

**ÖKOSZISZTÉMA SZOLGÁLTATÁSOK ÉS  
BIOGEOMORFOLÓGIAI VISSZACSATOLÁSOK A KARSZTO-  
KON**

**ECOSYSTEM SERVICES AND BIOGEOMORPHOLOGICAL  
FEEDBACKS IN KARST AREAS**

KEVEINÉ BÁRÁNY ILONA – KISS MÁRTON – TANÁCS ESZTER –  
SAMU ANDREA

SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, 6722. Szeged, Egyetem utca 2.  
[keveibar@geo.u-szeged.hu](mailto:keveibar@geo.u-szeged.hu)

*Abstract: In the last decades, the research on ecosystem services have emerged in the field of geography. The negative impacts of human activities on the vulnerable karst areas are getting enforced quickly, which have an unfavourable influence on ecosystem service provision. On karstic areas, there are significant geographical processes, connected to biological activities. This issue is not adequately discussed in the current literature of karst ecology. In our study, we give an overview on the biogeomorphological feedbacks that change the functions and overall value of karst ecosystems. Furthermore, we also show two examples of recent landscape change processes and ecosystem service evaluations with this approach, from two karstic study areas in Hungary.*

## **1. Bevezetés**

A környezet és az élővilág kapcsolata mindig foglalkoztatta a természettudományok művelőit. A tudományok specializálódásával azonban egyre kevesebb kutató értékelt az élővilág tájra, és társadalomra gyakorolt visszahatását. A 20. századra csökkent le jelentősen a biológusok és a fizikai alapú természettudományok képviselőinek ilyen-irányú érdeklődése. Az utóbbi évtizedekben azonban előtérbe kerültek a bio-fizikai kölcsönhatásokat vizsgáló kutatások (JONES et al. 1994, REINHARDT et al. 2010). Egyidejűleg erősödött az "ökológiai sztochiometria"-i irányzat (STERNER – ELSER 2002), amely a természet kémiai átalakulását vizsgálja, s egyre többen kutatják az élővilág fizikai folyamatokra történő visszahatását is.

A kontinensek 80% - án a geomorfológiai változások kapcsolatba hozhatók az élővilággal (PHILLIPS 2009a). Azokon a területeken is igaz ez, ahol alacsony a vegetációborítás, mint például a száraz területeken kéregképződésnél vagy az Antarktiszon, ahol a krioturbációs folyamatok játszanak szerepet a felszínfejlődésben. Az ökológusok már régen felismerték az ökoszisztémában a populációk és a természeti környezet egymásra utaltsá-

gát (CORENBLIT et. al. 2011). Regionális szinten pl. a geomorfológiai változások tektonikai hatásokra mennek végbe, ez azonban elszigetelheti a populációk fajait és vikarizmus (rokon fajok különböző földrajzi környezetben) jöhet létre. Kisebb léptékben a „folyó kontinuitás koncepció” (VANNOTE et. al. 1980) példája mutatja be, hogy a folyó hidrogeomorfológiai változásait a folyómenti közösségek szerkezete és funkciói határozzák meg. Természetesen az ökológusok az élőhely tulajdonságait és környezeti stresszt kutatják elsősorban.

A kulcsfontosságú fajok ökoszisztéma mérnökként való megjelenítése (MATTHEWS 2014), és annak kiterjesztése a fenotípusra és a niche konstrukcióra fontos állomása volt a biogeomorfológiai visszacsatolás további megértésének. Az ökológusok véleménye szerint az organizmusok és közösségek nem csak a fizikai környezethez igazítják tulajdonságaikat, hanem módosítják azokat, és kialakítják a megfelelő niche (verseny) állapotot más fajok számára. Ezeket az organizmusokat összefoglalóan JONES (1994) „ecosystem engineerig” fajoknak nevezte el. A megnevezés „keynote species” koncepcióból származik (LYONS et al. 2005). A kulcs fajok közössége, szerkezete és funkciója révén, abundanciájával (borítási arány) jelentős hatással van a fizikai környezetre. Az „ecosystem engineering”, azaz ökorendszer mérnök szervezetek közvetlenül vagy közvetett módon szabályozzák a rendelkezésre álló erőforrásokat más fajok számára úgy, hogy megváltoztatják a természet biotikus vagy abiotikus anyagait. Úgy módosítják a környezetet, hogy fenntartják a meglévő élőhelyeket, vagy újakat hozzanak létre. Közvetlen erőforrást jelentenek más fajoknak, szervezeteknek, élő vagy elhalt szövedeik formájában. Az „autogén ökorendszer mérnökök” a környezetet saját fizikai szerkezetük, azaz élő és holt szövedeik révén változtatják meg. Az „allogén ökorendszer mérnökök” a környezetüket azáltal változtatják meg, hogy élő vagy holt anyagaikat egyik fizikai állapotból a másikba viszik át mechanikai vagy más eszközökkel (JONES et. al. 1994).

A korábbi vizsgáltak lehetővé tették egy makroevolúciós koncepció kidolgozását, mely szerint a geomorfológiai visszacsatolások (pl. az üledék-erózió- és lerakódás), az ökológiai (biodiverzitás, társadalmi szerkezet) és evolúciós (adaptáció, speciáció) folyamatok eredményei. A visszacsatolások magukba foglalják a mérnök fajok biológiai jellemzőit, amelyek módosítják a rendelkezésre álló erőforrásokat más fajok számára. A fizikai állapot változások által módosítják az élőhelyek geomorfológiai niche dinamizmusának jellemzőit, méreteit úgy, hogy a mérnök fajok tájépítő képessége hasznosulhasson, és más fajok jelenhessenek meg az ökoszisztémában (CORENBLIT et al., 2010).

A kutatások tehát bizonyították, hogy az élőszervezetek nemcsak választanak a fizikai környezet változásaira, de közvetlenül is módosítják és kontrollálják azokat, miközben meg is változtatják természeti tájak jellemzőit (VILES 1988, PHILLIPS 2016a). A korábbi kutatások a biológiai sokféleség (biodiverzitás) és az ökoszisztéma (ökoszisztéma) működésének minél teljesebb feltárása jegyében zajlottak (BÁRÁNY KEVEI 1989, LOREAU et al. 2002). Napjainkra egyértelműen beigazolódott, hogy az élővilág az energia és az anyagforgalom alapjául szolgáló biogeokémiai ciklusok révén visszahat a természeti (fizikai) környezetre. A karsztos folyamatok megelőző ismereteink szerint is az élővilággal szoros kapcsolatban vannak (JAKUCS 1980 KEVEI BÁRÁNY – ZÁMBÓ 1986). Tanulmányunk néhány további adattal járul hozzá a karsztok ökoszisztéma szolgáltatásainak és az élővilág pozitív és negatív biogeomorfológiai visszacsatolásának megértéséhez.

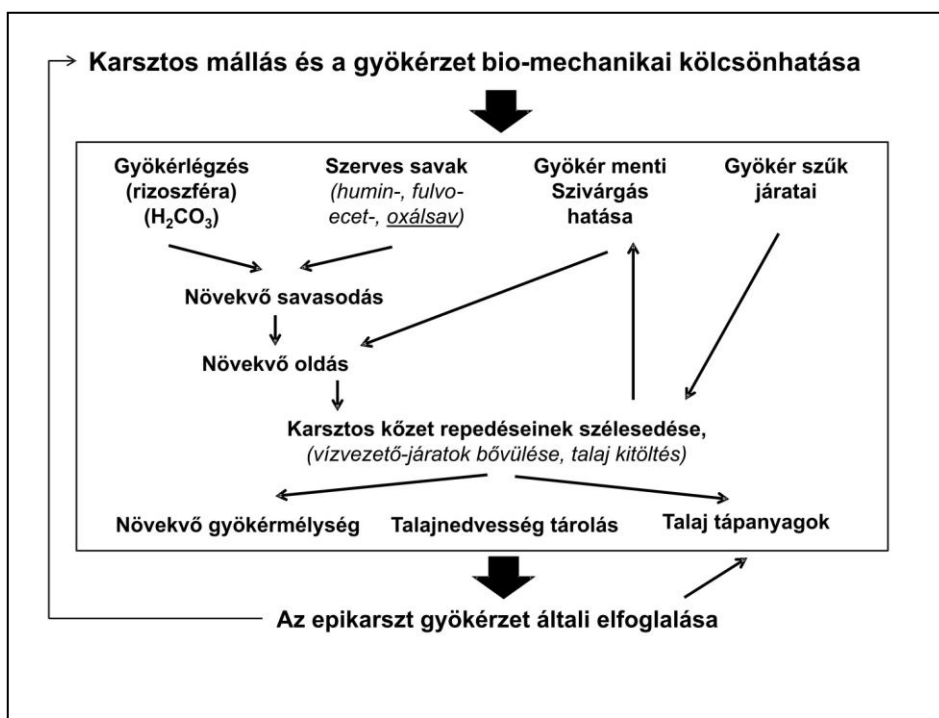
## **2. Ökoszisztéma szolgáltatások és biogeomorfológiai visszacsatolások**

A biológiai változatosság általában fokozza a fajok túlélési lehetőségeit bármely tájban. A táj működésének és a biogeomorfológiai visszacsatolásnak vizsgálata során azonban napjainkban számba kell venni a felerősödő emberi tevékenység hatásait. Az ember fontos tényezője a földfelszín formálódásának és elsődleges tényezője az ökológiai változásoknak is. A tájhasználat során az ember átalakította a mezőgazdaságot, de a biogeo-kémiai ciklusokon keresztül közvetve megváltoztatta a légkör összetételét is. A kutatók többsége egyetért abban, hogy az üvegház gázok koncentrációjának növekedése, ezzel egyidejűleg az éghajlat megváltozása hat az élővilág minőségére és típusára, amely ugyanakkor visszahat a táj fizikai folyamataira. Az előrejelzések szerint az éghajlat okozta változások a biotikus-abiotikus kölcsönhatások megváltoztatásával megzavarják a táj működését, kérdés azonban, hogy a klímaváltozás kikényszerítette átalakulás nagyságrendje, illetve erőssége meghaladja-e a táj magasfokú természetes változékonyságát.

Az ökohidrológiai (ecohydrology) kutatások (RODRIGUEZ-ITURBE – PORPORATO 2004, D'ODORICO – PORPORATO 2006, MUNEEPEERAKUL et al. 2008a, 2008b) azt is bizonyítják, hogy az élővilág megváltoztathatja a globális problémát jelentő vízfelhasználás jellemzőit. A biológiai és fizikai folyamatok közötti kapcsolatrendszer és visszacsatolásokat a kutatók különböző tájfejlődési modellekkel szimulálják. A legkorszerűbbek közé tartozik az ún. „*geomorphic transportation law*” (GTL) modell, amely paraméterként használja a geomorfológiai anyagszállítás mozgási küszöbértékét, a felszín állékonyságát, és hidraulikus érdességet

(DIETRICH et al. 2003), de a modell tartalmazza a bio-fizikai kölcsönhatásokat, explicit magába foglalja a talaj és élővilág dinamikáját is (YOO et al. 2005). A különböző modellek mellett számításba veszik pl. a földcsuszamlás megindulásának vizsgálatánál a területet borító erdők növekedési és pusztulási mutatóit is (BENDA – DUNNE, 1997, LANCASTER et al. 2003).

Korábbi kutatásainkban (BÁRÁNY KEVEI 1989, 1992, 1998a, 1998b, BÁRÁNY KEVEI – HORVÁTH 1996) már komplexen vizsgáltuk a karsztökológiai rendszert. A rendszer elemei közül a mikroklíma, talaj, növényzet és a mikrobiális tevékenység kapcsolatának a feltárása vált hangsúlyossá. A karsztos mállás és a növényzet kapcsolatát mutatja be PHILLIPS (2016) sémája is (1.ábra).



1.ábra: Biogeomorfológiai kölcsönhatás a kínai tölgy (*Quercus muhlenbergii*) és a karszt között (USA Kentucky, Pihillips 2016 nyomán)

Fig 1. Biogeomorphic interactions involving chinquapin oak (*Quercus muhlenbergii*) and karst (USA Kentucky)

A karsztokon kialakult talajok (rendzina és barna erdőtalajok), valamint a szárazságot és meleget jobban tűrő növényzet (karsztbokorerdők, tölgyesek), hatással vannak a karsztos oldódás mennyiségi- és minőségi mutatóira. A mikroszervezetek a talajban szerves anyag bontás révén CO<sub>2</sub>-ot termelnek, az oldó víz szénsavtartalmának növelésével, mint az „ökorendszer mérnö-

kei” (ecosystem engineering) visszahatnak a morfológiai viszonyokra. Ez a hatás indirekt (mikroklíma, talaj stb. révén), de direkt hatás is érvényesül a biológiai mállás (gyökérsavak) révén. (JAKUCS 1980, BÁRÁNY KEVEI 1998B, PHILLIPS 2016b). A korallállatok közvetlenül hatnak a morfológiai fejlődésre, mivel felépítik a korallzátonyokat, korallgátakat (korallállatok és egy fotoszintetizáló alga működése révén). Lehet fordított interakció és alkalmazkodás is (amikor az ökoszisztéma belső bioenergiái hatnak a geomorfológiai folyamatokra, s ez visszahat a biotikus tényezőkre). Ilyen hatásként értelmezhető a korallmészke pusztulása, amikor is a létfeltételek valamelyike változik (tisztavíz, legalább 20°C hőmérséklet, magas sótartalom és fény), akkor megszűnik a mészke továbbépítése. Az élőszervezetek ez esetben ökoszisztéma „mérnökség” során visszahatnak a természetes szelekcióra. Létrejöhet olyan kölcsönhatás (koevolúció) is, amikor az élőszervezetek és a morfológiai alakzatok között biogeomorfológiai interakció okoz változásokat. Karsztok esetén ezek a visszacsatolások leginkább kölcsönhatás formájában nyilvánulnak meg, például a kalcit kiválás abiotikus folyamat, de a karbonátos kőzetek kialakulása többségében biotikus folyamatok eredménye. A karbonátos kőzetek kalcit ásványainak oldódása ugyan nem biotikus eredetű, de a biogén eredetű CO<sub>2</sub> közvetve, jelentősen felgyorsítja azt. Esetenként ugyanakkor például a zuzmó telepek közvetlen módon megvédik a kőzetet az oldódástól. Ismerünk negatív visszacsatolást is a karsztokon, például ha az „ökorendszer mérnökei” belső tulajdonságaik (mondhatnánk géntechnológiai folyamatai) révén, és a fajok közötti versengés (niche) közreműködésével hátrányosan hatnak az egyébként pozitív visszacsatolásban résztvevő szervezetekre. Mexikóban találtak olyan töréses kőzeteket ahol az oldódás jelentősen segítette a gyökér növekedését, de ugyanakkor a gyökerek hosszabttávon épp a folyamat visszahatásaként elpusztultak (ESTRADA MEDINA et al. 2013). A karsztok oldási dinamizmusát az ökológiai szűrés révén kialakult lokális pozitív visszacsatolás jellemzi, a vízgyűjtőterület növekedése azonban egyidejűleg a pozitív visszacsatolás hatását csökkenti (WATTS et al. 2014). A karsztokon a depressziók (dolinák) térbeli elrendeződésében is jelentős szerepe van a biogeomorfológiai visszacsatolásnak, ezért általában nem véletlenszerű (random) a depressziók elrendeződése a vízgyűjtő területen (BÁRÁNY KEVEI – KISS – NELIS 2015).

Az utóbbi másfél évtizedben került előtérbe tudományterületünkön az ökoszisztéma szolgáltatások vizsgálata, mivel a különböző környezeti hatások jelentősen megváltoztatták a karsztökorendszerek értékeit. A környezeti hatásokra különösen érzékeny karsztok háromdimenziós hatásfelületén igen gyorsan érvényesülnek a változások. Egyre inkább világossá válik, hogy a rendszer kutatása csak holisztikus szemlélettel valósítható meg

(*GOLDSCHIEDER* 2012), mivel a rendszer tényezői és folyamatai integráltan működnek a karsztos tájban. A karsztkutatók már jelezték azokat a hatásokat, amelyek hosszútávon megváltoztatják a tájesztétikai, tájhasznosítási és rekreációs szempontból értékes karszterületek fejlődését és működését. Ilyen a légkör és talaj CO<sub>2</sub> mennyiségének időben és térben történő változása, azaz növekedése, ami felerősítheti például az éghajlatváltozást, s ez minőségi változást eredményezhet az értékes, ugyanakkor sérülékeny ökoszisztémában. A karsztokon ezekhez a folyamatokhoz egyidejűleg erős biogeomorfológiai visszacsatolások kapcsolódnak, amelyekkel mind ezideig keveset foglalkozott a szakirodalom. A karsztok ökoszisztémájának (abiotikus és biotikus elemeinek) integrált kutatása ezért napjainkban egyre fontosabbá válik. A fentiek mellett ezeket a vizsgálatokat a karsztok víztárolási és ivóvíz-ellátási funkciója is indokolja, ami a globális felmelegedéssel a jövőben veszélyesetetté válhat (*PFEFFER* 2009)

A karsztokon az élővilág és a táj dinamikája kölcsönhatás formájában alakul ki (*REINHARDT* et al. 2010). Ebben a kölcsönhatásban az abiotikus környezet szabályozza az élőközösségek nagyságrendjét és típusát. Mint láttuk, a táj működésének és a visszacsatolásoknak a vizsgálata nem lehetséges az emberi tevékenység ismerete nélkül. Egyre nagyobb az egyetértés abban, hogy az üvegház gázok koncentrációjának növekedése, ezzel egyidejűleg az éghajlat megváltozása hat az élővilág mintázatára (*TRÁJER* et al. 2016) és típusára a karsztokon is.

### **3. Ökoszisztéma szolgáltatások vizsgálata a karsztokon**

A rendszerszemléletű táj kutatás egyik legdinamikusabban fejlődő ága az ökoszisztéma- vagy környezeti szolgáltatások értékelése, mely alatt az ember által közvetlenül vagy közvetve felhasznált természeti, táji adottságok értékelését értjük. Ez a megközelítés és a hozzá kapcsolódó módszertan a nemzetközi környezetpolitika egyik központi kihívásává vált az elmúlt években. 2010-ben egy kormányközi testület jött létre a biodiverzitás és az ökoszisztéma szolgáltatások védelmére (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services – IPBES; *SCHMELLER – BRIDGEWATER* 2016). A 2009-ben Budapesten megrendezett Tudomány Világfórumának egyik központi témája volt az ökoszisztéma szolgáltatások fenntartása. A téma, különböző megközelítésben a nemzetközi tudományos közvéleményben is hangsúlyosan jelen van (*ISBELL* et al. 2011, *KINZIG* et al. 2011, *PERRINGS* et al. 2010). A legegyszerűbb definíció szerint ökoszisztéma szolgáltatások alatt az ember számára hasznosítható környezeti funkciókat értjük, számbavételük a struktúra→funkció összefüggések érté-

keléssel történő kiegészítését jelenti. Ilyen módon az ökoszisztéma szolgáltatások tájleptékű, tájtervezésben való döntés-előkészítési célú értékelési módszerei megegyeznek a funkcionális tájelemzés, geoökológiai térképezés, tájpotenciál-becslés módszereivel, kiegészülve a tájpotenciál pénzbeli értékének kifejezésével. Az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésére az emberi jólét növelése (az életminőség javítása) érdekében van szükség. Céljai megegyeznek tájökológiai kutatások céljaival (*FINKE* 1994, *MEZŐSI – RAKONCZAI* 1997). A tájökológiai kutatások fontos eszköze a modellalkotás (*MEZŐSI – SZATMÁRI* 1995, *CSORBA* 1999, *TURNER* et al. 2001). Az ökoszisztéma szolgáltatások modell alapú értékeléséhez a környezeti rendszerek működésének modellekbe való sűrítésére, és tágabb értelemben a gazdaságfejlesztésben és szakigazgatásban való alkalmazására van szükség.

Az ökoszisztéma szolgáltatásokkal kapcsolatos egyik fő kutatási kérdés napjainkban az ökológiai rendszerek diverzitása és az ökoszisztéma szolgáltatások közötti kapcsolatok feltárása. Viszonylag általánosan elfogadott elméleti alapvetés, hogy a nagyobb biodiverzitással jellemezhető, természetesebb, a külső hatásokkal szemben elvileg stabilabb rendszerek a szolgáltatások nagyobb mennyiségét képesek biztosítani. A biodiverzitás fenntartásához az abiotikus háttérfeltételek megléte, vagyis a geodiverzitás szükséges. Ennek különösen nagy jelentősége van a karsztökológiai rendszerekben. Ugyanakkor bizonyos ökoszisztéma típusoknál, egyes szolgáltatások esetében ezzel ellentétes tendenciák is megfigyelhetők. Pl. a továbbiakban részletesen is tárgyalt széndioxid-megkötés esetében egyes gyors növekedésű növényfajok homogén állományai a nagyobb biomassa produkció miatt jobb széndioxid-megkötők lehetnek, mint pl. az adott terület potenciális vegetációjának tekinthető, változatosabb fajösszetételű élőhelye. A fentiek alapján érdekes elméleti kérdésként merülhet fel, hogy a biogeomorfológiai visszacsatolások révén igen változatos formakincsű, nagy geodiverzitással rendelkező karsztos térszíneken megjelenő növényközösségek változatossága milyen mintázatokat, tendenciákat eredményez a biztosított ökoszisztéma szolgáltatások mennyiségében.

A kérdést két olyan esettanulmány segítségével vizsgáltuk, melyekben változatos abiotikus adottságokkal rendelkező karsztos területeken, recens vegetációdinamikai, tájváltozási folyamatokat követve vizsgáltuk a biztosított ökoszisztéma szolgáltatásokban fellépő változatosságot.

### *3.1. Karsztos tavak ökoszisztéma szolgáltatásainak értékelése Bayes hálók segítségével*

Az ökoszisztéma szolgáltatások értékelését a karsztokon a tavak eutrofizációs folyamatain keresztül a Bayes-hálók modellje segítségével végeztük el. Ebben a vizsgálatban a karsztos tavak minőségi változását az élőhely funkció (hal populáció) szempontjából végeztük el. A Bayes hálókat egy ideje már sikeresen alkalmazzák a magas bizonytalansági fokkal rendelkező rendszerek modellezésére. Így egységes megközelítésben ábrázolhatók a vízgyűjtők komplex interakciói (*POLLINO – HENDERSON* 2010). A Bayes-modellek legkorábbi alkalmazásai a vízmenedzsment területén veszélyeztetett halfajok élőhelyének és a populáció életképességének modellezésére szolgáltak (*MARCOT* et al. 2006, *RIEMAN* et al. 2001, *BORSUK* et al. 2002, *POLLINO – HENDERSON* 2010).

Kutatásainkat a témában a Gömör-Tornai-karszton végeztük 2008 és 2010 között. A vízminőséget monitoroztuk állóvizeken és forrásokon (*SAMU – CSÉPE – BÁRÁNY KEVEI* 2013). A karsztterületen bekövetkező vízminőség-romlás igen nagy környezeti kockázatot jelent a terület érzékeny volta miatt, illetve a veszteség miatt, amit a korábban tisztítást nem igénylő karsztvíz emberi fogyasztásra alkalmassá tételének költségei jelentenek. A tavak halállományának számos ökoszisztéma szolgáltatás biztosításában van meghatározó szerepe, így a tavi ökoszisztémák folyamatainak, egyensúlyának fenntartásában, ami szabályozó szolgáltatásnak tekinthető. A karsztos tavak feltöltődésével viszont csökken a táj változatossága, látványértéke.

Modellünk az állóvizekben kialakult tápanyag-túlterhelés következtében létrejött és stabilizálódott eutróf állapot lehetséges következményeinek egyikét, illetve az eutrofizálódásban betöltött szerepének súlyát foglalja magában. A víz kémhatásának lúgos tartományba való eltolódása és a növekvő vízhőmérséklet a potenciálisan jelenlévő ammóniumból átalakult mérgező ammónia részarányát növeli. Az ammónia tartós jelenléte, már igen kis mennyiségben is ártalmas lehet a halak egészségi állapotára nézve. A tápanyagterhelés közvetlenül is hozzájárul a magasabb ammónia-arány eléréséhez, de közvetett módon is megmutatkozik. Ugyanis a tápanyagbőség következtében elszaporodó algák magas fotoszintetikus aktivitása miatt a kémhatás a lúgos irányba tolódik, megnő a víz zavarossága. A zavarosságot okozó szuszpendált részecskék (talaj, algák) abszorbeálják és szórják a napfényt, ezért az állóvizek felszíni rétege erősen felmelegszik (*PAAIJMANS* et al., 2008).

A modell az ammónia mennyiségét befolyásoló, illetve az arra ható paraméterek alapján épül fel. Ezek a paraméterek: az antropogén hatásra kialakult tápanyag-utánpótlás, az időjárási körülmények (amelyek erősítetik az antropogén hatást), például az aszályindex (SPI), illetve a léghőmér-



séklet, ami a vizek hőmérsékletét közvetlenül befolyásolja. Külső befolyásoló tényező az alkalinitás, ami magas pH-értéket jelent, s ezekben a vizekben az ammónia toxikusabb hatású (*WURTS – DURBOROW, 1992*). Az SPI aszályindex (*McKEE et al. 1993*), értéke a 3 tápanyagtípus mennyiségét befolyásolhatja azáltal, hogy az adott területen a csapadékos és aszályos időszakokról, illetve azok hosszáról nyújt információt. A csapadékosabb időszakokban megnövekedhet a szórt szennyezések mértéke.

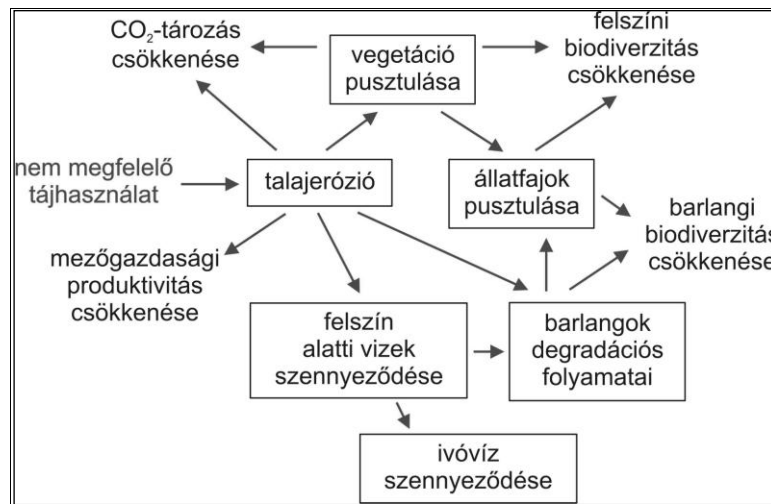
A programban futtatható érzékenységi vizsgálat segítségével megállapítottuk, hogy a Bayes-háló soktényezős rendszerében az egyes változók milyen mértékben befolyásolják a végeredmény, vagy egy választott változó alakulását (*KEVEINÉ BÁRÁNY – TANÁCS – SAMU – KISS 2012*). A „halakra kifejtett hatás” változóra lefuttatott érzékenységi vizsgálat eredményeként feltártuk, hogy a kémhatásra, majd a vízhőmérsékletre a legérzékenyebbek a halak. Ezt követi az ammónium mennyiség, mint meghatározó paraméter. Az a-klorofill tartalom megelőzi a léghőmérséklet és az alkalinitás hatását is, ami azt jelenti, hogy ez a paraméter a kémhatásra és a vízhőmérsékletre gyakorolt hatásán keresztül nagyobb szerepet játszik, mint a léghőmérséklet, vagy az alkalinitás. A léghőmérséklet után az aszályindex az első olyan paraméter, amely nem közvetlenül fejt ki a hatását a két legfontosabb szabályozó tényezőre, kiterjedt hatása azonban indokolja a helyét a sorban. Legkevésbé az alkalinitásra, a nitrát- és a foszfát tartalomra érzékeny a halállomány egészségi állapota. A kiindulási független változókat tekintve a klímparaméterek (elsősorban a léghőmérséklet) a meghatározóak, szemben az alkalinitást befolyásoló alapközzel, illetve légköri CO<sub>2</sub>-tartalommal.

A modell továbbfejleszthető az eutróf állapot további jellemzőinek, kiváltó okainak, illetve egyéb lehetséges következményeinek integrált értékelése felé. Integrált adatok birtokában a kezelési módszerek költségvonzata, és a megelőzéshez kapcsolódó költségek összevethetővé válnak a vizes élőhely által kínált értékekkel. Ez elősegíti a kezelés helyes megválasztását, és annak eldöntését is, hogy melyek azok a vízminőségi paraméterek, amelyek figyelembevétele szükséges és elégséges a vízminőség alakulásának nyomon követéséhez.

A karsztos tavak vízminőség-romlás, szervesanyag-feldúsulás miatti feltöltődése negatív biogeomorfológiai visszacsatolás. A korábbi vizsgálatok és a bemutatott modell eredményei azt mutatják, hogy ez az antropogén ökológiai folyamat a fenntartó szolgáltatásokra (halak egészségi állapota, mint ökoszisztéma állapot indikátor) és a kulturális szolgáltatásokra (rekreációs potenciál, táji heterogenitáshoz kötődő esztétikai érték) egyaránt negatív hatással van.

### 3.2. Karsztos erdők szénmegkötésének ökoszisztéma szolgáltató jelentősége

Egyik igen fontos biogeomorfológiai funkciója a karsztoknak a már említett légköri CO<sub>2</sub> tartalom befolyásolása. A CO<sub>2</sub> már a kőzet kialakulásában is fontos szerepet játszott, mivel kialakulásuk idején jelentős mennyiségű CO<sub>2</sub> kötődött meg a kőzetben. A kőzet oldódása során, karsztvízben tartozékos, egyensúlyi és agresszív CO<sub>2</sub> van jelen, amelynek a mennyisége a felszínre lépő források mésztufa építő tevékenysége során, de a barlangi cseppkő kiválása idején a légtér CO<sub>2</sub> mennyiségét növeli. Ez negatív visszacsatolás a légkör összetétele szempontjából. Abban az esetben, ha ez a folyamat a növényzet közreműködésével (a fotoszintetizáló növényzet CO<sub>2</sub> felvétele során) megy végbe, akkor ez pozitív biogeomorfológiai visszacsatolás karsztmorfológiai szempontból, mivel a kialakult képződmények növelik a karsztok esztétikai értékét. *GOLDSCHIEDER* (2012) a karsztok sérülékenységét a helytelen tájhasználattal hozta kapcsolatba, ahol felerősödik a talajerózió, visszafordíthatatlanul lepusztul a talaj a karsztos kőzetről és a kőzet elsivatagosodik. A talajerózióval együtt jár az agrártermelés csökkenése, ez a vegetáció degradációját jelenti, ami kedvezményezi a további talajeróziót. Ez a folyamat a biológiai aktivitás csökkenéséhez vezet, lecsökken a fotoszintézis és ezzel a szénmegkötés (2. ábra).



2. ábra: A karsztökoszisztémák hatásfolyamatainak és érzékeny komponenseinek összefüggései a természeti értékekkel és az ökoszisztéma szolgáltatásokkal (Goldscheider 2012 nyomán)

Fig 2. Exemplified illustration of interconnected vulnerabilities and impact pathways damaging a karst ecosystem and reducing its natural values and ecosystem services

Ez a globális légköri folyamatok szempontjából pozitív biológiai visszacsatolás a hasznosítás hatására megszűnik, így negatív visszacsatolás érvényesül.

A fenti kérdéskörhöz kapcsolódóan vizsgáltuk aggteleki mintaterületen a karsztos erdők szénmegkötését. Vizsgálatunk egyik fő célja néhány, különböző karsztos termőhelyen megtalálható erdőtípus széndioxid-megkötő képességének összehasonlító vizsgálata volt. A Haragistya-Lófej Erdőrezervátum területén található erdőtípusokban rendkívüli változatosságot találtunk, a terület morfológiai, talajtani adottságainak megfelelően. A területen végzett vegetációtérképezés (*TANÁCS et al. 2010*) alapján az alábbi erdőtípusok különíthetők itt el: melegkedvelő tölgyesek, cseres-kocsánytalan tölgyesek, üde gyertyános-tölgyesek (gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyesekkel, tölgyelegyes gyertyánosokkal, vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyesekkel), üde bükkös erdők (gyertyánelegyes bükkösökkel, büккеlegyes gyertyánosokkal, vegyes-elegyes bükkösökkel, és gyertyán nélküli bükkösökkel), bükkös-kocsánytalan tölgyesek, hársas sziklaerdők, kőrises sziklaerdők, rezgőnyarasok, nyíresek. A vizsgálati területen részletes faállomány-szerkezeti felmérés zajlott, melynek során 50\*50 m-es rácshálóban minden pont körül 10 m sugarú körben mértük fel minden faegyed legjellemzőbb mutatóit, köztük a biomaszsa-számítást lehetővé tevő mellmagassági átmérőt. A faállomány-szerkezeti adatok alapján az egyes erdőtípusok széndioxid-megkötését a CO2Fix 3.2. modell segítségével számítottuk (*SCHELHAAS et al. 2004, MASERA et al. 2003*). Ezt már több hazai erdőrezervátum hasonló vizsgálatánál is sikerrel alkalmazták (*BALÁZS et al. 2008, JUHÁSZ et al. 2008*).

A megfigyelt tendenciák jól tükrözik a változatos domborzatú karsztos térszín termőhelyi különbségeit a vizsgálati területen. A legnagyobb biomaszsa- és ezzel együtt szénmennyiség a legjobb termőhelyekkel és fatermési osztályokkal jellemezhető bükkösökben található, 215 t C/ha maximális értékkel. Közepes mennyiség (idősebb erdőknél kb. 200 t C/ha) jellemzi az üde tölgyeseket, melyekre a kocsánytalan tölgy dominanciája mellett a gyertyán nagy száma jellemző. A legkisebb szénmegkötési potenciállal a száraz tölgyesek bírnak (165 t C/ha), melyek szélsőséges vízháztartású, sekély termőrétegű talajokon létrejött alacsony, nyílt erdőrészetek, jelentős mennyiségű molyhos tölgygel.

A szén-dioxid megkötése a fotoszintézis során a biomaszsa növekedésében nyilvánul meg, melynek hosszú távú hatása a karsztkorrózió intenzitásának növekedése, ami pozitív biogeomorfológiai visszacsatolás. A széndioxid-megkötés szempontjából a legkedvezőbb a sűrű borítású, nagy biomaszsa-produciójú klimax erdő. A karsztos térszíneken a domborzati, talaj-

tani változatosság miatt más, kisebb biomassza-produkciójú erdőtípusok is megjelenhetnek. Ezért a széndioxid-megkötés szempontjából a karsztok geodiverzitása és biogeomorfológiai folyamatai ennek a szolgáltatásnak a csökkenését is eredményezhetik.

#### **4. Összegzés és kitekintés**

A karsztökoszisztéma szolgáltatások és a karsztfejlődés pozitív és negatív biogeomorfológiai visszacsatolásainak megismerése napjaink környezethatás változásai miatt, a kutatás aktuális kérdésévé vált. Az ökoszisztéma szolgáltatások változása a környezet-érzékeny karsztokon azért is érdemel kitüntetett figyelmet, mert a karsztok szolgáltató funkciói között az ivóvíz ellátás globális problémáihoz is szorosan kapcsolódik. Az ökoszisztéma szolgáltatások és a biogeomorfológiai visszacsatolások kapcsolatát két példán mutattuk be. Egyrészt a karsztos tavak eutrofizációs folyamatain keresztül, a Bayes-hálók modellje segítségével értékeltük a vízminőség-változást és megállapítottuk, hogy a karsztos tavak gyors, szerves anyaggal történő feltöltődése negatív biogeomorfológiai visszacsatolás a karsztfejlődésben. Másrészt értékeltük a karsztos erdők szénmegkötésének (mint üvegházhatású gáz szabályozásának) jelentőségét. A szén-dioxid megkötése a biomassza növekedésében jelenik meg, melynek hosszútávú hatása a karsztkorrózió intenzitásának növekedése, ez pozitív biogeomorfológiai visszacsatolást jelent. Természetesen antropogén hatásra ellentétes is lehet a folyamat, amennyiben elpusztul az erdő (gyérülés és mortalitás). Az erdőpusztulás a karsztos oldódás lassulását, ezáltal a formák kialakulásának nagyságrendjét csökkenti, s ez negatív visszacsatolás.

Az ökológiai rendszerek diverzitása és az ökoszisztéma szolgáltatások közötti kapcsolatok feltárásának eredményeként elfogadott az a megállapítás, hogy a nagyobb biodiverzitással jellemezhető, természetesebb, a külső hatásokkal szemben elvileg stabilabb rendszerek a szolgáltatások nagyobb mennyiségét képesek biztosítani. A biodiverzitás azonban feltételezi mindig a geodiverzitás meglétét. A karsztökológiai rendszerekben a fenti vizsgálatok eredményei alapján felmerül a kérdés, hogy a biogeomorfológiai visszacsatolások révén igen változatos formakincsrel, nagy geodiverzitással rendelkező karsztos térszíneken megjelenő növényközösségek változatossága (biodiverzitása) milyen mintázatokat, tendenciákat eredményez a biztosított ökoszisztéma szolgáltatások mennyiségében. A karsztökológiai rendszerek állapotváltozásai integráltan, a tényezők szoros egymásra hatásával lépnek fel. A vegetáció-talaj-felszín alatti víz kapcsolatrendszer bármely elemében bekövetkező módosulás, degradáció a rendszer többi elemét is érinti.

Így a karsztos területek (felszíni és felszín alatti) biodiverzitásának fenntartása szorosan összefügg a megfelelő talajhasználattal és a karsztvíz védelmével. Ugyanakkor a bemutatott esettanulmányok eredményei alapján megállapítható, hogy a karsztrendszerben érvényesülő biogeomorfológiai visszacsatolások pozitívak és negatívak is lehetnek. Továbbá a biodiverzitás és az ökoszisztéma szolgáltatások közötti kapcsolat ebben a tájtípusban is összetett, szolgáltatásonként más és más. Például a változatos domborzatú karsztfelszíneken nagy arányban jelennek meg a karsztos lejtőfelszínekhez kötődő erdőtársulások (pl. száraz tölgyesek), melyeknek széndioxid-megkötése kisebb lehet, mint az adott területen elméletileg megjelenő klímazonális, klimax erdőtársulásé. Ehhez a kérdéskörhöz kapcsolódóan hasonlóan érdekes további vizsgálati lehetőség lehet, hogy dolinák beerdősülése milyen módon befolyásolja a különböző ökoszisztéma szolgáltatásokat (a dolinák beerdősülése alapvetően egy természetes szukcessziós folyamat, ám a természetvédelmi célú területkezelés során egyes helyeken a becserjésedést, erdősülést legeltetéssel, kaszálással akadályozzák a gyeptársulások fenntartása érdekében). Szintén igényel még további kutatásokat, hogy a különböző felszínborítási mintázatok milyen módon befolyásolják a karsztforrások, vízfolyások vízhozamait, valamint hogy a karszttalajok nehézfém-szennyezettsége milyen kvantitatív kapcsolatba hozható az ivóvíz minőségével, az ivóvízellátás szolgáltatásával.

## **IRODALOM**

- BALÁZS. B. – HORVÁTH, F. – MÁZSA, K. – BÖLÖNI J.* (2008): Forest reserve as a model area for future climate forest restoration – a case study – Extended abstract, 6th European Conference on Ecological Restoration, Ghent, Belgium, 8-12/09/2008, p. 1-4. [CD-ROM].
- BÁRÁNY KEVEI I.* (1989): Geoecological system of karsts – Acta Carsologica. Krasoslovni Zbornik, XXVII/1. Ljubljana. pp. 13-25.
- BÁRÁNY KEVEI I.*(1992): Karst soil as indicators of karst development in Hungarian karsts – Zeitschrift für Geomorphologie N. F. Suppl. - Bd. 85. Berlin-Stuttgart. 101-110.
- BÁRÁNY KEVEI I.* (1998a): The geo-ecology of three Hungarian karsts. *Cave und Karst Science*. Transaction of the British Cave Research Association. 25. (3) December. 113-117.
- BÁRÁNY KEVEI I.* (1998b): Connection between morphology and ecological factors of karstdolines (Aggtelek hills, Hungary) – Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria Suppl. III.(4) pp. 115-119.

- BÁRÁNY KEVEI, I.* (2011): Changes in the vegetation of dolines in Aggtelek and Bükk Mountains – *Acta Climatologica et Chorologica* 44-45 (1) pp. 25-30.
- BÁRÁNY KEVEI, I. – HORVÁTH, A.* (1996): Survey of the interaction between soil and vegetation in a karstecological system /at Aggtelek, Hungary/ – *Acta Geogr. Szegediensis*. Tom. XXXV. pp. 81-87.
- BENDA, L. – DUNNE, T.* (1997): Stochastic forcing of sediment routing and storage in channel networks. *Water Resources Research*, 33, (12) pp. 2865–2880.
- BORSUK, MARK E. – CRAIG, A STOW. – KENNETH, H. RECKHOW* (2002): Integrative environmental prediction using Bayesian networks: A synthesis of models describing estuarine eutrophication – *Proceedings of IEMSS Conference, Lugano, Switzerland*.
- CORENBLIT, D. – STEIGER, J. – DELMOTTE, S.* (2010): Abiotic, residual and functional components of landforms – *Earth Surface Processes and Landforms*, 35(14) pp. 1744-1750.
- CORENBLIT, D. – BAAS, A. C. – BORNETTE, G. – DARROZES, J. – DELMOTTE, S – FRANCIS, R. A. – STEIGER, J.* (2011): Feedbacks between geomorphology and biota controlling Earth surface processes and landforms: a review of foundation concepts and current understandings – *Earth-Science Reviews*, 106(3) pp. 307-331.
- CSORBA P.* (1999): *Tájökológia. Egyetemi jegyzet* – Debrecen 113 p.
- DIETRICH, WILLIAM E. – BELLUGI, DINO G. – SKLAR, LEONARD S. – STOC, JONATHAN D.* (2003): *Geomorphic Transport Laws for Predicting Landscape Form and Dynamics Prediction in Geomorphology Geophysical Monograph* 135 pp. 1-30. Copyright by the American Geophysical Union. 10.1029/135GM09.
- D'ODORICO, P. – PORPORATO, A.* (2006): *Dryland Ecohydrology* – Springer-Verlag GmbH, 341 p. ISBN: 1402042612.
- ESTRADA, MEDINA H. – SANTIAGO, LS. – GRAHAM, RC. – MICHAEL, F. – ALLEN, MF. – OSORNIO, JIMENEZ JJ.* (2013): Source water, phenology and growth of two tropical dry forest tree species growing on shallow karst soils – *Trees* 27 pp. 1297–1307, DOI 10.1007/s00468-013-0878-9.
- FINKE, L.* (1994): *Landschaftsökologie*. Westermann. 2 verb.Auflag., Braunschweig. 232 S.
- GOLDSCHIEDER, N.* (2012): A holistic approach to groundwater protection and ecosystem services in karst terrains *AQUA mundi* 3(2) pp. 117-124. DOI 10.4409/Am-046-12-0047.

- ISBEL, F. – CALCAGNO, V. – HECTO, R A. – CONOLLY, J. – HARPOLE, STANLEY W. – REICH, P B. – SCHERER, LORENZEN M. – SCHMIED, B. – TILMAN, D. – VAN RUIJVEN, J. –, WEIGELT, A. – WISLEJ, B. J. – ZAVALETA, E. S. – LOREAU, M.* (2011): High plant diversity is needed to maintain ecosystem services – *Nature* 477 pp. 199-202. DOI:10.1038/nature10282.
- JACOBS, A F. – HEUSINKVELD, B G. – KRAAI A, PAAIJMANS, K P.* (2008): Diurnal temperature fluctuations in an artificial small shallow water body – *International journal of biometeorology* 52(4) pp. 271-280.
- JAKUCS L.* (1980): A karszt biológiai produktum – *Földrajzi Közlemények*, 28(4) pp. 331-344.
- JONES, C G. – LAWTON, J H. – SHACHAK, M.* (1994): Organisms as ecosystem engineers – In *Ecosystem management*, Springer New York, pp. 130-147.
- JONES, C G. – LAWTON, J H. – SHACHAK, M.* (1997): Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers – *Ecology* 78(7) pp. 1946–1957. DOI: 10.1890/0012-9658(1997)078 [1946:PA NEOO] 2.0.CO;2.
- JONES, C G.* (2012). Ecosystem engineers and geomorphological signatures in landscapes – *Geomorphology*, 157 pp.75-87. DOI 10.1016/j. geomorph. 2011.04.039.
- JUHÁSZ, P. – BIDLÓ, A. – HEIL, B. – KOVÁCS, G. – PATOCSKAI, Z.* (2008): Bükkös állományok szénmegkötési potenciálja a Mátrában – In: SIMON, L. (szerk.) *Talajvédelem Különszám. Talajtani Vándorgyűlés 2008. Talajvédelmi Alapítvány kiadványa*, Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. pp. 409-416.
- KEVEI I – ZÁMBÓ L* (1986): Study of the relationship between bacteria activity in karstic soils and corrosion – *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis de Rolando Eötvös Nominatae. Tomus XX-XXI.* pp. 325-333.
- KEVEINÉ BÁRÁNY I. – TANÁCS E. – SAMU A. – KISS M.* (2012): Tájváltások az Aggteleki Karszton – In: Farsang A. Mucsi L. Keveiné Bárány I. szerk.: *Táj - érték, lépték változás. GeoLitera*, pp. 145-154. (ISBN:978-963-306-151-0).
- KINZIG, A P. – PERRINGS, C. – CHAPIN F S. – POLASKY, S. – SMITH, V K. – TILMAN, D. – TURNER, B L.* (2011): Paying for Ecosystem Services – Promise and Peril. *Science*. 334(6056) pp. 603-604. DOI:10.1126/-science.12.10297.

- KISS, M. – TANÁCS, E. – BÁRÁNY KEVEI, I.* (2011): Ecosystem Services in Hungarian Karst Areas – *Acta Climatologica* 44-45(1) pp. 41-49 , (ISSN: 1587-5903).
- LANCASTER, T.* (2004): An introduction to modern Bayesian econometrics – Blackwell Oxford. XIV. 401 p.
- LANCASTER, ST. – HAYES, K. – GRANT, GE.* (2003): Effects of wood an debris flow runout in small mountain watersheds – *Water Resources Research*, V. 38. 1219 p. DOI: 10.1029/2001WR001227.
- LOREAU, M. – NAEEM, S. INCHAUSTI, P.* (eds). 2002): Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives – Oxford, UK: Oxford University Press. ISBN 0 19 851570 7 (Hbk) ISBN 0 19 851571 5 (Pbk). 283 p.
- LYONS, KG. – BRIGHAM, CA. – TRAUT, BH. – SCHWARTZ, MW.* (2005): Rare species and ecosystem functioning – *Conservation Biology* 19(4) pp. 1019-1024.
- MARCOT, BG – STEVENTON, JD. – SUTHERLAND, GD – & MCCANN, RK.* (2006): Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modeling and conservation – *Canadian Journal of Forest Research*, 36(12) pp. 3063-3074. 10.1139/x06-135.
- MATTHEWS, B. – DE MEESTER, L. – JONES, C. G. – IBELINGS, B. W. – BOUMA, T. J. – NUUTINEN, V. – ODLING-SMEE, J.* (2014): Under niche construction: an operational bridge between ecology, evolution, and ecosystem science – *Ecological Monographs*, 84(2) pp. 245-263.
- MCKEE, TB – DOESKEN, NJ. – KLEIST, J.* (1993): The Relationship of Drought Frequency and Duration to Time Scales – *Proceedings of the Eighth Conference on Applied Climatology American Meteorological Society*: Boston, pp. 179-184.
- MEZŐSI, G. – SZATMÁRI, J.* (szerk.) (1995): Modellek a természet-földrajzban – *Acta Geographica Szegediensis különszáma*, JATE, Szeged, 63 p.
- MEZŐSI, G. – RAKONCZAI, J.* (szerk.) (1997): A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata – *JATE Természeti Földrajzi Tanszék*, Szeged, 131 p.
- MUNEEPEERAKUL, R. – BERTUZZO, E – RINALDO, A. – RODRIGUEZ-ITURBE, I.* (2008): Patterns of vegetation biodiversity: the roles of dispersal directionality and river network structure – *Journal of Theoretical Biology* 252 pp. 221–229.
- PERRINGS, C. – NAEEM, S.– AHRESTANI, FS. – BUNKER, DE. – BURKILL, P. – CANZIANI, G. – ELMQUIST, T. – FUHRMAN, JA. – JAKSIC, F M. – KAWABATA, Z. – KINZING, A. – MACE, GM. –*



- MOONEY, H. – PRIEUR-RICHARD, AH. – TSCHIRHART, J. – WEISSER, W.* (2011): Ecosystem Services, Targets, and Indicators for the Conservation and Sustainable Use of Biodiversity – *Front Ecol Environ.* 2011; 9(9) pp. 512–520, DOI:10.1890/100212.
- PETERSON, AT.* (2006): Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models – *Biodiversity Informatics* 3, pp. 59-72.
- PFEFFER, KH* (2009): Wassermangel – ein globales Problem in Karstlandschaften – *WasserWirtschaft.* 7-8 pp. 19-24.
- PHILLIPS, JD.* (2016a): Landforms and extended composite phenotypes – *Earth Surface Processes and Landforms.* 41(1) pp. 16–26, DOI: 10.1002/esp.3764.
- PHILLIPS, JD.* (2016b): Biogeomorphology and contingent ecosystem engineering in karst landscapes – *Progress in Physical Geography.* 1. pp. 1-24. DOI: 10.1177/0309133315624641.
- POLLINO, CA. – HENDERSON, C.* (2010): Bayesian Networks: A Guide For Their Application In Natural Resource Management And Policy. Landscape Logic. Canberra. Technical Report 14.
- REINHARDT, L. – JEROLMACK, D. – CARDINAALE, BJ. – VANACKER, V. – WRIGHT, J.* (2010): Dynamic interactions of life and its landscape: feedbacks at the interface of geomorphology and ecology – *Earth Surf. Process. Landforms*, 35 pp. 78–101. DOI: 10.1002/esp.1912.
- RIEMAN, BE. – ALLENDORF, FW.* (2001): Effective Population Size and Genetic Conservation Criteria for Bull Trout – *North American Journal of Fisheries Management*, 21(4) pp. 756-764. DOI:10.1577/1548-8675(2001)021<0756:EPSAGC>2.0.CO;2.
- RODRÍGUEZ-ITURBE, I. – PORPORATO, A.* (2004): Ecohydrology of Water-Controlled Ecosystems: Soil Moisture and Plant Dynamics – Cambridge University Press. 266 p. ISBN -13 978-0-511-07961-0 (adobe Reader), ISBN-13 978-0-521-81943-5 (Hardback).
- SAMU, A. – CSÉPE, Z. – BÁRÁNY KEVEI, I.* (2013): Influence of meteorological variables to water quality in five lake over the Aggtelek (Hungary) and Slovak karst regions – a case study – *Acta Carsologica* (ISSN: 0583-6050) (eISSN: 1580-2612) 42(1) pp. 121-133.
- SCHMELLER, DS. – BRIDGEWATER, P.* (2016): The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES): progress and next steps – *Biodivers Conserv* 25 pp. 801–805. DOI: 10.1007/s10531-016-109.
- STERNER, RW. – ELSER, JJ.* (2002): Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere. 464 p. Princeton University Press. copyright. ISBN:9780691074917.

TRÁJER, AJ. – HAMMER, T. – BEDE-FAZEKAS, Á., SCHOFFHAUZER, J. – PADISÁK, J. (2016): The comparison of the potential effect of climate change on the segment growth of *Fraxinus ornus*, *Pinus nigra* and *Ailanthus altissima* on shallow, calcareous soils – *Applied Ecology and Environmental research RESEARCH*, 14(3) pp. 161-182.

TURNER, M. – GARDNER, RH. – O'NEILL, RV. (2001): *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process* – Springer, New York. 387 p. ISBN-13: 978-0387951232, ISBN -10: 0387951237.

VANNOTE, RL. – MINSHALL, GW. – CUMMINS, KW. – SEDELL, JR. – CUSHING, C. E. (1980): The river continuum concept – *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1) pp. 130-137.

VILES, AH (1988): *Biogeomorphology* – Basil Blackwell . Oxford-New York. 362 p.

WATTS, AC. – WATTS, DL. – COHEN, M.J. – HEFFERNAN, J.B. – MCLAUGHLIN, DL. – MARTIN, JB. – KAPLAN, DA. – OSBORNE, TZ. – KOBZIAR, L. (2014): Evidence of biogeomorphic patterning in a low-relief karst landscape – *Earth Surface Processes and Landforms*, 39(15) pp. 2027–2037, DOI: 10.1002/esp.3597.

WURTS, WA. – DURBOROW, RM. (1992): Interactions of pH, carbon dioxide, alkalinity and hardness in fish ponds – *Southern Regional Aquaculture Center*. 46 pp. 1-3.

YOO, K. – AMUNDSON, R. – HEIMSATH, AM. – WILLIAM, E. – DIETRICH, WE. (2005): Process-based model linking pocket gopher (*Thomomys bottae*) activity to sediment transport and soil thickness – *Geology*: 33 (11) 920 p. DOI : 10.1130/G21831.1.