ott esetlegesen felmerülő egyéb költségeket (pl. belépődíj, szállás). Emellett gyakran költségként veszik figyelembe az utazással, illetve a területen eltöltött időt is (a nettó órabér bizonyos hányadával számolva).

A hazai erdők látogatóiról egyetlen helyen készült olyan részletességű felmérés (Benkhard-Csákvári 2019), melynek alapján a látogatók számára és az utazási költségekre egyaránt következtetni lehet, és így az utazási költség módszerrel becsülhető a rekreációs érték – mégpedig a Pilisi Bioszféra Rezervátum területén, 2017-18 folyamán. Itt tehát a látogatók által megtett távolság és a helyszínen eltöltött idő alapján kiszámítottuk egy látogatás átlagos költségét, amit a látogatások számával megszorozva megkaptuk a teljes rekreációs értéket. A látogatók számát a rendelkezésre álló hétfévi látogató-számlálások, illetve a prédikálószéki kilátóban található látogatószámláló adatainak segítségével becsültük, de ez természetesen tartalmaz némi bizonytalanságot, így megadtunk alsó és felső becslést is. Számításaink alapján a Pilisi Bioszféra Rezervátum területén található erdők által a gyalogos természetjárók részére nyújtott rekreációs ökoszisztéma szolgáltatás becsült éves értéke 3,4-4,2 milliárd forint körül van.

Ez az érték ugyanakkor kizárólag a Pilisi Bioszféra Rezervátum vonatkozásában érvényes, nem lehet az ország más területeire vonatkoztatni (hiszen pl. országosan az erdőlátogatások jelentős része az emberek lakóhelyéhez leginkább közel eső területekre – pl. Budapest környéki erdők – irányul, ahol az egy látogatásra eső költség jóval alacsonyabb). Az ország egész területére vonatkozóan ezért külföldi kutatások alapján, a haszonátvitel módszerével végeztünk számításokat.

Olyan külföldi kutatásokat kerestünk tehát, ahol az értékelt szolgáltatás hasonló a hazaihoz (természetjárás, erdei kikapcsolódás), és amelyek sokféle helyszínt (pl. nagyvárosokhoz közeli és távolabbi, magasabb, illetve alacsonyabb vonzerővel rendelkező területek) megvizsgálva adták meg az egy látogatásra vonatkozó átlagos értéket. Fontosnak tartottuk azt is, hogy olyan kutatásokból induljunk ki, ahol a helyi lakosság kirándulási szokásai, preferenciái nagyjából hasonlóak a hazaihoz, ez ugyanis nagymértékben befolyásolja az egy látogatásra jutó értéket. Mindezek alapján leginkább az Egyesült Királyság adataira (Sen et al. 2014) támaszkodtunk (ahol rendszeresen igen részletes felmérések készülnek a lakosság kültéri rekreációs tevékenységéről, és ezeket az ökoszisztéma-értékelésben is felhasználják), valamint néhány más európai kutatásra (Zandersen – Tol 2009, Bartczak et al. 2008). Az ezekből származó, egy látogatásra vetített értékeket számítottuk át hazai értékre egy időbeli (inflációval való) és egy országok között korrekció (valuta konverzió, rendelkezésre álló jövedelemmel való korrigálás) segítségével.

Az egy látogatásra jutó átlagos érték becslése mellett szükségünk volt a látogatások teljes számának ismeretére is. Erre pontos hazai adatok nem állnak rendelkezésre, készült ugyanakkor több részleges felmérés, amelyek alapján lehetőség volt becslést adni. (Ilyenek a Magyar Turisztikai Ügynökség aktív szabadidővel, illetve utazási szokásokkal kapcsolatos felmérései (Mártonné Máthé – Császár 2019), valamint a Pilisi Parkerdő látogatottsági adatai.) Mindezek alapján mind az egy látogatásra jutó érték, mind a látogatások teljes számát illetően megadtunk egy alsó és egy felső becslést, és ezek alapján kiszámítottuk a teljes rekreációs értéket (6. táblázat). Számításaink alapján tehát a hazai erdők által nyújtott rekreációs ökoszisztéma szolgáltatás pénzübeli értéke (a gyalogos természetjárás vonatkozásában) évi 30-50 milliárd Ft körülire tehető (8.5. táblázat).

8.5. táblázat A hazai erdők által nyújtott éves rekreációs értékre vonatkozó becslések (2015-ös értéken)

		Egy látogatás értéke		
		677 Ft	877 Ft	1077 Ft
A látogatások éves száma	40 millió	10165	20330	30495
	50 millió	1540	3081	4621

A fenti számítások tehát megmutatják, hogy a rekreáció (illetve annak egy szelete, a gyalogos természetjárás) révén a hazai erdők pénzben kifejezve nagyságrendileg mekkora értéket teremtenek. Az egyes konkrét erdőterületek kezelésével kapcsolatos döntések támogatására azonban ezek az értékek sajnos nem alkalmasak, mivel a rekreációs érték nagymértékben függ az adott helyszín sajátosságaitól (pl. táj szépsége, megközelíthetőség, turistautak, kilátók stb.). Annak megállapításához, hogy egy adott helyszínen mekkora a rekreációs érték, illetve az hogyan változhat a terület kezelésével kapcsolatos döntések eredményeképpen, mindenképpen az adott helyszínhez kapcsolódó elsődleges felmérés végzésére volna szükség.

Ide kellene egy kép!

Irodalom

Bartczak, A., Lindhjem, H., Navrud, S., Zandersen, M., & Żylicz, T. (2008): Valuing forest recreation on the national level in a transition economy: The case of Poland. *Forest Policy and Economics*, 10(7-8), 467–472. Benkhard B., Csákvári E. (2019): A kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások a gyalogos természetjárás szempontjából, budapest környéki hegységeinkben. In: Fazekas István-Lázár István (szerk.): Tájak működése és arculata. MTA DTB Földtudományi Szakbizottság, pp. 169-176.

Brouwer, R., M. Bliem, M. Getzner, S. Kerekes, S. Milton, T. Palarie, Zs. Szerényi, A. Vadineanu, A. Wagtendonk (2016): Valuation and transferability of the non-market benefits of river restoration in the Danube river basin using a choice experiment, *ECOLOGICAL ENGINEERING* 87: pp. 20-29.

Koncz P., Horváth L., Somogyi Z., Kottek P., Weidinger T., Ács F., Kröel-Dulay Gy., Fogarasi J., Molnár A., Pásztor L., Popp J. (2021): A tűzifatermelés, az éghajlat- és a mikroklíma-szabályozás mint ökoszisztéma szolgáltatás értékelése –Az ökoszisztéma állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésig. 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 projektem. Budapest, Agrárminisztérium, Budapest, pp. 191

Marjainé Szerényi, Zs., Csutora, M., Harangozó, G., Krajnyik, Zs., Kontár, R., Nagypál, N. (2005): A természetvédelemben alkalmazható közgazdasági értékelési módszerek. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötete, Budapest.

Mártonné Máthé K., Császár Zs. (2019): Valóban aktív a magyar lakosság? Aktív és ökoturisztikai keresletet és motivációt felmérő kutatás. *TURIZMUS BULLETIN XIX. évfolyam 1. szám (2019)* MEA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. World Resource Institute, Washington DC. pp. 137.

Ninan, K.N., M. Inoue (2013): Valuing forest ecosystem services: Case study of a forest reserve in Japan, *Ecosystem Services* 5, 78-87.

Sen, A., Harwood, A. R., Bateman, I. J., Munday, P., Crowe, A., Brander, L., ... & Provins, A. (2014): Economic assessment of the recreational value of ecosystems: methodological development and national and local application. *Environmental and Resource Economics*, 57(2), 233-249. Takács D. (2016): Városi szabadterek és szabadtér-fejlesztések ingatlanérték-befolyásoló hatásának elemzése Budapest példáján. Doktori Értekezés. Szent István Egyetem.

UBA – UMWELTBUNDESAMT (2012): Best Practice Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom- und Wärmezeugung, Anhang B der Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten, Dessau.

van Berkel, Derek B., Peter H. Verburg (2014): Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape, *Ecological Indicators*, Volume 37, Part A, 163-174.

Vári Á., Kozma Zs., Pataki B., Jolánkai Zs., Kardos M., Decsi B., Pásztor L., Bakacsi Zs., Tóth B., Laborczi A., Pinke Zs., Jolánkai G., Centeri Cs., Mattányi Zs., Dóka R., Kisné Fodor L., Zsembergy Z. (2021): A síkvidéki és a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés, az erózió, a szűrés és az aszálymérés, mint ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése – Az ökoszisztéma állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésig. 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 projektem. Budapest, Agrárminisztérium, pp. 210

Zandersen, M., & Tol, R. S. J. (2009). A meta-analysis of forest recreation values in Europe. *Journal of Forest Economics*, 15(1-2), 109–130.

9. fejezet

Szintézis-elemzések

Készítette:

1

2

9.1. Bevezetés

Az ökoszisztéma-szolgáltatások (ÖSz) alatt mindazokat a kézzelfogható és kézzel nem fogható javakat és szolgáltatásokat értjük, amelyeket az ökoszisztémák nyújtanak, s amelyek hozzájárulnak az emberi jóllét fenntartásához és növeléséhez (MEA, 2005). Az ökoszisztéma-szolgáltatásoknak három fő típusát különböztethetjük meg, az ellátó, a szabályozó és a kulturális szolgáltatásokat. Az ellátó szolgáltatások közé a társadalom számára közvetlen hasznot nyújtó anyagi javak sorolhatók (tápanyagok, nyersanyagok, állati és növényi energiaforrások). A szabályozó és fenntartó szolgáltatások közé tartoznak mindazon felszíni vagy felszín alatti természeti folyamatok, melyek biztosítják az ökoszisztémák működésének egyensúlyát (pl. talaj, víz, légkör állapotainak, folyamatainak szabályozása, beporzás, biológiai védelem). Kulturális szolgáltatásoknak tekinthetjük azokat a nem materiális szolgáltatásokat, amelyeket az emberek a természetből meríthetnek (pl. rekreáció, kikapcsolódás a természetben, spirituális gazdagodás) (ld. Kovács-Hostyánszki et al. 2019). Az ökoszisztéma-szolgáltatások a természet és társadalom határmezsgyéjén állnak, így kettős meghatározottságú jelenségek: vizsgálatuk nem önmagában a természet (által nyújtott) értékekre vonatkozik, hanem ezeket emberi, társadalmi szempontok alapján értékeli (Kelemen & Pataki 2014).

Az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezésének és értékelésének térbeli alapegységeit maguk az ökoszisztémák jelentik. A hagyományos ökológiai megközelítésben ökoszisztéma alatt az élő szervezetek és abiotikus környezetük együttesét és a köztük lévő összetett kapcsolatrendszerért értették. Később a fogalmat kiterjesztették az ember által befolyásolt, nem természetes, ám az ökoszisztémák térbeli pozícióját elfoglaló rendszerekre is, ideértve azok biológiai és épített komponenseit (agrár, városi ökoszisztémák) (Maes et al. 2014). Az ökoszisztéma-szolgáltatások térképezésekor az ökoszisztémák konkrét, adott földrajzi helyeken megjelenő előfordulásait tekintjük ökoszisztémáknak, amik a térképezés kitűzött léptékében az ökotópoknak (élőhelyeknek) feleltethetők meg. Jelen projektben első lépésként előállított Ökoszisztéma-alaptérkép¹ (Agrárminisztérium 2019, Tanács et al. 2019) szolgáltatta az ökoszisztéma-szolgáltatások minőségi és mennyiségi becslésének térképi alapját.

Jelen fejezet célja a projekt során értékelt és térképezett ökoszisztéma-szolgáltatások együttes elemzése, továbbá ezek összevetése az ökoszisztéma állapot (ÖÁ) mutatóival. A hasonló, szintetizáló jellegű elemzés lehetősége az ökoszisztémaszolgáltatás-értékelések legfőbb előnye - ez teszi lehetővé, hogy ténylegesen többszemponútú legyen az értékelés. Ilyen módon az egyes részértékelések eredményeit egységesen, egy keretrendszerben lehet megjeleníteni, áttekinteni és a döntéshozók elé tárni. A jövőbeli döntéshozás fontos szempontja lehet az adott területre jellemző szolgáltatások optimalizálása, a multifunkcionalitás növelése, egy-egy szolgáltatás maximális kiaknázása helyett.

9.1.1. Célkitűzések

Az ökoszisztéma-szolgáltatások keretrendszere, melyen belül a kiválasztott szolgáltatásokat értékeljük, lehetőséget ad arra, hogy több szolgáltatást és ökológiai állapotjelzőt térben explicit módon felmérjünk és összevegyünk. A jelen dokumentumban bemutatott szintetizáló elemzés közvetlen célja a hazai ökoszisztémák szolgáltatásnyújtó-képességének több szempontú értékelése a folyamat elején kiválasztott szolgáltatások együttes elemzésével, pontosabban:

- az ökoszisztéma-szolgáltatás potenciál szempontjából kiemelkedő területek körvonalazása,
- az ökoszisztéma-szolgáltatások közötti nagyléptékű összefüggések, kölcsönhatások feltárása,
- az ökoszisztéma-szolgáltatások összefüggése az ökoszisztéma-állapot (ÖÁ) indikátorokkal.

¹ <http://alapterkep.termeszem.hu/>

A térképezett ökoszisztéma-szolgáltatásokon végzett szintézis-elemzés alapját képezheti továbbá területhasználati alternatívák mérlegelésének, valamint segítheti a zöldinfrastruktúra- fejlesztéseket (célterület-lehatárolás, tipizálás, minősítés). Hasonlóra a projektben már született is egy lehetséges alkalmazás, a Zöldinfrastruktúra projekt elem keretében (Csőszi et al. 2021).

A szintetizáló elemzés elméleti alapjait az 9.1.3-9.1.6 fejezetekben mutatjuk be. Az ökoszisztéma-szolgáltatások átfogó értékeléséhez valamennyi, a kezdeti prioritizálás során kiválasztott szolgáltatás indikátoraiból, illetve elemzéséből merítettünk. A 9.2. fejezetben ismertetjük a szempontokat, melyek alapján kiválogattuk a közös értékelésre legalkalmasabb indikátorokat. Az elemzésben alkalmazott módszereket részletesen a 9.3. fejezetben, eredményeit a 9.4. fejezetben ismertetjük.

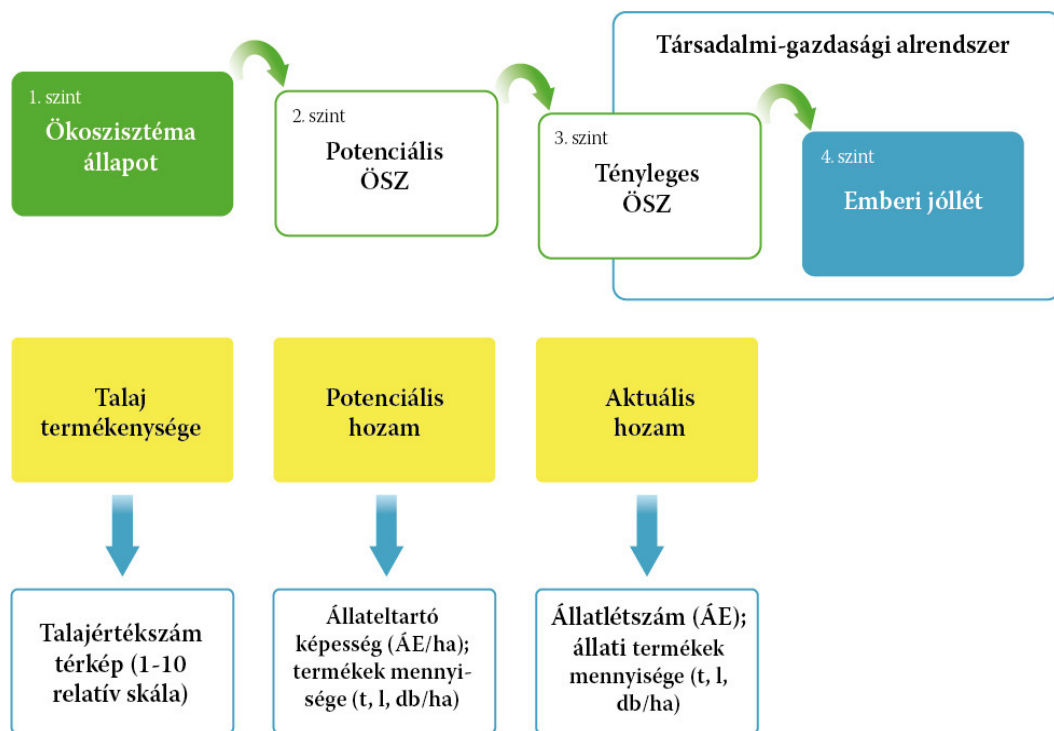
A beépített felszínek, városi területek a szolgáltatásokat országosan együttesen vizsgáló elemzésben nem szerepelnek, mivel sok kiválasztott szolgáltatás nem releváns ebben a területtípusban. Emellett a rájuk vonatkozó elemzések, értékelések nem országosan, hanem négy nagyvárosi mintaterületen zajlottak. Ugyanakkor a népesség érintettségét, illetve területi eloszlását is figyelembe véve, a városokban nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások mégis kiemelt szereppel bírnak. Erre tekintettel az összefoglaló értékelésben külön ismertetjük néhány kifejezetten városi relevanciával bíró, nagyrészt klimatikus vonatkozású ökoszisztéma-szolgáltatás szintézis-elemzését is, melyet a projekt városi szakértői munkacsoportja végzett el a vizsgált mintaterületeken.

9.1.2. A szintézis alapjai, a kaszkádrendszer használata a projektben és a szintézis során

Ahhoz, hogy az egyes szolgáltatások értékelésének eredményeit, térképeket érdemben össze tudjuk hasonlítani, elemezni, elengedhetetlen az egységes struktúra követése, valamint bizonyos értékelési szabályok betartása. Az értékelés alapjaként elfogadott kaszkád-modell (Haines-Young & Potschin 2010) négy, különböző módon értékelhető szintre osztja be a folyamatot, amelynek során az ökoszisztémák által nyújtott szolgáltatások befolyásolják az emberi jóllétet: 1. ökoszisztémák állapota, 2. ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitások, 3. ténylegesen igénybe vett szolgáltatások, 4. jóllét fenntartása vagy növelése. Az ökoszisztéma-szolgáltatások kaszkádszerű folyamának elképzelése arra a felismerésre vezethető vissza, hogy valamennyi tájhasználati döntés mögött társadalmi igények állnak. Az élővilág és sokszínűségének védelmét csak akkor fogjuk tudni kellő mértékben megvalósítani, ha ennek fontosságát sikerül közérthető módon összekötnünk a társadalom igényeivel és az emberi jólléttel. Ez a holisztikus felfogás a Convention on Biological Diversity² (CBD), valamint a Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005) alapelveiben is megtalálható. A mostanában alapként használt kaszkád-rendszert Haines-Young és Potschin 2010-ben írta le (1.3.1 ábra). A MEA-tól eltérően szétválasztják azokat az ökoszisztémákra jellemző struktúrákat és funkciókat (tehát az ökológiai rendszerek működéséhez szükséges folyamatokat - Kovács et al. 2017), azoktól az ökoszisztémákból vett javaktól (vagy szolgáltatásoktól), amelyeket az emberek közvetlen módon/valójában élveznek. A funkciók tehát az igénybevétel által válnak szolgáltatásokká.

A kaszkád-modell (9.1. ábra) kiindulópontja az ökoszisztémák állapota, a végpontja pedig a társadalom jólléte. Az ökoszisztémák állapota (1. kaszkádszint) azért fontos, mert csak a megfelelő állapotban lévő ökoszisztémák képesek arra, hogy a szolgáltatások széles körét nyújtsák az emberiség számára. Az állapot alapvetően meghatározza tehát az ökoszisztémák szolgáltatásnyújtó-képességét (ökoszisztéma funkciókat, potenciális ökoszisztéma-szolgáltatást, ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitást) (2. kaszkádszint). Potenciál alatt elvben a fenntartható módon potenciálisan igénybe vehető "mennyiséget" értjük (Hein et al. 2016), bár az, hogy pontosan mi a fenntartható igénybevétel, sokszor nem egyértelmű. A ténylegesen igénybe vett szolgáltatásokat (3. kaszkádszint) azonban még sok tényező befolyásolhatja, pl. a társadalom igényei, lehetőségei, vagyis a kereslet jellemzői. Ezzel összefüggésben a tényleges használat a gyakorlatban

² <https://www.cbd.int/ecosystem/principles.shtml>



9.1 ábra A kaszkárendszer NÖSZTÉP-ben alkalmazott eredeti sémája ("a kaszkád-modell")

a fenntartható kapacitástól függetlenül alakul: az aktuális ökoszisztéma-állapot rovására mehet, degradációt okozhat, veszélyeztetheti az ökoszisztéma épségét/ állapotát. Az igénybe vett szolgáltatások a társadalom tagjainak jóllétének fenntartásához vagy növekedéséhez (4. kaszkádszint) járulnak hozzá.

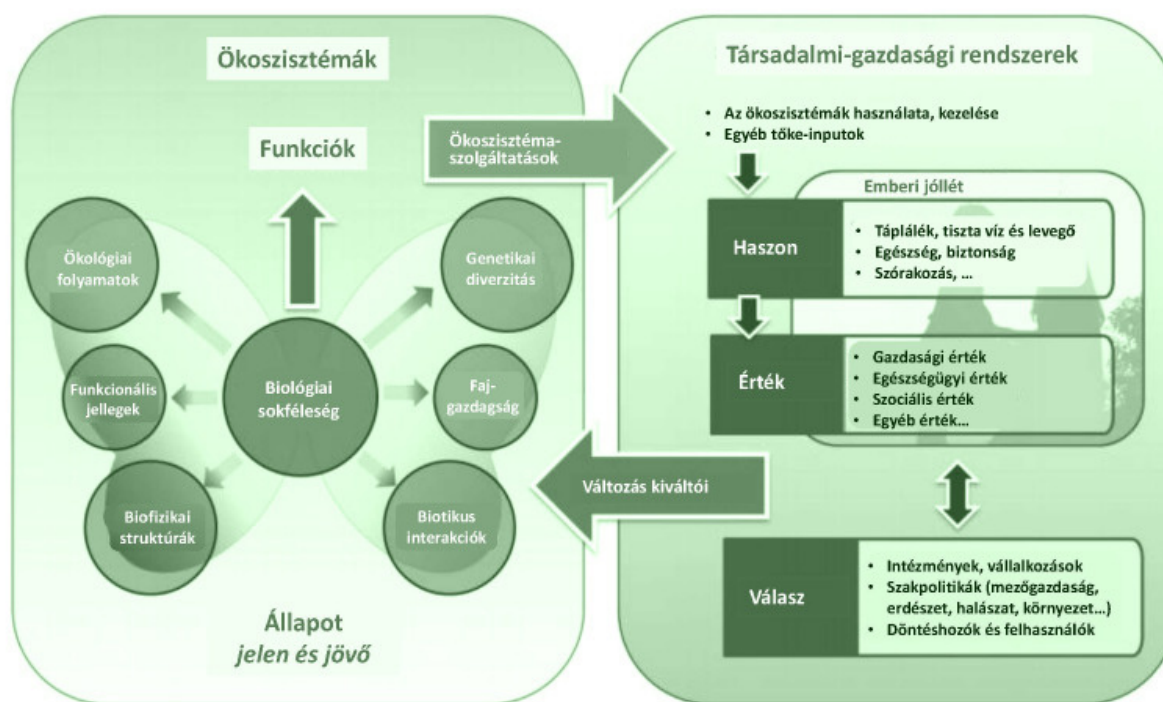
Mindegyik szinthez más-más indikátor-típusok tartoznak, olykor más mértékegységekkel, mivel a folyamat különböző aspektusait próbálják megragadni. Lehetnek pl. biofizikai, szocio-kulturális és pénzügyi indikátorok, melyek segítenek jellemezni/számszerűsíteni az adott szolgáltatásokat. A természeti rendszerhez tartozó ökoszisztémák állapotának és szolgáltatásnyújtó képességének értékelésében inkább a biofizikai, míg a jóllét megragadása során inkább a szocio-kulturális és monetáris indikátorok alkalmazása a jellemzőbb. Míg a potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás szinteket inkább modellezzük, a "tényleges ökoszisztéma-szolgáltatás használat" leírására sokszor mért adatokat, statisztikákat tudunk mérőszámként alkalmazni.

Az ökoszisztéma-szolgáltatás kaszkád megjelenése óta sokan dolgoztak azon, hogy az szolgáltatás-értékelések gyakorlatába átültessék, újabb szempontokat elemezve, a rendszert tovább tisztázva (pl. La Notte et al. 2017, Hein et al. 2016, Potschin-Young et al. 2017, Czúcz et al. 2020). A legtöbb ilyen értékelés azonban csak egy-két szintet emel ki és értékel (Czúcz et al. 2020). A NÖSZTÉP értékelésében a teljes kaszkád mentén, minden egyes szintet érintve terveztük a szolgáltatásokat értékelni. Az országos léptékű értékelés során az adatok különböző elérhetősége miatt végül nem minden szintet lehetett térképezni, főleg a kaszkád magasabb szintjein (emberi jóllét).

9.1.3. Az ökoszisztéma-állapot és kapcsolata az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal

A kaszkád-modell az ökoszisztémák állapotának (ÖÁ) közvetlenül a szolgáltatásokra és közvetve a jóllétre gyakorolt hatását hangsúlyozza. Ez az állapot definícióiban is megjelenik, pl. Czúcz és Condé (2017) szerint "az ökoszisztéma-állapot egy konkrét ökoszisztéma olyan tulajdonságok által meghatározott minősége, amelyek alapját képezik az ökoszisztéma ökoszisztémaszolgáltatás-nyújtó képességének". Ez, valamint a Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) által alkalmazott ökoszisztéma-állapot definíció, amely szerint az állapot nem más, mint „az ökoszisztémák valós szolgáltatóképessége ("effective capacity to provide ES") a potenciális szolgáltatóképességükhöz ("potential capacity") mérten", kifejezetten

az ember szükségletei szempontjából értelmezi az ökoszisztémák állapotát. Ezt a felfogást az is tükrözi, hogy a kezdeti uniós (MAES) ajánlások elsősorban a szolgáltatások értékelésére vonatkoztak (Maes et al. 2015), a figyelem csak később fordult az állapot értékelése felé (Maes et al. 2018). Az ökoszisztéma-szolgáltatások potenciálja, használatuk és az ökoszisztémák állapota viszont mindkét irányba összefüggenek, mint ahogyan ez a szolgáltatások és az állapot viszonyrendszerét bemutató 9.2. ábrán is látható. Az ökoszisztéma-szolgáltatások túlzott használata (pl. intenzív fakitermelés, intenzív mezőgazdaság) hosszabb távon visszahat az ökoszisztéma állapotára. Az állapot-értékelések során gyakran használnak olyan ún. terhelés- (“pressure”) alapú indikátorokat, amelyek az emberi hatást mérik, vagy becsülik, és ezen keresztül közvetve utalnak az állapotra. Amennyiben ilyen terhelés-alapú állapot-indikátorokat használunk, az összefüggések inkább a fordított irányban vizsgálhatóak (ÖSz→ÖÁ). A 9.2.1 fejezetben bemutatott, általunk javasolt módosított kaszkád az eredetivel szemben már tartalmazza a visszacsatolást is.



9.2. ábra A természeti és társadalmi-gazdasági rendszerek összefüggései (Forrás: EC 2013, változtatás nélküli fordítás)

A releváns állapot-indikátorok, amelyek hatása ismert, illetve kimutatható az adott ökoszisztéma-szolgáltatásra nézve, minden egyes ökoszisztéma-szolgáltatás esetében különbözhetnek. Ezek, a NÖSZTÉP-ben szolgáltatás-alapozónak nevezett állapot-indikátorok, az adott szolgáltatásra vonatkozó kaszkád többi szintjének térképezésekor bemenő (input) információként (is) értelmezhetőek, illetve felhasználhatóak. Ugyanakkor az ökoszisztémák egészsége, integritása, amely szintén állapot-indikátorok segítségével írható le, hosszabb távon közvetve vagy közvetlenül valamennyi szolgáltatás potenciálját befolyásolja. Ezt a megkülönböztetést, illetve kettős megközelítést már korábban, nemzetközi szinten is felvetették, pl. a német nemzeti értékelés kapcsán (Albert et al. 2016). Ugyanezt tükrözik azok a nemrég elkészült nemzetközi ajánlások, és az ezek mellékleteként közzétett “factsheet”-ek, melyek az ökoszisztémák állapotának és szolgáltatásainak beépítését segítik a nemzetközi elszámolási rendszerekbe (UN 2021, Czucz et al 2018b, Keith et al. 2020).

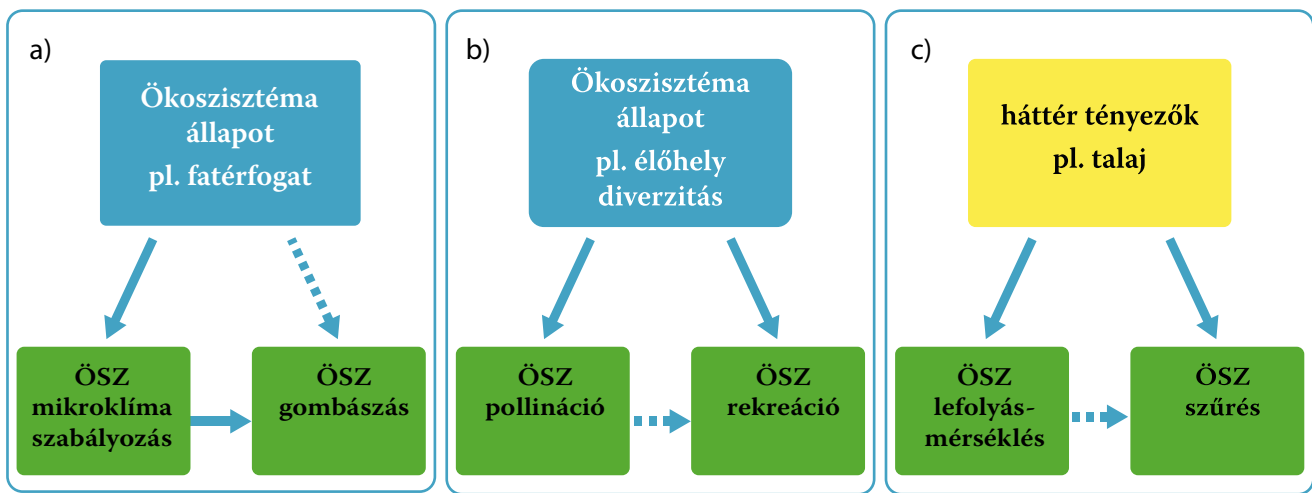
A NÖSZTÉP értékelések során a fentebb leírt szolgáltatás-alapozó állapot-indikátorokat az SZMCS-k vagy külön térképezték, mint az első kaszkádszint indikátorait, vagy közvetlenül beépültek az egyes szolgáltatásokra kidolgozott kaszkádokba (pl. a gombatermő-képesség meghatározásánál, vagy a rekreációs potenciál esetében). Ezen túl azonban értékeltük az ökoszisztémák természetvédelmi és egyéb, fenntarthatósági szempontok alapján értelmezett „minőségét” is (Tanács et al. 2020, Tanács és Standovár 2021), amely a szolgáltatásokhoz általában közvetlenül kevésbé köthető, azonban hosszabb távon jelzi

a használat fenntarthatóságát. Ezeket általános állapot-indikátoroknak neveztük, és különböző megközelítésekkel, illetve különböző léptékben számítottuk ki (egy-egy élőhely-foltra, csak bizonyos ökoszisztéma-típusra érvényesen, vagy foltnál durvább léptékben). Jellegüket tekintve ide sorolhatóak pl. a különféle, biodiverzitást leíró adatokon alapuló indikátorok (pl. a projektben alkalmazott/kidolgozott madárfaj jelenlét-index) - ezek jól jelzik a természetes élőhelyek "épségét" illetve "egészségét". Ahol ilyen jellegű adatok nem állnak rendelkezésre, ott valamilyen helyettesítő (ún. proxy) indikátorok alkalmazhatóak. Ezek is többfélék lehetnek, pl. alapozhatnak az ökoszisztéma valamely jobban mérhető komponensének tulajdonságaira (pl. erdőknél a faállomány tulajdonságai, szántóknál a táblák mérete), vagy az emberi terhelés mértékét leíró közvetlen (pl. adott területre adott időszak alatt kijuttatott műtrágya-mennyiség) vagy közvetett (pl. utaktól való távolság, beépített területek aránya) változókra. Ezek az általános állapot-indikátorok, illetve a belőlük készült térképek egyrészt a természetvédelem számára közvetlenül felhasználhatóak, másrészt az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal összefüggésben vizsgálva akár a jelenlegi szabályozás, illetve használat hatásaira vonatkozólag is szolgáltathatnak (közvetett) információt.

9.1.4. Az ökoszisztéma-szolgáltatások közötti kapcsolatok

Egy adott területen az ökoszisztéma-szolgáltatások védelmével és az azokra alapozott integrált fejlesztéssel kapcsolatos döntéshozatalt segíti, ha a szolgáltatások minél teljesebb körét figyelembe vevő háttérelmézésen alapszik. Az ilyen típusú integrált elemzésekben mutatkozik meg az ökoszisztéma-szolgáltatásokon alapuló megközelítés egyik legfőbb hozzáadott értéke. A természet megőrzésének szempontjai várhatóan nagyobb eséllyel tudnak érvényesülni a területi tervezésben, ha megmutatható, hogy valamely javasolt vagy tervezett intézkedésnek, szabályozásnak több szolgáltatásra is pozitív hatása lehet, vagy elősegíti bizonyos szolgáltatások megőrzését (Gimona és van der Horst 2007). Illetve fordítva, egy-egy beavatkozást megelőzően, az adott terület szolgáltatásaira gyakorolt potenciális hatását áttekintve jobban mérlegelhető, hogy az adott beavatkozás összességében milyen hatásokkal jár. Lehetőséget ad továbbá olyan szempontok figyelembe vételére is, mint például a szabályozó szolgáltatásokra, és ezen keresztül az ember jóllétére gyakorolt hatás, amelyek pénzbeli értékelése még nehézségekbe ütközik

Az ökoszisztéma-szolgáltatások többféle interakcióban állhatnak egymással. Elkülöníthető két fő jellemző típus, az egyik az úgynevezett szinergia, amikor két szolgáltatás potenciálja, vagy használata hasonlóan alakul (ha az egyik értéke magas, akkor a másiké is, és fordítva). A másik típus az úgynevezett csereviszony vagy trade-off, amikor az egyik szolgáltatás magas értékei (legyen szó potenciálról, vagy tényleges használatról) a másik alacsony értékeivel járnak együtt. Mindkét interakció-típusnál lehetséges, hogy egy "hajtóerő" (driver) (ami lehet vagy az ökoszisztéma állapota, vagy valamely egyéb, pl. társadalmi háttértényező) hat egy vagy több ökoszisztéma-szolgáltatásra, de az is lehet, hogy valós interakciók vannak a szolgáltatások között és ezek közvetlen módon egymást befolyásolják (Bennet et al. 2009). Kapcsolatukat legegyszerűbben korreláció-elemzéssel tudjuk vizsgálni, ahol az együttthatók lehetnek pozitívak (szinergia) vagy negatívak (trade-off, csereviszony). A hatások lehetnek egyirányúak vagy kétirányúak (9.3 ábra). Csupán a korrelációk megléte alapján azonban nem tudhatjuk, hogy a hatások iránya milyen, és azt sem, hogy pontosan milyen jellegű a kapcsolat (tehát egy közös háttértényező hat a két, vagy több szolgáltatásra, melyek ezáltal párhuzamosan mozognak, vagy valóban a szolgáltatások közti érdemi interakciót látunk). Szakmai tájékozottság alapján (ill. további vizsgálatok után) lehet azonban bizonyos kijelentéseket tenni, összefüggéseket és hatásirányokat valószínűsíteni. Az ökoszisztéma-szolgáltatások közötti teljes kapcsolatrendszerek nagyon összetettek, elemzésüket többféle módon lehet bővíteni, és érdemes a teljes rendszer megértésére törekedni. Az elemzések eredményeképpen kirajzolódó szinergiák és trade-off-ok valóságáról további elemzésekkel, illetve társadalmi bevonással deríthetünk fényt (Martín-López et al. 2012). Amennyiben az adott trade-off jelenség valóban létezik, valószínűleg kimutathatóak az érintett szereplők közötti valós érdekellentétek, konfliktusok (Kovács et al. 2015).



9.3. ábra Közös hatótényezők (ökoszisztéma állapot (ÖÁ), háttértényezők) és ökoszisztéma-szolgáltatások (ÖSz) közti kapcsolatok. Közvetlen kapcsolatok: folytonos vonalak/nyilak, közvetett kapcsolatok: szaggatott vonalak/nyilak

A kapcsolatrendszerek feltárásának egyik módja a jellemzően együtt mozgó szolgáltatások összefoglalása - ezek összességét és kapcsolatrendszerét a szakirodalom ún. ökoszisztéma-szolgáltatás "csomagoknak" ("ES bundles") nevezi (Martín-Lopez et al. 2012, Manning et al. 2018). A továbbiakban az egyszerűség kedvéért "csoportoknak" nevezzük őket. Ezek a csoportok regionálisan, illetve ökoszisztéma-típusonként eltérőek lehetnek, mind a szolgáltatásokat, mind ezek összefüggéseit tekintve (Cord et al. 2017). A csoportok meghatározásával egyben lehatárolhatóak olyan területek, ahol a jellemző szolgáltatások köre hasonló, illetve a kapcsolatrendszerek hasonlóan működnek (Mouchet et al. 2014, Dittrich et al. 2017). A szolgáltatások interakcióinak vizsgálata idősoros adatok hiányában jellemzően térbeli adatok, illetve mintázatok alapján történik, bár a valódi ok-okozati viszonyok feltárásához inkább az időbeli változások vizsgálata vihet közelebb (mint ahogyan azt a spanyol nemzeti ökoszisztémaszolgáltatás-felmérésben tették 50 éves adatsorokkal; Santos-Martín et al. 2013). A térben explicit elemzések előnye ugyanakkor, hogy segítenek azonosítani az ökoszisztéma-szolgáltatások szempontjából kiemelt jelentőségű területeket (Raudsepp-Hearne 2010), és megfelelő felbontás, valamint adattartalom esetében az ilyen vizsgálatok eredményei akár közvetlenül felhasználhatóak a területi tervezésben is. Az ökoszisztéma-szolgáltatás csoportokat gyakran többváltozós statisztikai módszerekkel, pl. főkomponens-elemzéssel is vizsgálják (Maes et al. 2012, Raudsepp-Hearne 2010). Ennek során a szolgáltatások leírására használt változók információtartalmát minél kevésbé korrelált komponensekbe sűrítik, és e tengelyek mentén ábrázolják őket. Az ökoszisztéma-szolgáltatások egymáshoz való pozíciójából körvonalazódhatnak a (hasonlóságukon, illetve különbségeiken alapuló) csoportok.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások vizsgálatára irányuló összetett értékelések egy másik nagy csoportja azt vizsgálja, hogy az ökoszisztémák hányféle funkciónak tudnak egyidejűleg megfelelni. Ez a fajta összetett, multifunkcionalitás-értékelés azért szükséges, mert az emberek által lakott és használt tájakat több szempontnak és több igénynek megfelelően kell kezelni, használatukat szabályozni (Höltling et al. 2019, Wiggering et al. 2003). Ezen túl az ökoszisztéma-szolgáltatások potenciáljában megmutatkozó magasabb multifunkcionalitás gyakran együtt jár a nagyobb faji, illetve funkcionális diverzitással is (Lavorel et al. 2011), ezért ennek vizsgálata természetvédelmi szempontból is kiemelt jelentőséggel bír. Ugyanakkor fontos kiemelni, hogy míg a multifunkcionális tájhasználat, kiemelten az agrártájak esetében, sokszor előnyös megoldásokat kínál és növeli a biodiverzitást (Kovács-Hostyánszki et al. 2017), természetvédelmi célkitűzések teljesítésénél nem szabad, hogy ez egyedüli szempont legyen (Erős és Bányai 2020, Grass et al. 2021, Turkelboom et al. 2018).

Az egyes szolgáltatások értékelése során minden egyes terület esetében meghatározásra kerül, hogy mennyire "jó" az adott terület adott szolgáltatás tekintetében (attól függően, hogy a kaszkád mely szintjét nézzük, ez egy szám, ami megadja pl. az adott szolgáltatás potenciálját, vagy a ténylegesen igénybe vett mennyiségét). A multifunkcionalitást különböző módokon mérhetjük, de fontos, hogy ennél

a típusú elemzésnél egyszerre egy kaszkádszintet van értelme elemezni. A szintek keverése teljességgel hamis eredményekhez vezethet (Czúcz et al. 2018). A legegyszerűbb módja az adott területen az összes ökoszisztéma-szolgáltatás adott kaszkádszintre kapott értékének összeadása, mely akkor végezhető el, ha ezeket egy skálán tudjuk megadni. Ezért vagy eleve az összes ökoszisztéma-szolgáltatást egy összevethető, ordinális skálán értékeljük (pl. Burkhard et al. 2009, Nikolaidou 2017, Vári et al. 2020) vagy az összes szolgáltatás-értéket standardizáljuk, gyakran az adott szolgáltatás maximumához viszonyítva (Hölting et al. 2019, példák: Nedkov & Burkhard 2012, Stürck et al. 2014). Feltételezhetjük, hogy minden ökoszisztéma-szolgáltatás egyformán jelentős, de súlyozhatjuk is őket az érintettek szempontjai alapján (Manning et al. 2018). Egy másik lehetőség, hogy meghúzunk egy bizonyos értékhatárt, ami fölött már jelentősnek tekintjük az ökoszisztéma-szolgáltatás értékét, és csak ott vesszük figyelembe az értékelésnél, ahol ezt a határt meghaladja. Esetenként a standardizálás, azaz az egy mértékegységre átszámolás a szolgáltatások pénzben történő kifejezését jelenti (pl. Frélichova et al. 2014, Pinke et al. 2018, Vermaat et al. 2020). A pénzbeli értékelésnek – habár nagyon kézenfekvőnek tűnik – sok nehézsége van, amelyek miatt általános alkalmazhatósága gyakran korlátozott (Bateman et al. 2011, Spangenberg & Settele 2016). Mindegyik esetben többé vagy kevésbé befolyásolja az eredményünket, hogy milyen szolgáltatásokat választottunk az elemzésünkhöz. Minél több szempontot, illetve szolgáltatást felőlel az elemzés, annál kiegyensúlyozottabb, és a valóságot jobban tükröző eredményre számíthatunk.

9.1.5. A városi ökoszisztéma-szolgáltatások szintézis-elemzése

A városi ökoszisztéma-szolgáltatások mikro- vagy legfeljebb lokális léptékű folyamatok eredményei, ezért az értékelésükben – az országos modellekkel ellentétben – az ebben a méretarányban használható értékelő eszközök, modellek kapnak vezető szerepet. Mivel sok kapcsolódó folyamat ilyen léptékben értékelhető legmegbízhatóbban (pl. a mikroklíma teljes körű humánkomfort-szemléletben), ezért általánosabb jelleggel is elmondható, hogy a várostervezésben magas komplexitás-szintű modellekkel támasztható alá az ökoszisztéma-szolgáltatásokra alapozó területi tervezési folyamat. Például a városi fák ökoszisztéma-szolgáltatásainak értékelésére világszerte leggyakrabban használt eszköz, az i-Tree Eco modell az USA városaiban már sok éve a napi szintű zöldfelület-menedzsment eszköze. Emellett egyre több európai városban is érdemi hatása van a kapcsolódó tervezési folyamatokra (Raum et al. 2019), és a NÖSZTÉP Városi SZMCS által vizsgált szolgáltatások értékelési módszertanának kialakításában is szerepet kapott. Elmondható, hogy sok esetben lényegében faegyed-léptékű szolgáltatás-értékelés szerepel a településmenedzsment fontos részterületeinek háttéréként, a rendelkezésre álló eszköztár a városrész vagy települési kiterjedésű értékelésekhez is jó alapot adhat. Cortinovis és Geneletti (2018) például egy barnamezős terület rekonstrukciójának lehetőségeit vizsgálták (térben explicit módon) a mikroklíma-szabályozás és a rekreációs potenciál értékelésével. Az integrált, a társadalmi háttérrel is figyelembe vevő döntéselőkészítő értékelésre pedig jó példát jelent Geneletti et al. (2020) munkája, mely az ökoszisztéma-szolgáltatások iránti igény (ecosystem service demand) térképezésében jelenítette meg az érzékeny társadalmi csoportok térbeli elhelyezkedését. A szolgáltatások biztosításának, az irántuk való igénynek, valamint azok elérhetőségének az elemző szintézisét egy egyszerű arányszámmal, az elérhetőség és az igény hányadosával adták meg (mivel előbbi magában foglalta a szolgáltatások biztosítását is).

9.2. Az indikátorok kiválasztása

Mivel a szolgáltatások értékelését az egyes szakértői munkacsoportok külön végezték el, és a különböző szolgáltatás-típusok (ellátó, kulturális és szabályozó) esetében a kaszkádszintek sokféleképpen értelmezhetőek, az egyes ökoszisztémaszolgáltatás-értékelésekre változatos megközelítések születtek. Annak érdekében, hogy a szintézisünk során – melyben több szolgáltatás-indikátort összegzünk – valóban összevethető szempontokat értékeljünk, az összes kidolgozott értékelést áttekintettük és rendszerezttük. Rendszerünkben, az “alternatív kaszkádban” nem csak az (9.1. ábrán látható) egyes alapelemeket vettük figyelembe, hanem kiegészítettük több, eddig nem kellően körülírt szemponttal, melyek az irodalomban általában vegyesen, illetve rendezetlenül, egymással összefonódva szerepelnek. Ennek keretében 1. részletesebben megvizsgáltuk és több komponensre bontottuk az ökoszisztéma-állapotot meghatározó tényezőket; 2. különbséget tettünk az ökoszisztéma-állapot és az emberi hatótényezők mentén meghatározott ökoszisztémaszolgáltatás-kapacitás között.

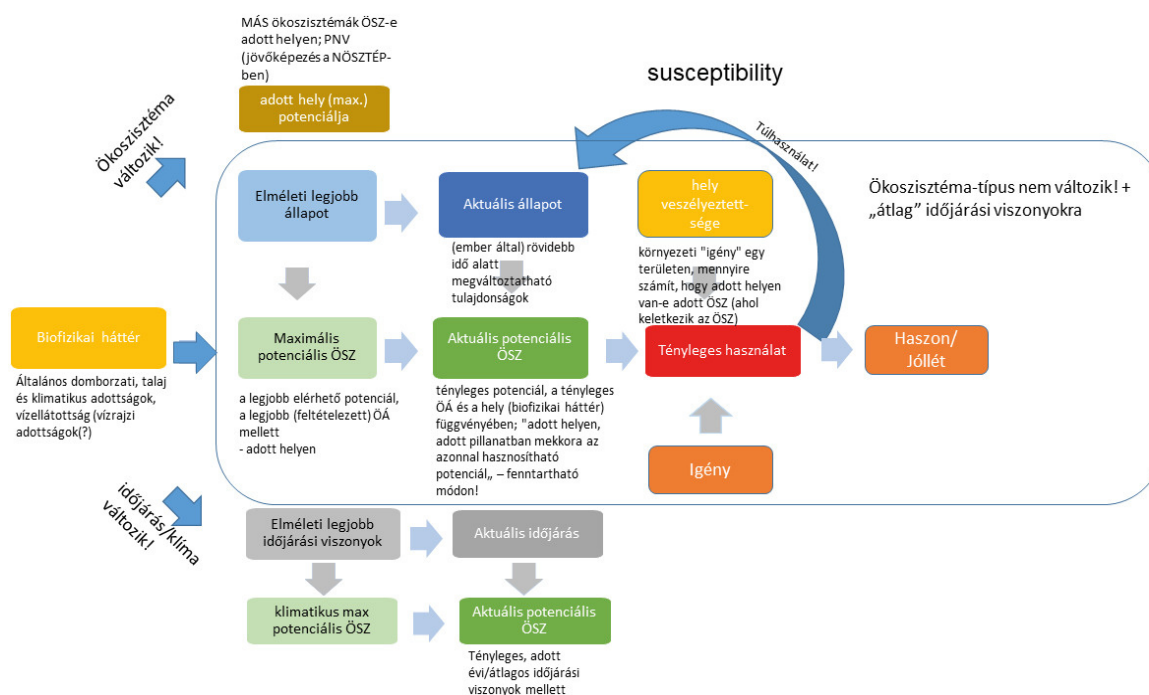
9.2.1. A kaszkádszisztéma módosítása

Az ökoszisztéma-állapot kaszkádszinten belül több, jellegében eltérő komponenst azonosítottunk, amelyek együtt határozzák meg az ökoszisztémák szolgáltatás-nyújtó képességét. A “biofizikai háttérhez” tartoznak az általános domborzati, talaj és klimatikus adottságok, vízrajzi adottságok (vízellátottság). Ez a háttér általában lassan változik, tehát néhány éves vagy évtizedes időléptékben állandónak fogható fel. Egy adott biofizikai háttér mellett (egy bizonyos helyen, és időben, adott környezeti változók eredőjeként) adott szolgáltatás szempontjából feltételezhetünk egy optimális ökoszisztéma-állapotot (amire semmilyen emberi hatás, illetve ebből eredő degradáció nem jellemző), amely meghatározza, hogy adott helyen mi az adott szolgáltatás lehetséges maximális kapacitása (9.4. ábra).

9.4. ábra Az ökoszisztéma (elméleti) maximális szolgáltató-kapacitása (“maximális potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás”), az ezt befolyásoló biofizikai háttér, és az elméleti “legjobb ökoszisztéma állapot” mint új elemek a kaszkádszisztéma-modellben. A türkiz-zöld keret az alkalmazott peremfeltételeket jelzi.

A szolgáltatásokat alapvetően meghatározó, egy emberöltő időléptékében elvben stabilnak tekinthető földrajzi háttértényezők (domborzat, klíma, talaj) közül a klíma jelentősége kiemelkedő. A klíma ugyanis az elmúlt évtizedek tapasztalatai alapján napjainkban egyértelműen változik (IPCC 2014). A hosszútá-

vú trendeken túl az adott év időjárása is jelentősen befolyásolhatja az ökoszisztémák állapotát, és ezen keresztül bizonyos szolgáltatások “pillanatnyi” potenciálját, pl. szélsőséges időjárási eseményeken keresztül (pl. adott területen bekövetkező jégtörés rövid idő alatt jelentősen csökkentheti a tűzifa, mint szolgáltatás aktuális potenciálját, és ez a hatás hosszabb távon érvényesül. Egy aszályesemény szintén viszonylag rövid idő alatt okoz csökkenést pl. a gyepfokban, ennek a hatása viszont rövidebb távú). Ez emberi hatás nélkül is az egyes évek közötti jelentős ingadozásokhoz vezethet (ún. évjárat-hatás). Az értékelések során, főleg a sok-résztvevős workshopokon, rendszeresen fel is merült, hogy az értékeléseket milyen időjárási viszonyokra szeretnék értelmezni? “Van jó év, van rossz év” - hangzik el sokszor. Általában a jellemző megoldás az, hogy az átlag-értékeket keressük, nem pedig az egyik vagy másik extrémumot, bár az értékelendő szolgáltatástól, illetve az ökoszisztéma-típustól is függhet, milyen megközelítést választunk. Ez esetben az erdő “átlagos” (sok év folyamán tapasztalt) növekedését nézzük, a gyepekre feltételezünk egy sok év alapján tapasztalt “normál” időjárás melletti hozamot, és a szabályozó szolgáltatásoknál is általában inkább az átlagos időjárásra készítjük a modelleket. Így megkapjuk az adott helyen (=adott biofizikai háttér mellett) feltételezett legjobb ökoszisztéma-állapot mellett lehetséges maximális potenciált. Azonban ennél a lépésnél az is elképzelhető, hogy a jellemző időjárási viszonyok helyett az adott szolgáltatás nyújtása szempontjából ideális időjárási körülmények között elérhető maximumot célozzuk meg a “potenciál” értékelésénél (tehát egy, a klíma fokozott figyelembe vételével meghatározott “klimatikus maximális potenciált” – 9.5. ábra). Ezt talán a legegyszerűbb egy természetű növény példáján megérteni, hiszen terméshozam szempontjából nem mindegy, hogy egy, az adott növény szempontjából ideális időjárású évet nézünk, vagy egy kedvezőtlen időjárású évet. Az Élelmiszer SzMCs a terméshozamok potenciáljának értékelésekor például ideális időjárási körülményeket feltételezett. Attól függően, hogy mi az értékelés célja, az is egy lehetőség, hogy a “klimatikus maximális potenciálhoz” viszonyítsuk az adott év, vagy egy átlag év potenciálját.



9.5. ábra A módosított kaszkádmódel a “klimatikus maximális potenciális ökoszisztéma-szolgáltatással és a “hely potenciáljával” kiegészítve

Egy ökoszisztéma állapotát a biofizikai háttéren túl az emberi tevékenység is meghatározza, hiszen a szolgáltatások igénybevétele során általában többféle emberi hatás is éri. A tájhasználat során ezek viszonylag rövid idő alatt visszahatnak az élőhely tulajdonságaira (pl. talajdegradáció, biodiverzitás-csök-

kenés, tápanyag-feldúsulás stb), és összességében annak állapotára. Valójában ez az “aktuális állapot” az, ami a biofizikai háttérrel együtt meghatározza, hogy adott helyen adott időpontban egy konkrét szolgáltatás tekintetében ténylegesen mekkora az ökoszisztéma kapacitása: ez az ökoszisztéma aktuális ökoszisztémaszolgáltatás-nyújtó képessége (“aktuális potenciális szint”).

Fentiek alapján tehát az eredeti kaszkád-modellben szereplő “ökoszisztéma-állapot” szint három különálló komponensre bontható szét, amelyek együttesen határozzák meg az ökoszisztémák állapotát, és ezen keresztül azt, hogy milyen mennyiségben és minőségben képesek az emberiség számára az adott szolgáltatást nyújtani. A három komponens: 1. a nagyjából állandó, biofizikai háttértényezők, melyek meghatározzák, hogy adott helyen egyáltalán milyen ökoszisztéma-típus alakulhat ki, és az mit képes nyújtani; 2. a többi háttértényezőnél időben változékonyabb klimatikus tényezők; 3. a szintén rövidebb távon ható, és jelentős befolyással bíró egyéb emberi hatások.

A maximális és aktuális potenciál elkülönítésének nem csak elméleti, hanem gyakorlati jelentősége is lehet. A NÖSZTÉP-ben végzett értékelések során az a döntés született, hogy az egyes SZMCS-k kizárólag a jelenlegi területhasználat által megszabott kereteken belül értékeljenek. A potenciális ökoszisztémaszolgáltatás-szintek értelmezésénél tehát a kérdés eredetileg úgy fogalmazódott meg, hogy mit tud adott ökoszisztéma-típus nyújtani? Egy terület használatának, az egyes szolgáltatások igénybevételének hatására alapvetően az állapot változik meg (pl. túlhasználat által egy jó állapotú gyeppel degradálódhat de gyeppel marad). Azonban előfordulhat az is, hogy valamilyen emberi tevékenység hatására maga az ökoszisztéma-(fő)típus módosul (pl. egy terület vízelvezetés, vagy túlzott vízkivétel miatti szárazodása eredményezheti, hogy egy vizes élőhely kiszárad és átalakul). Ilyen jelentős mértékű változások napjainkban többnyire tudatos területhasználati döntések eredményeként következnek be (pl. egy terület beerdősítése). A projekt során kezdettől fogva sok olyan, területhasználati konfliktushoz kapcsolódó kérdés merült fel, amelyek megválaszolásához nem egy-egy jelenlegi szolgáltatás aktuális potenciáljának, hanem több szolgáltatás (maximális) potenciáljának együttes vizsgálatára lett volna szükség (ezt nevezhetjük az adott hely potenciáljának). Ilyen kérdések pl., hogy miért nem érdemes az alföldi gyepek helyére faültetvényeket telepíteni, mit érdemes kezdeni az időnként elöntés alá kerülő ártéri területekkel, vagy miért lenne érdemes a belvizes területeket a víz megtartására hasznosítani. Azonban az a döntés született, hogy ilyen jellegű értékeléseket (a jelenlegi területhasználat fényében elkészült elemzések tapasztalataira támaszkodva) inkább egy részletes jövőkép-építés részeként érdemes végezni. Így az itt bemutatott szintetizáló elemzések az egyes szolgáltatásoknak a jelenlegi területhasználat melletti aktuális potenciáljára vonatkoznak.

A következő fejezetben bemutatjuk a szintézishez kiválasztott indikátorokat, illetve az egységesebb kezelés érdekében végrehajtott módosításokat.

9.2.2. Kiválasztott ökoszisztémaszolgáltatás-indikátorok

Első lépésként az egyes szolgáltatás-indikátorokat besoroltuk a 9.2.1 fejezetben bemutatott módosított szintekhez. Az elemzéshez az “aktuális potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás” szintet választottuk ki. Egyrészt praktikus okokból, mivel itt volt a legtöbb átfedés az elkészült értékelésekben, ezen a szinten valamennyi vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatást tudtuk országosan értékelni. Másrészt az éppen rendelkezésre álló potenciálok összevetése, térképi ábrázolása mind a természetmegőrzés, mind a területi tervezés szempontjából hasznos információt szolgáltat. Alkalmanként a munkacsoport értékelésétől eltérően ítéltük meg a kiválasztott szolgáltatás-indikátorok elhelyezését a kaszkád-szinteken belül, a koherenciát szem előtt tartva. Minden, a projektben értékelt szolgáltatást bevontunk az elemzésbe, az SZMCS tanulmányokat alapul véve (Csákvári et al. 2021, Kiss et al. 2021, Koncz et al. 2021, Kovács-Hostyánszki et al. 2021, Rezneki et al. 2021, Vári et al. 2021). A kiválasztott indikátorokat a 9.1. táblázat mutatja be, míg ezek előállításának részletes módszertani leírásait a 8. fejezet, illetve a részletes tanulmány 1. melléklete tartalmazza (termeszetem.hu).

9.1. táblázat A szintézis-elemzésekhez kiválasztott ökoszisztémaszolgáltatás-indikátorok, valamint rövid leírásuk. Az "eredeti" megjelölés a munkacsoport eredeti kaszkádszint beosztását mutatja

ÖSZ	Indikátor	Rövid leírás
Termesztett növények	Szántó, gyümölcsös hozam	Tényleges hozam adatok (t/ha) alapján; adott helyen termesztett növény hozama az adott növény országos maximumához képest[eredeti: 3. szint]
Tenyésztett állatok és termékeik	Gyephozam	Gyepek hozama; Á-NÉR-kategóriák alapján, MÉTA vegetációtájakra " végzett becslés (t/ha) [eredeti: 2. szint része]
Tűzifa	Fatérfogat	Élőfakészlet (m ³ /ha) [eredeti 1. szint]
Tűzifa	Folyónövedék	Folyónövedék (évi átlagos faprodukción, pontosabban a faállomány korától számított következő 10 éves időszakban várható összfatermésének átlagos évi növedéke) (m ³ /ha/év) [eredeti 2. szint]
Éghajlat-szabályozás	Üvegházgáz (ÜHG) mérleg	Egy hosszabb időszak ÜHG-mérlege (modell); (t CO ₂ ekv./ha/év)[eredeti: 2. szint módosítva: az ökoszisztéma-típusokra külön készült térképek egyesítésével, a nem fás vizes élőhelyekre egy konstans érték]
Mikroklíma-szabályozás	Lokális klímaindex	Szakértői becslés szakirodalom alapján, hazai viszonyokra adaptálva. NÖSZTÉP élőhely kategóriákhoz rendelt érték-szám, amely jellemzi, hogy az adott ökoszisztéma milyen mikroklímát teremt. [eredeti: 1. szint]
Mikroklíma-szabályozás	F-index (párolgás)	Potenciális párologtatóképeség - a nemzetközi szakirodalom alapján megadott, felszínborítottságtól függő párologtatóképeség [eredeti: 1. szint]
Pollináció	Relatív beporzási potenciál	Élőhelyek relatív potenciálja a növények beporzásában fontos szerepet játszó vadméh fajok segítségével (virágforrások és fészkelőhelyek); szakértői pontozás. Módosító tényezők: erdőben a virágos fafajok aránya; szegélyek[eredeti: 2. szint]
Szűrés	Szűrőképeség	A növényzet szűrőképesége, a talaj (víztartó-kapacitása) és a domborzat (topographic wetness index) figyelembe vételével (növényzeti értékek szakértői becslés alapján); [eredeti: 2. szint]
Erózió elleni védelem	Erózió	A nem-lehordott talaj mennyisége; empirikus egyenlet (USLE), szakértői becsléssel a növényzeti értékekre (t/ha/év) [eredeti: 3. szint]
Aszálymérséklés	Belvív-veszélyeztettség mértéke	Potenciális belvív-tározási kapacitás; a Komplex Belvív-veszélyeztetettségi Valószínűségi térkép (eredeti állománya)
Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés	Lefolyás- mérséklés	A növényzet lefolyás-mérséklése (sűrűsége), a talaj (víztartó-kapacitása) és a domborzat (topographic wetness index) figyelembe vételével (növényzeti értékek szakértői becslés alapján); [eredeti: 2. szint]
Rekreáció	Gyalogos természetjárás	természeti, táji és antropogén vonzerők összeadva: 1. szint: "Természetközelség" (ökoszisztéma-típusok-szakértői pontozás), védettség, vizek (távolság, vízfelület mérete; part természetközelsége), a táji diverzitás (domborzat és élőhelyek) + 2. szintből: feltártság (gyalogos túraútvonalak) + vonzerők (természeti + épített)[eredeti 1. szint + 2. szint, kivéve "megközelíthetőség" komponens]
Gombászás	Gombatermő-képeség	szakértői pontozás, mennyire jó gomba termőhely + erdő-ÖÁ, talaj pH, klímátípus (Feddema-index), mint módosító tényezők [eredeti 2. szint]

9.2.3. Kiválasztott állapot-indikátorok

Ahogy fentebb leírtuk, a kaszkádmódel egyik alapvetése, hogy (hosszabb távon) az ökoszisztémák jó állapota biztosítja azok szolgáltató-képességét. Ugyanakkor a szolgáltatások igénybevétele visszahat az ökoszisztémák állapotára. Ennek a bonyolult kapcsolatrendszernek a vizsgálata céljából az ökoszisztéma-szolgáltatások mellé különböző ökoszisztéma-állapot indikátorokat is bevontunk a szintézis elemzéseibe. A szolgáltatás-alapozó indikátorok (ld. 9.1.4 fejezet) közül azok kerültek bele külön a szintézis során végzett elemzésekbe, amelyek általánosabb érvényűek, több ökoszisztéma-típuson átívelnek, és több szolgáltatásra is közvetlenül kihathatnak: három, a talaj állapotára vonatkozó indikátor, és egy, amely az összes ökoszisztéma (élőhely) diverzitását mutatja.

A projektben számított, illetve térképezett általános állapot-indikátorok közül valamennyi vizsgált fő ökoszisztéma-típus esetében a saját specifikus állapot-indikátorát használtuk, illetve az erdőknél a pontosabb kép érdekében a kidolgozott komplex mutató két részindikátorát külön vettük figyelembe. A felhasznált indikátorokat, és rövid leírásukat a 9.2. táblázat tartalmazza. A részletes számítási módszertan pedig megtalálható az állapot-értékelés módszertani dokumentációjában (Tanács et al. 2021).

9.2. táblázat A felhasznált állapot-indikátorok, illetve rövid leírásuk

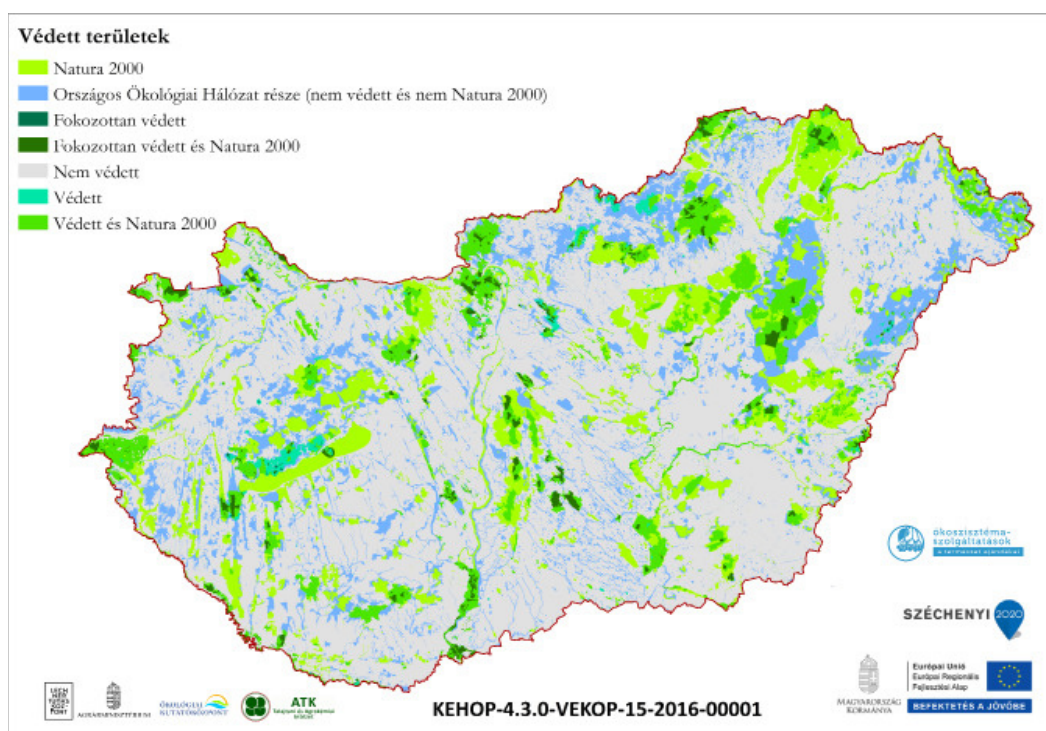
Indikátor	Mely szolgáltatáshoz / ökoszisztéma-állapot-kategóriához kapcsolódik?	Rövid leírás
Lefolyási tényező (talaj)	Szolgáltatás-alapozó indikátor: Szűrés 1. kaszkádszint	A talaj víztartó és vízvezető-képessége (talajtípusok alapján modellezett)
Faállomány-szerkezet (erdőállapot)	Ökoszisztéma-specifikus - Általános állapot-indikátor	Szakértői pontozás az alábbiak alapján: korcsoportok száma, legalább 30 év korkülönbség, idős fák jelenléte, átmérőosztályok száma, átmérőosztály-diverzitás, méretes fák jelenléte, cserjeszint.
Fafajösszetétel (erdőállapot)	Ökoszisztéma-specifikus - Általános állapot-indikátor	Szakértői pontozás az alábbiak alapján: korcsoportok száma, legalább 30 év korkülönbség, idős fák jelenléte, átmérőosztályok száma, átmérőosztály-diverzitás, méretes fák jelenléte, cserjeszint. Az elemzésben használt indikátor a fenti szempontokra kapott összpontszám országos maximumhoz viszonyított %-os aránya.
Fafajösszetétel (erdőállapot)	Ökoszisztéma-specifikus - Általános állapot-indikátor	Szakértői pontozás az alábbiak alapján: Nem ültetvényszerű erdők: őshonos elegyfajok fajszáma (teljes), idegenhonos fajok összelegyaránya, agresszívan terjedő fajok összelegyaránya, főfajok megfelelő elegyaránya, őshonos elegyfajok aránya az elvárthoz képest Faültetvények: Őshonos fajok fajszáma, őshonos fajok összelegyaránya, agresszívan terjedő fajok összelegyaránya Az elemzésben használt indikátor a fenti szempontokra kapott összpontszám országos maximumhoz viszonyított %-os aránya
Talaj szerves szén (C)	Szolgáltatás-alapozó indikátor: Éghajlat-szabályozás 1. kaszkádszint	A TAKI DoSoReMi adatbázisa alapján, 10-fokozatú skálára egyszerűsített térkép

Indikátor	Mely szolgáltatáshoz / ökoszisztéma-állapot-kategóriához kapcsolódik?	Rövid leírás
Talajértékszám	Általános állapot-indikátor	Általános talaj-termőképesség: az 1970-es években fejlesztett talajbonitációs rendszer alapján, térbeli leskálázással javított felbontás; pontozásos értékelés (100 pontról 1-10-es skálára egyszerűsítve)
Élőhelydiverzitás	Foltnál durvább léptékű - Általános állapot-indikátor	Élőhelytípusok (Shannon) diverzitása a pixel 1 km sugarú környezetében, a maximum érték %-ában megadva
Gyep-állapot	Ökoszisztéma-specifikus - Általános állapot-indikátor	Proxy terhelés-indikátorok segítségével gépi tanulási módszerrel (CART osztályozó) előállított modell. Tanító adatok: terepen felmért 5-fokozatú Németh-Seregélyes-féle természetesség. Változók: gyepek és természetyszerű élőhelyek aránya különböző 300, 500 és 1000 m-en belül, utaktól/vizektől való távolság, MTÉT és AKG gyepek jelenléte, vízborítottság gyakorisága (Copernicus WWPI) A felhasznált indikátor két értéket vehet fel (1: rosszabb 2: jobb állapotú gyepek)
Vizes élőhelyek állapota	Ökoszisztéma-specifikus - Általános állapot-indikátor	Szakértői pontozás a következőkből: adott cellában: vízborítottság gyakorisága (Copernicus WWPI), utak jelenléte; a környezetben: vizes élőhelyek aránya, víz/vizes területek jelenléte, Vizes élőhelyek heterogenitása, természetyszerű élőhelyek aránya. Az elemzésben használt indikátor a fenti szempontok alapján kapott összpontszám.
Szántók állapota	Ökoszisztéma-specifikus - Általános állapot-indikátor	Szakértői pontozás a következőkből: természetyszerű élőhelyek aránya (a pont környezetében), átlagos táblaméret, termesztett növényfélék száma, zöldugar/lucerna területi aránya, Pihentetett területek aránya, Kukorica aránya, védelemből fakadó kötelezettséggel érintett területek aránya. Az elemzésben használt indikátor a fenti szempontok alapján kapott összpontszám.

A 9.4.2. fejezetben szereplő elemzés esetében az egyszerűség kedvéért a szántók és az erdők esetében is az 5 kategóriára egyszerűsített összesített állapot-mutatókat használtuk (a pontos módszertan kapcsán ld. Tanács et al. 2021). Mindkét esetben az 1-es jelenti a legkevésbé kedvező, az 5-ös pedig a leginkább kedvező állapotot.

9.2.4. Az elemzéshez felhasznált egyéb adatok

Magyarországon egy területet több jogszabály alapján helyezhetnek természetvédelmi oltalom alá, ami különböző szintű védelmet, számos esetben korlátozásokat jelenthet az adott területen folytatható tevékenységek szempontjából. Fontos kérdés, hogy látható-e szignifikáns különbség a különböző szinten védett, illetve a nem védett területek között az általunk készített értékelések eredményei alapján. Az ezt vizsgáló elemzések során a különböző jogszabályok alapján védelem alatt álló területek lehatárolásához a konzorciumvezető Agrárminisztérium által 2019. februárban rendelkezésre bocsátott térképi adatokat használtuk fel. 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. Külön kategóriaként szerepelnek a Natura 2000 területek (az egyes típusok megjelölése nélkül). Mivel a két területtípus között jelentős átfedések tapasztalhatóak, például a Natura 2000 területek általában egyben védett természeti területek is, a fenti kategóriákat részben kombináltuk (9.6. ábra).



9.6. 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

9.3. A szintézisben alkalmazott elemzési módszerek bemutatása

Az alábbiakban röviden ismertetjük az elemzések során alkalmazott módszereket.

9.3.1. Térbeli tagolás

Az elemzéseket az árnyaltabb megközelítés érdekében többféle térbeli szinten is elvégeztük, tehát nemcsak a teljes ország területére, hanem adott szempontok szerint lehatárolt részterületekre is. A lehatárolás részben nagyobb tájegységek szerint történt (alföldi, illetve hegy- és dombvidéki területek), részben pedig fő ökoszisztéma-típusok (erdők, gyepek, szántók) szerint. Ahogy a 3.1.1 táblázat mutatja, a kétféle megközelítést bizonyos esetekben kombináltuk is. Az egyes lehatárolásokra a továbbiakban “maszkokként” utalunk.

A földrajzi elkülönítéshez nem a domborzatot vettük alapul, tehát nem kizárólag magassági alapon történt, hanem Magyarország földrajzi nagytájain alapul. Alföldi területnek számít a Kisalföld és a Nagyalföld, a többi nagytáj pedig a “Hegy és dombvidékek” kategóriába került.

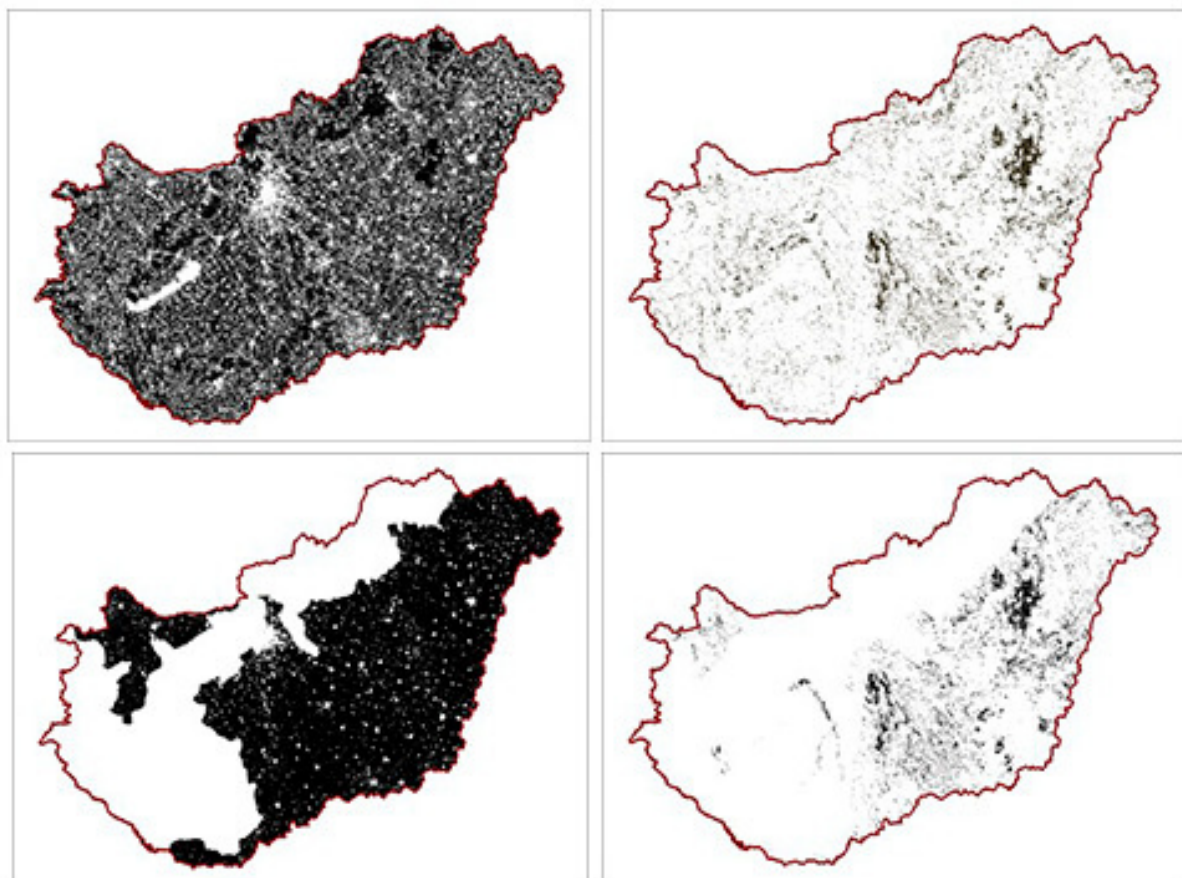
A fő ökoszisztéma-típusok esetében csak azokkal a területekkel dolgoztunk, ahova rendelkezésre álltak adatok, tehát például az Ökoszisztéma-alaptérkép “Erdő” kategóriájába eső területek közül hiányoznak azok az erdőterületek, amelyek az Országos Erdőállomány Adattárban nem szerepelnek. Hasonlóképpen a szántók közül is csak azokat vettük figyelembe, amelyekre rendelkezésre álltak hozam adatok. Egy ökoszisztéma-szolgáltatás (az aszálymérés) esetében az elkészült és az elemzéshez felhasznált térkép nem fedte le az egész ország területét. Ugyanakkor nem szerettük volna az aszálymérés teljes mértékben kihagyni az elemzésből, emiatt azokban az esetekben, ahol ezt a szolgáltatást relevánsnak tartottuk (főleg az alföldi területeken), az elemzést kétféle maszkkal, az aszálymérés térkép területi kiterjedésének figyelembevételével, és anélkül, a szolgáltatás teljes kihagyásával is elvégeztük. Így összesen, az országos elemzést is beleszámítva, 12-féle maszkkal dolgoztunk (9.3. táblázat).

A vizeket, mesterséges felszíneket és a 4600-as (“Máshová nem besorolható fás szárú növényzet”) kategóriát kizártuk az elemzésből, valamint azokat a szántókat is, amelyekre nincs adat. A vizek és mesterséges felszínek azért kerültek ki, mert esetükben a vizsgált szolgáltatások jelentős része nem, vagy nehezen értelmezhető, így a vizek esetében kevés szolgáltatást tudtunk volna figyelembe venni és emiatt az összevetésben torzultak volna az eredmények (nem tekinthetünk kevésbé “jónak” egy vizet azért, mert mondjuk a pollináció szolgáltatás szempontjából irreleváns). A többi kihagyás adathiány miatt történt. A maszkokra néhány példa 9.7. ábrán látható.

9.3. táblázat: A különböző szempontok szerint kijelölt részterületek

Sorszám	Maszk neve	Releváns ökoszisztéma	Területi korlát
1	Országos elemzés	összes típus	teljes terület
2	Gyepek	gyepek	teljes terület
3	Gyepterületek aszályméréssel	gyepek	síkvidék, ahová rendelkezésre állt belvízveszélyeztetettség adat (KBV)
4	Agrárterületek	agrárterületek (szántók és gyümölcsösök), ahol van termés hozam-adat	teljes terület
5	Agrárterületek aszályméréssel	agrárterületek, ahol van termés hozam-adat	síkvidék, ahová rendelkezésre állt belvízveszélyeztetettség adat (KBV)
6	Alföld	összes típus	Kis- és Nagyalföld nagytájak

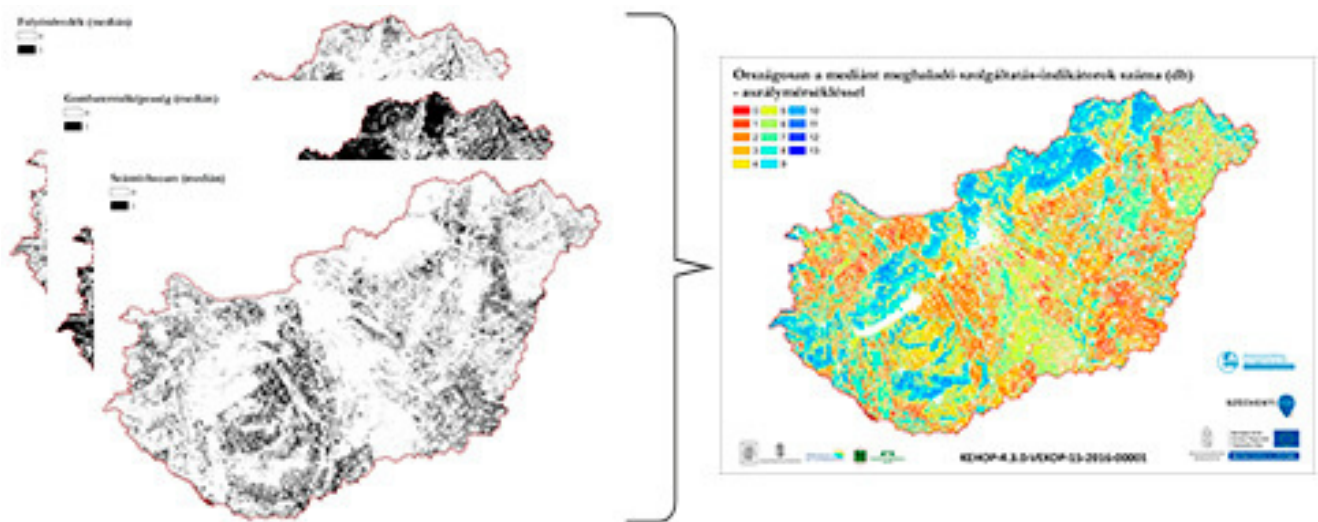
Sorszám	Maszk neve	Releváns ökoszisztéma	Területi korlát
7	Alföld aszáymérsékléssel	összes típus	Kis- és Nagyalföld nagytájak
8	Hegy és dombvidékek	összes típus	minden terület, ami nem esik bele az alföld maszkba
9	Erdő - teljes	üzemtervezett erdők	teljes terület
10	Erdő - alföld	üzemtervezett erdők	Kis- és Nagyalföld nagytájak
11	Erdő - alföld aszáymérsékléssel	üzemtervezett erdők	síkvidék, ahol van belvízveszélyeztettségi adat (KBV)
12	Erdő - hegy és dombvidékek	üzemtervezett erdők	minden terület, ami nem esik bele az alföld maszkba



9.7. ábra bal felső: országos elemzés maszkja; jobb felső: gyepek; bal alsó: alföldi területek; jobb alsó: gyepek csak ott, ahol van aszáymérséklés adat

9.3.2. A multifunkcionalitás értékelése hotspot elemzéssel

A hotspot térképek azokat a területeket emelik ki, amelyek egyszerre sokféle szolgáltatást képesek magas szinten nyújtani, tehát magasabb a multifunkcionalitás értékkel rendelkeznek. Az eredeti potenciál-térképeket 100 m-es felbontásra aggregáltuk (az eredetileg 20 m-s felbontású térképek esetén az értékek mediánját vettük). Minden térképen egyedileg zártuk ki a nem releváns, vagy adathiányos területeket (ált. vizek, települések). Valamennyi szolgáltatás esetében egyenként meghatároztuk azokat a területeket, ahol országos viszonylatban magas az adott szolgáltatás potenciálja. Az, hogy mi számít magasnak, definíció kérdése, gyakran valamilyen percentilis alapján definiálják (pl. országosan a felső 5, 10, 20%), de lehet úgy is tekinteni, hogy magas (tehát értékes) mindenhol, ahol meghaladja az ország egészére számolt medián értéket (tehát az 50%-ot). A megadott küszöbértékek segítségével minden szolgáltatásra bináris térképeket készítettünk, ahol 1-es értéket kapnak az adott szolgáltatás szempontjából magas potenciállal rendelkező területek, és 0-t minden más terület (9.8. ábra). A bináris térképek összeadásával olyan összesítő térképet kaptunk, amely megmutatja, hogy adott helyen hány szolgáltatás potenciálja magas. A hotspot térképeket országosan készítettük el, többféle percentilis (a felső 5, 10, 20 és 50%) alapján képzett küszöbértékekkel.



9.8. ábra Bináris ökoszisztéma-szolgáltatás térképek, melyek az egyes szolgáltatásokra nézve jelzik a kiemelkedő (itt: medián feletti) területeket. A raszterek összeadásából származik az országos hotspot térkép, mely a kiemelkedő ökoszisztéma-szolgáltatások számát mutatja az egyes cellákban

9.3.3. Az egyes szolgáltatás- és állapot-indikátorok összefüggéseinek elemzése

Az itt ismertetett elemzések segítségével azt vizsgáltuk, hogy az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások, illetve a szolgáltatások és az állapot indikátorai hogyan viszonyulnak egymáshoz. Az értékeléshez (a hotspot elemzéshez hasonlóan) minden szolgáltatás esetében 100 x 100 m-es területegységeket használtunk, ahol eredetileg nagyobb volt a felbontás (pl. 20 x 20 m), ott aggregáltunk, a szolgáltatásra kapott értékek mediánját vettük. Annak érdekében, hogy az egy-egy főtípusra jellemző ellátó szolgáltatásokat ne kelljen kizárunk az elemzésből, ahol az adott szolgáltatás nem volt releváns, ott értékét 0-nak tekintettük (pl. szántó hozam az erdőben). Ennél az elemzésnél nem az eredeti értékekkel dolgoztunk, hanem standardizáltuk őket, ún. studentizálással, ahol az elemzésben felhasznált értékek a következőképpen állnak elő: $(x - \text{átlag}) / \text{szórás}$ (ahol x az adott pontra kapott eredeti érték). Ez lehetőséget ad a különböző változók értékének összevetésére. Az elemzéseket külön elvégeztük valamennyi, a "9.3.1 Térbeli tagolás" c. fejezetben ismertetett maszkkal (9.3. táblázat), tehát összesen 12 változatban.

Korreláció-elemzés

A korrelációs elemzések segítenek feltárni az egyes változók, indikátorok (mint például az ökoszisztéma-szolgáltatások) közötti kapcsolatokat. A korrelációs együttható az egyes változók közötti kapcsolatok erősségéről és irányáról is szolgáltat információt. Mivel a vizsgált indikátorok (főleg az állapot-indikátorok) között vannak ordinális skálán értékelhető változók, és az eloszlásuk sem feltétlenül normális eloszlás, Spearman-féle rangkorrelációt (Spearman's rho) számítottunk. A szignifikáns korreláció megléte nem jelent feltétlenül ok-okozati összefüggést, akkor sem, ha a kapcsolat erős. Térbeli adatokon alapuló elemzéseknél a tapasztalt tendenciák egyébként is csak közvetve utalhatnak ok-okozati viszonyokra, szemben az idősoros adatokkal, amelyekkel a valós kölcsönhatások jobban kimutathatóak.

A korrelációk hálózat-alapú vizsgálata

Bár a módszer összetett elemzéseket is lehetővé tesz, és hosszabb távon fontos továbblépési lehetőséget jelent, a rendelkezésre álló időben az első, vizualizációs lépésig jutottunk. A korrelációs elemzés eredményeit így tehát hálózatokban, az összes vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatás és ökoszisztéma-állapot indikátor közötti összefüggések sokaságaként tudtuk megjeleníteni. A hálózat-ábrázolás az R statisztikai szoftverben, az igraph csomag segítségével történt. Az előzetesen kiszámított korrelációs együtthatókat maszkonként jelenítettük meg, az alapvető hasonlóságok/különbségek feltárása érdekében.

A jobb áttekinthetőség, a túlszűrt teljes gráfok elkerülése érdekében egy második lépésben megszürtük a kapcsolatokat és csak a viszonylag erősebb kapcsolatokat ábráztuk. A nagy elemszám miatt a korreláció minden esetben szignifikáns volt, így nem azt az egyébként bevett módszert választottuk, hogy csak a szignifikáns kapcsolatokat jelenítjük meg. Helyette megállapítottunk egy küszöbértéket ($\rho > 0.3$ a pozitív kapcsolatoknál és $\rho < -0.3$ a negatív kapcsolatoknál), amin túllépve már releváns erősségűnek tekintettünk egy kapcsolatot. Valamennyi maszkra három változat készült, egy, ami ezeket az erősebb kapcsolatokat ábrázolja, illetve egy-egy olyan, melyen csak a pozitív, illetve csak a negatív kapcsolatok lettek feltüntetve. Az ábrákon a változók helyét az egymáshoz való viszonyuk határozza meg (az erősen, pozitívan korreláló változók egymáshoz közel, míg az erősen negatívan korrelálók egymástól távolra kerültek). A koordináták kiszámítása a Fruchterman-Reingold algoritmussal (automatikus beállításokkal) történt, minden hálózatváltozatra külön-külön. A kapcsolatokat szimbolizáló vonalak vastagsága az adott korreláció erősségével arányos.

Szolgáltatás-csoportok térbeli lehatárolása k-means klaszteranalízissel

A PCA eredményeképpen kapott ábrák, illetve táblázatok segítségével már azonosíthatóak "együtt mozgó" változócsoportok. Az egyes főtengelyeket ábrázoló térképek viszont önmagukban nem alkalmasak csoportok térbeli lehatárolására (noha a színek alapján vizuálisan elkülöníthetőek hasonló te-

rületek). A csoportok kialakítása és egyértelmű térbeli lehatárolása, bár nyilván egyszerűsítést jelent, célszerűbb, könnyebb felhasználást tesz lehetővé, emellett a szolgáltatások és az állapot-indikátorok csoportokon belüli viszonyai is könnyebben értelmezhetőek, mint a PCA-eredmények esetében. A csoportosítást klaszteranalízissel végeztük el, amihez az indikátorokat az előzőekhez hasonlóan 100 méteres területegységekre aggregáltuk (a medián segítségével). Az R program H2O csomagjának `k_means` osztályozóját használtuk. Ebben egy modellt hozunk létre, melyben a klaszterek száma és középpontja egy iteratív megoldással dinamikusan változik, a végén egy megadott küszöbfeltétel teljesülése állítja le az iterációt. A leírást a részletes tanulmány 2. melléklete tartalmazza (termeszetem.hu).

A felhasznált indikátorok közül ebben az elemzésben nem szerepel egy, a szűréssel nagyon erősen korreláló, és egyébként is inkább csak a hegy- és dombvidékeken értelmezhető változó (lefolycs-mérséklés), valamint egy, csak részterületre számított indikátor (aszálymérséklés).

A kapott csoportok jellemzését rózsadiagramok segítségével végeztük el. A rózsadiagram az egyes csoportok több tulajdonságának együttes ábrázolását teszi lehetővé olyan módon, hogy valamennyi vizsgált szolgáltatás standardizált átlag (potenciál)értékét egy-egy tengely mentén helyezi el.

9.3.4. A városi ökoszisztéma-szolgáltatások szintézis-elemzésének módszertana

A városok esetében az ökoszisztéma-szolgáltatás-alapú területhasználat-tervezéshez a megfelelő módszer-választás jelentősége azért különösen nagy, mivel egyrészt az ilyen sűrűn lakott környezetben található ökoszisztémák arányaiban sokkal több ember egészségére közvetlen hatást jelentő szolgáltatást nyújtanak (pl. szennyezőanyag-megkötés, hőstressz-csökkentés). Másrészt a rendelkezésre álló terület szükségessége miatt a minél több szempontra kiterjedő, optimális területhasználat kialakításának a lehető legjobb módszertani megalapozása ennél a tájtípusnál különösen indokolt. Ezek miatt a városi ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése, valamint az elemzések szintézise valamelyest eltér az országosan alkalmazott módszerektől. Ahogy a bevezetésben említésre került, a városi ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésében a finom léptékben használható, magas komplexitási szintű modellek kapnak vezető szerepet.

A NÖSZTÉP városi ökoszisztémákkal foglalkozó szakértői munkacsoportja három szabályozó szolgáltatás (9.4. táblázat) értékelését és térképezését végezte el, négy nagyvárosi mintaterületre. A négy kiválasztott nagyváros Debrecen, Sopron, Szeged, valamint Budapest XI. és XXII. kerülete, kiegészülve Budaörrrel és Törökbálinttal. A munkacsoport által a NÖSZTÉP értékelésben alkalmazott modellek összetettebb eljárásokon (pl. a bevezetésben említett faegyed-szintű i-Tree modell) alapuló, de egyszerűsített módszerek voltak, melyek alapvetően a felszínborításból indulnak ki. Ezek eredménytérképei képezték a szintézis-elemzések alapját.

9.4. táblázat: A szintézis-elemzésbe bevont városi ökoszisztéma-szolgáltatások indikátorai

ÖSZ	Indikátor	Rövid leírás
csapadékvíz-megtartás	levélfelületeken (ideiglenesen) tározódó csapadékmennyiség	m ³ /ha/év - az i-Tree Eco modell által számított egységnyi felületre vonatkozó intercepciós értékekből és a levélfelületi index térképéből számítva
légszennyezés-megkötés	PM10 éves szinten ülepedő mennyisége	g/m ² /év - az EMEP-MS-CW modell által számított átlagkoncentrációk, a szennyező ülepedési sebessége és a levélfelületi index térképe alapján számítva
mikroklíma-szabályozás	MCI (mikroklíma-index)	InVEST Urban Cooling modell által számított, léghőmérséklet-dimenziójú (Celsius-fok) érték, nyári hőségnapokra

A szakirodalmi előzmények és a projekt jelenlegi lehetőségeinek fényében a NÖSZTÉP-ben az alábbi egyszerű szintézis-módszertant alkalmaztuk a vizsgált városi ökoszisztéma-szolgáltatások esetében: a térképezett szolgáltatások szinergiáinak térbeli elemzését az egyes szolgáltatások normalizált értékei alapján végeztük. A normalizálás a minimum és maximum értékekből képzett 0-1 skála segítségével történt. Mivel a mikroklíma-szabályozás esetében a NÖSZTÉP Városi SZMCS eredménytérképei az (abszolút) hőmérsékleti értékeket ábrázolják, ezért a szintézis-vizsgálat céljára a szolgáltatás értékeket úgy határoztuk meg, hogy az egyes pixelek értékét kivontuk az adott térkép maximum értékéből. Az egyik alkalmazott szintézis mutató - hasonlóan az országos hotspot elemzés menetéhez - a három szolgáltatás normalizált értékeinek egyszerű összege, szintén 0-1 skálára vetítve (Cortinovis és Geneletti 2020 alapján – a matematikai aggregálás a városökológiai kompozit indikátorokban is megjelenik – Alam et al. 2016).

A fenti, egy szám- vagy kvartilisértékkel megadható jellemzés mellett szükség lehet olyan, döntéselőkészítésben alkalmazható megközelítésre is, ami az egyes szolgáltatások jelenlétét, az azok szempontjából való „teljesítményt” is valamilyen mértékben figyelembe veszi. Ennek megfelelően a normalizált szolgáltatástérképek értékei alapján kvartilis-alapú minősítést végeztünk (0-25%: alacsony, 25-50%: mérsékelt, 50-75%: magas, 75-100%: nagyon magas), és ezen származtatott térképek alapján az alábbi osztályozást készítettük a mintaterületekre: a legmagasabb (4) kategóriába azok a területrészek kerültek, amelyek mindhárom szolgáltatás szempontjából a nagyon magas értéket kapták. Ezek esetében elsődleges területhasználati cél lehet az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartásának biztosítása, ezért „védendő” kategóriának is nevezhető. A két szolgáltatás szempontjából nagyon magas (vagyis a kvartilis-beosztás szerint maximális) szolgáltatás értékkel jellemezhető területeket „magas potenciálú” területeknek tekinthetjük (3). Ahol legalább két szolgáltatás értéke a magas kategóriába került, tehát a szolgáltatás biztosítása szempontjából a területek „jobb részeinek” tekinthetők, azokat „másodlagos potenciálú” területnek mondhatjuk ebben a gondolatmenetben (2). A fennmaradó területeket „mérsékelt” potenciállal rendelkezőnek nevezhetjük (1), de természetesen ez nem jelenti az ökoszisztéma-szolgáltatások teljes hiányát, ill. ezek lehatárolása a fejlesztési célterületek kijelölését segítheti. Ez a kiemelkedő szolgáltatások számán alapuló kategorizálás nagyjából megfeleltethető az országos szintézisben végzett hotspot elemzésnek. A kvartilisek alapján történő lehatárolásnál a két legjobb kategória feleltethető meg az országos hotspotok kijelöléséhez alkalmazott medián-szabálynak.

Tágabb értelemben ez a megközelítés Pena et al. (2018) módszertanát veszi alapul. Ezek a térképek önmagukban még nem alkalmasak a zöldinfrastruktúra-fejlesztést alapozó célterület-lehatárolásra, ugyanakkor ez a megközelítés lehetővé teszi (akár a normalizált szolgáltatás-térképek valamilyen más felhasználásával) a társadalmi háttér adatok bevonásával történő későbbi integrált értékelést, és a külföldi példákhoz hasonló módszertant követve az eredmények nemzetközi összehasonlíthatóságát is segítheti.

9.4. Eredmények

9.4.1. Az egyes szolgáltatás-indikátorok térbeli mintázatai

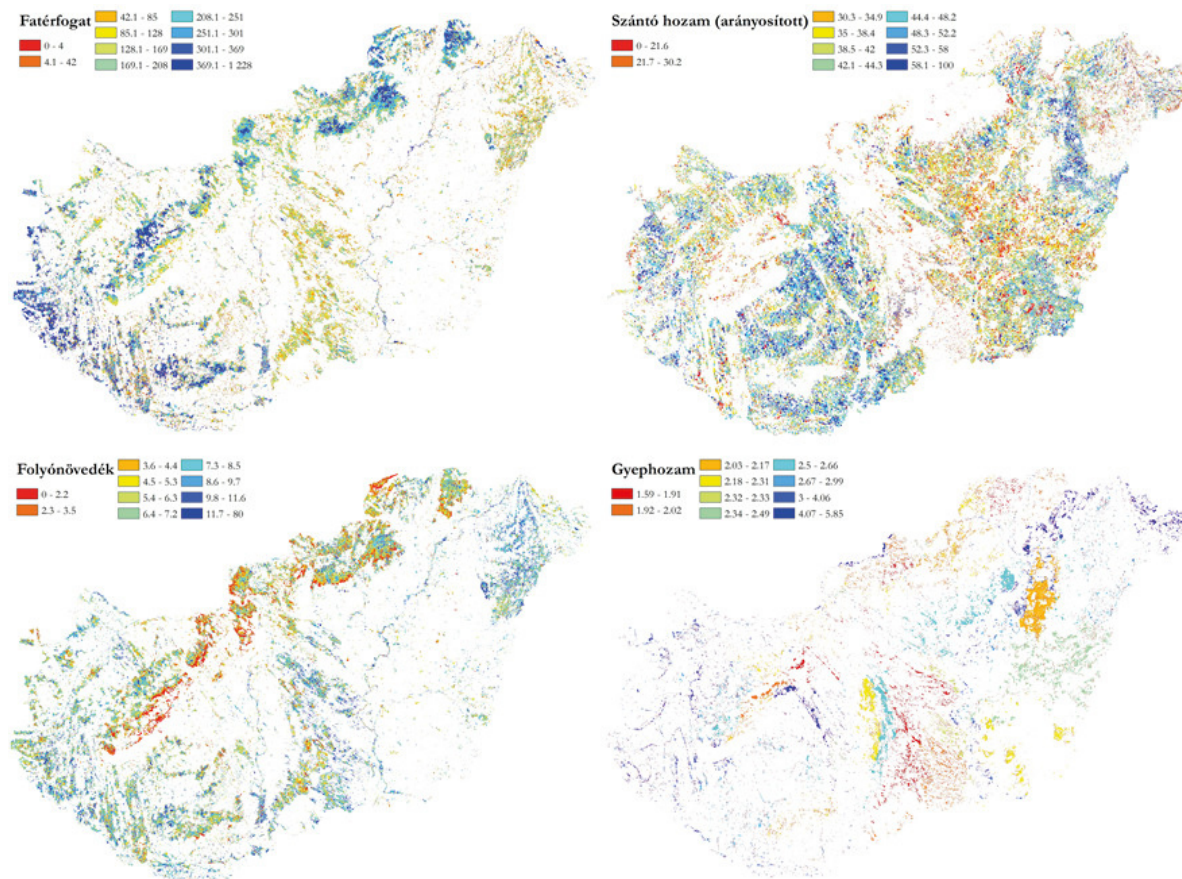
A szolgáltatás-indikátorok térképeinek elkészítése lehetőséget ad az indikátorok térbeli mintázatainak értékelésére. A 9.9.-9.11 ábrákon megtalálhatóak az egyes szolgáltatások aktuális potenciáljának 10%-os küszöbértékek (lásd 9.3.2. fejezet) szerint színezett térképei, amelyek majd segítik az összetett térképek, elemzések értelmezését. A kék színek jelentik a magas, a pirosas árnyalatok az alacsony értékeket. A térképeket 3 csoportba rendezve mutatjuk be.

A 9.9. ábrán azok a szolgáltatás-indikátor térképek láthatóak, amelyeknél az Ökoszisztéma-alaptérkép ökoszisztéma-típusaira adott szakértői becslések hangsúlyos szerepet játszanak, vagy a típusok (tehát tulajdonképpen a növényzet) egyéb oknál fogva erősen meghatározó a kapott értékek alakulásában. Ezeknél az indikátoroknál a mintázatokban jelentős mértékben visszaköszönnek az alaptérképen is látható mintázatok. Ezek között is vannak olyan indikátorok (pl. rekreáció, pollináció), amelyek készítésekor sok egyéb szempont is hangsúlyosan szerepelt, így ezek az ökoszisztéma-típusokon belül is jobban képesek differenciálni, mintázatuk kevésbé egyértelműen tükrözi az alaptérképet (tehát a felszínborítást). A gombatermő-képesség és az üvegházgáz-mérleg esetében durvább felbontású (pl. klíma-) adatbázisok is felhasználásra kerültek, ezek láthatóak a darabosabb mintázatokban.

9.9. ábra Az Ökoszisztéma-alaptérkép kategóriái által erősen meghatározott szolgáltatás-indikátorok 10%-os küszöbértékek szerint színezett térképei

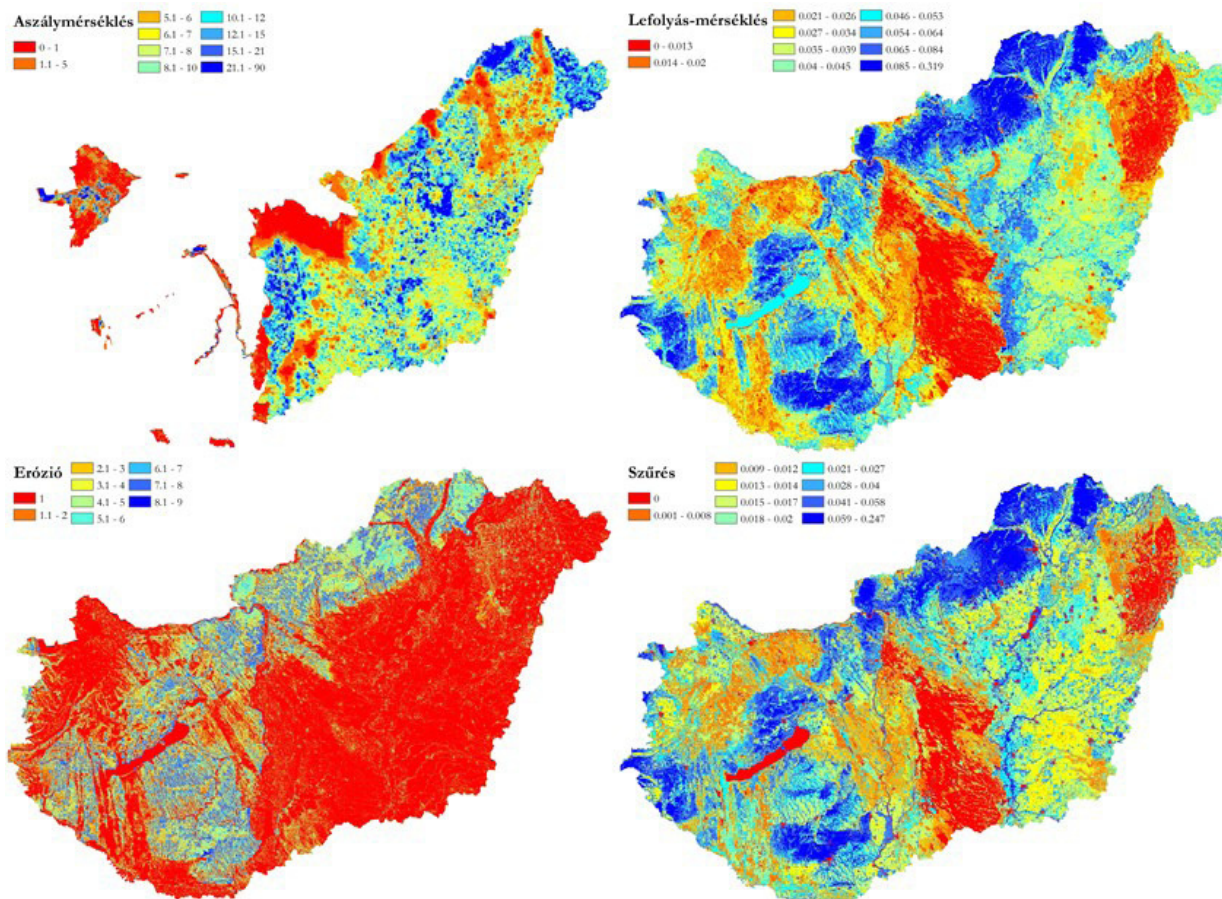
A 9.10. ábrán látható négy térkép olyan szolgáltatások térbeli mintázatait mutatja be, amelyek elsősorban egy-egy ökoszisztéma főtípushoz (pl. erdők, vagy szántók) kötődnek. A szolgáltatás potenciális szintje ugyan elvileg számítható lenne olyan területekre is, ami jelenleg más főtípusban van (tehát pl. egy szántóra is kiszámítható lenne egy elméleti tűzifa-hozam), de a projekt a művelésiág-váltást csak a jövőkép-elemzés keretében tervezte figyelembe venni. Emellett a felhasznált adatok sem feltétlenül álltak rendelkezésre az adott főtípus területén kívül (pl. az Erdőállomány Adattár adatai csak az üzemtervezett erdők területét fedik le). A gyephozam kivételével, ami adathiány miatt kevésbé mutat típusokon belüli mintázatot, ezek a térképek jellemzően finomabb léptékű, mért (illetve bevett ágazati módszertan szerint becsült) adatok alapján, és nem (ökoszisztéma-típusokra vonatkozó) szakértői becslések alapján készültek, ezért térben

finomabb mintázatok vizsgálatára is alkalmasak. Az erdők esetében a tűzifa-termeléshez kötődően két indikátort is figyelembe vettünk, mivel a kettő kiegészíti egymást, és úgy ítéltük meg, hogy bármelyiket választjuk, információt veszítünk: a fatérfogat a jelenleg meglévő, adott helyen potenciálisan akár teljes egészében kitermelhető mennyiséget mutatja meg, a folyónövedék pedig a potenciál növekedésének, adott esetben újratermelődésének sebességére utal. Utóbbi adja meg azt a mennyiséget, amely (elvben) fenntartható módon kitermelhető. Ez az összeadásnál kis mértékben torzíthat az erdők javára, bár a két indikátor sok esetben ellentétesen mozog.



9.10. ábra Egy-egy ökoszisztéma főtípusra értelmezhető (ellátó) szolgáltatás-indikátorok 10%-os küszöbértékek szerint színezett térképei

A harmadik ábra (9.11. ábra) a hidrológiai szolgáltatásokat foglalja össze, melyek erősebben kötődnek a domborzathoz és a talajhoz, és azok országos mintázatait tükrözik vissza. Kettő közülük, a lefolyásmérséklés és a szűrés térképei, nagyon hasonló módszertannal készültek, emiatt nagyon hasonlóak a mintázataik is. A multifunkcionalitás vizsgálatánál azonban valamennyi szolgáltatásnak jelentősége van, ezért ebbe az elemzésbe mindkét szolgáltatást bevontuk. Az aszálymérséklés térképén látható, hogy a területnek csak egy részére álltak rendelkezésre adatok, noha a szolgáltatás a kimaradt területek egy részén is értelmezhető lenne. Emiatt az összegző térképeket két változatban készítettük el, melyek közül az egyik tartalmazza ezt a szolgáltatást, a másik nem.



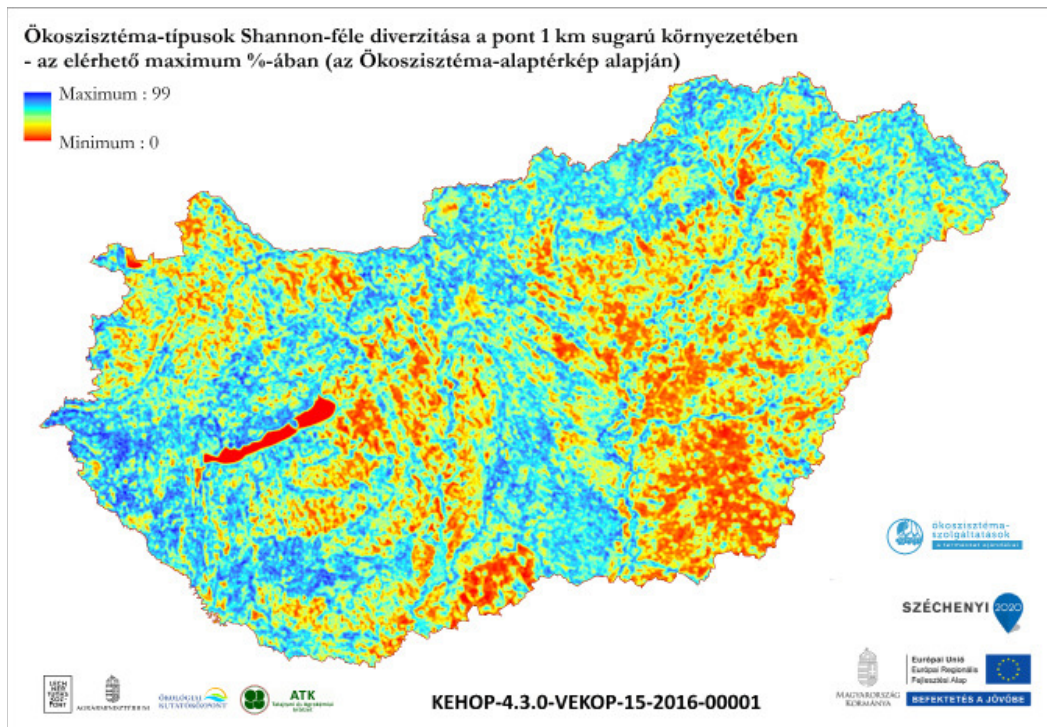
9.11. ábra A hidrológiai ökoszisztéma-szolgáltatások 10%-os küszöbértékek szerint színezett térképei

9.4.2. A multifunkcionalitás értékelése hotspot elemzéssel

A hotspot elemzésekkel a multifunkcionalitás szempontjából kiemelkedő területeket kerestük, így ennek elemzéséhez az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások szempontjából kiemelkedően teljesítő területek leválogatását és összegzését választottuk (tehát ha egy terület az országosan jellemző értékekhez képest csekély szolgáltató-képességet mutatott egy bizonyos szolgáltatás szempontjából, akkor azt nem tekintettük szolgáltatóképesnek, nem vontuk be a multifunkcionalitás értékelésébe). A “kiemelkedőnek” ítélt területeket előbb a középérték (medián, azaz 50%-os percentilis) feletti, majd a legjobb 20%-nál meghúzott küszöbérték alapján mutatjuk be. A multifunkcionalitást külön szolgáltatás-típusok szerint is vizsgáltuk, valamint területi összehasonlítást is végeztünk, a természetvédelmi oltalom mértéke alapján. Két fő ökoszisztéma-típus (a szántók és az erdők) esetében a multifunkcionalitást az általános állapot-értékelés eredményeivel is összevetettük.

A multifunkcionalitás országos értékelése

A 9.12. ábra térképen mutatja be az országosan a medián (50%-os percentilis) értéket meghaladó szolgáltatások számát. A vizek és a mesterséges felszínek, települések nem szerepelnek az értékelésben, mert a vizsgált szolgáltatások többsége ezekre a vizsgált léptékben nem informatív, vagy nem releváns. Szembetűnő a domborzat hatása az eredményre, hiszen több olyan, hidrológiai folyamatokhoz köthető szolgáltatást vizsgáltunk, melyek mintázatainak alakulásában (a talajjal együtt) ez a háttértényező meghatározó. Ezek közül mind az erózió elleni védelem, mind a dombvidéki lefolyás-mérés olyan szolgáltatások, amelyek eleve a hegy- és dombvidéki területeken relevánsak. Az aszálymérésnek éppen fordítva, elsősorban az alföldi területeken van jelentősége. Ilyen módon már a szolgáltatásoknak az egész értékelési folyamat kezdetén lezajlott prioritizálása is hatással van a kapott eredményekre.



9.12. ábra Országos hotspot térkép, amely adott ponton az országos mediánt meghaladó szolgáltatások darabszámát mutatja. A fehérrel jelölt vizek, mesterséges felszínek, települések nem szerepelnek az értékelésben, mert a vizsgált szolgáltatások többségének értékelése ezekre nem releváns

Az egyes ökoszisztéma-(fő)típusok leginkább jellemző multifunkcionalitás-értékét (azaz, hogy jellemzően hány szolgáltatás teljesít kiemelkedően az adott ökoszisztéma-típusú cellákban) a 9.5. táblázat szemlélteti. A jobb értékelhetőség kedvéért az alaptérkép második szintű kategóriái felhasználásával az erdő főtypust szétválasztottuk természetszerűbb (elsősorban őshonos fajokból álló) erdőkre és idegenhonos faültetvényekre. A térképen és az ábrán első pillantásra szembevető az erdők (illetve ezzel részben összefüggésben a jellemzően erdőborította hegy- és dombvidékek) kiemelt szerepe. A hegy- és dombvidéki erdőkben a vizsgált 14 szolgáltatás-indikátor közül jellemzően legalább 9 azoknak a száma, amelyek a mediánnál magasabb értéket mutatnak, és a természetszerű erdők esetében még az alföldi területeken is jellemzőek a magasabb értékek. Bizonyos ellátó szolgáltatások kizárják egymást, így még a kevert pixelek esetében sem kaptunk 13-nál magasabb értéket.

9.5. táblázat Az egyes ökoszisztéma-típusok leginkább jellemző multifunkcionalitás-értékei, valamennyi szolgáltatást, illetve csak a szabályozó és kulturális szolgáltatásokat figyelembe véve

Főtípus	Terület (ha)	A leggyakoribb multifunkcionalitás értékek - <u>összes szolgáltatás</u>
Természetszerűbb erdők	1082459	10
Gyeppek	922446	8
Vizes élőhelyek	348627	7
Idegenhonos faültetvények	772220	6
Agrárterületek	28007560	2

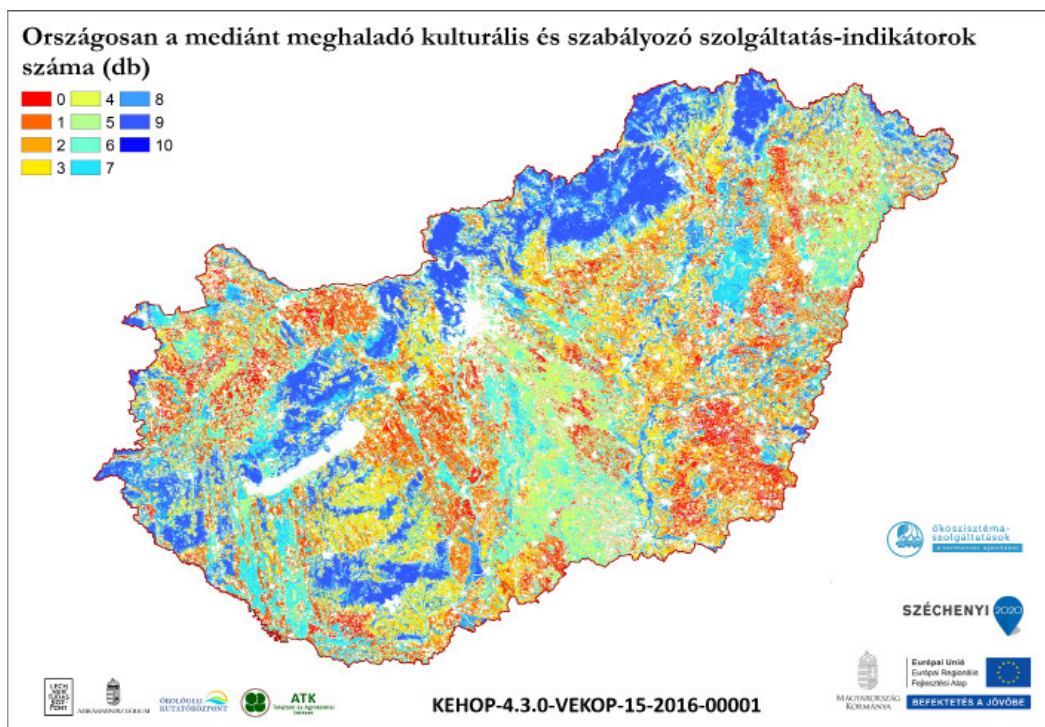
		A leggyakoribb multifunkcionalitás értékek - <u>szabályozó és kulturális szolgáltatások</u>
Természetszerűbb erdők	1082459	9
Gyeppek	922446	8
Vizes élőhelyek	348627	7
Idegenhonos faültetvények	772220	5
Agrárterületek	2800756	1

A gyeppek és vizes élőhelyek erdőkhöz mérten alacsonyabb multifunkcionalitás értékei valószínűleg elsősorban a választott szolgáltatások, illetve indikátorok jellegéből, vagy ezen ökoszisztéma-típusok adathiányos voltából adódnak. Az adathiány miatt, ami a projekt során a térképezés valamennyi lépését megnehezítette, a gyeppeken és vizes élőhelyeken belül eleve kevés ökoszisztéma-típust tudunk elkülöníteni. Ezeknél a szolgáltatás-értékelések típuson belüli differenciálhatósága is rosszabb volt, mint pl. az erdők esetében. Ez különösen látványos például a gyepfóhozam, vagy a vizes élőhelyeknél az üvegházgáz mérleg esetében. Ez azt jelzi, hogy ezekről a típusokról finom léptékben (és komplex összefüggéseiben) jelenleg egyszerűen túl keveset tudunk, és ezt mihamarabb orvosolni kellene.

Jelentős különbségek adódnak a természetközeli erdők, és az idegenhonos faültetvények között az előbbiekre javára; noha az ültetvények is akár több szolgáltatás esetében is tudnak kiemelkedőt nyújtani, a természetközeli erdők többféle funkciót képesek hatékonyan betölteni.

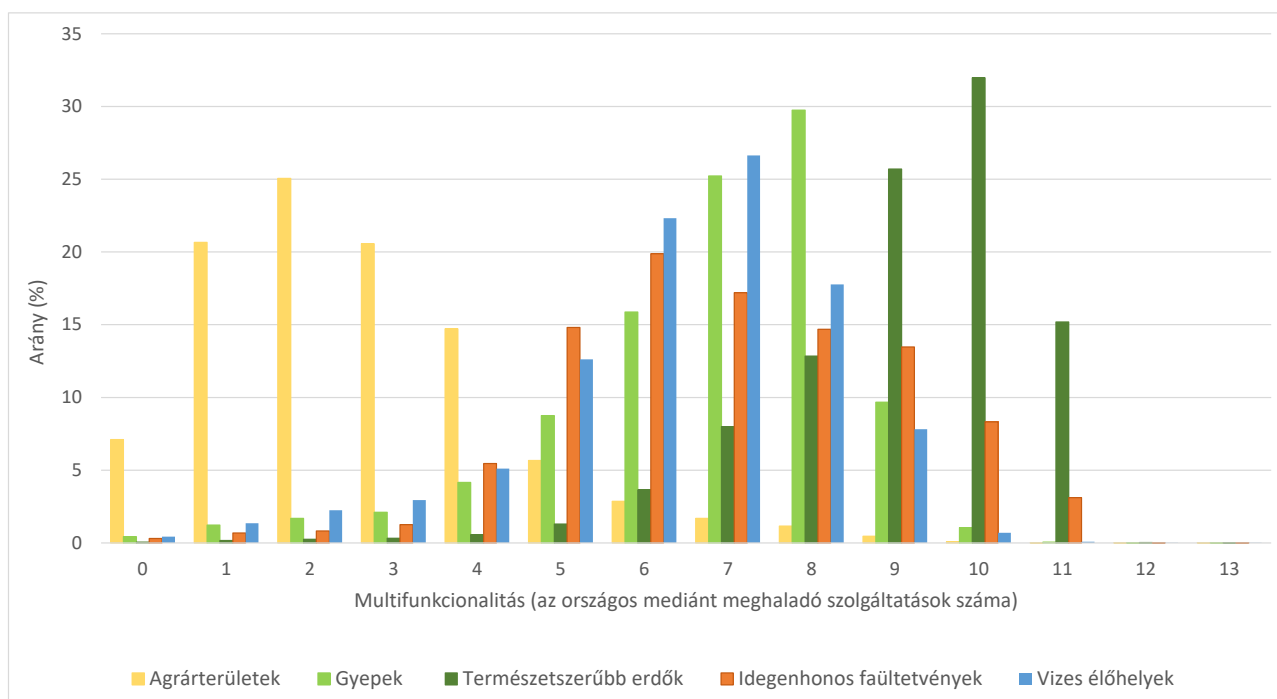
A 9.13. ábra a csak a szabályozó és kulturális szolgáltatások figyelembevételével számolt multifunkcionalitást mutatja. A térképen is kirajzolódik a gyeppek és vizes élőhelyek, illetve általában a természetközeli ökoszisztéma-típusok hangsúlyos szerepe.

A 9.14. ábra az egyes multifunkcionalitás értékek (tehát a kiemelkedő szolgáltatások darabszáma) területi arányát mutatja be ökoszisztéma-típusonként. Minél inkább jobbra tolódik az eloszlás, annál inkább elmondható, hogy az adott főtípus sokféle szolgáltatást nyújt kiemelkedő mértékben. A mesterségesebb (agrár) és a természetközeli típusok esetében az értékek eloszlása látványosan különbözik egymástól. Az agrárterületek nagy részén az alacsony multifunkcionalitás értékek (1-3) a jellemzőek, azonban előfordulhatnak magasabb értékek is. Ezek részben a szolgáltatások szempontjából általában magasabbra

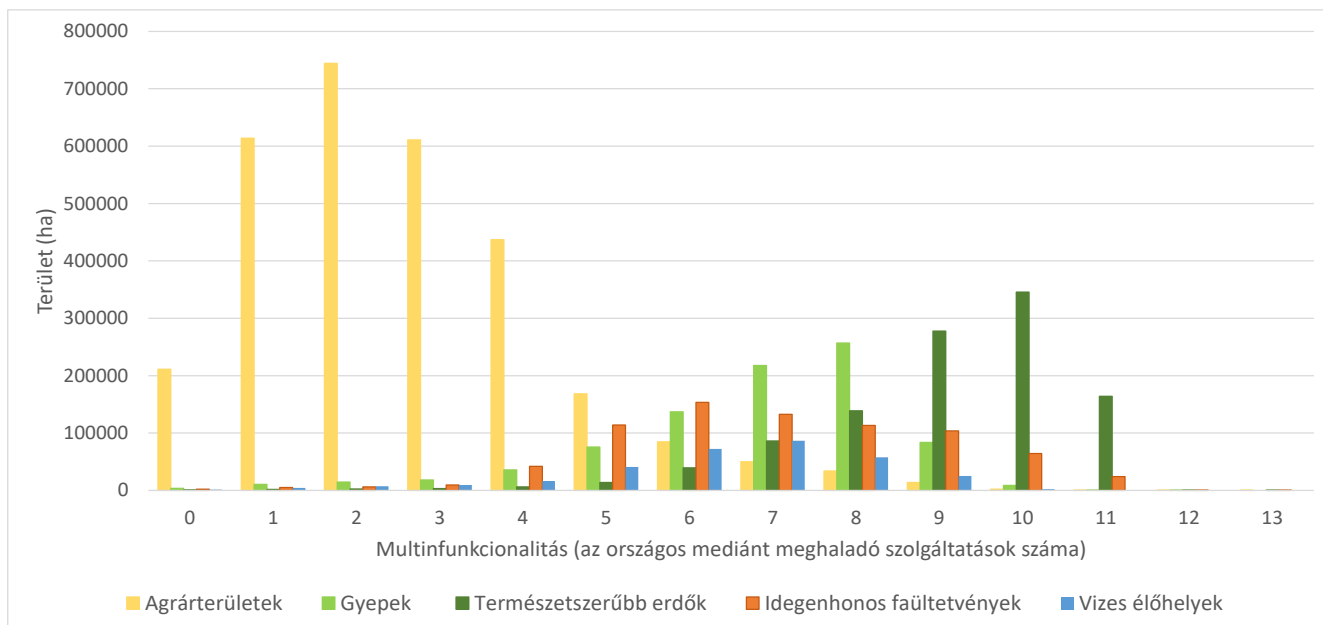


9.13. ábra Országos hotspot térkép, amely adott ponton az országos mediánt meghaladó kulturális és szabályozó szolgáltatások darabszámát mutatja. A fehérrel jelölt vizek, mesterséges felszínek, települések nem szerepelnek az értékelésben, mert a vizsgált szolgáltatások többségének értékelése ezekre nem releváns

pontozott komplex művelésű területek (Ökoszisztéma-alaptérkép 2310, 2320 kategóriák) miatt állhatnak elő, részben pedig az állapotértékelés során a táji környezet, vagy a kisebb táblaméretnek nyomán jobb állapotúnak adódott szántók okozhatják (ld. lejjebb, 4.2.6 ábra). A hasonló “alacsony intenzitással művelt” agrárterületek regionális szinten kiemelten fontosak az agrártájak multifunkciós ökoszisztéma-szolgáltatás biztosításában (Hölting et al. 2019). Ezzel részben összefüggésben szerepet játszhat még a szolgáltatások 100 m-re aggregált felbontása, és a típushatárokon ebből adódó kevert pixelek.

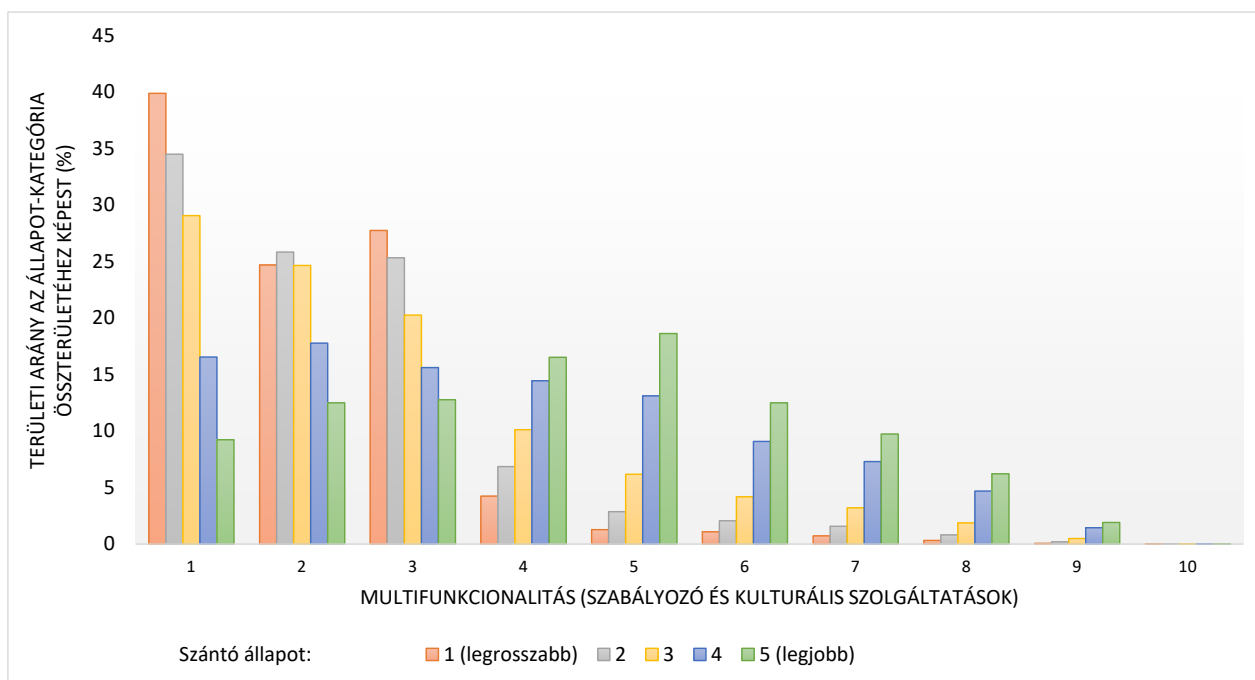


9.14. ábra Az egyes multifunkcionalitás értékek területi aránya ökoszisztéma-típusok szerinti.

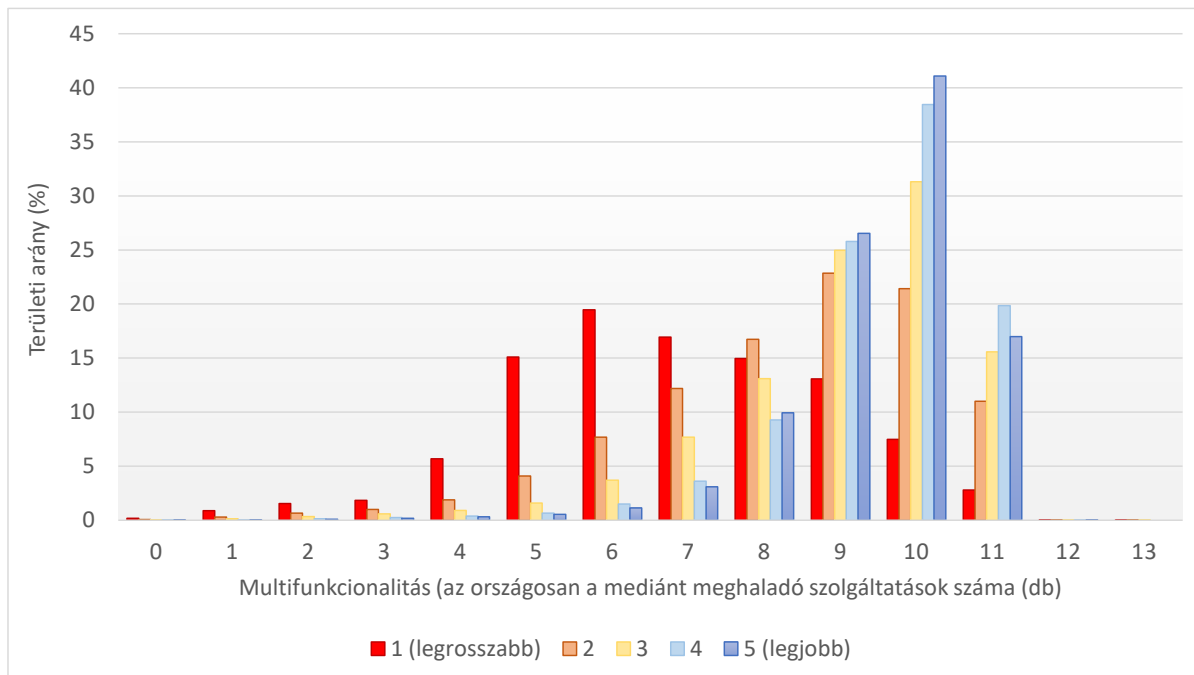


9.15. ábra Az egyes multifunkcionalitás értékek összterülete ökoszisztéma-típusok szerint

A gyepek, a vizes élőhelyek és az erdők esetében az értékek eloszlása nagyon hasonló, bár egymáshoz képest kissé eltolódnak. Itt is látható, hogy az erdőkre jellemző leginkább a magasabb multifunkcionalitás. Ugyanakkor, ahogy feljebb említettük, a gyepek és a vizes élőhelyek esetében részben a vizsgált szolgáltatások jellege, részben a adathiány okozza az alacsonyabb értékeket. A középértékek emellett elmosás a területi különbségeket, tehát számos olyan gyeppel, vagy vizes élőhellyel fordulhat elő, amely lokálisan magasabb multifunkcionalitás értékkel rendelkezik, mint egy közeli erdőfolt. Nagyon érdekes a faültetvények esetében látható eloszlás, ami ugyan magasabb multifunkcionalitás értékekkel jellemezhető, de alakját tekintve jobban hasonlít az agrárterületekéhez, mint a természetes típusokéhoz. A 9.15. ábra ugyanezt nem területi arányok, hanem az összterület segítségével mutatja be, ami a görbék lefutásán nem változtat, azonban képet ad arról is, hogy a fentebb bemutatott arányok az országban valójában mekkora területet takarnak.

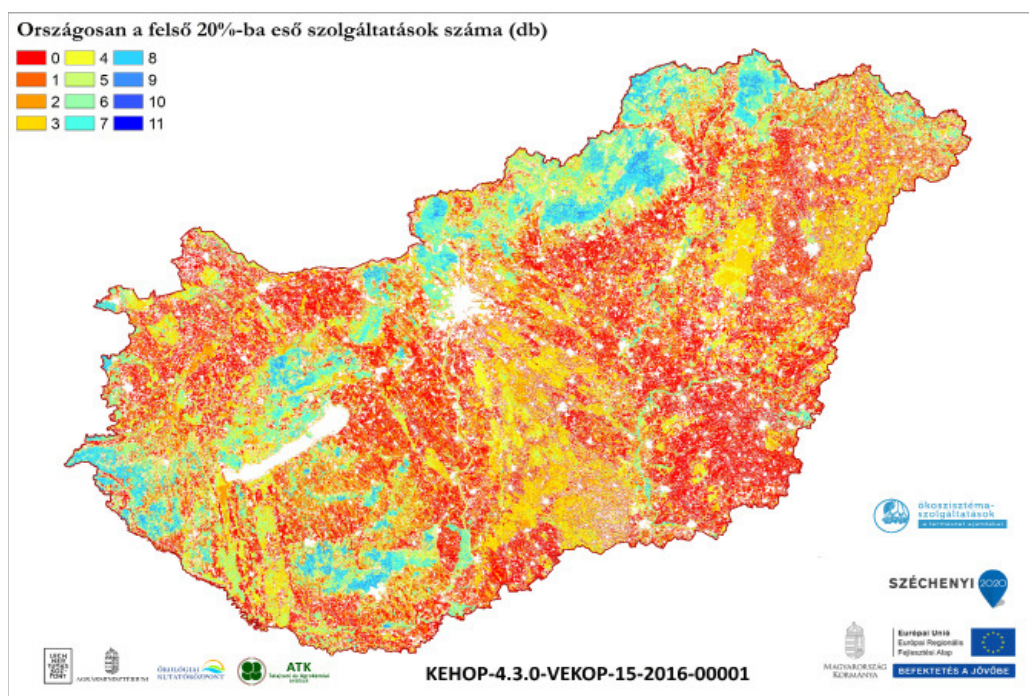


9.16. ábra A szántók főkategóriára a kulturális és szabályozó szolgáltatások alapján (medián küszöbértékkel) számított multifunkcionalitás értékek területi eloszlása a szántók állapotának függvényében (5 fokozatú skála)



9.17. ábra Az erdőkre valamennyi vizsgált szolgáltatás alapján (medián küszöbértékkel) számított multifunkcionalitás értékek területi eloszlása az erdő-állapot függvényében

A már említett 9.16. ábra a szabályozó és kulturális szolgáltatások multifunkcionalitását a (ökológiai szempontú) szántó állapot függvényében mutatja be. Látható, hogy a jobb állapotúnak (4-es, 5-ös kategória) adódott szántók esetében az eloszlás különbözik, a viszonylag nagyobb multifunkcionalitással bíró területek aránya nagyobb, mint a rosszabb kategóriák esetében (az ábra nem mutatja, de nem szabad megfeledkezni arról, hogy jó állapotú területből sokkal kevesebb van). A 9.17. ábra pedig az összes vizsgált szolgáltatás multifunkcionalitását mutatja be az 5-fokozatú erdőállapot-minősítés függvényében. A legrosszabb, 1-es kategória esetén az értékek eloszlása szinte azonos a faültetvények esetében tapasztalattal (ami nem meglepő, hiszen ebbe a kategóriába szinte csak ilyenek esnek). A 2-es kategória azonban,



9.18. ábra Hotspot térkép, amely adott ponton az országosan a felső 20%-ba eső szolgáltatások darabszámát mutatja. A fehérrel jelölt vizek, mesterséges felszínek és települések nem szerepelnek az értékelésben, mert a vizsgált szolgáltatások többségének értékelése ezekre nem releváns

amelynek egy része szintén faültetvény, már átmenetet képez a természetesebb erdőkre jellemző eloszlás felé, a 3-as (közepes) állapottól kezdve pedig a vizsgált adatok alapján nem látszik jelentős különbség. Ebben azonban már szerepet játszhat az is, hogy a szolgáltatás-indikátorok térképei a térben finomabb mintázatokat az adatelérhetőség jelentette korlátok mellett nem feltétlenül adják vissza.

Az összesített térképeket többféle küszöbértékkel is elkészítettük, és azt tapasztaltuk, hogy minél jobban szűkítjük a „legjobb terület” definícióját (az 50%-tól a 20, 10, illetve 5% felé haladva), annál kevésbé differenciálnak az elemzésben jellemzően alacsonyabb multifunkcionalitásúknak adódott területeken (ez főleg az alföldön látványos). A jelenség illusztrálására az országosan a legjobb 20%-ba eső szolgáltatások számát mutatjuk be 9.18. ábra).

Összességében elmondható, hogy az erdők kiemelt szerepén túl általában kirajzolódik a természet-szerű élőhelyek jelentősebb multifunkcionalitása. Elsősorban a mezőgazdasági területek azok, amelyeket „coldspot”-ként, azaz kevés szolgáltatásra kiemelkedő értékeket mutató területként tarthatunk számon. Ezek a területeken csupán egy (ellátó) szolgáltatásra, az élelmiszertermelésre optimalizálnak, ami ugyan kulcsfontosságú a lakosság ellátása szempontjából, de mellette az egyéb szolgáltatások háttérbe szorulnak. A multifunkcionalitás értékek alakulása az idegenhonos faültetvények esetében inkább a szántókhoz hasonlít, noha állapotuktól függően jóval többféle szolgáltatást nyújtanak kiemelkedő mértékben, mint a szántók.

Néhány gondolat a potenciális és a tényleges szint értékelése kapcsán

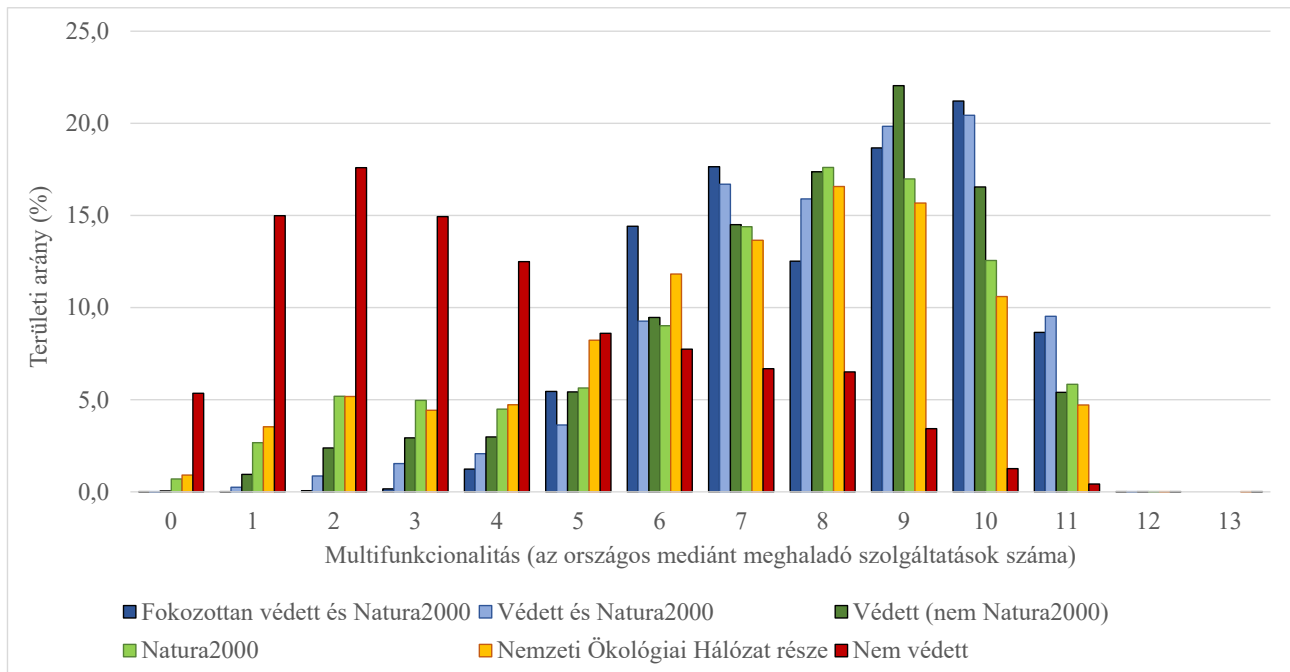
Az itt bemutatott multifunkcionalitás elemzés a szolgáltatások potenciálján alapul, nem pedig a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeken. Ugyanakkor előfordulhat, hogy miközben két szolgáltatás potenciáljánál szinergia áll fent, a tényleges használatnál az egyik ökoszisztéma-szolgáltatás igénybevétele már kizárja a másik megvalósulását, illetve igénybe vételét. Ilyen helyzet általában az ellátó szolgáltatásoknál jöhet létre.

Az erdők esetében - amelyek szintén fontos ellátó szolgáltatásokat (tűzifa, illetve egyéb faanyag) nyújtanak, és kezelésük általában ennek optimalizálására törekszik - a magasabb multifunkcionalitás értékek arra hívják fel a figyelmet, hogy a fatermesztés túlzott előtérbe helyezése esetén számos más fontos szolgáltatás sérülhet. A vizsgált nyolc szabályozó szolgáltatásból öt szerepel általában kiemelkedően az erdőkben (lokális klímaszabályozás, éghajlat-szabályozás, lefolyás-mérséklés, erózió elleni védelem, szűrés), és emellett mindkét vizsgált kulturális szolgáltatás (rekreáció, gombászás) nagyon hangsúlyos. Ez nem újdonság, hiszen már az 1972. évi Buenos Aires-ben tartott VII. Erdészeti Világkongresszuson kimondták, hogy az erdők háromféle szerepet töltenek be: termelés, védőhatás kifejtése és szociális szerep. Ez Magyarországon az erdőtörvénybe (Evt - 2009. évi XXXVII. törvény) is beépült, az erdők rendeltetésének meghatározásával. Az ökoszisztéma-szolgáltatások keretrendszerében azonban tovább árnyalja ezt a képet azzal, hogy a fenti három „szerepet” külön szolgáltatásokra bontja szét. A hangsúly sokszor az ellátó szolgáltatásokra, jelesül a fakitermelésre kerül. Ugyanakkor egy a klíma és a társadalom szempontjából hasonló területre (cseh ökoszisztémákra) végzett, sok ökoszisztéma-szolgáltatásra kiterjedő irodalmi áttekintő munka, amely pénzügyi értékeket is rendelt az egyes ökoszisztémák által nyújtott szolgáltatásokhoz azt találta, hogy a fakitermelés az összes érték csupán 28%-át adja (Frélichova et al. 2014). Ez annak a fényében is fontos lehet, hogy a fentiek ellenére Magyarországon az erdőterület nagy részén ma is olyan vágásos gazdálkodás zajlik, amely időszakosan a faállomány nagymértékű, vagy teljes eltávolításával jár, aminek következtében az adott területen a különféle egyéb szolgáltatások potenciálja hosszabb-rövidebb időre jelentősen csökken. Kiemelendő, hogy ezek csak közvetlenül az ember szempontjából értelmezett szolgáltatások, amelyekbe nem értjük bele az élővilág helyzetét, az ökológiai értelemben vett állapotot, holott utóbbi, általában ugyan közvetve és hosszabb távon, de jelentősen visszahat magára a fakitermelés potenciáljára is (Jonsson et al. 2019).

A multifunkcionalitás és a területi védelem összefüggései

A 9.19. ábra a multifunkcionalitás értékek területi megoszlását ábrázolja a különböző természetvédelmi területi kategóriákban, a 9.6. táblázat pedig ezek jellemző értékeit mutatja be kategóriánként.

A legmagasabb átlagos multifunkcionalitás értékeket a hazai szabályozás alapján azok az országos jelentőségű védett, illetve fokozottan védett területek mutatják, melyek egyben a Natura 2000 hálózat részei is. A vizsgált szolgáltatások alapján e két kategória között minimális különbséget tapasztalhatunk. Azok az országos jelentőségű védett területek, amelyek nem fednek át a Natura 2000-es hálózattal, vagy fordítva, valamivel alacsonyabb átlagos értékekkel rendelkeznek. A legcsekélyebb mértékű multifunkcionalitást a védettséggel nem rendelkező területek mutatják. A Natura 2000 hálózatban kijelölt területekre, illetve a Nemzeti Ökológiai Hálózatra (NÖH) kapott értékek alapvetően a védett természeti területek értékeire hasonlítanak, de több ide tartozó terület alacsony multifunkcionalitással jellemezhető. Átlagban tehát az országos jelentőségű védett területeknél alacsonyabb értékeket mutatnak, de a védelem alá nem eső területeknél jelentősen magasabbat. Ennek az az oka, hogy jellegénél fogva mindkettőnek olyan, összekötő funkciót betöltő elemei is vannak, melyek nem önmagukban értékesek, hanem a zöldinfrastruktúrában betöltött szerepük teszi őket azzá. Az értékek megoszlása a kategóriák között látványosan különbözik a védett és a nem védett területek esetében (nyilván nem függetlenül attól, hogy a természetközeli élőhelytípusok nagyobb hányada esik természetvédelmi oltalom alá, mint például agrárterület).



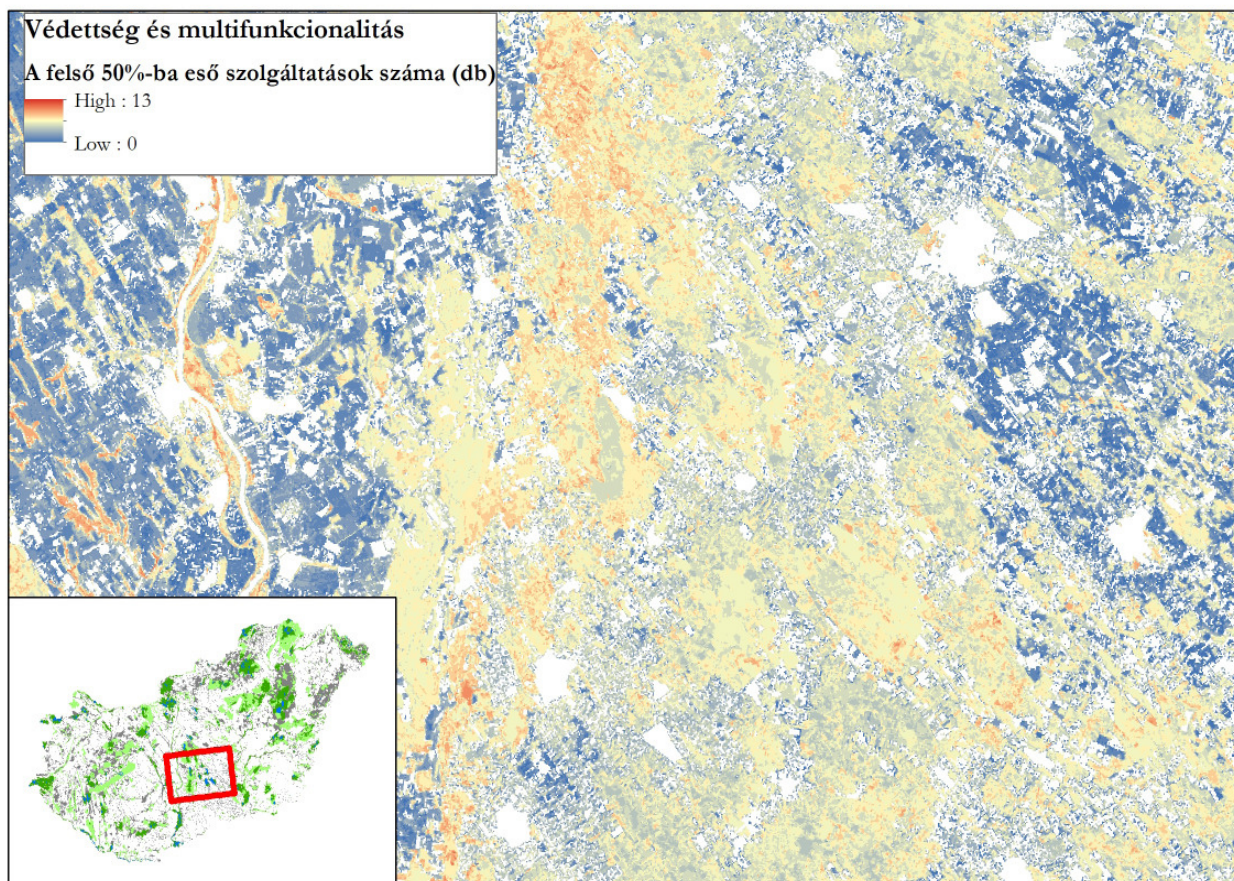
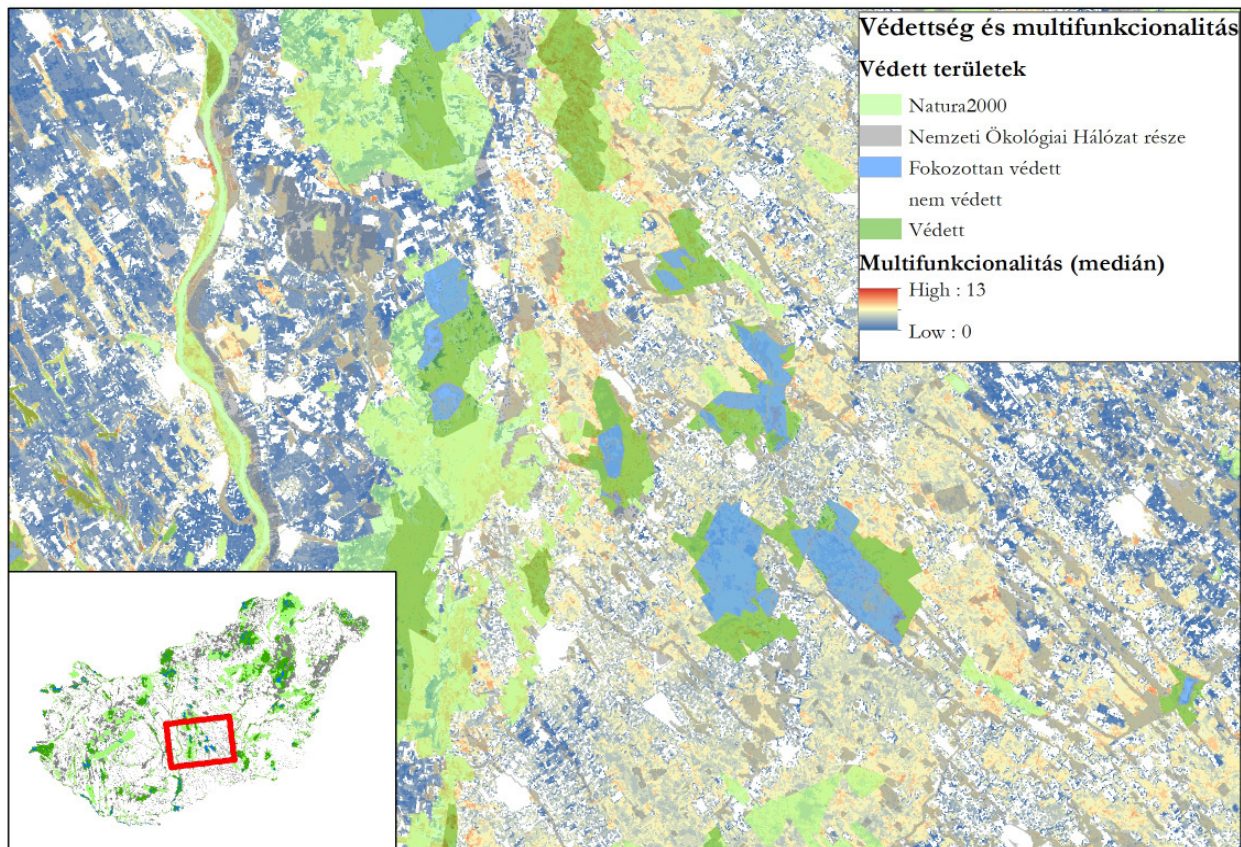
9.19. ábra A multifunkcionalitás értékek területi megoszlása a különböző védettségi kategóriákban

9.6. táblázat A különféle védettségi kategóriák jellemző multifunkcionalitás értékei (50%-os küszöbértékkel, az aszálymérséklés szolgáltatást is figyelembe véve)

Védettségi kategóriák	Terület (ha)	Leginkább jellemző multifunkcionalitás értékek	
		Összes szolgáltatás	Szabályozó és kulturális szolgáltatások
Védett és Natura 2000	609674	10	9
Fokozottan védett és Natura 2000	110687	10	9
Védett (nem Natura 2000)	59182	9	9
Natura 2000 (nem védett)	991317	8	9
Nemzeti Ökológiai Hálózat része	1166306	8	9
Nem védett	3943230	2	1

Az eredmények alátámasztják, hogy egy természetvédelmi szempontból értékes terület nem csupán önmagáért, vagy az ott található fajokért, hanem a társadalom által fontosnak ítélt szolgáltatások szempontjából is kiemelten értékes. Ezek alapján egy, az ökoszisztéma-szolgáltatásokon alapuló összetett értékelés nem a természetmegőrzés rovására megy, hanem annak céljaival összhangban van (ld. Smith et al. (2017). Eredményeink összecsengnek Maes et al. (2012) azon megállapításával is, miszerint a természetvédelmi szempontból jobb területek (a tanulmányukban pontosan: a kedvezőbb besorolású Natura 2000-es élőhelyek) európai szinten több szabályozó és rekreációs szolgáltatást nyújtanak, valamint azzal a görög tanulmánnyal, ahol szintén magasabb ökoszisztémaszolgáltatás-szinteket találtak többszörös védelem alatt álló területeknél (Nikolaidou 2017).

A hotspot térképek egyik fontos felhasználási lehetősége pl. a zöldinfrastruktúra-tervezés (Csősz et al. 2021). A 9.20. ábrán látható két térkép a védett területekkel való térbeli összevetés lehetőségére mutat be példát, egy kiskunsági mintaterületen. A multifunkcionalitás új védett területek, ökológiai folyosók kijelölésekor, restaurációs célterületek kiválasztásakor (egyéb szempontok figyelembe vétele mellett) fontos tényező lehet.



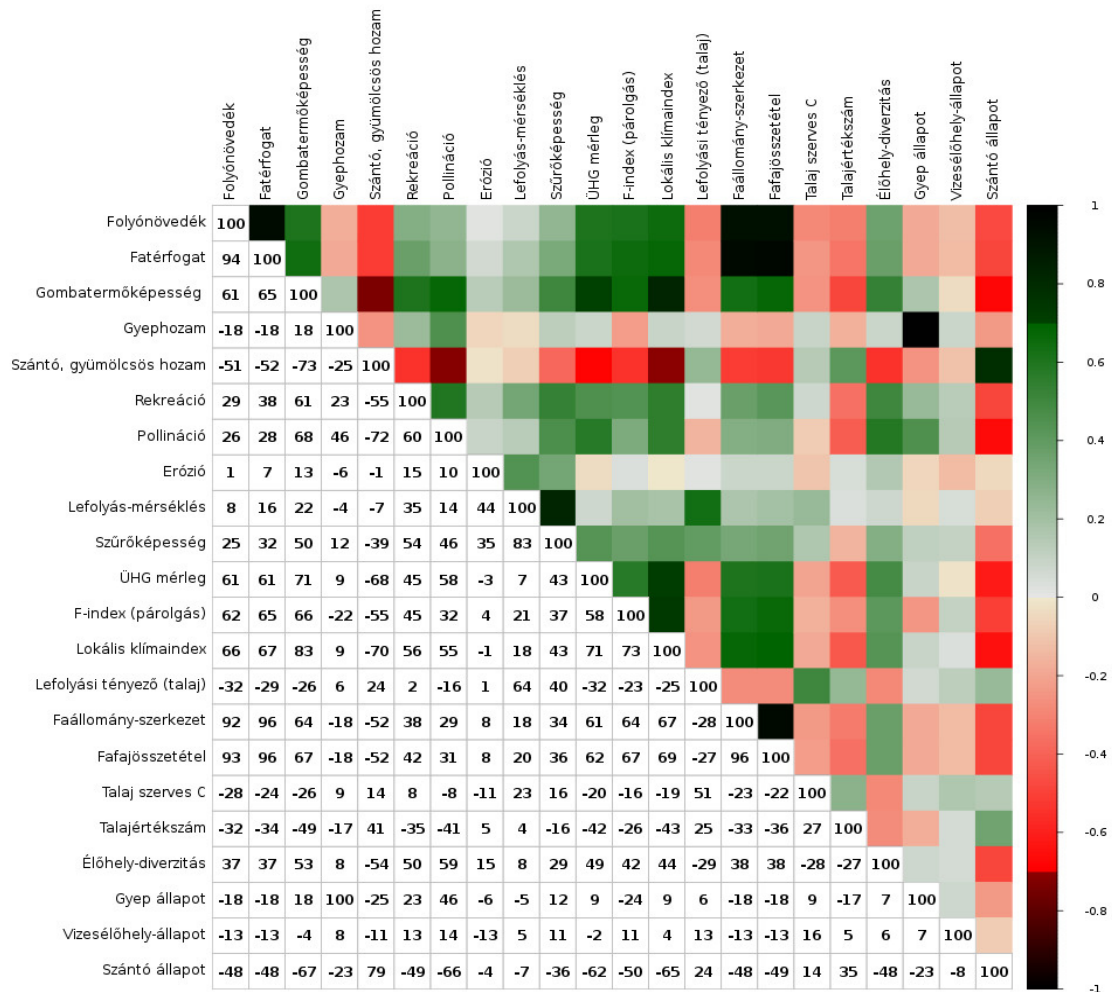
9.20. ábra A védett területek összevetése a hotspot térképpel egy kiskunsági mintaterület példáján (a jobb láthatóság kedvéért ezen az ábrán a magas ökoszisztémaszolgáltatás-potenciállal rendelkező területeket a pirosas színek jelzik). A védett területeknél a kategóriák egy része átfed egymással, ilyen esetekben a védett/fokozottan védett felülírja a Natura2000-et, és mindhárom felülírja a Nemzeti Ökológiai Hálózatot.

9.4.3. Az egyes szolgáltatás- és állapot-indikátorok korreláció-elemzésének összefoglalása

Az alábbiakban az elemzések során kapott korrelációk segítségével bemutatjuk azokat az összefüggéseket, melyek alapján körvonalazódnak a bevezetésben ismertetett "ökoszisztémaszolgáltatás-csoportok". Rámutatunk néhány olyan, látszólagos összefüggésre is, amelyek az országos térképek jellegéből, illetve előállítási módjából fakadnak. Az elemzést egyenként a különböző maszkokra is elvégeztük, de itt külön csak az erdőkre kapott legfontosabb eredményeket emeljük ki.

Országos értékelés

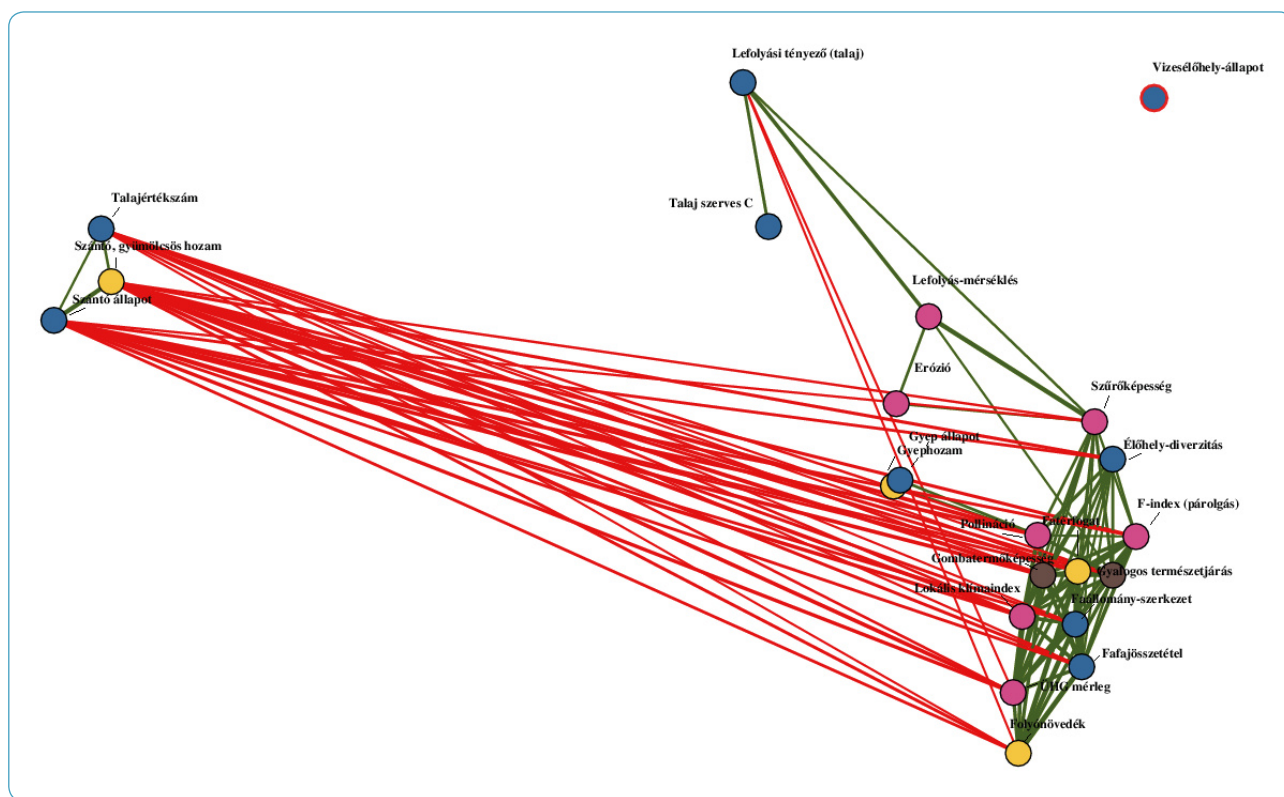
Az országos korreláció-elemzés eredményét részletesen, táblázatos formában a 9.21. ábra mutatja be, hálózatos formában pedig a 9.22-9.25. ábrák.



9.21. ábra Spearman's rho korrelációk a teljes országra (a színek a jobb oldalon látható, a táblázatban szereplő számok az r együttható értékét százzal felszorozva ábrázolják)

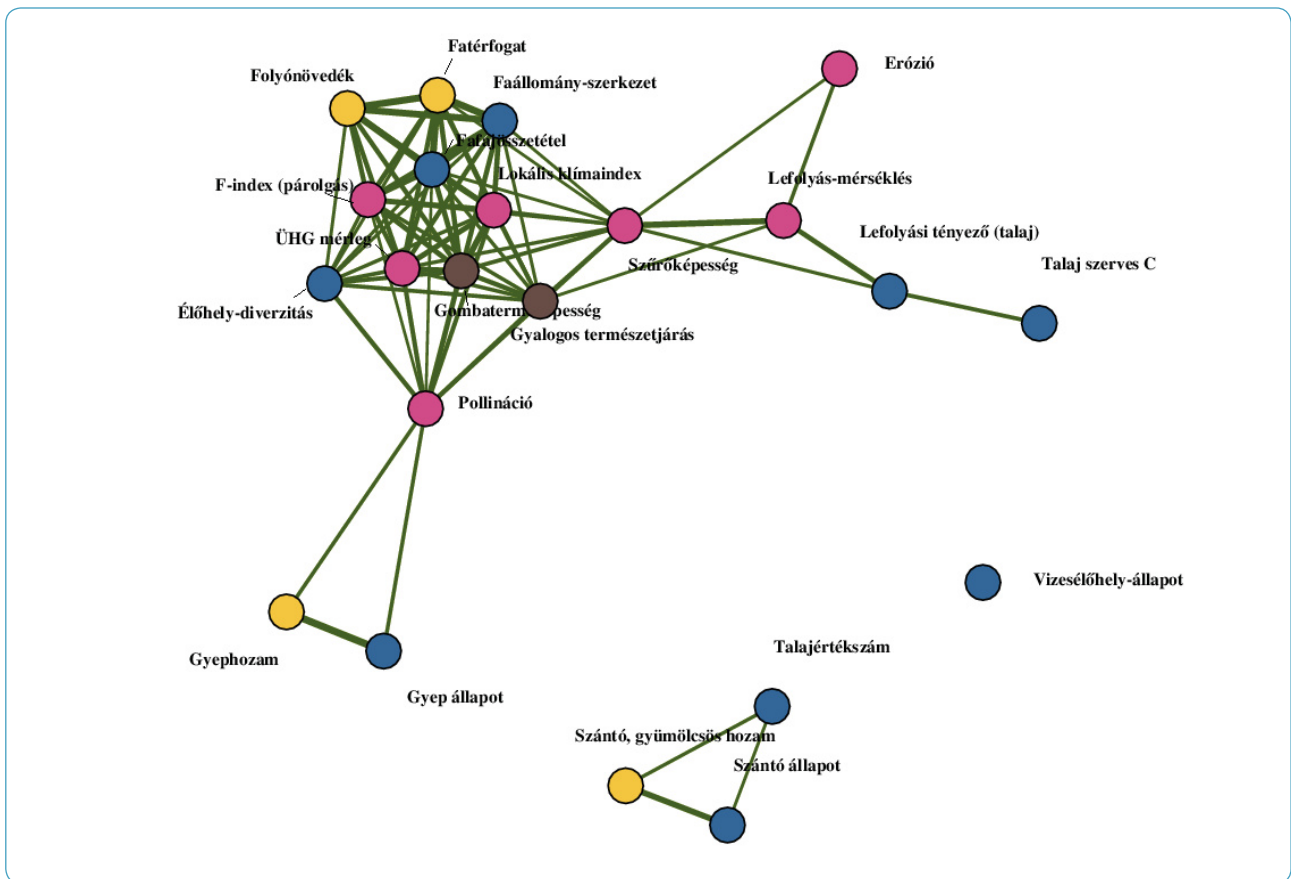
Az erősebb korrelációkat hálózatosan bemutató 9.22. ábrán jól látható, hogy országosan az egyes változók közötti kapcsolatok főleg az ökoszisztéma főtípusok térbeli elkülönülésére reflektálnak. Külön csoportosulnak a szántókhoz, gyephez, erdőkhöz köthető változók, illetve elkülönülnek a talaj jellemzői, és az ezekhez jobban kötődő (hidrológiai) szolgáltatások. A természetszerű ökoszisztémák és a mezőgazdasági területek különülnek el leginkább egymástól, ami összhangban van a multifunkcionalitás vizsgálat eredményeivel is. E két fő csoporthoz kötődő indikátorok között a kapcsolatok inkább negatívak, az élelmiszertermelés biztosítására fenntartott területek az egyéb szolgáltatások tekintetében nem teljesítenek jól. Látványosan külön áll a vizes élőhelyek állapota, amely az Ökoszisztéma-alaptérkép 5110-es ("Vízben álló mocsári/lápi növényzet") kategóriájára vonatkozik. Ez nem mutat erős kapcsolatot egyik

vizsgált szolgáltatás- vagy állapot-mutatóval sem, valószínűleg azért, mert ezekről az élőhely-típusokról kevés az információ, és a vizsgált szolgáltatások egyike sem kötődik kifejezetten a vizes élőhely-típusokhoz. Az élőhely-diverzitás országosan szintén a kulturális, a szabályozó, valamint az erdőhöz köthető indikátorokkal mutat viszonylag erős pozitív kapcsolatot, és az agrárterületekhez köthető mutatókkal negatív. Ezt a képet azonban árnyalja majd az egyes típusokra szűkített elemzés.



9.22. ábra Az országos korreláció-elemzés eredménye hálózatos megközelítésben (minden erősebb kapcsolat, $\rho > 0,3$). Piros vonalak - negatív kapcsolatok; zöld vonalak - pozitív kapcsolatok. A vonalak vastagsága a korrelációk erősségét mutatja. Pontok színe: kék - állapot-indikátor; rózsaszín - szabályozó ökoszisztéma- szolgáltatások; sárga - ellátó ökoszisztéma- szolgáltatások; barna - kulturális ökoszisztéma- szolgáltatások

A 9.23. ábra csak az erősebb pozitív kapcsolatokat mutatja be. Ezen az ábrán tisztábban kivehetőek a fent említett csoportok, és ezek kapcsolatrendszerei. A csak adott ökoszisztéma-típusra jellemző ellátó szolgáltatások és állapot-jellemzők jobban elkülönülnek, hasonlóan a talajtulajdonságok által erősen befolyásolt (elsősorban hidrológiai) szolgáltatásokhoz és talaj-jellemzőkhöz, míg a kulturális és szabályozó szolgáltatások között erősek a pozitív kapcsolatok. Utóbbiak az erdők szolgáltatásaihoz és állapotához több szálon, erősebben kapcsolódnak, mint a többi típushoz. A hidrológiai szolgáltatások közül pedig a szűrőképesség az, ami több indikátorral mutat erős pozitív kapcsolatot.

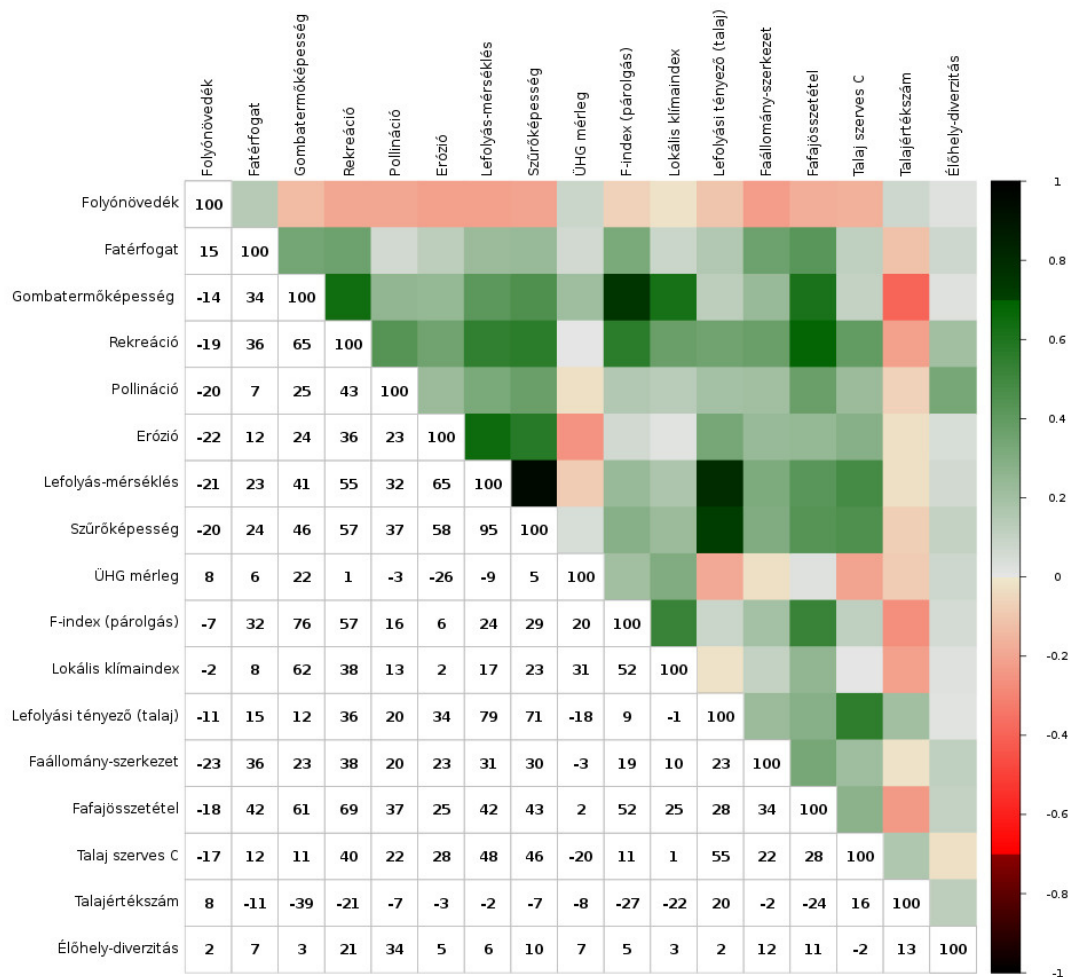


9.23. ábra Az országos korreláció-elemzés eredménye hálózatos megközelítésben (csak erősebb pozitív kapcsolatok). A vonalak vastagsága a korrelációk erősségét mutatja. Pontok színe: kék - állapot-indikátor; rózsaszín - szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatások; sárga - ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások; barna: kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások

A konkrét szolgáltatások, valamint a szolgáltatások és az állapotjellemzők közötti közvetlen kölcsönhatásokra az országos korrelációk alapján csak nagyon korlátozottan lehet következtetni, mivel az erős összefüggések ezeknél főleg az egyes változókat meghatározó közös háttértényezőkre (ökoszisztéma-típus, domborzat) vezethetőek vissza. Ezek közvetlen kapcsolatait az adott ökoszisztéma-típusokra külön elvégzett értékelések segítségével érdemes vizsgálni. Az alábbiakban ezekből egyet, az erdőket mutatjuk be példaként.

Erdők

A 9.24. ábra valamennyi erdőre, míg a 9.25. és 9.26. ábrák a hegy- és dombvidéki, valamint az alföldi erdőkre kapott korrelációkat mutatják be. A 9.21. ábrával összevetve őket látható, hogy az országos értékelés alapján akár kifejezetten erősnek mutakozó kapcsolatok itt többnyire jóval gyengébbek. Például a fatér-fogat és a folyónövedék, amelyek ott nagyon erős pozitív kapcsolatot ($r=0,94$) mutattak egymással, csak az erdőket vizsgálva már jóval gyengébb összefüggést produkálnak ($r=0,25$ az alföldön).

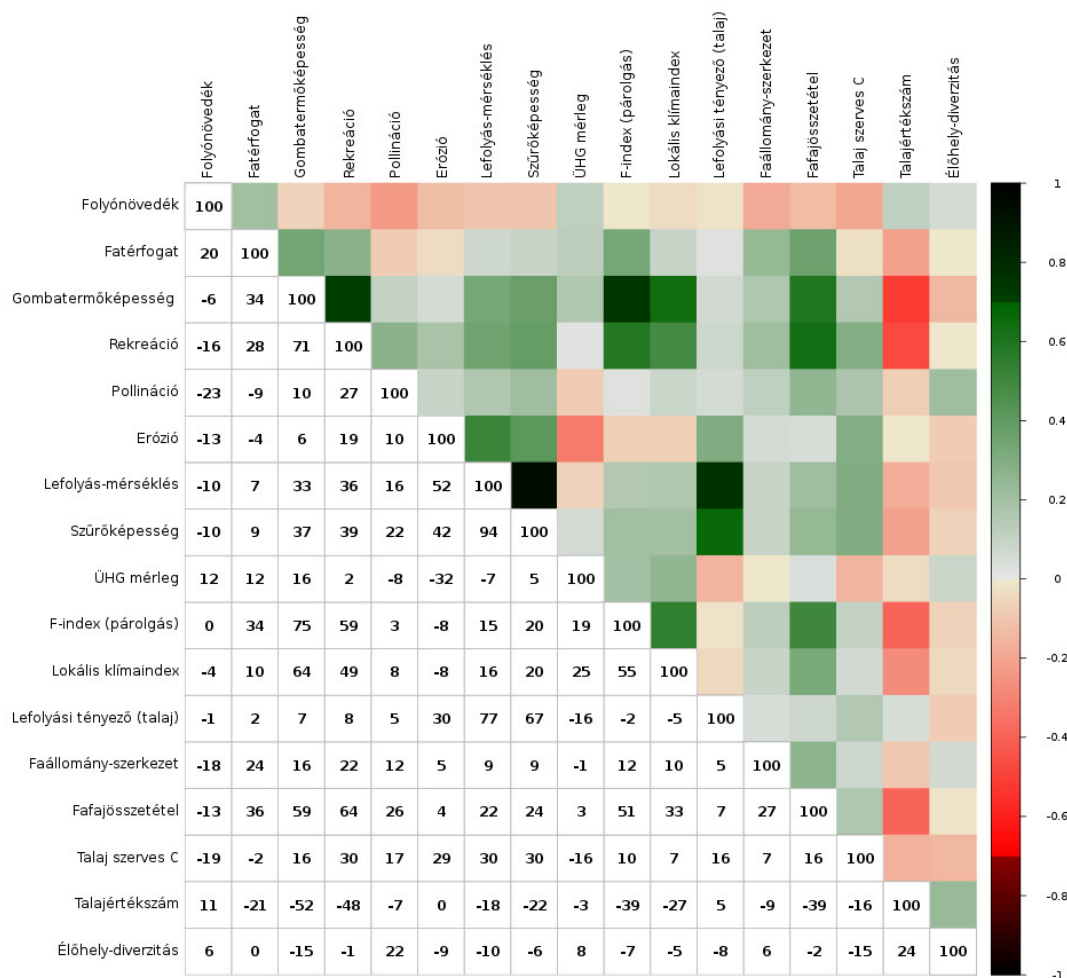


9.24. ábra Spearman's rho korrelációk az összes erdőre (a színek a jobb oldalon látható, a számok az r együttható értékét százzal felszorozva ábrázolják)

Ez alapján az országos elemzésben tapasztalt erős összefüggés feltehetően annak köszönhető, hogy mindkét indikátor csak az erdők esetében releváns, és a vizsgált terület nagy részén emiatt az értékük 0. Azzal, hogy a vizsgált területet leszűkítettük az erdőkre, az igazán erős kapcsolatok néhány kivétellel azoknál a változóknál maradtak meg, ahol az összefüggés a hasonló számítás-módszertanból, vagy valamilyen, mindkét változót befolyásoló háttértényezőből fakad (pl. lefolyás-mérséklés, szűrés, és a talaj lefolyási tényezője). Ezek az eredmények az erdőkre jellemző kapcsolatrendszeret bemutató hálózatokban (9.27.-9.29. ábrák) is szembeűnőek, például a talajtulajdonságok által erősen befolyásolt hidrológiai szolgáltatások és a talajhoz kapcsolódó állapotjellemzők szorosan összefüggő blokkot alkotnak.

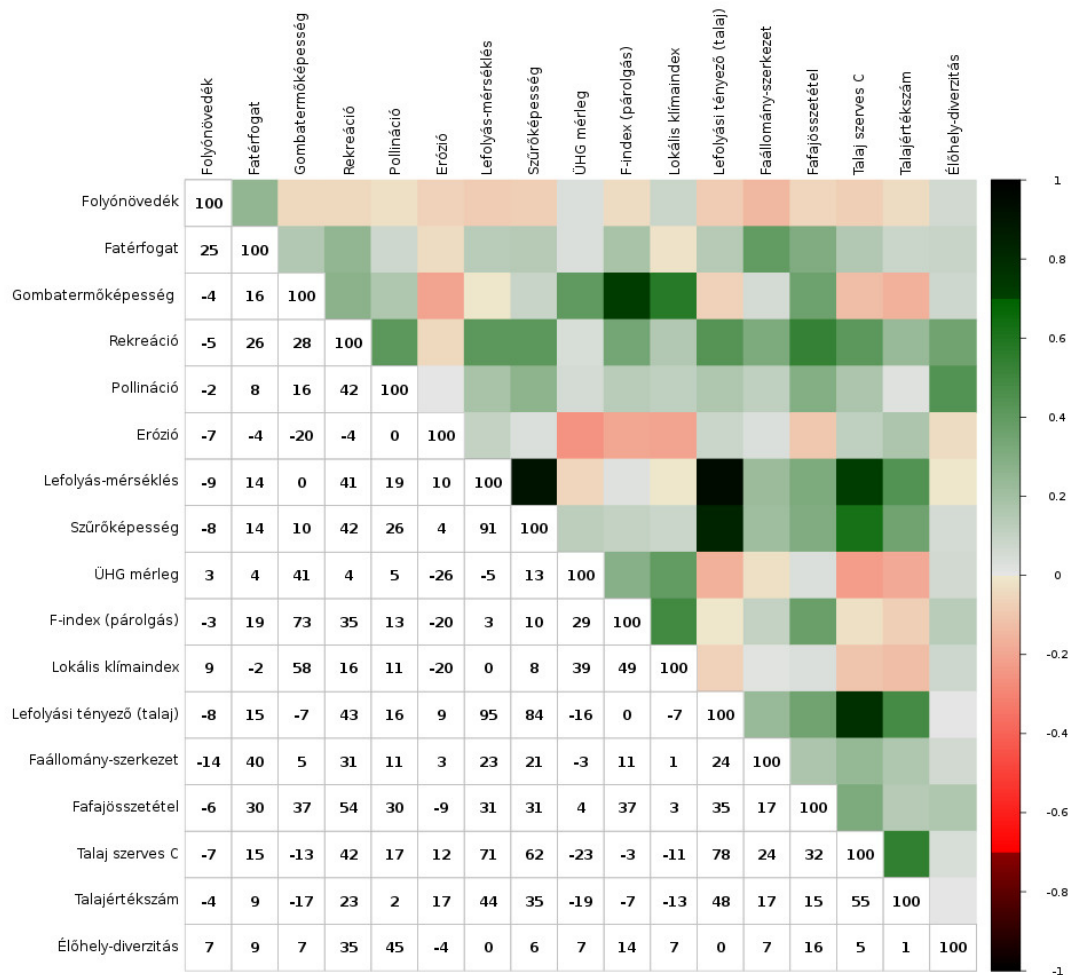
Az erdők általunk vizsgált fontos ellátó szolgáltatása, a tűzifa-termelés potenciálját jellemző indikátorok közül a folyónövedék egyik vizsgált változóval sem mutat erős kapcsolatot. Viszont gyenge negatív összefüggést kaptunk a kulturális szolgáltatásokkal, a szabályozó szolgáltatások többségével, a talaj-jellemzőkkel, és mindkét erdőállapot-jellemzővel. Ezek a negatív összefüggések jobban tetten érhetőek a hegy- és

dombvidéki erdők vizsgálata esetében, az alföldi erdőknél a kapcsolat nagyon gyenge. A másik ellátó szolgáltatást jellemző mutató, a fatérfog, ezzel ellentétben pozitívan korrelál a fafajösszetételi és szerkezeti állapot-indikátorral is, valamint a gombatermő-képességgel, és a párolgást jelző f-indexszel. A gombatermő-képesség pozitív kapcsolatot mutat a mikroklima szabályozás indikátoraival is.



9.25. ábra Spearman's rho korrelációk a hegy- és dombvidéki erdőkre (a színek a jobb oldalon látható, a számok az r együttható értékét százzal felszorozva ábrázolják)

Az erdőkre készült, csak a pozitív kapcsolatokat ábrázoló hálózatokban (4.3.7-9 ábrák) központi helyre került a két kulturális szolgáltatás, melyek egymással is erősen korrelálnak. A gomba-termőképesség potenciáljának meghatározásakor a szakértők módosító tényezőként figyelembe vették az erdő-állapotot, így nem meglepő az összefüggése ennek mutatóival. Ugyanakkor érdekes, hogy a kettő közül jóval erősebb a kapcsolata a fafajösszetétel természetességével, míg a szerkezettel kevésbé. Érdekes még a gyalogos természetjárás potenciáljának (rekreáció) viszonylag erős összefüggése is az erdő-állapot tőle teljesen függetlenül számított jelzőivel, főleg a faállomány-szerkezettel. Kérdés, hogy ezek az összefüggések valóban ok-okozati kapcsolatot jelentenek-e, vagy azt tükrözik, hogy a szolgáltatások térképezésénél a szakértők erősen támaszkodtak az alaptérkép kategóriáira, melyek maguk is jelentősen különbözhetnek mind a fafajösszetétel természetessége, mind a faállomány-szerkezet tekintetében (Tanács et al. 2021).

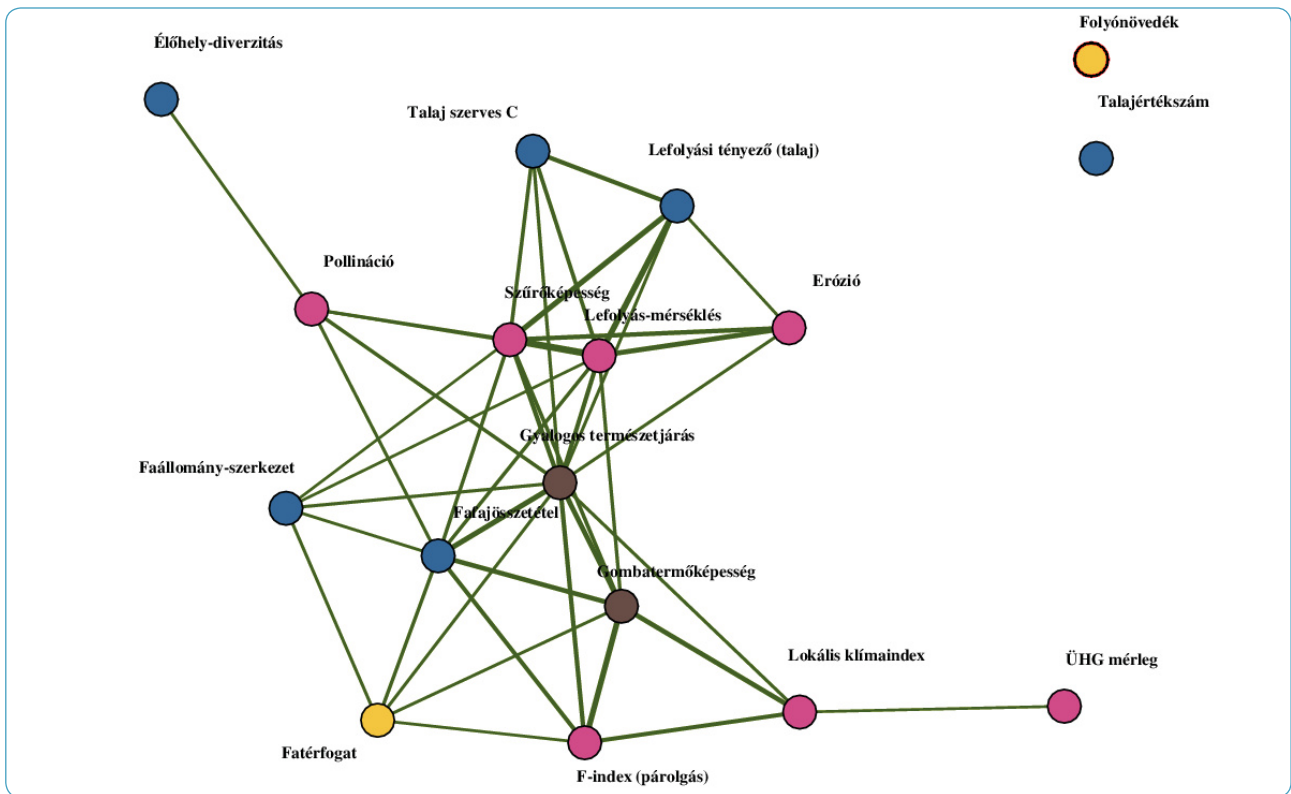


9.26. ábra Spearman's rho korrelációk az alföldi erdőkre (a színek a jobb oldalon látható, a számok az r együttható értékét százszal felszorozva ábrázolják)

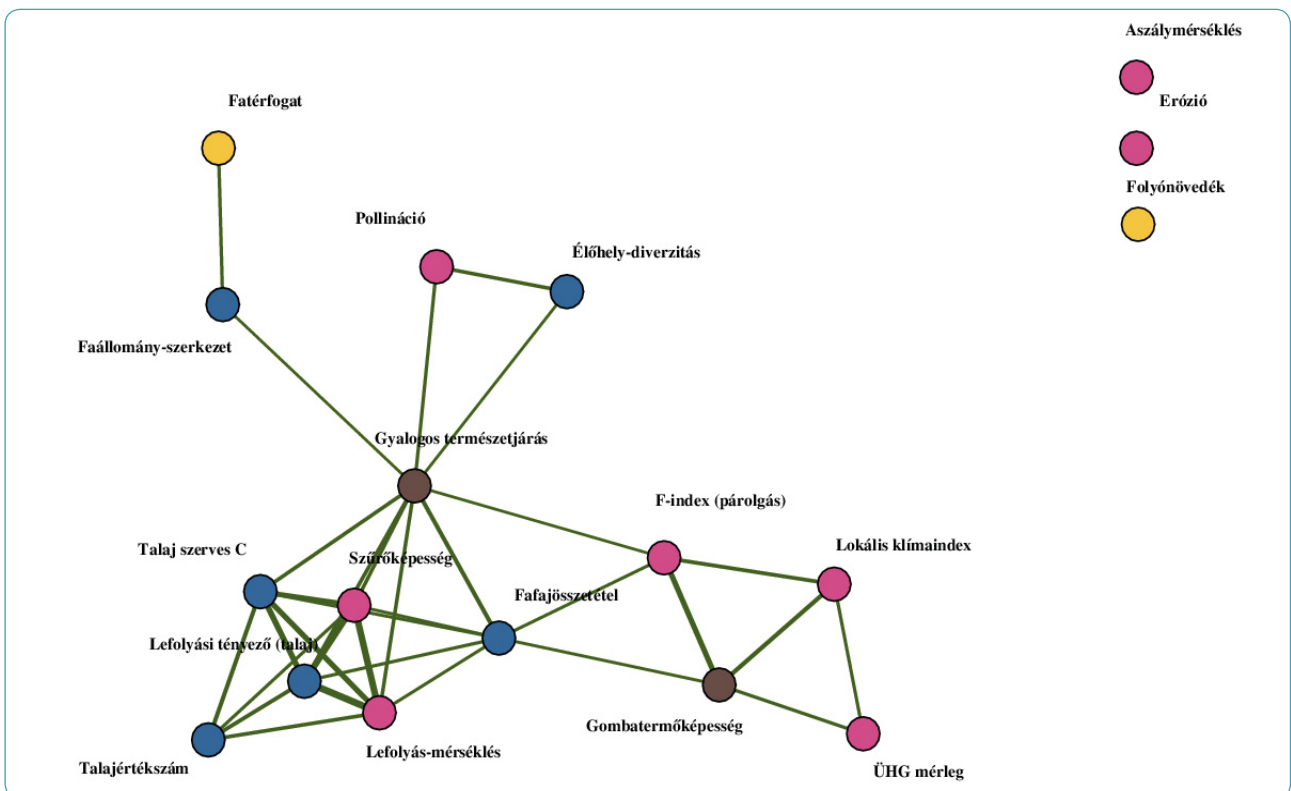
Az alföldi és hegyvidéki erdőket szétválasztva a kép tovább árnyalható. Az alföldi erdőknél kevesebb erősebb (pozitív) kapcsolattal egyáltalán nem rendelkező változók száma.

Az élőhely-diverzitás az összes erdőt tekintve csak a pollinációval mutat viszonylag erősebb (pozitív) összefüggést, illetve az alföldi erdők esetében a gyalogos természetjárással. A talajértékszámval való korrelációja, amely országosan negatívnak adódott, az erdők esetében pozitívba fordul, feltehetően a változatosabb dombvidéki, illetve hegylábi területek miatt (ezt alátámasztja, hogy a hegy- és dombvidéki erdőknél erősebb a kapcsolat, az alföldi erdőknél pedig egyáltalán nincs összefüggés a kettő között).

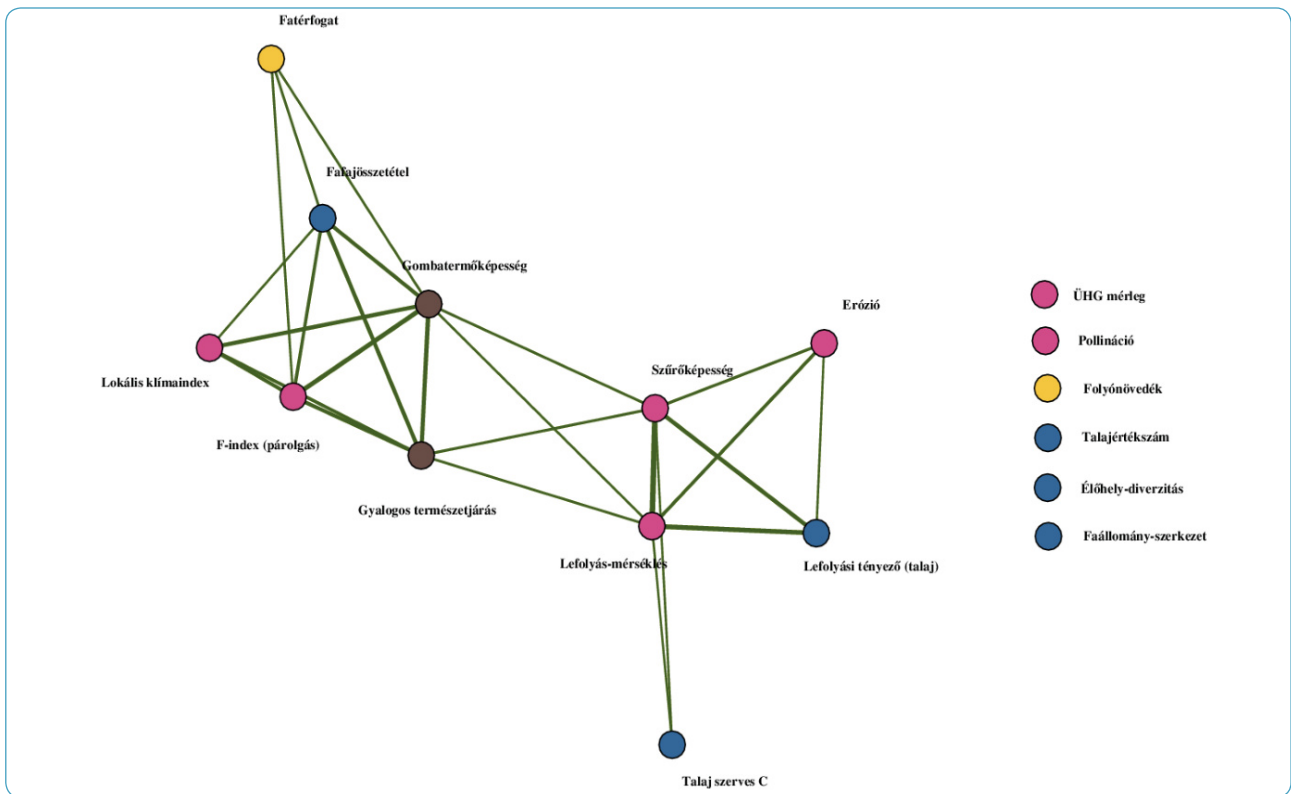
A hegy- és dombvidéki erdők esetében érdekes még a talajértékszám (negatív) összefüggése több szabályozó és mindkét vizsgált kulturális szolgáltatással, valamint az erdők fafajösszetételét jellemző állapot-mutatóval, ami az alföldi területeken nem jellemző. A mezőgazdasági művelésre alkalmas talajon álló egykori dombsági, hegylábi erdők helyén ma már nagyrészt művelés folyik. Ahol megmaradt az erdő, sok esetben ott is idegenhonos fafajokból álló ültetvényeket, vagy inváziós fajokkal erősen fertőzött állományokat találunk, melyek potenciálját a szakértők a legtöbb szolgáltatás esetében eleve alacsonyabbnak ítélték, mint a természetszerűbb hegyvidéki erdőké.



9.27. ábra Erdők ökoszisztéma-szolgáltatás - ökoszisztéma-állapot hálózata (erősebb pozitív kapcsolatok). A vonalak vastagsága a korrelációk erősségét mutatja. Pontok színe: kék - állapot-indikátor; rózsaszín - szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatások; sárga - ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások; barna - kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások



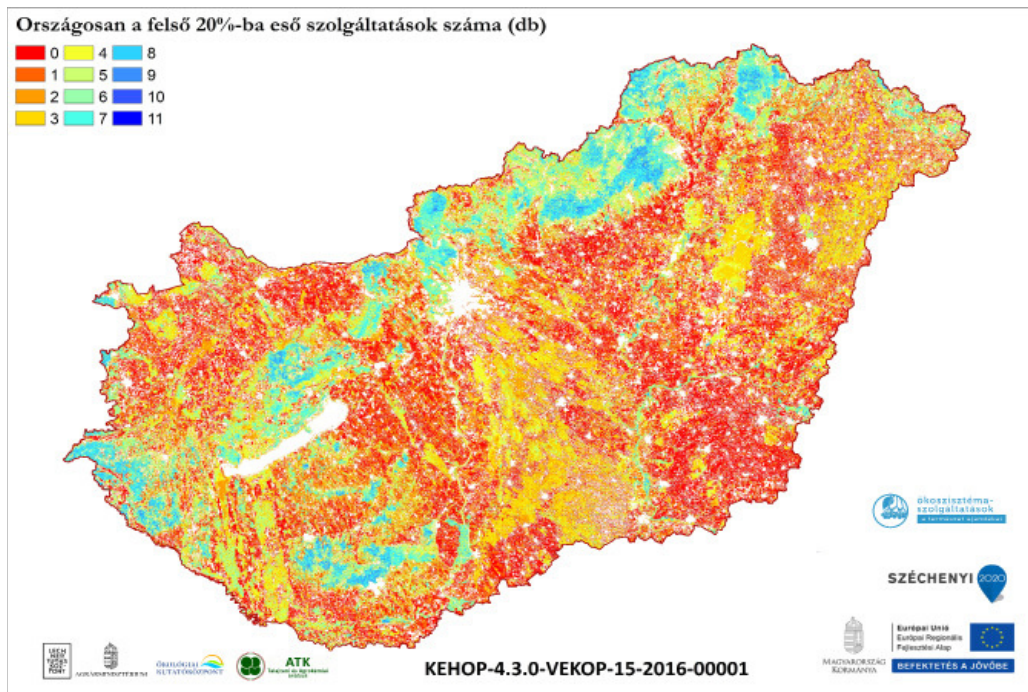
9.28. ábra Alföldi erdők ökoszisztéma-szolgáltatás - ökoszisztéma-állapot hálózata (erősebb pozitív kapcsolatok). A vonalak vastagsága a korrelációk erősségét mutatja. Pontok színe: kék - állapot-indikátor; rózsaszín - szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatások; sárga - ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások; barna - kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások



9.29. ábra Hegy- és dombvidéki erdők ökoszisztéma-szolgáltatás - ökoszisztéma-állapot hálózata (erősebb pozitív kapcsolatok). A vonalak vastagsága a korrelációk erősségét mutatja. Pontok színe: kék - állapot-indikátor; rózsaszín - szabályozó ökoszisztéma-szolgáltatások; sárga - ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások; barna - kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások

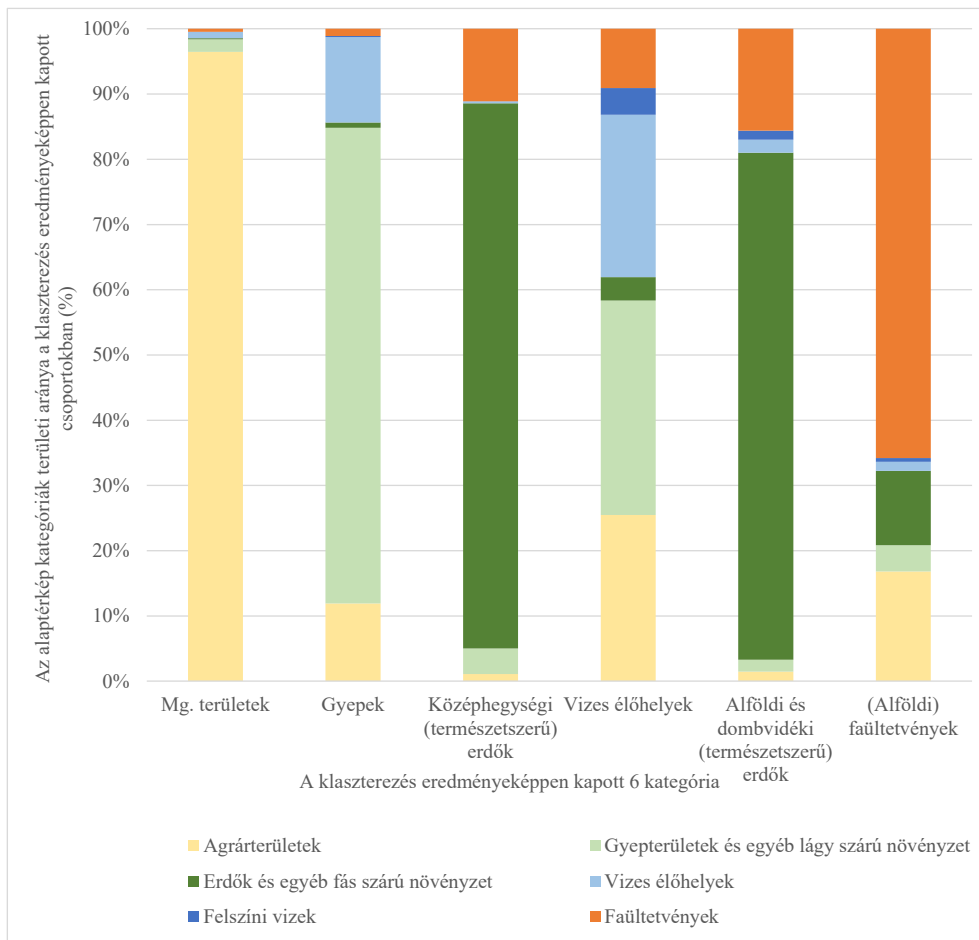
9.4.4. Hasonló ökoszisztémaszolgáltatás-készlettel jellemezhető területek lehatárolása klaszteranalízissel (ökoszisztémaszolgáltatás-csoportok)

A szolgáltatás-indikátorokon lefuttatott k-means klaszteranalízis eredményeképpen előállt térképet a 9.30. ábra, az egyes indikátorok alakulását az egyes csoportokban pedig a 9.31. ábra rózsadiagramjai, valamint a 9.32. ábra boxplotjai mutatják be. A statisztikailag optimálisnak adódott klaszterszám (tehát az osztályok száma) 6. Feltűnő, hogy a kapott csoportok erősen összefüggnek az Ökoszisztéma-alaptérkép főkategóriáival, valamint a domborzattal, ami alátámasztja a korábbi elemzések következtetéseit. A klaszteranalízis során létrejött hat csoportból három döntően erdős (3: középhegységi erdők, 5: alföldi és dombvidéki, őshonos fajokból álló erdők, 6: alföldi faültetvények), emellett elkülönülnek a mezőgazdasági területek (1), a gyepek (2) és a vizes élőhelyek (4).



9.30. ábra A 100 m felbontású adatokon végzett klaszterezés eredménye

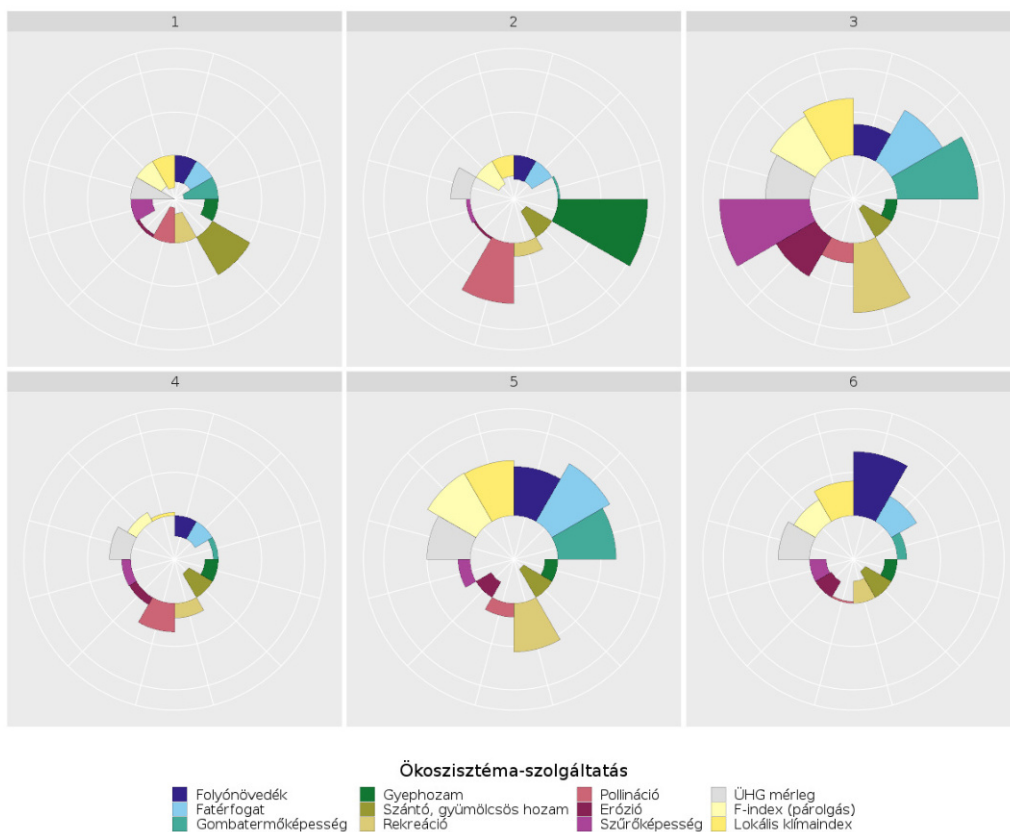
A 9.31. ábrán a kapott csoportok, és az Ökoszisztéma-alaptérkép főbb kategóriáinak átfedése látható. Mivel az alaptérkép térben finomabb felbontású (20 x 20 m), mint a szolgáltatás-térképek, ezért előfordulhatnak ebből adódó kategória-keveredések (pl. a szántókkal vagy az ültetvényekkel való átfedések), különösen ott, ahol változatos a tájhasználat, mint pl. a Kiskunság területén. De az ábra alapvetően alátámasztja a kategóriák általunk bemutatott értelmezését/megnevezését, hiszen a klaszterezés eredményeképpen kapott csoportok nagy részében egy-egy főkategória domináns. Ez alól kivételt jelentenek a vizes élőhelyek, a róluk elnevezett csoport elég heterogén, de dominánsan vizes élőhelyek és gyepek tartoznak ide. Az erdők esetében a természetszerű (elsősorban őshonos fajokból álló) erdők és az ültetvények keveredése adódhat a már említett felbontásbeli különbségből, de előfordulhatnak olyan esetek is, amikor ez nem hiba, hanem ténylegesen a rá jellemző szolgáltatás-értékek miatt került egy-egy erdő az adott kategóriába.



9.31. ábra Néhány főbb Ökoszisztéma-alaptérkép kategória területi megoszlása a klaszterezés eredményeképpen kapott csoportokban (%)

A rózsadiagramok megmutatják, hogy hogyan alakulnak az egyes szolgáltatások (standardizált) értékei egymáshoz képest az egyes csoportokban. A 9.32. ábra alapján látható, hogy a mezőgazdasági területeken (1) a növénytermesztés potenciálját leíró hozam az egyetlen olyan indikátor, ami kiemelkedő értéket mutat, ez a meghatározó. A gyeppek (2) esetében a gyephozam és a pollináció potenciálja kiemelkedő.

A középhegységi erdőkben (3) számos szolgáltatás-indikátor jellemző értéke kiemelkedő, általában magas az f-index, a fatérfogat, az üvegházgáz-mérleg, a rekreációs potenciál, a gombatermő-képesség, az erózió elleni védelem és a szűrés potenciálja, és még pollináció tekintetében is viszonylag jól teljesítenek ezek a területek. A vizes élőhelyeknél nincs olyan kiemelt szolgáltatás a vizsgáltak között, ami kifejezetten ezekhez kötődne, de viszonylag magas értékeket mutatnak pl. pollináció és szűrés tekintetében. Az alföldi és dombvidéki, őshonos fajokból álló erdők (5) szolgáltatások tekintetében a hegyvidékiekhez hasonlóak, kisebb eltérésekkel (pl. gombatermő-képesség vagy szűrés ill. rekreációs potenciál tekintetében kissé elmaradnak tőlük). Az utolsó, elsősorban alföldi faültetvényeket magába foglaló csoport (6) főleg a folyónövedék és az üvegházgáz-mérleg tekintetében kiemelkedő.



9.32. ábra A klaszterezés eredményeképpen létrejött 6 csoport jellemző ökoszisztémaszolgáltatás-összetétele (ökoszisztéma-szolgáltatás indikátorok studentizált értékei)

9.4.5. A városi ökoszisztéma-szolgáltatások szintézis-elemzésének eredményei

A kétféle módszertani megközelítéssel előállt két térkép a négy nagyvárosi mintaterületre a 9.33. és 9.34. ábrán látható. Az eredménytérképeken kirajzolódik, hogy a nagyvárosok belterületeinek is igen nagy része sorolható a módszertanunk szerint legalább „másodlagos potenciálú” (vagy ennél magasabb) kategóriába, vagyis ahol legalább két ökoszisztéma-szolgáltatás „magas” értéket vesz fel. A legelső kvartilishez tartozó, ill. a „mérsékelt” potenciálú területek elsősorban a legsűrűbben beépített, belvárosi vagy ipari zónákat mutatják.

9.33. ábra A három vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatás normalizált értékeiből levezett aggregált mutató kvartilisei a négy nagyvárosi mintaterületen

További fontos szempont az eredmények értelmezésénél az, hogy a NÖSZTÉP városi munkarészben értékelt és így a szintézis alapját képező három ökoszisztéma-szolgáltatás olyan értelemben hasonló mintázatok szerint szerveződik, hogy klimatológiai vonatkozású szabályozó szolgáltatásokról van szó (csapadékvíz-megtartás, légszennyezés-megkötés, mikroklíma-szabályozás). Ez abban is megmutatkozik, hogy előbbi kettőnél közös az ökoszisztémák szerkezeti indikátora (ami az értékelési folyamatban a második kaszkádszint mérőszámaként jelenik meg), a levélfelületi index (LAI). A városi növényzetnek a mikroklíma-szabályozással kapcsolatos potenciálja (árnyékolás, párologtatóképesség) is a biomassza mennyiségétől és állapotától függ. Mindezek miatt az aggregált mutatók térképein is a magas levélfelületi indexszel jellemezhető területrészek, elsősorban a nagy, egybefüggő városi zöldfelületek jelennek meg a legmagasabb értékekkel.

A két, LAI-tól közvetlenül függő szolgáltatás térbeli mintázatában a kis területen belüli változatosság némileg kisebb, mint az inkább felszínborítási kategóriák alapján jellemzett mikroklíma-szabályozásnál (bár pl. a nagyobb zöldfelületek környezetében jelentkező hűtőhatás az utóbbi esetben is egy területtípuson át érvényesülő hatást jelent). Emiatt az aggregált, normalizált mutatók térképein is az értékek nagyobb heterogenitását látjuk, ez valamennyire még a kvartilis-térképeken is megfigyelhető.

9.34. ábra A három vizsgált ökoszisztéma-szolgáltatás normalizált értékeiből levezetett, szakértői döntés-alapú osztályozás a négy nagyvárosi mintaterületen. Az osztályok elnevezése a saját módszertanban: 4 – „védendő”, 3 – „magas potenciálú”, 2 – „másodlagos potenciálú”, 1 – „mérsékelt potenciálú” területek

Ezektől a kisebb különbségektől eltekintve a két módszertannal előállított térképek nagyon hasonló területi mintázatokat mutatnak, értelemszerűen hasonló területhasználati döntéseket alapozhatnak meg. Alapvetően mindkét megközelítés alkalmas lehet az ökoszisztémaszolgáltatás-alapú zöldinfrastruktúra-fejlesztés háttérvizsgálataiban való későbbi alkalmazásokra. A települési zöldfelület-tervezésnek az ökológiai mellett funkcionális szempontokat is figyelembe kell vennie (az alaptérképezésben és az erre épülő, az ökoszisztéma-szolgáltatásokat figyelembe vevő módszertanokban is). Ezért a felszínborítási (vagy területhasználati) kategóriákon alapuló szolgáltatás-térképezés, és az ezeket is figyelembe vevő, szakértői döntéseket is tartalmazó szintézis-módszerek kapnak véleményünk szerint vezető szerepet a jövőben. Amennyiben az értékelt szolgáltatások között más jellegű, némileg más tényezők által befolyásolt folyamatok is szerepelnének (pl. rekreáció), az várhatóan jelentősebb különbségeket eredményezne a tisztán kvantitatív, és a tervezési szempontokat is figyelembe vevő, szakértői osztályozási módszerek között. A jövőre vonatkozóan fontosnak érezzük az osztályozási, döntési szabályoknak a helyi városökológiai és tervezési szempontok alapján való pontosítását, optimalizálását.

9.5. Összegzés

A szintézis-elemzések egyik eredménye a projektben az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének alapot adó kaszkárendszer kritikai elemzése és módosító javaslatok megfogalmazása.

Elkészültek a projektben vizsgált ökoszisztémaszolgáltatás-potenciál indikátorok térképei, illetve ezek alapján a multifunkcionalitás szempontjából kiemelkedő területek országos térképe.

Országos léptékben a vizsgált szolgáltatás- és állapot-indikátorok kapcsolatait alapvetően a fő ökoszisztéma-típusok, és az ezek közötti különbségek, valamint a domborzat határozzák meg. Így tehát a rendelkezésre álló indikátorok alapján sokkal markánsabb a különbség az erdők és gyepek, vagy erdők és mezőgazdasági területek között az általuk nyújtott szolgáltatások szempontjából, mint pl. az erdőkön vagy a gyepeken belül.

A vizsgált szolgáltatások potenciálját összességében tekintve egyértelműen kirajzolódik a természet-szerű ökoszisztéma-típusok kiemelkedő multifunkcionalitása a mesterségesebb (agrárterületek, faültetvények) típusokkal szemben. Ezek közül is kiemelkednek az (őshonos fajokból álló) erdők, amelyek a szolgáltatások legváltozatosabb körét lehetnek képesek kiemelkedően nyújtani. Az erdők esetében - amelyek fontos ellátó szolgáltatásokat (tűzifa, illetve egyéb faanyag) nyújtanak, és kezelésük általában ennek optimalizálására törekszik - a magasabb multifunkcionalitás értékek arra hívják fel a figyelmet, hogy a fatermesztés túlzott előtérbe helyezése esetén számos más fontos szolgáltatás sérülhet. Az erdők és a szántók esetében összefüggés látható az állapot és a multifunkcionalitás között is, a jobb állapotúnak értékelt területek általában több szolgáltatást nyújtanak kiemelkedő szinten. Ezt alátámasztja az is, hogy a kapott ökoszisztéma-szolgáltatás "csoportok", illetve ezek alapján lehatárolt területek között a faültetvények elkülönülnek a természet-szerűbb erdőktől. Ezekkel összefüggésben egyértelműen látszik a védett területek kiemelt szerepe is az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosításában. A legmagasabb átlagos multifunkcionalitás értékeket a hazai szabályozás alapján azok az országos jelentőségű védett, illetve fokozottan védett területek mutatják, melyek egyben a Natura 2000 hálózat részei is. Az eredmények alátámasztják, hogy egy természetvédelmi szempontból értékes terület nem csupán önmagáért, vagy az ott található fajokért, hanem a társadalom által fontosnak ítélt szolgáltatások szempontjából is kiemelten értékes.

A hasonló multifunkcionalitással rendelkező területek osztályozása 6 csoportot mutatott meg, amelyek megfeleltethetők a fő ökoszisztéma-típusoknak. Így egy-egy fő ökoszisztéma-típusban áttekinthetővé vált, hogy mely szolgáltatásokat és milyen mértékben nyújthatják, illetve jól láthatók a szolgáltatások közötti trade-offok, azaz egyes szolgáltatások nagyobb arányú használata a többi szolgáltatás minőségének romlását hozza magával.

Az összetett értékelés lehetőségeit és fő irányait alapvetően meghatározta a kezdetben priorizálással kiválasztott ökoszisztéma-szolgáltatások köre. Ugyanakkor az adott helyen fontos szolgáltatások köre regionálisan jelentősen eltérhet - erre már jelen elemzésben is láthatunk példát az alföldi és hegyvidéki erdők markáns elkülönülésével. Ezen túl az itt bemutatott multifunkcionalitás elemzések a szolgáltatások potenciálján alapulnak, a ténylegesen igénybe vett szolgáltatásokról nem adnak képet. Ez okozhatja azt, hogy sokkal több pozitív, mint negatív kapcsolatot találtunk, még az ellátó és egyéb szolgáltatások között is. Azonban előfordulhat, hogy miközben két szolgáltatás potenciáljánál - tehát hogy mennyit tudna nyújtani a természet - szinergia áll fenn, a tényleges használatnál megfordul a helyzet, és amint az egyik ökoszisztéma-szolgáltatást igénybe vesszük, a másik szolgáltatás megvalósulása (időszakosan) ellehetetlenül. Ezért fontos, hogy a jövőben - különösen természetvédelmi oltalom alatt álló területek kezelésének meghatározásakor - ne csak a potenciálokat, hanem a ténylegesen megvalósult szolgáltatásokat is elemezzük. A tényleges használat szintjének vizsgálatokor hangsúlyosabb szerepet kell kapnia a szolgáltatások közötti kapcsolatrendszereknek, különösen, ha az értékelés célja a tervezés, illetve a döntéstámogatás. A multifunkcionalitás mellett más, különböző szempontokat is figyelembe kell

venni (pl. a terület veszélyeztetettsége, természet(védelm)i értéke, társadalmi igények, stb.) prioritásokat kell felállítani. Az ökoszisztémaszolgáltatás-értékelés hozzáadott értéke akkor tud igazán megmutatkozni, ha az elérhető szolgáltatások minél szélesebb körét tudjuk vizsgálni, lehetőség szerint a teljes kaszkád mentén, az ökoszisztéma-állapotot is figyelembe véve, valamint reflektálva az emberi jólétre is. Országosan ez kiváló adat-ellátottságot feltételezne (mely feltétel jelenleg nem teljesül) - egy-egy kisebb régióra vonatkozóan azonban sokszor több és részletesebb információra támaszkodhatunk, ami komplexebb értékeléseket is lehetővé tesz. Az itt bemutatott első, országos léptékben végzett értékelést és térképezést a folyamat kezdetétől végigkísérte a megfelelő minőségű és mennyiségű országos adatok hiánya. Ezek különösen a gyepek és a vizes élőhelyek esetében nehezítették meg az értékelést. Ahhoz, hogy ezekre a típusokra akár az országos, akár a helyi tervezésben jól használható térképeket és értékeléseket készíthessünk, mindenképpen a rendelkezésre álló adatbázisok és módszerek átgondolt, célirányos továbbfejlesztésére és folyamatos, rendszerszintű frissítésére lenne szükség (beleértve a megfelelő adatok gyűjtését is). Ahhoz, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatások védelme a konkrét szabályozások, jogszabályi szintű kötelezettségek szintjén is meg tudjon jelenni, és ilyen módon érdemben erősítse a természetvédelem eszköztárát, elengedhetetlen, hogy az értékelés finomabb térleptékben is pontosabbá váljon.

Hivatkozások

Agrárminisztérium, 2019. Ökoszisztéma alaptérkép és adatmodell kialakítása. Budapest.

Alam, M., Dupras, J., Messier, C., 2016. A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services. *Ecological Indicators* 60, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.035>

Albert, C., Aronson, J., Fürst, C., Opdam, P., 2014. Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts. *Landscape Ecol* 29, 1277–1285. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0085-0>

Albert, C., Bonn, A., Burkhard, B., Daube, S., Dietrich, K., Engels, B., Frommer, J., Götzl, M., Grêt-Regamey, A., Job-Hoben, B., Koellner, T., Marzelli, S., Moning, C., Müller, F., Rabe, S.-E., Ring, I., Schwaiger, E., Schweppe-Kraft, B., Wüstemann, H., 2016. Towards a national set of ecosystem service indicators: Insights from Germany. *Ecological Indicators, Developing and Applying Ecosystem Services Indicators in Decision-Support at Various Scales* 61, 38–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.050>

Allan, J.D., McIntyre, P.B., Smith, S.D.P., Halpern, B.S., Boyer, G.L., Buchsbaum, A., Burton, G.A., Campbell, L.M., Chadderton, W.L., Ciborowski, J.J.H., Doran, P.J., Eder, T., Infante, D.M., Johnson, L.B., Joseph, C.A., Marino, A.L., Prusevich, A., Read, J.G., Rose, J.B., Rutherford, E.S., Sowa, S.P., Steinman, A.D., 2013. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. *PNAS* 110, 372–377. <https://doi.org/10.1073/pnas.1213841110>

Batáry, P., Báldi, A., Ekroos, J., Gallé, R., Grass, I., Tschardtke, T., 2020. *Biologia Futura: landscape perspectives on farmland biodiversity conservation. BIOLOGIA FUTURA*. <https://doi.org/10.1007/s42977-020-00015-7>

Bateman, I.J., Mace, G.M., Fezzi, C., Atkinson, G., Turner, K., 2011. Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environ Resource Econ* 48, 177–218. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9418-x>

Becerra-Jurado, G., Philipsen, C., Kleeschulte, S., 2015. Mapping and Assessing Ecosystems and their Services in Luxembourg – Assessment results.

- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12, 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Blasi, C., Capotorti, G., Alós Ortí, M.M., Anzellotti, I., Attorre, F., Azzella, M.M., Carli, E., Copiz, R., Garfi, V., Manes, F., Marando, F., Marchetti, M., Mollo, B., Zattero, L., 2017. Ecosystem mapping for the implementation of the European Biodiversity Strategy at the national level: The case of Italy. *Environmental Science & Policy* 78, 173–184. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.09.002>
- Bukvareva, E., Zamolodchikov, D., Kraev, G., Grunewald, K., Narykov, A., 2017. Supplied, demanded and consumed ecosystem services: Prospects for national assessment in Russia. *Ecological Indicators* 78, 351–360. <https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2017.03.034>
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., 2009. Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online* 1–22. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- Burkhard, B., Maes, J., Potschin-Young, M., Santos-Martín, F., Geneletti, D., Stoev, P., Kopperoinen, L., Adamescu, C., Esmail, B.A., Arany, I., Arnell, A., Balzan, M., Barton, D.N., Beukering, P. van, Bicking, S., Borges, P., Borisova, B., Braat, L., Brander, L.M., Bratanova-Doncheva, S., Broekx, S., Brown, C., Cazacu, C., Crossman, N., Czucz, B., Daněk, J., Groot, R. de, Depellegrin, D., Dimopoulos, P., Elvinger, N., Erhard, M., Fagerholm, N., Frélichová, J., Grêt-Regamey, A., Grudova, M., Haines-Young, R., Inghe, O., Kallay, T., Kirin, T., Klug, H., Kokkoris, I., Konovska, I., Kruse, M., Kuzmova, I., Lange, M., Liekens, I., Lotan, A., Lowicki, D., Luque, S., Marta-Pedroso, C., Mizgajski, A., Mononen, L., Mulder, S., Müller, F., Nedkov, S., Nikolova, M., Östergård, H., Penev, L., Pereira, P., Pitkänen, K., Plieninger, T., Rabe, S.-E., Reichel, S., Roche, P., Rusch, G., Ruskule, A., Sapundzhieva, A., Sepp, K., Sieber, I., Hribar, M.Š., Stašová, S., Steinhoff-Knopf, B., Stępniewska, M., Teller, A., Vackar, D., Weelden, M. van, Veidemane, K., Vejre, H., Vihervaara, P., Viinikka, A., Villoslada, M., Weibel, B., Zulian, G., 2018. Mapping and assessing ecosystem services in the EU - Lessons learned from the ESMERALDA approach of integration. *One Ecosystem* 3, e29153. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e29153>
- Cord, A.F., Bartkowski, B., Beckmann, M., Dittrich, A., Hermans-Neumann, K., Kaim, A., Lienhoop, N., Locher-Krause, K., Priess, J., Schröter-Schlaack, C., Schwarz, N., Seppelt, R., Strauch, M., Václavík, T., Volk, M., 2017. Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: Main concepts, methods and the road ahead. *Ecosystem Services, SI:Servicing ES-EcoSummit16* 28, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.012>
- Cortinovis, C., Geneletti, D., 2020. A performance-based planning approach integrating supply and demand of urban ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 201, 103842. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103842>
- Cortinovis, C., Geneletti, D., 2018. Mapping and assessing ecosystem services to support urban planning: A case study on brownfield regeneration in Trento, Italy. *OE* 3, e25477. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25477>
- Crouzat, E., Zawada, M., Grigulis, K., Lavorel, S., 2019. Design and implementation of a national ecosystem assessment – insights from the French mountain systems' experience. *Ecosystems and People* 15, 288–302. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1674383>

Csákvári, E., Fabók, V., Babai, D., Dósa, H., Kisé Fodor, L., Jombach, S., Kelemen, E., Kovács, E., Könczey, R., Mártonné Máthé, K., Michalkó, G., Tanács, E., Valánszki, I., Zölei, A., 2021. A Kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások Szakértői Munkacsoport tanulmánya - az ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig. Agrárminisztérium, Budapest.

Csősi M., Vaszócsik V., Török K., Kollányi L., Schneller K., Teleki M., Bánhidai A., Kiss D., Konkoly-Gyuró É., Jáger K., Csecserits A., Szitár K., 2021. A zöldinfrastruktúra megőrzését és fejlesztését biztosító stratégiai keretek és fejlesztési célok, prioritások meghatározása, országos szintű alkalmazása. Agrárminisztérium.

Czúcz, B., Condé, S., 2017. Note on definitions related to ecosystem conditions and their services based on different glossaries. Technical paper 1–19.

Czúcz, B., Götzl, M., Schwaiger, E., Sonderegger, G., 2018a. Fact sheets on ecosystem condition: a synthesis., ETC/BD report to the EEA.

Czúcz, B., Haines-Young, R., Kiss, M., Bereczki, K., Kertész, M., Vári, Á., Potschin-Young, M., Arany, I., 2020. Ecosystem service indicators along the cascade: How do assessment and mapping studies position their indicators? *Ecological Indicators* 118, 106729. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106729>

Czúcz, B., Kalóczkai, Á., Arany, I., Kelemen, K., Papp, J., Havadtóti, K., Campbell, K., Kelemen, M., Vári, Á., 2018b. How to design a transdisciplinary regional ecosystem service assessment: a case study from Romania, Eastern Europe. *One Ecosystem* 3. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e26363>

Dick, J., Maes, J., Smith, R.I., Paracchini, M.L., Zulian, G., 2014. Cross-scale analysis of ecosystem services identified and assessed at local and European level. *Ecological Indicators* 38, 20–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.023>

Dimopoulos, P., Drakou, E., Kokkoris, I., Katsanevakis, S., Kallimanis, A., Tsiafouli, M., Bormpoudakis, D., Kormas, K., Arends, J., 2017. The need for the implementation of an Ecosystem Services assessment in Greece: drafting the national agenda. *One Ecosystem* 2, e13714. <https://doi.org/10.3897/oneeco.2.e13714>

Dittrich, A., Seppelt, R., Václavík, T., Cord, A.F., 2017. Integrating ecosystem service bundles and socio-environmental conditions – A national scale analysis from Germany. *Ecosystem Services* 28, 273–282. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.007>

Erős, T., Bányai, Z., 2020. Sparing and sharing land for maintaining the multifunctionality of large floodplain rivers. *Science of The Total Environment* 728, 138441. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138441>

European Commission, 2012. Working group on Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES)(final version: December 2012). European Commission Directorate-General Environment Directorate B–Nature, Biodiversity & Land Use ENV. B.

European Commission (EC), 2013. Mapping and assessment of ecosystems and their services: an analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020 : discussion paper – final, April 2013. Publications Office, LU.

Frélichová, J., Vačkář, D., Pártl, A., Loučková, B., Harmáčková, Z.V., Lorencová, E., 2014. Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic. *Ecosystem Services* 8, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.03.001>

- Geneletti, D., Cortinovis, C., Zardo, L., Esmail, B.A., 2020. Planning for Ecosystem Services in Cities, SpringerBriefs in Environmental Science. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-20024-4>
- Gimona, A., van der Horst, D., 2007. Mapping hotspots of multiple landscape functions: a case study on farmland afforestation in Scotland. *Landscape Ecol* 22, 1255–1264. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9105-7>
- Grass, I., Batáry, P., Tschardtke, T., 2021. Combining land-sparing and land-sharing in European landscapes, in: *Advances in Ecological Research*. Elsevier, pp. 251–303. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.09.002>
- Grunewald, K., Syrbe, R.-U., Walz, U., Richter, B., Meinel, G., Herold, H., Marzelli, S., 2017. Germany's Ecosystem Services – State of the Indicator Development for a Nationwide Assessment and Monitoring. *One Ecosystem* 2, e14021. <https://doi.org/10.3897/oneeco.2.e14021>
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, in: Raffaelli, D.G., Frid, C.L.J. (Eds.), *Ecosystem Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 110–139. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>
- Hein, L., Bagstad, K., Edens, B., Obst, C., Jong, R. de, Lesschen, J.P., 2016. Defining Ecosystem Assets for Natural Capital Accounting. *PLOS ONE* 11, e0164460. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164460>
- Hölting, L., Jacobs, S., Felipe-Lucia, M.R., Maes, J., Norström, A.V., Plieninger, T., Cord, A.F., 2019. Measuring ecosystem multifunctionality across scales. *Environ. Res. Lett.* 14, 124083. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab5ccb>
- Hönigová, I., Vačkář, D., Lorencová, E., Melichar, J., Götzl, M., Sonderegger, G., Oušková, V., Chobot, K., Hošek, M., 2012. Survey on Grassland Ecosystem Services (Report to the EEA – European Topic Centre on Biological Diversity). Nature Conservation Agency of the Czech Republic, Prague.
- Howe, C., Suich, H., Vira, B., Mace, G.M., 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change* 28, 263–275. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005>
- IPCC, 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Jonsson, M., Bengtsson, J., Gamfeldt, L., Moen, J., Snäll, T., 2019. Levels of forest ecosystem services depend on specific mixtures of commercial tree species. *Nature Plants* 5, 141–147. <https://doi.org/10.1038/s41477-018-0346-z>
- Kehoe, L., Kuemmerle, T., Meyer, C., Levers, C., Václavík, T., Kreft, H., 2015. Global patterns of agricultural land-use intensity and vertebrate diversity. *Diversity and Distributions* 21, 1308–1318. <https://doi.org/10.1111/ddi.12359>
- Keith, H., Czúcz, B., Jackson, B., Driver, A., Nicholson, E., Maes, J., 2020. A conceptual framework and practical structure for implementing ecosystem condition accounts. *One Ecosystem* 5, e58216. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e58216>

- Kelemen E., Pataki Gy. (Eds.), 2014. Ökoszisztéma-szolgáltatások a természet- és társadalomtudományok metszéspontjában. Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Gödöllő.
- Kiss, M., Báthoryné Nagy, I. R., Buzás, K., Csősz, M., Gulyás, Á., Lenkei, P., Mészáros, R., Pinke, Zs., Tanács, E., 2021. A Városi Szakértői Munkacsoport tanulmánya. Nemzeti Ökoszisztéma-Szolgáltatás Térképezés és Értékelés Projekt (NÖSZTÉP). Agrárminisztérium, Budapest.
- Kokkoris, I.P., Mallinis, G., Bekri, E.S., Vlami, V., Zogaris, S., Chrysafis, I., Mitsopoulos, I., Dimopoulos, P., 2020. National Set of MAES Indicators in Greece: Ecosystem Services and Management Implications. *Forests* 11, 595. <https://doi.org/10.3390/f11050595>
- Koncz, P., Horváth, L., Somogyi, Z., Kottek, P., Weidinger, T., Ács, F., Kröel-Dulay Gy., Fogarasi, J., Molnár A., Pásztor, L., Popp, J., 2021. A Klíma és Energia Szakértői Munkacsoport tanulmánya. Nemzeti Ökoszisztéma-Szolgáltatás Térképezés és Értékelés Projekt (NÖSZTÉP). Agrárminisztérium, Budapest.
- Kotsiras, K., Kokkoris, I.P., Strid, A., Dimopoulos, P., 2020. Integrating Plant Diversity Data into Mapping and Assessment of Ecosystem and Their Services (MAES) Implementation in Greece: Woodland and Forest Pilot. *Forests* 11, 956. <https://doi.org/10.3390/f11090956>
- Kovács, E., Kelemen, E., Kalóczkai, Á., Margóczy, K., Pataki, G., Gébert, J., Málovics, G., Balázs, B., Roboz, Á., Krasznai Kovács, E., Mihók, B., 2015. Understanding the links between ecosystem service trade-offs and conflicts in protected areas. *Ecosystem Services* 12, 117–127. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.012>
- Kovács, E., Pataki, Gy., Kelemen, E., Kalóczkai, Á., 2011 Az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalma a társadalomkutató szemszögéből. *Magyar Tudomány*. 2011:7.
- Kovács-Hostyánszki, A., Bereczki, K., Czúcz, B., Fabók, V., Fodor, L., Kalóczkai, Á., Kiss, M., Koncz, P., Kovács, E., Rezneki, R., Tanács, E., Török, K., Vári, Á., Zölei, A., Zsembery, Z., 2019. Nemzeti ökoszisztéma-szolgáltatás térképezés és értékelés, avagy a természetvédelem országos programja. *Természetvédelmi Közlemények* 25, 80–90. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.80>
- Kovács-Hostyánszki, A., Espíndola, A., Vanbergen, A.J., Settele, J., Kremen, C., Dicks, L.V., 2017. Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *Ecol Lett* 20, 673–689. <https://doi.org/10.1111/ele.12762>
- Kovács-Hostyánszki, A., Belényesi, M., Geng, I., Kemencei, Z., Kisné Fodor, L., Lehoczki, R., Medveczky, P., Naszádos, A., Pataki, R., Petrik, O., Sárospataki, M., Szalai, M., Szekeres, Á., Tanács, E., Zajác, E., 2021. A Pollináció Szakértői Munkacsoport tanulmánya – az ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésig. Agrárminisztérium, Budapest.
- La Notte, A., D’Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M.L., Liqueste, C., Egoh, B., Geneletti, D., Crossman, N.D., 2017. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators* 74, 392–402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>
- Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M.-P., Garden, D., Girel, J., Pellet, G., Douzet, R., 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology* 99, 135–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x>

MA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Maes, J., Fabrega, N., Zulian, G., Barbosa, A., Vizcaino, P., Ivits, E., Polce, C., Vandecasteele, I., Rivero, I.M., Guerra, C., Perpiña Castillo, C., Vallecillo, S., Baranzelli, C., Barranco, R., Batista e Silva, F., Jacobs-Crisoni, C., Trombetti, M., Lavallo, C., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2015. Mapping and assessment of ecosystems and their services: trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010. Publications Office, Luxembourg.

Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B., Alkemade, R., 2012. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation* 155, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.016>

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Paracchini, M.L., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian, G., Petersen, J.-E., Marquardt, D., Kovacevic, V., Abdul Malak, D., Marin, A.I., Mauri, A., Löffler, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Christiansen, T., Werner, B., European Commission, Directorate-General for the Environment, 2018. Mapping and assessment of ecosystems and their services an analytical framework for mapping and assessment of ecosystem condition in EU: discussion paper.

Maes J, Teller A, Erhard M, Liqueste C, Braat L, Berry P, Egoh B, Puydarrieux P, Fiorina C, Santos F, Paracchini ML., European Commission, 2014. Mapping and assessment of ecosystems and their services: Indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. European Commission, Environment, Brussels.

Manning, P., van der Plas, F., Soliveres, S., Allan, E., Maestre, F.T., Mace, G., Whittingham, M.J., Fischer, M., 2018. Redefining ecosystem multifunctionality. *Nature Ecology & Evolution* 2, 427–436. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0461-7>

Marjainé Szerényi, Z., Széchy, A., 2020. Az ökoszisztéma-szolgáltatások közgazdasági értékelése, módszertan kidolgozása: a klímaszabályozás, az árvízi kockázat-csökkentés és a rekreáció pénzügyi értékelésének megalapozása.

Marsboom, C., Vreboos, D., Staes, J., Meire, P., 2018. Using dimension reduction PCA to identify ecosystem service bundles. *Ecological Indicators* 87, 209–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.049>

Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., Casado-Arzua-ga, I., Amo, D.G.D., Gómez-Baggethun, E., Oteros-Rozas, E., Palacios-Agundez, I., Willaarts, B., González, J.A., Santos-Martín, F., Onaindia, M., López-Santiago, C., Montes, C., 2012. Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLOS ONE* 7, e38970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038970>

Mouchet, M.A., Lamarque, P., Martín-López, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C., Lavorel, S., 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global Environmental Change* 28, 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012>

Mouchet, M.A., Paracchini, M.L., Schulp, C.J.E., Stürck, J., Verkerk, P.J., Verburg, P.H., Lavorel, S., 2017. Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecological Indicators* 73, 23–28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.026>

- Nedkov, S., Borisova, B., Koulov, B., Zhiyanski, M., Bratanova-Doncheva, S., Nikolova, M., Kroumova, J., 2018. Towards integrated mapping and assessment of ecosystems and their services in Bulgaria: The Central Balkan case study. *OE* 3, e25428. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25428>
- Nedkov, S., Burkhard, B., 2012. Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators* 21, 67–79. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.022>
- Nikolaidou, C., Votsi, N.-E., Sgardelis, S., Halley, J., Pantis, J., Tsiafouli, M., 2017. Ecosystem Service capacity is higher in areas of multiple designation types. *One Ecosystem* 2, e13718. <https://doi.org/10.3897/oneeco.2.e13718>
- Paracchini, M.L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J.P., Termansen, M., Zandersen, M., Perez-Soba, M., Scholefield, P.A., Bidoglio, G., 2014. Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators* 45, 371–385. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.018>
- Peña, L., Onaindia, M., Fernández de Manuel, B., Ametzaga-Arregi, I., Casado-Arzuaga, I., 2018. Analysing the Synergies and Trade-Offs between Ecosystem Services to Reorient Land Use Planning in Metropolitan Bilbao (Northern Spain). *Sustainability* 10, 4376. <https://doi.org/10.3390/su10124376>
- Pinke, Z., Kiss, M., Lövei, G.L., 2018. Developing an integrated land use planning system on reclaimed wetlands of the Hungarian Plain using economic valuation of ecosystem services. *Ecosystem Services* 30, 299–308. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.007>
- Potschin-Young, M., Czúcz, B., Liqueste, C., Maes, J., Rusch, G.M., Haines-Young, R., 2017. Intermediate ecosystem services: An empty concept? *Ecosystem Services* 27, 124–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.001>
- Qiu, J., Turner, M.G., 2013. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 12149–12154. <https://doi.org/10.1073/pnas.1310539110>
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *PNAS* 107, 5242–5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>
- Raum, S., Hand, K.L., Hall, C., Edwards, D.M., O'Brien, L., Doick, K.J., 2019. Achieving impact from ecosystem assessment and valuation of urban greenspace: The case of i-Tree Eco in Great Britain. *Landscape and Urban Planning* 190, 103590. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103590>
- Rezneki, R., Pásztor, L., Molnár A., Fodor, N., Gaál, M., Zubor-Nemes, A., Tasi, J., Orosz, Sz., 2021. Az Élelmiszertermelés Szakértői Munkacsoport tanulmánya – az Ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig. Agrárminisztérium, Budapest.
- Sály, P., Erős, T., 2016. Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési indexek kidolgozása - Ecological assessment of running waters in Hungary: compilation of biotic indices based on fish. *Pisces Hungarici* 10 (2016) 15–45.
- Santos-Martín, F., Martín-López, B., García-Llorente, M., Aguado, M., Benayas, J., Montes, C., 2013. Unraveling the Relationships between Ecosystems and Human Well-being in Spain. *PLoS ONE* 8, e73249. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073249>

Schröter, M., Crouzat, E., Hölting, L., Massenberg, J., Rode, J., Hanisch, M., Kabisch, N., Palliwoda, J., Priess, J.A., Seppelt, R., Beckmann, M., 2021. Assumptions in ecosystem service assessments: Increasing transparency for conservation. *Ambio* 50, 289–300. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01379-9>

Smith, A.C., Harrison, P.A., Pérez Soba, M., Archaux, F., Blicharska, M., Egoh, B.N., Erős, T., Fabrega Domenech, N., György, á. I., Haines-Young, R., Li, S., Lommelen, E., Meiresonne, L., Miguel Ayala, L., Mononen, L., Simpson, G., Stange, E., Turkelboom, F., Uiterwijk, M., Veerkamp, C.J., Wyllie de Echeverria, V., 2017. How natural capital delivers ecosystem services: A typology derived from a systematic review. *Ecosystem Services* 26, 111–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.006>

Spangenberg, J.H., Settele, J., 2016. Value pluralism and economic valuation – defendable if well done. *Ecosystem Services* 18, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.02.008>

Stürck, J., Poortinga, A., Verburg, P.H., 2014. Mapping ecosystem services: The supply and demand of flood regulation services in Europe. *Ecological Indicators* 38, 198–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.11.010>

Tanács E., Bede-Fazekas Á., Standovár T., Pásztor L., Szitár K., Csecserits A., Kiss M., Vári Á. (2021): Az általános ökoszisztéma-állapot indikátorok térképezésének módszertana. A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok projekt, Ökoszisztéma-szolgáltatások projektem. Agrárminisztérium, Budapest, pp. 154 DOI szám: 10.34811/osz.allapot.modszer.tanulmany

Tanács, E., Belényesi, M., Lehoczki, R., Pataki, R., Petrik, O., Standovár, T., Pásztor, L., Laborczi, A., Szatmári, G., Molnár, Z., Bede-Fazekas, Á., Kisé Fodor, L., Varga, I., Zsembery, Z., Maucha, G., 2019. Országos, nagyfelbontású ökoszisztéma- alaptérkép: módszertan, validáció és felhasználási lehetőségek. *Természetvédelmi Közlemények* 25, 34–58. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2019.25.34>

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 projektem. Agrárminisztérium, Budapest. https://termeszetem.hu/files/download/documents/document_img/99/?2021-10-19%2019:15:06

Turkelboom, F., Leone, M., Jacobs, S., Kelemen, E., García-Llorente, M., Baró, F., Termansen, M., Barton, D.N., Berry, P., Stange, E., Thoonen, M., Kalóczkai, Á., Vadineanu, A., Castro, A.J., Czúcz, B., Röckmann, C., Wurbs, D., Odee, D., Preda, E., Gómez-Baggethun, E., Rusch, G.M., Pastur, G.M., Palomo, I., Dick, J., Casaer, J., van Dijk, J., Priess, J.A., Langemeyer, J., Mustajoki, J., Kopperoinen, L., Baptist, M.J., Peri, P.L., Mukhopadhyay, R., Aszalós, R., Roy, S.B., Luque, S., Rusch, V., 2018. When we cannot have it all: Ecosystem services trade-offs in the context of spatial planning. *Ecosystem Services* 29, 566–578. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.011>

United Nations, 2021. SEEA - System of Environmental-Economic Accounting Ecosystem Accounting. Final Draft.

van der Plas, F., 2019. Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews* brv.12499. <https://doi.org/10.1111/brv.12499>

- Vári, Á., Arany, I., Kalóczkai, Á., Kelemen, K., Papp, J., Czúcz, B., 2020. Berries, greens, and medicinal herbs—mapping and assessing wild plants as an ecosystem service in Transylvania (Romania). *J Ethnobiology Ethnomedicine* 16, 13. <https://doi.org/10.1186/s13002-020-0360-x>
- Vári, Á., Podschun, S.A., Erős, T., Hein, T., Pataki, B., Iojă, I.-C., A..., Báldi A., (in press). Freshwater systems and ecosystem services: challenges and chances for cross-fertilization of disciplines. *Ambio*.
- Vári, Á., Kozma, Zs., Pataki, B., Jolánkai, Zs., Kardos, M., Decsi, B., Pásztor, L., Bakacsi, Zs., Tóth, B., Laborczi, A., Pinke, Zs., Jolánkai, G., Centeri, Cs., Mattányi, Zs., Dóka, R., Kisé Fodor, L., Zsembery, Z., 2021. A Hidrológiai Szakértői Munkacsoport tanulmánya – az Ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig. Agrárminisztérium, Budapest.
- Vermaat, J.E., Immerzeel, B., Pouta, E., Juutinen, A., 2020. Applying ecosystem services as a framework to analyze the effects of alternative bio-economy scenarios in Nordic catchments. *Ambio* 49, 1784–1796. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01348-2>
- Villoslada, M., Vinogradovs, I., Ruskule, A., Veidemane, K., Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Sepp, K., Gulbinas, J., 2018. A multitiered approach for grassland ecosystem services mapping and assessment: The Viva Grass tool. *One Ecosystem* 3. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25380>
- Vogiatzakis, I., Zotos, S., Litskas, V., Manolaki, P., Sarris, D., Stavrínides, M., 2020. Towards implementing Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services in Cyprus: A first set of indicators for ecosystem management. *OE* 5, e47715. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e47715>
- Wiggering, H., Müller, K., Werner, A., Helming, K., 2003. The Concept of Multifunctionality in Sustainable Land Development, in: Helming, K., Wiggering, H. (Eds.), *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 3–18. https://doi.org/10.1007/978-3-662-05240-2_1
- Zulian, G., Paracchini, M.-L., Maes, J., Lique Garcia, M.D.C., 2013. ESTIMAP: Ecosystem services mapping at European scale. <https://doi.org/10.2788/64713>

10. fejezet

Jövőképek

Készítette: Arany Ildikó¹, Vári Ágnes¹, Fabók Veronika¹, Kalóczkai Ágnes¹, Csákvári Edina¹,
Tormáné Kovács Eszter²

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

²Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

A jövőkép-építés és -értékelés egy társadalomtudományos módszerekre alapozott interdiszciplináris folyamat, tulajdonképpen egy döntést támogató eszköz: segítségével előre vetíthetők azok a társadalmi és környezeti változások, amelyek befolyásolják az emberi jóllétet a jövőben. A módszer sokféle szakpolitikai kontextusban használható, ennek megfelelően a jövőképeket befolyásoló hatótényezők és érintett szektorok köre szűkíthető, fókuszálható. A NÖSZTÉP projekt vállalta, hogy kidolgozza Magyarország ökoszisztémáinak és az általuk nyújtott szolgáltatásoknak lehetséges jövőbeli tendenciáit. A NÖSZTÉP keretében alkotott jövőképek elsősorban Magyarország természeti környezetére, ökológiai állapotára és az ökoszisztémák ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitására reflektálnak. Céljuk, hogy felhívják a figyelmet a fentieket érintő jövőbeli lehetőségekre, bizonytalanságokra, veszélyekre; és ezáltal hozzájáruljanak a projekt hosszú távú céljához: Magyarország természeti tőkéjével való fenntartható gazdálkodás elősegítéséhez, az egyes ágazatok közti hatékonyabb kommunikációhoz.

10.1. Hatótényezők

Hatótényezők (vagy driverek) alatt mindazokat a hatásokat és mozgatórugókat értjük, amelyek hatással vannak a természeti környezet (a biodiverzitás, valamint az ökoszisztémák és azok szolgáltatás-nyújtó képessége) állapotára akár közvetlenül (direkt hatótényezők), akár közvetetten (indirekt hatótényezők).

A direkt hatótényezők általában valamilyen mérhető biofizikai változáson keresztül közvetlen módon befolyásolják az ökoszisztémák és szolgáltatásaik állapotát és működését.

Az indirekt hatótényezők a direkt hatótényezőkben tapasztalt változások mögött húzódó társadalmi-gazdasági folyamatokat tárják fel. Nem önmagukban hatnak az ökoszisztémákra, hanem más (indirekt és direkt) hatótényezőkkel való komplex összefüggések révén. Komplexitásuk és eltérő tér- és időbeli skálájuk miatt az indirekt és direkt hatótényezők közötti egyszerű ok-okozati viszonyok feltárása sokszor nem könnyű.

A NÖSZTÉP-ben megvalósított jövőkép-építésnek is fontos része volt a jövőképeket irányító főbb hatótényezők megállapítása. Ez képezte a további lépések, a scenáriók megfogalmazásának, illetve számszerűsítésének alapját.

A jövőképek mögött húzódó legfontosabb hatótényezőket szakértők segítségével határoztuk meg. A munkába bevont 12 szakértő az ökológia, természetvédelem, meteorológia, erdőgazdálkodás, mezőgazdaság, geoinformatika, közgazdaságtan és környezetmérnöki tudományágakat képviselte a folyamatban. Segítségükkel megtörtént:

- a Magyarország ökoszisztémáinak jövőjére legnagyobb hatással bíró direkt és indirekt hatótényezők kiválasztása, valamint ezek jelenbeni tendenciáinak megállapítása
- a direkt hatótényezők és a természeti környezet állapota közötti összefüggések szakértői tudáson alapuló feltárása
- az indirekt és direkt hatótényezők közötti ok-okozati kapcsolatok feltárása
- a hatótényezők szélsőértékeinek megfogalmazása
- azoknak a lehetséges jövőbeli hatótényező-kombinációknak a kiválasztása, amelyek együttesen meghatározhatják az ország természeti jövőjének alakulását

Közvetlen hatótényezők (direkt driverek)

Első lépésként egy előzetes hatótényező-listát állítottunk össze. Áttekintettük a nemzetközi szakirodalomban publikált két meghatározó jövőkép-építési folyamatot: a UK National Ecosystem Assessment, továbbiakban: UK NEA (UK NEA 2011) és az IPBES - Regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia, továbbiakban: IPBES ECA (IPBES 2018) által megállapított hatótényezőket. Ezen kívül felhasználtunk a hatótényezőknek egy, a NÖSZTÉP korábbi szakaszában már elkészült előzetes listáját, amit egy 2019 júniusában tartott műhelymunka keretében állítottak össze a NÖSZTÉP által felkért szakértők.

A három forrás összevetésével 19 közvetlen hatótényezőt azonosítottunk, amelyeket 5 fő típusba soroltunk (földhasználati, biológiai, éghajlati driverek, környezeti terhelés és erőforrás-használat driverei). Mindegyik drivernek rögzítettük a két (kvantitatív) végpontját. A direkt driverek prioritizálása és a legfontosabb driverek kiválasztása a szakértők bevonásával történt. Az értékelés táblázatos formában valósult meg, ugyanis a 2020-as járványhelyzet az eredetileg tervezett személyes műhelytalálkozókat nem tette lehetővé. A szakértőknek az alábbi kérdéseket tettük fel a 19 driverrel kapcsolatban:

- Milyen mértékben meghatározó az adott driver Magyarország természeti környezetének, ökológiai állapotának jelenlegi alakulásában?
- Melyik végpont jellemző a jelenben?
- Mi a driver jövőben várható jelentősége?
- Kérjük sorolja fel a driverhez kapcsolt, azzal (azonos vagy ellentétes irányba) együtt mozgó egyéb driverek kódját!

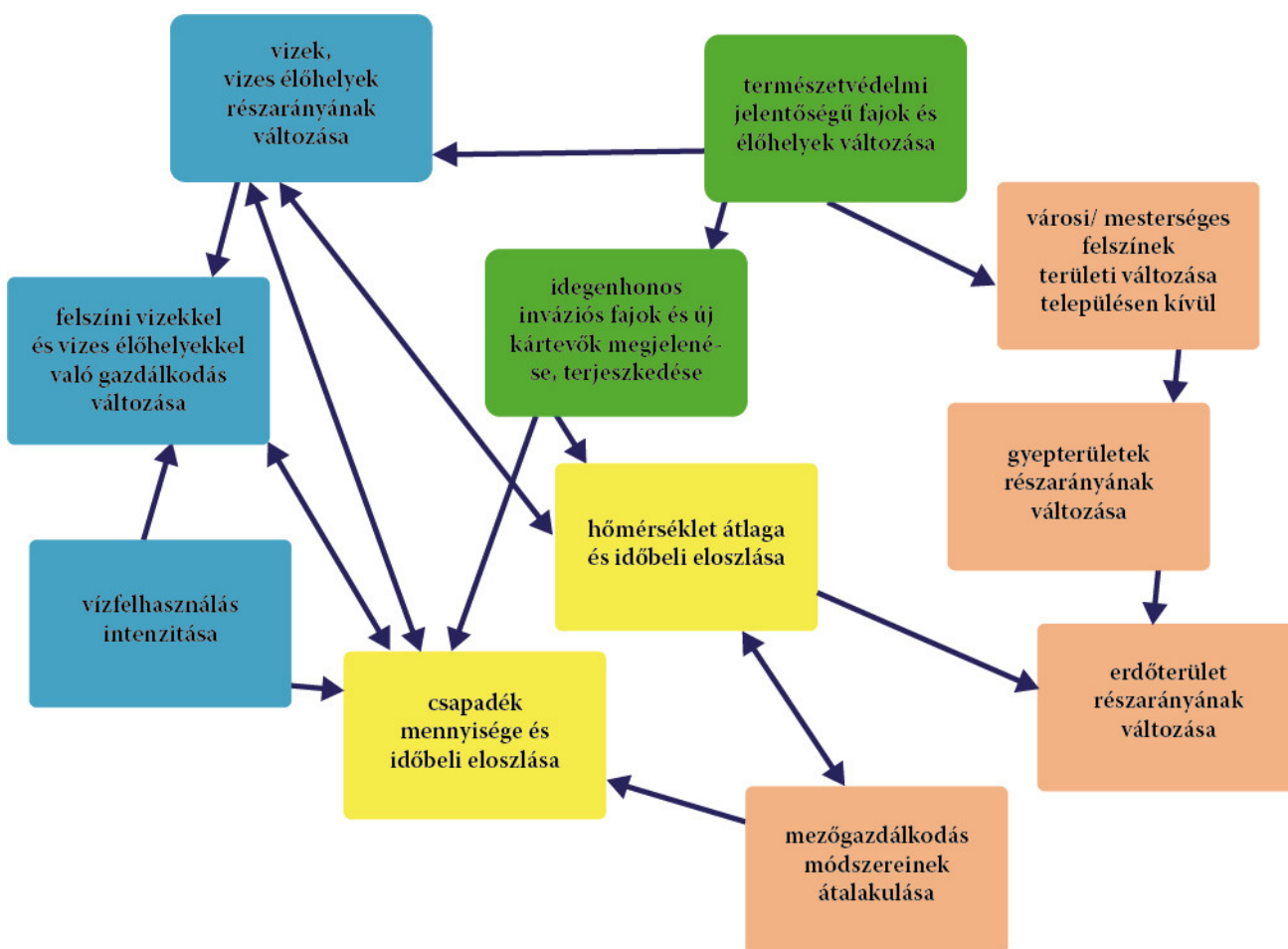
A szakértői táblázatok kiértékelése a jelenbeni és jövőbeni fontosság szerint történt, majd a kettő összegzése révén állt elő az a 11 direkt driver, amelyekkel a továbbiakban dolgoztunk (10.1. táblázat).

10.1. táblázat a kiválasztott direkt driverek és kódjaik

Összesített driver prioritási lista	
K31	Csapadék mennyisége és időbeli eloszlása
K21	Idegenhonos inváziós fajok és új kártevők megjelenése, terjeszkedése
K22	Természetvédelmi jelentőségű fajok és élőhelyek változása
K32	Hőmérséklet átlaga és időbeli eloszlása
K152	felszíni vizekkel és vizes élőhelyekkel való gazdálkodás változása
K131	erdőterület részarányának változása
K151	vizek, vizes élőhelyek részarányának változása
K112	mezőgazdálkodás módszereinek átalakulása
K121	gyepterület részarányának változása
K53	vízfelhasználás intenzitása
K141	városi/mesterséges felszínek területi változása településen kívül

A szakértők véleménye alapján mind a jelenben, mind a jövőben kiemelten fontos drivernek bizonyult az éghajlat változása, ezen belül is legfőképpen a csapadék mennyiségének és eloszlásának megváltozása. Már a jelenben is fontos, de a jövőben még meghatározóbbá válik az inváziós fajok szerepe. A természetvédelmi jelentőségű fajok és élőhelyek változása a jelenben önmagában is kiemelten fontos driver, míg a jövőben közvetetten, a tájhasználati módok átrendeződésével való összefüggésében válik fontossá. Utóbbiak szerepe mind a jelenben, mind a jövőben meghatározó. Közülük is a vizek és vizes élőhelyek részaránya és a velük való gazdálkodás módja, valamint a gyepeket érintő változások fontossága a jelenhez képest tovább erősödik a jövőben. Magának a víznek, mint erőforrásnak a felhasználása önmagában is fontos driverként jelenik meg a jövőben. A mezőgazdálkodás módszereinek átalakulása mind a jelenben, mind a jövőben fontos driver.

A szakértők a driverek mindegyikénél jelezték, hogy véleményük szerint mely további driverekkel állnak - ellentétes vagy azonos irányú - kapcsolatban. Az értékelések összegzése alapján elkészítettük a driverek mátrixát és kiválasztottuk a leggyakrabban együtt említett driver párokat illetve csoportokat. Az 10.1. ábra mutatja az értékelések összegzése alapján készített driver-kapcsolatokat. A driver-együttmozgások figyelembe vétele a későbbiekben, a szcenárió kvantifikáció során lesz elengedhetetlen.



10.1. ábra A legfontosabb driverek és a köztük feltárt kapcsolatok a leggyakrabban említett együttmozgások alapján (Kék: vízzel, sárga: klímával, zöld: vadon élő fajokkal és barna: földhasználattal kapcsolatos driverek. A nyilak iránya a kiindulási drivertől az együtt mozgó driver felé mutat, kétirányú nyíl esetén mindkét irányban van együttmozgás)

Közvetett hatótényezők (indirekt driverek)

A közvetett hatótényezők nem önmagukban hatnak az ökoszisztémákra, hanem más (indirekt és direkt) hatótényezőkkel való komplex összefüggések révén. Komplexitásuk valamint eltérő tér- és időbeli skálájuk miatt az indirekt és direkt hatótényezők közötti egyszerű ok-okozati viszonyok feltárása sokszor nem könnyű.

A közvetlen hatótényezőkhöz hasonlóan, itt is az UK NEA, az IPBES ECA és a 2019-es NÖSZTÉP műhelymunka által megállapított hatótényezőkből indultunk ki. Az indirekt drivereknek 5 fő típusát különítettük el, ennél részletesebb szintre nem léptünk. Ezt az indokolta, hogy az indirekt driverek egymással és a direkt driverekkel is többszörösen, komplex módon összefüggnek, és ezek az összefüggések a legtöbb esetben társadalmi folyamatokban mutatkoznak meg. Az idő és a kapacitások korlátai miatt a NÖSZTÉP azonban mély társadalmi folyamatok feltárására nem vállalkozhatott. Az alábbi indirekt driver kategóriákkal dolgoztunk.

- Demográfiai hatótényezők

A népességszám változása (termékenységi arányszám és/vagy migráció változása miatt: nő vagy csökken), a korösszetétel változása: az idősebb népesség arányának változása.

- Gazdasági hatótényezők

A gazdasági növekedést (GDP) célzó, globális szabadpiacon alapuló gazdasági rendszer.

- Intézményi hatótényezők

A környezet- és természetvédelmi, illetve egyéb, a biodiverzitást érintő szektorális szabályozás és intézményrendszer (mező-, erdő-, vadgazdálkodás, energiaügy, stb.), kiemelten a támogatási rendszerek.

- Kulturális hatótényezők

A társadalom, a kultúra és a fogyasztási szokások globalizálódó vagy lokalizálódó tendenciái, homogenizálódás vagy diverzifikálódás.

- Technológiai hatótényezők

Innovációk és technológiai fejlődés az élet minden területén.

A direkt és indirekt driverek közötti összefüggések feltárását a 12 felkért szakértő bevonásával végeztük. A szakértők jelölték, hogy van-e, és ha igen, milyen mértékű az összefüggés a 11 kiválasztott direkt driver és az indirekt driverek 5 nagy csoportja között (jelölhető válaszok: nincs összefüggés, gyenge összefüggés, meghatározó összefüggés). Ahol jelöltek valamilyen mértékű összefüggést, ott a szomszédos cellában rövid szöveges indoklást kértünk. Az értékelések összesítésénél a gyenge összefüggést egyszeres, a meghatározó összefüggést kétszeres súllyal vettük figyelembe. A 10.2. táblázat összesíti az így elvégzett súlyozás eredményeit, a sötétebb tónusú cellák erősebb összefüggést jeleznek. Az összesített pontszámok Magyarország ökoszisztémáinak jövőjére nézve a legfontosabb közvetett hatótényezők a gazdasági, intézményi és technológiai driverek.

10.5. táblázat Magyarország természeti környezetét és ökológiai állapotát meghatározó direkt driverek és indirekt driverek közötti összefüggések súlyozott pontszámai

Direkt driverek		Indirekt driverek					Összes indirekt
		Demo- gráfiai	Gazda- sági	Intéz- ményi	Kulturá- lis	Techno- lógiai	
K31	csapadék mennyisége és időbeli eloszlása	4	10	9	6	11	40
K21	idegenhonos inváziós fajok és újkártevők megjelenése, terjeszkedése	5	14	13	7	6	45
K22	természetvédelmi jelentőségű fajok és élőhelyek változása	5	12	17	8	4	46
K32	hőmérséklet átlaga és időbeli eloszlása	5	12	10	9	12	48
K152	felszíni vizekkel és vizes élőhelyekkel való gazdálkodás változása	4	13	18	7	16	58
K131	erdőterület részarányának változása	4	14	17	5	8	48
K151	vizek, vizes élőhelyek részarányának változása	2	9	16	6	7	40
K112	mezőgazdálkodás módszereinek átalakulása	7	18	20	11	19	75
K121	gyepterületek részarányának változása	3	14	15	4	4	40
K53	vízfelhasználás intenzitása	7	16	18	11	17	69
K141	városi/ mesterséges felszín területi változása településen kívül	10	18	15	14	9	66
Összes direkt driver		56	150	168	88	113	

10.2. Jövőképek

A driverek meghatározása után a következő lépés a scenáriók, vagy jövő forgatókönyvek megalkotása. A scenáriók segítségével az indirekt és direkt driverek, a tájhasználat módok, a környezeti terhelés és a táj ökológiai állapotának lehetséges jövőbeni tendenciáit tudjuk felfedezni és azt, hogy ezek a változások milyen hatással lesznek a társadalom adaptációs képességére, illetve hogy ebben a lehetséges jövőben milyen szakpolitikai (policy) beavatkozási lehetőségek állnak majd rendelkezésünkre. A narratívák a scenáriók kvalitatív leírását jelentik, ez a későbbiekben keretet jelent a scenáriók számszerűsítésére.

A jövőképek kidolgozásának első lépéseként áttekintettük a közelmúlt két, fentebb már említett nemzetközi jelentőségű scenárió-építési folyamatát: az IPBES Regional Assessment (IPBES 2018) által Európára és Közép- Ázsiára vonatkozó kidolgozott scenáriókat, valamint az UK NEA (UK NEA 2011) scenárióit. Az IPBES ECA jövőképek kiterjedt scenárió irodalom feldolgozásával, a szubregionális, regionális és nemzeti szintű scenáriók hasonlóságait figyelembe véve kerültek kidolgozásra, míg az UK NEA jövőképei egy széles társadalmi rétegeket bevonó részvételi folyamatban fogalmazódtak meg. A két folyamat eredményeként kapott jövőképek között számos párhuzam található, a scenáriók öt nagy, ún. scenárió archetípusba sorolhatók be, ahogyan ezt a 10.3. táblázat mutatja.

A NÖSZTÉP jövőkép tervezése során ezekre a scenárió archetípusokra építettünk, ezek hazai, országos szintű adaptálást végeztük el, ezáltal a hazai munka illeszkedik a nemzetközi jövőkép-építési folyamatokhoz. A jövőképek és narratívák hazai szintű megfogalmazásához a korábbi lépésekben azonosított legfontosabb direkt és indirekt drivereket, és az ezek között feltárt összefüggéseket használtuk fel. Mind a driverek prioritizálása, mind az összefüggések feltárása során számos szakértői megállapítás került megfogalmazásra, amelyeket kvalitatív elemzés során összesítettünk és a Magyarországra adaptált scenáriók kidolgozásához használtunk fel.

10.3. táblázat A NÖSZTÉP-ben használt scenárió archetípusok és az azokkal párhuzamba hozható, IPBES Regional Assessment és UK NEA referencia scenáriók

NÖSZTÉP scenárió archetípusok	IPBES ECA Regional Assessment (Európa és Közép-Ázsia)	UK NEA
A régi mederben	Business-as-usual	Go with the flow
A piac mindent megold	Economic optimism	World markets
Nemzeti szuverenitás	Regional competition Inequality	National security
Helyi közösségek önrendelkezése	Regional sustainability	Local stewardship Green and pleasant land
Központosított fenntarthatóság	Global sustainable development	Nature works

Az egyes scenáriók részletes narratíváinak közlését ebben a dokumentumban terjedelmi korlátok nem teszik lehetővé, helyettük csak az archetípusok rövid összefoglalójának tudunk helyet adni (10.4. táblázat). A scenáriók mögötti driverek és társadalmi, gazdasági, technológiai kontextus, valamint a klímaváltozás, mezőgazdaság, vízgazdálkodás, erdők, természeti területek és inváziós fajok és kártevők szempontjából részletezett jövőképek A hazai ökoszisztémákat meghatározó hatótényezők és lehetséges jövőképek (Arany et al. 2021) című NÖSZTÉP beszámolóban olvashatók.

10.4. táblázat A NÖSZTÉP-ben használt scenárió archetípusok és az azokkal párhuzamba hozható, IPBES Regional Assessment és UK NEA referencia scenáriók

NÖSZTÉP scenárió	Archetípus rövid összefoglalása
A régi mederben	<p>A jelenlegi gazdasági, társadalmi és technológiai trendek változatlanul folytatódnak (referencia scenárió). A mérsékelt gazdasági növekedés ellenére az egyenlőtlenség és társadalmi rétegződés létezik, mert a jövedelem növekedése és a fejlődés egyenlőtlenül oszlik el az országok és társadalmi csoportok között. A nemzetközi piac és intézmények jórészt stabilak, de tökéletlenül működnek, a technológiai fejlődés mérsékelt, a fosszilis energiaforrások továbbra is dominálnak.</p>
A piac mindent megold	<p>Gazdasági növekedésre alapozott fejlődés, a GDP növekedés ebben a scenárióban a legjelentősebb. A gazdasági fejlődés és a nemzetközi együttműködés is jelentős, amely a kis mértékben szabályozott nemzetközi piacok dominanciáját eredményezi. A népességnövekedés országonként változó mértékű lehet az alacsonytól (termékenység csökkenés miatt) a mérsékelttől át a magasig. A technológiai fejlődés gyors, célja a gazdasági hatékonyság növelése. Az anyagi jólét növekszik, a jövedelmek közelítenek egymáshoz világszerte. A gyors technológiai fejlődés a környezeti problémák egy részére megoldást nyújt, ám ezek többnyire csővégi megoldások. A problémák gyökere: a nem fenntartható mértékű erőforrás-használat és az ebből adódó környezetterhelés lényegét tekintve nem változik.</p>
Nemzeti szuverenitás	<p>A gazdasági fejlődés növekvő különbségeiből adódóan a nemzetközi együttműködésen alapuló, globális fejlődési trendek megtorpannak. A világ önálló régiókra szakad, amelyek között nő a bizalmatlanság.</p> <p>A nemzetközi piaci mechanizmusok csődöt mondanak. Nőnek a különbségek a gazdagok és szegények között, maga után vonva a bűnözés, erőszak és terrorizmus gyakoribbá válását. Ennek megfékezésére kereskedelmi és egyéb korlátozások lépnek érvénybe, Európában az országok közötti integráció és kooperáció csökken. A környezetre gyakorolt hatások vegyesek, a megnövekedett biztonsági intézkedések csökkenthetik a biodiverzitásra nehezedő nyomást, de okozhatják a mezőgazdaság jelentőségének és intenzitásának növekedését is.</p>
Helyi közösségek önrendelkezése	<p>A környezeti és a társadalmi fenntarthatóság iránti széles körű tudatosság következtében a regionális működés terjed el a világban.</p> <p>A nemzetközi intézmények veszítenek a súlyukból, a döntéshozás a regionális és helyi szintre tevődik át. A döntéshozatalban egyre nagyobb szerepe van a felvilágosult állampolgároknak, akik támogatják az önfenntartást és az olyan erősödő közösségeket, amelyek a jóllétet, egyenlőséget és a környezetvédelmet, fenntarthatóságot szorgalmazzák helyi megoldásokon keresztül. A környezetvédelemben proaktív hozzáállás valósul meg, azonban a regionális működésből adódóan a technológia fejlettség heterogén, a technológiai tudásátadás lassú. Megnö az igény az agrárterületekre, ennek következtében tovább csökken a természetes felszínborítás, ami nehezíti az olyan globális környezeti problémák ökológiai alapú megoldását, mint a klímaváltozás.</p>
Központosított fenntarthatóság	<p>Mind a lakosság, mind a vezetők proaktív attitűdöt mutatnak a környezeti problémák iránt, amelyek megoldása globális együttműködésben, erős szabályozással történik.</p> <p>Komoly technológiai újítások jönnek létre és terjednek el széles körben az ezt támogató intézkedéseknek (adók, szabályozások, támogatások) köszönhetően. A kormányzás többszintű, erős központi, felülről jövő környezetvédelmi szabályozással és intézményrendszerrel. Az oktatásban a fenntarthatósági kérdések hangsúlyosak, ennek köszönhetően a lakosság hozzáállása és viselkedése a környezetvédelmi kérdésekkel kapcsolatban felelős, tudatos; ez kedvezően hat a biodiverzitás állapotára. A gazdaság jól működik, az új zöld technológiák terjedése gazdasági élénkítőként hat.</p>

10.3. Szcenárió kvantifikáció

Azt a folyamatot, aminek során az ökoszisztéma-szolgáltatásokat számszerűsítjük az egyes scenáriókban, röviden scenárió kvantifikációnak hívjuk. Ennek célja, hogy megpróbáljuk előrejelezni a különböző jövőbeni forgatókönyvek lehetséges következményeit az egyes ökoszisztéma-szolgáltatásokra. Az ökoszisztéma-szolgáltatások fő tendenciáinak megállapításához első közelítésben maguk a scenárió narratívák is adnak némi információt, ahogyan azt a 10.5. táblázat mutatja. Ez azonban csak igen durva közelítésre elég, melyből látható, hogy "A régi mederben" és "A piac mindent megold" scenáriókban néhány kivétellel a legtöbb szolgáltatás csökken. A "Helyi közösségek önrendelkezése" és a "Központosított fenntarthatóság" jövőképekben ezzel szemben fordított az összkép, ezekben a növekvő ökoszisztéma-szolgáltatások vannak túlsúlyban, míg a "Nemzeti szuverenitás" vegyes képet mutat. A különbségek a szabályozó szolgáltatások esetében a leginkább konzekvensek.

A fenténél pontosabb előrejelzéshez kvantitatív valószínűségi becsléseket kell végeznünk. Ahol az adatok lehetővé teszik, szükség lesz az országos léptéknél finomabb felbontású előrejelzésre is, mert sok esetben térben nem egységes, hanem régióként vagy fő tájhasználati típusonként különböző mértékű és irányú változásokra lehet számítani. A becslések alapjául az ökoszisztéma-szolgáltatások jelenbeni kapacitásának feltérképezéséhez használt modellek szolgálnak. Az egyszerű mátrix modellek logikája szerint (Jacobs et al. 2015), egy adott ökoszisztéma-szolgáltatás teljes kapacitása egy vizsgált régióban alapvetően két dologtól függ, ezek a következők:

- a különböző ökoszisztéma-típusok egységnyi területére eső ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitás,
- és az egyes ökoszisztéma-típusok összterülete a vizsgált régióban.

Ha a fent említett mátrix modell logikáját használjuk a scenárió kvantifikációhoz, akkor kétféle típusú adatot kell megbecsülnünk mind az öt scenárió esetében:

- az ökoszisztéma-típusok térbeli arányainak várható változását és
- az egyes ökoszisztéma-típusok jövőbeni ökoszisztéma-szolgáltatás szolgáltató kapacitásait.

Ezek alapján, az adott ökoszisztéma-szolgáltatás biofizikai mértékegységében tudjuk megadni az összterület (jelen esetben Magyarország) által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitások várható aggregált változásait, valamint - az alkalmazott scenárió kvantifikációs eszköztől és az ökoszisztéma-szolgáltatás modelltől függően - a szolgáltatáskapacitások régiós bontását, illetve térbeli eloszlását is. A fenti összefüggések rögzítésére alkalmas szabályrendszer megalkotásához további szakértői műhelymunkára lesz szükség a projekt folytatásában, az eredmények kvantifikálására pedig különböző tájhasználati modellek állnak rendelkezésre.

A potenciális modellek egyike az Ökológiai Kutatóintézet kutatói által kifejlesztett ScenQuant nevű, R, shiny és rhandsontable alapú szoftvereszköz (Czúcz et al. 2016). A ScenQuant egy olyan eszköz, amely a scenárió narratívákból és egy egyszerű mátrix modelltől kiindulva összesített ökoszisztéma-szolgáltatás előrejelzések generálására képes. Ehhez először az egyes scenáriók földhasználati drivereiből kiindulva, az ezekben várható változások alapján számolja az élőhelytípusok területi arányában bekövetkező változásokat, az Ökoszisztéma-alaptérképből kiindulva. Az ökoszisztéma-típusok ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitásainak scenáriónkénti változása megadható a modell paraméterek között. Az ökoszisztéma-szolgáltatások kvantifikálása a scenáriókban a vizsgált területre összesítve történik, úgy, hogy az eszköz nagyszámú véletlenszerű mintát vesz, így létrehozva a valószínűségi előrejelzést az egyes szolgáltatásokról. A scenárió kvantifikációs folyamat közvetlen eredménye a modellezett ökoszisztéma-szolgáltatások jövőbeni tendenciáinak becslése, amelyet boxplot diagramok foglalnak össze.

10.5. táblázat Az ökoszisztéma-szolgáltatásokbecsült tendenciái a jövőképekben, országos léptékben, a scenárió narratívák alapján. Scenáriók számozása: 1 = A régi mederben, 2 = A piac mindent megold, 3 = Nemzeti szuverenitás, 4 = Helyi közösségek önrendelkezése, 5 = Központosított fenntarthatóság

ÖSZ-ek	Scenáriók				
	1	2	3	4	5
Agrárökoszisztémákban termesztett növények	Yellow	Light Green	Light Green	Light Green	Yellow
Tenyésztett állatok és termékeik	Orange	Yellow	Light Green	Light Green	Yellow
Növényi energiaforrások	Light Green	Light Green	Light Green	Light Green	Yellow
Szűrés/tisztítás/megkötés/akkumuláció az ökoszisztémák által	Red	Red	Red	Light Green	Light Green
Felszíni degradáció elleni védelem	Orange	Orange	Yellow	Light Green	Light Green
Hidrológiai ciklus és vízáramlás szabályozása	Orange	Red	Orange	Light Green	Light Green
Árvízi kockázat-csökkentés és csapadékvíz-gazdálkodás	Orange	Red	Orange	Light Green	Light Green
Állati beporzás	Red	Red	Orange	Light Green	Light Green
Éghajlat-szabályozás az üvegházhatású gázok koncentrációjának csökkentésével	Yellow	Orange	Orange	Light Green	Light Green
Mikroklíma szabályozás	Orange	Orange	Yellow	Light Green	Light Green
A természet rekreációs célú használata	Yellow	Light Green	Orange	Yellow	Light Green
Örökség	Orange	Red	Light Green	Light Green	Yellow



ÖSZ kapacitás nagymértékben csökken



ÖSZ kapacitás kismértékben nő



ÖSZ kapacitás kismértékben csökken



ÖSZ kapacitás nagymértékben nő



ÖSZ kapacitás változatlan

A ScenQuant hátránya, hogy nem teszi lehetővé az eredmények térképes megjelenítését. Az utóbbira is alkalmas a Lechner Tudásközpont Nonprofit Kft. által használt döntéstámogató rendszer (Decision Support Systems – DSS), amelyet Geonamica szoftverplatformon, egy holland kutatóintézet (Research Institute for Knowledge System – RIKS) segítségével fejlesztettek (Vaszócsik 2017). Az eszköz, amelyet a hazai területrendezési tervezési folyamatban alkalmaznak, képes a társadalmi-környezeti folyamatok közötti komplex kölcsönhatások térbeli modellezésére.

A NÖSZTÉP folytatásában a tervek szerint sor kerül a DSS döntéstámogató rendszer adaptálására a scenárió kvantifikációs munkához. Szintén a NÖSZTÉP folytatásban tervezzük egy-egy problématerület kiválasztását (pl. vízmegtartás kontra mezőgazdálkodás, természetközeli kontra erőforrás intenzív mezőgazdaság, klímabarát tájhasználat kontra természetvédelmi szempontú tájhasználat), s ezekre koncentráltan, specifikus modellek fejlesztésével vagy alkalmazásával, a korábbi vagy a frissített adatokra alapuló részletesebb jövőképfelkészítés és -értékelés véghezvitelét. Ez a folyamat reményeink szerint a társággal való párbeszédet is segíti a jövőben.

Irodalom

Arany I., Vári Á., Fabók V., Kalóczkai Á., Csákvári E., Tormáné Kovács E. (2021): A hazai ökoszisztémákat meghatározó hatótényezők és lehetséges jövőképek. KEHOP-4.3.0-VEKOP-15-2016-00001 beszámoló, Agrárminisztérium, 2021.

Czúcz B., Bede-Fazekas Á., Arany I., Aszalós R., Kalóczkai Á., Kertész M., Vári Á. (2016): A participatory tool to create ecosystem service predictions for narrative scenarios. In: European Ecosystem Services Conference. Helping nature to help us. Antwerp, Belgium, 2016.09.19-2016.09.23.

IPBES (2018): The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia. Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marín Rando, A. and Mader, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 892 pages.

Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., & Schneiders, A. (2015). 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling*, 295, 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024>.

UK National Ecosystem Assessment (2011) The UK National Ecosystem Assessment Technical Report. UNEP-WCMC, Cambridge.

Vaszócsik V. (2017): Meddig nőhetnek a városok? – A területhasználat-változási folyamatok modellezése. *Területi Statisztika*, 2017, 57(2): 205–223; DOI: 10.15196/TS570205

11. fejezet

Az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó jogszabályi és intézményi környezet bemutatása

Készítette: Riskó Andrea, Zlatarov Eszter

Agrárminisztérium, Természetmegőrzési Főosztály;

Az állandóan változó intézményi környezet bemutatására a 2017. januári állapotot választottuk.

Az ökoszisztéma-szolgáltatás fogalom használata új irány, így a jelenlegi jogszabályokban és stratégiákban használata nem elterjedt. A jogszabályi keretek és a szabályozandó területek bemutatása után összegyűjtöttük azokat a jogszabályokat, amelyek nem használják a fogalmat, de az ökoszisztéma-szolgáltatásokat és azok állapotát jelentősen érintik.

Az Ökoszisztéma-szolgáltatások projektjelem célja hazánk természeti tőkéjének aktuális állapotának, gazdasági-társadalmi értékének meghatározása volt. Ez alapján az Európai Unió törekvéseivel összhangban Magyarország is komplex intézkedési rendszerrel kívánja támogatni a biológiai sokféleség védelmét. Ez megköveteli az erőforrások hosszú távú megőrzése mellett a klímaváltozásból következő kihívásokhoz való horizontális alkalmazkodást is. Tekintettel arra, hogy a természeti erőforrások a legtöbb esetben a rövidtávú érdekekkel szemben csak a hosszú távú közösségi érdekek mentén védhetőek, ezért a projekt értelmében a folyamat koordinálását a közérdeket képviselő államigazgatási keretekben szükséges felvállalni, a civil szereplők és szakértői csoportok megfelelő részvételével.

A projekt keretében konkrét feladat volt a biológiai sokféleségre és az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó jogszabályi és intézményi környezet áttekintése és ezzel a természetvédelmi szakterületi igények alkalmazási lehetőségeinek előzetes meghatározása. Jelen fejezet célja az előbbiek bemutatása, lehetőséget biztosítva ezzel a későbbiekben a jogfejlesztési irányok meghatározására is.

A közigazgatás intézményi struktúrájában és a hatósági eljárásokban kétfajta megközelítés érvényesül. Az egyik a hagyományos engedélyezési és felügyeleti-ellenőrzési eljárásokon alapul, míg a másik megközelítés a gazdasági, piaci alapú szabályozáson. A tanulmány – a természetvédelmi jogi szakterületi igények feltérképezésén túl – a piaci szabályozók beépülési lehetőségeit is bemutatja a hagyományos struktúrába.

A projektben írt fejlesztések fő célja az EU biológiai sokféleség stratégia 2020 magyarországi megvalósítását meghatározó, a biológiai sokféleség megőrzésének 2015–2020 közötti időszakra szóló nemzeti stratégiájában [28/2015. (VI. 17.) OGY határozat] foglalt feladatok végrehajtásának elősegítése, módszertani meg-alapozása, és adatbázisokkal történő támogatása. Ennek keretében – többek között – a jogi és intézményi környezet meghatározása.

11.1. Történeti és nemzetközi kitekintés, az Európai Unió szabályozása

A biológiai sokféleség megőrzésének gondolatát az 1972-es stockholmi ENSZ Konferencián alapozták meg. A konferencia számos elvet elfogadott, mely a fajok, az ökoszisztémák és a genetikai erőforrások védelmére vonatkozik. Ezt követően 1992-ben a riói ENSZ Környezet és Fejlődés Konferenciája összegezte a folyamatot. A konferencián elfogadták a Riói Nyilatkozatot a Környezetről és a Fejlődésről és a Feladatok a XXI. századra című akcióprogramot. Aláírásra megnyitották az ENSZ Keretegyezményt a Klímaváltozásról és a Biológiai sokféleségről, továbbá a konferencia elfogadott egy ajánlást is az erdők védelméről.

A biológiai sokféleségről szóló egyezmény előírásai értelmében minden részes félnek nemzeti stratégiát kell kidolgoznia a biológiai sokféleség megőrzésére és fenntartható hasznosítására. A biológiai sokféleség magában foglalja a szárazföldi és a vízi ökológiai rendszerek változatosságát, továbbá a fajok közötti és a fajokon belüli (genetikai) sokféleséget. A biológiai sokféleség fennmaradása alapvetően fontos az emberi élet feltételeinek, illetve a jól-létünknek a biztosítása érdekében. A biológiai sokféleség köréhez tartozik az emberi élethez elengedhetetlen ún. ökoszisztéma-szolgáltatások köre is.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások helyzetével a Millenniumi Ökoszisztéma Felmérés foglalkozott részletesen az ENSZ égisze alatt 2005-ben. A jövő feladata nemzetközi szinten az ökoszisztéma-szolgáltatások széles körben, többek között a környezetpolitikai döntés-előkészítésben is alkalmazható részletes értékelési módszertanának kidolgozása és végrehajtása. Ez a szolgáltatás többek között biztosítja az egészséges élelmiszer, a tiszta édesvíz és a tiszta levegő ökológiai alapjait, élőhelyet és gyógyszer-alapanyagot biztosít számunkra, szerepet játszik a katasztrófák, a járványok és betegségek elkerülésében, hatásainak enyhítésében, valamint az éghajlat szabályozásában. Ezeknek a területeknek a szabályozása ezért elengedhetetlenül meg kell, hogy jelenjen a jogi és intézményi szabályozási környezetben is.

Az Európai Unió magyar elnöksége alatt, az Európai Unió 2011 júniusában elfogadta a 2020-ig szóló biodiverzitás stratégiáját. Az Európai Unió célja, hogy 2020-ra megállítsa a biológiai sokféleség csökkenését és az ökoszisztéma-szolgáltatások hanyatlását, és az állapotukat a lehetőségekhez mérten helyreállítsa. Emellett fokozottabb mértékben kíván hozzájárulni a biológiai sokféleség globális csökkenésének mérsékléséhez, vagyis a biodiverzitás védelme területén vezető szerepet szán magának nemzetközi léptékben is.¹

A stratégia távolabbi elképzeléseket is megfogalmaz, teljesítésével 2050-re a biológiai sokféleség és az ökoszisztéma-szolgáltatások, amelyek együtt az EU természeti tőkéjét jelentik, értékeltek és kellőképpen helyreállítottak lesznek, hozzájárulva ezzel az emberi és gazdasági jól-léthez, elkerülve azon katasztrófális változásokat, amelyeket csökkenésük, vagy állapotuk további romlása okozna.

Az EU-s stratégia 6 célkitűzést, s azokhoz kapcsolódóan összesen 20 specifikus intézkedést, vagy akciót határoz meg, amelyek között a 2. célkitűzés *„az ökoszisztémák és szolgáltatásaik fenntartása és helyreállítása”*. A célkitűzés szerint *„2020-ra biztosítottá válik az ökoszisztémák, valamint az általuk nyújtott szolgáltatások fennmaradása és fejlesztése a zöldinfrastruktúra hálózat kialakításával és a degradált állapotú ökoszisztémák legalább 15%-nak helyreállításával.”* Itt új fogalomként megjelenik zöldinfrastruktúra, ami a gyakorlati megvalósítás egyfajta területrendezési eszköze, azzal hogy magába foglal olyan területeket, amelyek ökológiai funkcióval bírnak, azaz az emberek számára ökoszisztéma-szolgáltatásokat nyújtanak.

11.2. Hazai történeti előzmények

A Biológiai Sokféleség Egyezményt már megszületésének évében, 1992-ben aláírta Magyarország, majd az Országgyűlés döntött annak megerősítéséről és az 1995. évi LXXXI. törvénnyel hirdette ki.

Magyarország első biológiai sokféleség megőrzési stratégiáját (2009–2014) a harmadik Nemzeti Környezetvédelmi Program mellékleteként fogadta el az Országgyűlés.

Az élővilág változatosságának továbbra is tapasztalható csökkenése miatt időközben jelentős nemzetközi és európai uniós kötelezettségek születtek, amelyeket be kellett építeni az egyes országok adottságaihoz igazodva a nemzeti tervezési folyamatokba, amelyet a biológiai sokféleség megőrzésének 2015-2020 közötti időszakra szóló új nemzeti stratégiája tartalmaz.

A biológiai sokféleség megőrzés 2015–2020 közötti időszakra szóló új nemzeti stratégiája azt kívánja elérni, hogy a biológiai sokféleség csökkenése és az ökoszisztéma-szolgáltatások további hanyatlása megálljon Magyarországon 2020-ig, valamint állapotuk lehetőség szerinti javuljon. Ehhez a biológiai sokféleség megőrzése szempontjainak be kell épülnie a szektorokat áthidaló szakpolitikába, stratégiákba és programokba, valamint azok megvalósításába.²

¹EU Biodiversity Strategy to 2020 (COM(2011) 244 final), A Bizottság közleménye az Európai Parlamentnek, a Tanácsnak, a Gazdasági és Szociális Bizottságnak és a Régiók Bizottságának – Életbiztosításunk, természeti tőkénk: a biológiai sokféleséggel kapcsolatos, 2020-ig teljesítendő uniós stratégiáról.

² 28/2015. (VI. 17.) OGY határozat a biológiai sokféleség megőrzésének 2015–2020 közötti időszakra szóló nemzeti stratégiájáról

A hazai stratégia 4 stratégiai területet különít el, amelyek közül a 2. foglalkozik az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal. (II. stratégiai terület: A táji diverzitás, a zöld infrastruktúra és az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartása és helyreállítása). A célkitűzések közül a 7. és a 8. kapcsolódik szorosan:

7. célkitűzés: Az ökoszisztémák és az ember számára nélkülözhetetlen materiális és immateriális szolgáltatásaik értékének meghatározása és integrálása a természeti erőforrásokkal való gazdálkodásért felelős átfogó és tematikus stratégiákba, a helyi és országos szintű területhasználatot és területfejlesztést érintő döntéshozatalba.

8. célkitűzés: A biológiai és táji diverzitás megőrzését és fejlesztését szolgáló szempontok integrációja az átfogó, valamint az érintett ágazati szakpolitikákba a zöld infrastruktúra és az ökoszisztéma-szolgáltatások eszközrendszerével, különös tekintettel a területi tervezésre.

A hazai stratégia a célkitűzéseken belül konkrét úgynevezett mérhető célokat és azok elérését szolgáló intézkedéseket, valamint a mérésüket szolgáló indikátorokat is megfogalmaz, amelyhez kapcsolódik a jelen tanulmány összeállítása is.

11.3. A jogi szabályozási keretek bemutatása

A nemzetközi jogi szakirodalomban az ökoszisztéma-szolgáltatások igénybevételére vonatkozó szabályozási rendszereknek alapvetően három típusát különböztetik meg³. A tisztán magán szisztémában (Private Payments for Ecosystem Services- Private PES scheme), magán szervezetek közötti kapcsolatról van szó, ahol a kifizetés a szolgáltatást nyújtó és az azt igénybe vevő közötti közvetlen kapcsolatrendszeren alapul. A kvóta-kereskedelem (Cap and Trade PES scheme) szisztémában meghatároznak egy végösszeget, melynek értékét felosztják a felhasználók között és engedélyezik a kereskedelmet azok között, akiknek nem szükséges engedély, illetve azok között, akiknek további keretre lenne szükségük. A közösségi szisztémában (Public PES scheme) a kormányzat biztosítja a kereteket az ökoszisztéma-szolgáltatások igénybevételéhez állami intézmények bevonásával, mely rendszer használati díjakat, adókat, támogatásokat, illetve egyéb pénzügyi ösztönzőket alkalmaz. Számos esetben az ellenszolgáltatás nemcsak pénzügyi természetű lehet, hanem magába foglal egyéb pl. technikai, földhasználati, stb. ellenszolgáltatásokat is.

A tisztán magánrendszerben állami beavatkozás egyáltalán nincsen, magán szervezetek között történik a szerződéskötés és az független az állami támogatásoktól. A szerződéses szabadság elvéből adódóan a felek szabadon állapítják meg a szerződés tartalmát, azaz az ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtó erőforrás használatát, fenntartását, helyreállítását. Ennek keretében bármit szabályozhatnak, amit jogszabály nem tilt. Ehhez speciális jogi szabályozás nem szükséges, elegendő a meglévő polgárjogi szabályok alkalmazása.

A kereskedelmi szisztémában, amely jogokat, kvótákat állapít meg és engedélyez, a rendszer azok használatát, adásvételét szabályozza. A hatóságok által kibocsátott kvóták tovább értékesíthetőek, illetve a rendszer magába foglalhatja annak a lehetőségét is, hogy valamely természeti erőforrás károsításáért, megsemmisítéséért másutt helyreállítási munkákat kell végezni a beruházó által, illetve egy harmadik fél által végzett helyreállítási tevékenységet szükséges a beruházónak megfinanszíroznia. Ez a szisztéma egy már jóval komplexebb jogi szabályozást kíván meg, így pl. annak a pontos meghatározását, hogy mely tevékenységeknek lehet negatív hatása az ökoszisztéma-szolgáltatásra, milyen változások fogadhatóak még el, a helyreállításra, kompenzációra vonatkozó szabályok felállítása, biztosítás, illetve biztosítékkadás kikötése. Ezek körébe vonhatóak ún. közvetett, vagy horizontális jogszabályok megalkotásai, illetve felülvizsgálatuk is.

A közösségi szabályozásban van a legmagasabb szintű állami részvétel, amelyben legalább egy állami, vagy helyi önkormányzati szerepvállalónak kell lennie a szerződő felek között. Ez a rendszer a leginkább alkalmas arra, hogy ahol még nem alakult ki az ökoszisztéma-szolgáltatások piaca, ott azt stimulálja. Ez a hely

³ Payments for Ecosystem Services (Legal and Institutional Frameworks), IUCN Environmental Policy and Law Paper No. 78

zet pl. a fejlődő országokban. Másutt a „jó kormányzás” és a jogbiztonság (kiszámítható piaci viszonyok) elve érdekében állapítanak meg állami, illetve helyi, önkormányzati szabályokat, ahol a közösségi szereplők felhatalmazása szükséges ahhoz, hogy pl. részt vehessenek különböző projektekben, szerződéseket köthessenek, illetve az állami (önkormányzati) szerepvállaló eladóként, vevőként, vagy beruházóként, illetve használóként szerepelhessen az ökoszisztéma-szolgáltatás igénybevételében. Ez a rendszer kiegészül egy monitorozó és felügyelő független hatósággal, amely egyértelmű jogokkal és felelőséggel rendelkezik a rendszer jogszerű működtetése érdekében. A jogrendszer erre vonatkozóan egy differenciált jogi szabályozást vezet be.

A különböző szisztémák jellemzőit az alábbi táblázat mutatja be:⁴

Az ökoszisztéma-szolgáltatások szabályozásának a típusa	Jogi keretek szükségessége	A jogi keretek szerepe
Magán-típus	Alacsony-közepes	<ul style="list-style-type: none"> - Elősegítse a helyben maradás elvét - Fokozatosság legyen a helyi és a regionális, illetve nemzeti szintek között - Kereskedelmi szisztémát hozzon létre
Kereskedelmi-típus	Magas	<ul style="list-style-type: none"> - Szabályozza a kereskedelmi szisztémát - Ellenőrizze a piacot - Elősegítse az ökoszisztéma-szolgáltatások kereteinek fejlődését
Közösségi-típus	Magas	<ul style="list-style-type: none"> - Jogbiztonságot teremtsen - Biztosítsa a jó kormányzást

Tekintettel arra, hogy a projekt értelmében a folyamat koordinálását állami keretek között szükséges megoldani és figyelemmel arra, hogy a hazai meglévő jogi szabályozásban már megteremtődtek az ökoszisztéma-szolgáltatás alapjai, ezért a tanulmány a közösségi típus keretében vizsgálja az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó jogi és intézményi kereteket.

A szabályozandó jogterületek, a kiválasztott jogi eszközök bemutatása

Alkotmányos szabályozás

Az Alkotmányok, illetve Alaptörvények fő feladata, hogy az alapvető jogokat és kötelezettségeket megállapítsák, kevésbé az, hogy speciális környezetjogi eszközöket, illetve jogszabályokat vezessenek be a jogi szabályozásba. A gyakorlatban ezért az ökoszisztéma-szolgáltatásokat az Alkotmányokban, Alaptörvényekben nem szabályozzák. Azonban a legtöbb ország alapvető jogszabálya jogokat és kötelezettségeket ír elő az egészséges környezet biztosítása és a természeti erőforrások megóvása érdekében.

A fejlődő országok körében két ellentétes típusú szabályozás is érvényesül. Ecuador az első, ahol elismerték a természet elidegeníthetetlen jogait a létezéshez, az ökoszisztéma jogaként nevesítve azt. Eszerint a természetnek önmagában van joga a létezéshez, fennmaradáshoz, funkciói regenerálódásához, fejlődéséhez. Más fejlődő ország alkotmánya (pl. Bolívia) ennek épp az ellenkezőjét mondja ki, amikor a természeti erőforrásokat pusztán, mint gazdasági erőforrásokat veszi figyelembe, elsőbbséget biztosítva a gazdasági hasznosításnak a megőrzés helyett.

⁴ Payments for Ecosystem Services (Legal and Institutional Frameworks), IUCN Environmental Policy and Law Paper No. 78

A hazai szabályozásban is csak a fő irányvonalakat adja meg az Alaptörvény. Magyarország Alaptörvénye kimondja, hogy „vállaljuk, ...hogyan a Kárpát-medence természet adta és ember alkotta értékeit ápoljuk és megóvjuk. Felelősséget viselünk utódainkért, ezért anyagi, szellemi és természeti erőforrásaink gondos használatával védelmezzük az utánunk jövő nemzedékek életfeltételeit.” A P) cikk (1) bekezdése szerint „a természeti erőforrások, különösen a termőföld, az erdők és a vízkészlet, a biológiai sokféleség, különösen a honos növény- és állatfajok, valamint a kulturális értékek a nemzet közös örökségét képezik, amelynek védelme, fenntartása és a jövő nemzedékek számára való megőrzése az állam és mindenki kötelessége.” A 38. cikk (1) bekezdése pedig rögzíti, hogy „a nemzeti vagyon kezelésének és védelmének célja a közérdek szolgálata, a közös szükségletek kielégítése és a természeti erőforrások megóvása, valamint a jövő nemzedékek szükségleteinek figyelembevétele.”

Bár az ökoszisztéma-szolgáltatások az Alaptörvényünkben nincsenek kifejezetten nevesítve, azonban azok megőrzése, mint a nemzet közös öröksége, az állam és mindenki kötelezettsége a hazai jogban is. A jogfejlődés azonban a későbbiekben eredményezheti a természet elidegeníthetetlen jogainak és az ökoszisztéma-szolgáltatásoknak a megjelenését is az Alaptörvényben. Alaptörvényi szabályozás nélkül is azonban megjelenik az ökoszisztéma-szolgáltatások köre az alacsonyabb szintű jogszabályokban.

Alacsonyabb szintű jogszabályok

Azokat a jogszabályainkat, amelyben már jelenleg is megjelenik az ökoszisztéma-szolgáltatás, illetve annak valamely megfelelője, kifejezett jogszabályi kifejezés hiányában is, illetve ahol azok szabályozásának a jövőben helye lehet, az alábbiak szerint csoportosíthatjuk, figyelembe véve a nemzetközi jogi szakirodalmat:

1. Közvetlen – közvetett szabályozók

A felosztás szerint vannak olyan szabályozók, amelyek közvetlenül szabályozzák a környezeti elem, ökoszisztéma-szolgáltatást (pl. élővilág, víz, talaj, erdők védelme) és vannak olyanok, amelyek azok igénybeviteléhez, hasznosításához kapcsolódnak (pl. földhasználati, polgárjogi, pénzügyi szabályok, kereskedelmi jog, iparjogvédelem)

2. Szektorális - horizontális szabályozók

A környezetjogban ismert a szektorális - horizontális szabályozások szerinti felosztás is. A horizontális jogalkotás jelenti az EU környezetvédelmi jogi szabályozás általános részét, azon szabályozási kérdéseket, amelyek egyaránt vonatkoznak a környezetvédelem valamennyi területére és nem pedig egyes szektorok alkotják a lényegét. (pl. hatásvizsgálati szabályok, területi tervezés, információhoz való jog)⁵

3. Szakmai - gazdasági (pénzügyi) jellegű jogszabályok

E csoportosítás szerint előbbibe a fent is említett szakterületi jogszabályok, míg az utóbbiba a kifejezetten pénzügyi természetű szabályozók tartoznak.

4. Társadalmi részvétel szabályozása

Végzetül vannak, akik a közvetett, vagy horizontális szabályozókba nem sorolják, hanem, külön kategóriaként nevesítik társadalmi részvételt szabályozó normákat (emberi kultúrára, nyilvánosság bevonása a döntéshozatali folyamatokba).⁶

A nemzetközi jogi szakirodalom felveti annak a problémáját, hogy az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó jogi szabályozás kialakítása kihívásokkal terhelt, számos veszéllyel, pl. a jogszabályok széttagoltságá-

⁵ Bándi Gyula: Az Európai Unió környezetvédelmi szabályozása, KJK-KERSZÖV Bp. 2001

⁶ Opportunities and challenges for mainstreaming the ecosystem services concept in the multi-level policy-making within the EU: Christian Schleyer Christoph Görg, Jennifer Hauck, Klara Johanna Winkler, (Ecosystem Services: Volume 16, December 2015.),

val járhat. Könnyen csak egy további jogszabállyá válhat, anélkül, hogy a célját elérné.

Az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó jogi szabályozásnak számos előnye és hátránya is lehet, melyet az alábbi táblázat mutat be:⁷

Előnyök	Hátrányok
Általánosságban véve felhívja a figyelmet az ökoszisztéma-szolgáltatások és azok értékének a figyelembe vételére	
Legitimitást kap az erre való figyelem felhívás	
Átfogó jogfejlődést eredményez	A jogi szabályozás a későbbiekben széttagolt lehet
A hatáskörök tisztázottak	A jogi szabályozás komplexitása növekszik
Jogbiztonságot eredményez	Konfliktust eredményez a jogszabályok között
A végrehajtás támogatott	A végrehajtás rosszabb hatásfokú

Az ökoszisztéma-szolgáltatások szabályozása összességében iránymutató, mert alkalmas arra, hogy akár az állami akaratot, akár a közösség szemléletét ezek értékeinek, a társadalmi jól-létnek a figyelembe vételére ösztönözze. Ugyanakkor ott, ahol az ökoszisztéma-szolgáltatások szabályozása már beépült a jogba, még ha csak csírájában is, már van egyfajta kialakult rendszere, amit a későbbi szabályozásnál nem lehet figyelmen kívül hagyni.

A hazai jogi szabályozásban, ezért az alábbi szakterületi, illetve egyéb szabályozásokra kell figyelemmel lenni a közvetlen – közvetett szabályozók szerinti csoportosítást alapul véve:

Szakterületi vagy közvetlen szabályozók

A természeti erőforrásokra vonatkozó, vagy ún. szektorális jogszabályok körében mindenekelőtt a környezetvédelemre és természetvédelemre vonatkozó jogszabályokat értjük általánosságban. A hazai jogi szabályozásban a környezetvédelmének általános szabályairól szóló 1995. évi LIII. tv. (a továbbiakban Kvt.) nevesíti az egyes környezeti elemeket (a föld, a levegő, a víz, az élővilág, valamint az ember által létrehozott épített (mesterséges) környezet, továbbá ezek összetevőit). Ugyanakkor további jogszabályok vonatkoznak az egyes speciális ökoszisztémákra (pl.: élővilág, erdők, vadak, halak védelme, növény- és talajvédelem)⁸. A szakterületi jogszabályok szabályozzák az erőforrások megőrzésére, hasznosítására, fenntartására, helyreállítására vonatkozó jogokat és kötelezettségeket. Ezekben a jogszabályokban vagy kifejezetten megjelenik már az ökoszisztéma-szolgáltatás fogalma (pl. a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. tv. (a továbbiakban: Tvt.) 4. §-ban)⁹, vagy egyéb módon utalnak azok értékére a hasznosításuk során (pl. az erdőről,

⁷ Payments for Ecosystem Services (Legal and Institutional Frameworks), IUCN Environmental Policy and Law Paper No. 78

⁸ A Kvt. 3. §-a felsorolja az egyes környezeti elemekre vonatkozó szakterületi törvényeket, ezek nagy része az ökoszisztémákat nyújtó környezeti elemekre is vonatkozik, azonban a felsorolás nem teljes körű

⁹ Tvt. 4. § r) definíciója szerint: ökoszisztéma-szolgáltatás: az 1143/2014/EU európai parlamenti és tanácsi rendelet 3. cikk 6. pontja szerint azok a javak (termékek és szolgáltatások), amelyeket az ökológiai rendszer természetes vagy átalakított formájában nyújt, növelve a társadalom és a tagjainak jólétét.

az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi XXXVII. tv. 68. §-ban írt erdei haszonvételek gyakorlása.)¹⁰ Ugyanakkor a hasznosítás során a természeti tőke megőrzése érdekében már jelenleg is alkalmaznak közgazdasági eszközöket (védett fajok pénzben kifejezett értéke, igénybevételi járulékok a termőföld, talaj, erdő, víz, ásványkincsek igénybe vétele után).

Az egyes környezeti elemek felsorolása, amelyekben jelenleg közvetlenül, vagy más kifejezés használatával, de megjelenik az ökoszisztéma-szolgáltatások köre¹¹

Élővilághoz, természet- és tájvédelemhez kapcsolódó szabályozás

- 1996. évi LIII. törvény a természet védelméről
- 306/2005. (XII. 25.) Korm. rendelet a Kárpátok védelméről és fenntartható fejlesztéséről szóló Keretegyezmény kihirdetéséről

Erdőkhöz (erdei ökoszisztémákhoz, faültetvényekhez) kapcsolódó szabályozás

- az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi XXXVII. törvény
- az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi XXXVII. törvény végrehajtásáról szóló 153/2009. (XI. 13.) FVM rendelet
- az erdőbirtokossági társulatról szóló 1994. évi XLIX. törvény

Vadakhoz és halakhoz kapcsolódó szabályozás

- a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadászatról szóló 1996. évi LV. törvény
- a halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló 2013. évi CII. törvény

Közvetett szabályozók

A közvetett szabályozók körébe tartoznak azok a jogszabályok, amelyek a természeti erőforrások kezelését általánosságban, vagy pénzügyi kérdésként szabályozzák. Ilyenek pl. a földhasználati, bányászati, épített környezet tervezésére, fejlesztésére, illetve pénzügyi kérdésekre vonatkozó jogszabályok. Ezek jogi szabályozása az ökoszisztéma-szolgáltatások igénybevételét pozitív vagy negatív irányba befolyásolni tudják. A közvetett szabályozók közül az alábbi jogszabályokban jelenik meg az ökoszisztéma-szolgáltatások köre:

Földhasználati szabályozás (mezőgazdasági ökoszisztémákhoz kapcsolódó szabályozás)

- a Nemzeti Földalapról szóló 2010. évi LXXXVII. törvény
- a mező- és erdőgazdasági földek forgalmáról szóló 2013. évi CXXII. törvénnyel összefüggő egyes rendelkezésekről és átmeneti szabályokról szóló 2013. évi CCXII. törvény
- a kisajátításról szóló 2007. évi CXXIII. törvény

Ember által létrehozott épített (mesterséges) környezetre (lakott területekre) vonatkozó szabályozás

- az Országos Területrendezési Tervről szóló 2003. évi XXVI. törvény
- a területfejlesztési koncepció, a területfejlesztési program és a területrendezési terv tartalmi követelményeiről, valamint illeszkedésük, kidolgozásuk, egyeztetésük, elfogadásuk és közzétételük részletes szabályairól szóló 218/2009. (X. 6.) Korm. rendelet

¹⁰ Evt. 68. § szerint az erdei haszonvételek fogalmába tartozik: a fakitermelés; az erdészeti szaporítóanyag gyűjtése; a vadászati jog gyakorlása vagy hasznosítása, az elhalt fekvő fa és gally gyűjtése, illetőleg elhalt, száraz ág nyesése; a kidöntött fáról történő fenyőgally, toboz és díszítőlomb gyűjtése; a gomba, vadgyümölcs, virág, illetőleg gyógynövény gyűjtése; a bot, nád, sás, gyékény termelése és fű kaszálása; a méhészeti tevékenység; a fenyőgyanta gyűjtése; cserje kitermelése, élő és elhalt cserjék hajtásainak gyűjtése.

¹¹ A csoportosítás elnevezésénél figyelembe vettük „Az ökoszisztéma-szolgáltatások prioritizálása és a prioritizálás eredményeinek szintézése” című dokumentumban írt kategória elnevezéseket is ott ahol lehetséges volt

Pénzügyi, polgári jogi, büntető és szabálysértési jogi szabályozók

- 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről
- 44/2016. (III. 10.) Korm. rendelet a 2014–2020 programozási időszakra az Európai Területi Együttműködési Programokból rendelt források felhasználására vonatkozó uniós versenyjogi értelemben vett állami támogatási szabályokról
- 2007. évi CXXIX. törvény a termőföld védelméről
- 2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról
- 1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról
- 1993. évi XLVIII. törvény a bányászatról
- a személyi jövedelemadóról szóló 1995. évi CXVII. törvény
- a polgári perrendtartásról szóló 1952. évi III. törvény
- a szabálysértésekről, a szabálysértési eljárásról és a szabálysértési nyilvántartási rendszerről szóló 2012. évi II. törvény
- a Büntető Törvénykönyvről szóló 2012. évi C. törvény

A hazai jogi szabályozásban megtalálhatóak az EU közvetlenül alkalmazandó jogi eszközei is, amelyek közül az alábbiak tartalmazzák az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó rendelkezéseket:

Az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU rendelete (2014. október 22.) az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről számos helyen tartalmazza az ökoszisztéma-szolgáltatás fogalmát, illetve az annak védelmében betartandó intézkedéseket.

A COM 2013/249. Az Európai Bizottság közleménye az Európai Parlamentnek, a Tanácsnak, az Európai Gazdasági és Szociális Bizottságnak és a Régiók Bizottságának a Zöld Infrastruktúráról – Európa természeti tőkéjének növeléséről szintén kapcsolódik az ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz.

A hazai közvetlen és a közvetett szabályozókban megtalálható, az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó jogszabályi rendelkezéseket az 1. számú mellékletben tüntettük fel.

A fentiekben túl vannak még további jogterületek, amelyekhez már jelenleg is kapcsolható az ökoszisztéma-szolgáltatások köre, bár a rájuk vonatkozó jogi szabályozás sem kifejezetten, sem ráutaló szóhasználat nem alkalmazza a fogalmat. Javasolt ezeknél a jogszabályoknál is a jövőre nézve az ökoszisztéma-szolgáltatás nevesítése. Ezek részletes áttekintése és felülvizsgálata szükséges a továbbiakban. Ezek körét – tekintettel a jogszabályi kör terjedelmére – külön, a 2. számú mellékletben szerepeltetjük.

11.4. Az intézményi keretek bemutatása

Az állami környezet-, természetvédelmi feladatok a jelenlegi szervezetrendszerben a Agrárminisztériumhoz (továbbiakban: Minisztérium) tartoznak. A minisztérium Környezetügyért felelős államtitkárságán a környezetvédelemmel összefüggő feladatokat a Környezetmegőrzési Főosztály és a Környezetfejlesztési Főosztály, a természet- és tájvédelemmel kapcsolatos feladatokat a Természetmegőrzési Főosztály és a Nemzeti Parki és Tájvédelmi Főosztály látja el. Korábban a vízügyi szakterület egy része is ehhez a tárcához tartozott, azonban a Kormány döntése értelmében a vízügyi feladatok 2014. szeptember 10-től átkerültek a Belügyminisztérium felelősségi körébe.

A hazai intézményrendszer teljes körű átalakítása 2011. június 11-én kezdődött a Magyary Zoltán Közigazgatási-fejlesztési Program első kiadásának megjelenésével. Az átalakítás részét képezte a szervezetrendszer átalakítása mely során az egységesítés és az egyszerűsítés alapelvárásként jelent meg. A szervezetrendszer

átalakításának első lépéseként létrejött a fővárosi, valamint a 19 megyei kormányhivatal, mint a területi államigazgatás csúcsszervei. A fővárosi és megyei kormányhivatal a Kormány általános hatáskörű területi államigazgatási szerve. A fővárosi és megyei kormányhivatal a kormány megbízott által közvetlenül vezetett szervezeti egységekből, és járási, illetve a fővárosban fővárosi kerületi hivatalokból áll.

Az átalakítás részeként a környezetvédelmi és természetvédelmi hatósági és szakhatósági feladatokat korábban ellátó környezet és természetvédelmi felügyelőségek 2015. március 31-én beolvadással megszűntek, jogutódjai a kormányhivatalok környezetvédelmi és természetvédelmi főosztályai lettek 2016. december 31-ig.

Az állami környezet-, természetvédelmi feladatok ellátásában fontos szerepe volt az Országos Környezetvédelmi és Természetvédelmi Főfelügyelőségnek (elsősorban országos illetőségű első, másodfokú hatósági, szakhatósági hatáskörei voltak) mely a környezetvédelemért felelős miniszter irányítása alá tartozó, központi hivatalként működő központi költségvetési szervként működött. Az intézményi struktúra változása következtében a Főfelügyelőség 2017. január 1. napján beolvadásos különválás útján megszűnt. Általános jogutódja a Pest Megyei Kormányhivatal lett.

Ezzel egyidejűleg a szervezeti integráció tovább folytatódott és 2017. január 1. napjától a környezet és természetvédelmi feladatok átkerültek a területileg illetékes járási hivatalokba¹².

A járáások az állam szervezetének legalacsonyabb szintű területi és szervezeti egységei, melyek az államigazgatási tevékenységekről, szolgáltatásokról az állampolgárok számára elérhető közelségben gondoskodnak. A járási hivatalok, Budapesten a kerületi hivatalok 2013. január 1-jétől a területi államigazgatás bázisainak, a fővárosi és megyei kormányhivataloknak a kirendeltségeként működnek¹³.

A fővárosi és megyei kormányhivatalok felállításával párhuzamosan került kialakításra az egyablakos ügyintézési rendszer új modellje a 29 kormányablak 2011. január 3-án történt megnyitásával az állampolgárok számára. Ezt követően célként a kormányablakok területi közigazgatás szintjén történő kiépítése került kijelölésre, megvalósítva azt, hogy az egyablakos ügyintézési pontokat közelebb hozzák az állampolgárokhoz, lakhelyükhöz vagy munkahelyükhöz.

A kormány célul tűzte ki, hogy a járási hivatal rendszerén belül országos kiterjedéssel, azonos arculattal induljon meg a kormányablakok, mint új, egységesített ügyfélszolgálatok működése. A kormányablakok szám szerinti kialakítása aszerint történik, hogy igazodjon – a jelenlegi ügyellátás megoldásán túl – az okmányirodai hálózat egységeihez, továbbá a telepítési helyek számához is.

A Minisztérium környezet- és természetvédelmi feladatainak hatékonyabb ellátását segítik a Minisztérium irányítása alatt álló központi hivatalok és a költségvetési szervi formában működő központi minisztériumi háttérintézmények működése. Ezek jelenleg az alábbiak: Nemzeti Biodiverzitás- és Génmegőrzési Központot és a Herman Ottó Nonprofit Kft. is. Korábban ide tartozott az Országos Környezetvédelmi és Természetvédelmi Főfelügyelőség is.

A Nemzeti Biodiverzitás- és Génmegőrzési Központ tevékenysége a haszonállat-génmegőrzésre és-tenyésztésre, valamint az országos szántóföldi- és zöldségnövény génbank gyűjtemények fejlesztésére, megőrzésére, a Herman Ottó Nonprofit Kft. tevékenysége pedig az agrár-és gazdaságfejlesztési feladatok, szaktanácsadás, felnőttképzés ellátására terjed ki.

Az új központi szervezeti struktúrában az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatos legtöbb feladat irányítása az Agrárminisztériumhoz tartozik. Az ökoszisztéma-szolgáltatások témaköréhez ugyanakkor további minisztériumok és háttérintézményeinek a tevékenysége is kapcsolódhat. Néhány példa: Belügyminisztérium: Országos Vízügyi Főigazgatóság (vízügyi igazgatási feladatok ellátása), Miniszterelnökség:

¹² forrás: https://www.ksh.hu/docs/teruletiatlasz/jarasok_nagy.png

¹³ forrás: <http://magyaryprogram.kormany.hu/admin/download/d/2c/40000/Magyary%20kozig%20fejlesztesi%20program%202012%20A4.pdf> (A Magyary Program elfogadását követően is történtek további változások, így jelenleg a kormányhivatalok közvetlenül a Miniszterelnökség irányítása alá tartoznak)

Forster Gyula Nemzeti Örökséggazdálkodási és Szolgáltatási Központ (Régészet, műemlékvédelem). 2017. január 1. napjával a megszűnése miatt a feladatai a Miniszterelnökség és a Budavári Ingatlanfejlesztő és Üzemeltető Nonprofit Kft. között kerülnek felosztásra.

A szervezeti átalakítással kapcsolatos, a központi hivatalokat érintő végleges döntéseket a központi hivatalok és a költségvetési szervi formában működő minisztériumi háttérintézmények felülvizsgálatával kapcsolatos intézkedésekről szóló 1312/2016. (VI. 13.) Korm. határozat tartalmazza.

11.5. Javaslat a további vizsgálatokra

Általános jogi keretek meghatározása

A tanulmány eddigi fejezetei bemutatták azokat a jogi és intézményi kereteket, amelyeken belül az ökoszisztéma-szolgáltatások megjelennek már a hazai jogban, vagy kifejezett jogszabályi rendelkezésekkel, vagy arra utaló rendelkezésekkel. A fennálló jogi szabályozás azonban nem teljes körű, ezért szükséges lesz annak a vizsgálata is, hogy mely jogszabályokban és milyen intézményi keretek között kell az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó szakmai követelményeket megjeleníteni a hazai jogrendszerben, felülvizsgálva és kiegészítve azt.

Szakterületi szabályozók felülvizsgálata és kiterjesztése

- A jövőben fontos lenne áttekinteni, és megadni, hogy milyen szakterületeken jöhet még szóba az ökoszisztéma-szolgáltatás, azaz a kiválasztott 12 ökoszisztéma-szolgáltatás közül melyekre nincs még egyáltalán szabályozás, illetve ahol van szabályozás annak az ökoszisztéma-szolgáltatásra vonatkozóan történő felülvizsgálata, kiegészítése.
- Milyen szintű legyen a szabályozás (stratégia, jogszabály, tervezés szintje).
- A jelenleg hatályos jogszabályok céljának, hatályának, tartalmának áttekintése.
- Pontos fogalom meghatározás szükséges a jogszabályokban, az uniós és így a hazai jogban is definiált az ökoszisztéma-szolgáltatás, de hangsúlyt kell fektetni annak vizsgálatára is, hogy az ellentételezés szabályozásra kerül-e és az miként történik (ez különbözhet az ökoszisztéma-szolgáltatás típusától, vagy a szabályozás módszerétől is).

Közvetett szabályozók felülvizsgálata és kiterjesztése

- Földhasználati kérdések, azok nyilvántartása, értékének meghatározása (AK érték).
- Egyéb ökoszisztéma-szolgáltatások esetén is azok esetleges nyilvántartása, katasztere.
- Területtervezés, -fejlesztés szabályozásának átgondolása az ökoszisztéma-szolgáltatások körére tekintettel (beruházás céljára igénybe vehető területek kijelölésének ösztönzése, ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtó területek kijelölése, a meglévő terület felhasználási egységek esetleges kiterjesztése további ökoszisztémákra is).
- Szerződések körében a szerződések jogalanyainak az áttekintése, esetleges felülvizsgálata (szerződő felek köre: természetes, illetve jogi személyek, támogatást nyújtók köre, illetve a támogatottak, azok fizetési képességei, hajlandóságuk), a szerződések tárgya (pl. föld vagy egyéb ökoszisztéma-szolgáltatás), az ellenszolgáltatások meghatározása (fizetés módja, típusa), a szerződések megszűnése.
- Tulajdonjogi kérdések: kinek a tulajdonában lehetnek az ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtó javak (állami, egyéb közösségi, vagy magán tulajdon, illetve szabadon, vagy korlátottan hozzáférhető-e az adott szolgáltatás, azaz a forgalomképesség vizsgálata), megszerzés módja, jogcíme (pl. adásvétel, csere, öröklés), a jogok átruházása, megszűnése.
- Szabadalom, szabadalmi eljárások esetleges kiterjesztése a nemzetközi jognak megfelelően az ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtó javakra.

Szervezeti keretek meghatározása

E körbe tartozik az alábbi központi és területi szervezeteknek az áttekintése, esetleg a feladatkörük és hatáskörük felülvizsgálata, amelyek felelősek:

- a jogszabályok felülvizsgálataért,
- szerződésekbe foglaltak teljesítéséért, kikényszerítéséért,
- pályázatok kiírásáért, támogatások odaítéléséért,
- információkhoz való hozzáférésért,
- monitoringért, mind az ökoszisztéma-szolgáltatások fennmaradásáért, mind a támogatások felhasználásáért.

További javaslatok összefoglalása

- Az egyes szakterületekért felelős szervek megkeresése
- A felülvizsgálat érdekében áttekintendő és szükség szerint módosítandó jogszabályokat felsoroltuk a 2. számú mellékletben

Felhasznált szakirodalmak jegyzéke

A biológiai sokféleség megőrzésének 2015–2020 közötti időszakra szóló nemzeti stratégiája: 28/2015. (VI. 17.) OGY határozat

Bándi Gyula: Az Európai Unió környezetvédelmi szabályozása, KJK-KERSZÖV Bp. 2001.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005

Payments for Ecosystem Services (Legal and Institutional Frameworks), IUCN Environmental Policy and Law Paper No. 78

Opportunities and challenges for mainstreaming the ecosystem services concept in the multi-level policy-making within the EU: Christian Schleyer, Christoph Görg, Jennifer Hauck, Klara Johanna Winkler, Ecosystem Services: Volume 16, December 2015, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041615300425>

Adede, Ao: International Environmental Law from Stockholm to Rio - an overview past lessons and future challenges (Environmental Policy and Law 22/2 (1992))

Biological diversity: First meeting of the Conference of the Parties to the Rio Convention (Environmental Policy and Law 25/1/2 (1995))

<https://www.whitehouse.gov/blog/2015/10/07/incorporating-natural-infrastructure-and-ecosystem-services-federal-decision-making> (USA)

<https://www.fs.usda.gov/detail/planningrule/home/?cid=stelprdb5359471>

<http://bioscience.oxfordjournals.org/content/66/10/813>

<http://www.esmeralda-project.eu/documents/1/>

James Salzman: Ecosystem Services and the Law (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.1998.97297.x/abstract>)

MAGYARY ZOLTÁN KÖZIGAZGATÁS-FEJLESZTÉSI PROGRAM (MP 12.0)

<http://magyaryprogram.kormany.hu/admin/download/d/2c/40000/Magyary%20kozig%20fejlesztési%20program%202012%20A4.pdf>

Közigazgatás- és Köszolgáltatás-fejlesztési Stratégia 2014-2020

http://www.kormany.hu/download/8/42/40000/K%C3%B6zigazgat%C3%A1s_feljeszt%C3%A9si_strat%C3%A9gia_.pdf

A felhasznált jogszabályok elérhetősége: <http://njt.hu>

Mellékletek

- 1. számú melléklet: Az ökoszisztéma-szolgáltatásokat jelenleg is tartalmazó jogszabályok jegyzéke
- 2. számú melléklet: Egyéb jogszabályok, amelyek érinthetik az ökoszisztéma-szolgáltatásokat

1.sz. melléklet:

Az ökoszisztéma-szolgáltatásokat jelenleg is tartalmazó jogszabályok jegyzéke

Élővilághoz, természet- és tájvédelemhez kapcsolódó szabályozás

1996. évi LIII. törvény

a természet védelméről

4. § r) ökoszisztéma-szolgáltatás: az 1143/2014/EU európai parlamenti és tanácsi rendelet 3. cikk 6. pontja szerint azok a javak (termékek és szolgáltatások), amelyeket az ökológiai rendszer természetes vagy átalakított formájában nyújt, növelve a társadalom és a tagjainak jóllétét.

306/2005. (XII. 25.) Korm. rendelet

a Kárpátok védelméről és fenntartható fejlesztéséről szóló Keretegyezmény kihirdetéséről

Általános célok és elvek

1. A Részes Felek átfogó politikát folytatnak és együttműködnek a Kárpátok védelmében és fenntartható fejlesztésében, egyebek mellett az életminőség javítása, a helyi gazdaság és közösségek erősítése, a természeti értékek és a kulturális örökség megőrzése érdekében.

2. Az 1. bekezdésben hivatkozott célok megvalósítása érdekében, a Részes Felek megteszik a megfelelő intézkedéseket a jelen Egyezmény 4–13. Cikkelyeiben tárgyalt területeken, elősegítve:

- a) az elővigyázatosság és a megelőzés elvét,
- b) a „szennyező fizet” elvet,
- c) a társadalmi részvételt és az érdekelt felek bevonását;
- d) a határon átnyúló együttműködést;
- e) a föld- és vízkészletekkel való gazdálkodás integrált tervezését,
- f) a programszerű megközelítést,
- g) az ökoszisztéma alapú megközelítést.

3. A jelen Egyezményben kitűzött célok elérése, és az Egyezmény végrehajtása érdekében a Felek, szükség szerint, Jegyzőkönyveket dolgozhatnak ki és fogadhatnak el.

Erdőkhöz (erdei ökoszisztémákhoz, faültetvényekhez) kapcsolódó szabályozás

2009. évi XXXVII.

törvény

az erdőről, az erdő védelméről
és az erdőgazdálkodásról

A törvény alapelvei

2. § (1) A fenntartható erdőgazdálkodás során a fenntartható használat követelményeinek megfelelően az erdei haszonvételek gyakorlása során törekedni kell az olyan módszerek alkalmazására, amelyek biztosítják, hogy az erdő megőrizze biológiai sokféleségét, természetességét vagy természetszerűségét, termőképességét, felújuló képességét, életképességét, továbbá megfelelően a társadalmi igényekkel összhangban levő védelmi, közjóléti és gazdasági követelményeknek, betöltse természet- és környezetvédelmi, közjóléti

(egészségügyi-szociális, turisztikai, valamint oktatási és kutatási) célokat szolgáló szerepét és az erdővagyonnal való gazdálkodás lehetőségei a jövő nemzedékei számára is fennmaradjanak.

4. *egyéb erdei termék*: a fakitermelésen, a szaporítóanyag-gyűjtésen és a vadászati jog gyakorlásán, hasznosításán kívüli erdei haszonvételek során az erdőből nyert nyersanyag, termék;

9. *erdőgazdálkodás*: az erdő 2. § (1) bekezdésében foglaltak szerinti fenntartására, közcélú funkcióinak biztosítására, őrzésére, védelmére, az erdővagyon bővítésére, valamint – a vadászati jog gyakorlása, hasznosítása kivételével – az erdei haszonvételek gyakorlására irányuló tevékenységek összessége;

21. *tisztás*: az Országos Erdőállomány Adattárban nyilvántartott, emberi tevékenység következtében kialakult vagy kialakított, faállománnyal nem borított terület, amelynek fenntartása közjóléti, természetvédelmi érdekeket, illetve a 68. § f)–h) pontja szerinti erdei haszonvételek gyakorlását szolgálja;

(5) Az állam 100%-os tulajdonában álló erdő és erdőgazdálkodási tevékenységet közvetlenül szolgáló földterület vagyonkezelője – a Nemzeti Földalap kezelésére kijelölt szerv előzetes hozzájárulását követően – a földterületet vagy annak meghatározott részét erdőgazdálkodási céloktól eltérő, de az erdő termelésből való kivonásával nem járó hasznosítása érdekében harmadik személy részére, hatósági engedély alapján végzett tevékenység gyakorlására, a hatósági engedélyekben előírt feltételekkel és időtartamra, de legfeljebb 5 évre átengedheti. Az erdőgazdálkodási céloktól eltérő hasznosítás nem terjedhet ki az erdei haszonvételek gyakorlására, és nem érintheti a vagyonkezelő földhasználati jogát.

15. § (1) E törvény alkalmazásában erdészeti létesítménynek minősül a legalább részben erdőben található vagy ahhoz csatlakozó

c) az erdőgazdálkodási, közjóléti vagy oktatási tevékenységet, így különösen az erdő védelmét, illetve az erdei haszonvételek gyakorlását, az erdő látogatását, az erdő bemutatását az erdő rendeltetését szolgáló műtárgy, csatorna, tározó, kerítés, erdei épület és egyéb létesítmény.

A körzeti erdőgazdálkodás

31. § (1) Az egyes körzetekre vonatkozó tervezési alapelveket, az erdei haszonvételek lehetséges felső határát jelentő keretszámokat, a körzetben tervezett erdőszerkezet-átalakítások ütemét és mértékét, a körzetre jellemző általános előírásokat, valamint az állami tulajdonban lévő és a nem gazdasági rendeltetésű erdőkre vonatkozó szabályokat a miniszter az erdőtervrendeletben állapítja meg.

32. § (1) Az erdőtervrendeletben foglalt tervezési alapelvekre és előírásokra vonatkozó javaslatot az erdészeti hatóság állítja össze. A javaslat kötelező tartalmi elemei különösen az erdei haszonvételek felső határának keretszámai a véghasználati módok szerint még tervezhető legnagyobb terület, az előhasználatok mértéke; védett természeti terület esetében az erdőszerkezet-átalakítás üteme és mértéke, az egyes faállománytípus-csoportok vágásérettségi szakaszai, valamint a vegetációs időszakokra vonatkozó előírások.

A körzeti erdőterv

33. § (1) A körzeti erdőterv az erdőtervrendeletben meghatározott keretek között és szabályok szerint az erdő rendeltetésének betöltését, folyamatos fenntartását, szolgáltatásainak, haszonvételeinek, hozadékának biztosítását, az erdőhöz fűződő közérdek érvényesülését szolgáló adatállomány, és gazdálkodási javaslatokat tartalmazó iránymutatás, amely a fenntartható erdőgazdálkodás feltételeit a közérdeknek leginkább megfelelő módon biztosítja.

(2) A körzeti erdőterv tartalmazza az adott körzetre vonatkozóan

f) erdőrészenként az erdei haszonvételek javasolt mértékét, gyakorlásának módját,

41. § (1) Az erdőgazdálkodó az erdő fenntartására, védelmére, valamint az erdei haszonvételek gyakorlására irányuló, az e törvény végrehajtására kiadott jogszabályban meghatározott erdőgazdálkodási tevékenységet az erdészeti hatósághoz történt előzetes bejelentést követően végezhet.

56. § (1) Az erdőt vagy az erdei haszonvételek gyakorlását veszélyeztető hatásnak minősül:

- a) növényi, állati vagy fertőzést okozó egyéb szervezetek (a továbbiakban együtt: károsítók) károkozása (biotikus erdőkár);
- b) a vadállomány által okozott károsítás;
- c) az erdőt veszélyeztető tevékenység;
- d) az erdő talaját veszélyeztető tevékenység;
- e) hó, jég, szél, tűz, légszennyezés, árvíz, talajvízszint változása, fagy (abiotikus erdőkár).

ERDEI HASZONVÉTELEK

Az erdei haszonvételek általános szabályai

68. § Erdei haszonvételek minősül:

- a) a fakitermelés;
- b) az erdészeti szaporítóanyag gyűjtése;
- c) a vadászati jog gyakorlása vagy hasznosítása az e törvény hatálya alá tartozó területen;
- d) az elhalt fekvő fa és gally gyűjtése, illetőleg elhalt, száraz ág nyesése;
- e) a kidöntött fáról történő fenyőgally, toboz és díszítőlomb gyűjtése;
- f) a gomba, vadgyümölcs, virág, illetőleg gyógynövény gyűjtése;
- g) a bot, nád, sás, gyékény termelése és fű kaszálása;
- h) a méhészeti tevékenység;
- i) a fenyőgyanta gyűjtése;
- j) cserje kitermelése, élő és elhalt cserjék hajtásainak gyűjtése.

69. § (1) Az erdei haszonvételek gyakorlása nem károsíthatja, illetve veszélyeztetheti az erdő biológiai sokféleségét, felszíni és felszín alatti vizeit, talaját, természetes felújulását, felújítását, a védett természeti értéket, valamint az erdei életközösséget.

(2) Az erdőgazdálkodó az erdei haszonvételeket e törvényben meghatározott feltételekkel gyakorolhatja.

(3) Az erdei haszonvételek minősülő vadászati jog gyakorlására, hasznosítására a külön jogszabály rendelkezéseit az e törvényben foglalt kiegészítésekkel kell alkalmazni.

(4) A 68. § b), valamint d)–j) pontjai szerinti erdei haszonvételek gyakorlásának feltételeit – amennyiben jogszabály másként nem rendelkezik – az erdőgazdálkodó jogosult meghatározni.

(5) A földalatti gomba fajok az erdőgazdálkodó engedélyével, az e törvény végrehajtására kiadott jogszabályban előírtak szerint gyűjthetők.

(6) Az erdei életközösség védett fajai fennmaradásának és fejlődésének biztosítása érdekében az erdészeti hatóság – hivatalból vagy a természetvédelmi hatóság megkeresése alapján – korlátozza vagy megtiltja erdőben a cserjék kitermelését, az elhalt, fekvő fa és gally, valamint élő és elhalt cserjék hajtásainak gyűjtését.

(7) Az erdőgazdálkodó köteles túrni – ha jogszabály másként nem rendelkezik – az egyéni szükségletet meg nem haladó gomba, vadgyümölcs, gyógynövény állami erdőben való gyűjtését.

Az erdészeti termékek szállítása

87. § (1) Erdészeti szállítási tevékenységnek minősül:

- a) az erdészeti erő- és munkagép, valamint erdőgazdálkodási tevékenységet szolgáló egyéb jármű erdőben való közlekedése;
- b) az erdei haszonvételekből származó termékek készletezése, rakodása, valamint azok járművel történő elszállítása.

lítása.

***Erdészeti termékek szállítása más használatában
lévő erdőben***

89. § (1) Amennyiben az erdőgazdálkodó az erdészeti haszonvételből származó termékek elszállítását alkalmas út hiánya miatt nem tudná elvégezni, a más használatában levő erdőt szállítási tevékenységhez igénybe veheti. Az igénybevételre a Polgári Törvénykönyvnek az átjárási szolgalmra vonatkozó szabályait kell alkalmazni.

Az erdővédelmi bírság

108. § (1) Erdővédelmi bírságot köteles fizetni, aki

g) a 68. § d) pontjában meghatározott erdei haszonvételeket jogosulatlanul gyakorolja, vagy annak során az erdei haszonvételek gyakorlásának feltételeit megsérti;

**153/2009. (XI. 13.) FVM rendelet
az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi
XXXVII. törvény végrehajtásáról**

Az éves erdőgazdálkodási tevékenység bejelentésének szabályai

23. § (1) Az Evt. 41. § (1) bekezdés szerinti bejelentési kötelezettség teljesítése során az erdőgazdálkodónak arról kell adatot szolgáltatnia az erdészeti hatóság részére, hogy a jogszabályokban és az erdőtervben az erdő fenntartására, védelmére, valamint az erdei haszonvételekre vonatkozóan megállapított jogokat és kötelezettségeket az egyes években mely erdőrészletben, milyen módon és mérték szerint kívánja érvényesíteni vagy teljesíteni.

Az erdei haszonvételek általános szabályai

40. § Fakitermelésnek minősül az álló fák tőtől való elválasztása – ideértve a fák behajkolását is –, a fekvő és kitermelt fa feldolgozása, valamint a kitermelt vagy feldolgozott faanyag közelítése.

41. § (1) Gomba, vadgyümölcs illetőleg gyógynövény egyéni szükségletet meghaladó, vagy nem állami területen történő gyűjtése csak az erdőgazdálkodó előzetes írásbeli hozzájárulásával gyakorolható.

(2) Amennyiben jogszabály másképp nem rendelkezik, az egyéni szükségletnek személynként és naponta legfeljebb

- a) 2 kg gomba,
 - b) 2 kg vadgyümölcs,
 - c) 2 kg gyógynövény
- gyűjtése minősül.

(3) Az egyéni szükségletre gyűjtött gomba, vadgyümölcs, illetőleg gyógynövény kereskedelmi forgalomba nem hozható.

(4) Erdészeti haszonvétekként gyakorolt méhészeti tevékenységnek minősül a méhcsaládok nektárgyűjtés céljából erdőben történő elhelyezése, legeltetése.

(5) Az állam kizárólagos tulajdonában álló erdőben a méhészeti tevékenység szabadon végezhető, azonban a méhcsaládok elhelyezését és telepítési helyét az erdőgazdálkodóval minden esetben előzetesen egyeztetni kell.

(6) A méhészeti tevékenység az egyéb erdőgazdálkodási tevékenységeket és az erdei turizmust nem zavarhatja, gyakorlása során be kell tartani az erdő látogatására vonatkozó szabályokat is. Méhcsalád nem helyezhető el lakóterület, tanya, gazdasági épület, turistaút, erdei tornapálya, egyéb közjóléti erdei létesít-

mény 50 méteres körzetében.

(7) A méhészeti tevékenységet végző az elhelyezett méhcsaládok megközelítési útvonalain a kaptáraktól számított 50 méteres távolságra méhveszélyre figyelmeztető táblát köteles elhelyezni.

Más tulajdonában álló erdőben végzett szállítás szabályai

61. § Az erdészeti haszonvételből származó termékek más használatában levő erdőben történő szállítása során az erdő faállománnyal borított területét csak indokolt mértékben, és abban az esetben lehet igénybe venni, amennyiben a szállítást a területen lévő erdészeti feltáró hálózat és nyiladékok igénybevételével nem lehet megvalósítani.

1994. évi XLIX. törvény az erdőbirtokossági társulatról

I. Fejezet

ÁLTALÁNOS RENDELKEZÉSEK

A törvény tárgya

Az alapszabály

8. § (1) Az alapszabály a társulat szervezetének, működésének és gazdálkodásának alapokmánya, tartalmát a társulati tagság a társulat céljait és adottságait figyelembe véve maga állapítja meg.

(2) Az alapszabályban kell meghatározni:

- a) a társulat cégnevét és székhelyét;
- b) a társulati tagok nevét (cégét), lakcímét (székhelyét);
- c) a társulat tevékenységi körét;
- d) a társulat képviselőjére jogosultak megnevezését, valamint a képviselő módját;
- e) a társulat szervezetére és szerveinek működésére vonatkozó szabályokat;
- f) a testületi szervek és a tisztségviselők feladat- és hatáskörét, választásuk módját, megbízásuk időtartamát, valamint felelősségük szabályait;
- g) a közgyűlés hatáskörét, összehívásának módját, a tanácskozás, valamint a határozatok hozatalának és közzétételének rendjét, továbbá a határozatképtelenség esetén követendő eljárást;
- h) a tagok jogait és kötelezéseit, valamint az egy szavazatra jogosító legkisebb társulati érdekeltséget, illetve azt, hogy az ezzel nem rendelkező társulati tagok miként csoportosuljanak;
- i) az anyag és a pénz kezelésének szabályait, az esetleges tartaléktőke képzésének módját;

III. Fejezet

A TÁRSULAT SZERVEZETE

A közgyűlés

11. § (1) A társulat legfőbb szerve a közgyűlés, amely a tagok összességéből áll. A közgyűlés hatáskörébe tartozik a társulat minden olyan ügye, amelyet törvény vagy a társulati alapszabály nem utal más testület vagy tisztségviselő hatáskörébe.

(2) A közgyűlés hatáskörébe tartozik különösen:

- a) az alapszabály módosítása, valamint más társulati szabályzat megalkotása és módosítása;

- b) a társulati névjegyzék és a földrészletjegyzék elfogadása és módosítása;
 - c) a társulati érdekeltség meghatározása és módosítása;
 - d) a tisztségviselők megválasztása, felmentése, díjazásuk megállapítása, e feladatot ellátó más személyek megbízása, felmentése;
 - e) éves beszámoló elfogadása, döntés az eredményfelhasználásról és a veszteség fedezetének biztosításáról;
 - f) a társulat egyesülésének, szétválásának, jogutód nélküli megszűnésének kérdésében való döntés;
 - g) tisztségviselő ellen kártérítési per indításának elhatározása;
 - h) olyan szerződéses kötelezettség vállalása, amely a társulatot az alapszabályban meghatározott összeget meghaladó érték erejéig kötelezi;
 - i) az éves gazdasági terv elfogadása, módosítása;
 - j) döntés az erdei haszonvételek természetben való gyakorlásának módjáról;
 - k) tagsági járulék kivetése, a kivetés módjának és mértékének meghatározása;
 - l) a tagok által egyénileg elvégzett egyes erdőművelési munkákkal kapcsolatos elszámolás elkészítése;
 - m) mindaz, amit törvény vagy a társulati alapszabály a közgyűlés hatáskörébe utal.
- (3) A közgyűlés kizárólagos hatáskörébe tartoznak a (2) bekezdés a)-k) pontjaiban meghatározott ügyek.

A TÁRSULAT GAZDÁLKODÁSA

28. § (1) A társulat a tulajdonában lévő vagyoni eszközökkel e törvény, az alapszabály, valamint a közgyűlés határozatai alapján önállóan gazdálkodik.

(2)12

(3) A társulat kizárólag erdőgazdálkodási és ahhoz közvetlenül kapcsolódó tevékenységet folytathat.

(4) E törvény alkalmazásában erdőgazdálkodási tevékenységnek minősül az erdészeti szaporítóanyag gyűjtése és előállítása, az erdőtelepítés, erdőfelújítás, az erdőnevelés és erdővédelem, valamint a haszonvételek gyakorlása.

(5) A jogszabályok, az alapszabály és az üzemterv keretei között a közgyűlés állapítja meg a társulati erdőben való gazdálkodás, valamint az erdei haszonvételek gyakorlásának részletes feltételeit.

29. § (1) A társulat a bevételeiből fedezi kiadásait. Ha a kiadások a jövedelemből nem fedezhetők, a tagokra társulati érdekeltségeik arányában tagsági járulékot lehet kivetni.

(2) A társulat a kivetett járulékról, annak esedékességéről az alapszabályban meghatározott módon köteles a tagot értesíteni.

(3) A tag a társulati érdekeltsége után kivetett és tagsága idején esedékessé vált járulékért és kamatért a társulattal szemben tagságának megszűnése után is felelősséggel tartozik.

(4) 13 A társulat gazdálkodásával kapcsolatos, e törvényben nem szabályozott kérdésekben a Ptk. gazdasági társaságokra vonatkozó szabályait kell megfelelően alkalmazni.

Vadakhoz és halakhoz kapcsolódó szabályozás

1996. évi LV. törvény

a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadásatról

27/D. § 84 (1) A vadaspark a vadászterület kutatási, oktatási és bemutatási célra alkalmas vadászati rendeltetésű kerítéssel bekerített területe.

(2) A vadászterület vadaspark létesítése céljából történő bekerítését az érintett földterület tulajdonosának, használójának előzetes hozzájárulásával, a vadászatra jogosult kérelmére a vadászati hatóság engedélyezi. A határozatban meg kell határozni:

- a) a telepíthető vadfajokat, illetve a vadfajonként maximálisan fenntartható vadlétszámot és ivararányt;
- b) a vad tartásával kapcsolatos szakmai és állat-egészségügyi feltételeket;
- c) erdő esetében az erdő védelmével, valamint az erdei haszonvételek gyakorlásával kapcsolatos feltételeket;
- d) természetvédelem alatt álló terület esetében a terület védelmével kapcsolatos feltételeket.

2013. évi CII. törvény

a halgazdálkodásról és a hal védelméről

28. § (1) A halgazdálkodási jog haszonbérletére kiírt pályázatok részletes feltételeit és értékelési pontrendszerét az e törvény végrehajtására kiadott rendeletben kell meghatározni.

(2) Az értékelési pontrendszert úgy kell meghatározni, hogy

- a) védje a természetes vagy természetközeli vízi ökoszisztémákat és segítse a halállományok természetes gyarapodását,
- b) elősegítse az etikus sporthorgászat és a horgászturizmus fejlődését,
- c) az adott vízterületnek megfelelő, többcélú halgazdálkodás és haszonvételek valósulhasson meg, és
- d) támogassa a helyi közösségek részvételét a lakóhelyüket érintő vizek halgazdálkodásában.

Földhasználati szabályozás (mezőgazdasági ökoszisztémákhoz kapcsolódó szabályozás)

2010. évi LXXXVII.

törvény

a Nemzeti Földalapról

A nemzetgazdasági szempontból kiemelt jelentőségű közlekedési infrastruktúra-beruházás megvalósításával összefüggő szabályok

31/A. § (1) A nemzetgazdasági szempontból kiemelt jelentőségű közlekedési infrastruktúra-beruházással (a továbbiakban ezen alcím alkalmazásában: beruházás) való érintettségéről az NFA – az építető útján – értesíti a földrészlet használóját.

31/B. § (1) A jogviszony 31/A. § (6) bekezdése szerinti megszűnése esetén az e § szerinti kártalanítás jár a földrészlet használójának. A kártalanítás pénzben történik, azt a magyar állam javára és nevében eljáró építető fizeti.

(2) A jogviszony megszűnésével kapcsolatos értékvesztést és költséget meg kell téríteni. Értékvesztésként kell megtéríteni különösen

- a) mezőgazdasági művelés alatt álló ingatlan esetében a lábon álló és függő termés értékét, ha az a birtokba bocsátás időpontjában már megállapítható, ennek hiányában a folyó gazdasági év várható termésének értékét,
- b) erdő esetében a lábon álló faállomány értékét, kivéve, ha a hasznosításra vonatkozó szerződés alapján az nem a földrészlet használóját illeti.

(3) A lábon álló és függő termés értékéből, valamint a folyó gazdasági év várható termésének értékéből le kell vonni az elmaradt mezőgazdasági munkák költségét.

(4) Ha a jogviszony megszűnése következtében a faállomány vagy más évelő növényzet kitermelése válik szükségessé, ezt a földrésztlet használója elvégezheti. Ebben az esetben a faanyag vagy más évelő növényzet értékét a kártalanítás értékének megállapítása során figyelmen kívül kell hagyni.

(5) Ha a beruházással érintett terület erdő és a jogviszony megszűnésének évére vonatkozóan az erdőgazdálkodó rendelkezik az erdészeti hatóság engedélyével az erdei haszonvételek gyakorlására, lehetőség szerint biztosítani kell e haszonvételek gyakorlását.

2013. évi CCXII. törvény

a mező- és erdőgazdasági földek forgalmáról szóló 2013. évi CXXII. törvénnyel összefüggő egyes rendelkezésekről és átmeneti szabályokról

23. § (1) A szerződő felek eltérő rendelkezése hiányában a földhasználó a kisebb haszonvételek gyakorlását – különösen gomba, vadgyümölcs, virág, gyógynövény, nád, sás gyűjtését, a réti halászatot, valamint az útpadka, az árokpart, a töltés menti fű kaszálását – a használatba adó engedélye nélkül harmadik személy (haszonvételi joggyakorló) részére átengedheti. A haszonvételek gyakorlásának átengedéséről a földhasználó az átengedést követő 5 napon belül köteles a használatba adót tájékoztatni. A földhasználó e jogok gyakorlásának átengedésével a földön megtelepedő élőhelyi közösségeket nem veszélyeztetheti.

(2) A használatba adó a földhasználó felé tett egyoldalú jognyilatkozattal a haszonvételi joggyakorló helyébe léphet.

2007. évi CXXIII. törvény

a kisajátításról

10. § (7) Ha a kisajátítás következtében a faállomány vagy más évelő növényzet kitermelése válik szükségessé, ezt a tulajdonos elvégezheti. Ebben az esetben a faanyag (más évelő növényzet) értékét az ingatlan értékének megállapítása során figyelmen kívül kell hagyni.

(8) Ha a kisajátított ingatlan erdő és a kisajátítás évére vonatkozóan az erdőgazdálkodó rendelkezik az erdészeti hatóság engedélyével az erdei haszonvételek gyakorlására, lehetőség szerint lehetővé kell tenni e haszonvételek gyakorlását.

Ember által létrehozott épített (mesterséges) környezetre (lakott területekre) vonatkozó szabályozás

2003. évi XXVI. törvény

az Országos Területrendezési Tervről

I. Fejezet

ÁLTALÁNOS RENDELKEZÉSEK

A törvény célja

1. § E törvény célja, hogy meghatározza az ország egyes térségei területfelhasználásának feltételeit, a műszaki-infrastrukturális hálózatok összehangolt térbeli rendjét, tekintettel a fenntartható fejlődésre, valamint a területi, táji, természeti, ökológiai és kulturális adottságok, értékek megőrzésére, illetve erőforrások védelmére.

Fogalommeghatározások

2. § 2 E törvény alkalmazásában:

1. ártéri tájgazdálkodás: a természetesen mély fekvésű területeken az ártéri természeti adottságokat hasznosító gazdálkodási rendszer, amely a sajátságoknak megfelelő haszonvételt biztosít,

218/2009. (X. 6.) Korm. rendelet

a területfejlesztési koncepció, a területfejlesztési program és a területrendezési terv tartalmi követelményeiről, valamint illeszkedésük, kidolgozásuk, egyeztetésük, elfogadásuk és közzétételük részletes szabályairól

1. § E rendelet alkalmazásában:

n) 5 hagyományos tájhasználat: egy adott tájrészletre jellemző, a természeti adottságokon alapuló és a helyi gazdálkodási kultúrának megfelelő olyan területhasználati vagy más haszonvételezési mód, amely meghatározza a táj jellegét és biztosítja természeti és kulturális értékeinek fenntartható hasznosítását,

Pénzügyi, polgári jogi, büntető és szabálysértési jogi szabályozók

13/2001. (V. 9.) KöM rendelet

a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről

A természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény (a továbbiakban: Tvt.) 24. §-ának (2) bekezdésében, 69. §-ának (3) bekezdésében, továbbá 85. §-ának b) pontjában kapott felhatalmazás alapján a következőket rendelem el:

1. § (1)1 A védett és fokozottan védett növényfajokat, valamint egyedeik pénzben kifejezett értékét az 1. számú melléklet, a védett és fokozottan védett állatfajokat, valamint egyedeik pénzben kifejezett értékét a 2. számú melléklet szerint állapítom meg. A védett gomba- és zuzmófajokat, valamint egyedeik pénzben kifejezett értékét a 9. számú melléklet szerint állapítom meg.

(2)2 A teljes pénzben kifejezett értéket kell figyelembe venni a faj élő vagy élettelen példánya, bármely fejlődési alakja, továbbá felismerhető része, származéka esetében. A példányra vonatkozó pénzben kifejezett értékek gombák esetében a termőtestre, zuzmók esetében a teleptestre vonatkoznak.

255/2014. (X. 10.) Korm. rendelet

a 2014–2020 programozási időszakra rendelt források felhasználására vonatkozó uniós versenyjogi értelemben vett állami támogatási szabályokról

58. Az erdei ökoszisztémák ellenálló képessége és környezeti értéke növelését célzó beruházáshoz nyújtott támogatás

103/I. § (1) Az erdei ökoszisztémák ellenálló képessége és környezeti értéke növelését célzó beruházáshoz nyújtott támogatás (ezen alcím vonatkozásában a továbbiakban: támogatás) esetén a beruházásnak környezetvédelmi célokra, ökoszisztéma-szolgáltatások nyújtására, az érintett területen lévő erdő vagy erdős terület közjóléti értéke növelése céljából vállalt kötelezettségek teljesítésére, illetve az ökoszisztémák éghajlatváltozás-mérséklési képességének javítására kell irányulnia, figyelemmel a hosszú távon jelentkező gazdasági előnyökre.

(2) Támogatás a 702/2014/EU bizottsági rendelet 35. cikk (1) szerinti kedvezményezett részére nyújtható.

(3) A támogatás keretében

a) ingatlan építése, vásárlása – ide értve a lízinget is – vagy fejlesztése kapcsán felmerülő költség, földterület esetén az adott tevékenységhez kapcsolódó elszámolható költség legfeljebb 10%-a,

b) gép és berendezés vásárlása – ide értve a lízinget is – kapcsán annak piaci értéke,

- c) a lízing kivételével az a) és b) pont szerinti kiadáshoz kapcsolódó költség,
 - d) számítógépes szoftver vásárlásának, fejlesztésének, valamint szabadalom, licencia, szerzői jog és védjegy megszerzésének költsége,
 - e) az erdőgazdálkodási terv vagy azzal egyenértékű eszköz kidolgozásának költsége számolható el.
- (4) A támogatási intenzitás nem haladhatja meg az elszámolható költségek 100%-át.

44/2016. (III. 10.) Korm. rendelet

a 2014–2020 programozási időszakra az Európai Területi Együtműködési Programokból rendelt források felhasználására vonatkozó uniós versenyjogi értelemben vett állami támogatási szabályokról

4. Interreg V–A Magyarország–Horvátország Együtműködési Program

4. § Az Interreg V–A Magyarország–Horvátország Együtműködési Program előirányzatából nyújtható állami támogatásnak minősülő jogcímek, támogatható tevékenységek:

1. korszerű termék- és szolgáltatásfejlesztési kapacitások létrehozásának és bővítésének támogatása,
2. a természeti és kulturális örökség megőrzése, védelme, bemutatása és fejlesztése,
3. a biodiverzitás és a talaj védelme, helyreállítása, valamint az ökoszisztéma-szolgáltatások promotálása a NATURA 2000-et és a zöld infrastruktúrát is beleértve,
4. intézményi kapacitások bővítése és a hatékony közigazgatás, a jogi és közigazgatási együttműködés, valamint az állampolgárok és az intézmények közötti együttműködés előmozdításával,
5. beruházás a készségfejlesztésbe, oktatásba és élethosszig tartó tanulásba közös oktatási, szakképzési és képzési programok kialakításával és végrehajtásával.

2007. évi CXXIX.

törvény

a termőföld védelméről

Talajvédelmi járulék

55. § (1) Talajvédelmi járulékot fizet a talajvédelmi hatóság részére

- a) a beruházó – ha a beruházás megvalósítása során keletkezett mentett humuszos termőrétteg teljes mennyiségét a beruházással érintett területen nem használja fel – a fel nem használt humuszos termőrétteg mennyisége után, továbbá
- b) aki az a) pontban foglalt eseten kívül humuszos termőrétteget távolít el.

(2) A talajvédelmi járulék mértéke

- a) 1–2,5% humusztartalom esetén 150 Ft/m³,
- b) 2,5% fölötti humusztartalom esetén 250 Ft/m³.

(3) Ha az (1) bekezdés b) pontja szerinti humuszos termőrétteg eltávolítását észleli a talajvédelmi hatóság és nem állapítható meg kétséget kizáróan az érintett területen fel nem használt humuszos termőrétteg mennyisége, úgy a talajvédelmi járulék mértéke a (2) bekezdésben foglaltaktól eltérően a tevékenységgel érintett terület után számított megkezdett hektáronként 100 000 forint.

(4) A talajvédelmi hatóság az (1) bekezdés a) pontjában meghatározott, engedély alapján végzett tevékenység esetén, a talajvédelmi terv vagy a kiviteli terv tartalma alapján külön határozatban megállapítja a talajvédelmi járulékkal érintett humuszos termőréteg mennyiségét és a talajvédelmi járulék mértékét.

Földvédelmi járulék

A földvédelmi járulék a termőföld engedélyezett más célú hasznosításának (vagyis a termőföld igénybevételenek illetve belterületbe vonásának) törvényi alapokon nyugvó ellentételezése az állam javára. Az engedélyezési eljárás mellett a földvédelmi járulék differenciált mértéke is a föld minőségét szem előtt tartó területtakarékos felhasználásra ösztönöz. A járulék megfizetésére – a termőföld belterületbe vonásának esetét kivéve – az igénybevevőt kötelezi a földhivatal. Termőföld belterületbe vonása során a járulékfizetési kötelezettség az önkormányzatot terheli. A központi költségvetést megillető járulék fizetése alól felmentés nem adható és részletfizetési vagy egyéb kedvezmény sem engedélyezhető.

A Tfv. meghatározza azokat az eseteket, amikor nem kell, vagy kedvezményes összegű földvédelmi járulékot kell fizetni. A járulékfizetési kedvezmények csak akkor vehetők igénybe, ha a termőföld más célú hasznosítását a földhivatal előzetesen engedélyezte. A Tfv. egy sor jogszabályi rendelkezéssel szabályozza a járulékfizetés szabályait.

2009. évi XXXVII.

törvény

**az erdőről, az erdő védelméről
és az erdőgazdálkodásról**

Erdővédelmi járulék

81. § (1) Erdő igénybevétele esetén az igénybevevő erdővédelmi járulékot köteles fizetni.

(2) Az erdővédelmi járulék mértéke

a) erdő termelésből való kivonásáért hektáronként

aa) védelmi és közjóléti elsődleges rendeltetésű erdő esetén az erdővédelmi járulékalap harmincszorosa;

ab) gazdasági elsődleges rendeltetésű erdő esetén az erdővédelmi járulékalap húszszorosa;

ac) megyei jogú város közigazgatási területén: az aa) és ab) pontban foglaltak másfélszerese;

ad) Budapest, illetve Budapest agglomerációjának területén: az aa) és ab) pontban foglaltak kétszerese;

b) erdő mezőgazdasági művelésbe vonásáért hektáronként

ba) természetes és természeteszerű természetességi állapotú, valamint védelmi elsődleges rendeltetésű erdő esetén az erdővédelmi járulékalap húszszorosa;

bb) egyéb esetben az erdővédelmi járulékalap ötszöröse;

c) erdő időleges igénybevételeért hektáronként és évenként

ca) természetes és természeteszerű természetességi állapotú, valamint védelmi elsődleges rendeltetésű erdő esetén az erdővédelmi járulékalap háromszorosa;

cb) egyéb esetben az erdővédelmi járulékalap kétszerese;

d) az erdőgazdálkodás célját közvetlenül szolgáló földterület igénybevétele esetén a gazdasági elsődleges rendeltetésű erdő igénybevételeire megállapítható erdővédelmi járulék fele.

(3) Amennyiben az erdőnek a rendeltetésszerű használatot akadályozó igénybevételére kerül sor, és ezáltal az erdőben – legfeljebb öt évig – hat méternél szélesebb és ezerötven négyzetméternél nagyobb összefüggő területen faállomány nem tartható fenn, akkor az erdő időleges igénybevétele esetére meghatározott mértékű erdővédelmi járulékot kell megfizetni.

(4) Ha az erdő rendeltetésszerű használatának a (3) bekezdés szerinti akadályozására öt évet meghaladóan kerül sor, úgy az igénybevételért az erdő termelésből való kivonása esetére meghatározott erdővédelmi járulékot kell megfizetni.

82. § (1) Az erdővédelmi járulékalap összege százezer forint.

(2) Az erdővédelmi járulék összegét, megfizetésének határidejét az erdészeti hatóság határozatban állapítja meg. Az erdővédelmi járulékot legkésőbb az igénybevétel megkezdését követő 30. napig meg kell fizetni.

(3) Nem kell erdővédelmi járulékot fizetni,

a) amennyiben az erdő igénybevételének ellentételezéseként az igénybevevő:

aa) kultúr és faültetvény természetességi állapotú erdő esetén az igénybe vett erdővel legalább azonos területű, azzal megegyező vagy attól magasabb természetességi állapotú erdő telepítéséről gondoskodik (a továbbiakban: csereerdősítés),

ab) természetes, természetszerű, származék-, átmeneti természetességi állapotú erdő esetén az igénybe vett erdő területénél másfélszer nagyobb területű, az igénybevett erdővel megegyező vagy attól magasabb természetességi állapotú erdő telepítéséről gondoskodik;

b) amennyiben az erdőt erdészeti létesítmény elhelyezésére vagy árvízvédelmi célokra veszik igénybe;

c) a védett természeti területen lévő faültetvény és kultúrerdő faállomány kipusztulását vagy erdőterv szerinti véghasználatát követő mezőgazdasági művelésbe vonásáért, ha a termőhelyi viszonyok az őshonos fafajokkal történő erdőfelújítást nem teszik lehetővé, melyet az erdőgazdálkodónak részletes termőhelyfeltárással kell bizonyítania;

d) a szabad rendelkezésű erdő és cserjés mezőgazdasági művelésbe vonása esetén.

(4) Az erdészeti hatóságnak csereerdősítést kell előírnia

a) természetes és természetszerű erdő ötezer négyzetméter vagy azt meghaladó mértékű igénybevétele esetén, vagy

b) ha az adott térségben az erdő csökkenésének tilalmáról külön jogszabály rendelkezik.

(5) A csereerdősítést – az e törvény végrehajtására kiadott jogszabály eltérő rendelkezése hiányában – az adott erdő fekvése szerinti vagy az azzal szomszédos településen kell végrehajtani.

(6) A csereerdősítés tervezésére, engedélyezésére az erdőtelepítés, egyéb feltételeire az erdőfelújítás szabályai vonatkoznak azzal, hogy a csereerdősítési terv engedélyezése – a (6a) bekezdésben foglalt eset kivételével – az igénybevétel megkezdésének feltétele, a csereerdősítési kötelezettség keletkezése időpontjának pedig az igénybevétel megkezdése minősül.

(6a) A nemzetgazdasági szempontból kiemelt jelentőségű közlekedési infrastruktúra-beruházás esetében az igénybevétel megkezdésének feltétele az erdő igénybevételhez kapcsolódóan előírt csereerdősítési kötelezettség teljesítésének megfelelő területre szóló csereerdősítési terv engedélyezésre történő benyújtása.

(7) Az erdővédelmi járulék a költségvetési törvény szerinti központosított bevétel.

83. § (1) Szabad rendelkezésű erdő területének mezőgazdasági művelésbe vonását az erdészeti hatóságnak előzetesen be kell jelenteni.

(2) Nem minősül az erdő mezőgazdasági művelésbe vonásának a mezőgazdasági előhasználat. Ez a rendelkezés nem vonatkozik a védett természeti területen lévő, valamint a természetes és természetszerű erdőre.

1995. évi LVII. törvény
a vízgazdálkodásról

Vízkeszletjárulék

15/A. § (1) A vízhasználó a vízjogi létesítési, üzemeltetési engedélyben lekötött vagy engedély nélkül felhasznált, az üzemi fogyasztó a ténylegesen igénybe vett vízmennyiség után vízkeszletjárulékot köteles fizetni.

(2) Az (1) bekezdés szerinti

a) vízhasználó az, aki vízjogi engedély alapján vízhasználatot gyakorol vagy vízjogi engedélyben vízkeszletet köt le,

b) üzemi vízfogyasztó az, aki ivóvizet szolgáltató közműről a saját gazdasági célú vízhasználatához településenként évi 10 000 m³-nél nagyobb vízmennyiséget használ fel.

15/B. § (1) A vízhasználónak a vízkeszletjárulékot

a) 4,50 forint/m³ alapjárulék,

b) ha a vízjogi engedélyben meghatározott vízmennyiséget – az egyes külön megjelölt időszakokra is tekintettel – 10%-nál nagyobb mértékben túllépi, a teljes többletmennyiség után 9,00 forint/m³ alapjárulék,

c) ha a vízjogi engedélyköteles a tevékenységet engedély nélkül folytatja (a továbbiakban: engedély nélküli vízhasználat), 28,90 forint/m³ alapjárulék figyelembevételével, a befizetés összegét meghatározó, külön jogszabályban előírt – az igénybe vett vízmennyiség meghatározásának módjától, a vízhasznosítás és a vízkeszlet jellegétől, továbbá az adott térség vízkeszlet-gazdálkodási helyzetétől függő – szorzószámok alkalmazásával, a ténylegesen igénybe vett vízmennyiség

alapján kell kiszámítania.

(2) A vízmennyiség meghatározását az engedély nélküli vízhasználatnál a külön jogszabályban foglaltak szerint kell elvégezni.

(3) A vízhasználó a vízjogi engedélyben megjelölt vízmennyiség 80%-a után köteles az (1) bekezdés a) pontjában meghatározott alapjárulék figyelembevételével – a §-ban meghatározottak szerint – a vízkeszletjárulékot kiszámítani, ha az általa igénybe vett víz mennyisége a vízjogi engedélyben megjelölt mennyiség 80%-át nem éri el.

(4) Az üzemi fogyasztónak a vízkeszletjárulékot 14,10 forint/m³ alapjárulék alapján a ténylegesen igénybe vett vízmennyiség után kell kiszámítania.

15/C. § (1) Nem kell a vízhasználónak vízkeszletjárulékot fizetnie

a) a felszín alatti vízkivételnél a vízjogi engedély szerinti víztartó rétegbe visszasajtolta – a felszín alatti vizet nem veszélyeztető – vízmennyiség után,

b) a tűzivízellátás, a polgári védelmi készenléti célokat szolgáló vízmennyiség, továbbá az életveszélyt okozó bányászati vízbetörés esetén az életmentés időtartamára kiemelt vízmennyiség után,

c) a vízjogi engedélyenként évi 500 m³-t meg nem haladó vízmennyiség után,

d) a talajvízdúsításra betáplált vízmennyiséggel azonos vízmennyiség kitermelése után, ha az a talajvízdúsítással igénybe vett vízáadó rétegből történik,

e) az ár- és belvíz befogadására kijelölt csatornák, halastavak, tározók védekezési célból történő feltöltésére használt és a föműveken átvezetett, a vízjogi engedélyben meghatározott vízmennyiség után,

f) a vízjogi engedély szerinti vízmennyiség azon része után, amely nem vehető igénybe, mert a vízkeszlet természeti okokból nem áll rendelkezésre,

- g) ha a hatóság a vízkivételt korlátozta,
- h) a használt víz ismételt felhasználása vagy átadása után, kivéve a kettősműködésű csatornákból történő vízkivételt,
- i) a felszíni vízből történő ökológiai célú vízhasználat vízmennyisége után,
- j) ha a vízkészletjárulék tárgyévre vonatkozó összege nem haladja meg az 1000 forintot,
- k) kármentesítés céljából történő vízkivétel esetén, ha az hatósági kötelezés vagy engedély alapján történt,
- l) az öntözési célú vízhasználat esetében vízhasználónként az évi 50 000 m³-t, a halgazdálkodási és rizstermelési célú vízhasználat esetében vízhasználónként az évi 150 000 m³-t meg nem haladó vízmennyiség után,
- m) a (9) bekezdés szerinti tartósan vízhiányos időszakban az öntözési, halgazdálkodási és rizstermelési vízhasználat vízmennyisége után,
- n) a vízügyi hatósági jogkörben kiadott vízjogi engedélyben megadott vízmennyiségből a tél végi többletvizek – felszíni vizek, ár- és belvizek – visszatartásából és tározásából származó hasznosított vízkészlet után, amennyiben a vízügyi igazgatási szerv igazolja, hogy a vízkivételi ponton a többlet felszíni víz mennyisége rendelkezésre áll.

(1a) Az (1) bekezdés l) pontja szerinti vízkészletjárulék fizetési kötelezettségre vonatkozó rendelkezéstől az állam szociális, környezeti és gazdasági hatásokra, valamint a földrajzi és éghajlati jellemzőkre alapított okból a vízhasználó javára eltérhet.

(2) Az (1) bekezdés f), g), l)–n) pontjában foglalt esetben, továbbá az (1) bekezdés c) pontjában foglalt azon esetben, ha az engedélyes a vízügyi hatósági jogkörben kiadott vízjogi engedéllyel rendelkezik, a vízkészletjárulék-fizetési kötelezettség alóli mentesség nem érinti a vízhasználatra vonatkozó, a 15/E. § szerinti nyilatkozattételi és adatszolgáltatási kötelezettségeket.

(3) A vízhasználónak az (1) bekezdés b) és f) pontjaiban megjelölt mentesség megállapítását az ok bekövetkezésétől számított hatvan napon belül az illetékes vízügyi hatóságtól kell kérnie. Hatvan nap után a mentességre hivatkozni nem lehet.

(4) Nem kell az üzemi fogyasztónak vízkészletjárulékot fizetnie, ha a közegészségügyi előírások az igénybe vett vízmennyiség több mint 50%-ára ivóvízminőséget határoznak meg.

(5) Az üzemi fogyasztó köteles fizetési kötelezettségét annak keletkezésétől számított 15 napon belül az illetékes vízügyi hatóságnak az e célra készített nyomtatványon bejelenteni (bejelentkezés).

(6) A vízkészletjárulék-fizetési kötelezettség a vízhasználónál a vízjogi engedély jogerőre emelkedésével, üzemi fogyasztónál – figyelemmel a 15/B. § (4) bekezdésében foglaltakra – a 10 000 m³-t meghaladó vízmennyiség felhasználásának megkezdésével keletkezik.

(7) Azt, hogy a vízkészletjárulék az államháztartás mely szervezete javára számolható fel, továbbá annak mértékét külön jogszabály állapítja meg.

(8) A vízhasználó a kizárólag energiahasznosítás céljából kitermelt termálvíz használatára tekintettel általa fizetendő víz-készletjárulékot – legfeljebb a vízkészletjárulék összege erejéig – csökkentheti a termálvíz visszatáplálását biztosító kút kialakításával, illetve a berendezések korszerűsítésével összefüggésben, az adóévben felmerült igazolt és a vízügyi hatósági feladatokat ellátó szerv által elfogadott költségének az összegével.

(9) A tartósan vízhiányos időszak várható kezdetét és végét a hidrometeorológiai előrejelzések figyelembevételével a vízgazdálkodásért felelős miniszter a Hivatalos Értesítőben közleményben közzéteszi.

15/D. § (1) A vízhasználó a naptári év első három negyedévének vízigénybevétele után számított vízkészletjárulékot és az üzemi vízfogyasztó a vízkészletjárulékot – a (2) és (3) bekezdésben foglalt kivételekkel

– a tárgynegyedévet követő hónap 15. napjáig köteles az illetékes vízügyi hatóság által megjelölt számlára befizetni.

(2) A tárgyévet követő első hónap 15. napjáig köteles a vízhasználó a vízkészletjárulékot befizetni,

a) ha a vízjogi engedélyben meghatározott éves vízmennyiség napi átlaga (365 nap alapján) nem haladja meg a 25 m³/nap mennyiséget (kisfogyasztó),

b) ha az évnek csak meghatározott időszakában használt vizet (időszakos vízhasználó).

(3) Az engedély nélküli vízhasználat után a vízkészletjárulékot a jogerős hatósági határozat közlését követő hónap 15. napjáig kell kiszámítani és befizetni.

(4) A tárgyévet követő első hónap 15. napjáig köteles befizetni a negyedéves befizetési kötelezettség alá tartozó vízhasználó az éves teljes vízigénybevétele után fizetendő vízkészletjárulék, és az első három negyedéves vízigénybevétele után az (1) bekezdésben meghatározottak szerint befizetett vízkészletjárulék közti különbséget.

(5) A járulékfizetésre kötelezett által befizetett összeget – ha az összes tartozásnál kisebb – sorrendben (ezen belül nemenként a legrégebbi tartozástól kezdve) az adóbírságra, a mulasztási bírságra, azt követően a késedelmi pótléokra, végül a vízkészletjárulék tartozásra kell elszámolni.

(6) A vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízellátási létesítmények védelméről szóló kormányrendeletben meghatározott adásvételre vagy kisajátításra fordított pénzügyösszeg a befizetett vízkészletjárulékból visszaigényelhető.

15/E. § (1) A vízhasználó a naptári év első három negyedévében, az üzemi fogyasztó negyedévente a tárgynegyedévet követő hónap 15. napjáig köteles az e célra szolgáló adatlapon az illetékes vízügyi hatóság részére nyilatkozni a tényleges vízigénybevételéről, valamint a fizetési kötelezettség alapadatairól, kiszámításáról.

(1a) A vízhasználó az (1) bekezdésben meghatározott éves adatokról – összevontan is – a tárgyévet követő hó 15. napjáig köteles az illetékes vízügyi hatóság részére nyilatkozni.

(1b) Az (1) bekezdésben foglaltaktól eltérően a 15/D. § (2) bekezdésében meghatározott, éves befizetési kötelezettség körébe eső vízhasználó az (1) bekezdésben meghatározott adatokról az e célra szolgáló adatlapon a tárgyévet követő hónap 15. napjáig köteles nyilatkozni.

(1c) A közüzemi szolgáltató köteles nyilatkozni az üzemi fogyasztó részére lekötött és ténylegesen szolgáltatott vízmennyiségről a tárgyévet követő hónap 15. napjáig az e célra szolgáló adatlapon.

(2) A vízkészletjárulék-fizetés bizonylatait a vízügyi hatóság ellenőrzi. Ha a fizetésre kötelezett a bejelentkezési, a nyilatkozattételi, a nyilvántartási, illetőleg a vízkészletjárulék- és pótlékfizetési kötelezettségének nem tesz eleget, az adózás rendjéről szóló törvényt kell alkalmazni azzal az eltéréssel, hogy ahol a törvény adóhatóságot említ, azon vízügyi hatóságot kell érteni.

(3) Az adózás rendjéről szóló 2003. évi XCII. törvény 165. §-a (3) bekezdése első fordulatában a pótlékfizetés kezdő napjának eltérő megállapítására a 171. § (1) bekezdésében, továbbá a 134. §-ban meghatározott, a fizetési kötelezettség mérséklésére, elengedésére vonatkozó szabályokat a vízügyi hatóság nem alkalmazhatja.

Mezőgazdasági vízszolgáltatási díj

15/F. § (1) Aki mezőgazdasági vízszolgáltatást vesz igénybe, a szolgáltató részére mezőgazdasági vízszolgáltatási díjat fizet. Az állam az öntözési, rizstermelési és halgazdasági vízhasználat vízszolgáltatási díját kormányrendeletben meghatározottak szerint átvállalhatja.

(2)

(3) A mezőgazdasági vízszolgáltatási díjat a rendelkezésre állást biztosító alapidőből és a felhasznált vízmennyiséggel arányos díjból álló kéttényezős díjként, vízszolgáltatási idényre, időarányosan kell megállapítani.

(4) A mezőgazdasági vízszolgáltatási díj mértékét úgy kell meghatározni, hogy:

- a) fedezetet biztosítson a mezőgazdasági vízszolgáltatás folyamatos és hatékony működtetéséhez, hosszú távú fenntartásához,
- b) hozzájáruljon a mezőgazdasági vízszolgáltatás biztonságos ellátásához,
- c) ösztönözzön a mezőgazdasági vízszolgáltatás minimális költségszinten történő ellátására és
- d) feleljen meg e törvény szerinti költségmegtérülés elvének.

(5) A mezőgazdasági vízszolgáltatási díj megállapításának részletes szabályait a mezőgazdasági vízszolgáltatás díjképzési rendjéről szóló kormányrendelet határozza meg.

1993. évi XLVIII. törvény a bányászatról

A bányajáradék

Bt.20. § (1) A kitermelt ásványi nyersanyag és geotermikus energia után az államot részesedés, bányajáradék illeti meg.

(2) Bányajáradékot fizet:

- a) a bányavállalkozó,
- b) az 1. § (2) bekezdése szerinti tevékenységre engedéllyel rendelkező, az 1. § (7) bekezdése szerinti engedélyes, valamint a 3. § (1a) bekezdés b) pontja szerint kitermelésre jogosult, és
- c) a geotermikus energiát kitermelő jogalany

az általa kitermelt ásványi nyersanyag és geotermikus energia, illetve föld alatti szénelgázosítással történő kitermelés esetében az általa igénybevett ásványi nyersanyag után.

(3) A bányajáradék mértéke a hatósági engedély alapján kitermelt ásványi nyersanyag mennyisége után keletkező értéknek:

- a) a termelési műszaki üzemi terv alapján 2008. január 1. előtt üzemszerűen termelésbe állított szénhidrogén mezőkön kitermelt kőolaj és földgáz esetében – a b), d) és e) pontban foglalt kivétellel – 16%-a
- b) az 1998. január 1. előtt termelésbe állított szénhidrogén mezőkön kitermelt földgáz esetében

ba) J%-a, ahol

$$J = ((P - A) * k / P) * 100$$

J: a bányajáradék százalékos mértéke;

P: az egyetemes szolgáltatásra jogosult felhasználók ellátása érdekében értékesített földgáz esetén az egyetemes szolgáltatók részére vételre felajánlott földgázforrás és a hazai termelésű földgáz mennyiségéről és áráról, valamint az igénybevételre jogosultak és kötelezettek köréről szóló jogszabályban megállapított hatósági ár; szabadáras értékesítés esetén a földgázpiaci egyetemes szolgáltatáshoz kapcsolódó árak képzéséről szóló miniszteri rendeletben elismert földgáz aktuális ár tárgyévét megelőző, éves, USA-dollárban kifejezett átlagának és az MNB hivatalos napi árfolyamainak átlagának szorzata;

A: a hazai kitermelésű földgáz elismert értéke 2003-ban;

k: korrekciós tényező, melynek értéke 2003-ban 1, és az ezt követő években évenként 0,24-gyel növekszik;

- bb) 12%-a, amennyiben a bányajáradék ba) pont szerint számított mértéke a 12%-ot nem éri el;
- c) a próbatermelés során, valamint a termelési műszaki üzemi terv alapján 2008. január 1. után üzemszerűen termelésbe állított szénhidrogén mezőkön kitermelt kőolaj és földgáz esetében a d) és e) pontban foglalt kivétellel
- ca) 12%-a, ha a szénhidrogén mezőből a kitermelt földgáz mennyisége évente a 300 millió m³-t, kőolaj esetében az 50 kt-t nem halad meg,
- cb) 20%-a, ha a szénhidrogén mezőből éves szinten a kitermelt földgáz mennyisége a 300 millió m³-nél nagyobb, de 500 millió m³-t nem halad meg, kőolaj esetében 50 kt-nál nagyobb, de 200 kt-t nem halad meg,
- cc) 30%-a, ha a szénhidrogén mezőből éves szinten a kitermelt földgáz mennyisége 500 millió m³-t meghalad, kőolaj esetében 200 kt-t meghalad;
- d) a 2007. július 1-jét megelőzően működésbe állított föld alatti gáztárolás kényszerű párnagáz lecseréléséből származó földgáz, valamint a szén-dioxid gáz esetében 12%-a;
- e) a magas inertgáz tartalmú földgáz esetében 8%-a;
- f) az energiahordozók kivételével a külfejtéssel termelt nemfémes ásványi nyersanyagok esetében 5%-a;
- g) kőszenek mélyműveléses bányászata esetén 0%-a;
- h) egyéb szilárd ásványi nyersanyagok esetében 2%-a;
- i) a nem hagyományos eredetű és különleges eljárással kitermelhető szénhidrogén esetében 2%-a.

(3a) A bányajáradék mértéke

- a) az 1. § (7) bekezdése szerinti más hatósági engedély alapján kitermelt és az engedélyben foglalt tevékenységgel össze nem függő célra, vagy
- b) a 3. § (1a) bekezdés b) pontja szerint a katasztrófaveszély vagy az Alaptörvény 53. cikke szerinti veszélyhelyzet megszűnését követően más célra felhasznált, hasznosított vagy értékesített ásványi nyersanyag mennyisége után keletkező értéknek az 50%-a.

(3b) A föld alatti szénelgázosítással történő kitermelés esetében a bányajáradék mértéke az igénybevett ásványi nyersanyag mennyisége után keletkező értéknek a 2%-a.

(4) Ha a Brent kőolaj tőzsdei jegyzésárának havi átlaga a 80 USD/bbl árat eléri vagy meghaladja, a (3) bekezdés a)–c) pontok szerinti bányajáradék mértéke 3-3 százalékponttal emelkedik. Ha a Brent kőolaj tőzsdei jegyzésárának havi átlaga a 90 USD/bbl árat eléri vagy meghaladja, a (3) bekezdés a)–c) pontok szerinti bányajáradék mértéke további 3-3 százalékponttal emelkedik.

(5) A bányajáradék mértéke 0% a növelt hatékonyságú művelési eljárások alkalmazásával kitermelt szénhidrogén mennyisége után.

(6) Nem kell bányajáradékot fizetni

- a) az 1. § (7) bekezdése szerinti esetben, az építési engedély alapján kitermelt 500 m³-t meg nem haladó ásványi nyersanyag mennyisége után, függetlenül a felhasználás céljától,
- b) a közúti közlekedésről szóló törvény, valamint a vasúti közlekedésről szóló törvény szerint a magyar állam nevében és javára eljáró építető részére kiadott, a bányafelügyelet engedélyétől eltérő, más hatósági engedély alapján végzett tevékenység során kitermelt ásványi nyersanyag mennyisége után,
- c) az anyagnyerő helyről kitermelt és a vizek kártételei elleni védelem és védekezés célját szolgáló önkormányzati tulajdonú közcélú vízilétesítménybe beépített ásványi nyersanyag után,
- d) a 30 °C-ot el nem érő energiahordozóból kinyert geotermikus energia után,

- e) a kitermelt geotermikus energia 50%-ot meghaladóan hasznosított mennyisége után, valamint
- f) a vízjogi engedély alapján gyógyászati (balneológiai) célra hasznosított termálvíz visszahűtéséből származó geotermikus energiának (hőenergiának) az engedélyes saját céljára történő hasznosítása után.
- (7) A bányajáradék mértéke geotermikus energia esetében a kitermelt geotermikus energia értékének 2%-a.
- (8) A bányajáradék mértékét koncessziós szerződés (12. §) alapján gyakorolt bányászati tevékenység esetén a miniszter
- a) az ásványi nyersanyag fajták,
- b) a kitermelés, illetve a geotermikus energia hasznosítás eredményességét befolyásoló természeti adottságok és
- c) egyéb közérdek
- különbözőségének figyelembevételével kitermelési helyenként állapítja meg.
- (9) A bányajáradékot pénzben kell teljesíteni. A befizetett bányajáradék költségként számolható el.
- (10)
- (11) A bányajáradék pénzben kifejezett összege a kitermelt ásványi nyersanyag vagy geotermikus energia értékének e törvényben vagy a koncessziós szerződésben meghatározott százaléka. A bányajáradék számításának alapja az ásványi nyersanyag természetes előfordulási helyéről kitermelt, a bányanyíláson kiszállított, kútfejen vagy ennek hiányában a kútfejre visszaszármaztatott módon mért mennyiség értéke.
- (12)
- (13)
- (14) A bányateleknek az 5. § (2) bekezdés szerinti kiterjesztése, valamint bányatelek föld alatti gáztárolásra történő engedélyezése során a bányafelügyelet állapítja meg annak a föld alatti gáztárolóban lévő, állami tulajdonban álló szénhidrogénnek a mennyiségét, amelyre a bányatelek jogosultja tulajdonjogot szerezhet. A bányavállalkozó a föld alatti gáztárolásra megállapított bányatelekről rendelkező határozat jogerőre emelkedésétől számított 180 napon belül kérheti a föld alatti gáztárolóban levő, állami tulajdonban álló szénhidrogén tulajdonba adását. A kérelemről a bányafelügyelet dönt. A bányajáradékot az első műszaki üzemi terv jóváhagyását követő 30 napon belül meg kell állapítani.
- (15) A bányavállalkozó, bányászati jogának fennállása alatt – ideértve a szüneteltetést is – köteles a bányafelügyeletnek bejelenteni, ha ellene a bíróság felszámolási eljárást indított, vagy az arra jogosult végelszámolást rendelt el.

**1995. évi CXVII. törvény
a személyi jövedelemadóról**

6. számú melléklet az 1995. évi CXVII. törvényhez

A mezőgazdasági őstermelői tevékenységekről

Őstermelői tevékenységnek minősül a saját gazdaságban történő növénytermelés, ültetvénytelepítés, állattenyésztés, termékfeldolgozás, ha az a saját gazdaságban előállított alapanyag felhasználásával történik, a saját gazdaságban egyes mezőgazdasági termékek jogszabályba nem ütköző gyűjtése, a saját tulajdonú földterületen végzett erdőgazdálkodás és saját tulajdonú erdőterületen az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló törvény szerinti erdei haszonvétel keretében végzett tevékenység, mindezekre nézve akkor, ha az előállított termék vagy a tevékenység az e melléklet II. pontjában felsoroltak valamelyikébe beletartozik, ideértve a saját gazdaságban termelt gyümölcs felhasználásával bérfőzés keretében történő párlatkészítést is.

1952. évi III. törvény
a polgári perrendtartásról

24. § (1) A pertárgy értékének megállapításánál a keresettel érvényesített követelés vagy más jog értéke irányadó.

(2) 73 A keresettel érvényesített követelés vagy más jog értékeként - a tényleg megállapítható összegtől függetlenül - az alábbi értéket kell számításba venni:

a) tartási vagy élelmezési követelés, egyéb járadék, más időszakos szolgáltatás vagy haszonvétel iránti perben a még teljesítendő valamennyi szolgáltatás értékét, de nem többet, mint az egy évi szolgáltatás értékét;

2012. évi II. törvény
a szabálysértésekről, a szabálysértési eljárásról és a szabálysértési nyilvántartási rendszerről

97. Erdei haszonvételek jogosulatlan gyakorlása

243. § (1) Aki

a) erdőben, valamint erdőgazdálkodási tevékenységet közvetlenül szolgáló földterületen a külön jogszabályban meghatározott erdei haszonvételeket – a fakitermelés, a vadászati jog gyakorlása vagy hasznosítása, valamint az elhalt fekvő fa és gally gyűjtése, illetve elhalt, száraz ág nyesése kivételével – jogszerűtlenül gyakorolja,

b) az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló törvény hatálya alá tartozó területről kitermelt faanyagot az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló törvényben és a végrehajtására kiadott rendeletben meghatározott szállítójegy nélkül szállít,

szabálysértést követ el.

(1a) Az (1) bekezdés a) pontjában meghatározott szabálysértés miatt kiszabott pénzbírságról, helyszíni bírságról a szabálysértési hatóság, valamint a helyszíni bírságolásra jogosult szerv vagy személy haladéktalanul értesíti az erdészeti hatóságot.

(2) Az (1) bekezdésben meghatározott szabálysértés miatt az erdészeti hatóság arra felhatalmazott ügyintézője, a természeti, védett természeti és Natura 2000 területen a természetvédelmi őr, helyi jelentőségű védett természeti területen az önkormányzati természetvédelmi őr is szabhat ki helyszíni bírságot.

2012. évi C. törvény
a Büntető Törvénykönyvről

Természetkárosítás

242. § (1) Aki

a) fokozottan védett élő szervezet egyedét,

b) védett élő szervezet vagy az Európai Unióban természetvédelmi szempontból jelentős növény- vagy állatfaj egyedét, feltéve, hogy azok külön jogszabályban meghatározott, pénzben kifejezett értékének együttes összege eléri a fokozottan védett élő szervezet egyedei esetében megállapított, pénzben kifejezett legalacsonyabb értéket,

c) a vadon élő állat- és növényfajok számára kereskedelmük szabályozása által biztosított védelemről szóló EK tanácsi rendelet A és B melléklete hatálya alá tartozó élő szervezet egyedét

jogellenesen megszerzi, tartja, forgalomba hozza, az ország területére behozza, onnan kiviszi, azon átszállítja, azzal kereskedik, illetve azt károsítja vagy elpusztítja, büntetett miatt három évig terjedő szabadságvesztéssel büntetendő.

(2) A büntetés egy évtől öt évig terjedő szabadságvesztés, ha a természetkárosítás az élő szervezet egyedeinek olyan mértékű pusztulását okozza,

a) hogy az (1) bekezdés a) vagy b) pontja esetében az elpusztított élő szervezet egyedeinek külön jogszabályban meghatározott, pénzben kifejezett értékének együttes összege eléri a fokozottan védett élő szervezet egyedei esetében megállapított, pénzben kifejezett legmagasabb érték kétszeresét,

b) amely az (1) bekezdés c) pontja esetében az élő szervezet állományának fennmaradását veszélyezteti.

(3) Aki a (2) bekezdésben meghatározott bűncselekményt gondatlanságból követi el, vétség miatt két évig terjedő szabadságvesztéssel büntetendő.

(4) E § alkalmazásában élő szervezet egyede:

a) az élő szervezet egyedének valamennyi fejlődési szakasza, alakja, állapota,

b) az élő szervezetek keresztezéseiként és kereszteződéseként létrejött egyed,

c) az élő szervezet egyedének származéka, ami alatt érteni kell az elpusztult élőlényt, valamint annak vagy az élő szervezet egyedének bármely részét, továbbá azt a terméket vagy készítményt, amely a felsoroltak valamelyikéből készült, illetve ezek valamelyikéből származó összetevőt tartalmaz.

243. § (1) Aki Natura 2000 területet, védett barlangot, védett természeti területet vagy védett élő szervezetek életközösségét, illetve azok élőhelyét jogellenesen jelentős mértékben megváltoztatja, büntetett miatt három évig terjedő szabadságvesztéssel büntetendő.

(2) A büntetés egy évtől öt évig terjedő szabadságvesztés, ha a természetkárosítás a Natura 2000 terület, a védett barlang, a védett természeti terület vagy a védett élő szervezetek életközössége, illetve azok élőhelye jelentős károsodását vagy megsemmisülését okozza.

(3) Aki a (2) bekezdésben meghatározott bűncselekményt gondatlanságból követi el, vétség miatt két évig terjedő szabadságvesztéssel büntetendő.

(4) E § alkalmazásában Natura 2000 terület alatt a természet védelméről szóló törvényben meghatározott fogalmat kell érteni.

2.sz. melléklet: Egyéb jogszabályok amelyek érintetik az ökoszisztéma szolgáltatásokat

Mezőgazdaság

Géntechnológia

1998. évi XXVII. törvény a géntechnológiai tevékenységről

86/2006. (XII. 23.) FVM rendelet a géntechnológiával módosított, a hagyományos, valamint az ökológiai gazdálkodással termesztett növények egymás mellett folytatott termesztéséről

61/2016. (IX. 15.) FM rendelet a GMO-mentességre utaló jelölésről

Földterületek

Az ingatlan-nyilvántartásról szóló 1997. évi CXLI. törvény

2013. évi CXXII. törvény a mező- és erdőgazdasági földek forgalmáról

2007. évi CXXIX. törvény a termőföld védelméről

2010. évi LXXXVII. törvény a Nemzeti Földalapról

2007. évi CVI. törvény az állami vagyonról

254/2007. (X. 4.) Korm. rendelet az állami vagyonnal való gazdálkodásról

1995. évi CXVII. törvény a személyi jövedelemadóról

383/2016. (XII. 2.) Korm. rendelet a földművelésügyi hatósági és igazgatási feladatokat ellátó szervek kijelöléséről

109/1999. (XII. 29.) FVM rendelet az ingatlan-nyilvántartásról szóló

1997. évi CXLI. törvény végrehajtásáról

85/2000. (XI. 8.) FVM rendelet a telekalakításról

63/2012. (VII. 2.) VM rendelet a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal, valamint a megyei kormányhivatalok mezőgazdasági szakigazgatási szervei előtt kezdeményezett eljárásokban fizetendő igazgatási szolgáltatási díjak mértékéről, valamint az igazgatási szolgáltatási díj fizetésének szabályairól

Talajvédelem

90/2008. (VII. 18.) FVM rendelet a talajvédelmi terv készítésének részletes szabályairól

90/2008. (VII. 18.) FVM rendelet a talajvédelmi terv készítésének részletes szabályairól

Erdővédelem

2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról

1994. évi II. törvény az erdőbirtokossági társulatról

153/2009. (XI. 13.) FVM rendelet az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi XXXVII. törvény végrehajtásáról

36/2010. (IV. 13.) FVM rendelet az erdészeti termőhelyfeltárás részletes szabályairól

11/2010. (II. 4.) FVM rendelet az erdőterv rendelet előkészítésének, és a körzeti erdőterv készítésének szabályairól

44/2005. (V. 6.) FVM–GKM–KvVM együttes rendelet a mező- és erdőgazdasági légi munkavégzésről
110/2003. (X. 21.) FVM rendelet az erdészeti szaporítóanyagokról
88/2000. (XI. 10.) FVM rendelet az Erdőrendezési Szabályzatról
107/1997. (XII. 20.) FM rendelet az erdőről és az erdő védelméről szóló 1996. évi LIV. törvénynek a honvédelmi kezelésben lévő erdőterületekre és fásításokra vonatkozó egyes szabályainak végrehajtásáról
15/1989. (X. 8.) MÉM rendelet az Erdészeti Biztonsági Szabályzat kiadásáról
4/2008. (VIII. 1.) ÖM rendelet az erdők tűz elleni védelméről
24/2012. (III. 19.) VM rendelet a földalatti gombák gyűjtéséről
135/2017. (VI. 9.) Korm. rendelet a fás szárú ültetvényekről
69/2016. (X. 14.) FM rendelet a 2016. évi körzeti erdőtervezésre vonatkozó tervezési alapelvekről, valamint az erdőgazdálkodás tartamosságát és fejlesztését szolgáló körzeti erdőtervezési keretértékekről, valamint az előző évek tervezéséről is több jogszabály rendelkezik

Vadászat

1996. évi LV. törvény a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadásatról
79/2004. (V. 4.) FVM rendelet a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadásatról szóló 1996. évi LV. törvény végrehajtásának szabályairól
13/2016. (III. 2.) FM rendelet a vadgazdálkodási tájegységekről

Horgászat, halászat

2013. évi CII. törvény a halgazdálkodásról és a hal védelméről
111/2009. (VIII. 19.) FVM rendelet az idegen és nem honos halfajoknak akvakultúrában való alkalmazásával kapcsolatos szabályokról
56/1997. (X. 21.) BM–FM együttes rendelet határterületen a vadászat, határvízen a közlekedés, a halászat és a horgászat rendjéről
133/2013. (XII. 29.) VM rendelet a halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról
34/2011. (IV. 28.) VM rendelet a halkeltető állomások üzemeltetéséről, valamint a tenyészhalak és hal szaporítóanyag felajánlásáról, értékesítéséről

Állattenyésztés-állatvédelem

1993. évi CXIV. törvény az állattenyésztésről
1998. évi XXVIII. törvény az állatok védelméről és kíméletéről
2008. évi XLVI. törvény az élelmiszerláncról és hatósági felügyeletéről
40/2013. (II. 14.) Korm. rendelet az állatkísérletekről
44/2003. (IV. 26.) FVM rendelet a Magyar Takarmánykódex kötelező előírásairól
32/1994. (VI. 28.) FM rendelet a tenyészállatok teljesítményvizsgálatáról és tenyészértékbecsléséről
4/2007. (I. 18.) FVM-KvVM együttes rendelet a védett őshonos mezőgazdasági állatfajták és a veszélyeztetett mezőgazdasági állatfajták körének megállapításáról

Növénytermesztés-növényvédelem

2003. évi LII. törvény a növényfajták állami elismeréséről, valamint a szaporítóanyagok előállításáról és forgalomba hozataláról

40/2004. (IV. 7.) FVM rendelet a növényfajták állami elismeréséről

14/2017. (III. 23.) FM rendelet a gyümölcs szaporítóanyagok előállításáról és forgalomba hozataláról

43/2010. (IV. 23.) FVM rendelet a növényvédelmi tevékenységről

89/2004. (V. 15.) FVM rendelet a növényvédő szerek forgalomba hozatalának és felhasználásának engedélyezéséről, valamint a növényvédő szerek csomagolásáról, jelöléséről, tárolásáról és szállításáról

65/2011. (VII. 11.) VM rendelet a zöldségnövény fajok tájfajtáinak és házikerti fajtáinak elismeréséről, valamint vetőmagvaik előállítási és forgalomba hozatali feltételeiről

42/2007. (III. 13.) Korm. rendelet a gyümölcsös ültetvények, valamint a gyümölcsös ültetvény méretet el nem érő, gyümölcsfával betelepített területek 2007. évi összeírásának végrehajtásáról

104/2009. (VIII. 5.) FVM rendelet a tájfajták állami elismeréséről, valamint vetőmagvaik előállítási és forgalmazási feltételeiről

36/2006. (V. 18.) FVM rendelet a termésnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról

82/2004. (V. 11.) FVM rendelet a gyümölcs és zöldség ellenőrzéséről

95/2003. (VIII. 14.) FVM rendelet a növényi genetikai anyagok megőrzéséről és felhasználásáról

65/2011. (VII. 11.) VM rendelet a zöldségnövény fajok tájfajtáinak és házikerti fajtáinak elismeréséről, valamint vetőmagvaik előállítási és forgalomba hozatali feltételeiről

45/2008. (IV. 11.) FVM rendelet a dísnövény szaporítóanyagok forgalomba hozataláról

87/2006. (XII. 28.) FVM rendelet a szőlő szaporítóanyagok előállításáról, minősítéséről és forgalomba hozataláról

50/2004. (IV. 22.) FVM rendelet a zöldség szaporítóanyagok előállításáról és forgalomba hozataláról

48/2004. (IV. 21.) FVM rendelet a szántóföldi növényfajok vetőmagvainak előállításáról és forgalomba hozataláról

27/2012. (III. 24.) VM rendelet a gyümölcs tájfajták állami elismeréséről, valamint szaporítóanyagaik előállítási és forgalomba hozatali feltételeiről

107/2011. (XI. 10.) VM rendelet az étkezési célra forgalomba kerülő vadon termett gombák gyűjtéséről, feldolgozásáról, forgalomba hozataláról

Agrár és egyéb támogatások

10/2015. (III. 13.) FM rendelet az éghajlat és környezet szempontjából előnyös mezőgazdasági gyakorlatokra nyújtandó támogatás igénybevételének szabályairól, valamint a szántóterület, az állandó gyepterület és az állandó kultúrával fedett földterület növénytermesztésre vagy legeltetésre alkalmas állapotban tartásának feltételeiről

16/2015. (IV. 9.) FM rendelet a mezőgazdasági kistermelői támogatásról

27/2008. (III. 12.) FVM rendelet a vadgazdálkodáshoz kapcsolódó tevékenységek csekély összegű (de minimis) támogatásáról

139/2009. (X. 22.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból az erdőszerkezet átalakításához nyújtandó támogatások részletes feltételeiről

124/2009. (IX. 24.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból az erdő-környezetvédelmi intézkedésekhez nyújtandó támogatások részletes feltételeiről

102/2008. (VIII. 8.) FVM rendelet az erdők felújításának csekély összegű (de minimis) támogatásáról

132/2004. (IX. 11.) FVM rendelet a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv alapján az Európai Unió által társfinanszírozott mezőgazdasági területek erdősítéséhez nyújtott támogatás igénybevételének részletes szabályairól

32/2008. (III. 27.) FVM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból az erdészeti potenciál helyreállítására nyújtandó támogatások igénybevételének részletes szabályairól

29/2010. (III. 30.) FVM rendelet a zöldség, gyümölcs és a dohány szerkezetátalakítási nemzeti program Európai Mezőgazdasági Garancia Alapból finanszírozott különleges támogatásának igénybevételéhez kapcsolódó feltételek megállapításáról

27/2008. (III. 12.) FVM rendelet a vadgazdálkodáshoz kapcsolódó tevékenységek csekély összegű (de minimis) támogatásáról

53/2011. (VI. 10.) VM rendelet az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból a genetikai erőforrások megőrzése intézkedés keretében a növényi genetikai erőforrások és mikroorganizmusok ex situ megőrzéséhez nyújtandó támogatások igénybevételének részletes feltételeiről

Bányászat

1993. évi XLVIII. törvény a bányászatról

203/1998. (XII. 19.) Korm. rendelet a bányászatról szóló 1993. évi XLVIII. törvény végrehajtásáról

161/2017. (VI. 28.) Korm. rendelet a Magyar Bányászati és Földtani Szolgálatról

Vízjog

1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról

1995. évi LXXXII. törvény az ENSZ Éghajlatváltozási Keretegyezmény kihirdetéséről

2000. évi XLII. törvény a víziközlekedésről

2003. évi XCII. törvény az adózás rendjéről

2009. évi CXLIV. törvény a vízitársulatokról

2011. évi CCIX. törvény a víziközmű szolgáltatásról

72/1996. (V.22.) Korm. rendelet a vízgazdálkodási hatósági jogkör gyakorlásáról

232/1996. (XII.26.) Korm. rendelet a vizek kártételei elleni védekezés szabályairól

123/1997. (VII. 18.) Korm. rendelet a vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízilétesítmények védelméről

178/1998. (XI. 6.) Korm. rendelet a vízgazdálkodási feladatokkal összefüggő alapadatokról

120/1999. (VIII.6.) Korm. rendelet a vizek és a közcélú vízilétesítmények fenntartására vonatkozó feladatokról

201/2001. (X.25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről

173/2003. (X.28.) Korm. rendelet a nem üzleti célú közösségi, szabadidős szálláshely-szolgáltatásról

219/2004. (VII.21.) Korm. rendelet a felszín alatti vizek védelméről

220/2004. (VII.21.) Korm. rendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól

221/2004. (VII.21.) Korm. rendelet a vízgyűjtő-gazdálkodás egyes szabályairól

157/2005. (Korm. rendelet a távhőszolgáltatásról szóló 2005. évi XVIII. törvény végrehajtásáról

27/2006. (II. 7.) Korm. rendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről

147/2010. (IV.29.) Korm. rendelet a vizek hasznosítását, védelmét és kártételeinek elhárítását szolgáló tevékenységekre és létesítményekre vonatkozó általános szabályokról

103/2011. (VI. 29.) Korm. rendelet az ásványi nyersanyag és a geotermikus energia természetes előfordulási területének komplex érzékenységi és terhelhetőségi vizsgálatáról

58/2013. (II.27.) Korm. rendelet a víziközmű-szolgáltatásról szóló 2011. évi CCIX. törvény egyes rendelkezéseinek végrehajtásáról

83/2014. (III. 14.) Korm. rendelet a nagyvízi meder, a parti sáv, a vízjárta és a fakadó vizek által veszélyeztetett területek használatáról, hasznosításáról, valamint a folyók esetében a nagyvízi mederkezelési terv készítésének rendjére és tartalmára vonatkozó szabályokról

18/1996. (VI.13.) KHVM rendelet a vízjogi engedélyezési eljáráshoz szükséges kérelemről és mellékleteiről

10/1997. (VII.17.) KHVM rendelet az árvíz- és belvízvédekezésről

12/1997. (VIII.29.) KHVM rendelet a termelt és szolgáltatott vizek gázmentesítéséről

43/1999. (XII.26.) KHVM rendelet a vízkészletjárulék kiszámításáról

18/2003. (XII.9.) KvVM-BM együttes rendelet a települések ár- és belvíz veszélyeztetettségi alapon történő besorolásáról

28/2004. (XII.25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól

30/2008. (XII.31.) KvVM rendelet a vizek hasznosítását, védelmét és kártételeinek elhárítását szolgáló tevékenységekre és létesítményekre vonatkozó műszaki szabályokról

59/2008. (IV.29.) FVM rendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges cselekvési program részletes szabályairól, valamint az adatszolgáltatás és nyilvántartás rendjéről

64/2012. (XII.7.) NFM rendelet Az állami tulajdonban lévő vizek mederhasználati díjairól

7/2012. (II.10.) BM utasítás a vízkárelhárítás országos irányításának szervezeti és működési szabályzatáról

146/2011. (VII. 27.) Korm. rendelet a vízkárelhárítási célú tározók létesítésére, az érintett ingatlanok használatára és a kártalanítási eljárásra vonatkozó szabályokról

23/1998. (XI. 6.) KHVM rendelet a vízügyi igazgatási szervezet vízgazdálkodási nyilvántartásáról

223/2014. (IX. 4.) Korm. rendelet a vízügyi igazgatási és a vízügyi, valamint a vízvédelmi hatósági feladatokat ellátó szervek kijelöléséről

Területrendezés és településfejlesztés

2016. évi LXXIV. törvény a településkép védelméről
1996. évi XXI. törvény a területfejlesztésről és a területrendezésről
2005. évi LXIV. törvény a Budapesti Agglomeráció Területrendezési Tervéről
2003. évi XXVI. törvény az Országos Területrendezési Tervről
2000. évi CXII. törvény a Balaton Kiemelt Üdülőkörzet Területrendezési Tervének elfogadásáról és a Balatoni Területrendezési Szabályzat megállapításáról
- 314/2012. (XI.8.) a településfejlesztési koncepcióról, az integrált településfejlesztési stratégiáról és a településrendezési eszközökről, valamint egyes településrendezési sajátos jogintézményekről
- 31/2007. (II. 28.) Korm. rendelet a területfejlesztéssel és a területrendezéssel kapcsolatos információs rendszerről és a kötelező adatközlés rendjéről
- 283/2002. (XII. 21.) Korm. rend. a balatoni vízpart-rehabilitációs szabályozás követelményeiről
- 253/1997. (XII. 20.) Korm. rendelet az országos településrendezési és építési követelményekről (OTÉK)
- 218/2009 (X. 6.) Korm. rendelet, a területfejlesztési koncepció a területfejlesztési program és a területrendezési terv tartalmi követelményeiről, valamint illeszkedésük, kidolgozásuk, egyeztetésük, elfogadásuk és közzétételük részletes szabályairól
- 76/2009 (IV.8.) Korm. rend. a területrendezési hatósági eljárásról
- 77/2010 (III.25.) Korm. rend. a területrendezési tervezési jogosultságról és a területrendezési tervezési tevékenység felügyeletét ellátó hatóság kijelöléséről

Tervtanácsok, főépítések, tervpályázat

- 252/2006.(XII.7.) Korm. rendelet a településrendezési és az építészeti-műszaki tervtanácsokról
- 190/2009.(IX.15.) Korm. rendelet a főépítési tevékenységről

Építészeti értékvédelem, műemlékvédelem

2011. évi LXXVII. törvény a világörökségről
2001. évi LXIV. törvény a kulturális örökség védelméről
- 439/2013. (XI.20.) a régészeti örökséggel és a műemléki értékkel kapcsolatos szakértői tevékenységről
- 303/2011. (XII. 23.) A történelmi emlékhelyekről
- A világörökségi kezelési tervről, a világörökségi komplex hatásvizsgálati dokumentációról és a világörökségi várományos helyszínekről szóló 315/2011. (XII. 27.) Korm. rendelet
- 191/2001. (X. 18.) Korm. rendelet az örökségvédelmi bírságról
- 17/2012. (II. 16.) Korm. rendelet az UNESCO Magyar Nemzeti Bizottságáról
- 45/2012. (XI. 30.) EMMI rendelet a kulturális javakkal kapcsolatos hatósági eljárásra vonatkozó szabályokról
- 7/2005. (III. 1.) NKÖM rendelet a Budapest és Pannonhalma világörökségi helyszíneinek műemléki jelentőségű területté nyilvánításáról
- 13/2015. (III. 11.) MvM rendelet a régészeti lelőhely és a műemléki érték nyilvántartásának és védetté nyilvánításáról

vánításának, valamint a régészeti lelőhely és a lelet megtalálója anyagi elismerésének részletes szabályairól

Környezetvédelem, zaj-, levegővédelem

Általános környezetvédelem

1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól

106/1995. (IX. 8.) Korm. rendelet a felszámolási eljárás és a végelszámolás környezet-és természetvédelmi követelményeiről

2/2005. (I. 11.) Korm. rendelet az egyes tervek, illetve programok környezeti vizsgálatáról

314/2005. (XII. 25.) Korm. rendelet a környezeti hatásvizsgálati és az egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról

90/2007. (IV.26.) Korm. rendelet a környezetkárosodás megelőzésének és elhárításának rendjéről

91/2007. (IV. 26.) Korm. rendelet a természetben okozott károsodás mértékének megállapításáról, valamint a kármentesítés szabályairól

219/2011. (X.20.) Korm. rendelet a veszélyes anyagokkal kapcsolatos súlyos balesetek elleni védekezésről

57/2013. (II.27.) Korm. rendelet a telepengedély illetve a telep létesítésének bejelentése alapján gyakorolható egyes termelő és szolgáltató tevékenységekről, valamint a telepengedélyezés rendjéről és a bejelentés szabályairól

Zaj- és levegővédelem

284/2007. (X. 29.) Korm. rendelet a környezeti zaj és rezgés elleni védelem egyes szabályairól

140/2001. (VIII. 8.) Korm. rendelet egyes kültéri berendezések zajkibocsátási követelményeiről és megfelelőségük tanúsításáról

142/2001. (VIII. 8.) Korm. rendelet a háztartási gépek zajkibocsátási értékeinek feltüntetési kötelezettségéről

280/2004. (X. 20.) Korm. rendelet a környezeti zaj értékeléséről és kezeléséről

310/2008. (XII.20.) Korm. rendelet az ózonréteget lebontó anyagokkal és egyes flourtartalmú üvegházhatású gázokkal kapcsolatos tevékenységről

306/2010. (XII.23.) Korm. rendelet a levegő védelméről

75/2005. (IX. 29.) GKM-KvVM együttes rendelet a nem közúti mozgó gépekbe építendő belső égésű motorok gáznemű és részecskékből álló szennyezőanyag-kibocsátásának korlátozásáról

93/2007. (XII.18.) KvVM r. a zajkibocsátási határértékek megállapításának, valamint a zaj és rezgés-kibocsátás ellenőrzésének módjáról

27/2008. (XII.03.) KvVM-EüM együttes rendelet a környezeti zaj és rezgésterhelési határértékek megállapításáról

4/2011. (I.14.) VM rendelet a levegőterheltségi szint határértékeiről és a helyhez kötött légszennyező pontforrások kibocsátási határértékeiről

6/2011. (VIII.18.) VM rendelet a levegőterheltségi szint és a helyhez kötött légszennyező pontforrások kibocsátásának vizsgálatával, ellenőrzésével, értékelésével kapcsolatos szabályokról

110/2013. (XII.04.) VM rendelet az 50 MW th és annál nagyobb teljes névleges bemenő hőteljesítményű tüzelőberendezések működési feltételeiről és légszennyező anyagainak kibocsátási határértékeiről

Természetvédelem

3/2008. (II. 5.) KvVM rendelet a természetvédelmi kezelési tervek készítésére, készítőjére és tartalmára vonatkozó szabályokról

Kultúra – rekreáció - idegenforgalom

2005. évi CLXIV. törvény a kereskedelemről

2016. évi CLVI. törvény a turisztikai térségek fejlesztésének állami feladatairól

78/2008. (IV. 3.) Korm. rendelet a természetes fürdővizek minőségi követelményeiről, valamint a természetes fürdőhelyek kijelöléséről és üzemeltetéséről

121/1996. (VII. 24.) Korm. rendelet a közfürdők létesítéséről és működéséről

239/2000. (XII. 23.) Korm. rendelet a bányatavak hasznosításával kapcsolatos jogokról és kötelezettségekről

46/2001. (XII. 27.) BM rendelet a szabad vízben való tartózkodás alapvető szabályairól

Stratégiák

29/2008. (III. 20.) OGY határozat a Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégiáról

1/2014. (I. 3.) OGY határozat a Nemzeti Fejlesztés 2030 – Országos Fejlesztési és Területfejlesztési Konceptióról

27/2015. (VI. 17.) OGY határozat a 2015–2020 közötti időszakra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Programról

28/2015. (VI. 17.) OGY határozat a biológiai sokféleség megőrzésének 2015–2020 közötti időszakra szóló nemzeti stratégiájáról

1382/2013. (VI. 27.) Korm. határozat a vízgazdálkodási tanácsokról

1307/2011. (IX. 6.) Korm. határozat a Nemzeti Környezettechnológiai Innovációs Stratégiáról

1110/2017. (III. 7.) Korm. határozat a Nemzeti Vízstratégia és a végrehajtását biztosító intézkedési terv elfogadásáról

1/2014. (I. 3.) OGY határozat a Nemzeti Fejlesztés 2030 - Országos Fejlesztési és Területfejlesztési Konceptióról

1602/2015. (IX. 8.) Korm. határozat az Energia- és Klímatudatossági Szemléletformálási Cselekvési Tervről

1537/2016. (X. 13.) Korm. határozat a 2016–2030 közötti időszakra szóló Nemzeti Erdőstratégiáról

18/2013. (III. 28.) OGY határozat a Nemzeti Fenntartható Fejlődés Keretstratégiáról 2012-2024

2253/1999. (X. 7.) Korm. határozat a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Programról és a bevezetéséhez szükséges intézkedésekről

Nemzeti Növényvédelmi Cselekvési Terv

Élelmezési célú növényi genetikai erőforrások megőrzésének szakmai stratégiája (2013-2020)

Élelmiszer-biztonsági Stratégia 2013-2022

Vidékfejlesztési Stratégia 2012-2020

Országos ökoturizmus fejlesztési stratégia

12. fejezet

Az ökoszisztémák védelmét és összvagyonkénti meg- jeleníthetőségét támogató jogi keretrendszer

Készítette: Pump Judit¹

¹ jogász, PhD, környezetvédelmi szakjogász (LLM ELTE), címzetes egyetemi docens (PPKE JÁK);

Az ökoszisztémák és szolgáltatásaikra hatást gyakorló jogi környezet vizsgálatának hipotézisei, hogy (i) a jogszabályok is tükrözik az ökoszisztémák és szolgáltatásaik egységes értékelésének hiányát mivel, hol az antropocentrikus, hol a nem-antropocentrikus értékek védelmét helyezik a középpontba; (ii) a jogszabályok által közvetített eltérő értéküzenetek egymásnak ellentmondó magatartási elvárást fogalmaznak meg, ami jogalkalmazási bizonytalansághoz vezet; (iii) ezen értékek védelme szempontjából meghatározó szerepe van az állami környezetjogi eszközök jellegének, mértékének és módjának függetlenül attól, hogy melyik kategóriába tartoznak; (iv) a jog nem tekint az ökoszisztémákra illetve azok egészére, mint vagyonra, vagyonelemekre, és azok szolgáltatásait rendszer szinten nem kezeli vagyoni értéket képező szolgáltatásként; (v) a természet mint vagyon értékelésének jogi feltételrendszere hiányzik; (vi) vannak olyan kötelező adatszolgáltatások és nyilvántartások, amelyek segíthetik a vagyon és a vagyoni értékek megjelenítését.

Fenti hipotézisekre tekintettel a tanulmány célja, hogy bemutassa az általánosan használt eszközök közötti rendszerbeli kapcsolatokat; a nem megfelelő vagy hiányos jogi szabályozás hol és milyen ellentmondásokhoz, konfliktusokhoz vezethet; illetve a jog hogyan járulhat hozzá egy természeti vagyonértékelési rendszer kialakításához, működtetéséhez.

A tanulmány 4 fejezetből áll. Az első fejezet az ökoszisztémák és szolgáltatásaik szabályozásának általános eszközeit tárgyalja, elsődlegesen a környezetjogi összefüggéseket tárja fel az ökoszisztémára és szolgáltatásaira vonatkoztatva. A második fejezet az ökoszisztémák és szolgáltatásaik vagyonként való kezelésének alaptörvényi alapjait és ennek következményeit mutatja be. A harmadik fejezet szabályozási problémákat vet fel az ökoszisztéma-szolgáltatásokról szóló tanulmányokból vett példákon keresztül. A negyedik záró fejezet módszertani javaslat a jogi szabályozás áttekintésére. A tanulmány a feladatkiíráshoz igazodóan nem a szakterület szakirodalmának feldolgozását tűzte ki célul, hanem azt, hogy a tanulmányokat felhasználva a szabályozás-módszertani eredményekre építve javaslatot dolgozzon ki az ökoszisztémák jogi védelmét, vagyonkénti hasznosítását biztosító jogi keret megteremtéséhez. Ehhez segítségül a szakirodalmon túl alkotmánybíróági határozatokat, bírósági ítéleteket, az Állami Számvevőszék jelentéseit és tanulmányait, az alapvető jogok biztosának és helyettesének a jövő nemzedékek szószólójának dokumentumait dolgoztam fel, melyek listája a tanulmány végén található. A tanulmány készítésének ideje alatt jelent meg a Dasgupta jelentés, mely jelen tanulmány számos gondolatával megegyező, vagy azt alátámasztó megállapítást tesz, azonban ezek hivatkozásként való dokumentálásához a teljes jelentés feldolgozására lett volna szükség, amit az idő szűkössége nem tett lehetővé. A jelentés jogi szempontú feldolgozása ugyanakkor hozzájárulhat a feladatkitűzésben szereplő jogi keret kidolgozásához, a közgazdasági és ökológiai szempontok összehangolásához, ezért mindenképpen javasolom ilyen irányú tanulmány elkészítését.

12.1. Az ökoszisztémák és szolgáltatásaik szabályozásának általános eszközei

Az ökoszisztémák és szolgáltatásaikra vonatkozó jogi keretek vizsgálata azokra a szabályokra terjed ki, amelyek szabályozásuk tárgyává az ökoszisztémákat, illetve szolgáltatásaikat teszik, függetlenül attól, hogy magát az adott szabályozást a jogtudomány mely jogághoz sorolja, illetve, hogy maga a szabályozás a környezetjog részének tekinthető-e.¹ Egyetértve Fodorral, aki a környezetjogot egyértelműen nem határolhatónak tartja, a jogi keretet – az ő fogalmát használva – mint „*az ökológiai fenntarthatóság joga*”-ként nevesítjük (Fodor 2015, 34). Ez a fogalom ugyanis jobban tükrözi az ökoszisztémákról és szolgáltatásaikról szóló jogi szabályozást, mert így azokat is a vizsgálati körbe vonhatjuk, amelyek elsődlegesen nem védelmi célúak, illetve nem feltétlenül tartoznak a környezetpolitikát végrehajtó jogszabályok közé.² E megközelítést teszi szükségessé az ökoszisztéma-szolgáltatások NÖSZTÉP tanulmányokban megjelenített köre: 1. ellátó, 2. szabályozó és fenntartó, 3. kulturális. E három szolgáltatási csoportra vonatkozó jogi szabályozás ugyanis gyakran a kormányzaton belül – egymással versengő minisztériumok vagy minisztériumon belüli szervezeti egységek által megfogalmazott és érvényesítendő – eltérő szakpolitikai célok elérésében tölt be szerepet, amit az uniós jogban egyértelműen közvetít a jogszabály preambulumban hivatkozott jogalap (például környezetvédelem, vagy agrárgazdálkodás (Fodor 2015, 31), és ezért a rájuk vonatkozó szabályozási célok is eltérőek lehetnek. Ennek látványos megnyilvánulása volt az erdők használatára vonatkozó törvényi rendelkezések módosítása, amelyek többségét az Alkotmánybíróság határozatában (ABh 2020) alaptörvény-ellenesnek minősítette. A törvényi módosítás az ellátó szolgáltatásból fakadó hasznosítást kívánta az erdőgazdálkodók és erdőtulajdonosok számára kedvezőbbé tenni, figyelmen kívül hagyva annak negatív hatását az erdei ökoszisztéma szabályozó, fenntartó szolgáltatására. Az Alkotmánybíróság határozata megerősíti, hogy az ökoszisztémákra, illetve az ökoszisztéma-szolgáltatásokra vonatkozó szabályokat egységként kell kezelni. (ABh 2020, [23]) E kérdésre később részletesebben is kitérünk.

A jogi keret áttekintésekor ugyanakkor használni fogjuk a környezetjog részeként kidolgozott szabályozás-módszertant,³ annak különböző eszközeit, valamint az alkalmazott elveket.

Az *ökológiai fenntarthatóság joga* a döntéshozatal jogi kereteit adja meg, s az eltérő szakpolitikai célok megvalósításának eszközei, ezért az ökoszisztémákra, illetve az ökoszisztéma szolgáltatásokra vonatkozó szabályozást a konfliktusok szempontjából is vizsgálnunk kell, mert azok a konfliktusok megelőzését és feloldását egyaránt segíthetik, azonban azt létre is hozhatják, meg- illetve fel is erősíthetik.

Az ökoszisztémák és szolgáltatásaik vagyonszerűen való kezeléséhez elengedhetetlen annak vizsgálata, hogy (i) létezésüket és egymáshoz való kapcsolódásukat/egymástól való függésüket elismerik-e; (ii) ha elismerik, akkor hogyan tartják nyilván; (iii) milyen szabályokat fogalmaznak meg mennyiségi, illetve minőségi védelmére. A jog e kérdésekre különböző eszközök révén ad választ, amire meghatározó hatással van az, hogy a társadalom hogyan viszonyul e kérdésekhez. Ha a jogra, mint magatartást meghatározó rendszerre tekintünk, amely rendszernek része a jogi normákban megfogalmazott elvárások teljesítésének kikényszerítése – az ahhoz tartozó intézményrendszer működtetése – akkor nem tekinthetünk el attól, hogy a társadalom erkölcsi és szokásjogi alapon milyen magatartást fog tanúsítani.

¹ Jelen tanulmánynak nem célja a témát érintő jogtudományi viták ismertetése, illetve jogelméleti kérdések felvetése.

² Jól példázza ezt a Pro Futuro környezeti felelősségről készült tematikus különszámában megjelent cikkek sora. (Bartha et al 2020; Fodor 2020; Gyulai-Schmidt 2020; Pump 2020)

³ A környezetjog szabályozás-módszertanának hazai összegzését adja Bándi (2014) és Fodor (2015). A természeti értékek védelmi eszközeinek nemzetközi tapasztalatait összegzik többek között a döntéshozóknak szánt IPBES jelentések: IPBES 2018; IPBES 2019; IPBES Report Add.1 2019.

12.1.1. Az ökoszisztémák és a környezetjog szabályozás-módszertani kapcsolódásai

A gazdasági megközelítéshez legközelebb a környezetgazdaságtan hatására kialakult környezetjogi szabályozási módszertan áll, ami a szabályokat alapvetően három nagy csoportba sorolja: (i) közigazgatási-közvetlen szabályozó eszközök; (ii) gazdasági szabályozók; (iii) önszabályozás. A szakirodalmi feldolgozások többnyire az állami beavatkozás mértéke szerinti sorrend alapján tárgyalják az eszközöket és haladnak a közvetlen közigazgatási eszközöktől az önszabályozás felé. A környezetjog a környezethasználóra, jellemzően a környezetet gazdasági érdekből használóra vonatkozó szabályokat vonja hatálya alá. Jelen tanulmány nem szűkül le a gazdasági szereplőkre, és a vizsgálódás sorrendjét megfordítottam, ezzel is jelezni kívánom, a megközelítésbeli különbséget, mely azt fejezi ki, hogy az egyes eszközöknél a döntéshozókat milyen értékek vezérlik, ha az ökoszisztémákról vagyunként döntenek.

A környezetjog rendszerébe illesztve az önszabályozás körébe tartoznak azok a szabályok, amelyek az erkölcsre és szokásjogra hivatkozva várják el az érintettektől az ökoszisztémákkal kapcsolatos gondos magatartást, aminek része a jövő nemzedékek érdekeinek védelme is.⁴ Ez feltételezi ugyanis, hogy a társadalom tagjai számára az ökoszisztémák értéket képviselnek, ezért a jelen generációk számára természetes, hogy azt az utódaiknak is át akarják adni, és ez az érték szemlélet mindennapi magatartásukat áthatja, meghatározva az ökoszisztémák kezelésének módját és az alkalmazott technológiai megoldásokat is. Az ökoszisztéma mind az egyén (természetes- és jogi személyek egyaránt) mind a közösség szemében védendő vagyon. E tanulmány keretei között egyéneken mind a természetes személyeket, mind a jogi személyeket értjük, függetlenül attól, hogy gazdasági szereplők is egyúttal vagy sem. Ennek több oka is van. Egyrészt a jogi szabályozás személyi hatálya jellemzően mindkettőre kiterjed, másrészt a jog a döntést akkor is egy személy döntésének tekinti, ha azt valamilyen szervezet hozza meg, e jelleget a „jogi személy” jelzős szerkezet fejezi ki. Harmadrészt a gazdasági szereplők között természetes és jogi személyeket is találhatunk, hangsúlyt gazdasági érdekelttségük kap és nem az, hogy milyen jogi formát – egyéni vállalkozást, vagy valamilyen gazdasági társasági formát – választottak a gazdasági tevékenység végzésére, vagy a gazdálkodó szervezeten belül milyen döntéshozatali rendszerek működnek. A környezetjog az önszabályozás körében elsődlegesen a gazdasági szereplők önszabályozását emeli ki, melynek részben a társadalmi felelősségvállalás, részben gazdasági racionalitás az alapja, s közvetlenül kihat a gazdasági tevékenységet meghatározó minőségirányítási rendszerek kiválasztására, a választott technológiák környezeti hatásainak csökkentése iránti igényre, a technológiafejlesztés és az innováció irányára.⁵

Ha a magatartás befolyásolására gazdasági eszközt alkalmazunk, akkor azzal akarva-akaratlan elismerjük, hogy a társadalom tagjaiban az ökoszisztémákról kialakuló kép gazdasági szempontok által meghatározott. A gazdasági ösztönzők – legyenek azok pozitívak vagy negatívak – az egyéni szintű döntéshozatalt befolyásolják.

Végül a közigazgatási szabályok meghozatalára akkor van szükség, ha a társadalom tagjai, mint közösség az államot és annak kényszerapparátusát hívja segítségül azért, hogy meghatározza és kikényszerítse azokat a követelményeket, amelyeket az ökoszisztémákat érintő tevékenységek folytatása közben tiszteletben kell tartani. A társadalom tagjait, mint közösséget a jogalkotási joggal felruházott szervek, valamint a jogalkalmazásért felelős állami/önkormányzati igazgatási és hatósági feladatokat ellátó szervek képviselik.

Az egyének, így a gazdálkodó szervezetek mindennapi életében a három döntést motiváló eszköz jellemzően egyszerre van jelen, a döntés mögött megbúvó motiváció mutatja meg, hogy éppen melyik a saját szempontjából meghatározó. Az egyéni értékrend és a szabályozó eszköz közvetítette értékrend közötti kapcsolat különbségének jogi következményei eltérőek. Önszabályozás esetén jogi következménye nin-

⁴Többek között ez az erős kapcsolat érzékelhető Bándi Teremtés védelméről és az emberi jogokról, azon belül az egészséges környezethez való jogról szóló cikkében. (Bándi 2020a)

⁵E területen a hazai vállalkozások teljesítményét Zilahy-Széchy 2020 összegzi.

csen, gazdasági eszköz alkalmazásakor az ösztönző hatásokat figyelmen kívül hagyó személy magatartása jogkövető marad, míg a közvetlen közigazgatási eszközök megkövetelte magatartási normákkal összhangban nem álló magatartások jogellenessé válnak. Az ökoszisztémák megőrzése szempontjából ezért jelentősége van annak, hogy a jogszabályok által elvárt magatartás pozitív vagy negatív hatású az ökoszisztémára. Különösen a közvetlen közigazgatási szabályozó eszközök esetén okoz problémát, ha a természetet tiszteletben tartani kívánó magatartás azért válik jogellenessé, mert a jog a természetet nem kezeli értékként.

12.1.2. A szabályozás-módszertani eszközök hatása a vagyon felfogásra

Az ökoszisztémákra vonatkozó fenti hármas szabályozás aránya tükrözi a társadalom vagyonfelfogását az ökoszisztémákról.

Ha a társadalom minden tagja és a társadalom egésze számára is az ökoszisztémák megőrzendő vagyont képviselnek, vagy legalábbis mindenki elfogadja azokat annak, és a társadalom önszabályozó mechanizmusai elég erősek ahhoz, hogy a közösség az ezzel ellentétes magatartással szemben hatékonyan fel tudjon lépni, akkor az önszabályozás a meghatározó. A gazdasági szereplők esetén az önszabályozás erősödését jelzi, egyéni szinten, ha már a gazdasági szervezet alapító, illetve működését meghatározó dokumentumaiba elszámolható követelményként jelenítik meg az ökoszisztémák védelmét,⁶ s csoport szinten, amikor a természeti tőkét értékként kezelők különböző csoportokba tömörülnek, mert az ökoszisztémák védelmét fontosnak tartják, és magukra nézve kötelezettségként vállalják a környezeti szempontok érvényesítését.⁷

A gazdasági ösztönzők a döntéshozatal egyéni szintjét célozzák meg, ezért azok az egyén vagyoni helyzetét alakítják, formálva az egyén saját értékítéletét vagyonáról. Ha az egyén vagyonában az ökoszisztémák és szolgáltatásaik bármilyen formában szerepet játszanak, akkor a gazdasági ösztönzők értéküzenetet hordoznak az ökoszisztémákról, mint vagyonról, mert az egyén a támogatások és a terhek ismeretében folyamatosan értékeli saját vagyonát. A gazdasági eszközök pozitív és negatív irányba is befolyásolhatják az egyén vagyonában az ökoszisztémák és szolgáltatásaik értékét.

A közigazgatási eszközök is az egyén vagyonára hatnak, miközben üzenetként egyúttal a közösség elvárását, az ökoszisztémák és szolgáltatásainak közösségi értékét is közvetítik, ami egyben utalás arra is, hogy az ökoszisztémák a közösség számára vagyonértékűek, miközben elismeri azt is, hogy az azokat érintő minden tevékenység befolyással van másokra, mások vagyonára is. A közösségi jelleg miatt a jogszabályok ki nem kényszerítése azt a negatív üzenetet hordozza, hogy azok a valóságban nem képeznek sem az egyén, sem a társadalom egésze szintjén értéket, csupán egyes csoportok tekintenek rájuk akként. A közigazgatási követelmények kikényszerítése az önszabályozásra is kihatással van, mert erősítheti vagy kifejezetten csökkentheti az ökoszisztémákat érintő erkölcsi és szokásjogi normák megtartását, társadalmi elfogadottságának mértékét.

⁶Ennek elméleti kifejtésére lásd: Pump 2019. 68–85

⁷E körbe tartozónak nemcsak azokat a csoportokat tekintjük, amelyek különböző környezetirányítási rendszerekhez csatlakoznak, hanem azokat is, amelyek a környezeti, fenntarthatósági célok elérésére szerveződnek csoportba, és segíteni kívánják a környezeti szemlélet elterjedését. Ilyen például a Magyarországi Üzleti Tanács a Fenntartható Fejlődésért, és ilyennek tekinthető az Önszabályozó Reklám Testület is, amikor útmutatót dolgoz ki, segítő a reklám környezetvédelmi hatásának kimutatását, a negatív hatások elkerülését. Ennek felülvizsgálata során a jövő nemzedékek szószólójának véleményét is kikérték. (AJBH Beszámoló 2018.)

12.1.3. A megalapozott döntés ismeretforrásai

A három szabályozás-módszertani megközelítés különbsége kapcsán vizsgálni kell, hogy az egyének milyen ismeretek alapján hozzák meg döntéseiket, hiszen az ökoszisztémák komplex rendszerek és a velük kapcsolatos tudományos bizonytalanság jelentős.⁸ A tudományos bizonytalanság az általuk nyújtott szolgáltatásokra is igaz, számos szolgáltatást csak akkor ismerünk fel, ha annak létezéséről közvetlen tapasztalatot szerzünk, vagy azt elveszítjük.

Ennek egyik jól érzékelhető példája a tavaly év végén a Ráckevei–Soroksári Duna-ágba kifolyó csapadékvíz elvezető rendszerbe beengedett használt olaj szennyezése. Negatív hatását jelentős mértékben csökkentette a kifolyónál lévő nádas. A nádas többféle szabályozó és fenntartó ökoszisztéma-szolgáltatása közül kiemelendő kettő, egyrészt élőhelyet adott, másrészt a Duna vízének minőségét szabályozta.

A szennyezésről szóló hírek az olaj megtisztítása kapcsán csak azokat az adatokat közölték, amelyek alapján tudhatóvá vált, hogy a vízügyi igazgatóság milyen mennyiségű olajat fogott meg és szállított el, illetve az egész művelet mennyibe került. Arról a hírek nem szóltak, hogy a nádas az általa nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatáson keresztül mennyi olajat fogott fel, s az milyen költségek felmerülését előzte meg. A nádas elvesztésével kapcsolatos költségeket csak élőhelyi szolgáltatására vonatkozóan nevesítették. A szennyezésről szóló hírek az olaj megtisztítása kapcsán csak azokat az adatokat közölték, amelyek alapján tudhatóvá vált, hogy a vízügyi igazgatóság milyen mennyiségű olajat fogott meg és szállított el, illetve az egész művelet mennyibe került. Arról a hírek nem szóltak, hogy a nádas az általa nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatáson keresztül mennyi olajat fogott fel, s az milyen költségek felmerülését előzte meg. A nádas elvesztésével kapcsolatos költségeket csak élőhelyi szolgáltatására vonatkozóan nevesítették.

Az önszabályozás feltételezi, hogy a társadalom tagjai tisztában vannak az ökoszisztémák létezésével, azok jelentőségével, ami a szolgáltatások felismerését és elismerését is magával vonja. A magatartást meghatározó szokásjogi normák a nemzedékek tapasztalatát tükrözik, azok nem választhatók szét, miközben a tudományos ismeretek természetesen hatással vannak rá, de azok valóság tartalmát a nemzedékek közötti információátadás révén a társadalom tagjai folyamatosan tesztelik.

A gazdasági szabályozás működéséhez nincsen szükség arra, hogy az egyén tisztában legyen az ökoszisztémák működésével és azok jelentőségével, mert tevékenységét nem azok az ismeretek fogják meghatározni, hanem az, hogy gazdasági szempontból mely magatartásnak lesz kedvezőbb hatása vagyona. Ez azt jelenti, hogy azokat a szakmai szabályokat fogja követni, függetlenül annak forrásától, amik a vagyont növelő hatás elérését biztosítják, azaz e szabályok lesznek az ismerethordozók, és a szakmai szabályokat alkalmazók az ismeret közvetítői. Mivel a szabályozókat az állam határozza meg, ezért jelentősége van annak, hogy a jogalkotó döntése milyen ismereteken nyugszik, mennyire van tekintettel a nemzedékeken átadott tapasztalatokra, a tudomány eredményeire és a tudományos bizonytalanságra, továbbá, hogy a jogszabályokon kívüli szakmai szabályok rendszerébe hogyan épültek be az ökoszisztémákra vonatkozó ismeretek.

⁸A tudományos bizonytalanság okainak rendszerezésére és bírósági döntéshozatalban való kezelésére lásd Sulyok 2020, illetve szabályozás-módszertani kérdésként való felvetésére lásd: Pump 2020.

A közvetlen közigazgatási eszközök alkalmazásakor az egyén a jog által közvetített ismereteknek megfelelően végzi tevékenységét. Ebben a kontextusban az anyagi jogi követelményeket megfogalmazó jogszabályokat, illetve a hatósági határozatokat ismerethordozónak, az azokat készítőket pedig ismeretátadónak kell tekintenünk. Ahogy a gazdasági eszközöknél, úgy a közvetlen közigazgatási eszközöknél is meghatározó, hogy a jogalkotó mire alapozza tudását, és azt miként építi be a jogszabályokba, de itt az állami igazgatási és hatósági szereplők feladatellátása/hatáskörgyakorlása – azok kiszámíthatósága és egységes jellege is – hatással van az egyéni magatartásra és ezen keresztül az ökoszisztémát érintő vagyona.

A szakmai szabályok jelentősége nem elhanyagolható, hiszen azok iránymutatást adnak mind a három módszertani szabályozás esetén. A szakmai megközelítésbeli különbségek, vagy akár ellentétes iránya a társadalom egységes értékrendjének kialakulását hátráltathatja. Különösen problémát okozhat a szakmai követelmények eltérése, ha az a közigazgatás közvetítésével más magatartásokat ítél meg jogszerűnek, illetve jogellenesnek. A szakmai követelmények irányában ugyanis nem lehetne különbség aszerint, hogy az azt megfogalmazó hol dolgozik, a gazdálkodói szférában, vagy a közigazgatásban.⁹

12.1.4. A nyilvántartások, mint ismeretforrások

A különböző módszertani eszközök eltérő nyilvántartások létezését és elérhetőségét feltételezi.

Az önszabályozásnak feltétele, hogy az egyén szabadon hozzájuthat minden információhoz, ami megalapozott döntéséhez szükséges, és ebben a társadalom többi tagjai is aktívan segítik. A nemzedékek között átadott információ egyaránt tartalmazhat íratlan és írott formában adatokat, melyek megőrzése és továbbadása az egyén és a közösség egésze számára érték. Az önszabályozás lényegéhez tartozik a megalapozott döntés meghozatalához szükséges nyilvántartások léte. Ez a gazdasági szereplők önszabályozásának is egyik kulcskérdése. Az egyéni nyilvántartásoknak határa van. Az ökoszisztémák komplexitása és a különböző tevékenységek szinergikus hatása miatt az egyéni nyilvántartások többnyire nem elegendőek a megalapozott döntés meghozatalához, szükség van a közösség által – az állam által – gyűjtött adatokra is.

Gazdasági szabályozók alkalmazásakor az érintettek azoknak a nyilvántartásoknak a létét és elérhetőségét igénylik, amelyek segítik a gazdasági szempont érvényesítéséhez szükséges magatartás elérését. A gazdasági szabályozó céljától és annak anyagi jogi követelményekre kiható hatásától függ, hogy milyen ismeretek nyilvántartása válik fontossá, és mely szakterületek lesznek azok, amelyek képviselői azokat igényelni fogják. A gazdasági szabályozó célja változatos lehet. Céljává teheti magának az ökoszisztémának a megőrzését, egyes szolgáltatásainak használatát, hasznosítását, stb. Tekintettel arra, hogy a gazdasági eszközzel mindig valamilyen eredményt kívánnak elérni, ezért a nyilvántartások között megjelennek az eredményt rögzítők is, s ezen keresztül tudhatunk meg valamit az ökoszisztémákról és szolgáltatásaikról (például: terhelési díjak hatására hogyan változott a szennyező anyaggal történt terhelés, vízkészletjárulék hatására hogyan alakult a vízkészlet). Végül megjelennek a nyilvántartások között az ellenőrzést segítők (például: adatszolgáltatási kötelezettség teljesítését rögzítők).

A közvetlen közigazgatási eszközök estén a nyilvántartások tartalma és jellege az állami feladat-és hatáskör függvényében változik. A közigazgatási eszközökhöz kapcsolódó nyilvántartások hasonlóak a gazdasági eszközökhöz: (i) az anyagi jogi követelmények teljesítését segítők; (ii) az eredményt rögzítők; (iii) az ellenőrzést segítők azonban kiegészülnek egy negyedikkel (iv) az állami feladatellátást – ideértve az állami tulajdonhoz tartozó feladatokat is – segítőkkel. Az állami feladatokat, a nyilvántartások tartalmát

⁹Az ezzel kapcsolatos probléma a polgári jogi jogviszonyokban is lecsapódik, ha a szakmai anyag megrendelője a teljesítést elfogadja, miközben a közigazgatás azt a döntés meghozatalához alkalmatlannak találja. Részletes kifejtésére lásd: Pump 2019, 282–284. A probléma megoldását a jövő nemzedékek szószólója a közös szakmai útmutatók kidolgozásában látja. (JNSZ 2019)

és az adatok rendszerezését törvények határozzák meg, ugyanakkor a feladatellátás rendje, már gyakran kormányzati szinten dől el és a kormányzati munkamegosztás szerint alakul. A nyilvántartások közül az ingatlan-nyilvántartás adataiban találhatunk legtöbb hasonlóságot az ökoszisztéma térkép nomenklatúrájával. A kettő összehasonlítása a mellékletben látható.

Az állami nyilvántartások esetén nem kerülhető meg a nyilvántartások adatainak közhitelessége, illetve az adatokhoz való hozzáférés szabadságának, módjának kérdése. A közhitelességet érinti a nyilvántartásba vétel jogi természete (konstitutív vagy deklaratív)¹⁰, mert a jogszabályok alapján kötelezettséget keletkeztető és ezért a nyilvántartásba deklaratív hatályú adatként felveendő adat nyilvántartásban való megjelenítésének elmaradása a kötelezettségek teljesítése alól nem mentesít (például a Natura 2000 területhez való tartozás feltüntetését). A közhitelesség ugyanakkor nem jelenti azt, hogy annak hitelessége nem vitatható, azt viszont igen, hogy azokat valós adatként kell elfogadni, és az annak hitelességét megkérdőjelezőnek kell bizonyítania az ellenkezőt. Ennek jelentőségére hívta fel a figyelmet a jövő nemzedékek szószólója az erdőtörvényt módosító rendelkezések alaptörvény-ellenességének megállapítása után, és jelezte, hogy az Alkotmánybíróság határozata kimondatlanul is az Országos Erdőállomány Adattár közhitelességének helyreállítására vonatkozó kötelezettséget keletkeztetett. (JNSZ 2020) A közhitelesség feltételezi az adatok pontosságát, teljességét és megbízhatóságát is. E hármas követelmény azonban minden nyilvántartással szemben általános követelményként fogalmazható meg. Az állami feladatellátás egyik, jogszabályi kötelezettségként megfogalmazott eleme a nyilvántartások vezetése. Az állami kötelezettség megszegésére és a feladatellátás elégtelenségére utaló jel, ha e hármas követelménnyel szemben bármelyik is sérül. Ez különösen akkor vált ki visszas helyzetet, ha az egyéni döntéshozatal kimenetele az állami feladatellátás teljesítésének elmulasztása miatt jár negatív következményekkel. Az ingatlan hasznosítását érintő egyéni döntéseket az ingatlan-nyilvántartásban rögzített adatok közvetlenül meghatározzák, ezért a deklaratív hatályú adatokkal szemben is joggal várható el a hármas követelmény teljesülése, az állami kötelezettségek teljesítése.

A hozzáférés szabadságát értékelhetjük a nyilvánosság, valamint a költségek szempontjából, míg a módot aszerint, hogy az papír alapon vagy elektronikus formában is hozzáférhető-e, illetve milyen szerepet tölt be az állami szereplő az adatok eljuttatásában (aktív tájékoztatási kötelezettség terheli, vagy csak kérésre köteles a tájékoztatást megadni). A környezeti információhoz való hozzáférés jelentőségét általában a társadalmi részvétel szempontjából emelik ki, azonban a közigazgatási reform hatására megváltozó döntéshozatal megváltozása miatt más szempontból is értékelendővé vált. Ugyanis az engedélyezési eljárás felváltása bejelentéssel, vagy mindkettő kötelezettség eltörlése megváltoztatja a döntéshozatalt, és a tevékenység folytatójának kell beszereznie minden olyan információt, ami alapján megalapozott döntést tud hozni. Az ökoszisztémákat érintő információk megbízhatósága és a hozzáférés elérhetősége ezért a vagyonkezelés – az anyagi jogi követelményeknek való megfelelés – minőségét is meghatározza. (Pump 2020a)

12.1.5. Az ismereteknek megfelelő magatartás

Ha az ökoszisztémákra vagyonként tekintünk, akkor az ismereteknek megfelelő magatartás és annak kikényszerítése azon múlik, hogy az egyén elfogadja-e, hogy magatartásával közvetlen hatással van az ökoszisztémákra és szolgáltatásaikra és ezen keresztül vagyonára.

Az ökoszisztémák tiszteletére épülő önszabályozás jellemzője az önkéntes jogkövetés, annak ellenére, hogy mindig lesznek olyanok, akik nem értenek egyet a közösségi szabályokkal. Amikor általánosan igaz, hogy az ökoszisztémákat a társadalom tagjai értéként kezelik, akkor ez lesz az a közös nevező, ami az egyéni magatartást is meghatározza és a társadalom minden szintjén szereplő döntéshozók számára, ideértve a gazdasági és a politikai döntéshozókat is, iránymutatásul szolgál. Az annak megfelelő magatartást az egyén és a közösség is társadalmi elvárásként jeleníti meg a mindennapi kapcsolatokban is.

¹⁰Egy bejegyzés konstitutív hatályú, ha a jog a bejegyzéssel keletkezik, míg deklaratív, ha a jog keletkezése a bejegyzéstől független.

A gazdasági eszköz szabályozó funkcióját akkor tudja betölteni, ha a társadalom tagjai között a közös nevezőt a gazdasági érdekelttség adja, a legmagasabb gazdasági haszon elérése, mely a vagyon alakulásában ragadható meg. A társadalmi döntések minden szinten a gazdasági szempontok érvényesítését helyezik középpontba, függetlenül attól, hogy azoknak milyen hatása van az ökoszisztémákra. Az ökoszisztémákra negatív hatással lévő gazdasági ösztönzők káros hatásait csökkentheti, ha az egyén az ökoszisztémák létezését egyéni vagyonában pozitívan értékeli, mert ekkor az ilyen ösztönzőt, mint vagyonának csökkentőjét értékeli (például mezővédő erdősávot akkor is megőrizz, ha ezzel esetleg csökkenti a területi alapon kapható támogatást). A gazdasági ösztönző eszközök tehát egyrészt gazdasági – piac által közvetített – realitásként jelennek meg az egyéni döntéshozó szintjén, másrészt pedig a saját vagyonának megítélésén keresztül, mely már az egyén szubjektív értékítéletétől függ. A gazdasági eszközök esetén az ökoszisztémákat értékként kezelő egyének kettős értékelést végeznek.

A közvetlen közigazgatási eszközök az egyén számára nem adnak választási lehetőséget a jogszerű magatartások között, mert a jogszabályok és hatósági határozatok irányadóak és követésük kikényszeríthető.¹¹ Az ökoszisztémát védeni akaró egyén szankciók fenyegetettsége nélkül akkor sem választhat más magatartást, ha a jogszabályi, vagy hatósági kötelezettség kifejezetten káros hatással van az ökoszisztémára. A szankció tehát meghatározó szerepet tölt be a magatartás alakulásában. A szankciót két szempontból is vizsgálunk kell: (i) célja és jellege, illetve (ii) kikényszerítése szerint.¹² A jogszabályok tartalma és kikényszerítése a társadalom értékítéletét nemcsak az ökoszisztémákról formálja, hanem arról is, hogy a társadalomban mennyire fogadható el a jogszabályok be nem tartása, hiszen ha a szankcióval való fenyegetettség csak a jogszabályok szintjén létezik, és azt a hatóságok nem változtatják valósággá, akkor az egyén számára a szankció jogszabályi létezése nem értelmezhető valódi fenyegetésként. A kikényszerítés elmaradása az ökoszisztémákra vonatkoztatva pozitív vagy negatív hatású lehet a jogszabályok és hatósági határozatok tartalmától függően. Ha azok az ökoszisztémákat védik, akkor ez negatív hatású¹³, ha azokra nincsenek tekintettel és ezért veszélyeztetik, károsítják, akkor akár pozitív hatású is lehet.

Ennek egyik leglátványosabb példáját az erdőtörvény Alkotmánybíróság által alaptörvény-ellenesnek minősített és ezért megsemmisített rendelkezései képezik (ABh 2020), tekintettel a módosítás és a megsemmisítés közötti időszakban született hatósági határozatokra. A módosítás hatályba lépése és az Alkotmánybíróság határozatának megszületése közötti időszakban (2017. szeptember 1-2020. július 6-a között) az alaptörvény-ellenesnek minősített rendelkezések alapján születtek meg az erdészeti igazgatási és hatósági döntések. Mivel az erdőtervek végrehajtása az erdőgazdálkodót terhelő és hatóság által kikényszeríthető jogi kötelezettség, ezért a természeti értékek megóvása szempontjából kedvező fordulat volt, ha a hatóságok a később alaptörvény-ellenesnek minősített rendelkezés alapján megszületett hatósági döntéseket nem kényszerítették ki, az igazgatási szervek feladataik elvégzését elmulasztották. E rendelkezésekhez kötődő teendőket vette számba a jövő nemzedékek szószólója (JNSZ 2020).

¹¹A környezetgazdaságtanban gyakran szerepel, hogy a bíróság egyfajta gazdasági eszközként szerepel, azonban ezt a megközelítést kifejezetten károsnak tartom, mert mellékes tényezőként kezeli, hogy a gazdasági eszköz alkalmazásakor az egyén mindig két jogszerű tevékenység közül választ, míg a második esetben a jogszerű és a jogellenes magatartás között. A bíróság szabályozó szerepének elemzésére lásd: Pump 2012, 268-279.

¹²Nagy szerint nem lehet figyelmen kívül hagyni a kognitív idegtudomány és az evolúciós pszichológia eredményeit a felelősségi alakzatok meghatározásakor. (Nagy 2019) Ennek környezetjogi vonatkozásaira hívja fel a figyelmet Bándi 2020b és Pump 2020.

¹³Például az illegálisan létesített kutakkal szembeni fellépés elmaradásának negatív hatása a felszín alatti vizekre és az azoktól függő ökoszisztémákra évek óta számos szakmai dokumentumban szerepel, és megjelenik a jövő nemzedékek szószólójának különböző megszólalásaiban (JNSZ 2017; JNSZ 2017b; JNSZ 2019; JNSZ 2021.), illetve az Alkotmánybíróság határozatában is (ABh 2018).

Ugyanakkor jogállami megközelítésből az igazgatási feladatok elvégzésének és a szankciók kikényszerítésének elmulasztását sohasem ítélnék meg pozitívan, és nem tekinthetünk el a társadalmi morált romboló hatásáról sem.

12.1.6. Az ökológiai szemlélet megjelenése a szabályozásban

A jogi szabályozásban az ökoszisztémák kezelése, hasznosítása (szolgáltatásaikkal együtt, vagy azok nélkül) és a gazdaság kapcsolata többféleképpen külső és belső viszonyként jelenik meg. Külső viszonyként értékelhető, amikor az ökoszisztéma védelme, annak egésze, vagy egyes szolgáltatásai önálló, a gazdálkodás szakmai követelményeiből kiragadott, többnyire környezetvédelmi vagy természetvédelmi szabályozás tárgya, aminek következménye, hogy a gazdasági érdekekkel szembeállíthatóvá válik. Míg, ha ez az elválasztás nem történik meg, akkor az ökoszisztéma védelme a döntések indokolásában, mint a gazdasági tevékenység természetes velejárója, sőt mint gazdasági racionalitás bukkan fel. Ezek szemléltetését tartalmazzák a múltbeli példák, melyek érdekesen csengnek egybe a kaszkádmódellemel, a különböző ökoszisztéma-szolgáltatások tipizálásával.

A vízjogról szóló 1885. évi XXIII. törvénycikkben a halászat érdekeként nevesítik a halátersztót vagy hallérrát, ma már ezeket inkább természetvédelmi rendelkezésnek tekintjük.

1885. cikk XXIII. tc. 26. §

„Ha a vízhasználatra jogosult, a folyóvíz medrét egész szélességében elfoglalná, a mennyiben ezt a halászat érdeke megkívánja, halátersztót vagy hallérrát tartozik alkalmazni.”

A szennyvizek kezelésére szervezett közszolgáltatások kezdetén a talaj szűrő és tisztító funkcióját használták, ezért a kemikáliák használatát nem tartották kedvezőnek, mert elpusztították a baktériumokat, amiknek tisztító funkciója a vizek minőségének szabályozásában jól ismert volt, még ha a tudományos vizsgálatok során használt eszközök nem is tették mindig lehetővé azonosításukat. A vizek és talajok öntisztulását végző élőlények védelme, mely nélkül eltűnik a víz és talaj tisztító ökoszisztéma funkciója, gazdasági racionalitásként jelent meg.¹⁴

A kir. mérnök Kenessey a kor szennyvízkezeléséről (ami ma a gyökérszűrés tisztításnak felel meg leginkább) szóló tanulmányának összegzésében kiemeli:

„Kifejezést igyekeztem adni annak is, hogy a szennyvízzel öntözött gazdaságok mennyire eltérnek a még legintenzívebb mezőgazdaságtól is, mennyire befolyásolhatja a technikus a gazdasági, a gazda pedig a pénzügyi és közegészségügyi eredményt.

Három dolog áll egymással a szennyvízzel öntözött gazdaságoknál szoros összefüggésben s mind a háromnak helyes kezelése külön-külön minősítésű szakember működését tételezi fel.

¹⁴Hasonló múltbeli példákra és a példák ökoszisztéma központú megközelítésére lásd: Pump 2013 és Pump m.a.

A technikus az összes számbavehető és veendő körülmények figyelemre méltatásával bármilyen jól megtervezi és létesíti az öntöző telepet, a rossz gazda nemcsak a technikai berendezést teheti tönkre, nemcsak kockáztatja a gazdaság jövedelmezőségét, hanem egyuttal a hibás kezeléssel kétséssé teheti a szennyvíz tisztítás eredményét is, kárt okozván műszaki, gazdasági és közegészségügyi szempontból és megrontván a tisztító módszer hitelét.

Ugyanezen megjegyzések állanak a tervezésre is. A tervezés ugyan tisztán technikai feladat, de nem képzelek esetet, melyben a műszaki férfiú a gazdaság irányának és a szennyvíz tisztítás mértékének előzetes ismerete nélkül helyes tervet volna képes készíteni.

A háromszoros feltétel mind a tervezésnél, mind a kezelésnél a legszorosabb összefüggésben áll egymással s miután mindegyik iránynak megvannak a maga szakemberei, bevonásuk mellőzése könnyen balsikerekre vezethet.

A technikus, a gazda, az orvos és vele együtt a kémikus egymást sohasem nélkülözhetik, minden lépésnél egymásra vannak utalva s különváltan semmiféle eredményre nem számíthatnak.

[...] a városok egészségügye és a halandóság csökkenése nem a pontos és szigorú rendőri intézkedésektől, hanem attól függ, vajjon mennyire van a város egészséges ivóvízzel ellátva s milyen fokon áll a felgyülemelő szennyezőanyagok ártalmatlanná tétele. Ebben a pár szóban gyökerezik a német és különösen pedig a porosz kormányhatóságok valóban bámulatos gondoskodása, melylyel a városi szennyezőanyagok ártalmatlanná tételének módjai felügyelet alatt tartják s neki tulajdonítható, hogy a városok közegészségügyének tudománya Németországban ma már oly magas fokon áll, hogy vezérszerepet tőle elvitatni aligha lehet.

Segédkezet nyújtanak benne a kormány, a városok, de sőt az egyesekből alakult tudományos egyesületek is.

[...] Legújabb időben már nem elégedtek meg a felsorolt szakemberek működésével, belevonták a munkába a botanikust és zoologust is és nem kevesebbet akarnak, mint a szennyezések és tisztulások mértékének elbírálhatása céljából alsóbbrendű növényi és állati vezérlények meghatározását s ezeknek a tisztulás körül teljesített feladatuk pontos meghatározását." (Szerzői megjegyzés: eredeti helyesírás.) (Kennesey 1903, 169 – 170)

A technológiai fejlődés a szennyvizek tisztítását kemikáliákkal oldotta meg, a vízminőség védelmében az ökológiai szempontok csak a Vízkörlet-Irányelv elfogadásával jelentek meg ismét.

A talajlakó élőlények védelmét a mezőgazdaságban is a gazda alapvető érdekének tartották. A talajélővilág kutató és annak az edafon nevet adó Francé Rezső (Raoul Francé) munkássága ékes bizonyítéka annak, hogy a talajélővilág védelme a mezőgazdaságból élő gazdák gazdasági racionalitása volt, és a XX. század elejének kutatói tisztában voltak azzal, hogy életközösséget alkotnak, és az általuk nyújtott szolgáltatás az emberi élet alapját képezi.

„[...] a sötétben élő talajorganizmusok serege nélkül nem lenne erdő, sem liget, nem zöldelnének a rétek és mezők, sem kertek, és mindennek helyén minden ország puszta, kopár sivatag lenne csak. Nélkülük az ember sohasem jött volna a világra.

Mégis oly nehezünkre esik fogalmat alkotni arról, hogy minden, ami ott lent a lábaink alatt fekszik, él és hogy ez az élet a maga ezernyi szállal dolgozó szövőszékével hogyan nyúl bele a mindennapi életünkbe, mindennapi kenyérünkbe, a szövetekbe, melyekkel ruházkodunk, lakásaink faszerkezetébe, szerszámainkba, a papirosba, amely nélkül ma az emberi szellem elsorvadna.

A látható lények világa már magában véve is csoda az alig látható vagy szabad szemmel egyáltalán láthatatlan világ, az edafon világa, melynek jelentőségét minden ráfordított fáradságtalan kutatásunk mellett sem ismerjük még teljesen.

Egyet azonban biztosan tudunk, azt, hogy mindazok a földi szervezetek, melyeket itt felvonultattam, a rovarok, férgek és atkák, medveállatkák, hasadó-moszatok, hasadó-gombák, talaj-gombák, kovamoszatok és zöldmoszatok minden fajtái, mindnyájan egy önmagában zárt és egymással tömördek vonatkozásban összekapcsolt életközösséget képviselnek, és különleges megnevezésük (edafon) éppen olyan jogos, mint a plankton, a láp vagy a fenyér, melyek szintén zárt életközösséget jelentenek. Ilyen életközösségekben, melyeket a tudomány biocönózisnak nevez, egyik állat nem élhet meg a másik nélkül, éppen így a növények sem, melyek ennek a körfolyamatnak alapját teszik, mert ezek a tiszta, mindig jelenlevő gázokból, levegőből és ásványokból élnek. A moszatokból él a gyökérlábúak és infuzóriák serege, ezekből a legkisebb földférgék és kerekese férgek a Rotatoriák. A legkisebb férgéket megeszik a rovarok és álcáik, minden edafont megesznek a giliszták, és amikor a nagyok meghalnak, a kicsinyeknek van miből élniök. A kis egysejtű növények lélegzésre alkalmas levegőt teremtenek az állatok számára, ezek viszont nitrogéntáplálékot a növények számára. Segédkezet nyújtanak benne a kormány, a városok, de sőt az egyesekből alakult tudományos egyesületek is.

Pompás körforgásban ekként vándorol a föld színén a nitrogén. A levegőtengerben mérhetetlenül szétterül, onnan lerántják magukhoz a kis baktériumok, moszatok és talajgombák és átváltoztatják ammóniákká és salétromsókká. A talajból kiszedi a növény, s átváltoztatja fehérjévé. A növényvel eljut a vele táplálkozó állatba, végül az emberbe.” (szerző: eredeti helyesírással) (Francé 1926, 68–69)

A hatályos jogi szabályozás az edafont a mai napig védelem nélkül hagyta, sem a természetvédelmi szabályok, sem a talajvédelmi szabályok nem vonatkoznak közvetlenül rá, mert a szabályozásban általában a humusztakaró, illetve a talaj szervesanyag tartalmának védelme szerepel, ezen belül az élőszervezetek és összességük, az edafon nincsen nevesítve.

1962-ben Mérei Károly Erdészeti Lapokban megjelent cikke az erdővel való gazdálkodás szabályainak meghatározásakor az erdőre, mint ökoszisztémára és az általa nyújtott szolgáltatásokra, mint az erdőgazdálkodás által megőrzendő értékekre tekintetett.

„Századok története azon meggyőződést erőszakolta a jelenre hogy az erdők fontossága kétségbe vonhatlan; hogy a növényország óriásai, roppant alakjoknak megfelelőleg nagyszerű befolyást gyakorolnak az egész nemzet jólétére. – Ezen fontosság mindenütt nyilatkozik; a természet nagy háztartásában; az egyes állati életben, s az emberi működés minden irányában. Ezek szerint az erdők fontossága műtani, kereskedelmi, gazdasági és természettani szempontból fogható fel.

Mi itt csak az erdők természettani befolyását kísértjük meg a tudomány jelen állásához mérten taglalni, azon szándéktól vezéreltetve, hogy olvasóinkban meggyőződést költünk fel az iránt, miszerint az erdők arányosan és bizonyos mennyiségben szétosztva a lakosok egészségi állapotára, szellemi s anyagi fejlődésére és a föld termékenységére föltétlenül szükségesek. Pullain-Grandprey szavai oly erőteljesen fejezik ki az erdők természettani fontosságát, hogy méltóknak találjuk azokat följegyezni : „ti a jövő ivadéknak” úgymond „egy nemzeti vagyont adtok át, melynek fentartásával a levegő jósága, a föld termékenysége, a tűz hatása és a víz léte a legszorosabban van összekötve” (Mérei 1962, 1-2)

A különböző típusú és különböző helyeken található erdők, erdősávok, facsoportok megítélése nagyon sokféle, ökoszisztémaként nyújtott szolgáltatásai közül egyesek külső, mások belső viszonyként értelmezhetőek.

A múltbéli idézeteket emlékeztetőnek is szántam, mert véleményem szerint emlékeztetnek arra, hogy az ökoszisztémák és szolgáltatásaik egységes kezelése iránti igény létét egyrészt meghatározza az ökoszisztémák és szolgáltatásaik közötti közvetlen kapcsolat felismerése, és a szolgáltatások ember általi hasznosításának mértéke az élet minden terén, így a gazdaságban is, másrészt kulcskérdése, hogy hol húzható meg a határ azok ember általi helyettesíthetőségében.

Az ökoszisztémák kezelése és a gazdaság kapcsolatában belső viszonyra utal, ha a gazdasági tevékenységre vonatkozó szakmai követelmények szerves, és természetes részét képezi az ökológiai szempontok figyelembevétele. Ha a szakmai követelményekről ezeket leválasztjuk, és önálló követelményként tekintünk rájuk, akkor külső viszonyra tesszük. A szakmai követelmények meghatározása jellemzően többféle szakmai területhez tartozó ismeretet feltételez, ezért annak van jelentősége, hogy a különböző ismeretekből álló halmazt egy halmaznak tekintjük, vagy több önálló konkuráló halmaznak, amelyből egyik-másik akár el is hagyható. Többek között a követelmények köre határozza meg, hogy milyen lesz az ökoszisztéma kezelés és a gazdaság kapcsolata. A szakmai követelmények jogi és nem jogi formát egyaránt ölthetnek. A vállalatok környezeti teljesítménnyel foglalkozó kutatások szerint a környezeti számvitel ugyan lehetőséget teremt arra, hogy a kapcsolat belsővé váljon, de tényleges előrelépést három tényező hozott: (i) *a környezeti tudatosság növekedése*; (ii) *a környezeti projektek általánossá válása*; (iii) *alkalmazottak képzése*. (Zilahy–Széchy 2020: 63-64)

A külső és belső viszony kérdése a közigazgatási eljárásokban, illetve a szervezetrendszerben is letükröződik. Amikor egy gazdasági tevékenység szakmai követelményeit kell meghatározni, akkor jelentősége van annak, hogy a hatóságok milyen szervezeti rendben, hatáskörben, és milyen eljárási szabályok alapján hozzák meg döntéseiket. Belső viszonyt hoz létre, ha az ökoszisztémát – és szolgáltatásait – érintő kérdések a hatósági döntéshozatal során minden esetben vizsgálандók, és értékének elismerése alapozza meg a döntéshozatalt. Miközben e kontextusban kiemelendő, hogy nem tekinthető adminisztratív tehernek, ha ezen szempontokat a hatóságnak mérlegelnie kell, és ezt az Alkotmánybíróság is megerősítette több határozatában is,¹⁵ a probléma megoldása azonban még

¹⁵ Vö. 13/2018. (IX. 4.) AB határozat [66] és 14/2020. (VII. 6) AB határozat [183]

sem ilyen egyszerű. Az ökoszisztémákat és szolgáltatásaikat érintő kérdések – ahogy arra a bevezetőben már utaltunk – a kormányzati munkamegosztás miatt jellemzően különböző hatáskör alá tartoznak, és ezek még akkor is a konkuráló érdekek érvényesítését tükrözhetik, ha a különböző hatáskörök gyakorlója egy állami szervezet, mint a kormányhivatal. Számos hatáskör van, mely alapján a hatóságok úgy hozhatnak az ökoszisztémák állapotát közvetlenül meghatározó döntést, hogy közben egyes szolgáltatásokat akár el is lehetetleníthetnek (például a méhlegelők felszámolásával a pollinációt csökkentik). A hatósági döntéshozatalban ezért az ökoszisztéma és a gazdaság közötti viszonyt belső viszonyoknak akkor tekinthetjük, ha a gazdasági tevékenységről szóló hatósági eljárásban a döntéshozatal során az ökoszisztéma teljességét, szolgáltatásainak összességét vesszük figyelembe.

Az Alkotmánybíróság határozatai is segíthetik a kettő viszonyának alakulását. Az egészséges környezethez való joggal kapcsolatos első határozatok egyértelművé tették, hogy a természetes környezet az emberi lét feltétele.¹⁶ Ez azonban önmagában még nem teszi az ökoszisztémák és a gazdaság kapcsolatát belsővé. Az alkotmánybírósági határozatok az egészséges környezethez való jog érvényesülése szempontjából is a jogszabályi védelmi szintben való visszalépésként értékelték, ha a természetes környezet védelmét a gazdasági érdekek fölé, vagy mögé helyezték. Az érdekek egyenrangúsága, már segíti a belső viszonyt alakulást. Ennek továbbfejlesztéseként értékelhetjük, amikor az Alkotmánybíróság a nemzet közös örökségével való gazdálkodással szembeni elvárásként fogalmazza meg a természeti értékek szakmai alapokon nyugvó védelmét, az elővigyázatosság és megelőzés elvének jegyében a hosszú távú gondolkodást és a takarékoskosságot. (ABh 2018 [40] és [71]) Az Alkotmánybíróság döntéseiről részletesen a vagyonról szóló fejezetben lesz szó.

12.2. Az ökoszisztémák és szolgáltatásaik vagyonkénti kezelése

Az Alaptörvény P) cikk (1) bekezdése a természeti erőforrásokat, a biológiai sokféleséget és a kulturális értékeket nevesítve is a nemzet közös örökségévé nyilvánította, és e kincsek vonatkozásában az államot, valamint mindenkit hármassal kötelezettséggel – védelem, fenntartás és a jövő nemzedékek számára való megőrzése – terhelte (ABh 2015), függetlenül attól, hogy a nemzet közös örökségének vagyontárgyai kinek a tulajdonában állnak, magántulajdonban vagy állami/önkormányzati tulajdonban. Ez utóbbiak az Alaptörvény 38. cikke alapján a nemzeti vagyonhoz tartoznak.

12.2.1. Az ökoszisztémák vagyonkénti védelme állami feladat

Az Alkotmánybíróság szerint az Alaptörvény P) cikk (1) bekezdése az állam jogalkotói tevékenységének kereteit is meghatározza. Egyrészt az állam kötelezettségévé teszi olyan jogi keret megteremtését, ami fenntartja a jövő nemzedékek választási jogát, kiterjedve a választási lehetőség és a minőség megőrzésére, valamint a hozzáférés lehetőségének biztosítására. (ABh 2017, [33]) Másrészt korlátot szab az állam jogalkotói szabadságának, amikor kimondja, hogy a nemzet közös örökségéről közbizalmi vagyongazdálkodóként (public trust) köteles gondoskodni.¹⁷ Az Alkotmánybíróság szerint a közbizalmi vagyongazdálkodás lényegi eleme a természeti és kulturális értékek hosszútávú megőrzését, fennmaradásuk veszélyeztetését elkerülő használat és hasznosítás e kincsek önmagukért való védelme mellett. (ABh 2020,

¹⁶ E témában a mai napig a 28/1994. (V. 22.) AB határozat a meghatározó, mely az Alkotmány rendelkezéseit értelmezve fogalmazta meg az állam alkotmányos kötelezettségét, míg az Alaptörvény alapján az egészséges környezethez való jog érvényesülése és a nemzet közös örökségének védelme közötti szoros kapcsolatot a 16/2015. (VI. 5.) AB határozat fejtette ki, megerősítve a korábbi alkotmánybírósági határozatok megközelítését mely szerint az egészséges környezethez való jog érvényesüléséhez a természetes környezetünk védelme elengedhetetlen.

¹⁷ Ez ezzel kapcsolatos kérdések elemzésére lásd Sulyok 2019 és Pump 2020

[22]) Az Alkotmánybíróság határozataiból következően a nemzet közös örökségét vagyonnak kell tekinteni, s az állam e vagyont – a tulajdonviszonyok különbözősége miatt – a nemzeti vagyon tulajdonosaként, illetve közbizalmi vagyonkezelőként kezeli. A jogalkotói szabadság határai az állami/önkormányzati jogalkalmazást is korlátok közé szorítja, hiszen az állami/önkormányzati döntéshozatalnak, igazgatási és hatósági joggyakorlatnak a fenti alaptörvényi megközelítést kell tükröznie. Az állam kötelezettsége, hogy az ehhez szükséges feltételeket biztosítsa.¹⁸

A fentiekből az államnak az a kötelezettsége következik, hogy az ökoszisztémákat és szolgáltatásait is, mint vagyont kezelje. Az ökoszisztéma fogalma egységbe fogja az Alaptörvény P) cikkében nevesített nemzet közös örökségét, mely természeti erőforrásként foglalja magába a termőföldet, az erdőket és a vízkészletet, s külön védelem alá helyezi a biológiai sokféleséget, kiemelve a honos növény- és állatfajokat. A biológiai sokféleség az ökoszisztémák egészségi állapotát és a lehetséges szolgáltatásokat egyaránt meghatározzák. Az állami vagyonkezeléssel szemben alaptörvényi elvárás azoknak a feltételeknek a megteremtése, amelyek biztosítják a jövő nemzedékek érdekvédelmét, ezen belül a választási és a hozzáférési lehetőségek megőrzését és biztosítását. Ez azt jelenti, hogy az ökoszisztémák hasznosítása és használata során egyszerre kell megőrizni az ellátó, a szabályozó és fenntartó, valamint a kulturális szolgáltatásokra való alkalmasságot.

Az állam vagyonvédelmi kötelezettsége megjelenik mind tulajdonosi, mind közbizalmi vagyonkezelői mivoltában. A tulajdonos államot három alaptörvényi rendelkezés – a P) cikk a nemzet közös örökségről, a XIII. cikk a tulajdonról és a 38. cikk a nemzeti vagyonról – szorítja korlátok közé. Az Alaptörvény a tulajdonhoz való jog védelmével együtt rögzíti a tulajdonnal járó társadalmi felelősséget, ami a rendelkezéshez fűzött indokolás szerint *„kifejezi a tulajdon társadalmi kötöttségét is”*.¹⁹ A társadalmi felelősséget jeleníti meg az alkotmányos tulajdonvédelem²⁰ a közjogi és magánjogi korlátozásokon keresztül. Az Alkotmánybíróság a kizárólagos állami tulajdonban álló felszín alatti vizeket érintő döntésében a tulajdonos államot terhelő társadalmi felelősségre hivatkozva erősíti meg, és szólítja fel az államot a P) cikkben és a 38. cikkben terhelő kötelezettségek együttes betartására, megállapítva, hogy a P) cikk, valamint a 38. cikk a társadalmi felelősséget *„konkretizálja”* a nemzet közös örökségére, illetve a nemzeti vagyonra nézve. A tulajdonos államot is terhelő társadalmi felelősséget húzza alá maga az Alaptörvény értékrendje, hiszen ahogy az Alkotmánybíróság kiemelte *„[a]z Alaptörvény [...] az Alkotmány és az Alkotmánybíróság környezetvédelmi értékrendjét és szemléletét tovább is fejlesztette.* (ABh 2015 [91])

Az ökoszisztémák egy része egyszerre áll a 38. cikk (1) bekezdése és a P) cikk (1) bekezdése hatálya alatt. Az Alkotmánybíróság megállapítása miszerint *„[...]a tulajdonos állam csak oly módon gazdálkodik a felszín alatti vizekkel (ideértve a vízhasználat lehetőségének megteremtését is), hogy az nem csupán a jelen nemzedékek közös szükségleteire van tekintettel, hanem a jövő nemzedékek szükségleteire, illetőleg magukra a természeti erőforrásokra, mint önmagukban is értéket képviselő és megóvandó szabályozási tárgyakra is”* (ABh 2018 [54]), minden állami tulajdonban álló ökoszisztémára igaz.

A P) cikk hármaskötelettsége tehát kiegészül az Alaptörvény 38. cikkében foglalt tartalommal, mely a nemzeti vagyonkezelés és -védelem céljaként négy feladatot határoz meg: (i) közérdek szolgálata, (ii) közös szükséglet kielégítése, (iii) természeti erőforrások megőrzése, (iv) jövő nemzedékek szükségleteinek figyelembevétele. Az államot terhelő társadalmi felelősségre és a P) cikkre is tekintettel az államot

¹⁸Lásd a jogi indikátorokat annak megállapítására, hogy a jog alkalmas-e a környezetvédelmére. (Prieur–Bastin 2021)

¹⁹Lásd: az Alaptörvény XIII. cikkéhez fűzött indokolást.

²⁰ Az Alkotmánybíróság 2013-ban megerősítette a korábbi gyakorlatát, mely szerint *„az alkotmányos tulajdonvédelem köre és módja nem szükségképpen követi a polgári jogi fogalmakat, és nem azonosítható az absztrakt polgári jogi tulajdon védelmével. Az alapjogként védett tulajdonhoz való jog tartalmát a mindenkori közjogi és (alkotmányos) magánjogi korlátokkal együtt kell érteni. Az alkotmányos tulajdonvédelem terjedelme mindig konkrét; függ a tulajdon alanyától, tárgyától és funkciójától, illetve a korlátozás módjától is.”* (26/2013. (X. 4.) AB határozat [161])

e feladatok teljesítése együttesen terheli, mert ezek egymástól nem független, alternatív, választási lehetőségek. Ebből pedig az következik, hogy a közérdekre hivatkozással az állam nem gazdálkodhat úgy, ha a többi feladatát nem teljesíti.

Az alábbi konjunkciós logikai függvény²¹ a három alaptörvényi cikk alapján összegzi az állam kötelezettségeit. Eszerint a nemzeti vagyonkezelés alkotmányos kötelezettségének függvénye:

$NVK = TF \& PCV \& PCF \& PCMV \& PCMM \& PCMH \& NVKÉ \& NVKSZK \& NVTEM \& NVJNSZ$

Ahol a logikai függő változó, az NVK jelöli az állam nemzeti vagyonkezelési kötelezettségét. Ennek értéke 1, ha teljesül, tehát igaz; vagy 0 ha nem teljesül, tehát nem igaz.

Ahol az & az ÉS logikai operátor jele.

Ahol a független logikai változók az alábbiakat jelenti:

TF – a XIII. cikk (1) bekezdés szerinti társadalmi felelősségre tekintettel hozott közjogi és magánjogi korlátozások

PCV – a P) cikk (1) szerinti védelem (értéke 1, ha teljesül, 0, ha nem teljesül)

PCF – a P) cikk (1) szerinti fenntartás (értéke 1, ha teljesül, 0, ha nem teljesül)

PCMV – a P) cikk (1) szerinti a választás lehetőségének megőrzése a jövő nemzedékek számára (értéke 1, ha teljesül, 0, ha nem teljesül)

PCMM – a P) cikk (1) szerinti a minőség megőrzése a jövő nemzedékek számára (értéke 1, ha teljesül, 0, ha nem teljesül)

PCMH – a P) cikk (1) szerinti a hozzáférés lehetőségének biztosítása a jövő nemzedékek számára (értéke 1, ha teljesül, 0, ha nem teljesül)

NVKÉ – az Alaptörvény 38. cikk (1) bekezdése szerinti közérdek szolgálata (értéke 1, ha teljesül, 0, ha nem teljesül)

NVKSZK – az Alaptörvény 38. cikk (1) bekezdése szerinti közös szükséglet kielégítése (értéke 1, ha teljesül, 0, ha nem teljesül)

NVTEM – az Alaptörvény 38. cikk (1) bekezdése szerinti természetes erőforrások megőrzése (értéke 1, ha teljesül, 0, ha nem teljesül)

NVJNSZ – az Alaptörvény 38. cikk (1) bekezdése szerinti jövő nemzedékek szükségleteinek figyelembe vétele (értéke 1, ha teljesül, 0, ha nem teljesül)

Az Alaptörvény P) cikk (1) bekezdésében felsorolt hármas kötelezettség – védelem, fenntartás és jövő nemzedékek számára való megőrzés – mindenkit terhel.²² Az Alkotmánybíróság azonban felhívja a figyelmet arra, hogy a természetes és jogi személyekkel szemben e kötelezettségek jogi tartalmát és jogi kikényszeríthetőségét a mindenkori hatályos szabályozás határozza meg. *„Miközben a természetes és jogi személyektől a hatályos jogszabályi előírások ismeretén és betartásán túlmenően általános jelleggel és kikényszeríthető módon nem várható el, hogy magatartásukat valamely, a jogalkotó által nem konkretizált absztrakt célhoz igazítsák, addig az állam oldaláról az is elvárható, hogy egyértelműen meghatározza mindazon jogi kötelezettségeket, melyeket mind az államnak, mind pedig a magánfeleknek be kell tartaniuk, egyebek között annak érdekében, hogy az Alaptörvény P) cikk (1) bekezdésében nevesített értékek hatékony védelme érvényesüljön.”* (ABh 2017, [30]) A közbizalmi vagyonkezelésnek tehát része, hogy az állam olyan jogi keretet teremt, ami biztosítja a nemzet közös örökségével való gazdálkodás során az Alaptörvénnyel való összhangot. Az Alkotmánybíróság a jogi kikényszeríthetőség szempontjából fogalmazza meg azt, hogy a társadalom tagjaitól nem várható el az absztrakt cél követése, ugyanakkor

²¹ Az alaptörvényi rendelkezések összefüggésének függvényi megjeleníthetőségében dr. Molnár József segített.

²²A Dasgupta jelentés egyik kiinduló pontja, és ezért az összefoglaló egyik kiemelt eleme, hogy a természeti tőkének, mint vagyonnak, mindenki kezelője. (Dasgupta: Headline Messages, 1) E megállapítást az Alaptörvény P) cikke alkotmányos kötelezettséggé emeli.

kiemeli, hogy az állam a társadalom tagjai számára világos és egyértelmű üzeneteket köteles küldeni a konkrét magatartásokról és kikényszeríthetőségükről szóló szabályokról, köteles a szabályokat kikényszeríteni, s feladata arra is kiterjed, hogy az ehhez szükséges szervezeti kereteket megteremtse és fenntartsa.²³

Az állam feladata arra is kiterjed, hogy a tulajdonviszonyokhoz igazodóan olyan jogi keretet alakítson ki, amely az ökoszisztémák vagyonekénti kezelésének hatékonyságát nem teszi függővé magától a tulajdonviszonytól. Ez következik azokból az alkotmánybíróági határozatokból, amelyek a visszalépés tilalmára hivatkozva állapították meg a nemzet közös örökségébe tartozó, vagy az egészséges környezethez való jog érvényesülésének alapjául szolgáló környezeti elemeket érintő jogszabályi rendelkezések módosításának alaptörvény-ellenességét (ABh 2013; ABh 2020), vagy állapították meg a jogszabályi védelem hatékonyságának romlása miatt a mulasztásos jogsértésben megnyilvánuló alaptörvény-ellenességet (ABh 2017; ABh 2019). Példaként kiemelhetjük a Natura 2000 területek privatizációjának jogi szabályozását értékelő alkotmánybíróági határozatot, amelyben az Alkotmánybíróság elfogadhatónak tartotta a Natura 2000 területek nemzeti vagyonból való kikerülését és azokon a magántulajdonjog szerzését, ugyanakkor vizsgálta, hogy a tulajdonos, illetve földhasználó tevékenységére milyen magatartási szabályok vonatkoznak, és a magánjogi védelmi eszközök közjogi eszközökkel való felváltásával továbbra is biztosított marad-e a természetvédelmi célú vagyonkezelés, megőrzendő, illetve javítandó a terület természeti állapotát, és léteznek-e a megfelelő magatartás jogi kikényszerítéséhez – az ellenőrzéshez és szankcionáláshoz – szükséges jogszabályi rendelkezések. (ABh 2017, [62]-[77]) Megjegyzendő, hogy a közjogi jogviszony és a magánjogi jogviszony között abban nincsen különbség, hogy az érintetteket jogok mellett kötelezettségek is terhelik, azonban a kötelezettségek ellenőrzése és kikényszerítésének eszköztára eltérő.²⁴

A fenti függvény tehát a közbizalmi vagyonkezelésre is értelmezhető, azzal a különbséggel, hogy a függvény az ökoszisztéma és/vagy szolgáltatás vagyont – bármilyen jogviszony alapján – használó, hasznosító jogalanyok kötelezettségeit összegzi, melyeket az állam, mint közbizalmi vagyonkezelő a jogalkotáson és a jogalkalmazáson keresztül határoz meg, és markánsná válik, hogy a tulajdonjog kártalanítással, vagy kártalanítás nélkül korlátozható-e.

A közbizalmi vagyonkezelés alkotmányos kötelezettségének konjunkciós logikai függvénye eszerint:

KBV = TFK & TFM & TFMK & PCV & PCF & PCMV & PCMM & PCMH

Ahol a logikai függő változó, az KBV jelöli az állam közbizalmi vagyonkezelési kötelezettségét. Ennek értéke 1, ha teljesül, tehát igaz; vagy 0 ha nem teljesül, tehát nem igaz.

Ahol az & az ÉS logikai operátor jele.

Ahol a korábbi független logikai változók közül kikerülnek a 38. cikkre vonatkozóak, illetve a társadalmi felelősségre vonatkozó változó az alábbiak szerint módosul:

TFK: a tulajdonnal járó társadalmi felelősség közjogi korlátozásai (értéke 1, ha teljesül (a korlátozásokat ellenőrzik és kikényszerítik), 0, ha nem teljesül, a korlátozásokat nem ellenőrzik és nem kényszerítik ki)

TFM: a tulajdonnal járó társadalmi felelősség magánjogi korlátozásai (értéke 1, ha teljesül (a korlátozásokat ellenőrzik és kikényszerítik), 0, ha nem teljesül, (a korlátozásokat nem ellenőrzik és nem kényszerítik ki)

TFMK: a tulajdonnal járó társadalmi felelősség kártalanítást keletkeztető magánjogi korlátozásai (értéke 1, ha teljesül (a korlátozásokat ellenőrzik és kikényszerítik és a kártalanítást megfizetik), 0, ha nem teljesül (a korlátozásokat nem ellenőrzik és nem kényszerítik ki, vagy a kártalanítást nem fizetik meg)

²³Az egészséges környezethez való jog érvényesítéséhez az állam objektív intézményvédelmi kötelezettségét az Alkotmánybíróság a 28/1994. (V. 20.) AB határozatának meghozatala óta folyamatosan megerősíti, s ezt a kötelezettséget a 16/2015. (V. 22.) AB határozat a nemzet közös örökségének védelmére is kiterjesztette.

²⁴Vö. az Alkotmánybíróság érvelésével, amit a Natura 2000 területek értékesítésével és hasznosításával kapcsolatos szabályokra vonatkozó jogalkotás elmulasztása miatt megállapított mulasztásban megnyilvánuló alaptörvény-ellenességhez fűzött. (28/2017. (X. 25.) AB határozat 1. pontja, valamint [60] és [61])

12.2.2. A vagyon fogalma

A vagyon fogalma nem szakítható el attól, hogy mit tekintünk vagyonnak. Az ökoszisztémák és szolgáltatásaik vagyonkénti kezelésének egyik kulcskérdés, hogy hogyan azonosítható maga az ökoszisztéma és szolgáltatásai, illetve, hogy mi a kapcsolat az ökoszisztéma állapota és a szolgáltatások között. Az ökoszisztémák működése, az ökoszisztéma folyamatai és funkciói meghatározzák egyrészt, hogy milyen szolgáltatásokat képes nyújtani, másrészt a szolgáltatások minőségét is. Ezt igazolták az ökoszisztéma-szolgáltatásokról készült tanulmányok is. Az ökoszisztémák jogi védelme ezért nem általában védelmet, hanem az ökoszisztémák egészségének védelmét jelenti, amiből az is következik, hogy amikor az ökoszisztémát vagyonként értékeljük, és a vagyonban bekövetkező változást is minősíteni kívánjuk, akkor az ökoszisztéma állapotváltozását erre tekintettel is vizsgálni kell.

Amikor az ökoszisztémáról, mint vagyonról beszélünk, akkor azzal automatikusan az antropocentrikus megközelítést erősítjük, mert a vagyon az emberi kapcsolatrendszerekben kap értelmet. A vagyon mind a gazdaság, mind a magánjog alapvető fogalma.²⁵ Mindkét fogalom vagyonelemek összességét takarja. A magánjogban a vagyon nemcsak azokra a vagyonelemekre terjed ki, amelyek tulajdonjog tárgyai is lehetnek, hanem a vagyonnak részét képezik a jogok és követelések is, és mint vagyontárgyak képezik az aktív vagyonelemeket, míg a kötelezettségek a passzív elemekhez tartoznak. (Gárdos 2018, 4-5) Ez a csoportosítás Gárdos szerint megfeleltethető a számvitel rendszerében a vagyon eszközök (aktívák) és források (passzívák) szerinti felosztásának.

A magánjog vagyonfogalma és a számviteli fogalmak közötti kapcsolatra tekintettel jelentősége van az ökoszisztémák állapotáért – a kárveszély kialakulásának megelőzéséért, a bekövetkező károkért stb. – való felelősségre vonatkozó szabályoknak, valamint a szolgáltatásokhoz kapcsolódó jogosultságoknak és kötelezettségeknek is. Az ökoszisztéma állapotáért való felelősség egyben az ökoszisztéma-szolgáltatásért való felelősséget, mint kötelezettséget is magával vonhatja, ami a szolgáltatás igénybevevője oldalán, mint pozitív vagyoni követelésként jelenhet meg. A Ráckevei–Soroksári Duna-ág nemzeti vagyon, a Duna-ágban található víz minősége alkalmas mezőgazdasági öntözésre, ezért a környékbeli gazdák azt hasznosítják. Mint ahogy arra a tavalyi olajszennyezés felhívta a figyelmet, a víz minőségének megőrzésében a nádas által nyújtott szolgáltatásnak jelentős szerepe volt. Az állami tulajdont kezelő vízügyi igazgatóság szempontjából a nádas elvesztése az eszközállományban történt veszteséget eredményezett, ugyanakkor a nádas által nyújtott, vízminőség megőrzését segítő ökoszisztéma-szolgáltatás kiesése nem mentesíti a nemzeti vagyon kezelőjét az alól a kötelezettség alól, hogy továbbra is biztosítsa a megfelelő minőségű öntöző vizet a gazdáknak. Ez összetett kérdést vet fel, mert tisztázandó, egyrészt, hogy milyen feltételeket kell emiatt megteremteni ahhoz, hogy a vízügyi igazgatóság a fennálló kötelezettségét továbbra is teljesíteni tudja, másrészt mindez miként jeleníthető meg a számviteli szabályok alkalmazásával.

A magánjog rendszerében az állami tulajdonba tartozó nádas elszennyezése, és emiatt kényszerű kivágása egyértelműen az állami tulajdonban bekövetkezett kárként megjelenő vagyonvesztést eredményez, és ebből a szempontból a vagyon akkor áll helyre, ha az okozott kár megszüntethető. Amikor az ökoszisztémák megőrzésére az általuk nyújtott összetett szolgáltatások megóvása érdekében van szükség, akkor nem mindegy, hogy mit nevesítenek kárként, illetve, hogy annak megszüntetésére csak az állapot és szolgáltatás helyreállítását fogadják el, vagy pénzbeli ellentételezést is. Ez utóbbi a szolgáltatások sokrétűsége, valamint a pénzbeli kifejezhetőség nehézségei miatt kifejezetten problémássá válhat. Akár melyik rendszerben is nézzük, az ökoszisztéma-szolgáltatás elvesztése jellemzően akkor vezet látható vagyonvesztéshez, ha az ökoszisztéma kezelője és szolgáltatások élvezői nem azonosak. Ilyenkor

²⁵Az ökoszisztémákra és szolgáltatásaikra vonatkozó magánjogi és a számviteli vagyonfogalomról és a kettőjük közötti kapcsolatról szóló rész Gárdos tanulmányát veszi alapul. Gárdos (2018)

válík egyértelművé az is, hogy a kiesett szolgáltatás helyettesíthető-e és ha igen, milyen módon és milyen áron. A kettő szétválása nélkül az állami tulajdont ért negatív hatások miatt a vagyonban bekövetkező veszteség is csak akkor válik láthatóvá, ha az állami tulajdon nyilvántartásában az ökoszisztémák és szolgáltatásaik megjelennek, lehetővé téve a negatív hatások következményének nyilvántartását és nyomonkövethetőségét. Megjegyzendő továbbá, hogy az ökoszisztémák természeti rendszerek, ezért a politikai országhatárok is átvághatják azokat, az ökoszisztéma kezelőjét és a szolgáltatás élvezőit elválaszthatják egymástól (például a hazai árvizekre hatást gyakorol a szomszédos országok erdőgazdálkodása). Ezért az ökoszisztémákért és szolgáltatásaikért való felelősségnek közvetlen nemzetközi jogi vonatkozásai is vannak.

Az ökoszisztémák jellemzőik alapján különböző típusba sorolhatók. Mivel az ökoszisztéma állapota meghatározza az általa nyújtott szolgáltatást, ezért a tipizálás egyben abban is segítséget nyújt, hogy azonosítani lehessen az emberi hasznosítás szempontjából legmeghatározóbb szolgáltatásokat.

12.2.3. A vagyonleltárak

Az ökoszisztémákra vonatkozó vagyonleltár funkció ellátásában is szerepet játszó nyilvántartásokat különböző szempontok szerint csoportosíthatjuk aszerint, hogy mit helyezünk középpontba: (i) a tulajdonost (a nemzeti vagyonról szóló nyilvántartás és az országleltár); (ii) az ingatlant (ingatlan-nyilvántartás) (iii) ökoszisztémát (Erdő Adattár, VIZEK). A nyilvántartások jellemzően nem korlátozódnak magára a vagyontárgyra, hanem a hozzá kapcsolódó jogokra és kötelezettségekre is kiterjednek, ezért, ha a különböző nyilvántartások adattartalma lehetővé teszi, akkor a nyilvántartásban szereplő ökoszisztémákat és szolgáltatásaikat több szempontból is értékelhetjük.

A vagyonleltárak esetén fontos, hogy a vagyontárgyak állapota mellett megjeleníthetővé váljanak a különböző jogok és kötelezettségek is. Az ökoszisztémát kezelő szervezetek gyakran olyan közfeladatot látnak el, mely közvetlen kapcsolatba hozható az ökoszisztéma által nyújtott szolgáltatással, vagy az állami feladat magának a szolgáltatásnak a fenntartására is irányul, mert ezen keresztül biztosítható a szolgáltatás igénybevétele mások számára. Ilyennek tekinthetjük a vízügyi igazgatóságok vízminőséget biztosító nádaskezelését, a nemzeti park igazgatóságoknak átadott védett természeti területek kezelését, az erdőgazdaságok erdőgazdálkodását. A vagyonleltároknak ezért tükröznie kell azokat a jogokat, követeléseket és kötelezettségeket is, amelyek az ökoszisztémák és szolgáltatásaik megóvását, fenntartását, javítását szolgálják, valamint azokat is, amik negatív hatással vannak e vagyonelemekre, állapotukra, és ezen keresztül értékükre, például a környezeti kármentesítések elvégzése, vagy azok elmaradása. A környezeti kármentesítések elmaradása ugyanis nemcsak jelen időben befolyásolja az ökoszisztémák állapotát, és az azzal kapcsolatos költségek alakulását, mert az kihat arra, hogy a jövő nemzedékekre milyen környezeti adósságterhet hagyunk.²⁶

12.2.4. A nemzeti vagyonban álló ökoszisztémákat védő jogi eszközök

Az állami és az önkormányzati tulajdonban álló ökoszisztémák és szolgáltatásaik a nemzeti vagyon részét képezik. A nemzeti vagyonnal való gazdálkodást az Állami Számvevőszék (a továbbiakban: ÁSZ) ellenőrzi. Az ÁSZ ellenőrzéseiről készült tájékoztatók és jelentések alkalmasak arra, hogy számba vegyük azokat a jogi eszközöket, amelyek a tulajdonos állam kezében vannak, s melyeknek az ökoszisztémák szempontjából is vagyonvédelmi funkciója van.

²⁶A jövő nemzedékek szószólója többek között ezen adósságteher csökkentésére nyújtotta be a környezeti felelősségről szóló jogalkotási javaslatcsomagját. (JNSZ 2019)

Azt, hogy az állami tulajdonban álló vagyontárgy kezelésére ki és milyen jogviszony alapján kap lehetőséget, törvények határozzák meg. A vagyónátadásra különböző szerződéses viszonyok között kerül sor, melyek között a vagyонkezelői, illetve haszonbérleti szerződések kiemelt szerepet töltenek be. A szerződéses jogviszonyok kötelező tartalmi elemeit jogszabályok határozzák meg, aminek tartalmát a tulajdonosi jog gyakorlója tölti ki, s ez teszi láthatóvá a tulajdonos állam ökoszisztémákhoz köthető elvárásait az állami vagyон kezelőjével, hasznosítójával szemben. Ugyanakkor a „ki” is jelentőséggel bír, amennyiben a vagyontárgy kezelése olyan szervezethez kerül, melynek az állam az alapítója, vagy a tulajdonosa. Az állam a szervezet alapító dokumentumán, és a szervezet működésével kapcsolatos feltételek meghatározásán, valamint a szervezet vezetőjével szembeni elvárásokon keresztül is közvetlen hatást gyakorol az ökoszisztémákra. Így az állam, mint tulajdonos szervezeti és szerződéses garanciákat is beépíthet a rendszerbe, miközben azok hiánya vagy ellentmondásossága negatív hatással lehet az ökoszisztémák fenntartására. Vegyük például azokat az erdőgazdaságokat, amelyek vagyонkezelésébe kerülő erdőben védett természeti területen lévő erdőrészek is találhatóak. A tulajdonosi jogokat gyakorló állam ekkor ugyanazzal az erdőgazdálkodóval szemben kettős minőségben jelenik meg, mint az erdőgazdálkodó tulajdonosa, és mint az azzal vagyонkezelői szerződést kötő. Az állam magatartása akkor lesz az Alaptörvénnyel összhangban álló (a fenti függvényre is tekintettel), ha e kettős minőségében egyrészt ugyanazokat az elvárásokat fogalmazza meg az erdőgazdálkodóval szemben, másrészt különbséget tesz az erdők kezelési követelményeiben és jövedelmezőségében aszerint, hogy védett vagy nem védett területen vannak. Kiemelendő, hogy ezek az eszközök a magánjog körébe tartoznak és szerepük meghatározó lehet az ökoszisztémákat érintő magatartások szabályozásában.²⁷

Az Állami Számvevőszék jelentései ugyanakkor arra is felhívják a figyelmet, hogy a fentieken túl milyen fontos szerepet töltenek be az MNV Zrt. és a tulajdonosi joggyakorlók stratégiai dokumentumai, belső és egyéb szabályzatai is.

12.3. Szabályozási problémák

A fenti elemzések alapján megállapítható, hogy elsődleges szabályozási problémának azt tekinthetjük, ha Alaptörvény értékrendje nem jelenik meg az állami feladatellátásban, a jogalkotásban, a jogalkalmazásban, az állam tulajdonosi viszonyaiban.²⁸ Az Alaptörvény rendelkezései alapján kimondható, hogy a fenntartható fejlődést alkotmányos rangra emelte, ahol a gazdasági fejlődéssel szembeni elvárásaként jelenik meg az ökológiai korlátok tudomásul vétele és tiszteletben tartása. Az ökoszisztémák és szolgáltatásaik egységes értékrend szerinti megközelítésének hiánya ahhoz vezet, hogy az ökoszisztémák és szolgáltatásaik megóvása szempontjából egymásnak ellentmondó stratégiák születnek, mert (i) a kormányzati munkamegosztásban az ökoszisztémák kezelése, illetve szolgáltatásaik hasznosítása más minisztériumokhoz, vagy egyszerre több minisztériumhoz is, illetve azonos minisztériumon belül, de más államtitkársághoz tartoznak; (ii) a különböző szolgáltatások közül egyiket vagy másikat a többi szolgáltatás rovására gazdasági érdekekre hivatkozva kiemelik; (iii) az ökoszisztémákat és szolgáltatásaikat figyelmen kívül hagyják annak ellenére, hogy hatással vannak rá; (iv) a nemzeti vagyон kezelésében az ökoszisztémák és szolgáltatásaik vagyonkénti elismerése és akként való egységes kezelése elmarad; (v) az ökoszisztémák állapotának megóvásához szükséges állami igazgatási és hatósági feladatellátás háttérbe szorul annak ellenére, hogy a szolgáltatásokat igénybe veszik. Mindezek tükröződnek a jogszabályokban, az állami szervezetben és jogalkalmazási konfliktusokban is megnyilvánulhatnak.

²⁷ A Ptk. rendelkezéseinek környezeti célú alkalmazhatóságát dolgozza fel Pump 2019.

²⁸ E tényezők vízügyi konfliktusokban betöltött szerepét és az ökoszisztémára, ökoszisztéma-szolgáltatásokra gyakorolt hatását vizsgálja Pump történeti kitekintéssel az 1885-ben, az 1964-ben és 1995-ben hozott vízjogi törvények összehasonlító elemzésén és bírói gyakorlatok feldolgozásán keresztül. (Pump 2021b)

Az ökoszisztémák kezelése, a szolgáltatások igénybevétele a nemzeti vagyont és az egyén vagyonát egyaránt érintik, gazdasági előnyökkel és hátrányokkal párosulnak. Konfliktusok forrásává válik, ha az egyik félnek csak a hátrányokat kell viselnie, míg a másik fél az előnyöket élvezzi. Az ilyen jellegű konfliktusok megelőzhetők, illetve feloldhatók, ha a jogalkotási törvény eljárási rendjét a jogalkotó betartja, és valóban megvizsgálja a várható hatásokat, illetve meghallgatja a különböző érintetteket, és egyeztetéseken keresztül találja meg a kompromisszumos megoldást. Igaz ez a megállapítás az ökoszisztémákat érintő állami igazgatási és hatósági döntésekre is. A konfliktusok megelőzésében, és ezen keresztül az ökoszisztémák megóvásában az egyeztetéseknek komoly szerepe van.²⁹

Az ökoszisztémákat és szolgáltatásaikat leginkább az ingatlanokhoz, illetve az ingatlanok hasznosításához kapcsolhatjuk. Vagyonkénti megjelenése az ingatlan tulajdonával, illetve hasznosításával, használatával járó jogokon és kötelezettségeken keresztül érzékelhető leginkább. Ezért jelentősége van annak, hogy megjelenik-e egyáltalán és ha igen, akkor hogyan az ökoszisztéma kezelése iránti elvárás, és ez miként befolyásolja az ingatlan tulajdonosának, használójának jogait, illetve kötelezettségeit, különösen, amikor az ingatlan piaci értékét negatívan befolyásolja, ha az egyúttal védett növény- és/vagy állatfajok élőhelye is.³⁰

Az ökoszisztémák megfelelő kezelése, mely a szolgáltatások létezésének és minőségének alapja, szakmai kérdés. Jelentősége van ezért a szakmai megközelítések közötti különbségnek, ha eltérő szakmai követelményekhez vezetnek. A hidrológiai tanulmány (HT) mind a síkvidéki, mind a dombvidéki árvízvédelmi szolgáltatás kapcsán az ökoszisztémák árhullám-csúcs csökkentő hatását emelte ki. (HT, 14, 15) Ezzel szemben az erdőtörvény módosításával kapcsolatos normakontroll eljárásban a Belügyminiszter a növényzet negatív hatását emelte ki, mely érdeességet okozva rontja a folyó vízszállító képességét. (ABh, 2020, [98]) A hullámtér vízszállító képességének megőrzését a tanulmány is kiemeli, de erre megoldásként nem a növényzet eltávolítását, hanem a megfelelő növényzet telepítését tartja megoldásnak. A két szakmai megközelítés között lényeges a különbség, és nem mindegy, hogy melyik szakmai álláspont lesz az, ami az állami intézményrendszeren keresztül érvényesül, hiszen a hullámtéri erdők kivágása ökoszisztémák felszámolásával jár együtt, ami egyben azt is jelenti, hogy megszűntet olyan szolgáltatásokat is, amelyeknek az árvízvédelemhez ugyan nincsen köze, de a nemzeti vagyon értékelése szempontjából igen.

A hidrológiai tanulmány több javaslata is a hullámteret érinti. A hullámtér a megadott fogalom szerint „a folyók, vízfolyások partvonalala és az árvédelmi fővédvonal közötti terület.” A partvonal bár a természeti folyamatok hatására változik, mégsem természeti, hanem jogi meghatározású. Ez annak a következménye, hogy elvált a meder és a parti ingatlan tulajdonjoga.³¹ Ha a folyó medre, partja változik, akkor hatósági határozattal módosítani kell a partvonalat is, ami egyben azt is jelenti, hogy a hullámtérbe tartozó ingatlanok és tulajdonosaik is változhatnak. Az ökoszisztémák kezelése szempontjából ugyanakkor nem mindegy, hogy ki lesz a kezelő, erdő esetén az erdőgazdálkodó, amit az ingatlan tulajdonjoga határoz meg.³² Ehhez hozzájárul még, hogy a partvonalat kijelölő, vagy módosító hatósági határozat eredményének ingatlan-nyilvántartásba történő bejegyzésével kapcsolatos hatósági gyakorlat sem egyértel

²⁹ A vízügyi jogi konfliktusok okait és megoldásuk eszközeit tárgyalja Pump (2021a)

³⁰ Az ezzel kapcsolatos kérdéseket, a vagyon értékének megítélésében az ingatlan piaci értéke és a védett fajokhoz rendelt eszmei érték közötti, illetve az ingatlan-nyilvántartás és az ökoszisztéma-szolgáltatások közötti kapcsolatot Pump is elemzi, továbbá felveti, hogy mi indokolná az aranykorona értékelés mintájára a természetvédelmi aranykorona rendszerének bevezetését. Pump 2019., 20, 190-194 és 337.

³¹ A vízjogról szóló 1885.évi XXIII. törvénycikk 4.§-a alapján a kettő tulajdonjoga még elválaszthatatlan volt.

³² A partvonal határozza meg, hogy mely ingatlanokat lehet parti ingatlannak tekinteni, és ennek következtében a feliszapolódás következményeként a parti növedékén megjelenő erdő kinek a tulajdonába/kezelésébe tartozik. E kérdés eldöntése kulcsfontosságú volt a növedéken található erdő kivágásáért való felelősségi alakzatok alkalmazhatóságának magánszemélyek és a folyó kezelésért felelős vízügyi igazgatóság között. (Miskolci Törvényszék 2017)

mű. Erre utal, hogy bíróságnak kellett döntenie arról, hogy a természeti folyamatok hatására megváltozó folyómeder és part miatt szükségessé váló partvonal módosítás ingatlan-nyilvántartásba való bevezetéséhez szükség van-e telekalakítási engedélyezési eljárás lefolytatására vagy sem. (Győri KM Bíróság 2017)

A HT tanulmány külön is foglalkozik a nagyvízi meder területének hasznosításával, az árvízi kockázatok csökkentésében betöltött szerepével. A nagyvízi meder bár a természetes folyamatok által kijelölt terület, mégis jogi kategória, mert területét hatósági határozattal kell kijelölni. A nagyvízi meder minőség az ingatlantulajdonos jogainak korlátozásával jár, és megszünteti a kártalanításhoz való jogosultságot, ezért a nagyvízi meder kijelölése az ingatlan értékében csökkenést eredményez, ha a kijelölés nélkül jogosult lehet kártalanításra. Miközben a nagyvízi medrek létezése nem jogi kérdés, mégis teljes körű kijelölésük a tiltakozások miatt a mai napig nem történt meg, és így a kezelési tervek végrehajtása is problémát okozhat.

A táji adottságok elfogadásának hiánya nem feltétlenül ismerethiányra utal, az lehet rosszul meghatározott gazdasági ösztönzés következménye is. A hidrológiai tanulmány az elöntéseket, és belvizeket *nem kockázatnak, hanem aszálymérséklésnek* tekinti, ha a gazdálkodás a táji adottságokhoz igazodik. (HT, 13) A különböző kártalanítási szabályok azonban a vagyont növelni kívánó gazdát elmentés magatartásra ösztönzi. Ugyanezt állapíthatjuk meg azokról a gazdákról, akik a területük agroökológiai potenciálját figyelmen kívül hagyva választják ki a természetű növényt, ha a rossz választás okozta jövedelemkiesést az állami támogatási rendszer pótolja. Az élelmiszertermelés tanulmányban (ÉT) az élelmiszertermeléshez kötődő szolgáltatások kapcsán az agroökológiai potenciál felmérésének eredményét használták. (ÉT, 61)

Az élelmiszertermelésről szóló tanulmány javaslatában szerepel, hogy a termés minőségében (beltartalmában) szerepet játszhat, hogy milyen természetstechnológiát alkalmaznak, konvencionális, vagy környezetkímélőbb, természetközeli technológiát, ez utóbbi közé tartozónak tekintik az ökológiai gazdálkodást is (ÉT, 55). A tanulmánynak e megállapításából az is következik, hogy a konvencionális technológiával művelt területekhez képest az ökológiai gazdálkodású területek ökoszisztéma-szolgáltatása többérté (ezt bizonyítja például a pollinációról szóló tanulmány is), ami következik a környezetkímélő és természetközeli megoldások alkalmazásából, a biológiai sokféleség magasabb mértékéből.

Az ökológiai gazdálkodású területek értékelése azonban nem egyértelmű, ahogy azt a kishantosi ökológiai gazdálkodású területekkel kapcsolatos viták mutatták. Az állami tulajdonban álló és haszonbérleti szerződés alapján átadott területen 15 éven keresztül ökológiai gazdálkodást folytattak, majd a földhaszonbérlet lejártá után az állami vagyoneért felelős szervezet, a Nemzeti Földalap (NFA) nem ismerte el, hogy a terület értékét ezzel növelték, illetve a hasznosításra kiírt pályázat nyertese úgy kapott jogot, hogy az NFA nem írta elő számára az ökológiai gazdálkodás folytatását, s nem értékelte kárként, hogy a területen az új haszonbérlet olyan vegyszert alkalmazott, mely a termények ökológiai minőségét megszüntette.³³ Az alapvető jogok biztosa és a jövő nemzedékek szószólója közös jelentésükben az Alaptörvény P) cikk (1) bekezdésére tekintettel az ökológiai gazdálkodás eredményére hivatkozva kiemelték, hogy az így „[...] létrejött környezeti értékek méltóak az alkotmányos szintű védelemre.” (AJB 2013) A jelentés megállapítását a gazdálkodó és az NFA közötti per miatt az Alkotmánybírósághoz forduló bíró is idézte (Fővárosi Törvényszék 2016), mert többek között úgy vélte, hogy a nemzet közös öröksége sérült a pályázat eredménye miatt. Az Alkotmánybíróság az indítványnak e részét nem tartotta kellően megalapozottnak, ugyanakkor a mulasztással előidézett alaptörvény-ellenességet sem vizsgálta, mert, hivatkozva a közös jelentésre, kiemelte, hogy a jelentés nem fogalmazott meg jogalkotási feladatot. Ezért az indítványnak ezt megalapozó érveit nem is vizsgálta. (ABh 2016, [48]-[49]) Az NFA haszonbérleti szerződésre vonatkozó 2011-2013-as

³³ Az ügy eseményeinek bírósági ítéletben rögzített eseményleírását lásd: PKK Bíróság 2020.

gyakorlatára az Állami Számvevőszék tulajdonosi joggyakorlásról szóló ellenőrzése is kiterjedt, de ennek keretében a vizsgálat arra nem terjedt ki, hogy a haszonbérlok tevékenysége miként befolyásolja a terület ökoszisztéma-szolgáltatását. (ÁSZ 2014b)

Ezek a példák arra figyelmeztetnek, hogy a különböző szervek nemcsak szakmai értékelésbeli különbségek miatt ítélik meg ugyanazt a kérdést másként, hanem azért is, mert egyrészt feladat- és hatáskörükből fakadóan más szempontok szerint kell döntést hozniuk, illetve döntéseik kötöttsége is más. Másrészt az ökoszisztémák és szolgáltatásaik és a birtokpolitikai követelmények egymáshoz való viszonyát kimondva-kimondatlanul másként értékelhetik. Ez utóbbi miatt kiemelt jelentősége van annak, hogy vannak-e és milyen szabályok arra nézve, hogy az állami vagyoneért felelős szervezetek vagyonról szóló gazdálkodási döntései során vagyonvédelmi gondolkodás alapján vegyék figyelembe az ökoszisztémákat, az általuk nyújtott szolgáltatásokat, és a tevékenységüket ellenőrző ÁSZ vizsgálatai e szempontokra is kiterjedjenek. E megközelítést alapozza meg az ÁSZ tanulmány sorozatában megjelent elemzés az állami vagyon korszerű és megfelelő nyilvántartásáról, annak ellenére, hogy a tanulmány csak kérdésként veti fel, hogy miként lehet megjeleníteni a mérlegben az értékadattal nem rendelkező vagyonelemeket. (Böröcz et al 2018, 11) A nemzeti vagyonról szóló törvény szerint „[a]z érték nyilvántartásától el lehet tekinteni, ha az adott vagyontárgy értéke természeténél, jellegénél fogva nem állapítható meg”.³⁴ Az e paragrafushoz fűzött törvényi indoklás azonban egyértelművé teszi, hogy ez nem azt jelenti, hogy nem is kell nyilvántartani, csupán azt, hogy naturáliaként kell megjeleníteni. A kérdés tehát aszerint módosítható, hogy milyen jellemzők és indikátorok alkalmasak az ökoszisztémák és szolgáltatásaik leírására. Bár az átnézett ÁSZ jelentések azt mutatják, hogy az élőhely megközelítésű tevékenységet csak a kifejezetten természetvédelmi célra létrehozott nemzeti park igazgatóságok ellenőrzésekor vizsgálta az ÁSZ, a vízügyi igazgatóságoknál, vagy az erdőgazdaságoknál nem, az múlt években született tanulmányai, elemzései azonban arról tanúskodnak, hogy már egyre inkább kezd megjeleni az igény az ökoszisztémák és szolgáltatásaik nyilvántartásának és módszerének elméleti megalapozására. (Péter–Dudás 2019; Péter–Melcher 2020)

A zöldfelületek nyújtotta ökoszisztéma-szolgáltatások közül a levegőt tisztító szolgáltatás jelentőségét, az emberi egészség állapotára gyakorolt közvetlen hatását a városi tanulmány (VT) kiemeli, és vizsgálja a légszennyező anyagok, köztük a PM10 megkötésében betöltött szerepét (VT, 24-29). Az Európai Bíróság 2021. február 3-án kelt ítéletében elmarasztalta Magyarországot mert 2005. január 1-2017. év vége közötti különböző időszakokban és több térségben is a levegő minősége rendszeresen és tartósan rosszabb volt a PM10-re megengedett határértéknél, s Magyarország nem fogadta el határidőre a PM10 csökkentését szolgáló tervet, illetve intézkedéseivel nem érte el, hogy azt végrehajtsák. Az Európai Bíróság ezért megállapította, hogy Magyarország megszegte uniós jogból fakadó kötelezettségét. (EB 2021) Az ÁSZ 2018-ban kiadott *A levegő minőségének védelmét szolgáló intézkedések ellenőrzéséről* szóló jelentésében az összefoglaló Főbb megállapítások, következtetések, javaslatok részben minden szinten – a jogalkotástól az igazgatási és hatósági jogalkalmazásig – a feladat- és hatáskörök megfelelő ellátását állapította meg. (ÁSZ 2018, 5) A jelentésben a zöldfelületek ökoszisztéma szolgáltatásáról nincsen szó, és nem tér ki a településfejlesztés kérdésre sem. A jelentés alapvetően a légszennyezőanyagok kibocsátásának csökkentésével kapcsolatos kérdéseket vizsgálja, ami indokolhatja, hogy miért nem szól a zöldinfrastruktúra, a településfejlesztés, vagy az építési szabályok jelentőségéről. Megjegyzendő ugyanakkor, hogy a zöldfelületek egy része önkormányzati tulajdonban van, ezért azok a nemzeti vagyon részét képezik.

³⁴ 2011. évi CXCVI. törvény 10. § (1) bekezdés

12.4. Módszertani javaslat a jogrendszer áttekintésére

A tanulmány bizonyítékát adta annak, hogy a bevezetőben felvetett hipotézisek igazak. Ezért, jelen módszertani javaslat a fenti fejezetekben felvetett problémák alapján a kaszkádmódel felhasználásával és kérdések feltevésével kíván útmutatást adni arra, hogy milyen feltételeknek kellene megfelelnie az ökoszisztémák védelmét és összvagyonkénti megjeleníthetőségét támogató jogi keretrendszernek. Az elméleti keretrendszer segítheti a hatályos jogszabályok felülvizsgálatát.

12.4.1. A kaszkádmódel és a jogi keretrendszer kapcsolódása

Az ökoszisztéma-szolgáltatásokról szóló tanulmányok a kaszkádmódel alkalmazták, ezért szükséges a jogi szabályozás áttekintése a kaszkádmódel rendszerének tükrében. A tanulmányokban a kaszkádmódel négy szintje: 1. ökoszisztémák állapota, 2. ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitások, 3. ténylegesen igénybe vett szolgáltatások, 4. jóllét fenntartása vagy növelése. Ha a kaszkádszintekre úgy tekintünk, mint a szabályozás tárgyára, akkor ezáltal meghatározhatjuk a legfontosabb szabályozási kérdéseket. A kaszkádszintek jogi szabályozása egymásra épül, hiszen az 1. kaszkádszinten lévő ökoszisztéma hatékony védelme nélkül, a 2. és 3. kaszkádszinten megjelenő szolgáltatásokhoz kapcsolódó jogok érvényesítésére nem lenne lehetőség. A 4. kaszkádszint lényegében az egyéni és a társadalmi jóllét elérését is szolgálhatja, ez a következtetés vonható le a jóléti dimenziók meghatározásáról szóló tanulmányból. A jóléti dimenziók NÖSZTÉP-re alkalmazható rendszert bemutató táblázata magára a társadalmi jóllétre is utal. (JDT, 11)

A jóléti dimenziók között található az emberi élet alapvető szükségleteinek kielégítése, az egészséges élethez – fizikai, szellemi és érzelmi – szükséges feltételek megteremtése és az ezeket biztosító szolgáltatásokhoz való hozzáférés mellett az ezekkel kapcsolatos közösségi döntéshozatalban biztosított részvétel, illetve a közösséghez tartozás, és annak egyéni jóllétre gyakorolt hatásai, ez utóbbiakkal a társadalmi viszonyrendszeren keresztül értelmezik, és értékelik az egyén helyzetét, jóllétét. A jog közvetlen szerepet tölt be a különböző jóléti dimenziók érvényesüléséhez szükséges feltételek megteremtésében. A szintek közötti kapcsolat szoros, és ezeket a jogi szabályozásnak is tükröznie kell.

A társadalmi szinten megjeleníthető összvagyon, melyet a KSH aggregált adatokkal jellemez, az egyéni szinten értékelt vagyonokból tevődik össze, mely miatt fontos, hogy ami az összvagyon értékelésekor pozitív értéket kap, az az egyéni vagyon szintjén is pozitív megítélésűvé váljon. Jelenleg társadalmi szinten a Natura 2000 területek a biológiai sokféleségre tekintettel értékes vagyonelemnek számítanak, szemben az egyéni vagyonnal, ahol e minőség csak kiszámítható és megbízható támogatási rendszeren keresztül kap pozitív értéket, anélkül a piac csupán a hasznosítás korlátozottsága miatti vagyoncsökkentő jelleget tükrözi.

A jogi védelem alapvető feltétele adott ökoszisztéma és/vagy szolgáltatás létezésének felismerése és elismerése, a köztük lévő kapcsolat létének és védelme iránti igénynek az elfogadása. Például a vadbeperzők által nyújtott beporzás, mint szolgáltatás védelme feltételezi az élőhelyük védelmét. A városi zöldfelületek nyújtotta ökoszisztéma-szolgáltatás felismerése, és védelmének szükségessége a természettől egyre inkább elszakadt városi ember számára pedig gyakran az újdonság erejével hat, annak ellenére, hogy elődeink e szolgáltatás jelentőségével tisztában voltak, és a zöldfelületek védelme az építési szabályok szakmai követelményeinek természetes részét képezte.

Az ökoszisztémákra és szolgáltatásaikra vonatkozó szabályozást úgy kell kialakítani, hogy az a jelen és a jövő nemzedékek közötti igazságos elosztást is eredményezze, és az elővigyázatosság és megelőzés elvét érvényesítse. Ezért az alábbi szabályozási kérdések e megfontolásokra is kiterjednek külön nevesítés nélkül is.

A kaszkádmódellet tükröző jogi szabályozási keret:

1. kaszkádszint: a szabályozás tárgya maga az ökoszisztéma

szabályozási kérdések:

- a védendő ökoszisztéma meghatározása,
- az ökoszisztéma állapotának megőrzéséhez és/vagy javításához szükséges szakmai követelmények megállapítása
- az ökoszisztéma megóvását biztosító tulajdonviszonyok rendezése
- az ökoszisztémák nyilvántartására, állapotváltozásuk nyomon követésére alkalmas tartalmú adattár létrehozása, működtetése

2. kaszkádszint: a szabályozás tárgya az ökoszisztéma által nyújtott szolgáltatás/szolgáltatások kapacitásának megőrzése

szabályozási kérdések:

- az adott ökoszisztéma által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások, és a köztük lévő kapcsolatok meghatározása
- az ökoszisztéma-szolgáltatás kapacitásának fenntartásához szükséges szakmai követelmények meghatározása
- az ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz kapcsolódó tulajdonosi, használati, vagy egyéb jogosultságok és kötelezettségek, és a felelősség megállapítása
- az ökoszisztéma-szolgáltatások nyilvántartására, a kapacitások és változásainak követésére alkalmas adattartalmú rendszer létrehozása, működtetése

3. kaszkádszint: a szabályozás tárgya az ökoszisztéma-szolgáltatás igénybevétele

szabályozási kérdések:

- az ökoszisztéma-szolgáltatások igénybeviteléhez szükséges feltételek – ideértve a pénzügyi feltételeket is – és szolgáltatás hosszú távú megőrzését szolgáló szakmai követelmények meghatározása a jogosultságok érvényesítéséhez, és a kötelezettségek teljesítéséhez;
- felelősségi szabályok az ökoszisztéma-szolgáltatás megóvása érdekében;
- az ökoszisztéma-szolgáltatások igénybevitelének és ezek hatásainak nyilvántartása

4. kaszkádszint: az ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz való hozzáférés igazságos elosztása, az egészséges környezethez való jog érvényesítése az egyéni és a társadalmi jóllét érdekében

szabályozási kérdések:

- az egészséges élethez szükséges alapvető ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz való hozzáférés feltételeinek biztosítása, különösen a három alapvető létszükséglethez való hozzáférés: tiszta levegő, tiszta víz, egészséges élelmiszer;
- az egészséges (fizikai, szellemi és érzelmi egészség) élethez szükséges ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz való hozzáférés feltételeinek biztosítása
- társadalmi részvétel az ökoszisztémákat érintő döntéshozatalokban
- az ökoszisztéma-szolgáltatásokhoz való szabad hozzáférés biztosítása

12.4.2. Az ökoszisztémák védelmét és vagyonkénti értékelését segítő kérdések

A korábbi fejezetek alapján kérdéseket állítottam össze, melyek segíthetik a hatályos jogi szabályozás áttekintését. A kérdések kiindulópontja kettős: egyrészt az ökoszisztémákat és szolgáltatásaikat vagyonnak tekinti, másrészt alapját az Alaptörvény adja. Megfogalmazásuk célja, hogy a kérdésekre adott válaszokon keresztül olyan jogi keret jöjjön létre, mely a vagyonvédelmi szemléletet erősíti, és az Alaptörvény értékrendszerét hatékonyan képes érvényre juttatni a gazdasági életben is. A kérdések reflexiók a fent felvetett problémákra, illetve a tanulmányok tartalmára.

Kérdések az ökoszisztémákra és szolgáltatásaikra vonatkozatható szabályozás felülvizsgálatára:

- Hogyan jelenik meg az alaptörvényi értékrend – ideértve az elővigyázatosság és a megelőzés elvét is – az ökoszisztémák vagyonvédelmi szabályozásában (a jogszabályoktól a gazdasági szabályozó eszközökön keresztül, egészen a belső szabályzatokig)?
- Hogyan jelenik meg az alaptörvényi értékrend az Alkotmánybíróság határozataiban, a bírósági gyakorlatban, az alapvető jogok és helyettesének a jövő nemzedékek szószólójának gyakorlatában, továbbá az Állami Számvevőszék ellenőrzéseiben?
- Milyen ökoszisztémák és szolgáltatások nevesítése jelenik meg a jogszabályokban együtt és/vagy külön-külön, illetve közülük melyek azok, amelyek egyben állami feladatellátásként fogalmazódnak meg?
- A környezetjogon belül, vagy azon kívül, milyen eszköztárakhoz tartoznak az ökoszisztémát érintő jogi szabályozások, hogyan befolyásolják az önszabályozást?
- Milyen jogforrási szint alkalmas a különböző vagyonvédelmi aspektus megjelenítésére?
- Mi a célja a jogi szabályozásnak, az ökoszisztéma és/vagy valamely szolgáltatásának szabályozása, vagy csak hatással van arra/azokra?
- Hogyan határozzák meg az ökoszisztémák és szolgáltatásaik földrajzi kiterjedését, határát, és milyen tulajdonviszonyok jellemzik az adott területet?
- Az ingatlan-nyilvántartás szerint milyen művelési ágba tartoznak a különböző ökoszisztémák, és milyen szabályozás vonatkozik rájuk, természetvédelmi és/vagy más?
- Milyen szerepe van/lehet a szabályozásnak az ökoszisztémák kezelésével, szolgáltatásainak igénybevételével kapcsolatos konfliktusok megelőzésében, meg- és feloldásában?
- A stratégiák, programok és cselekvési tervek/intézkedési csomagokban külső vagy belső viszonyként jelenik meg az ökoszisztémák, és szolgáltatásaik, illetve a gazdaság közötti kapcsolat, milyen vagyonvédelmi eszközöket fogalmaznak meg?
- Milyen munkamegosztás jellemzi az ökoszisztémákkal és szolgáltatásaikkal kapcsolatos állami/önkormányzati szervezetrendszer, kitérve arra, hogy a kormányzati feladat- és hatáskör megosztás miatt hol hiányzik az ökoszisztémák egységes vagyonkezelési szemlélete, mi lehet a konfliktusok forrása?
- Milyen követelményeket fogalmaznak meg az önként követendő és a kötelező szakmai szabályok, a kötelező szabályok mennyire vannak tekintettel az ökoszisztémákra?
- Milyen vagyoni nyilvántartások, leltárak, számviteli szabályok léteznek a vagyonvédelmi szempontok érvényesítésére?
- Milyen nyilvántartások segítik a döntéshozatalt, a nyilvántartások közötti összhang megteremtését?
- Mely ökoszisztémákra, és szolgáltatásaikra létezik állami feladatként nyilvántartás, és vezetése mennyire felel meg a pontosság, a teljesség és a megbízhatóság hármas követelményének, továbbá kinek milyen hozzáférést biztosítanak a nyilvántartásokhoz?

- Milyen igazgatási, hatósági rendszerek, eljárások, ellenőrzések segítik az ökoszisztémák vagyoni védelmét, milyen indikátorokat alkalmaznak?
- Milyen szabályok vonatkoznak a nemzeti vagyon tulajdonosi jog gyakorlójára, milyen szempontok érvényesítése az elvárt?
- Milyen szabályok vonatkoznak a nemzeti vagyon kezelőre, milyen jogviszony határozza meg tevékenységét?
- Milyen elvárásokat fogalmaznak meg a vagyonkezelővel állami vagy gazdálkodó szervezetekkel szemben, továbbá ki és milyen szempont szerint ellenőrzi azok teljesítését?
- Milyen magántulajdonost, használat befolyásoló eszközök jelennek meg az ökoszisztémák védelmében?
- Milyen korlátozás jár kártalanítási kötelezettséggel és ez mennyiben teljesül, illetve miként befolyásolja az állami fellépést?
- Milyen eljárások biztosítják a társadalmi részvételt a jogalkotási és jogalkalmazási folyamatokban?
- Milyen az ökoszisztémákhoz és szolgáltatásaikhoz van az egyéneknek szabad hozzáférése?

Irodalom

Bándi Gyula (2014): Környezetjog, 2014, Szent István Társulat https://regi.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/2011_0001_539_Kornyeztjog/adatok.html

Bándi Gyula (2020): Jogalkotási javaslat a jövő nemzedékek szószólójától In Pro Futuro, 10. évf., 2. szám (2020): Környezeti felelősség – tematikus szám <https://doi.org/10.26521/PROFUTURO/2020/2/8427>

Bándi Gyula (2020a): A Teremtés védelme és az emberi jogok, Acta Humana – Emberi Jogi Közlemények: Évf. 8. szám 4 (2020) 9-33. <https://doi.org/10.32566/ah.2020.4.1> Bándi (2020a)

Bartha Ildikó, Bordás Péter, Horváth M. Tamás(2020): Hős és antihős: Környezeti politika és pénzügyi szabályozás In: Pro Futuro, 10. évf., 2. szám (2020): Környezeti felelősség – tematikus szám, <https://doi.org/10.26521/PROFUTURO/2020/2/8431>

Dasgupta, Partha (2021), The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review. (London: HM Treasury)

Dasgupta, Partha (2021), The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review. Headline Messages (London: HM Treasury)

Fodor László (2015): Környezetjog, második javított kiadás 2015. Debrecen, http://real.mtak.hu/26713/1/Jegyzet_Kornyjog_2015_jav_kiadoi_vegleges.pdf

Fodor László (2020): Sötét vizeken? A környezetvédelmi felelősség helye a környezetpolitika eszköztárában (szabályozásmódszertani és alapvető kérdések) In: Pro Futuro, 10. évf., 2. szám (2020): Környezeti felelősség – tematikus szám, <https://doi.org/10.26521/PROFUTURO/2020/2/8436>

Francé, Raoul (1926): Élet a termőföldben Budapest, Athenaeum Irodalmi és Nyomdai R.-T., 1926. 68-69 http://www.mezogazdasagikonyvtar.hu/assets/digitalarchiv/FRANCE_Elet-termofoldben_Kerti-se-tak_1926_OCR.pdf

Gárdos István (2018): A vagyontárgy és a vagyon fogalma a Ptk.-ban, In: Gazdaság és jog, 2018. (26. évf.) 11. st. 3–10. https://ptk2013.hu/wp-content/uploads/2018/11/GJ201811_3-10_Gardos.pdf

Gyulai-Schmidt Andrea (2018): Közbeszerzési dilemmák a környezeti felelősség érvényesítése körében In Pro Futuro, 10. évf., 2. szám (2020): Környezeti felelősség – tematikus szám, <https://doi.org/10.26521/PROFUTURO/2020/2/8564>

IPBES (2018): Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. M. Fischer, M. Rounsevell, A. Torre-Marín, A. Mader, A. Church, M. Elbakidze, V. Elias, T. Hahn, P.A. Harrison, J. Hauck, B. Martín-López, I. Ring, C. Sandström, I. Sousa Pinto, P. Visconti, N.E. Zimmermann and M. Christie (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 48 pages. (IPBES (2018))

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. Guçze, J. Agard, A. Arneth, 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. Razzaque, 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. (IPBES (2019))

Kenessey Béla (1903): A városi szennyvizek tisztítása Kenessey Béla kir. mérnök jelentése külföldi tanulmányútról. *Vízügyi Közlemények*, 1903/XVII. 7–171. https://library.hungaricana.hu/hu/view/VizugyiKozlemenyek_1903_17/?pg=203&layout=s

Mérei Károly (1862): Az erdők jelentősége a természet nagyszerű háztartásában. *Erdészeti lapok*, 1-ső évfolyam, I. füzet, 1862. január, 1–2. (Szerzői megjegyzés: eredeti helyesírás) (http://erdeszetilapok.oszk.hu/00002/pdf/EL_1862_01_001-014.pdf)

Michel PRIEUR– Christophe BASTIN (2021): Measuring the Effectivity of Environmental Law Legal Indicators for Sustainable Development

Nagy Marianna (2019) A jogi felelősség kihívásai a 21. században *Magyar Tudomány* 180(2019)7, 1054–1063 DOI: 10.1556/2065.180.2019.7.12.

Pump Judit (2012). A jog hatása a fenntartható közszolgáltatásra a hulladékgazdálkodás és a vízgazdálkodás területén. Phd értekezés, ELTE ÁJK Doktori Iskola.

Pump Judit (2013): A települési vízgazdálkodás életciklus szemléletű modellje. In: Horváth M. Tamás (szerk.): *Jelenségek a városi kormányzás köréből*. Budapest–Pécs, Dialóg Campus, 2013, 195–216.

Pump Judit (2019): *A Ptk a környezetjogász szemével*. Budapest, Pázmány Press, 2019, <https://jak.ppke.hu/kiadvanyaink/jogtudomanyi-monografiak-sorozat-kotetei/pump-judit-a-ptk-a-kornyeztjogasz-szemevel>

Pump Judit (2020a): A közigazgatási reform hatása a környezetjogi szabályozásra, In: *Közjogi Szemle*, XIII. évf., 2. 17-21

Pump Judit (2020b): A környezeti felelősség határai: a vendégszerkesztő összegzése In: *Pro Futuro*, 10. évf., 2. szám (2020): *Környezeti felelősség – tematikus szám* <https://doi.org/10.26521/PROFUTURO/2020/2/8679>

Pump Judit (2021a): A jog konfliktuskezelő és/vagy azt keletkeztető? In: *Hidrológiai Közlöny*, 2021. 101. évfolyam Különszám, 22–30

Pump Judit (2021b): Jogba ágyazott vízkonfliktusok - kinek és milyen érdekét védi a jog? In: *Hidrológiai Közlöny*, 2021. 101. évfolyam Különszám, 87–98

Pump Judit (m.a): Üzenet a múltból útkeresőknek, (megjelenés alatt)

Report of the Plenary of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on the work of its seventh session Addendum Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2019) UN IPBES/7/10/Add.1 Distr.: General 29 May 2019 (IPBES Report Add.1 (2019))

Sulyok Katalin (2019): A környezet védelme és az Alaptörvény P) cikke az Alkotmánybíróság gyakorlatában In: Alkotmánybírósági Szemle 2019. I. 20-31.

Sulyok Katalin (2020): A természettudományos bizonytalanság szerepe a környezeti felelősség érvényesíthetőségében, <https://doi.org/10.26521/PROFUTURO/2020/2/8437>

Zilahy Gyula– Széchy Anna: A hazai vállalati szféra környezeti teljesítmény a nemzetközi tendenciák tükrében. In: Vezetéstudomány 51: 1, 55-70 (2020); <http://unipub.lib.uni-corvinus.hu/4494/> (Zilahy-Széchy 2020)

A tanulmány készítéséhez áttekintett NÖSZTÉP tanulmányok:

NÖSZTÉP Hidrológia Szakértői Munkacsoport tanulmánya: – az Ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig; készítette: Vári Ágnes, Kozma Zsolt, Pataki Beáta, Jolánkai Zsolt, Kardos Máté, Decsi Bence, Pásztor László, Bakacsi Zsófia, Tóth Brigitta, Laborczi Annamária, Pinke Zsolt, Jolánkai Géza †, Centeri Csaba, Mattányi Zsolt valamint a konzorciumi partnerek, (HT 2020)

NÖSZTÉP Élelmiszertermelés Szakértői munkacsoport tanulmánya: Az élelmiszertermeléshez kapcsolódó ökoszisztéma-szolgáltatásokról; készítette: Rezneki Rita, Dr. Pásztor László, Dr. Molnár András, Dr. Fodor Nándor, Dr. Gaál Márta, Zubor-Nemes Anna, Dr. tasi Julianna, Dr. Orosz Szilvia, Megvalósítási szakasz – 4. ütem tanulmány; (ÉT 2020)

NÖSZTÉP Pollináció Szakértői Munkacsoport tanulmánya: a pollinációról; készítette: Kovács-Hostyánszki Anikó, Belényesi Márta, Geng Imola, Kemencei Zita, Kissné Fodor Lívია, Lehoczki Róbert, Medveczky Péter, Naszádos Anna, Pataki Róbert, Petrik Ottó, Sárospataki Miklós, Szalai Márk, Szekeres Ádám, Tanács Eszter, Zajác Edit; Megvalósítási szakasz – 3. ütem tanulmány (PT)

NÖSZTÉP Városi Szakértői munkacsoport tanulmánya: a városi ökoszisztéma-szolgáltatásról; készítette: Kiss Márton, Báthoryné Nagy Ildikó Réka, Buzás Kálmán, Csősz Mónika, Gulyás Ágnes, Lenkei Péter, Mészáros Róbert, Pinke Zsolt; Megvalósítási szakasz – 3. ütem tanulmány (VT)

NÖSZTÉP Kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások Szakértői Munkacsoport tanulmánya: az Ökoszisztéma-állapottól a ténylegesen igénybe vett ökoszisztéma-szolgáltatás értékeléséig 1. Természeti adottságokra épülő rekreáció: gyalogos természetjárás értékelése, 2. A Gombászás, mint kulturális örökség értékelése; készítette: Csákvári Edina, Fabók Veronika, Babai Dániel, Dósa Henrietta, Fodor Lívია, Jombach Sándor, Kelemen Eszter, Kovács Eszter, Könczey Réka, Mártonné Máthé Kinga, Michalkó Gábor, Tanács Eszter, Valánszki István, Zölei Anikó és az szmcs-k tagjai, illetve közreműködő szakértői

NÖSZTÉP: a jólléti dimenziók meghatározása, készítette: Zölei Anikó, Kovács Eszter, Kalóczkai Ágnes, Marjainé Szerényi Zsuzsanna, Budapest, 2017. július 14.

A tanulmány készítéséhez felhasznált joggyakorlati dokumentumok:

Alkotmánybírósági határozatok (elérhető az Alkotmánybíróság honlapján is: <https://www.alkotmanybirosag.hu/>)

28/1994. (V. 22.) AB határozat, (ABh 1994)

26/2013. (X. 4.) AB határozat, (ABh 2013)

16/2015. (VI. 5.) AB határozat, (ABh 2015)

24/2016. (XII. 12.) AB határozat, (ABh 2016)

28/2017. (X. 25.) AB határozat, (ABh 2017)

13/2018. (IX. 4.) AB határozat, (ABh 2018)

4/2019. (III. 7.) AB határozat, (ABh 2019)

14/2020. (VII. 6) AB határozat, (ABh 2020)

Bíróági ítéletek

Miskolci Törvényszék 3.Pf.20.979/2017/3. szám (Miskolci Törvényszék 2017)

Győri Közigazgatási és Munkaügyi Bíróság 15.K.27.099/2017/3 (Győri KM Bíróság 2017)

Pesti Központi Kerületi Bíróság Gazdasági Csoport 28.G.301038/2020/6. (PKK Bíróság 2020)

Fővárosi Törvényszék 1.Gf.75.390/2016/7-I indítványa (2016) (Fővárosi Törvényszék 2016) az indítvány elérhető az Alkotmánybíróság honlapján: <http://public.mkab.hu/dev/dontesek.nsf/0/19145B901444AB4B-C1258050005599E2?OpenDocument>

Európai Bizottság kontra Magyarország, C 637/18. sz. ügy; ECLI:EU:C:2021:92 (EB 2021)

Az Állami Számvevőszék dokumentumai (elérhetőek az ÁSZ honlapján: <https://www.asz.hu>)

Ellenőrzési Alapelvek

Álmi Számvevőszék: Ellenőrzési Alapelvek A teljesítmény-ellenőrzés alapelvei 2015. július

Állami Számvevőszék: Ellenőrzési Alapelvek A számvevőszéki ellenőrzés általános alapelvei 2015. július

Állami Számvevőszék: Ellenőrzési Alapelvek A megfelelőségi ellenőrzés alapelvei 2015. július

Állami vagyon feletti tulajdonosi joggyakorlás ellenőrzése

Jelentés Az állami vagyon feletti tulajdonosi joggyakorlással kapcsolatos tevékenységek ellenőrzéséről, 2014. december 14236 (ÁSZ, 2014b)

Jelentés Az állami vagyon feletti tulajdonosi joggyakorlással kapcsolatos tevékenységek ellenőrzése 2015. 15215

Jelentés Állami Vagyonnyilvántartási Kft. Az állami tulajdonban (résztulajdonban) lévő gazdálkodó szervezetek vagyonmegőrzési és gazdálkodási tevékenységének ellenőrzése, 2016. 16191

Jelentés Bányavagyonhasznosító Nonprofit Közhasznú Kft. Az állami tulajdonban (résztulajdonban) lévő gazdálkodó szervezetek vagyonmegőrzési és gazdálkodási tevékenységének ellenőrzése, 2018. 18069

Jelentés Az állami vagyon feletti tulajdonosi joggyakorlással kapcsolatos tevékenységek ellenőrzése 2018. 18203

Jelentések az ökoszisztémákat és szolgáltatásaikat kezelők ellenőrzéséről

Jelentés A nemzeti park igazgatóságok feladatellátásnak és vagyongazdálkodásának ellenőrzéséről, 12106, 2012

Jelentés Az állami tulajdonban álló erdőgazdasági társaságok vagyongazdálkodási tevékenységének ellenőrzése Egererdő Erdészeti Zrt. 2015. 15189

Jelentés A központi alrendszer egyes intézményei pénzügyi és vagyongazdálkodásának ellenőrzése Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság 2016, 16066

Jelentés A központi alrendszer egyes intézményei pénzügyi és vagyongazdálkodásának ellenőrzése Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság 2016, 16069

Jelentés A központi alrendszer egyes intézményei pénzügyi és vagyongazdálkodásának ellenőrzése Alsó-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság 2016, 16071

Jelentés A központi alrendszer egyes intézményei pénzügyi és vagyongazdálkodásának ellenőrzése Felső-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság 2016, 16072

Jelentés A központi alrendszer egyes intézményei pénzügyi és vagyongazdálkodásának ellenőrzése Közép-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság 2016, 16073

Jelentés A központi alrendszer egyes intézményei pénzügyi és vagyongazdálkodásának ellenőrzése Észak-Magyarországi Vízügyi Igazgatóság 2016, 16079

Jelentés A levegő minőségének védelmét szolgáló intézkedések ellenőrzéséről 2018, 18006, (ÁSZ 2018)

Tájékoztatók

Tájékoztató az Állami Számvevőszék 2012. évi szakmai tevékenységéről és beszámoló az intézmény működéséről J/10973, 2013. április, Állami Számvevőszék

Tájékoztató az Állami Számvevőszék 2013. évi szakmai tevékenységéről és beszámoló az intézmény működéséről B/125, 2014. május, Állami Számvevőszék

Tájékoztató az Állami Számvevőszék 2014. évi szakmai tevékenységéről és beszámoló az intézmény működéséről az Országgyűlés részére B/4745, 2015. május, Állami Számvevőszék

Tájékoztató az Állami Számvevőszék 2015. évi szakmai tevékenységéről és beszámoló az intézmény működéséről az Országgyűlés részére B/10303, 2016. április, Állami Számvevőszék

Tájékoztató az Állami Számvevőszék 2016. évi szakmai tevékenységéről és beszámoló az intézmény működéséről az Országgyűlés részére B/16031, 2017. április, Állami Számvevőszék

Tájékoztató az Állami Számvevőszék 2017. évi szakmai tevékenységéről és beszámoló az intézmény működéséről az Országgyűlés részére B/8, 2018. május, Állami Számvevőszék

Tájékoztató az Állami Számvevőszék 2018. évi szakmai tevékenységéről és beszámoló az intézmény működéséről az Országgyűlés részére B/6003, 2019. május, Állami Számvevőszék

Tájékoztató az Állami Számvevőszék 2019. évi szakmai tevékenységéről és beszámoló az intézmény működéséről az Országgyűlés részére B/10466, 2020. május, Állami Számvevőszék

ÁSZ tanulmány sorozatok:

A jó kormányzásépítő kövei – fókuszban a legfőbb pénzügyi ellenőrző szerv, az Állami Számvevőszék

Domokos–Pályi–Farkasinszki: Értékkörzés és értékteremtés – az Állami Számvevőszék szervezeti működésének megújítása 2016

Elemzés

Böröcz Imre-Kerekes Gábor-Teski Norbert (2018): Elemzés az állami vagyon korszerű és megfelelő nyilvántartásáról; Állami Számvevőszék, 2018. augusztus; elérhetőség:

Péter Ákos-Dudás Pál Dániel (2019): A klímaváltozáshoz való alkalmazkodás fenntarthatósági, versenyképességi összefüggései

Péter Ákos-Melcher István (2020): A nemzetközi, nemzeti és a programszintű teljesítménymutatók összehangjának vizsgálata a 6. „Tiszta víz és alapvető köztisztaság” fenntartható fejlődési cél tekintetében EL-2240-001/2020

A jövő nemzedékek szószólójának tevékenységéhez köthető dokumentumok (elérhetőek a szószólói honlapon: <http://www.ajbh.hu/dr.-bandi-gyula>)

Elvi állásfoglalások

Az alapvető jogok biztosának a jövő nemzedékek érdekeinek védelmét ellátó helyettesének, a jövő nemzedékek szószólójának Elvi állásfoglalása a nemzeti parkok, mint a természeti és kulturális értékek őrzői a jövő nemzedékek számára, 2014.

Az alapvető jogok biztosának a jövő nemzedékek érdekeinek védelmét ellátó helyettesének, a jövő nemzedékek szószólójának az AJB-4096/2015. számú ügyben hozott Elvi állásfoglalása

a délvidéki földikutya fokozottan védett fajának megőrzéséről a jövő nemzedékek számára, 2015.

A jövő nemzedékek szószólójának elvi állásfoglalása a talaj védelméről, 2016.

A jövő nemzedékek szószólójának elvi állásfoglalása a felszín alatti vizek védelmében, 2017. (JNSZ 2017a)

Figyelemfelhívások

A jövő nemzedékek szószólójának figyelemfelhívása a vizek védelmében Az engedély és bejelentés eltörlése helyett a kutakról szóló országos program, 2017. (JNSZ 2017b)

A jövő nemzedékek szószólójának figyelemfelhívása az öntözéses gazdálkodásról szóló T/7845 törvényjavaslattal kapcsolatos alkotmányossági aggályokról, AJB-5469-1/2019 (JNSZ 2019)

A jövő nemzedékek szószólójának figyelemfelhívása az erdők biológiai sokféleségének, természeti értékeinek megőrzéséről szóló AB határozat utáni teendőkről, AJB-5960-1/2020 (JNSZ, 2020)

A jövő nemzedékek szószólójának figyelemfelhívása a biológiai sokféleség védelmének alaptörvényi követelményei kapcsán, AJB-6908/2020

A jövő nemzedékek szószólójának figyelemfelhívása a mezőgazdasági öntözési célú kutak létesítésével és fennmaradásával kapcsolatos eljárásokkal szembeni alkotmányos elvárásokról, AJB-41/2021, (JNSZ 2021)

A jövő nemzedékek szószólójának figyelemfelhívása a természetvédelmi célok megfelelő hatósági érvényesítéséről bányászati célú kutatási tevékenység engedélyezése során, AJB- 1551-1/2021

Jogalkotási kezdeményezések:

A jövő nemzedékek szószólójának jogalkotási kezdeményezése a környezeti felelősség hatékonyabb érvényesítése érdekében, AJB-1495/2019 (JNSZ, 2019)

A jövő nemzedékek szószólójának jogalkotási javaslata a felszín alatti vízkészlet védelme érdekében, AJB-7050-1/2020

AJB jelentés (elérhető az AJBH honlapján: <http://www.ajbh.hu>)

Az alapvető jogok biztosának és a jövő nemzedékek érdekeinek védelmét ellátó biztos-helyettesének Jelentése az AJB-4151/2013. számú ügyben (AJB 2013)

Beszámoló (elérhető az AJBH honlapján: <http://www.ajbh.hu>)

Beszámoló az alapvető jogok biztosának és helyetteseinek tevékenységéről 2018 (AJBH Beszámoló 2018)

Melléklet:

Az ökoszisztéma alaptérkép nomenklatúrájának összehasonlítása az ingatlan-nyilvántartás művelési ágba sorolásával

Ökoszisztéma alaptérkép nomenklatúra		Művelési ág az ingatlan-nyilvántartás szerint*
Mesterséges felszínek (Urban)		művelés alól kivett terület
Agrárterületek (Cropsland)	<p>Szántóföldek Állandó kultúrák</p> <ul style="list-style-type: none"> • szőlők, • gyümölcsösök, • energiaültetvények <p>Komplex területek</p> <ul style="list-style-type: none"> • komplex művelési szerkezet épületekkel • komplex művelési szerkezet épület nélkül 	<p>szántó</p> <ul style="list-style-type: none"> • szőlő • gyümölcsös • fásított terület • NA**, de az épület: művelési ág alól kivett • NA
Gyepterületek és egyéb lágyszárú növényzet	<p>Homoki gyepek Szikes és szikesedésre hajlamos gyepek Sziklakibúvásokkal tarkított gyepek Zárt gyepek kötött talajon vagy domb és hegyvidéken Máshova be nem sorolható lágyszárú növényzet</p>	<p>rét/legelő***</p> <p>rét/legelő***</p> <p>rét/legelő***</p> <p>rét/legelő***</p> <p>NA</p>
Erdők és egyéb fás szárú növényzet (Forests and woodlands)	<p>Többletvízhatástól független erdők Természetszerűbb galériaerdők Egyéb vízhatás alatt álló erdők Idegenhonos fajok dominálta erdők, faültetvények Erdőként nyilvántartott faállomány nélküli, vagy felújítás alatt álló területek Máshova nem besorolható fás szárú növényzet</p>	<p>erdő/fásított terület↯↯****</p> <p>erdő/fásított terület↯↯****</p> <p>erdő/fásított terület↯↯****</p> <p>erdő/fásított terület↯↯****</p> <p>erdő/fásított terület↯↯****</p> <p>fásított terület</p>
Vizes élőhelyek (Wetlands)	<p>Lágyszárú dominanciájú vizes élőhelyek</p> <ul style="list-style-type: none"> • vízben álló mocsári/lápi növényzet • időszakos vízhatás alatt álló gyepek valamint láp- és mocsárrétek <p>Fás szárú dominanciájú vizes élőhelyek</p> <ul style="list-style-type: none"> • láp- és mocsárerdők 	<ul style="list-style-type: none"> • nád, vagy művelés alól kivett terület • rétet/legelő, vagy művelés alól kivett terület • erdő
Felszíni vizek (Rivers and lakes)	<p>Állóvizek Vízfolyások</p>	<p>művelés alól kivett területek, kivéve halastó művelés alól kivett terület</p>

*az ingatlan-nyilvántartásról szóló 1997. évi CXLI. törvény és végrehajtására kiadott 109/1999. (XII. 29.) FVM rendelet alapján

**NA jelöli, ha művelési ág szerint nincsen megfelelője, és nem indokolt, hogy mezőgazdasági területként művelési ág alól kivett területnek tekintsük

***Az FVM rendelet szerint a kaszálással hasznosított terület rétet (41. §), a legeltetéssel hasznosított pedig legelő (42. § (1) bekezdés) és legelő az erdőn belül a vadföld is (42. § (2) bekezdés)

****Az FVM rendelet 48. § (2) bekezdése alapján az Országos Erdőállomány Adattárban szabad rendelkezésű erdőként nyilvántartott területet fásított terület művelési ágban kell nyilvántartani.

13. fejezet

Javasolt jövőbeli fejlesztési irányok és lehetőségek

Szerkesztő: Török Katalin¹

Szerzők: Arany Ildikó¹; Csákvári Edina¹; Fabók Vera¹; Kiss Márton^{1,4}; Koncz Péter^{1,5}; Tormáné Kovács Eszter³; Kovács-Hostyánszki Anikó¹; Rezneki Rita^{1,5}; Szitár Katalin¹; Tanács Eszter¹; Török Katalin¹; Vári Ágnes¹; Lehoczki Róbert²; Pataki Róbert²; Belényesi Márta²; Petrik Ottó²; Maucha Gergely²

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet;

²Lechner Tudásközpont Kft.;

³Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet;

⁴Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék;

⁵Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság

Bevezetés

A projekt keretében komoly kihívások elé álltunk. Bár voltak az európai ökoszisztéma-szolgáltatás munkacsoport (working group on Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, MAES; Maes és mtsai 2016) több éves tevékenysége eredményeképpen bizonyos szakmai útmutatások, mégis úttörő feladatot végeztek a szakértők egy olyan országos rendszer kiépítésével, amely a természeti-társadalmi összefüggések fontosabb elemeire érzékeny, és amely számos tudományterület érintésével a kiválasztott szempontok mentén jellemzi ezt a komplex, dinamikus rendszert. A víziónk szerint a projekt eredményei nagymértékben hozzájárulhatnak a biodiverzitás csökkenés megállításához és a fenntarthatóság növeléséhez azáltal, hogy a természeti állapot és a nem ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások összefüggését feltárják, így lehetőséget biztosítanak a beavatkozás helyének és módjának meghatározásához. Ne feledjük, hogy a globális krízis fő előidézője, hogy az ellátó ökoszisztéma-szolgáltatások mennyiségének maximalizálása közben a szabályozó és fenntartó, valamint a kulturális szolgáltatásokat szinte figyelmen kívül hagytuk. Ezen szolgáltatások értékelése és beépítése a döntéshozásba egy fontos lépés a fenntarthatóság irányába. A NÖSZTÉP projekt eredményeinek hasznosulása a döntéshozásban részben a zöldinfrastruktúra projektem keretében valósul meg. Ezért is tárgyaljuk ebben a fejezetben azokat a tanulságokat és fejlesztési lehetőségeket is, melyek a zöldinfrastruktúra tervezésben való felhasználásukat érintik.

A jelen projektet követő kutatások, fejlesztések keretében felmerült két út: egyrészt a 2015-ös bázisú ki-dolgozott rendszer frissített adatokkal való újra-modellezése, másrészt a tapasztalatok alapján a felmérések, elemzések pontosítása, az azóta keletkezett adatbázisokkal való kiegészítése. Véleményünk szerint mindkét irány tartható lenne, ha a módszertani fejlesztések kitérnének az első modell új adatokkal való feltöltésére és egyben a pontosított, léptékben finomított adatok és módszerek alkalmazásával előálló rendszerre is. Ezzel elkerülhető lenne az a sajnálatos hiány, ami például a Víz Keretirányelv elemzéseinél a módszerváltás miatt előállt és így az időbeli folyamatok értékelésére korábban nem kerülhetett érdemben sor.

A NÖSZTÉP projekt komplex kutatási feladatainak kivitelezése közben nagyon sok tapasztalatot szereztünk az interdiszciplináris munka nehézségeiről és lehetséges hatékony módjairól. Talán először dolgoztak együtt ökológusok, vízépítő mérnökök, erdészek, agrárszakemberek, társadalomtudósok, térképészek, egészségügyi szakemberek, adatbázis kezelők és még számos szakág képviselői egy cél érdekében. Az ágazatok képviselőinek bevonását a projekt tervezésénél még szélesebb körben reméltük, azonban a járvány mellett egyéb akadályok is nehezítették a munkát. Kutatási feladatoknál nem tervezhető pontosan az egyes lépések kimenete és a folyamat iránya, azonban ez egyben kihívás és motiváció az új utak, kreatív megoldások keresésére. Elégedettek lehetünk az elért eredményekkel és a szerzett tapasztalatokkal, és úgy véljük, hogy a projekt keretein túl is még számos lehetőség lesz az eredmények értelmezésére, új felhasználási irányok kutatására. Mindezekben még jelentős potenciál van, ami új kutatási eredményekkel is kecsegtet. Most, a projekt végén tudjuk kézbe venni azokat a térképeket, elemzési eredményeket, statisztikákat, ami újabb kérdések megfogalmazását indítja majd el.

13.1. Az Ökoszisztéma-alaptérképpel kapcsolatos fejlesztés irányai

A projekt különféle feladatainak sikeres teljesítéséhez első lépésként szükség volt egy, az egész ország területét lefedő aktuális ökoszisztéma-térkép elkészítésére. Fontos szempont volt olyan rendszeresen frissülő adatbázisok és módszerek használata, amelyek elvben megteremtették a térkép folyamatos aktualizálásának lehetőségét. A térkép validációja során jó helyismerettel rendelkező szakértők vizsgálták meg az adatbázis pontosságát, átfogó véleményt adtak az egyes kategóriákról, valamint felhasználási javaslatokat is megfogalmaztak. A térkép kapcsán a validáló szakemberek által megfogalmazott kritikákat, és ezekre reflektáló gondolatokat, ajánlásokat, ötleteket részletesen "Az Ökoszisztéma-alaptérkép tematikus minőségellenőrzése" (Belényesi és mtsai 2019) című dokumentum tartalmazza, itt ezekből néhány fontosabb gondolatot, irányt emelünk ki.

Bár a módszertan kidolgozása az esetleges ismétlésre való tekintettel történt, az ökoszisztéma-alaptérkép egyelőre egy időpontra készült el, eredetileg a 2015-ös bázisú, de valójában inkább egy hosszabb periódusra, a 2015-2017 közötti időszakra vonatkoztatható. A visszajelzések egyik visszatérő eleme volt, hogy amennyiben megoldható lenne a térkép rendszeres időközönkénti frissítése, számos további – akár monitoring célzatú – alkalmazási lehetőség nyílhatna meg. Ilyenek például a felszínborítás változásának a CORINE-nál finomabb léptékű követése, a vízborítás változásának vizsgálata, erdős területeken a vágás-területek arányának vagy az idegenhonos fajok dominálta erdők változásának nyomon követése. Mindezek alapján érdemes lenne a térképet újra elkészíteni, illetve a jövőbeni rendszeres frissítés érdekében az elkészítés folyamatának azokat a lépéseit a lehető legnagyobb mértékben automatizálni, ahol ez még nem történt meg (pl. az erdők besorolásánál a felhasznált adatbázison végzett szükséges átalakítások, előkészítő lépések esetében). A trendek irányának felderítésére másik elvi lehetőség időben visszanyúlni és korábbi felszínborításokkal összevetni az eredményeket, bár ennek akadálya, hogy nincs olyan korábbi adatbázis, ami hasonló kategóriarendszerrel és térbeli felbontással rendelkezik.

Az ismétlésen túl a készítő tapasztalatai és a visszajelzések alapján is bőven van tere a térkép továbbfejlesztésének. Mivel az egyes ökoszisztéma főtipusok eltérő adatbázisok alapján és eltérő módszerekkel készültek, típusok szerint sorolunk fel néhány fontosabb lehetőséget, javaslatot a fentebb már említett, részletes validációs dokumentum (Belényesi és mtsai 2019) alapján.

Gyeppek és vizes élőhelyek:

Mivel a gyep-területek és a vizes élőhelyek altípusainak lehatárolásához nem álltak rendelkezésre tematikus adatbázisok, a gyeppek kapcsán több szakpolitikai irányból megfogalmazódott igény egy olyan gyep-térkép (gyepkataszter) létrehozása iránt, amely megfelelő minőségi információ-tartalommal rendelkezik. Így mind mezőgazdasági, mind természetvédelmi célú igényeket ki tudna szolgálni, és rendszeres frissítésével változsvizsgálatokhoz is jó alapot nyújthatna. A projektben előállt gyepkategorikák további pontosítás után, egyéb hasonló tematikájú adatok (pl. a MePAR állandó gyep tematikája) mellett egy ilyen gyepkataszter előállításának első lépcsőfokát jelenthetik.

A fent említett adathiány következtében ezeknél a főtipusoknál az osztályozásban nagy szerepet kapott az úrfelvétel-idősorok tanuló algoritmus (Random Forest, RF) végzett elemzése, melynek eredményét szakértői segítséggel, talajtani és topográfiai paraméterek gyep-típusonkénti határértékeinek meghatározásával pontosítottunk tovább. A gyep főkategorikán belül az alkategorikák szétválasztásának sikerességét kielégítőnek nevezhetjük ugyan, de a validálók (és azóta már a felhasználók is) következtelenségekre és hiányosságokra is rámutattak. A főkategorikák szintjén a kategóriahatárok általában a gyeppek (ideértve a vízhatás alatt nem álló, és a vizes élőhelyekhez sorolt típusokat is) viszonylatában a leginkább bizonytalanok. Problémás pl. a parlagok besorolása is. Az ökoszisztéma-szolgáltatás térképezés nagyon erősen épít az Ökoszisztéma-alaptérképre, a készülő térképek minőségét ezért nagymértékben befolyásolja az alaptérkép pontossága. Emiatt a kategóriahatárok pontosítására még nagyobb hangsúlyt kell fektetni a jövőben. Az osztályozási pontosság növelését megvalósíthatónak tartjuk, de a megvalósításnak számos előfeltétele van:

1. A jó minőségű (tiszt) tanulóterületek számának növelése és országos eloszlásának homogenizálása: a térképezés során igyekeztünk maximálisan támaszkodni ÁNÉR-alapú élőhelytérképezési eredményekre. Bár megpróbáltunk az adathalmaz minőségi előszűrésével (vizuális ellenőrzés segítségével), de a poligonok nagy száma miatt ez nem volt teljeskörű. Ugyancsak probléma volt, hogy egyes kategóriák esetében nem volt elégséges az őket reprezentáló tanulóterületek száma, minősége. Az ÁNÉR-alapú élőhelytérképek száma az elmúlt években is gyarapodott, és reményeink szerint a jövőben is készülnek majd hasonló térképek. Fontos lenne, ha a természetvédelmi szakma hozzá tudna járulni az adatok előszűrésével és rendezésével egy olyan adatbázis kialakításához, amely biztosabb alapot nyújt egy tanulóterület-osztályozás végrehajtásához, és az eredmények szisztematikus ellenőrzéséhez. Az ÁNÉR adatok mellett a MePAR felszínborítási adatbázis gyep osztályai, nádasai, valamint vízhatásra és szikesedésre utaló attribútumai is fontos szerepet tölthetnek be a tanulóterületek

körének kialakításánál. A jövőben támaszkodhatnánk esetleg az ebben szereplő gyepfoltok területi határaitra, mint téradatra, amelyhez a területeket jól ismerő szakemberek relatíve könnyen rendelkezhetnek információval az alaptérkép kategóriáinak megfelelően. Ez a lehetőség természetesen a szaktárca együttműködését előfeltételezi. A tanítóterületek számának növelése mellett azok eloszlásának optimalizálása is fontos tényező, melynél egyrészt figyelembe kell venni az egyes élőhelyek területi előfordulását, másrészt azt a tényt, hogy az osztályozás jelenleg Sentinel tile-onként (képenként) történik, így biztosítani kell, hogy a kritikus élőhelyekről minden kép megfelelő mennyiségű és minőségű tanulóterülettel rendelkezzen. Szükség esetén indokolt lehet továbbá a feldolgozási egységek módosítása a tájhatárok figyelembe vételével.

2. Az osztályozást megalapozó adatkör bővítése, specifikálása: A tanulóterületi osztályozás mindig egy meghatározott adatkörön fut le, amelyet a felhasználó állít össze. Esetünkben a több időpontból származó, lehetőség szerint felhőmentes Sentinel optikai űrfelvétel-idősor, valamint radarűrfelvétel-idősorból előállított integrált jellemzők mellett az azokból számított különböző spektrális indexek, topográfiai adatok és indexek, és talajtérképek alkották ezt az adathalmazt. Egyes - pl. vízhatás alatt álló - kategóriák időbeli viselkedéséhez való pontosabb igazodás a műholdkép-idősor összeállításánál szintén hozzájárulhat a pontosság növeléséhez. A radar-űrfelvételek nagyobb mértékű integrálása az elemzésekbe segíthet az optikai felvételek korlátainak (felhőborítottság miatt kieső időpontok) elhárításában. A jelenlegi feldolgozás során már használt radarjellemzők mellett további vizsgálata és integrálása indokolt. A rendelkezésre álló adatok köre már csak az időközben eltelt idő miatt is bővül, hiszen a Sentinel idősorok jelentősen hosszabbak, mint a jelenlegi térkép elkészítése idején. Ennek jelentősége lehet például a vizes élőhelyek pontosabb lehatárolásában.
3. Ugyancsak ennek az adathalmaznak a tanítóterületeken történő kategória-specifikusabb vizsgálata mutathat rá olyan összefüggésekre, amelyek az utólagos - bizonyos tulajdonságokra vonatkozó határértékek alkalmazásával történő - pontosítás lehetőségét is megteremtik - amennyiben szükség van rá. Az alaptérkép jelen verziójának előállításánál ezt a műveletet alkalmaztuk a homoki gyepek, sziklagyepek és szikesek esetében. A "tisza" mintaszám (tanulóterület) növelésével a határértékek alkalmazása bizonytalanságának csökkentésére van lehetőség, amely különösen fontos a talajparaméterek és topográfiai jellemzők vonatkozásában, de a spektrális indexek idősora is fontos információkhoz juttathat a többváltozós statisztikai vizsgálatok elvégzésével. Ez a művelet is egyéb kutatóintézetekkel (ATK TAKI) történő együttműködést igényel.
4. Az osztályozási módszertan paraméterezésében történő változtatások is szerepet játszhatnak az eredmények alakulásában, pl. a kategóriák területi kiterjedése alapján történő súlyozás, vagy egyfajta - egyes kategóriák előfordulását valószínűsítő stratifikálás bevezetésének vizsgálata is ajánlott.
5. Felmerülhet egyéb osztályozási algoritmusok felhasználhatóságának vizsgálata is. Egyes kiemelt, például a validáció során jellemzően gyengébb eredményeket mutató területeken érdemes a Random Forest osztályozó fent említett újra-paraméterezésén túlmenően egyéb algoritmusok (pld. neurális háló) tesztelése és az eredmények függvényében akár nagyobb területre kiterjedő alkalmazása.
6. Az ATK TAKI kutatásai alapján ígéretes lehetőség a valószínűségi modellek közül a Bayes-háló (Bayesian [Belief] Network; B[B]N) alkalmazása a térképezés során, amely esetében az előzetes valószínűségeket egyéb mérésekből, megfigyelésekből is származtathatók (ezek lehetnek az ÁNÉR referencia adatok alapján azok egyes kategóriáira meghatározott termőhelyi jellemzők teljes statisztikái), így ideális lehetőséget biztosítanak archív adatok, vagy egyéb forrásból származó ismeretek beépítésére a predikció folyamatába.

Erdők:

Az erdők esetében a térkép elkészítéséhez alapként használt adatbázis, az ESZIR Országos Erdőállomány Adattára (OEA) rengeteg, a besorolást segítő információt, adatot tartalmaz a faállományra nézve, azonban mivel teljesen más céllal készült, jellegénél fogva nem ideális arra, hogy önmagában élőhely, vagy ökoszisztéma térképek alapjául szolgáljon. Ehhez kötődik az az általánosnak tekinthető észrevétel a validálók részéről, hogy az erdőrésztetek alapegységként történő alkalmazása miatt nagyon sok információ elvész, a kis kiterjedésű élőhelyek nem jelennek meg a térképen, ami ilyen módon jelentősen leegyszerűsödik egy élőhely-térképhez képest. Azokban a tájakban, ahol az erdőállomány változatosabb, ez jelentősebb információvesztést okozott. Ez nem csak erdőtípusokra érvényes, hanem pl. erdőrésztetekben belül található, kisebb kiterjedésű egyéb élőhelyfoltokra (pl. gyepek) is. A jelenlegi ökoszisztéma-alaptérkép készítésekor rendelkezésre álló idő és erőforrások nem tették lehetővé az erdőterületek távérzékelésen alapuló finomítását, tovább-bontását, holott ezzel valószínűleg több, jelen módszer mellett megoldhatatlan probléma részben, vagy egészen kezelhetővé vált volna. A jövőben ez mindenképpen egy fontos fejlesztési irány lehet.

13.2. Az ökoszisztémák állapotának felméréssel, és dokumentálásával kapcsolatos fejlesztések

Az ökoszisztéma-állapot a NÖSZTÉP projektben kétféleképpen jelent meg. Egyrészt az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése során, a kaskád első szintjén („szolgáltatás-alapozó indikátorok”), másrészt az ökoszisztémák állapotának általános jellemzését szolgáló indikátorok (általános vagy ökológiai állapot-indikátorok) formájában. Jelen fejezet ez utóbbiakra fókuszál. Az általános ökoszisztéma-állapot értékelésének pontos módszerét, a felhasznált adatokat, változókat, részletesen “Az általános ökoszisztéma-állapot indikátorok térképezésének módszertana” (Tanács és mtsai 2020) c. dokumentum tartalmazza.

Nagyon fontos cél volt, hogy lehetőség szerint az egész országot lefedő, térben explicit értékelést végezzünk a lehető legfinomabb térleptékben. Ugyanis az állapot országos értékelésére vonatkozó korábbi vizsgálatok vagy durvább leptékek, vagy nem fedik az ország teljes területét. Azonban adatfelvételezésre jelen projekt nem adott lehetőséget, az értékelést létező adatbázisokra kellett alapozni - emiatt a munkát nagymértékben meghatározta a hozzáférhető adatok köre és minősége. Sok esetben nem volt hozzáférhető olyan részletességű országos adat, amit az eredetileg tervezett módszer megkívánt volna. Emiatt több esetben az ökoszisztéma-állapotra csak közvetetten utaló közelítő, helyettesítő (proxy) adatokat (pl. táji környezet jellemzői) használtunk. A létrejött térképek megbízhatósága, és (ezzel összefüggésben) gyakorlati felhasználhatósága ezért jelentősen eltérő. Az alkalmazott módszerek finomíthatóak, továbbfejleszthetőek, pl. további releváns (távérzékelés, biotikai, stb.) adatok fokozottabb bevonásával, de országos leptékben ez további jelentős idő- és erőforrás-ráfordítást igényel, lehetőség szerint célzott terepi referenciaadat-gyűjtéssel. Új lehetőségeket nyithatnak a térképezés kezdete óta előállt, vagy továbbfejlesztett adatbázisok.

Ökoszisztéma típusok szerinti javaslatok, kimaradt indikátorok

Az alábbiakban röviden ismertetjük az egyes ökoszisztéma főtípusokhoz kapcsolódó, az elemzésből jellemzően adathiány miatt kimaradt indikátorokat, és az ezekhez kapcsolódó javaslatokat.

Agrárterületek: az antropogén terheléshez kapcsolódóan az agrártájak esetében hangsúlyosan felmerült a kihelyezett műtrágya és növényvédőszer mennyiség, mint indikátor használata, azonban ezek finom leptékű térképezéséhez (amely az állapotértékelés szempontjából kiemelt jelentőségű lett volna) az elemzés elvégzésekor tudomásunk szerint nem állt rendelkezésre megbízható minőségű adatforrás. E két indikátor ugyanakkor nagyon fontos lenne a mezőgazdasági tevékenység hatásainak pontosabb becsléséhez – ezek hiányában a használat tényleges intenzitását, és ennek az élővilágra gyakorolt hatását csak közvetve, durván lehet becsülni. A listában korábban szerepelt a Farmland Bird Index, amely széles körben használt, az agrárterületekre jellemző madárfajok trendjeiből számított kompozit indikátor (Gregory és mtsai 2005,

Szép és mtsai 2012), de a kisebb területegységekre történő kiszámítását a jelentős munkaigény miatt végül elvetettük. Mivel ez egy jó indikátora a természetvédelmi relevanciájú agrártámogatási rendszereknek, az állapot-értékelés során valamilyen formában történő felhasználását érdemes lenne a jövőben megfontolni.

Gyeppek: Legeltetett és kaszált területek: különösen az antropogén hatásra létrejött gyeppek esetében az emberi tevékenység megszűnése könnyen a gyep állapotának leromlásához, vagy akár a gyep megszűnéséhez (pl. beerdősüléséhez) vezethet, így az aktív kezelés alatt álló területek ismerete közvetve jelzéseként szolgálhatott volna ennek a kockázatnak a felméréséhez. Azonban több, egymástól független szakértő is megerősítette, hogy az egységes kérelem adatbázisban a 2015-ös bázisúvra rendelkezésre álló adatok minősége miatt ezek térképezése megtévesztő eredményt adott volna. Az élőhely állapota szempontjából elsősorban a kezelés pontos módjának (pl. időpont) és mértékének ismerete lenne informatív, de erre nézve nem rendelkezünk megbízható, térben explicit adatokkal. Megfelelő minőségű és mennyiségű tanító- és referenciaadat rendelkezésre állása esetén ilyen jellegű adat távérzékeléssel valószínűleg előállítható, ennek vizsgálata (akár mintaterületek szintjén) kulcsfontosságú fejlesztési irány lehet.

Vizes élőhelyek: A vizes élőhelyeknél a vízellátottság, a vízborítás rendszeressége kulcsfontosságú információ. Ennek kapcsán lehetne a felhasznált nemzetközi WWPI indexnél jobb minőségű, távérzékelésen alapuló, hazai fejlesztésű adatot előállítani. Egy ilyen adat jelentősen hozzájárulhatna a vizes élőhelyek jobb lehatárolásához is (ld. alaptérképpel kapcsolatos fejezet).

Erdők: A holtfa mennyiségét (és méretbeli diverzitását) minden vonatkozó szakirodalom megemlíti, mint az erdőtermészetesség, illetve állapot fontos indikátorát (ld. pl. Csóka 2000, Ódor és mtsai 2005). Sajnos azonban az OEA nem tartalmaz erre vonatkozóan megfelelő adatot, csak a megjegyzésben, strukturálatlan formában fordul elő ezzel kapcsolatos információ, amely így nem volt alkalmas a céljainkra. A NÉBIH Erdészeti Igazgatóság az erdőleltározás keretei között folytat országos adatfelvételezést, 4 km-es rácsháló pontjaiban. De mivel a holtfa mennyisége térben és időben nagyon változó, ezért ezeknek a pontszerű adatoknak a térbeli kiterjesztésével készült térképezés, ami jelentős munkabefektetést igényelne, valószínűleg nem a valós viszonyokat tükrözné. Esetleg érdemes lehet összehasonlító vizsgálatokat végezni egy, az Erdőleltárban található adatokra (beleértve a holtfát) kidolgozott állapot-értékelés, és az általunk az OEA alapján kidolgozott hasonló értékelés között.

Az erdők egészségi állapota, és az őket érő bolygatások térben explicit nyomon követésére egyre elterjedtebbek a műholdfelvételek idősoros elemzésén alapuló módszerek. Az elemzés során részben a megelőző időponthoz, részben pedig valamilyen referenciaértékhez (pl. hosszabb időszak átlaga) viszonyítva határozható meg, hogy történt-e valamilyen változás. Egy hasonló, pl. a Sentinel műholdak felvételeire alapozó, az egész országot lefedő rendszer elkészítése meghaladta a projekt kereteit, de hosszabb távon az ilyen értelemben vett állapot-monitoring hasznos eszköze lehet. Hasonló értékelő rendszerek elkészítése, illetve befejezése Magyarországon is várható, ilyen pl. a NAIK Erdészeti Tudományos Intézet MODIS-felvételeket felhasználó Távérzékelésen alapuló Erdőállapot Monitorozó Rendszere (TEMRE), illetve a közigazgatási döntések távérzékeléssel történő megtámogatását célzó ún. FIR projekt keretében is terveztek hasonlót. Egy esetleges jövőbeli továbbfejlesztés esetén mindenképpen érdemes megvizsgálni, hogy a közelmúltban milyen olyan új adatok, adatbázisok keletkeztek, amelyek bevonásával az állapotértékelésnek ezt az aspektusát is be tudnánk építeni az elemzésbe.

Az inváziós fajok jelenléte, mennyiségi viszonyai valamennyi élőhely-típus, de különösen a gyeppek esetében kiemelten fontos indikátorok lennének, ugyanakkor térképezésükhöz a legtöbb esetben országosan nem állt rendelkezésre elégséges információ. Bizonyos fajok tekintetében (pl. ezüstfa) hosszabb távon a távérzékelés valószínűleg megoldást jelenthetne a térképezésre, azonban országos léptékben egy ilyen munka messze meghaladta volna a projekt kereteit. Ugyanakkor a közelmúltban országosan több olyan kezdeményezés (pl. biotikai adatbázis-fejlesztés, inváziós fajok térképezése a LUCAS adatbázis használatával stb.) is elindult, amelyek célja ilyen jellegű adatok előállítása, tehát egy esetleges továbbfejlesztés során a távérzékelés adta lehetőségek megvizsgálásán túl a közelmúltban létrejött adatbázisok felhasználhatóságát is érdemes megvizsgálni. A fejlesztés az elképzelések szerint párhuzamosan haladna a Nemzeti

Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) operativizálásával, így például lehetőség nyílt az ott végzett özőnfaj monitorozási adatokkal való összevetésre. Az erdők esetében például az inváziós cserjékre vonatkozó információ is szerepel az Országos Erdőállomány Adattárban. Ennek használatát csak azért voltunk kénytelenek elvetni, mert az adatok még nagyon hiányosnak tűntek, ez azonban azóta változhatott.

Általános javaslatok

Az alábbiakban néhány általános javaslatot, illetve lehetséges továbbfejlesztési irányt fogalmazunk meg az állapot-értékelés kapcsán.

Biotikai adatok bevonása az állapotértékelésbe

Mivel a NÖSZTÉP-ben kifejezett cél volt, hogy a teljes országra kiterjedő térképek készüljenek, az állapotértékelést főleg az emberi terhelés irányából közelítettük, mert a rendelkezésre álló időszak alatt ezek a típusú adatok voltak országosan előállíthatóak. Azonban a hagyományos értelemben vett, és a gyakorlatban használt állapot-értékelés inkább biotikai alapú, bizonyos ritka, értékes, vagy az adott termőhely jó állapotát indikáló fajok jelenlétére, illetve hiányára alapoz. Az elmúlt néhány évben a technika fejlődésével az ilyen típusú adatok összegyűjtése/rendszerezése könnyebbé vált, és ennek megfelelően új, gyorsan bővülő adatbázisok jönnek létre. Mindenképpen érdemes lenne megvizsgálni annak a lehetőségét, hogy ezeket, illetve általában az ilyen módon gyűjtött adatokat hogyan lehetne beépíteni az állapot értékelésébe, beleértve a közösségi jelentőségű fajok és élőhelyek és az NBmR adatait is.

Távérzékelés fokozottabb bevonása az állapotértékelésbe

Idő és kapacitás híján a NÖSZTÉP állapotértékelésben kevésbé építettünk a távérzékelés adta lehetőségekre, pedig ez a továbbfejlesztés egyik legígéretesebb iránya. Az erdők esetében ehhez kapcsolódóan kétféle lehetséges fejlesztési irány rajzolódik ki:

- (1) Adatok beszerzése/előállítása adathiányos területekre: a nem üzemtervezett erdőkről jelen projektben nem készült értékelés, mivel ezekre a felhasznált Országos Erdőállomány Adattár nem tartalmaz információt. Érdemes lenne megvizsgálni valamilyen egyszerűsített, távérzékelésen alapuló értékelés lehetőségét az ilyen állományok esetében.
- (2) Erdőrészleten belüli finomítás: A NÖSZTÉP értékelésekben, illetve az alaptérképen is az értékelés erdőrésztlet szintű. Távérzékelés adatok felhasználásával érdemes lenne megvizsgálni az ennél térben finomabb felbontású értékelés lehetőségét nemcsak az alaptérkép, hanem az állapot-térképek esetében is.

Kiemelten a klímára és ezzel kapcsolatos állapotváltozásokra való reflektálás

Az erdők esetében a NÖSZTÉP-ből hiányzott a klímaváltozás, illetve szélsőséges időjárási események hatására történő állapotváltozásokra való reflektálás, holott ez az állapotértékelés fontos aspektusa, ami a társadalom egésze felől is komoly érdeklődésre tarthat számot. Ennek az volt az oka, hogy több párhuzamos projektben is tervezték olyan indikátorok kifejlesztését, amelyek ezeket a változásokat mutatják (ld. az erdőknél írtakat). Az előrelépés egyik alapja lenne utánajárni, hogy ezekből mi valósult meg, és hogyan lehetne az időközben megvalósult fejlesztések eredményeit beépíteni az állapot-értékelésbe.

A gyepek esetében a távérzékeléssel megfogható pillanatnyi állapotot három fő tényező határozza meg: a gyepek típusa, a megelőző időjárás alakulása, és az emberi aktivitás közvetlen hatása a biomasszára (pl. legeltetés/kaszálás útján történő biomassza eltávolítás). Megfelelő, célzottan előállított, illetve területkezelőktől bekért terepi adatok előállítása/bevonása esetén kísérletet lehetne tenni ezeknek a hatásoknak a szétválasztására. Siker esetén egyrészt az eddigiéknél pontosabb térbeli információval rendelkezünk arról, hogy hol milyen mértékű emberi beavatkozás zajlik, másrészt becsülhetővé válna, hogy hogyan alakul a gyepek állapota pl. egy-egy szélsőséges időjárási eseményt követően. Mindez jelentős előrelépés lenne, hiszen a jelen projekt tapasztalatai alapján általában nagyon kevés információval rendelkezünk a gyepekről.

Változásvizsgálat ismételt állapot-értékelés alapján

Hosszabb távon az állapot-értékelésnek akkor lesz igazán nagy jelentősége, ha sikerül időbeli változást is vizsgálni. Természetesen valamennyi értékelés megismételhető, azonban az antropogén terhelést leíró proxy változók valószínűleg kevésbé alkalmasak arra, hogy az időben gyorsabb változásokat jelezzék, mivel a rendszernek van egy tehetetlensége. Az erdőállapot-értékelésnél azonban több és részletesebb adat áll rendelkezésre. A módszertan úgy került kialakításra, hogy a felhasznált indikátorokat azonos módszerrel újra ki lehet számolni, és ezek alapján a teljes értékelést újra el lehet végezni. Érdemes lenne az egyes indikátorok, és az ezekből kirajzolódó összkép változásait megvizsgálni, akár korábbi adatok (2000-es évek eleje), akár a korábbi, 2015-ös bázisévhez képest újabb adatokon. Érdemes figyelembe venni, hogy a faállomány változásai a fák hosszú élettartamából adódóan lassúak, tehát minél több idő telik el a két vizsgálati időpont között, annál nagyobb az esélye, hogy kimutatható változásokat találunk. A feladat hatékony elvégzése és későbbi megismételhetősége érdekében fontos lenne a szükséges számításokat a lehető legnagyobb mértékben automatizálni.

Egyéb projektekkel való szorosabb együttműködés, koordináció

Amennyiben sor kerül a fenti javaslatok megvalósítására, érdemes kiemelten figyelni az egyéb projektekkel való szorosabb együttműködésre. Folyamatosan indulnak olyan új projektek, melyek eredményei relevánsak lehetnek. Mind a módszerek hatékony továbbfejlesztése, mind a rendelkezésre álló fejlesztési erőforrások optimális felhasználása érdekében fontos ezek azonosítása, és összehangolása, az esetleges szinergiák meghatározása.

Mivel a jelen projekt megvalósítása során megkötötte a kezünket, hogy "faltól falig" térképeket kellett előállítanunk, úgy gondoljuk, hogy bármilyen módszertani továbbgondolást, fejlesztést először mintaterületeken (pl. egy-egy középtáj szintjén) lenne érdemes megvalósítani, persze a módszer országos felhasználhatóságát végig szem előtt tartva. A folyamat utolsó lépése lehetne annak vizsgálata, hogy a kapott eredmények alapján melyek az országos megvalósítás feltételei. Nagyon fontos, hogy a távérzékeléses vizsgálatokhoz, fejlesztésekhez mindenképpen szükséges jó minőségű, kifejezetten az adott célra készült/gyűjtött terepi adat, részben a fejlesztéshez, részben referenciaként. Mindemellett meg kell jegyeznünk, hogy ezen korlátok ellenére már ebben a szakaszban is előremutató, tanulságos és használható eredmények születtek, melyek további értékelésre alkalmasak lásd. zöldinfrastruktúra fejlesztés. A természetvédelmi célú elemzések sorában mérföldkőnek tekintjük az eddig létrejött komplex állapotértékelést, mely alkalmas a továbbfejlesztésre.

13.3. Egyes ökoszisztéma-szolgáltatásokra épülő lehetséges fejlesztési irányok

13.3.1. Élelmiszer

A NÖSZTÉP projekt jelen szakaszában az élelmiszertermelést, mint ellátó szolgáltatást értékeltük, a szántók, ültetvények és gyepek vonatkozásában, az ott megtermelt termények mennyiségének meghatározásával. Érdekes lenne azonban a projekt folytatása keretén belül elkezdni vizsgálni a megtermelt élelmiszerek minőségi jellemzőit is. Míg a termésmennyiség elemzéséhez léteznek alapadatok az egész országra vonatkozóan, addig a minőségi jellemzőkre ugyanez nem mondható el, országos lefedettségű adatbázisok nem állnak rendelkezésre. A projekt folytatásában a területen kutató szakértők megkeresése, bevonása, a szakirodalmak áttekintése, és az eddigi kutatási eredmények összegyűjtése, szintetizálása történhetne meg.

Az agrárterületek ökoszisztéma-szolgáltató képességét alapvetően meghatározza a talaj állapota, a talajfunkciók működése. A jelen projektszakaszban a szintézis során láthatóvá válik, hogy mely ökoszisztéma-szolgáltatások vannak egymással szorosabb kapcsolatban és milyen előjelű összefüggés lehet az egyes szolgáltatások között. A projekt folytatásában a szintézis eredményeit is felhasználva érdemes lenne kísérletet tenni arra, hogy azonosítsunk olyan talajtani paramétereket, tényezőket, hatásokat, esetleg agrotechnikai műveleteket (ilyenek lehetnek például: szervestrágya-használat, talajművelés módja, takarónövények használata, stb.), amelyek a talaj, mint ökológiai rendszer szolgáltatóképességére alapvető hatással vannak. Ez egy olyan komplex cél, amely nem csak az élelmiszertermelés témakörét érinti, így ehhez széles körű egyeztetésekre van szükség. Emellett kiemelt figyelem fordítható a talajélet szereplőire, akár a szolgáltatóképességük okán, akár indikátorszerepüket tekintve. Ez a kutatási irány rohamos fejlődésnek indulhat, hiszen nem csak az ökoszisztéma-szolgáltatások minőségének alapja a talaj mikrobiom, hanem az emberi egészségre gyakorolt közvetett szerepe is bizonyítást nyert (Aronson és mtsai 2020). A fejlesztés során érdemes lesz megvizsgálni az EU LUCAS adatbázis talaj adatainak használhatóságát.

Az agrárterületeken felmerült, hogy vizsgáljuk a természet és az ember hozzájárulásának mértékét a termeléshez (nettósítás). A következő projektszakaszban áttekinthetjük a kapcsolódó nemzetközi kutatásokat, eredményeket. Meg kell vizsgálni emellett azt is, hogy milyen következtetések vonhatók le ezekből az eredményekből, mire használhatók fel és mik annak korlátai. Az Agromo-modell átparaméterezésével a szántóföldi időszakos vízborítottság hatását lehetne modellezni, a termesztett növények termés kiesését felmérni. A javasolt nettósítással összeszámolva – mennyi munka/anyag/energia ment rá – egy környezetbarátabb termesztési gyakorlat felé mutathatnánk az utat.

13.3.2. Hidrológia

Síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés

A síkvidéki árvíz kockázat-csökkentés alapjait körvonalazza a tanulmány, az árterek árvízcsökkentő kapacitásának felméréséhez azonban szükséges lenne a folyókat 1 km-es szakaszokra bontani (mint azt pl. a német folyó-indexben is javasolják, Podschun et al. 2018. cikkében bemutatott módszertan alapján). Folyószakaszokra így már lehetne számszerűsíthető arányt képezni (nem csak térképen megjeleníteni az egész országra) a korábbi/történelmi/természetes árterületek és a jelenleg a víz által elfoglalható tér között. Másik felmerült lehetőség, a mértékadó árvízszint, ill. ehhez tartozó térfogat arányosítása a jelen állapotban az árvíz által elfoglalható térhez.

Dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés, országos InVEST modell

Mivel a mintaterületi tesztelés során bevált az InVEST modell, egy kicsit nagyobb lélegzetvételű, hosszabb időtávú, de tematikailag fókuszáltabb felmérés során indokolt lenne az egész országra elvégezni ezzel az eszközzel a lefolyás-mérséklés modellezését, azaz a dombvidéki árvíz kockázat-csökkentés becslését, valamint a tápanyagok (N, P) szűrésének modellezését, és akár az erózió elleni védelem modellezését is.

Szűrés ökoszisztéma-szolgáltatás (szárazföldi)

Jelenleg a szűrés ökoszisztéma-szolgáltatás „diffúz tápanyagok szűrése”-ként definiáltuk, mely folyamatot elsősorban a növényzet (mint ökoszisztéma) szűrése révén dolgoztunk ki. Ezen belül az országos modellt foszforra elemeztük ki. A foszforterhelés a mezőgazdasági termelés során alkalmazott szokásos N-P-K műtrágyákból származik, amennyiben a bevitt anyagokat nem hasznosítja a növényzet teljes mértékben. A fejlesztés során elképzelhető egy országos modell kialakítása nitrogén-szennyeződésekre is. A mintaterületi értékelések mindkét műtrágyából származó fő-szennyezőre (nitrátra és foszfátra) lehetségesek voltak az InVEST modellel. Több (vízgyűjtő-) mintaterület bevonásával több, pontosabb modellezés állna rendelkezésünkre, ami alapján megkísérelhetnénk az országos modellben szakértőkkel meghatározni a nitrátra vonatkozó szűrés-kapacitást.

Az eddig említett műtrágyázásból származó terhelések mellett más, szennyezőanyagok is kerülnek a mezőgazdasági termelés során a természetbe. Pesticidok, herbicidek szűrését a NÖSZTÉP szűrés ökoszisztéma-szolgáltatás értékelés során egyáltalán nem vettünk figyelembe. A természetre, a környezet állapotára azonban komoly hatással lehetnek, és mivel sok, különböző vegyszerről és hatásmechanizmusról beszélünk, ezért lebomlásuk, megkötésük, „szűrésük” is számtalan úton-módon valósulhat meg.

A szűrés mint ökoszisztéma-szolgáltatás körvonalazása során felmerült, hogy a talajban történő folyamatok önmagukban is annyira összetettek, hogy külön figyelmet érdemelnek. (Makó és mtsai 2017). Makó és mtsai (2017) a talajok fizikai tulajdonságaira vonatkozóan dolgozott ki módszertant, ezek alapján értékeli szűrő-kapacitásukat, emellett a talajban található élőlények vizsgálata is kiemelkedő fontosságú. A talajlakó mikroszkópikus élőlények fontos ökoszisztéma-fenntartó funkciókat láthatnak el, melyek rendszerint az értékeléseken kívül maradnak (de lásd pl. Greiner és mtsai 2017). Az EU MAES Munkacsoport is felfigyelt erre a hiányosságra, az utóbbi jelentésekben már külön, „átívelő” ökoszisztémaként kezeli a talajokat az összes többi ökoszisztéma-főtípus mellett (Maes és mtsai 2018).

Szűrés modellezése a vizeinkben

Az elvégzett értékelés során a teresztris ökoszisztémákra fókuszáltunk, ezek hatását értékeltük. A szárazföldi szűrés, mint ökoszisztéma funkció a növények által történő tápanyag-felvételen ill. megkötésen alapul. A felvett tápanyagok a növényi biomasszába beépülnek, a növényi és talajstruktúrák fizikai úton kötik meg a szennyeződések. Magukban a vizekben történő szűrés más folyamatokon alapul (felsőbbrendű növények helyett algák, melyek elsősorban nem N, hanem P-limitáltak), más a dinamikája is, mivel a folyamatos vízcserélődéstől is függ a szűrés rátája. A folyamatok modellezéséhez nemcsak a rendelkezésre álló modellezési eszközök, hanem a hozzáférhető adatok feltárása is szükséges.

Erózió

A talajvesztés elsősorban mezőgazdasági területeknél jelent bevétel-kiesést, így látványos lenne, ha az erózió negatív hatását pénzben is kifejeznénk - ha pótolni akarnánk a földet (pl. visszahordani), mennyibe kerülne? Mennyi terméskiesést jelent nekünk az elhordott talaj és a benne lévő tápanyag? Létezik becslési módszer a talajerózió miatt bekövetkező veszteségek számszerűsítésére, mint amit pl. Pimentel és munkatársai (1995) írtak le. Ezt a veszteséget különböző kezelési módokkal meg lehet akadályozni/csökkenteni (pl. szintvonal mentén történő művelés, egész évben talajtakaró, stb.). Ezt a kezelési tényezőt a modellekbe nem tudtuk beépíteni, mert országosan nincs rá adat. Amennyiben kiküszöbölhető az adathiány, ez irányba is előre lehetne lépni, valamint kiemelten fontos lenne a talajvédelem hatékonyságát bemutatni.

Vizek és vizes élőhelyek

Mivel a NÖSZTÉP nem ökoszisztémák szerint osztotta fel az értékelést, hanem szolgáltatás-csoportok alapján, így az országos értékelésben az országos szinten viszonylag kis területarányú vizek és vizes élőhelyek több értékelésben alulreprezentáltak, így országos összegzésben nem sikerült hangsúlyozni fontosságukat.. Bár területi kiterjedésük globálisan nézve is kicsi, ökoszisztéma-szolgáltatás értékeik azonban kimagaslóak (Costanza 2014), ezért mindenképpen érdemes lenne kifejezetten ezekre az ökoszisztémákra fókuszáltan egy - akár különálló - értékelést végezni. Meg kell jegyezni, hogy a zöldinfrastruktúra elemzésben a vizeket szintén nem értékelték a szárazföldi rendszerekkel egységesen, hanem az amúgy részletesen kidolgozott Víz Keretirányelv alapján tervezett állapotjavításokra hagytak.

13.3.3. Klíma és energia

Növényi energia - tűzifa célú fakitermelés

Fontos, hogy a későbbi elemzésekben több ágazat projekt szintű bevonása megvalósuljon (magán és állami erdőgazdálkodók, erdészeti kutatóintézetek), elsősorban a fakitermeléssel összefüggő kezelések tervezésének érdekében. Az erdészeti, természetvédelmi ágazatpolitikai stratégiák kidolgozásának támogatására, az erdőállomány különböző szolgáltatásai közti egyensúly megteremtésének céljából, a különböző szóba jöhető scenáriók tesztelésére prognózis-modelleket lenne célszerű készíteni, fejleszteni.

A tűzifa célú fakitermelési térkép a 2015-ös évre készülhetett el a projekt számára elérhető adatok alapján. Az adatgazdák projektbe történő bevonását követően egy következő projekt keretei között lehetőség lenne 5-10 éves adatsor alapján elkészíteni és elemezni a térképet, ami reprezentatívabb képet ad a tűzifa célú fakitermelés országos térbeli eloszlásáról.

Módszertanilag fontos, hogy a fakészlet-becslés megbízhatósága és pontossága sok kritikát kap, amire a közeljövőben a távérzékelési módszerek bevezetése, ezek fejlesztése jelenthet megoldást. Egy folytatóprojekt során a fejlesztési irányokat kellene áttekinteni és javaslatokat kellene megfogalmazni a konkrét kutatási tervek, együttműködésre vonatkozóan, illetve mintaterület esetében akár a fakészlet-becslés módszertanát lehetne tesztelni és indikátorokat kidolgozni.

A tűzifa felhasználásból eredő légszennyezettséget vizsgálni és csökkenteni kell. A légszennyezés miatti élettartam csökkenésben hazánk európai viszonylatban a legrosszabbak közé tartozik. A légszennyezés súlyosbítja a koronavírus hatását – akár a halálesetek 25%-áért is felelős lehet. Kiemelt fontosságú a tudástransfer a tűzifa lakossági égetésével, annak hatékonyságával és a légszennyezés csökkentésével kapcsolatban. Kommunikációs anyagok, kampány kidolgozására van szükség.

A tűzifa közvetlen piaci értékkel is rendelkezik, amelynek gazdasági értékelése fontos lenne, tekintettel arra, hogy a tűzifa termelést és felhasználást, az ipari fával együtt a piac határozza meg. A folytatásban a tűzifára, fakitermelésre, kereskedelemre vonatkozó gazdasági értékelés készülhetne el. A megfizethető alternatív energiahordozókra való áttérés költségbecslését lehetne elvégezni.

Növényi energia - energianövények

A többes hasznosítás okán az energetikai célra használt növények termelésének helyszíne nem azonosítható, az elérhető adatok alapján a döntően égetés útján hasznosított fás- és lágyszárú energianövényeket nagyon kis területen termesztnek. A potenciális hozamot modellekkel lehetne megállapítani, melyhez modellfejlesztésre van szükség. A tényleges szolgáltatás elemzésére a NÉBIH BIONYOM adatbázis elemzése volna szükséges. Az energianövény-ültetvények ökoszisztémákra, biológiai sokféleségre gyakorolt hatását is szükséges vizsgálni. A következő projekt keretében az irodalmi adatok áttekintésére, szintézisére, természetkímélőbb technológiák kutatására volna lehetőség.

Növényi energia - szántóföldi melléktermékek

A szántóföldi növények esetében nem ismert a melléktermékek hozama és felhasználási szintje, illetve a jelenleg döntően égetés útján hasznosított melléktermékek (szalma/szár) termelési helyszíne nem azonosítható. Modellfejlesztéssel (pl. AgroMo), illetve a bemeneti adatok szisztematikus gyűjtésével orvosolni lehetne a hiányosságokat, pl. az adatgyűjtési stratégia kidolgozásával.

A projekt során arra a következtetésre jutottak a szakértők, hogy a melléktermékeket az energiatermeléssel szemben célszerűbb a talajerő-visszapótlásban, állattenyésztésben hasznosítani, ugyanakkor fontos lenne elemezni, hogy a melléktermékeket pontosan hol, milyen körülmények között, milyen mértékben hogyan érdemes hasznosítani. Ezt először mintaterületeken célszerű tesztelni.

Éghajlat-szabályozás

A különböző erdőművelési technológiák szén és üvegházgáz mérlegének vizsgálatára (mérések, modellfejlesztések, scenárió futtatások), a kezelési gyakorlatok továbbfejlesztésére van szükség. A gyepek szénmegkötésének elősegítéséhez vizsgálni kell a kezelési intenzitások hatását a szénmérlege vonatkozóan, és a kezelési gyakorlatok továbbfejlesztésére van szükség.

A szántóföldi műtrágyázás hatékonyságnövelésére van szükség; a termésátlag növelése mellett, ez jelentené a mezőgazdaság számára a legnagyobb lehetőséget a hazai üvegházgázok kibocsátásának csökkentésében, tekintettel arra, hogy az eredmények alapján az üvegházgáz-kibocsátás mennyisége szántóföldi művelés mellett közel megegyezik a termésátlagokkal. A jó gyakorlatok összegyűjtésére (szintézis), kommunikálására és támogatására van szükség.

Szükség lenne a vizes élőhelyek üvegházgáz mérlegének mérésére, mert a vizes élőhelyekről nem áll rendelkezésre elegendő adat. A folytatóprojekt során a kutatási módszertan kidolgozása valósulhat meg.

A jelen projekt során már felhasználtuk az üvegházgáz mérleg becslésére alkalmazott Biome-BGC-MAG 2.0 modell eredményeket. A projekt folytatásában a modell kalibrációjára, a kezelésekre beállításának pontosítására lenne szükség. Országos szinten szükséges a talajok széntartalmi változásának mérése (reprezentatív idősoros adatok kellenek). Az ökoszisztémák szénmegkötését támogató kifizetési mechanizmusok kifejlesztése is nélkülözhetetlen. Külföldi példák alapján ajánlásokat lehet megfogalmazni.

Mikroklíma-szabályozás

Egy mozaikos tájszerkezettel rendelkező tájban mikroklíma pontmérésekre és a mérések hálózatba integrálására van szükség. A projekt folytatásaként mérési hálózatot lehetne kiépíteni egy mintaterületen. Táji szintű vízgazdálkodás kialakításának fejlesztése, támogatása szükséges, ide tartozik a vízmegtartó szántó-földi művelés vizsgálata, elősegítése (takarónövények). A folytatóprojekt során együttműködve pl. a vízügyi hatóságokkal, nemzeti parkokkal, helyi önkormányzatokkal a kivitelezést megalapozó koncepció terveket kellene előállítani. A zöldinfrastruktúra állapotbecsléshez eddig felhasznált indikátor a vízfelületeket nem tudja kezelni mivel csak talajfelszínre vonatkozhat, ennek következtében a tapasztalatokkal ellentétben a vizek környékén nem jelenik meg a modellben azok szabályozó képessége. Ebbe az irányba feltétlen mielőbb lépéseket kell tenni más indikátor bevonására mikroklimatológus szakemberekkel együttműködve. További elemzésekre van szükség annak megállapítására, hogy meddig terjed a vizek hatása a mikroklímára. A Balaton mikroklíma módosító hatása pl. a tó néhány km-es körzetére terjed ki (Bartholy és Weidinger 1997).

Célszerű a mesterséges felületek csökkentése, a város/vidék klíma-gradiens csökkentése. A projekt folytatásaként irodalmi adatok szintetizálásával és mintaterületeken történő mérések segítségével lehetne ezt segíteni. A projekt során szakpolitikai együttműködést követően az új beépítések szabályozására vonatkozó javaslatokat lehetne tenni.

13.3.4. Kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások

Természeti adottságokra épülő rekreáció

A természeti adottságokra épülő rekreáció célterületeként kiválasztott gyalogos természetjárás 3. kaszkád-szintjének (tényleges ökoszisztéma-szolgáltatás) országos értékelése jelenleg nem tudott megvalósulni, az értékelés mintaterületekre korlátozódott. Ennek oka az adatok hiánya, valamint a meglévő KSH adatok kistelepülésekre vonatkozó adatainak titkosítása. Így jövőbeni fontos fejlesztési irányt jelöl az adathiányok kiküszöbölése, ami egyrészt elsődleges adatgyűjtéssel érhető el, másrészt több ágazat és intézet bevonásával. Szükséges a KSH, ill. a magán és állami erdőgazdaságok projekt szintű bevonása, hogy az országos elemzések megvalósuljanak. Emellett 2019 nyarán az Magyar Turisztikai Ügynökség (MTÜ) keretein belül megalakult a Nemzeti Turisztikai Adatszolgáltató Központ (NTAK), egy digitális adatszolgáltató rendszer, amely lehetővé teszi, hogy valós időben látható legyen az országban található összes szálláshely forgalmi, statisztikai adata. Így ahhoz, hogy országos szinten pontosabb képet kapjunk a gyalogos természetjárás tényleges megvalósulásáról, a jogi és technikai alapok kiépítése elkezdődött.

A potenciális ökoszisztéma-szolgáltatás értékelésénél a jövőbeni fejlesztések során javasolt figyelembe venni a természetjárók és az erdei kisvasutakat használók kapcsolatát. Az értékelésbe bevont turistaútvonalak mellett más tematikus túraútvonalak elemzése is javasolt, úm. zárandokutak, borutak. A modellbe épített turisztikai objektumok („vonzerők”) vonzaskörzetének elemzése szükséges, úm. belépési pontok, meredekség, vegetáció vizsgálata.

A megközelíthetőségi térkép fejlesztése során a közutak esetében az utak hierarchiájával, belépési pontokkal (pl. autópálya lehajtók), parkolók meglétével is számolni kell. A tömegközlekedésnél pedig érdemes figyelembe venni a járatsűrűségekre vonatkozó információkat.

Hogy a rekreációról, mint ökoszisztéma-szolgáltatásról pontosabb képet kapjunk, érdemes lenne a természetjáráson túl más célterületek vizsgálata is, pl. kerékpáros turizmus, vizekhez kapcsolódó rekreáció, kiskertek és tájfajta gyümölcsök, zöldségek termesztésének szerepe a rekreációban és a tudásátadásban.

A közgazdasági értékelés is erős feltételezésekre épített, ezért ha a 3. kaszkád szint értékelése kiegészítésre kerül, akkor az lehetőséget ad a közgazdasági értékelés pontosítására is.

Kulturális örökség

Az örökség értékelésére kiválasztott gombászás mellett javasolt lenne más, hasonlóan fontos célterületek vizsgálata, úm. hagyományos gazdálkodás szerepe, őshonos háziállatfajtákkal történő legeltetés (magyar szürkemarha, magyar tarka marha, racka juh, bivaly stb.) szerepe a kulturális örökségben.

Általános koncepcionális fejlesztési javaslatok

A kaszkád modell alkalmazása nem volt egyszerű a kulturális szolgáltatások esetében sem. A gombászás mint összetett kulturális ökoszisztéma-szolgáltatás (norma, tudás, örökség) vizsgálata azt mutatta meg, hogy ennél a szolgáltatásnál a hasznok és értékek elkülönítése nehézségekbe ütközik. A gombászáshoz a gomba, mint ellátó szolgáltatás és más kulturális szolgáltatások, mint a rekreáció, a művészi inspiráció (fotózás) is kapcsolódott. Az egészségre gyakorolt hatást, a tanulást, tudásmegosztást, a társaságot emelték ki a válaszadók a gombászás hasznai közül.

A fentiek alapján javasolt a kulturális ökoszisztéma-szolgáltatások koncepcionális újragondolása. Ha a gyakorlatos természetjárás értékelésének és térképezésének továbbfejlesztésére lesz lehetőség, akkor itt érdemes az ezzel összefonódó egyéb ellátó és kulturális szolgáltatások (pl. gomba, gombászás, bogycsüszkék, fotózás, látkép) értékelését és térképezését együttesen végezni. További statisztikai adatgyűjtés, kérdőíves felmérés, interjúk országos léptékben vagy egy-egy mintaterületen (pl. városi és természetvédelmi szempontból értékes területen külön-külön) segíthetné az értékelés pontosítását. A természetvédelemmel való erősebb összekapcsolás (pl. normák mentén és az ökoszisztéma állapotra való visszahatás) szintén lehetőségeket rejt magában.

13.3.5. Pollináció

Az értékelés során felmerült nehézségek, tudáshiányok

A beporzás, mint ökoszisztéma-szolgáltatás értékelése során több ponton is adathiánnyal néztünk szembe. A vad beporzók által nyújtott beporzási potenciál értékeléséhez részletes, több élőhely kategóriára és az ország különböző pontjaira kiterjedő, tényleges terepi adatok a vadméhek számára, diverzitására vonatkozóan nem állnak rendelkezésre. Így az egyes élőhely típusok relatív „jószágát”, azaz az ott lévő vadméh közösségek relatív nagyságát, sokféleségét csak becsülni tudtuk az élőhely típusokhoz rendelt virágforrás és fészkelési alkalmasság értékek alapján, szakértői becslésre alapozva. A módszertan tekintetében nemzetközi irodalmi forrásokra, a konkrét számértékek meghatározásában az egyes élőhely típusok vegetáció típusát, összetételét sok esetben jól ismerő botanikusok, valamint a vadméhek ökológiájában jártas szakértők segítségére is támaszkodtunk. Konkrét terepi adatok a vadméhekről viszont sajnos még a megfelelő validáláshoz sem bizonyultak elegendő részletességűnek. További limitációt jelentett, hogy bár a vadméhek számát, sokféleségét, közösségösszetételét jelentősen befolyásolhatja pl. művelt területek esetében azok kezelése (szántókon a vegyszerezés, műtrágyázás mértéke, vetésszerkezet, stb.; gyepek esetében a kaszálás intenzitása vagy a legeltetési nyomás), vagy például az inváziós növényfajok általi fertőzöttség, megfelelő térbeli lefedettségben és felbontásban ilyen adatok nem állnak országosan rendelkezésre. Így a beporzási potenciál és igény felmérése, térképezése tényleges terepi adatok nélkül csak becslés, modell, annak minden hibájával együtt. Ezen becslések pedig csak az élőhelyek típusán, kiterjedésén és a táji környezeten alapulnak, további módosító tényezők (pl. kezelés, növényi invázió hatása) figyelembevételének lehetősége nélkül.

A nyugati háziméh (mézelő méh) nyújtotta beporzási potenciált a méhcsaládok elhelyezkedése határozhatja meg. A területegységre vonatkoztatott méhcsaládszám adatok elérhetőségéről 2018 őszén több egyeztetés is zajlott. Az Országos Magyar Méhészet Egyesület (OMME) sajnos nem rendelkezik ilyen jellegű részletes adatokkal, csupán megyei szinten összesített adataik vannak. A Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal (NÉBIH) munkatársait is megkerestük, és információink szerint a megyei illetékeseken keresztül talán

lehet mód finomabb léptékű, lejelentett méhcsalád adatokhoz jutni az egyes települések esetében. Viszont úgy tűnik, hogy ha kaphatunk is település szintű adatot a méhészekről, az a méhész lakcíméhez rendelt, és vándorméhészetek esetében ez a méhek év közbeni aktuális helyzetéről sajnos nem ad információt. Így a tényleges mézelő méh jelenlét sajnos ezen keresztül nem követhető nyomon.

Jövőbeli fejlesztési, a továbblépés lehetőségei

A beporzási potenciál pontosabb becslése, térképezése a fent leírt adathiányok legalább részleges pótlásával lenne lehetséges. A hazai állóméhészetek és vándor méhészek esetén is az adott településen/területen adott időben előforduló méhcsaládszám adatok sokat segítenének a háziméhek általi beporzási potenciál, ill. a számukra szükséges méhlegelő megélte/hiánya kapcsán való értékelés szempontjából.

A vadméhek esetében egy országos beporzó monitoring a vad beporzók diverzitásáról, abundanciájáról, trendjeiről nagyon sokat tudna mondani, de természetesen egy ilyen primer adatgyűjtéshez jelentős források, kapacitások szükségesek. Egy jó megoldást jelenthet a mintaterület szintű gondolkodás. Az ország több, kontrasztos pontján mintaterületek kijelölésével és azon belül a különböző élőhely típusokon azonos időben és módszerrel végzett standard mintavételek segítenének az egyes élőhely típusok beporzási potenciáljának pontosabb becslésében, akár nem csak a vadméheknél, hanem (mintavételi módszertől függően) más rovarcsoportokra kiterjedően is (pl. zengőlegyek, nappali és éjszakai lepkék). Mintaterületi szinten esetleg lehetőség nyílhat egyéb módosító tényezőkkel (pl. mezőgazdasági művelés intenzitása, növényi invázió mértéke) való számolásra is. A mintaterületen belüli monitorozás tervezéséhez mindenképp fontos volna a European Pollinator Monitoring program¹ útmutatójának használata. Mivel ez egy EUs szinten követendő és alkalmazandó mintavételi tervet vázol fel a beporzó közösségek állapotának, trendjeinek megismerése céljából, így a mintaterületi tesztelés egyben kiváló alapot adhatna egy nagyobb és részletesebb léptékű hazai monitorozás megalapozásához.

Ugyanezen mintaterületeken belül érdekes gyakorlati továbblépési lehetőséget jelenthet a beporzók védelmében az alacsony beporzási potenciálú területek fejlesztési lehetőségeinek körül járása. Az alacsony beporzási potenciál hátterében leginkább a nagytáblás, monokultúras művelés, a mezsgyék, természetközeli élőhelyek táji léptékű hiánya állhat. Ennek fejlesztésében segítséget nyújthatnak a zöldinfrastruktúra projektelem eredményei, tapasztalatai és módszertana. A beporzási potenciál növelési lehetőségeinek modellezésével elmozdulhatnánk a beporzó védelem és a növényi beporzás növelésének elméleti megalapozása felé.

Mind a beporzók ilyen módon megalapozott monitorozása, mind a beporzási potenciál, azaz a vad beporzók számának, sokféleségének növelése szorosan egybecseng az EU Beporzó Stratégia² és a 2030-ig szóló Biodiverzitás Stratégia³ céljaival, és fontos lépéseket jelenthetne egy hazai beporzó stratégia megalapozása felé.

¹ <https://wikis.ec.europa.eu/display/EUPKH/EU+Pollinator+Monitoring+Scheme>

² https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/pollinators/policy_en.htm

³ https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal/actions-being-taken-eu/eu-biodiversity-strategy-2030_en

13.3.6. Városi ökoszisztéma-szolgáltatások

A városi ökoszisztéma-szolgáltatások megjelenítése a folytatóprojektben kiemelten fontos lenne, egyrészt a városokban élő lakosság nagy aránya miatt, másrészt pedig az ENSZ Fenntartható Fejlődési Céljai (2030) között elfoglalt jelentősége okán is (11. cél: fenntartható városok és közösségek; 3. cél: egészség és jólét). Az összes vizsgált városi ökoszisztéma-szolgáltatásra vonatkoztatva elmondható, hogy fontos lenne az objektumléptékben (egész településre) alkalmazható értékelési módszerek megalkotása, vagy a meglévő megközelítések ilyen irányú fejlesztése. A városi ökoszisztéma-szolgáltatás elemző csoport által készített térképek jó alapot adnak a települési léptékű tervezési folyamatokhoz, ugyanakkor a városi területhasználatot elsősorban mikroléptékű döntések, építkezések, közterület-alakítási eljárások alakítják. Ezért az ökoszisztéma-szolgáltatás alapú települési döntéshozáshoz olyan (tervezői útmutatókban, esetleg célzott szoftveres alkalmazásokban implementált) módszerek kidolgozására lenne szükség, amelyek alkalmasak pl. az olyan kérdések megválaszolására, mint hogy milyen növényalkalmazással lehet optimális mikroklímátikus körülményeket biztosítani egy köztérátalakítás során, vagy mi a csapadékvíz-visszatartó potenciálja a kisléptékű tervezési beavatkozásoknak (pl. zöldtetők, zöldfalak, esőkertek stb.).

A jelen projektben végzett eredményekre közvetlenül építő fontos vizsgálati irány lenne az emberi egészséghez, mint jóléti tényezőhöz való hozzájárulás kifejezése. Két, a szakértői csoport által vizsgált folyamat (mikroklíma-szabályozás, légszennyezés-megkötés) esetében is számos empirikus eredmény ismert arra vonatkozóan, hogy extrém mértékű vagy hosszúságú hőhullámok, ill. az erős légszennyezettség hogyan növelik a halálozások és bizonyos megbetegedések számát az ott élő lakosság körében. Mivel a városi ökoszisztémáknak ezeket a folyamatokat mérséklő hatását (ebből a szempontból jól illeszkedő indikátorokkal) a projekt során meghatároztuk, ezért ezeknek a szolgáltatásoknak ezt a jóléti szerepét viszonylag jól körülhatárolható összefüggésrendszerben lehetne kimutatni. Mivel a magyar lakosság jelentős részénél a városi zöldfelületek jelentik a legközelebbi kapcsolatot a természettel, ezért érdemes lehet kihasználni a kidolgozott szakmai, értékelési alapokat az egészséggel való összefüggések bemutatásához.

Végül (de nem utolsósorban) fontos feladat lenne a természetvédelmi szempontok érvényesítése a városi ökoszisztéma-szolgáltatások vizsgálatában és az arra épülő döntéshozatalban. A jelen projekt keretei, kapacitásai egy "alapállapot-felvétel" készítésére voltak elegendőek a mintavárosokban, így kaptunk egy képet az értékelt ökoszisztéma-szolgáltatások nagyságrendjéről és térbeli mintázatairól. Érdemes lenne ezt egyrészt az adott területek helyi ökológiai állapotával összefüggésben is értékelni (pl. helyi védett, esetleg Natura 2000 területek). Másrészt le kell fektetni a biodiverzitás városökológiai szerepének módszertani alapjait, ez egy tudásszintézist (szakirodalmi tanulmány) jelentene a különböző növény- és állatcsoportokra rendelkezésre álló hazai eredményekből. Ennek a kétirányú megközelítésnek az integrálásával az lenne a cél, hogy olyan, az ökoszisztéma-szolgáltatásokra alapuló értékelési és várostervezési eszközöket dolgozzunk ki, amik a települési természetvédelmi állapotot is figyelembe veszik és azt egyaránt fejlesztik.

Átfogó értelemben (projektszinten) is igaz, hogy ebben a fázisban már nem kizárólag tudományos megközelítésű háttérvizsgálatokat lenne érdemes folytatni, hanem az ökoszisztéma-szolgáltatásoknak a konkrét környezettervezési módszertanokban való alkalmazásának lehetne elébe menni. Ezzel kapcsolatos célzott módszertani fejlesztések, pilot-/mintaelemzések nagyban segíthetik a jogszabályi alkalmazást (ahelyett hogy a jogalkotótól várnánk el az ezzel kapcsolatos módszertani előrelépést). Ez a városi tematika esetében azt jelentené, hogy a településrendezési tervek megalapozó munkarészeibe, vagy települési zöldinfrastruktúra fejlesztési akciótervekbe közvetlenül beilleszthető módszerekre törekednénk (ehhez valószínűleg ebben az esetben is egyes települések pilot tanulmányaira lesz szükség).

13.4. Az ökoszisztéma-szolgáltatások hozzájárulása az emberi jólléthez

A jóllét a kaszkád rendszer 4. szintje, aminek értékelését a NÖSZTÉP projekt végén kezdtük el az ökoszisztéma-szolgáltatások munkacsoportvezetők és egy társadalomtudományos csoport segítségével. A szűkös projektbeli társadalomtudományos kapacitások és az időkorlátok miatt ebben a témakörben csak elindulni tudtunk, s nem jutottunk el a koncepcionális alapok maradéktalan kidolgozásáig sem.

Az ökoszisztéma-szolgáltatások és a jóllét összekapcsolása nemzetközi szinten is fejlesztés alatt álló terület, az IPBES⁴ is jelenleg dolgozik a koncepcionális alapok megteremtésén. A jóllétnek számos értelmezése létezik, s nem egységes a jólléti dimenziók kategóriarendszere és azok meghatározása sem. A természet, a városi zöldfelületek pozitív egészségügyi hatására van valamennyi evidencia, de konkrét ökoszisztéma-szolgáltatások és a jóllét egyes dimenzióinak összekapcsolására alig találunk kutatásokat, s azok eredményei is egyes esetekben ellentmondóak.

A téma fontosságára való tekintettel a projekt következő fázisában javasolt a természet állapota, az ökoszisztéma-szolgáltatások és a jóllét kapcsolatának megragadásához a koncepcionális alapok kidolgozása a nemzetközi folyamatok figyelembevételével, interdiszciplináris munkacsoport felállításával. Pilot projekt-ként egyes kiválasztott témakörökre (pl. élelmiszer és egészség; rekreáció és egészség; városi zöldfelületek - mikroklíma-szabályozás és egészség; városi zöldfelületek - légszennyezők szűrése és egészség; ökoszisztémák állapota – tájhoz való kötődés) a rendelkezésre álló adatok alapján egy első kísérleti értékelés is elképzelhető.

13.5. Jövőképek elemzésével kapcsolatos fejlesztési lehetőségek

A jövőképelemzésre a NÖSZTÉP projekt végén kerül sor néhány szakértő bevonásával. Az értékelés országos léptékű és a nemzetközi módszertanhoz igazodó, de a rendelkezésre álló idő és kapacitás korlátok miatt csak részben tud építeni az ökoszisztéma-szolgáltatások értékelésének és térképezésének eredményeire és azok szintézisére. Az ökoszisztéma-szolgáltatások jövőbeli változását az egyes scenáriókra nézve jelenleg országosan összegezve végezzük el. A jövőben fontos lenne az ökoszisztéma-szolgáltatások scenárió-kénti alakulását térben is modellezni. Ehhez további szakértői munkával szükséges pontosítani az egyes ökoszisztéma típusok közötti átváltások valószínűségét és feltételeit, és ezt szabályok mentén térben elhelyezni, hogy az egyes scenáriók térképen is megjeleníthetők és számszerűsíthetők legyenek (scenárió kvantifikáció).

A folytatásban javasolt egy-egy fókuszált probléma vagy összefüggés kiválasztása (pl. vízmegtartás és mezőgazdálkodás; természetközeli és erőforrás intenzív mezőgazdaság; klímabarát tájhasználat és természetvédelmi szempontú tájhasználat), s ezekre koncentráltan, specifikus modellek fejlesztésével vagy alkalmazásával, a korábbi vagy a frissített adatokra alapuló részletesebb jövőképfejlesztést és -értékelést végezni, amelyek a társágzatokkal való párbeszédet is segítik. A zöldinfrastruktúra keretében is elindult a forgatókönyv építés, ennek az elvi háttere is részben elkészült, így a folytatásban az együttműködés gyümölcsöző lehet.

⁴ Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES; <https://ipbes.net/>)

13.6. Az ökoszisztéma-szolgáltatások eredményeinek felhasználása a zöldinfrastruktúra fejlesztésben: tanulságok és további fejlesztési irányok

A zöldinfrastruktúra (ZI) adminisztrációs és jogi nehézségek miatti késlekedése nehéz helyzetbe hozta a szakembereket, és csúszást eredményezett. Ennek következményeként a NÖSZTÉP-pel való egyeztetésekre alig került sor. A projekt indulásakor is tudható volt, hogy a ZI elem a NÖSZTÉP-re épül, de az időkorlát miatt az eredmények felhasználását már a fejlesztés alatt kellett volna megvalósítani. Ezért az egymásra építés helyett párhuzamos munka valósult meg, különösen a NÖSZTÉP szintézis eredményei csak a fejlesztés későbbi fázisában épülhetnek be a ZI elemzésbe. Az ökoszisztéma állapotelemzés és az egyes ökoszisztéma-szolgáltatások térképei a kapcsolataik elemzése nélkül, mint alapindikátorok kerültek be a ZI értékelésbe és fejlesztésbe. Az ökoszisztémaszolgáltatás-indikátorok közül a ZI értékeléséhez megfelelőket választottuk ki, így összesen csak 6 indikátor képezte az alapját a ZI állapotértékelésnek. Így a NÖSZTÉP szintézisben és a zöldinfrastruktúrában felhasznált indikátorok részben eltérők. Ebben érdemes lenne tovább lépni a jövőben, figyelembe véve a NÖSZTÉP szintézis eredményeit, valamint új ökoszisztéma szolgáltatások bevonásának a lehetőségét. Nagyon fontos lenne az egészség, elsősorban nem a zajszennyezés elemzése, hanem pl. a civilizációs betegségek és a lakóhelyi élővilág összefüggésének vizsgálata (a jóllét elemzésnél is felmerültek további lehetőségek), ennek rendkívül jelentős szerepe lehetne az ökoszisztéma szolgáltatások társadalmi elfogadásában. A társadalmi fontosság hangsúlyozásában a gyepek szénkésztetének, szénmérlegének pontosabb feltérképezése is segítségünkre lehetne. Másik bővítési lehetőség a szélerózió figyelembe vétele, melyre nézve az országos térkép a konfliktusoknál felhasználásra került, de érdemes lenne a növényzet szerepét a defláció megelőzésben feltárni a NÖSZTÉP élőhely típusokra is. Azon is el kell majd gondolkozni, hogyan lehet csökkenteni a domborzat-függő ökoszisztéma-szolgáltatások arányát a kompozit készítésénél, mivel ez most a zöldinfrastruktúra értékelésénél túl nagy hangsúlyt kap. Olyan, domborzattól független indikátorokat kellene keresni, melyek ezt a túlsúlyt csökkenthetik.

A lépték tekintetében a NÖSZTÉP csak országos elemzéseket végzett, a ZI azonban település csoportra és városokra is tervezett mintaterületi szinten. Ezen a finomabb léptéken, ahol a területfejlesztés és döntéshozás történik, fontos lenne itt is megbízható adatokkal dolgozni. Ezért a NÖSZTÉP fejlesztés során meg kell vizsgálni, milyen finomabb felbontású, azóta elkészült adatbázisokkal lehet segíteni a pontosítást és a validálást. A belvíz- és aszályérzékeny területek összevetésére kellene még sort keríteni, mely a mezőgazdasági támogatási szabályozásba is beépíthető lenne (azonos helyen a gazda először a belvízre kap kárpótlást, majd az aszályra, ahelyett, hogy a vizes élőhely megtartására). Érdekes lenne megvizsgálni, hogy a tájkarakter típusok lehatárolása, mely a másik projektelemben történt meg, a NÖSZTÉP-pel összevetve (szolgáltatás mintázatok – tájkarakter egységek) segíti-e a területi szintű döntéshozás támogatását. Továbbá a NATURA projektelemben eredményei a validálásra mennyiben használhatók fel, erre sajnos ebben a projektben nem kerülhetett sor. Az adatok javítása terén a barnamezős területek feltérképezése és beépítése az országos térképi állományokba megkönnyítené a restaurációs területek térségi kijelölését, hiszen ezek területhasználata más, jó állapotú élőhelyekről terelhetné el a beruházásokat, de itt is lehetséges a restauráció. Meggondolandó a következő időszakban a validálást és elemzéseket segítő terepmunka bevonása a folytatásba: egyrészt az adatok pontosítása (ground truthing) pl. a gyepek állapota tekintetében, vagy az adathiányos pontok felkeresése, és a már megvalósult élőhely állapotjavítások segítségével a monitorozási módszertan fejlesztésében.

A részvételiség, az érintettek szélesebb körben való bevonása jelentős, úttörő kezdeményezése a projektnek, azonban a kezdeti ambiciózus terveknek csak kis része valósult meg, így ebben is van további fejlesztési lehetőség. A ZI előkészítési szakaszának egyik terméke az érintett ágazatok és jogszabályok elemzését is tartalmazza. Ebben több ágazat és irány szerepel, mint amennyivel kapcsolatban sikerült a bevonás. Az eredmények végfelhasználói elsősorban a ZI projektelemmel kapcsolatban tudnak majd hozzáadott értéket nyújtani a közös tervezéshez, ez azonban érinti a NÖSZTÉP fejlesztést is az ökoszisztéma alaptérkép, az állapotérték és az ökoszisztéma szolgáltatások, mint a ZI alapjai okán. Így pl. az együttműködés a nemzeti parki igazgatóságokkal a természetvédelmi restauráció és a ZI fejlesztés terén; a Nemzeti Biodiverzitás

Stratégia 2030 hazai feladatainak kidolgozásában; a civilekkel való együttműködés terén; a tájvédelemmel összefüggésben és a területi tervezésben.

A fejlesztésnek ki kellene majd térnie a NÖSZTÉP és a ZI monitorozására. A NÖSZTÉP a 2015-ös évet vette alapul az adatbázis- és térképfejlesztésnél, lehetőleg olyan adatbázisok felhasználásával, melyek hivatalosan gyűjtött adatok alapján megújulnak. A következő projektben a NÖSZTÉP és a ZI szakértőknek közösen kellene kialakítani azt a keretet, melyben az ökoszisztéma állapot, a szolgáltatások és a ZI állapot és fejlesztés időben megfigyelhető és mérhető lesz.

A jelen projektben a klímaváltozással nem számoltunk. Ez első körben, a módszertan kialakítása során nem is volt kívánatos, azonban a fejlesztésnél meg kell majd gondolni, hogy a klíma-forgatókönyvek figyelembevételével hogyan lehet jobban felkészülni a várható változásokra és a klímaváltozásnak jobban ellenálló restaurációs prioritásokat meghatározni, valamint a majdani monitorozás eredményeként előálló idősorok hogyan tudnak támpontokat adni az eredmények értelmezéséhez, a ZI fejlesztési irányok pontosabb meghatározásához.

13.7. Érintett szabályozások, támogatási rendszerekkel összefüggő fejlesztési irányok

Számos jogszabály és törvény tartalmaz ma is olyan rendelkezéseket, melyek az ökoszisztémák és a biodiverzitás megőrzését és lehetőség szerint állapotának javítását írják elő. Ezek hatékonysága és alkalmazásának javítása érdekében a NÖSZTÉP projekt eredményei felhasználhatók. Nem véletlen, hogy számos ágazat képviselője sürgette az eredmények elérhetőségének mielőbbi biztosítását, hiszen korábban nem létezett ilyen átfogó, komplex, egységes módszertannal és az elérhető legjobb tudás felhasználásával készült országos adatbázis. Itt csak érintőlegesen említjük meg azokat a szabályozásokat, melyek a NÖSZTÉP és ZI eredmények felhasználásával a jövőben hatékonyabban érvényesülhetnek, ill. melyekkel kapcsolatban a fejlesztés során érdemes elemzéseket végezni az érintettek bevonásával a szabályozás javítása érdekében (forrás: A zöldinfrastruktúra szempontjából releváns intézményi és jogszabályi környezet áttekintése. 2017. MTA ÖK, Ormos I. Alapítvány, FM)

A termőföld védelméről szóló 2007. évi CXXIX. törvény kitér az erózió elleni védelemre, egyrészt a gyeper, cserje- és erdősávok megőrzését írja elő az érintett helyeken, másrészt ezek hiányában a földhasználó köteles gyeper, cserje- és erdősávot létesíteni. Általános szabályként tilos a talaj humuszos termőrétegének eltávolítása. A talaj tömörödésének megelőzésével vagy megszüntetésével meg kell akadályozni a káros vízbőség vagy belvíz kialakulását. Mindezek a szabályok hivatkozási alapot adhatnak bizonyos területátalakítások tiltására. Érdemes lesz megvizsgálni, hogy a talaj termőképességének megőrzésére és javítására milyen egyéb szabályozók függhetnek össze az ökoszisztéma-szolgáltatásokkal.

A Közös Agrárpolitika (KAP) vonatkozó szabályozási rendszerében a zöldítés remélhetően hangsúlyosabb lesz. Ez a pillér az egyik legfontosabb hajtóereje lehet a ZI fejlesztésnek. Jelenleg az állandó gyepek és az ökológiai jelentőségű területek fenntartása támogatható. Védelmet élveznek továbbá a Natura 2000 gyeper, illetve erdőterületek és a MePAR adatok alapján, a védett tájképi elemek, úgy mint: 981 db kunhalom; 3110 db gémeskút; 27 627db fa-és bokorcsoport; 11 871 db magányos fa; 1081 db kis tó. A fejlesztés során meg kell vizsgálni, hogy ezek mennyiben jelennek meg a NÖSZTÉP térképeken, illetve, hogyan járulhatnak hozzá a ZI fejlesztéshez, mint már levédett elemek. Fontos a 2020-ban elfogadott új KAP szabályainak felülvizsgálata alapján a szabályozók beépítése a NÖSZTÉP és ZI tervezésbe.

Az erdőgazdálkodásról szóló törvény (2009. évi XXXVII.) erdőrészletekre rendeltetést határoz meg, melynek alapja az erdő funkciója összefüggésben annak ökoszisztéma-szolgáltatásaival. Eszerint az erdő lehet védelmi, közjóléti vagy gazdasági. A védelmi funkció lehet természetvédelmi, talajvédelmi, partvédelmi, vízvédelmi, tájképi, közjóléti stb. A felsoroltaknak van relevanciája a NÖSZTÉP és a ZI funkciókra vonatkozóan. Az erdőtervezésben az ökológiai szempontok figyelembevétele kötelező. Ez kiterjed az idegenhonos fajokra, a letermelés természetkímélő módjára, talaj- és tájképvédelemre, valamint az erdő megszünte-

tésének korlátozására és a közérdek figyelembevételére. Közérdek igazolása a nemzetgazdasági szempont esetén fennáll, ekkor csereerdősítést kell előírni. Natura 2000 területen található erdő esetén a természetvédelem hazai és nemzetközi előírásait is figyelembe kell venni. Probléma, hogy az intézményrendszer átalakításából következően az azonos hatósági szervezet miatt nincs közreműködő szakhatóságként nevesítve a természetvédelmi hatóság, így a természetvédelmi szempontok vizsgálata is az erdészeti hatóság hatáskörébe tartozik, ami hivatalonként eltérően működik.

A Kvassay Jenő Terv (Nemzeti Vízstratégia, KJT, 2017) 2030-ig keretet ad a vízgazdálkodásnak, melynek alapelve, hogy csak a társadalom által ténylegesen igényelt, és a fenntarthatóságnak megfelelő vízügyi beavatkozásokat szabad megtenni. Ebben már szerepel a vizek visszatartásának ösztönzése, és az árvízi védekezést ezzel a szemponttal való kiegészítése. Így az aszálykezelést is összeköti a vízvisszatartással. Tehát a szabályozási háttér elvileg megvan a vízkormányzásban a paradigmaváltásnak. A NÖSZTÉP és ZI fejlesztésben ezt ki kell használni a természetvédelem eszközeinek bővítésére.

A vonalas infrastruktúra fejlesztéséről a Nemzeti Közlekedési Infrastruktúra-fejlesztési Stratégia (NKS 2014-2050) gondoskodik. Ebben megvan a szándék az elmozdulásra a jobb és korszerű infrastruktúra-gazdálkodás irányába: csökkenteni kell a környezetre és a kulcsfontosságú természeti kincsekre – köztük a vizekre, a tájra, a talajra és az ökoszisztémákra – gyakorolt káros hatását. A ZI fejlesztés terén az új utak nyomvonalának tervezésénél és a károk enyhítésénél (vadátjárók) kell kezdeményezni az érintett szakterületekkel való egyeztetéseket. Lehetőleg el kell érni, hogy az új út nyomvonala már meglévő más közlekedési vagy közműfolyósóba kerüljön.

A zöldinfrastruktúra hálózat kialakításának lehetősége a területi/települési tervezésben rejlik, ennek során a területhasználatok alternatíváinak elemzése különböző szinteken valósul meg, a települési, megyei és a regionálisan keresztül az országos szintig. Itt történhet meg az ökológiai és ökoszisztéma szolgáltatási szempontok beépítése a döntéshozásba. Hazánkban a területhasználat tervezése (eltérően az európai gyakorlattól) különvált területfejlesztésre (stratégiaalkotás és forráselosztás) és területrendezésre (műszaki tervezés és szabályozás). Az érintett 1996. évi XXI. törvény kimondja, hogy a cél egyebek mellett a környezeti céloknak megfelelő térbeli szerkezet kialakítása. Ezen belül cél a stratégiai erőforrások megőrzése, fenntartható használata, és környezetünk védelme célkitűzésen belül a természeti erőforrásokkal való takarékos és hatékony gazdálkodás, a biodiverzitás megőrzése, a természeti értékek védelme. A kitűzött beavatkozási területekkel egyet kell értenünk (pl. biológiai- és táji sokszínűség, valamint a hazai erdők védelme; országos ökológiai hálózat magterületeinek, ökológiai folyosó övezetének kiemelt védelme; zöldfelületi rendszer fejlesztése), kérdés, hogy az eddigi és rövidtávon tervezett beavatkozások mennyire vannak összhangban a NÖSZTÉP és a ZI kidolgozása során nyert tudás alkalmazásával. Itt feltétlen további egyeztetések szükségesek az eredmények felhasználásában. Ide tartozik még a városi zöldítés programja (Fejlesztési- és Fenntartási Akciótervnek, ZIFFA), mely már most javában zajlik, de a projektünk eredményeinek felhasználása nélkül.

Irodalom

Aronson, J., Goodwin, N., Orlando, L., Eisenberg, C., & Cross, A. T. (2020). A world of possibilities: six restoration strategies to support the United Nation's Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*. 28: 730–736.

Bartholy, J., Weidinger T. (1997) Magyarország éghajlati képe. Pannon Enciklopédia Magyarország Földje. (Szerkesztette: Karátson D.) Kertek 2000 Könyvkiadó (Magyar Könyvklub; III. Kiadás 2009, Budapest, 224-225.

Belényesi M, Lehoczki R., Maucha G., pataki R., Petrik O., Kosztra B., Kerékgyártó É., Tanács E., Bede-Fazekas Á. (2019). Az Ökoszisztéma-alaptérkép tematikus minőségellenőrzése. NÖSZTÉP projekt kézirat.

Costanza R, Groot R de, Sutton P, Ploeg S van der, Anderson SJ, Kubiszewski I, Farber S, Turner RK (2014) Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26: 152–158.

- Csóka Gy. (2000). Az elpusztult, korhadó fa szerepe az erdei Biodiverzitás fenntartásában. In: Frank T. (szerk): Természet – Erdő - Gazdálkodás. MME és Pro Silva Hungária Egyesület. Eger. p. 85-96.
- Gregory, R. D., Van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Foppen, R. P., & Gibbons, D. W. (2005). Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 269-288.
- Greiner L, Keller A, Grêt-Regamey A, Papritz A (2017) Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy* 69: 224–237).
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M. L., Barredo, J. I., ... & Meiner, A. (2016). An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, 17, 14-23.
- 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
- Makó, A., Kocsis, M., Barna, G., & Tóth, G. (2017). Mapping the storing and filtering capacity of European soils. *Technical Report EUR28393*, 62.
- Ódor, P., Bölöni, J., Bartha, D., Kenderes, K., Szomorad, F., Tímár, G., ... & Bodoncz, L. (2005). A magyarországi erdők természetességének vizsgálata III. A faállomány és a holtfa természetességének értékelése. *Erdészeti Lapok*, 140(7-8), 226-229.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouris, R., & Blair, R. (1995). Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science*, 267(5201), 1117-1123.
- Podschun SA, Albert C, Costea G, Damm C, Dehnhardt A, Fischer C, Fischer H, Foeckler F, Gelhaus M, Gerstner L, Hartje V, Hoffmann TG, et al. (2018) RESI - Anwendungshandbuch. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.
- Szép, T., Nagy, K., Nagy, Z., & Halmo, G. (2012). Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of longdistance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica*, 20(2), 13-63.
- Tanács E., Bede-Fazekas Á., Standovár T., Pásztor L., Szitár K., Csecserits A., Kiss M., Vári Á. (2020). Az általános ökoszisztéma-állapot indikátorok térképezésének módszertana. NÖSZTÉP projekt kézirat, 147 old.

14. fejezet

Kitekintés

A projekt keretében résztvevő közel 200 szakértő öt éves munkájának eredményeként elkészültek a hazai ökoszisztémák térképezéséhez, állapotának értékeléséhez, illetve a kulcsfontosságú ökoszisztéma-szolgáltatások értékeléséhez és térképezéséhez szükséges módszertani alapok. Emellett az országos ökoszisztéma-, ökoszisztéma-állapot és ökoszisztéma-szolgáltatás térképek első generációja is megszületett. Ugyanakkor az ökoszisztémák előfordulásában, állapotában, illetve az ökoszisztéma-szolgáltatások állapotában és értékében bekövetkezett változások értékeléséhez és nyomon követéséhez szükséges módszertanok, illetve az érintett ágazatok tervezésében és döntéshozatali folyamatiban történő közvetlen felhasználási lehetőségek még kidolgozásra várnak.

A változás-elemzés szakmai-módszertani kereteinek megteremtéséhez el kell készíteni az országos térképek további adatköröket, újonnan felépülő adatbázisokat felhasználó második generációját, illetve el kell végezni az első országos Ökoszisztéma-alaptérkép felülvizsgálatát is. A továbbfejlesztett módszertan a jövőben lehetővé teszi a változások követését, elemzését is.

Ki kell azonban emelni, hogy a projekt során jelentős adathiányok kerültek feltárára (pl. gyepek), amelyek komoly gátló tényezőt jelentettek az értékelések során. Számos esetben a hazai természeti tőke értékeléséhez szükséges alapvető információkra nem létezik országos szintű, standard adatgyűjtés, nem állnak rendelkezésre megfelelő nyilvántartások, esetenként a gyűjtött adatok megbízhatósága volt alacsony. A gyepekre vonatkozó adatgyűjtés alapvető fontosságú a jövőbeli értékelésekhez, így égető szükség lenne az erdőkre vonatkozó adattárhoz hasonló rendszerben egy gyepekre vonatkozó adatbázis megvalósítására.

A projekt továbbá lehetőséget biztosított egy széleskörű szakmai együttműködés kialakítására mind a természet- és társadalomtudományok képviselői, mind a gazdasági-jogi szakértők számára, valamint a Vezetői Szakértői Panel tudományos-szakmapolitikai testületként lehetőséget adott az érintett szakterületek és ágazatok bevonására is.

Ugyanakkor, annak érdekében, hogy az elért eredményekre alapozva az ökoszisztéma-szolgáltatások és a zöldinfrastruktúra megőrzését biztosító ágazati tervezést és döntéshozatali támogató eszközök létrejöhessenek, és a gyakorlatban is alkalmazásra kerüljenek az együttműködés további kiszélesítése, ágazat-specifikus együttműködési platformok és hálózatok megteremtése szükséges



sokszínű zöld
a természetem

...hogy élni tudjunk
a természet adta
lehetőségekkel



SZÉCHENYI 2020

Európai Unió
Európai Regionális
Fejlesztési Alap



BEFEKTETÉS A JÖVŐBE