

Bolgovics Ágnes

Magyarországi állóvíz típusok biológiai validációja bentonikus kovaalgák alapján

-Doktori értekezés-

Témavezetők:

Dr. Ács Éva

DSc, tudományos tanácsadó, egyetemi docens

MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Környeztkémiai és Növényökológiai
Osztály

NKE Víz tudományi Kar, Víz- és Környezetpolitikai Tanszék

Dr. Borics Gábor

DSc, tudományos tanácsadó

MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztály

ELTE TTK Környezettudományi Doktori Iskola

Vezetője: **Dr. Jánosi Imre, DSc, egyetemi tanár**

Környezetbiológia Doktori Program

Vezetője: **Dr. Tóth Erika, egyetemi docens**



Készült:

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest

2019

Tartalom

Rövidítések jegyzéke.....	4
1. Bevezetés	5
2. Irodalmi áttekintés	7
2.1 Az Európai Unió Víz Keretirányelve	7
2.2 Kovaalgák általános jellemzése.....	9
2.2.1. Kovaalga ökológiai csoportok.....	9
2.2.2. A kovaalga alapú ökológiai állapotértékelés.....	15
2.3 A tipológia szerepe	16
2.3.1. A hidromorfológiai típusok biológiai validációja.....	19
2.4 A tó méret, mint kiemelt fontosságú tipológiai leíró változó szerepe a diverzitás alakításában....	20
3. Célkitűzések.....	24
4. Anyag és módszer	25
4.1 A hidromorfológiai tó típusok bentonikus kovaalga alapú validációja	25
4.1.1. Mintavételi helyek kiválasztása	25
4.1.2. Mintavétel	25
4.1.3. Bentonikus kovaalga minták feldolgozása.....	26
4.1.4. A hidromorfológiai tó típusok biológiai validációjának kivitelezése.....	26
4.1.5. Statisztikai elemzés	27
4.2 A fajszám-terület összefüggés vizsgálata bentonikus kovaalgák esetén.....	28
4.2.1. Mintavételi helyek kiválasztása	28
4.2.2. Mintavétel	29
4.2.3. Statisztikai elemzés	30
4.3 A SLOSS-dilemma vizsgálata bentonikus kovaalgák és fitoplankton esetén, széles mérettartományba tartozó vizekben	32
4.3.1. Mintavételi helyek kiválasztása	32
4.3.2. Mintavétel	34
4.3.3. Fitoplankton minták feldolgozása	34
4.3.4. A SL (Single Large) és a SS (Several Small) tavak területe	34
4.3.5. Fajszámbecslés.....	36
4.3.6. A funkcionális csoportok értékelése	39

4.3.7. Statisztikai elemzés	41
5. Eredmények.....	42
5.1. Hidromorfológiai tó típusok bentonikus kovaalga alapú validációja.....	42
5.1.1. Következtetések	52
5.1.2. Konklúzió.....	54
5.2 A fajszám-terület összefüggés vizsgálata bentonikus kovaalgák esetén.....	55
5.2.1. Következtetések	59
5.2.2. Konklúzió.....	62
5.3. A SLOSS-dilemma vizsgálata bentonikus kovaalgák és fitoplankton esetén, széles mérettartományba tartozó vizekben	63
5.3.1. Következtetések	67
5.3.2. Konklúzió.....	70
6. Összefoglalás.....	71
7. Summary	73
8. Köszönetnyilvánítás	75
9. Irodalom.....	76

Rövidítések jegyzéke

AIC - Akaike Information Criterion

EU VKI – Európai Unió Víz Keretirányelv

EQR – Ecological Quality Ratio

GAM – általános additív modell (General Additive Model)

NMDS - Nonmetric Multidimensional Scaling

SAR - fajszám-terület összefüggés (Species-Area Relationship)

SEM – pásztázó elektronmikroszkóp (Scanning Electron Microscope)

SIE – kis-sziget hatás (Small Island Effect)

SLOSS – egy nagy vagy több kicsi (Single Large Or Several Small)

SL – egy nagy (single large)

SIMPER - Similarity Percentage

SS- sok kicsi (several small)

VGT – Vízgyűjtő Gazdálkodási Terv

1. Bevezetés

A 21. század egyik legnagyobb kihívása a Föld édesvízkészletének védelme és megőrzése olyan minőségben és mennyiségben, hogy az az élőlények számára (az embert is beleértve) hozzáférhető legyen. Ennek megoldása azért is kiemelten fontos, mert a természeti környezet, a vizeinkkel együtt a különböző emberi tevékenységek hatásainak erősen kitett, melyek eredményeként ezek a természeti rendszerek mára már nagymértékben károsodtak.

A vizeket érő szennyezések mértéke az emberi civilizáció gyors ütemű fejlődésével vált egyre égetőbb problémává. Jelentős mértékben, az ipari forradalmat követően emelkedett a vizek terheltsége, melynek következtében hamarosan fölmerült az igény a vizek szennyezettségének valamilyen módszerrel történő mérésére. Ennek megvalósítása érdekében, elsőként, a 19. század vége felé osztályozták a vízi élőlényeket aszerint, hogy milyen mértékben alkalmasak vízminőség meghatározására (Cohn 1870). A 20. század elején megjelent Kolkwitz és Marsson (1909) szaprobiológiai rendszere, mely az első biológiai értékelő rendszernek tekinthető. Ezt követően még számos értékelő módszer kidolgozása történt meg, amelyek lehetővé tették a víz minőségének megállapítását (Felföldy 1980).

A 20. század folyamán a műtrágya mezőgazdaságban történő egyre gyakoribb felhasználásának következtében jelentkezett a vizek tápanyagfeldúsulás miatti eutrofizálódása, mely főként az algák túlszaporodását jelentette (Felföldy 1980). Ennek vizsgálata a század második felében jelentősen fellendítette a hidrobiológiai kutatásokat (Vollenweider 1968, Dillon és Rigler 1974, Schindler 1978, Vollenweider és Kerekes 1980, Herodek 1984, Bothár és Kiss 1990, Buczkó és Ács 1992, Kiss 1994).

Felismerve, hogy a vizeket ért szennyezések visszaszorításához törvényi szabályozásra van szükség, az akkori döntéshozók megalkották a vizekre vonatkozó szabályokat és korlátozásokat (EC 1976, EC 1991). Mivel azonban ezek a szabályozások nem vezettek látható eredményre, a 90-es évek vezető limnológusai olyan intézkedéseket javasoltak, amelyek a vizeket és azok környezetét együtt veszik figyelembe a teljes vízgyűjtő mentén (Kalf 1991). Ennek eredményeként jött létre az Európai Unió Víz Keretirányelve (EC 2000), mely kötelezővé teszi a tagországok számára vizeik jó ökológiai állapotának elérését.

A VKI öt élőlénycsoportot ad meg, melyek alapján a vizek ökológiai állapotértékelését el kell végezni, ezen öt élőlénycsoport egyike a bevonatalkotó kovaalgák.

A kovaalgák mikroszkóppal történő megfigyelésére legelőször a 18. század elején nyílt lehetőség. A század második felében kezdődött meg a kovaalga fajok részletes leírása és elnevezésük a binominális nomenklatura szabályai szerint (Round és mtsai 1990). Ezt követően, az 1900-as évek elejére jutottak a kovaalgákkal kapcsolatos ismeretek arra a szintre, hogy felismerve ökológiai jelentőségüket, szerepet kaptak az első vízminősítéssel kapcsolatos vizsgálatokban (Cemagref 1982, Sladeček 1986). Napjainkban a kovaalgák, az ökológiai állapotértékeléssel kapcsolatos vizsgálatok alapját képezik.

A doktori munkám során, Magyarországon található állóvizek kovaalga közösségeit vizsgáltuk, elsősorban abból a szempontból, hogy a Magyarországon kialakított hidromorfológiai állóvíz típusok – melyeket a Víz Keretirányelv alkalmazása során a folyamat első lépéseként ki kell alakítani-, hogyan validálhatók a bevonatalkotó (bentonikus) kovaalga közösségek összetétele alapján. A dolgozatomban bemutatott vizsgálat Bolgovics és mtsai (2017) munkáján alapul.

Ezt követően a hidromorfológiai típusokat leíró változók sorából (melyek a következők: tengerszint feletti magasság, méret, mélység, mederanyag, makrofiton borítottság, vízforgalom) kiemeltük a tó méretet, mint az egyik legjelentősebb élővilágra ható tényezőt, és a további két vizsgálatomban, az ezzel kapcsolatos eredményeket mutatom be.

Az egyik élőhely mérettel kapcsolatos vizsgálat a fajszám-terület összefüggés, mely egy évtizedek óta tanulmányozott ökológiai jelenség. A fajszám-terület összefüggés lényege, hogy a fajszám a terület méretével együtt növekszik. Ezidáig főként makroszkopikus, szárazföldi élőlénycsoportok esetén vizsgálták a jelenséget. A dolgozatban, ezzel kapcsolatosan bemutatott tanulmány Bolgovics és mtsai (2016) munkáján alapul.

Az élőhely méretével kapcsolatos másik vizsgálatunk a SLOSS-dilemma kérdéskörét járja körül a bentonikus kovaalgákra és a fitoplanktonra vonatkozóan. A SLOSS-dilemma szintén egy régóta kutatott téma az ökológiában. Központi kérdése, hogy vajon egy nagy vagy több kisebb élőhely tart-e el több fajt? Annak ellenére, hogy nem újkeletű a téma, az említett két algacsoport esetén még nem vizsgálták a kérdést. A dolgozatban szereplő, e témával kapcsolatos vizsgálat Bolgovics és mtsai (2019) munkáján alapul.

2. Irodalmi áttekintés

2.1 Az Európai Unió Víz Keretirányelve

Az ipari forradalom óta környezetünk, a természet, növekvő mértékű szennyezésnek van kitéve. Az 1990-es évekre világossá vált, hogy sürgős intézkedéseket kell tenni globális szinten, az egyre nagyobb károsodást szenvedő élővilág megóvására. Ezen belül is, vizeink védelme kiemelt jelentőségű, mert a megfelelő minőségű víz az élet alapját jelenti, emellett a különböző emberi tevékenységek során is nélkülözhetetlen. Számos nemzetközi konferenciát szerveztek a probléma megvitatása és a megoldás megtalálása érdekében (Rio de Janeiro – 1992; New York – 1995; Johannesburg -2002) (Hering és mtsai 2010).

Korábban, már a 20. század elején is felmerült az igény arra, hogy létezzen a vizek minősítésére alkalmas módszer. Ugyan a szükséges kezdeti lépések megtörténtek erre vonatkozóan, ez a rendszer azonban kizárólag az emberi szükségletek szempontjából vette figyelembe a víz minőségét attól függően, hogy milyen célból volt szükség rá (pl. ipari vagy ivóvíz előállítás, háztartási vagy mezőgazdasági célra). A vízszennyezés fogalmának meghatározása Felföldy (1980) szerint: „Vízszennyezés minden olyan hatás, ami a víz minőségét úgy befolyásolja, hogy a víz alkalmassága a benne zajló természetes életfolyamatok biztosítására és az emberi használatra csökken, vagy megszűnik”. Jóllehet az élővilágra vonatkozóan nem lehet egyértelműen megállapítani egy víztérről, hogy az „jó” vagy „rossz”, azonban az élővilág egészére gyakorolt hatás abban nyilvánul meg, hogy ha a víz eredeti vagy természetes állapota megváltozik és ezzel együtt változnak az élőlényközösségek is. Tehát, az ott lévő eredeti élőlényközösségre nézve a változás hátrányos, azonban egy másik élőlényközösség számára előnyök lehetnek a víz tulajdonságaiban bekövetkező változások (Felföldy 1980). A régi minősítő rendszerek csak magára a víztestre fókuszáltak, nem gondolkodtak a víz és vízgyűjtője egységében.

Az Európai Unió részéről történt első jelentős lépés ebben a kérdésben, a 2000-ben hatályba lépett Víz Keretirányelv (EC 2000). A VKI eredeti előírásai szerint 2015-re minden tagországnak el kell végeznie azokat a feladatokat, amelyek eredményeként a felszíni és felszín alatti vizek jó ökológiai és jó kémiai állapotba kerülnek. Ez a határidő azonban 2027-re módosult.

Az Irányelv határozza meg azt a keretet, ami a vizek védelméhez szükséges, ennek módja, kivitelezése, a részletek kidolgozása a tagállamok feladata. A korábbi minősítő módszerekkel ellentétben a VKI egy ökológiai alapú megközelítést alkalmaz a vizek ökológiai állapotának meghatározására. Ennek lényege, hogy a vizeket egy olyan relatív skálán értékeli, amelyben egy adott víztípusban a természeteshez legközelebb álló állapotú víz szolgál referenciaként, és ehhez kell a vizsgált víztesteket hasonlítani. A megközelítés újdonsága a korábbiakkal ellentétben, hogy nem iparcikként kezeli a vizet, hanem egy teljes, egész ökológiai rendszerként.

A vizek jó ökológiai állapotát a Víz Keretirányelv szerint öt élőlénycsoport vizsgálata alapján kell meghatározni. Ezek az élőlénycsoportok: fitoplankton, fitobentosz, makrofiton, makroszkopikus vízi gerinctelenek és halak. Az ökológiai állapot élőlénycsoportok alapján történő megállapítása során olyan további kiegészítő minősítő elemeket is figyelembe kell venni, mint a víztestek hidromorfológiai vagy fizikai-kémiai tulajdonságai és egyéb kémiai jellemzők (VGT 2015). A VGT szerint: „Az állapotértékelés végeredményét részben a biológiai minősítés határozza meg, de befolyásolja a többi elem minősítése is. Egy víztest ugyanis csak abban az esetben lehet kiváló állapotú, ha az a hidromorfológiai és a fizikai ill. kémiai osztályozás szerint is kiváló, és az egyéb specifikus szennyezők koncentrációja is erre utal. Jó állapotú pedig akkor lehet, ha mindezen változók értékei nem térnek el olyan mértékben a referenciális állapotra jellemző értékektől, amelyek a rendszer működésében szignifikánsan jelentős változást idéznének elő.”

Mindegyik vizsgálandó élőlénycsoport esetén, azok mennyiségi és minőségi összetétele alapján, mérőszámok megállapítása szükséges. E mérőszámokra határértékeket kell megállapítani. Ezt követően végül, a mérőszámokat ún. EQR értékekkel kell jellemezni (ezek 0 és 1 közé eső számok), melyek alapján meg lehet állapítani, hogy az adott víz ökológiai állapota mennyire tér el a referencia állapottól, azaz milyen minőségi osztályba (kiváló, jó, gyenge, közepes, rossz) tartozik.

A mintavételre vonatkozóan is tartalmaz előírást a VKI, mely szerint a mintavételt olyan módszerrel kell végezni, amellyel a tér-és időbeli eltérések kiküszöbölhetők, így nem befolyásolják jelentősen az értékelés eredményét. A VKI kötelezően alkalmazandó mérőszámokat nem ír elő a különböző élőlénycsoportok esetén. Azokat az indikatív paramétereket adja meg, amelyeket az állapotértékelés során használt mérőszámok kialakításakor szükséges figyelembe venni. A kialakított mérőszámokat kell összehasonlítani a referencia vizek mérőszámaival, adott víztípuson belül.

A VKI által elvárt bentonikus mikroflóra vizsgálatába elméletileg számos algacsoport beletartozhat (főként bevonatlakó cianobaktériumok és a zöldalgák fajai), de módszertani szempontból a kovaalgák azok, amelyek a monitorozás szempontjainak jelenleg leginkább megfelelnek. Vizsgálataim éppen ezért főként erre a csoportra irányultak.

2.2 Kovaalgák általános jellemzése

A kovaalgák az algák világán belül a Chromophyta törzs Bacillariophyceae osztályába tartoznak. Ezen belül, jelenleg 37 rendet különítenek el, szemben a korábban meglévő két renddel (melyek a sugaras szimmetriájú *Centrales* és a bilaterális szimmetriájú *Pennales* rendek voltak) (Guiry és Guiry 2019).

A kovaalgák régóta és alaposan tanulmányozott algacsoport, kivétel nélkül valamennyi vízi élőhelyen megtalálhatók: tavakban, folyókban, édesvízben és tengerben egyaránt, valamint megélnek a talaj felső pár cm-es rétegében, vagy akár nedves talajfelszínén. A legpontosabb becslések szerint közel 200.000 fajuk lehet jelen az egész világon, melyből mintegy 12.000 fajt azonosítottak (Mann és Vanormelingen 2013).

A kovaalgák legjellegzetesebb tulajdonsága, mely leginkább elkülöníti a többi algacsoporttól a szilícium-dioxidból (SiO_2) felépülő kovaváz, vagy más néven frusztulum. A kovaalga fajok azonosítása legegyszerűbben ennek alapján történhet fénymikroszkóp segítségével. A még pontosabb azonosítás érdekében napjainkban elterjedt módszer a kovavázak elektronmikroszkóppal (SEM), vagy a sejtek genetikai vizsgálatokkal történő azonosítása. A kovaváz jellegzetes alakja és mintázata eltér a különböző fajok esetén, felszíne lehet sugaras vagy bilaterális szimmetriájú. Szaporodásuk történhet vegetatív sejtosztódással és ivaros módon is (Ács és Kiss 2004).

2.2.1. Kovaalga ökológiai ökológiai csoportok

A kovaalga közösségek összetétele folyamatos változásban van a különböző típusú élőhelyeken. Sok tényező határozza meg azt, hogy milyen fajokból álló közösség alakul ki az adott élőhelyen. Ilyen tényezők a tápanyagok tér- és időbeli elérhetősége, koncentrációja, a víz kémiai és fizikai tulajdonságai, állati vagy emberi eredetű zavarások (Economou – Amilli

1980, Cazaubon 1984, Stevenson 1984, Watanabe és mtsai 1988, Passy 2011, Berthon és mtsai 2011, B-Béres és mtsai 2014, 2016, 2017, Kókai és mtsai 2015, Lukács és mtsai 2018) vagy az aljzat minősége (Ács és mtsai 2007, Buczkó és Ács 1992, Bolgovic és mtsai 2015), mind változásra készítetik a kovaalga közösségeket, összetételbeli és szerkezeti tulajdonságaikban egyaránt. A környezeti hatásokhoz való alkalmazkodás érdekében a kovaalgák sokféle életformát alakítottak ki: bevonatalkotó, planktonikus, mozgékony, kocsányos, nyálkás tubulust fejlesztő, korai megtelepedők stb. (Patrick 1976, Otten 1988, Rosowski 1986, Rimet és Bouchez 2011). Számos különböző kovaalga taxon létezik, melyek hasonló környezetben élnek, de az adott környezeti tényezőkhöz különböző módokon alkalmazkodtak. Azok a taxonok, melyek hasonló tulajdonságokkal rendelkeznek a környezetükhöz való hasonló alkalmazkodásnak köszönhetően, besorolhatók ugyanabba a funkcionális vagy ökológiai csoportba. Ez a típusú besorolás elsőként Passy (2007) nyomán jött létre a kovaalgák esetén, mely a kovaalga fajok tápanyag felhasználásán és a fizikai zavarással (pl. áramlás) szemben mutatott toleranciáján alapul. Rimet és Bouchez (2012) a meglévő három ökológiai csoportot kiegészítették egy negyedikkel, a planktonikus ökológiai csoporttal. Korábban a planktonikus fajok az ún. alacsony-profilú ökológiai csoportba tartoztak, azonban a planktonikus kovaalgák nem képesek ellenállni az erős fizikai behatásoknak, ami az alacsony-profilú ökológiai csoport fajainak sajátja. Emiatt indokolt volt e fajok új ökológiai csoportba történő sorolása.

Az így létrehozott, összesen négy kovaalga ökológiai csoport a következő:

1. planktonikus ökológiai csoport: tagjai olyan tulajdonságokkal rendelkeznek, melyek lehetővé teszik a lotikus környezetben való életmódot és melynek köszönhetően ellenállnak az aljzatra való kiülepedésnek. Ilyen taxonok pl.: *Cyclotella*, *Stephodiscus*, *Aulacoseira*, *Skeletonema*, *Nitzschia acicularis*, *Ulnaria angustissima* (Rimet és Bouchez 2012).

2. alacsony-profilú ökológiai csoport: az ide tartozó fajok szorosan az aljzathoz kötődnek, nem emelkednek ki annak vonalából jelentősen. Az aljzathoz való kötődésük történhet a teljes valvafelszínnel, vagy valvacsúcs segítségével párhuzamosan vagy merőlegesen az aljzathoz képest, valamint ide tartoznak a lassan mozgó fajok is. Ezek a taxonok az erős áramláshoz és az alacsony tápanyag-koncentrációhoz alkalmazkodtak (Passy 2007).

Az alacsony-profilú ökológiai csoportba tartoznak a következő nemzetség fajai: *Achnanthes*, *Achnantheidium*, *Amphora*, *Cocconeis*, *Cymbella*, *Hannaea*, *Meridion*, *Opephora*, *Reimeria*. Rimet és Bouchez (2012), amellet, hogy a planktonikus fajokat új ökológiai csoportba

helyezte, további taxonokat is átsorolt: az olyan nagy méretű taxonokat, melyek mérete meghaladja az $1500 \mu\text{m}^3$ -t, szerintük nem tartoznak az alacsony profilú-ökológiai csoportba. Indoklásuk szerint ezek a fajok nem elég ellenállóak az erős áramlással szemben és nem tűrik az alacsony tápanyag-ellátottságot sem. Ennek következtében a nagy méretű *Cymbella* (pl. *C. lanceolata*), *Cymbopleura*, *Eucoconeis* (*E. flexella*) és *Achnanthes* (*A. brevipes*) taxonok átkerültek a magas-profilú ökológiai csoportba.

3. magas-profilú ökológiai csoport: ezek a fajok magasan kiemelkednek az aljzat vonalából. Lehetnek egyenesen állók, fonalask, elágazók, lánc -vagy csőképzők, kocsánnyal rendelkezők, valamint bentonikus Centralesek. Az aljzat síkjából történő nagymértékű kiemelkedés lehetővé teszi, hogy olyan forrásokhoz is hozzáférjenek, melyhez az alacsony-profilú ökológiai csoport tagjai nem. Ezzel együtt sebezhetőbbé válnak a fizikai behatásokkal és a legeléssel szemben. Ezek a következő taxonokból kerülnek ki: *Diatoma*, *Ellerbeckia*, *Eunotia*, *Fragilaria*, *Gomphoneis*, *Gomphonema*, *Melosira* (*Melosira varians*), és *Synedra* (Passy 2007). A csőképző kovaalgák, mint *Amphipecton*, *Berkeleya*, *Encyonema*, *Frustulia* és *Parlibellus* nemzetség tagjai is ide sorolhatók. Emellett, a már említett nagy méretű fajok is ebbe a ökológiai csoportba tartoznak: *Cymbella*, *Cymbopleura*, *Eucoconeis*, *Achnanthes* (Rimet és Bouchez 2012).

4. mozgékony ökológiai csoport: a viszonylag gyorsan mozgó fajok sorolhatók ide, melyek gyors mozgásuknak köszönhetően képesek kiválasztani a számukra legelőnyösebb mikrohabitatot. Az ide tartozó fajok a következő nemzetségekből származnak: *Navicula*, *Nitzschia*, *Sellaphora*, és *Surirella*. (Passy 2007, Rimet és Bouchez 2012).

A különböző környezeti tényezők és az élőlényközösségek kapcsolatát a legtöbb esetben faj szintű vizsgálatok alapján állapítják meg. Emellett a legtöbb létező kovaalga alapú biotikus index is faj szintű érzékenységen alapul, mert a klasszikus nézet az, hogy ez a kovaalga biomonitorzás legpontosabb módja. Emellett a VKI által elvárt ökológiai állapotértékelés alapját is képezik. A fajok nagy száma miatt azonban szinte elkerülhetetlen, hogy az egyéni határozás során ne mutatkozzanak eltérések, azaz előfordul, hogy egy nehezebben meghatározható taxont a vizsgáló személyek más-más fajnak írnak le (Rimet és Bouchez 2012). Az ilyen fajok méretük vagy ritkább előfordulásuk miatt fénymikroszkópos vizsgálatok alapján nehezen vagy egyáltalán nem határozható meg, azonosításukhoz elektronmikroszkóp

szükséges, ami viszont csak kevés helyen áll rendelkezésre. Nem utolsó sorban a faji szintű határozás jóval megnöveli a vizsgálat költségeit is.

Egyes nézetek szerint hatékonyabbak lehetnek a kovaalgák nemzetség szintű azonosításával és ökológiai csoportokba történő besorolásával végzett vizsgálatok (Rimet és Bouchez 2012), valamint hasznos lehet annak a megállapítása, hogy az egyes kovaalga ökológiai csoportok hogyan reagálnak a környezeti tényezőkre, összevetve a faj szintű vizsgálatokkal (Stenger-Kovács és mtsai 2018), a mi véleményünk azonban az, hogy inkább csak fontos kiegészítői, mintsem helyettesítői a fajalapú indexeknek (Trábert et al. 2017).

Az algák számos tulajdonsága alkalmas a környezeti tényezőkkel kapcsolatos vizsgálatokra (Berthon és mtsai 2011). A fitoplankton esetén már korábban megtörtént a fajok funkcionális alapú csoportosítása (Reynolds és mtsai 2002), amit a különböző fajok azonos környezeti tényezőkre válaszként adott hasonló tulajdonságai szerint alakítottak ki. A kovaalgák esetén Berthon és mtsai (2011) szerint az ökológiai csoportok mellett az algák sejttérfogata, életformája szerinti osztályozás is alkalmas lehet egy adott víztér szennyezettségi mértékének vagy trofikus szintjének megállapítására. A sejttérfogat alapján összesen öt csoportot alakítottak ki: S1: 5–99 μm^3 , S2: 100–299 μm^3 , S3: 300–599 μm^3 , S4: 600–1499 μm^3 , S5: $\geq 1500 \mu\text{m}^3$. Az így létrehozott méretkategóriák különböző eloszlási mintázatokat mutatnak a különböző biotikus és abiotikus környezeti tényezőkkel szemben (Kókai és mtsai 2015, Marcel és mtsai 2017). A méretkategóriák eloszlása mellett azonban a taxonok más ökológiai jellegzetességei is befolyásolják a környezetre adott választ (Béres és mtsai 2016, Földi és mtsai 2018). A méret és a kovaalga ökológiai csoportok kombinációjával Béres és mtsai (2016) létrehozták az ún. kombinált öko-morfológiai csoportokat, melyben összesen 20 csoportba sorolva szerepelnek a kovaalga fajok (**1. táblázat**).

1. táblázat: A kovaalga öko-morfológiai guildek

Kovaalga guildek kódja	Kovaalga méret kódja	Sejttérfogat (μm^3)	A kovaalga guildek kódja	Jellemző fajok
P = planktonikus	S1	5-99	Ps1	<i>Cyclotella atomus</i> ,

P = planktonikus	S2	100-299	Ps2	<i>Discostella pseudostelligera</i>
P = planktonikus	S3	300-599	Ps3	<i>Fragilaria delicatissima,</i> <i>Stephanodiscus invisitatus</i> <i>Stephanodiscus hantzschii,</i> <i>Thalassiosira weissflogii</i>
P = planktonikus	S4	600-1499	Ps4	<i>Stephanodiscus dubius,</i> <i>Nitzschia reversa</i> <i>Aulacoseira granulata,</i> <i>Stephanodiscus neoastraea</i>
P = planktonikus	S5	≥1500	Ps5	<i>Nitzschia microcephala,</i> <i>Sellaphora seminulum</i> <i>Navicula tenelloides,</i> <i>Mayamaea atomus</i>
M = mozgékony	S1	5-99	Ms1	<i>Navicula antonii,</i> <i>Luticola saxophila</i> <i>Luticola goeppertiana,</i> <i>Diploneis oblongella</i>
M = mozgékony	S2	100-299	Ms2	
M = mozgékony	S3	300-599	Ms3	
M = mozgékony	S4	600-1499	Ms4	

M = mozgékony	S5	≥1500	Ms5	<i>Diploneis parma</i> , <i>Navicula</i> <i>digitoradiata</i>
L = alacsony profilú	S1	5-99	Ls1	<i>Achnantheidium</i> <i>eutrophilum</i> , <i>Amphora</i> <i>pediculus</i> <i>Amphora</i>
L = alacsony profilú	S2	100-299	Ls2	<i>inariensis</i> , <i>Cocconeis</i> <i>neodiminuta</i> <i>Encyonopsis</i>
L = alacsony profilú	S3	300-599	Ls3	<i>microcephala</i> , <i>Lemnicola</i> <i>hungarica</i> <i>Meridion</i>
L = alacsony profilú	S4	600-1499	Ls4	<i>circulare</i> v. <i>circulare</i> , <i>Cymbella affinis</i> <i>v. affinis</i> <i>Halamphora</i>
L = alacsony profilú	S5	≥1500	Ls5	<i>veneta</i> , <i>Cocconeis</i> <i>placentula</i>
H = magas profilú	S1	5-99	Hs1	<i>Pseudostaurosira</i> <i>parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> , <i>Staurosira</i> <i>elliptica</i> <i>Staurosirella</i>
H = magas profilú	S2	100-299	Hs2	<i>pinnata</i> , <i>Pseudostaurosira</i> <i>brevistriata</i>

H = magas profilú	S3	300-599	Hs3	<i>Staurosirella</i> <i>venter</i> , <i>Tetracyclus glans</i> <i>Tabellaria</i>
H = magas profilú	S4	600-1499	Hs4	<i>flocculosa</i> , <i>Gomphonema</i> <i>truncatum</i> <i>Frustulia</i>
H = magas profilú	S5	≥1500	Hs5	<i>vulgaris</i> , <i>Fragilaria</i> <i>dilatata</i>

A kolonizáció vizsgálata ugyan már régóta a bevonatkutatás kiemelt területei közé tartozik (Munteanu és Maly 1981, Blinn és mtsai 1980, Patrick 1967, Stevenson 1986 a, b, Stevenson és Peterson 1989, Stevenson és mtsai 1991, Ács és Kiss 1993, Ács és mtsai 2000a), e kombinált csoportok a kovaalgák funkcionális osztályozásának egy finomabb, rugalmasabb módját jelentik, melyek lehetővé teszik akár olyan ökológiai folyamatok új szemléletű vizsgálatát is, mint pl. a kolonizáció (Béres és mtsai 2016). Azonban közel nem egyenértékűek a fitoplankton habitat diverzitást lefedő funkcionális csoportjaival a kodonokkal. Ökológiai állapotértékelésben való alkalmazhatóságuk vizsgálata csak nemrég kezdődött el (Stenger-Kovács és mtsai 2018), és jelenleg is folyamatban van.

2.2.2. A kovaalga alapú ökológiai állapotértékelés

A kovaalgák fajainak nagy száma elméletileg az élőhelyek sokféleségének köszönhető, melyhez az idők során sikeresen alkalmazkodtak. A kovaalgák gyors generációs idejük miatt – mely jellemzően néhány nap – gyorsan ragálnak a környezetükben bekövetkező változásokra (Rott 1991). Emellett a kovaalgák azonosítása bár nagy szakértelmet és gyakorlatot igényel, a többi bentonikus algacsoportéhoz képest könnyebben kivitelezhető. A bevonat számottevő részét (gyakran akár 90-95 %-át is) a kovaalgák alkotják, valamint minden felszíni vízben megtalálhatók, bármely időben. A kovaalgák számos faja rendelkezik olyan jellegzetes tulajdonságokkal, melyek csak bizonyos körülmények közti előfordulásukat teszik lehetővé,

vagyis élőhely-specifikusak, ezáltal nagyon jó indikátor szervezeteknek tekinthetők. E tulajdonságaiknak köszönhetően sikerrel alkalmazhatók az olyan vizsgálatokban, melyek célja a víz állapotának meghatározása (Ács és mtsai 2004, Stevenson és mtsai 2010).

A hazai kovaalga kutatások az 1900-as évek elejétől, egészen a '60-'70-es évekig még csak szórványosan zajlottak (Szemes 1931, 1957, 1962, Cholnoky 1933). A kovaalgákon alapuló rendszeres vizsgálatok kezdetete a '90-es évekre tehető, melynek során a Dunán létesített duzzasztógát élővilágra gyakorolt hatásait figyelték meg (Buczko és Ács 1992, 1994, 1996, Ács és Buczko 1994, 1996, Buczko és mtsai 1997). Emellett, ebben az időszakban további rendszeres bentonikus kovaalga vizsgálatok kezdődtek meg a Duna gödi és soroksári szakaszain is (Ács 1988, Ács és Kiss 1991ab, 1993ab, Makk és Ács 1996, 1997, Ács 1998, Barreto és mtsai 1997, Makk és mtsai. 1999, 2003, Ács és mtsai 2000, Ács és mtsai 2000).

Jóllehet 2002-ben jelent meg az első olyan magyarországi vizsgálat, melyben kovaalga-indexeket alkalmaztak a minősítéshez (Kiss és mtsai 2002), Magyarországon csak a 2004. évi EU csatlakozás után erősödtek fel a VKI által előírt ökológiai vízminősítéssel összefüggő bentonikus kovaalga vizsgálatok (Ács és mtsai 2003, Ács és mtsai 2004, Ács és mtsai 2007, Kovács és mtsai 2005, Stenger-Kovács és mtsai 2005, Van Dam és mtsai 2007). A VKI-hoz kapcsolódó, országos szintű vizsgálatokra 2005-ben került sor elsőként és 2007-től kezdődően indult el a rendszeres monitorozás. Az új mérőszám, az EQR alapján történő állapotértékelés, kizárólag a már említett referencia víztestekhez viszonyítva történhet, ezek meghatározását követően lehet, ill. lehetett megtenni a kovaalga alapú állapotértékelés további lépéseit (Ács és mtsai 2013).

2.3 A tipológia szerepe

Már a hidrobiológiai vizsgálatok kezdeti időszakában, a 20. század legelején zajló vizsgálatok is megmutatták, hogy a vizek fizikai és kémiai tulajdonságai hatással vannak élőviláguk kialakulására (Cazaubon 1984).

Az EU VKI előírásai szerinti cél a vizek jó ökológiai állapotának elérése. Ennek megállapításához a vizsgálandó vizeket egy olyan referenciális víztest értékeivel kell összehasonlítani, amelynek állapota a természeteshez legközelebbi viszonyokat tükrözi vissza. Természetesen, ezeket az összehasonlításokat csak egyazon víztípuson belül lehet megtenni, ezért a vizek tipológiájának kialakítása, ill. típusokba sorolása a legelső lépések egyike. Free és

mtsai (2006) szerint „a tó típus olyan állóvizek csoportja, amelyek – referencia körülmények közt – egyedi összetételű és gyakoriságú flórával és faunával rendelkeznek, melyek az adott állóvíz csoport jól meghatározható környezeti tényezőihez alkalmazkodtak.” A tipológia kialakításához tehát elsőként meg kell állapítani, hogy a vizek milyen hidromorfológiai, fizikai- és kémiai tulajdonságokkal rendelkeznek. A VKI két megközelítési módot ad meg a tipológia kialakításához. Az egyik ilyen lehetőség a tipológia A-rendszer szerinti kialakítása, amely meghatározott típusokba való besorolást tesz lehetővé, előre megadott jellemzők alapján (Annex II, EC 2000). A B-rendszer egy rugalmasabb megközelítés, mely a kötelezően alkalmazandó típus leíró változók mellett, számos más választható leíró változó használatát is lehetővé teszi, azonban szem előtt kell tartani ebben az esetben, hogy a végeredménynek egy, az A-rendszeréhez hasonló finomságú tipológiának kell lennie (**2. táblázat**).

2. táblázat: Az A- és B-rendszer szerint alkalmazandó leíró változók (Free és mtsai 2006)

Leíró változók	Rendszer	
Ökorégió	A	
Földrajzi szélesség		B
Földrajzi hosszúság		B
Tengerszint feletti magasság	A	B
Átlagmélység	A	B
Mélység		B
Tó terület	A	B
Geológia	A	B
Átlagos léghőmérséklet		B
Levegő hőmérséklet tartománya		B
Sav semlegesítő kapacitás		B
Tartózkodási idő		B
Keveredési jellemzők/Rétegződés		B
Háttér tápanyag állapot		B
Tó alakja		B
Átlagos aljzat összetétel		B
Vízszint ingadozás		B

A tipológia kialakítása során törekedni kell arra, hogy az ne legyen túl bonyolult, ill. a leíró változók közt nem lehet olyan, amit később, az állapot értékelés során terhelésként kell figyelembe venni (pl. tápanyagok) (Moss és mtsai 2003). Az EU országai javarészt a B-rendszer szerint alakították ki tipológiájukat, legfontosabb változók, melyeket az értékelés során figyelembe vettek: ökorégió, méret, mélység, tengerszint feletti magasság, hidrológiai és geológiai viszonyok, melyek befolyásolják a biológiai elemek elterjedését és abundanciáját. Ezen változók alkalmazásával a típusok számai határozhatók meg, de összesen 48 típus az, melyet „mag-típusnak” javasoltak (Moss és mtsai 2003). E változók mellett, több más, biológiai szempontból fontos típus leíró változót is alkalmaztak a típusok hatékonyabb elhatárolása érdekében. A rétegződés jellege, a víz tartózkodási ideje, sav semlegesítő kapacitás, vízszintingadozás és számos más tulajdonság az, amelyet alkalmaznak a nemzetközi tipológiában Európa-szerte (Borics és mtsai 2014). Az így kialakított típusok azonban nem veszik figyelembe az ökológiai hasonlóságokat és különbségeket. Ugyanakkor, az ökológiai állapotértékelés során alkalmazott biológiai elemek nem bizonyultak érzékenyek az összes leíró változóval szemben. Ez tette lehetővé a típusok összevonását és így, a tipológia egyszerűsítését (Zenker és Baier 2009). Magyarországon összesen 16 hidromorfológiai tó típust hoztak létre kötelező leíró változók alapján (Szilágyi és mtsai 2008), melyet kiegészítettek a makrofiton borítottsággal és a vízforgalmi típussal (**3. táblázat**).

3. táblázat: A Magyarországon eredetileg kialakított 16 hidromorfológiai állóvíz típus

Kód	Méret (km ²)	Átlag mélység (m)	Mederanyag	Makrofiton borítás (%)	Víz- forgalom	Állóvizek száma (db)
1	<1.0	<1.0	szerves	> 66%	időszakos	1
2	<1.0	1-3	szerves	> 66%	állandó	3
3	<1.0	1-3	szerves	< 66%	állandó	1
4	<1.0	<1.0	szikes	> 66%	időszakos	7
5	<1.0	<1.0	szikes	< 66%	időszakos	7
6	<1.0	1-3	szikes	> 66%	állandó	1
7	<1.0	1-3	szikes	< 66%	állandó	6
8	1-10	1-3	szikes	< 66%	állandó	1
9	1-10	1-3	szikes	> 66%	állandó	1
10	<1.0	<1.0	meszes	> 66%	időszakos	2

11	<1.0	<1.0	meszes	< 66%	időszakos	1
12	<1.0	1-3	meszes	> 66%	állandó	7
13	<1.0	1-3	meszes	< 66%	állandó	25
14	1-10	3-4	meszes	< 66%	állandó	5
15	>10	1-3	meszes	< 66%	állandó	4
16	>10	3	meszes	< 66%	állandó	4

A fitoplankton alapú validálás elvégzése már a korábbi években megtörtént, ennek eredményeként a hidromorfológiai típusok száma négyre csökkent (Borics és mtsai 2014). A négy típust a trofikus jellemzőik szerint különítették el, de számos típus esetén az eutrofizáció nem kulcstényező (Hering és mtsai 2010). A nagy szikes tavak (Borics és mtsai 2014) és a sekély, zavaros kis szikes tavak jellemző elemei a Kárpát-medence tájképének (Felföldi és mtsai 2009). Jellegzetes tulajdonságai e tavaknak, hogy természetes módon eutrófak, vagy hipertrófak (Boros és mtsai 2006, Stenger-Kovács és mtsai 2014), de más tulajdonságaikban, mint pl. pH, vezetőképesség vagy makrofiton összetétel szignifikáns eltérést mutatnak. Kérdésként merül föl, hogy ezek a különbségek vajon megjelennek-e a bentonikus mikroflóra összetételében. A kovaalga-alapú módszerek ígéretes eszköznek tűnnek a tavak minőségének értékelése során, de a top-down tipológia egyszerűsítése és a kovaalga-alapú tó típusok létrehozása szükséges.

2.3.1. A hidromorfológiai típusok biológiai validációja

A Magyarországon létrehozott hidromorfológiai alapú tipológia egyik jellemző sajátossága az, hogy több olyan tó típus is szerepel köztük, melybe csak egyetlen víztest sorolható be, ami a későbbiekben megnehezítheti az állapotértékelést. E hidromorfológiai típusokat az ún. top-down tipológia (Zenker és Baier 2009) szerint alakították ki, aminek során felülről-lefelé, vagyis a vizek fizikai, kémiai és hidromorfológiai tulajdonságai felől valósul meg a tipológiai besorolás. Abból, hogy a vizek értékelésénél a biológiai elemek vizsgálatára is szükség van, egyértelműen következik, hogy az élőlénycsoportok összetétele alapján is meg kell határozni a víztípusokat, ez az ún. bottom-up, vagyis alulról-fölfele történő tipizálás. A kialakított biológiai típusokat ezt követően meg lehet feleltetni a hidromorfológiai típusokkal, aminek köszönhetően lehetővé válik a tipológia egyszerűsítése. Természetesen az nem várható, hogy az összes vizsgált élőlénycsoport alapján hasonló tipológia alakuljon ki, mert minden élőlénycsoport a vizek más-más tulajdonságai mentén különül el, más tényezők hatnak rájuk.

A hidromorfológiai típusok biológiai validálásával kapcsolatos vizsgálatokkal hazánk jelenleg élen jár a többi Uniós tagországhoz viszonyítva (Borics és mtsai 2014). A validálás már valamennyi előírt élőlénycsoportra (jelenlegi, fitobentonnal kapcsolatos vizsgálatunkkal együtt) megtörtént, tehát a típusok kialakítása Magyarországon megvalósult. Az eredmények gyakorlatba való átültetése, vagyis a vizek állapotértékelése utáni intézkedések megtétele folyamatosan zajlik.

2.4 A tó méret, mint kiemelt fontosságú tipológiai leíró változó szerepe a diverzitás alakításában

Az élőhely méret hatásának vizsgálata a fajgazdagságra évtizedes múltat tekint vissza. A téma egyik legrégebben vizsgált törvényszerűsége a fajszám-terület összefüggés, mely egyike a legáltalánosabb és legtöbbet tanulmányozott mintázatoknak az ökológiában (Schoener 1976, Lomolino 2000). Az elmélet szerint a fajszám nő a vizsgált terület méretének növekedésével. A fajszám-terület összefüggést már számos taxon és változatos térbeli skálák esetén vizsgálták (Azovsky 2002, Dolan 2005, Smith és mtsai 2005, Barinova és Stenina 2013, Borics és mtsai 2015). Annak ellenére, hogy a vízi környezet számos mikroszkopikus élőlénycsoportnak biztosít élőhelyet (bakterio-, fito és zooplankton, bentonikus kovaalga, stb.) melyek fontos szerepet játszanak a vízi ökoszisztémák működésében, ezek az élőlénycsoportok kevés figyelmet kaptak az eddigi faj-terület vizsgálatok során (Horner-Devine és mtsai 2004, Smith és mtsai 2005). Ennek egyik oka az lehet, hogy az egyedek és fajok meghatározása e csoportok esetén bizonytalan (Reche és mtsai 2005, Peay és mtsai 2007). A másik ok, hogy a mikroszkopikus rendszereknél az élőhelyek teljes körülírása nem lehetséges; ezért különböző mintavételi és fajszámbecslő módszerek alkalmazása szükséges a tanulmányozott rendszerek fajgazdagságának becslésére. A módszerek sokféleségének következménye az eredmények nagyfokú bizonytalansága (Somerville és mtsai 1989, Kepner és Pratt 1994). Ezek a bizonytalanságok minimalizálhatók, ha a kiválasztott mikroszkopikus élőlények megbízhatóan azonosíthatók, és jól kialakított protokoll szerint zajlik a mintavétel. A mikroszkopikus világban, a kovaalgák és vizsgálatuk módja, megfelelnek ezeknek a követelményeknek (Kelly és mtsai 1998).

Az irodalom jelentős része, mely az élőhely méret és a fajszám összefüggéseit vizsgálja, szárazföldi rendszerekre vonatkozik (Arrhenius 1921, MacArthur és Wilson 1967, Lomolino

2000, Lomolino és Weiser 2001, Woodcock és mtsai 2006, Triantis 2012). Azonban vízi élőhelyek esetén is ugyanúgy érvényesek lehetnek a terület méret és a fajszám között megállapított törvényszerűségek, mint a szárazföldiek esetében (Dodson 1992, Hoyer és Canfield 1994). A tavak azért is különösen alkalmasak az ilyen jellegű vizsgálatokra, mert úgy lehet rájuk tekinteni, mint „vízi szigetekre” a szárazföldi tájban (Dodson 1992).

Számos empirikus modellt alkalmaztak a fajszám-terület összefüggés jelenségének matematikai leírására. A leggyakrabban alkalmazott modellek: hatvány (power) (Arrhenius 1921), exponenciális (Gleason 1922) és szigmoid (Archibald 1949). Sokáig nem létezett általánosan elfogadott módszer a görbe illesztésére, így ez gyakran a kutató előfeltevésein alapult (Tjørve 2003, Dengler 2009, Williams és mtsai 2009, Matthews és mtsai 2015). He és Legendre (1996) azonban bizonyította, hogy a görbe alakja a skála függvénye. Az exponenciális modell a kisebb méretű területek esetén érvényes, míg a hatvány függvény kis- és közepes méretű mintavételi területek esetén illeszkedik jól. Amennyiben, a mintázott terület térbeli skálája meghaladja a három nagyságrendet, a szigmoid modell mutatja a legjobb illeszkedést. Számos elmélet létezik, amely a fajszám és a terület közti pozitív kapcsolatot hivatott magyarázni (Connor és McCoy 2001). A leggyakoribb magyarázat (1) az élőhely-diverzitás hipotézis, mely azzal érvel, hogy egy adott területen belül több, kisebb méretű élőhely található, amelyben jellegzetes fajok élnek, valamint a nagyobb területen, több élőhelyfolt található, mely több fajt tart el; (2) a „terület per se” elmélet azt feltételezi, hogy egy nagyobb méretű területen kisebb a faj kihalási kockázata, mint egy kisebb élőhelyen, mert nagyobb méretű populáció alakulhat ki és növekszik az új fajok bevándorlásának esélye; (3) passzív mintavétel elmélet: azt feltételezi, hogy egy nagyobb méretű területen, a növekvő mintavételierőfeszítés (effort), magasabb fajgazdagságot eredményez (Connor és McCoy 2001, Bell és mtsai 2005). Napjainkban, a fajszám-terület összefüggés több, mint egyszerű elméleti érdekesség; hasznos eszközévé vált a természetvédelmi gyakorlatnak és a tájökológiának (Lomolino 2001, Tjørve 2003). Alkalmazni lehet nagyobb területek fajgazdagságának becslésére, optimális mintaszám és terület méret meghatározására, valamint általa meg lehet ismerni a fajközösségek minimális területigényét (Kilburn 1966, Lomolino 2001).

A faj-terület összefüggéshez szorosan kapcsolódik a szigetbiogeográfia-elmélete is, mely szintén évtizedek óta vizsgált aspektusa a terület méret és a fajgazdagság kapcsolatának. Egy adott méretű sziget kevesebb fajt képes eltartani, mint egy ugyanakkora méretű szárazföldi terület (Scheffer és Geest 2006). MacArthur és Wilson „egyensúlyi-elmélete” (equilibrium theory) szerint ennek oka, hogy a szigeteken megtalálható fajok száma dinamikus egyensúlyban van, melyet a kihalás és a születés vagy betelepülés egymáshoz viszonyított mértéke határoz

meg (McArthur és Wilson 1967). A szigeteken élő populáció jobban ki van téve a sztochasztikus folyamatok miatti kihalásnak, valamint ezen elszigetelt élőhelyeken alacsonyabb a populáció rekolonizációs rátája (McArthur és Wilson 1967). Ezt a jelenséget Leibold és mtsai (2004) ültették át a metaközösséggel kapcsolatos vizsgálatokba, a tömeghatás (Mass Effect) egyik legalapvetőbb példájaként.

A fajszám-terület összefüggéssel kapcsolatos tanulmányokba bevont, kis méretű élőhelyek esetén, az összefüggés legalább két különböző mintázattal jellemezhető (Lomolino 2001). Irodalmi adatok szerint, számos élőlénycsoportnál a fajszám és a terület közti pozitív kapcsolat nem áll fenn egy bizonyos mérettartomány alatt. E jelenség neve a „kis-szigethatás” (SIE; Preston 1962, MacArthur és Wilson 1967, Lomolino és Weiser 2001, Triantis és Sfenthourakis 2012). A SIE tartományba a tanulmányozott élőhelyeknek azon része esik, mely mérettartományban a fajszám véletlenszerűen, látszólag szabálytalanul változik, ez az adott vizsgálatokban a legkisebb méretű élőhelyek és azok fajgazdagsága közti kapcsolatra jellemző mintázat. A SIE tartományon túl, a nagyobb területek felé haladva, megfigyelhető a területmérettel együtt növekvő fajszám. A SAR-t többnyire ebben a tartományban vizsgálják. A SIE gyakran hangsúlyos része a SAR-nak, azonban a legtöbb tanulmányban nem szentelnek neki elég figyelmet (Lomolino 2001).

Az élőhely méret és a fajgazdagság közti kapcsolat vizsgálatának vonatkozásában másik jelentős terület a SLOSS-dilemma kérdésének tanulmányozása (Diamond 1975, Wilson és Willis 1975, Simberloff és Abele 1976). A SLOSS-dilemma központi kérdése, hogy milyen a viszony sok, kis méretű élőhely összesített fajgazdagsága (Several Small – SS), egy nagy méretű élőhely fajgazdagsága között (Single Large – SL) (ahol a sok kis méretű élőhely összterülete egyenlő az egy nagy élőhely területével). A kérdést gyakorlati jelentősége miatt évtizedek óta tanulmányozzák (Diamond 1975, Wilson és Willis 1975, Simberloff és Abele 1976).

Több tanulmányban is beszámolnak arról, hogy természetvédelmi szempontból számos kisméretű élőhely ugyanolyan értékes lehet, mint a nagy méretűek (Turner és Corlett 1996, Honnay és mtsai 1999, Gibb és Hochuli 2002). Ugyanakkor, jó néhány ezzel ellentétes példát is lehet találni a szakirodalomban, amelyek a SL élőhelyek jelentőségét hangsúlyozzák (Matias és mtsai 2010, Le Roux és mtsai 2015). Az egymásnak ellentmondó eredmények arra utalnak, hogy a kérdés továbbra is megválaszolatlan (Tjørve 2010, Rösch és mtsai 2015).

Az élőhelyek mérete nagy mértékben meghatározza azt, hogy milyen típusú élőlények képesek bennük megtelepedni és populációikat fenntartani. A jellemzően generalista vagy opportunistá fajok könnyebben alkalmazkodnak a különböző méretű élőhelyek körülményeihez (Gibb és

Hochuli 2002). A jó terjedőképesség, ami jellemzi pl. a madarakat, lehetővé teszi, hogy kis méretű élőhelyeken is ugyanúgy túléljenek, mint a nagyobbakon (Lindenmayer 2015). Másrészt, egy nagy méretű élőhely biztosítja azokat a feltételeket, amelyek meglétével csökken a kihalási arány (Gaz and Garcia Boyero 1996, Le Roux és mtsai 2015). A vizsgált taxonok sajátos jellemzői mellett, az egymásnak ellentmondó eredmények a statisztikai bizonytalanságokra is visszavezethetők.

Az élőhely méret hatásának jelentősége indokolja tehát annak részletes tanulmányozását. Ez a téma azért is igényel nagyobb figyelmet, különösen napjainkban, mert a természetes ökoszisztémákat érintő fenyegetések közt az egyik legnagyobb veszélyt az élőhelyek feldarabolódása jelenti (Foley 2005). Az olyan emberi tevékenységek, mint a városiasodás, utak építése, mezőgazdaság, erdőirtás valamint a gátak és vízerőművek építése (Baxter 1977, Morita és Yamamoto 2002, Fischer 2007, Lindenmayer 2015) meggyorsíthatják a feldarabolódás mértékét, amellyel az élővilág nem tud lépést tartani. Az élőhely feldarabolódás néhány következménye: (1) az élőhely méretének csökkenése, (2) az élőhely-foltok számának növekedése, ill. ezen foltok méretének csökkenése, (3) az élőhely-foltok elszigetelődése (Fahrig 2003) valamint, (4) a víztestek esetén különösen sérülékenyek azok, melyek víztömege kis méretük miatt gyorsabban elpárolog, mely veszély egyre hangsúlyosabb a növekvő átlaghőmérsékletek és csapadékhiány következtében. A természetes élőhelyek mennyiségének, méretének drasztikus változása tehát szükségessé teszi, hogy megismerjük, milyen következményei lehetnek ezeknek a folyamatoknak az élővilágra nézve.

3. Célkitűzések

A doktori munkám során megvalósítandó célok:

1. a Magyarországon létrehozott hidromorfológiai állóvíztípusok összevetése a bentonikus kovaalga közösségek által definiált tócsoportokkal. Megvizsgáljuk, hogy a vizek különböző tulajdonságai mentén, hogyan különülnek el a kovaalga közösségek. Az így kialakított kovaalga-alapú csoportokat megfeleltetjük a már meglévő hidromorfológiai állóvíztípusoknak. Ennek során várhatóan egy egyszerűbben kezelhető, biológiai szempontból validált tipológiát kapunk majd, melynek segítségével hatékonyabban kivitelezhető az EU előírásai szerinti ökológiai állapotértékelés.
2. a tó méret bentonikus kovaalga közösségekre gyakorolt hatásainak a vizsgálata Mazaris és mtsai (2010) szerint, a SAR eredmények nem szignifikánsak kis terjedelmű térbeli skála esetén, ezért a SAR-t nagy térbeli skálán tanulmányoztuk, különböző méretű tavakat vonva be az elemzésbe. Ismert, hogy megfelelően nagy térbeli skála esetén a SAR szigmoid alakú görbét fog felvenni (Lomolino 2001), ezért, hipotézisünk az volt, hogy (1) széles skála esetén, a kapcsolat a kovaalgák fajsza ma és a terület méret közt, leírható a szigmoid modellel. További hipotézisünk volt, hogy (2) a „kis-sziget hatás” kimutatható a bentonikus kovaalgák esetében, valamint, hogy (3) a kovaalga ökológiai csoportok különböző mértékben reagálnak a víztest méretében bekövetkező növekedésre.
3. a tó méret és a kovaalga közösségek közti kapcsolatot a SLOSS-dilemma kérdése felől is megközelítettük. Ebben az esetben is nagy mérettartományt fedtek le a vizsgált állóvizek. Összehasonlításképpen a vizsgálatba bevontuk az állóvizek fitoplankton fajgazdagsági adatait is. Hipotézisünk az volt, hogy (1) az egy nagy méretű és a vele azonos méretű sok kis víztér egymáshoz viszonyított fajgazdagsága változik a méretskála mentén, (2) és a megfigyelt mintázatok hasonlóságot mutatnak a két algacsoport között.

4. Anyag és módszer

4.1 A hidromorfológiai tó típusok bentonikus kovaalga alapú validációja

4.1.1. Mintavételi helyek kiválasztása

A vizsgálat során használt bentonikus kovaalga adatok a Magyar környezetvédelmi szolgálat adatbázisaiból és a Dunakutató-Intézet adatbázisából származnak. A vizsgálatba csak a legkevésbé bolygatott helyekről származó minták adatait vontuk be. A legkevésbé zavart hely kiválasztásához típusfüggő szűrő kritériumot alkalmaztunk. Azokban az esetekben, amikor egy tó típusnál csak egy víztest szerepelt (Balaton, Velencei-tó, Fertő), az utolsó évtized adatait használtuk, mert ebben az időszakban a tó vízminőségének nagymértékű javulása figyelhető meg (Istvánovics 2001, Ács és mtsai 2005). A többi állóvíz csoportnál a következő feltételeket alkalmaztuk: nincs pontszennyezés, nincs intenzív halászat, a partvonal nem mesterségesen módosított, a makrofitonok teljes zonációja megfigyelhető. Mivel a nagyon sekély, magas alkalinitású szikes tavak hipertrófnak számítanak (Boros és mtsai 2006), a tápanyagokra vonatkozó kritériumokat e tavak esetén nem vettük figyelembe. Habár a magas alkalinitású, meszes tavak szintén természetes eutrófnak tekinthetők (Borics és mtsai 2014), a tápanyagok extrém értékei egyértelműen emberi eredetű terhelésre utalnak. Ennek következtében ebben a csoportban a következő szűrő feltételeket adtuk meg a tavakra vonatkozóan: $TP < 250 \mu\text{g l}^{-1}$ és $TN < 2000 \mu\text{g l}^{-1}$ (a koncentrációk átlagos értékei). A tájhasználat egész Európában fontos szempont (Kelly és mtsai 2014), azonban jelen vizsgálatunk során ezt nem vettük figyelembe, mert a tájhasználatbeli különbségek olyan csekélyek ebben a régióban, hogy a víz minőségére gyakorolt hatásuk elhanyagolható. A mindenütt megfigyelhető mezőgazdasági túlsúly miatt a tájhasználatnál jelentősebb a tó használat, pl. a halászat és horgászat szerepe ill. ezek intenzitása (Borics és mtsai 2013).

4.1.2. Mintavétel

Összesen 639 mintát vontunk be az elemzésbe, melyek 144 mintavételi helyről, ill. 75 víztestből származtak. A mintavételek a vegetációs periódusban zajlottak (májustól szeptemberig) 2010 és 2016 között. A bentonikus kovaalga minták gyűjtése 5 nád száráról történt minden mintavételi helyen, jól megvilágított littorális zónából (Ács és Kiss 2004). A kova minták tartósításához Lugol-oldatot használtunk, mert nem volt szükséges a minták hosszú távon történő tartósítására azok azonnali feldolgozása miatt.

4.1.3. Bentonikus kovaalga minták feldolgozása

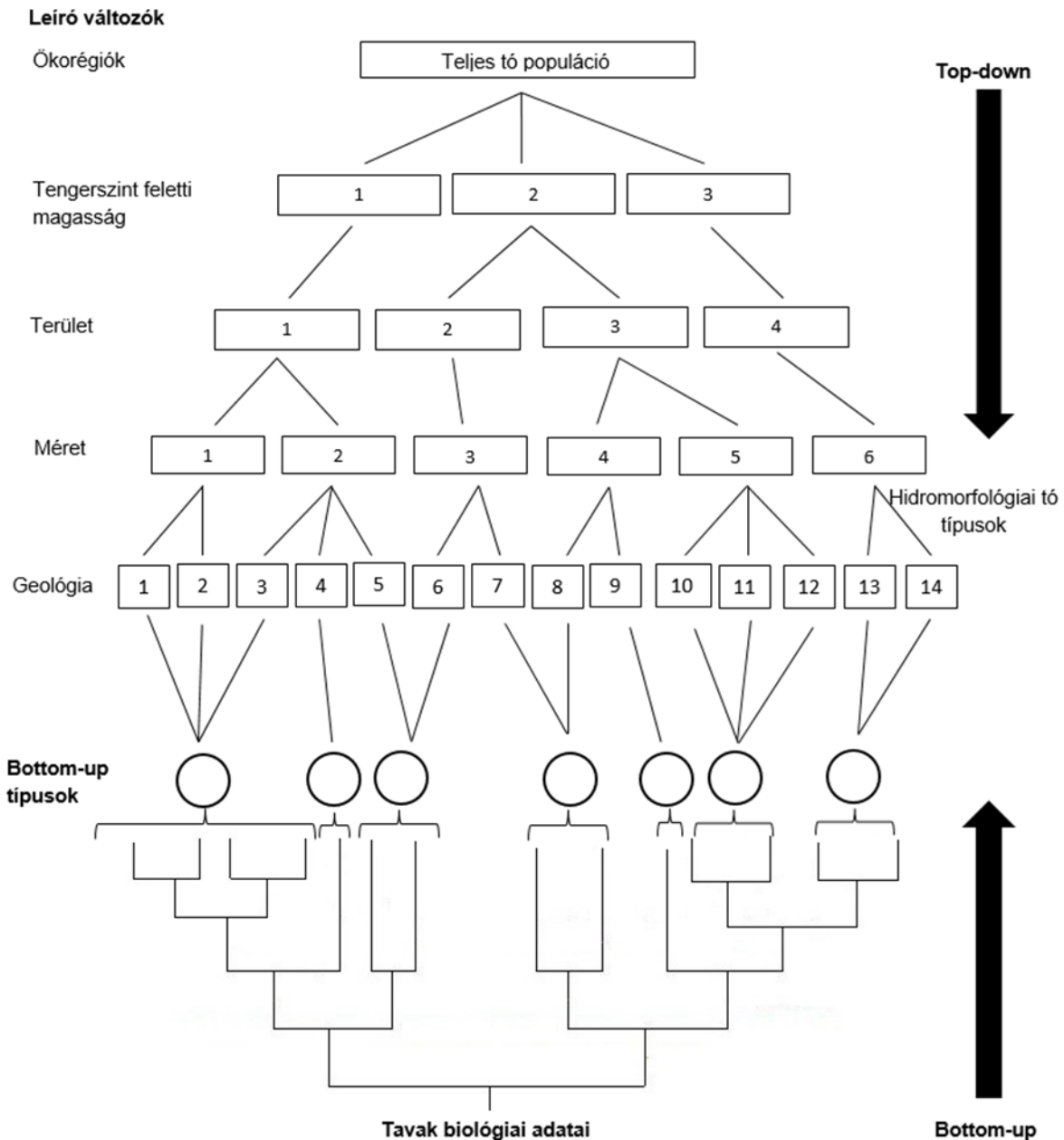
A bentonikus kovaalga minták feldolgozása az értekezésben szereplő mindhárom vizsgálat esetén hasonló módon zajlott. A bevonat minták kovaalga vázainak láthatóvá tétele érdekében, 1 cm³ mintához 2 cm³ H₂O₂-ot adtunk. Ezen kívül pár csepp HCl-ot is hozzáadtunk, majd a következő lépésben a mintákat egy napra, 70 °C -os vízfürdőbe helyeztük. Végül a mintákból tartós preparátumokat készítettünk Cargille-Meltemount gyanta segítségével (törésmutató = 1.704). A kovaalga fajok azonosítása Zeiss Axioimager A2 mikroszkóppal történt 1000 ×-es nagyításon. Minden preparátumban 400 valváig számoltunk. Az algák azonosítását Krammer és Lange-Bertalot (1986–1991), Krammer (2003) és Hofmann és mtsai (2011) alapján végeztük.

4.1.4. A hidromorfológiai tó típusok biológiai validációjának kivitelezése

A tó típusok kialakítása során kétféle módszerrel történő megközelítés lehetséges. E módszerek figyelembe veszik a víz hidromorfológiai, valamint biológiai jellemzőit is (**1. ábra**).

1. *módszer*: a már említett top-down tipológia létrehozása, mely a víztestek hidromorfológiai, fizikai és kémiai jellemzőin alapul. A leíró változók (pl. tengerszint feletti magasság, méret, mélység...stb.) segítségével kialakított típusok száma csökkenthető a biológiai tulajdonságok alapján létrehozott típusokkal történő összevonással (lásd alább).

2. *módszer*: a már szintén említett ún. bottom-up tipológia létrehozása (**1. ábra**). A tavak biológiai jellemzőinek összehasonlítása ebben az esetben a tó szintjén történik. Ennek során, a tó élőlényközösségeinek összetétele alapján, a hasonló tulajdonságokkal rendelkező tavakat vonjuk össze. Ennek megvalósítása klaszter-analízissel vagy ordinációs technikával történhet. Az így létrejövő biológiai típusokat össze kell hangolni a hidromorfológiai típusokkal, ezáltal egy pontosabb és egyszerűbb tipológia kialakítása lehetséges.



1. **ábra:** A tó típusok kialakítási módszereinek sematikus ábrája. A fekete nyilak mutatják a típusok létrehozását a top-down, valamint a bottom-up megközelítéssel.

Vizsgálatunkban ezt a két módszert kombinálva alakítottuk ki a típusokat a bentonikus kovaalga közösségek összetétele alapján.

4.1.5. Statisztikai elemzés

A statisztikai elemzés során a fajok relatív abundancia adatait használtuk. A hidromorfológiai típusok csoportosításához NMDS (Bray-Curtis hasonlóság) módszert alkalmaztunk (1. **ábra**,

1. módszer). A következő lépésben szintén az NMDS ordinációt alkalmaztuk a teljes tóra vonatkozó adatokra (1. ábra, 2. módszer). A csoportok közti statisztikai különbségeket, melyet NMDS-el megállapítottunk, PERMANOVA-val teszteltük (Anderson és mtsai 2008). Az elemzést mintavételi hely szintjén végeztük. A javasolt biológiailag validált típusokat kovaalga fajokkal jellemeztük, melyhez SIMPER analízist végeztünk (Clark 1993). A SIMPER egy többváltozós, feltáró módszer, mely értékeli a taxonok hozzájárulását a Bray-Curtis-féle eltérésekhez a különböző csoportok közt. A statisztikai elemzést a PAST programcsomag segítségével végeztük (Hammer és mtsai 2001). A faj diverzitást Shannon-index-szel (1948) jellemeztük. A javasolt típus trofikus állapotát az OMNIDIA (Lecointe és mtsai 1993) szofver trofikus indexével (TID) értékeltük, 0-20-ig terjedő tartományban. A magasabb érték alacsonyabb trofikus körülményeket jelöl. A diverzitás és a TID értékek különbségeinek szignifikanciáját Kruskal-Wallis teszttel vizsgáltuk. Az analízist a minták szintjén végeztük, azaz mintavételi hely szintű átlagolást nem alkalmaztunk.

4.2 A fajszám-terület összefüggés vizsgálata bentonikus kovaalgák esetén

4.2.1. Mintavételi helyek kiválasztása

Munkánk során figyelembe kellett venni, hogy a vizsgált területek tulajdonságainak olyan eltérései, mint a klíma, trofitás, geográfiai elhelyezkedés vagy más, hidromorfológiai és limnológiai jellemzők, torzíthatják a faj-terület vizsgálatok eredményét; ezért olyan mintavételi területet választottunk, ahol hasonló tulajdonságú ugyanakkor változatos méretű állóvizek nagy számban megtalálhatók (4. táblázat). Az Alföld közepén (Nagyiván határában) található egykori bombázó lőtér (Koordináták: 47_27000.3600N és 20_59044.0900), különböző méretű bombatölcséreiben kialakult tavak szolgáltak mintavételi helyként. Összesen 37 víztestet mintáztunk ezen a területen, olyan módon, hogy minden méretkategóriában 10^{-2} – 10^2 m²-ig, 5 állóvizet választottunk ki, melyekből 1-1 mintát vettünk. A méretskála növelése érdekében, néhány közeli tó és Tiszai holtmeder, valamint nagyobb állóvizek, mint a Tisza-tó (Szabó és mtsai 2005), Velencei-tó (Ács és mtsai 2005) és a Balaton (Bolla és mtsai 2010) késő nyári adatait is bevontuk a vizsgálatba. Így, a teljes skála 11 nagyságrendnyi mérettartományt fedett le 10^{-2} – 10^8 m²–ig.

4. táblázat: A mintavételi helyek jellemzői

	Log Terület (m ²)	Mélység (m)	Log Térfogat (m ³)	pH	Vezetőképesség (μScm ⁻¹)	Teljes P (μg l ⁻¹)
*Bombatér 10 ⁻² m ²	-2.105	0.1	-3.105	8.65	2100	2410
*Bombatér 10 ⁻¹ m ²	-1.974	0.15	-1.974	8.65	2100	1582
*Bombatér 10 ⁰ m ²	0.34	0.41	-0.097	7.9	2073	1394
*Bombatér 10 ¹ m ²	1.226	1.12	1.258	8.86	2589	1332
*Bombatér 10 ² m ²	1.82	1.4	1.964	9.12	3450	758
Morotvaközi holt meder, Egyek	3.81	1.6	4.017	7.37	723	1838
Egyeki Holt Tisza, Egyek	4.748	1.5	4.924	7.77	671	310
Tiszadobi Holt-Tisza, Darab Tisza	4.924	1.6	5.128	7.72	273	82
Tiszadobi Holt-Tisza, Szűcs- Tisza	5.167	2.5	5.565	8.05	304	134
Tiszadobi Holt-Tisza, Falu-Tisza	5.334	3.6	5.891	8.3	322	369
Holt-Szamos, Géberjén	5.354	2.2	5.696	8.16	674	468
Tiszadobi Holt-Tisza, Malom-Tisza kanyar	5.508	3.2	6.013	8.07	281	180
Holt-Szamos, Tunyogmatolcs	5.886	3.5	6.43	8.31	611	700
Velencei-tó	7.396	1.5	7.572	8.77	3056	64
Kiskörei-tározó	8.104	1.3	8.218	8.44	370	118
Balaton	8.772	3.3	9.292	8.57	690	31

Összesen 217 mintánk származott 64 víztestből. A tápanyagok koncentrációja alapján valamennyi vizsgált víztér eutrófnak tekinthető (Krasznai és mtsai 2010). Egyetlen kivétel volt, a Balaton, ami mezo-eutróf (Borics és mtsai 2014). A víztestek kiválasztása során csak a klimatikus, biogeográfiai és trofikus jellemzőket tudtuk standardizálni. A nagy méretskála miatt, a víztestek limnológiai és hidromorfológiai jellemzőikben eltérnek. Ebben a geográfiai régióban, a 10⁸ m²-es méret feletti tartományban nem találtunk megfelelő nagy, sekély tavat, ez korlátozta az adatgyűjtést. A mérsékelt övezet nagy tavai, túlnyomórészt mélyek és oligotrófak, ezért a limnológiai és trofikus különbségek miatt ezek bevonása a vizsgálatba félrevezető eredményekhez vezetett volna.

4.2.2. Mintavétel

A kovaalgák vizsgálatához, epipszammon és epipelon mintákat gyűjtöttünk a 10⁻¹–10⁻² m²-es mérettartományban. Azokon a helyeken, ahol makrofiton nem állt rendelkezésre (10⁻² – 10⁻¹ m² mérettartományban), a mintát a pszammonról gyűjtöttük. A 10⁰-10³ m² mérettartományban, a kovaalga minták makrofitonok felületéről származnak, a legtöbb esetben nád száráról. A

mintákat formalinnal tartósítottuk és feldolgozásig sötét üvegekben tároltuk. A mintázott vizek koordinátáit a helyszínen rögzítettük globális helymeghatározó rendszerrel (Garmin TrexH). A bombakráterek átmérőjét szintén a helyszínen mérőszalaggal mértük. A mintavétel 2011 szeptemberében történt.

A vizsgálatba bevont nagyobb tavak és holtmedrek (10^4 - 10^8 m²) mintavétele szintén a késő nyári időszakban zajlott 2001 és 2012 között. A 10^4 - 10^8 m²-es tartományba tartozó tavak bevonat mintái makrofiton felületről származnak, főleg nád száráról, melyek a vegetációs periódusban lettek gyűjtve.

4.2.3. Statisztikai elemzés

A makroszkopikus szervezetek esetén, a megfigyelt fajszám jó becslést ad a fajgazdagságra nézve. Azonban, a mikrobiális közösségek tanulmányozása során, felmerül a fajszám pontos meghatározásának problémája. Egy egybefüggő táj élőhely szigeteinek tanulmányozása során ez a probléma nem áll fenn, mert ezekben a vizsgálatokban a mintavételi erőfeszítés (sampling effort) standardizálva van. Azonban, elkülönült szigetek vizsgálatakor, a szerzők általában mások adatait használják, és ilyen esetben az erőfeszítés standardizálása elmarad (Smith és mtsai 2005). Ez értelemszerűen nagy bizonytalanságokat okoz az eredményekben. A bizonytalanságok elkerülése érdekében, a mikrobiális diverzitás vizsgálata során, fajszámbecslő módszerek használata ajánlott (Ovreas és Curtis 2011). Vizsgálatunkban háromféle adatmátrix szerepel: (1) a megfigyelt fajszám, (2) Chao 2 fajszámbecslő módszerrel végzett fajszámbecslés (Chao 1987), (3) valamint becslült adatok, amelyeknél a mintavételi erőfeszítést rarefaction-el standardizáltuk (Gotelli és Colwell 2011). A kisebb méretkategóriákban (10^2 – 10^2 m²), a rarefaction görbék készítése, ugyanazon méretkategória 5 mintáján alapult. A görbék 99 görbe átlagából lettek kiszámítva, minden egyes víztestből a minták random permutációjával. A nagyobb víztestek esetén (10^3 - 10^8 m²), több mintát vizsgáltunk meg; így a rarefaction görbéket, minden vízteret figyelembe véve tudtuk elkészíteni. A legkisebb ismétlődés értéke 5 volt, ezért az elemzésbe később, az ötödik ismétlődéshez tartozó fajszámot számítottuk be. A nagyobb vizek esetén, több ismétlődést vettünk alapul (Velencei tó: 10; Balaton: 15). Az elemzést PAST szoftvercsomaggal végeztük (Hammer és mtsai 2001).

A SAR-t log-log skálán vizsgáltuk. A leggyakrabban alkalmazott hatványfüggvényt (Arrhenius 1921) használtuk az összefüggés leírására. Log-log skálán az összefüggés lineáris formában

írható le: $\log S = \log c + z \times \log A$, ahol c a tengelymetszet és z az egyenes meredeksége. A összefüggés általános alakjának leírását feltáró eszközként GAM-ot (Hastie és Tibshirani 1990) használtunk. A GAM algoritmus kiválasztja az adott komplexitás (szabadsági fokkal jellemezve) legjobb alakját, AIC segítségével. A modellünkben, a kvázi-Poisson eloszlás log-link függvényhez a CANOCO 5 programcsomagot használtuk (Ter Braak és Šmilauer 2012). Amikor a GAM algoritmus azt mutatta, hogy az összefüggés nem-lineáris képlettel jobban leírható (**5. táblázat**), azt feltételeztük, hogy ez a kis-szigethatásnak (Small Island Effect – SIE) köszönhető.

5. táblázat: A GAM (Általános Additív Model) alapján kapott eredmények. A „Típus” a megjelölt modell összetettsége: lin -lineáris, s2 - polinóm. A modellszelekcót az Akaike információs kritérium (AIC) alapján határoztuk meg. Az adott legjobb modelhez feltüntettük az R négyzet (R^2), F és p-értékeket

	Típus	R^2	F	p
Megfigyelt	s2	0.74	18.3	0.00017
Rarefaction	s2	0.74	18.5	0.00009
Chao 2	s2	0.7	15.3	0.00036
Megfigyelt, guild 1	lin	0.49	13.2	0.00273
Megfigyelt, guild 2	lin	0.76	49.4	<0.00001
Megfigyelt, guild3	lin	0.58	19.5	0.00058
Megfigyelt, guild 4	s2	0.49	6.4	0.01172
Rarefaction, guild 1	lin	0.59	20.3	0.0005
Rarefaction, guild 2	lin	0.8	57.0	<0.00001
Rarefaction, guild 3	lin	0.66	27.6	0.00012
Rarefaction, guild 4	s2	0.42	4.8	0.02702
Chao 2, guild 1	lin	0.5	14.1	0.00214
Chao 2, guild 2	lin	0.77	47.0	<0.00001
Chao 2, guild 3	lin	0.62	23.2	0.00027
Chao 2, guild 4	s2	0.46	5.5	0.01823

A SIE lehetséges előfordulását és a törött pont elhelyezkedését a SAR görbe alakjában, lineáris törötpálca regresszióval vizsgáltuk (Gentile és Argano 2005). A módszer két egyenes adatokra való illesztésével minimalizálja a hibák négyzetének összegét és a törött pont ott helyezkedik el, ahol az egyik kapcsolat a másik felé tolódik. A STATISTICA 8.0 szoftver (StatSoft, Tulsa, OK, USA) segítségével vezettük le az elemzést.

Az elemzéseket a teljes taxon és funkcionális csoport számra is elvégeztük. A különböző méretű élőhelyek kovaalga ökológiai csoportjainak relatív abundancia adatait oszlop diagramon ábráztuk.

4.3 A SLOSS-dilemma vizsgálata bentonikus kovaalgák és fitoplankton esetén, széles mérettartományba tartozó vizekben

4.3.1. Mintavételi helyek kiválasztása

Hipotéziseink teszteléséhez változatos méretű, hazai állóvizeket választottunk ki, a kis pocsolóktól kezdve, a Velencei-tóig. A vizsgált tavak mérettartománya összesen 10 nagyságrendet fedett le, 10^{-2} - 10^7 -ig terjedő tartományban. A mintavétel helye és ideje az öt kisebb méretkategóriába tartozó vizek esetén (10^{-2} - 10^2 m²) megegyezett a fajszám-terület összefüggés vizsgálata során említett mintavételi helyekkel, tehát ezek a minták is Hortobágy, Nagyiván község határában található Bombaterről származnak. A 10^4 - 10^7 m²- es mérettartomány mintavételi helyei is részben megegyeznek a fajszám-terület összefüggés vizsgálatánál ismerttetett tavakkal és holtmedrekkel. Jelen vizsgálatba azonban csak a Velencei-tó mérettartományáig (10^7 m²) vontuk be az adatokat. Az állóvizeket a következő méretkategóriákba soroltuk be: 10^{-2} , 10^{-1} , 10^0 , 10^1 , 10^2 , 10^3 , 10^4 , 10^5 , 10^6 és 10^7 m². A vizsgált tavak listája és a mintaszámok a **6. táblázat**ban láthatók.

6. táblázat: A vizsgált víztestek mintaszámai

Méret kategória (m ²)	A víztest neve	A bentonikus kovaalga minták száma (megfigyelt)	Fitoplankton minták száma (megfigyelt)	Becsült mintaszám (SS)	Becsült mintaszám (SL)
0.01 (10⁻²)	Bombatér	5	5	5	
0.1 (10⁻¹)	Bombatér	5	5	5	5
1 (10⁰)	Bombatér	5	5	5	5
10 (10¹)	Bombatér	5	5	5	5
100 (10²)	Bombatér	5	5		5
1000 (10³)	Felső Darab Tisza	9	9		
	Egyekpusztakócsi mocsár (Hagymás)	5			
	Hortobágy		3	15	
	Morotvaközi H- Meder, Egyek	5	5		
10000 (10⁴)	Egyeki H-Tisza, Egyek	17	11		15
	Tiszadobi Holt- Tisza, Darab Tisza	10	10	30	15
	Egyek-Kócsi Tározó, Górécs (Füredkócsi)	4	4		15
100000 (10⁵)	Tiszadobi Holt- Tisza, Falu-Tisza	15	15		30
	Tiszadobi Holt- Tisza, Malom- Tisza kanyar+úszóláp	34	34	45	30
	Tiszadobi Holt- Tisza, Szűcs- Tisza	15	15		30
1000000 (10⁶)	H-Szamos, Tunyogmatolcs+ Géberjén	23	23	60	45
10000000 (10⁷)	Velencei-tó	27	27		60

4.3.2. Mintavétel

A bentonikus kovaalga mintavétel a 4.2-es vizsgálatban említett módon történt.

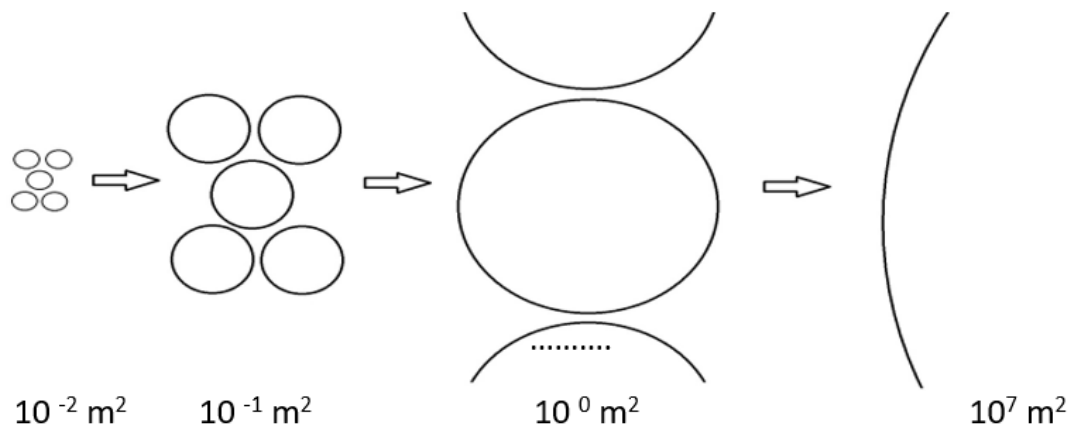
A kis méretű vizek esetén (10^{-2} - 10^2 m²) a fitoplankton minták a víztér közepéből lettek gyűjtve, műanyag tároló edényekbe. A nagyobb tavak esetén (10^4 - 10^7 m²) több reprezentatív mintavételi hely lett kijelölve. A minták az eufotikus rétegből származnak, és a gyűjtés csőmintavevővel történt. Az eufotikus réteg esetén 2.5 - szeres Secchi-mélységet vettünk figyelembe. Ezeket az almintákat egy nagyobb edénybe öntöttük és ebből vettük ki a plankton vizsgálatára szánt mintegy 0.5 liter vízmintát, amit a helyszínen, formalinnal tartósítottunk (4% koncentráció) és sötétben tároltunk 4 °C-on.

4.3.3. Fitoplankton minták feldolgozása

A fitoplankton mintákat 5 ml-es ülepitő kamrákban ülepitettük 24 órán át, ezt követően fordított mikorszóppal elemeztük (Utermöhl 1958), 400 ×-os nagyításon. Míg a kisebb algák relatív abundanciájának becsléséhez 400 egyedet számoltunk, a nagyobb taxonok abundanciájának becslése során a teljes kamra területét vizsgáltuk.

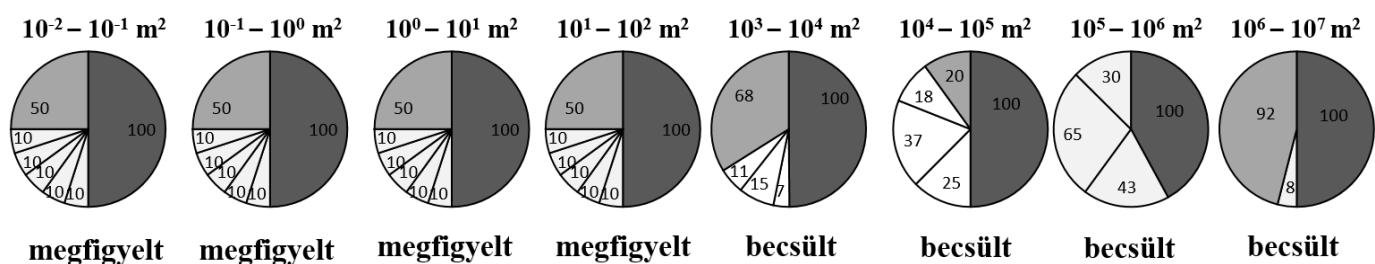
4.3.4. A SL (Single Large) és a SS (Several Small) tavak területe

A SLOSS-dilemma vizsgálata során, számos kis tó fajszámának összegét hasonlítottuk az egy méretkategóriával nagyobb tó fajszámához. Minden szomszédos méretkategóriát külön összehasonlítottunk a vizsgált mérettartományon belül (10^{-2} - 10^7 m²) (**2. ábra**).



2. ábra: A vizsgálat kivitelezésének ábrázolása. A növekvő méretű körök mutatják a vizsgált víztestek egymáshoz viszonyított méretét.

Ideális esetben a SS vizek területének összege egyenlő a SL tó területével, azonban adatainkat nézve látható (**3. ábra**), hogy az esetek többségében, a kis vizek összterületének mérete kisebb. A kisebb mérettartományokon belül (10^{-2} - 10^2 m^2) minden méretkategóriába 5 víztest tartozott, de az egy nagy víztest mérete kétszer olyan nagy, mint a sok kis víztest összfelülete. A nagyobb mérettartományokban (10^3 - 10^7 m^2) a kis tavak által lefedett terület eltéréseket mutatott.



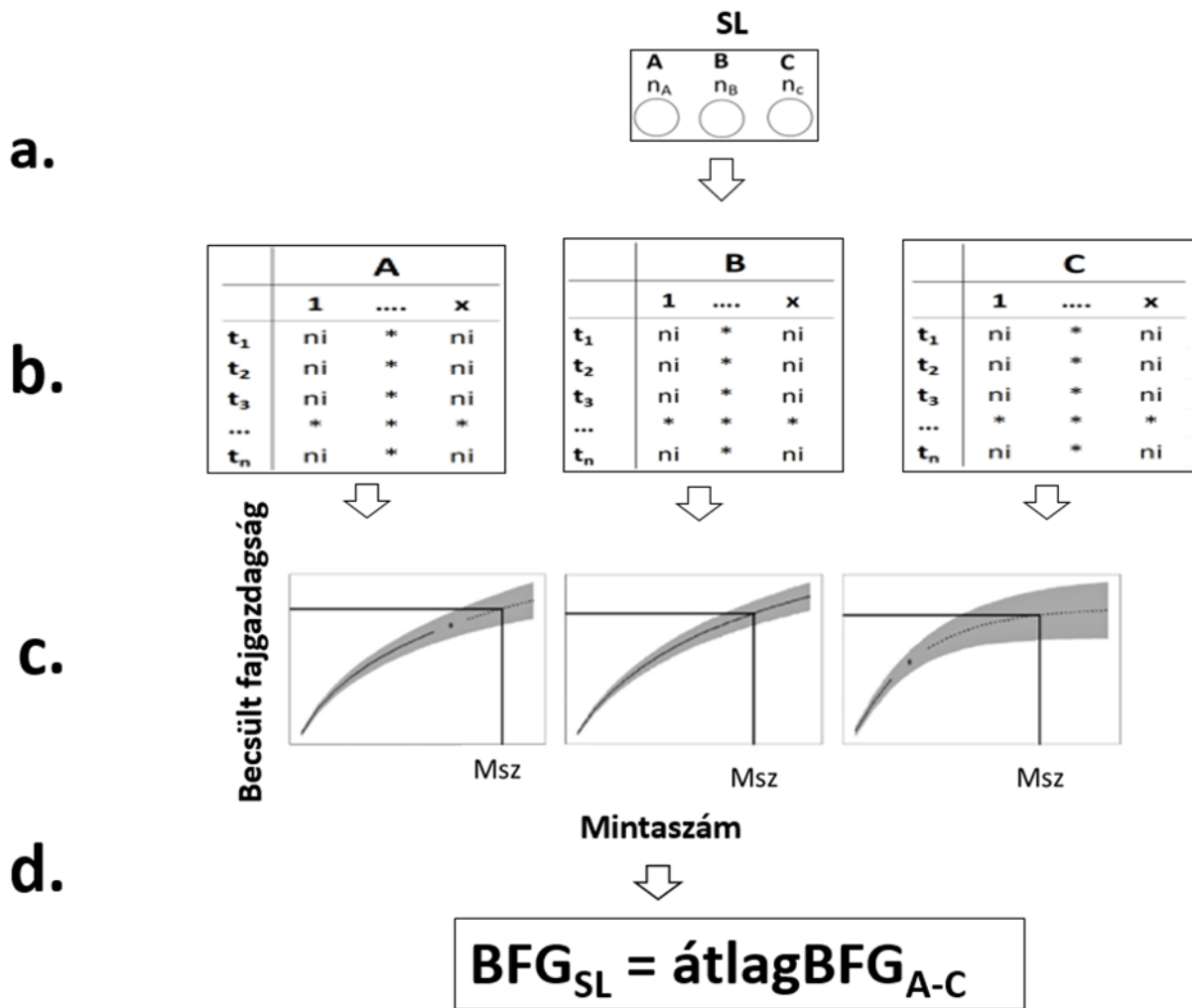
3. ábra: A szomszédos méretkategóriába tartozó víztestek méretei közti átfedések. A számok %-ot jelölnek. A kördiagram sötét színű cikkelye mutatja az egy nagy tó (SL) méretét. Ehhez viszonyítva, a fehér cikkelyek a sok kis tó (SS) összfelülete által lefedett arányt mutatják. A világosszürke cikkely mutatja meg azt az arányt, melyet a kis tavak összfelülete nem fed le az egy nagy tó méretéhez viszonyítva.

4.3.5. Fajszámbecslés

Ismert, hogy a megfigyelt fajszám gyakran téves becslést ad a valódi fajgazdagsággal kapcsolatban és ez az eltérés, legtöbb esetben a mintavételi erőfeszítésben észlelhető különbségekhez kapcsolódik. Ezért a SLOSS vizsgálatok egyik nagy kihívása a különböző területek fajgazdagságának összehasonlítása. A kisebb víztereknél (10^{-2} - 10^2 m²) egy mintát vettünk minden egyes vízből, ezért ebben az esetben nem volt lehetőség fajszámbecslésre. Ugyanakkor ezenvíztestek kis mérete miatt a megfigyelt fajszám megfelelően reprezentálta a fajgazdagságot, mert a minta mérete és a víztér mérete között jóval kisebb volt az arány mint a nagyobb tavak esetén. Ezekben a mérettartományokban a sok kis víztest fajgazdagsági értékeit úgy számoltuk, hogy összegeztük minden egyes méretkategória 5 víztestének fajszámát. Az egy nagy tó fajgazdagsága esetén pedig az adott méretkategóriában lévő 5 tó megfigyelt fajszámának átlagát számoltuk ki.

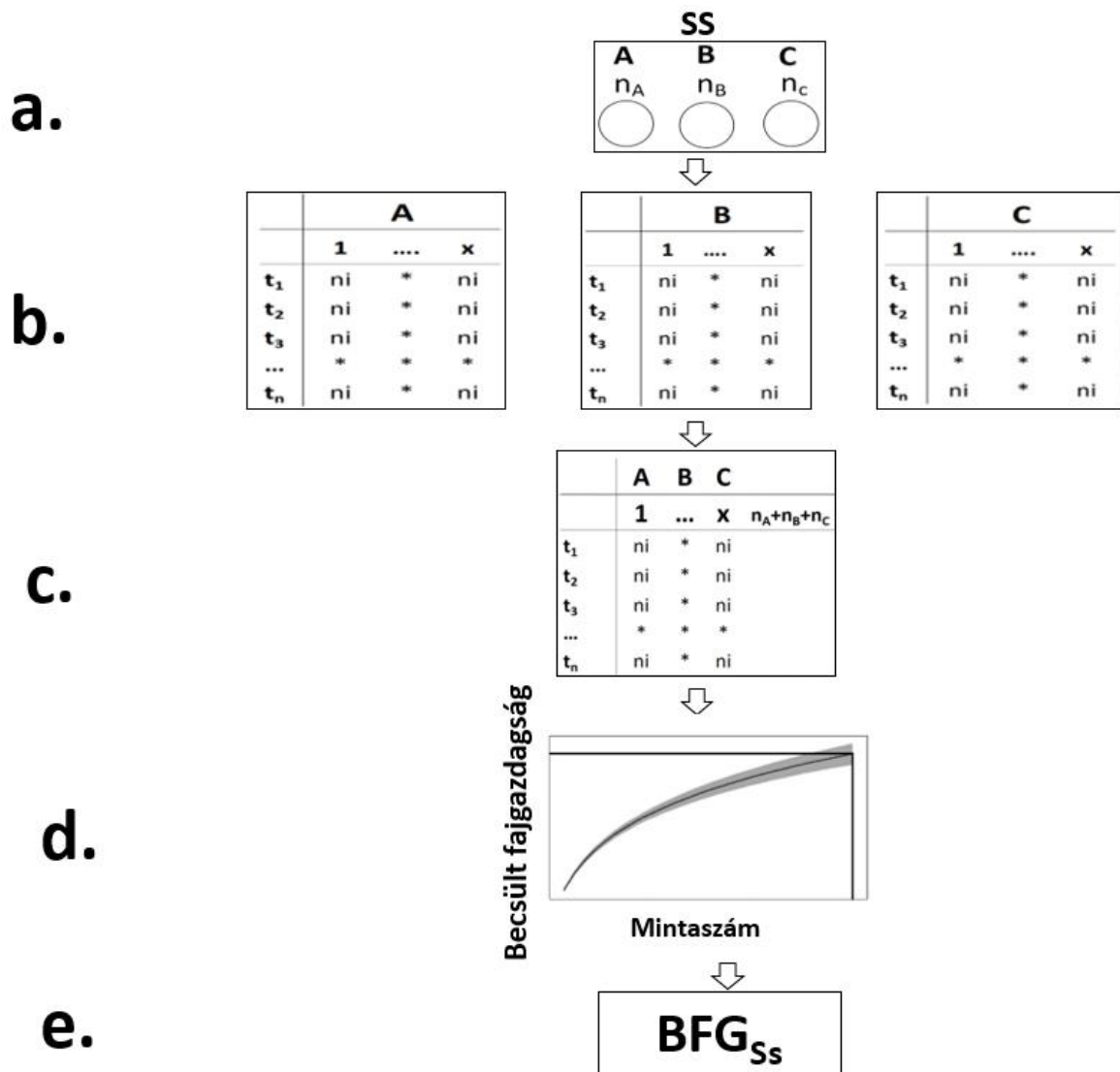
A nagyobb mérettartományokba eső tavak esetén (10^3 - 10^7 m²), hosszabb időszakot felölelő adatok álltak rendelkezésünkre. Habár minden mérettartományban eltérő számú mintánk volt (**4. a-b ábra**), ezek a mintaszámok elegendőnek bizonyultak ahhoz, hogy alapos statisztikai összehasonlítást lehessen végezni az SS és a SL tó fajgazdagsága közt.

Mivel a fajszám növekszik a vizsgált minták számával, célunk az volt, hogy a páronkénti összehasonlításban a sok kis és az egy nagy tó közt a figyelembe vett mintaszámok egyenlőek legyenek. Ennek megvalósításához minta alapú extrapolációt alkalmaztunk (Chao és mtsai 2014), ami egy nem-aszimptotikus megközelítés, mely lehetővé teszi diverzitás becslések összehasonlítását rarefaction és extrapolációs görbék használatával. A tóméret növekedésével párhuzamosan, az összehasonlításokban növekvő mintaszámokat vettünk figyelembe (**4. táblázat**). Az egy nagy tó fajgazdagságának becsléséhez extrapolációs görbét használtunk, a tavak mintáinak fajgazdagságát kiszámoltuk az adott méretkategóriában (**4. c ábra**) és ezeknek az értékeknek az átlagát vettük figyelembe (**4. d ábra**).



4. ábra: A fajgazdagság számításának menete az egy nagy tó (SL: 10^3 - 10^7 m²) esetén, az adott mérettartományban. Rövidítések: A,B,C – víztestek; n (A,B,C) – mintaszám; t – taxon; n_i – egyedszám (number of individuals); BFG – becült fajgazdagság; Msz – a fajgazdagság becslés során figyelembe vett mintaszám; SL – egy nagy tó (Single Large). a, b, c, d – a fajgazdagság számításának egyes lépései.

A sok kis tó fajgazdagságának becslésekor, első lépésként, az adott méretkategóriába tartozó tavak fajlistáját összevontuk (**5. a-c ábra**). Ezt követően, az egyel nagyobb mérettartományban lévő nagy tó esetén figyelembe vett fajszámokat felhasználva, kiszámoltuk a sok kis tó becült fajgazdagságát (**5. d-e ábra**).



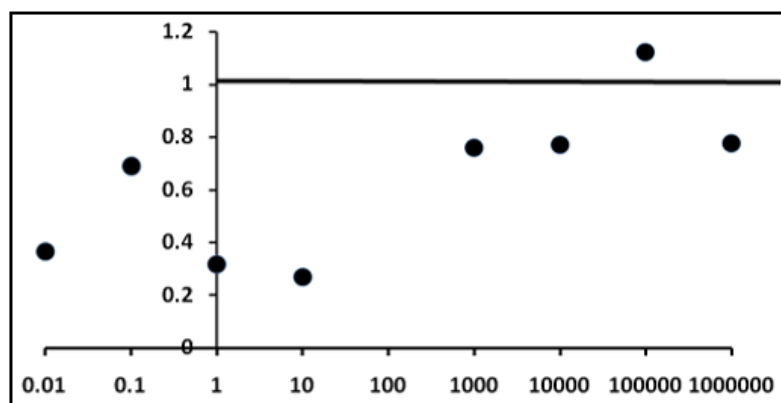
5. ábra: A fajgazdagság számításának menete a sok kis tó (SS: 10^{-2} - 10^2 m²) esetén, az adott mérettartományban. Rövidítések: A,B,C – víztestek; n(A,B,C) – mintaszám; t – taxon; ni – egyedszám (number of individuals); BFG – becült fajgazdagság; Msz – a fajgazdagság becslés során figyelembe vett mintaszám; SS – sok kis tó (Several Small). a, b, c, d, e – a fajgazdagság számításának egyes lépései.

Ezt a folyamatot megismételtük minden páronkénti összehasonlításban. Végül az egy nagy tó fajszámát elosztottuk a sok kis tó fajszámával, és az így kapott hányadosokat ábrázoltuk a víztestek területének függvényében a SLOSS-dilemma kérdésének megválaszolására (**6. ábra**).

$$\text{BFG}_{\text{SL}} / \text{BFG}_{\text{SS}}$$



Méret kategóriák	10^4 - 10^3	10^5 - 10^4	10^6 - 10^5	10^7 -(10^3 - 10^6)
A fajgazdagság összehasonlítása	$\text{ESR}_{\text{SL}}/\text{ESR}_{\text{SS}}$	$\text{ESR}_{\text{SL}}/\text{ESR}_{\text{SS}}$	$\text{ESR}_{\text{SL}}/\text{ESR}_{\text{SS}}$	$\text{ESR}_{\text{SL}}/\text{ESR}_{\text{SS}}$



6. ábra: A SLOSS-dilemma számbeli jellemzése és ennek ábrázolása az összehasonlított mérettartományokban. Rövidítések: BFG_{SL} : az egy nagy tó becsült fajgazdagsága; BFG_{SS} : a sok kis tó becsült fajgazdagsága.

4.3.6. A funkcionális csoportok értékelése

A szomszédos méretkategóriák fajgazdagsági értékei közt megfigyelt különbségek részben a víztestek közti funkcionális (limnológiai és/vagy biológiai) különbségekkel magyarázhatók, ami az alga funkcionális csoportok közti eltéréseket eredményezi. Másrészt, ezeket a különbségeket a funkcionális redundanciában megfigyelhető különbözőségeket is okozhatják, ami a funkcionális csoportokon belüli hasonló fajok számának eltéréseiben mutatkozik meg.

Ezen lehetőségek vizsgálatához a bentonikus kovaalga és a fitoplankton mintákban megfigyelt taxonokat besoroltuk a megfelelő funkcionális csoportba. A kovaalga fajokat a már említett 20 öko-morfológiai csoportba soroltuk (**1. táblázat**). A fitoplankton funkcionális csoportok

osztályozását Reynolds és mtsai (2002), Borics és mtsai (2007) és Padisák és mtsai (2009) alapján végeztük (7. táblázat).

7. táblázat: A fitoplankton funkcionális csoportjainak kodonjai és jellemzőik

Kodon	Élőhely	Jellemző képviselők	Tolerancia	Érzékenység
N	mezotróf epilimnion	<i>Tabellaria</i>	Tápanyaghiány	rétgezttség pH-növekedés
LM	nyári epilimnion eutróf tavakban	<i>Ceratium, Microcystis</i>	nagyon alacsony CO ₂ hozzáférhetőség	keveredés, fényhiány
LO	nyári epilimnion mezotróf tavakban	<i>Peridinium, Woronichinia, Mersinopedia</i>	elkülönült tápanyagok	átkeveredés
M	alacsony szélességű kör, kis eutróf kevert rétegtűztaival	<i>Microcystis, Sphaerocolum</i>	magas napi fénybesugárzás	átmosodás, alacsony fény
MP	gyakran felkeveredő, zavaros sekély tavak	<i>Surirella</i> spp., <i>Campylodiscus</i> spp., <i>Fragilaria constrictus</i>	?	?
P	eutrophic epilimnia eutróf epilimnion	<i>Fragilaria crotonensis, Aulacoseira granulata, Closterium</i>	enyhe árnyék és C-hiány	rétgezttség Si-kimerülés
Q	kis, humuszos tavak	<i>Gonyostomum</i>	magas huminanyag	keveredés
S1	felkeveredő, zavaros vizek	<i>Pantothrix agardhii, Limnothrix redbekei, Pseudonabaena</i>	magas fénylimitáltság	nagy átmosodási ráta
S2	sekély, felkeveredő vizek	<i>Spirulina, Arthrospira, Raphidopsis</i>	fényszegény körülmények	nagy átmosodási ráta
SN	meleg, felkeveredő vizek	<i>Cylindrocapsa, Anabaena minutissima</i>	fény-, nitrogén hiányos körülmények	nagy átmosodási ráta
T	meleg, jól keveredő epilimnion	<i>Geminella, Mouguetia, Trichoema</i>	fény hiány	tápanyaghiány
U	nyári epilimnion	<i>Uroglena</i>	alacsony tápanyagtartalom	alacsony CO ₂ hozzáférhetőség
V	eutróf rétegtűzű tavak metamimnionja	<i>Chromatium, Chlorobium</i>	alacsony fény, erős rétegtűztség	instabilitás
WO	extrém magas szervesanyag tartalom, mely akár mérgező lehet a többi élőlényre	<i>Chlamydomonas, Pyrobolus, Chlorella, Polytoma</i>	?	?
W1	small organic ponds kis szerves tavak	<i>Euglenoidis, Synura Gonium</i>	magas BOI	legelés
W2	sekély, mezotróf tavak	<i>Feniklakó, Trachelomonas</i>	magas BOI	szűrés
WS	tavak, melyek lehetnek átmerettek is, melyek szervesanyagban gazdagok a vegetáció lebomlása miatt (humuszos környezeti), de nem savas	<i>Synura</i>	huminanyag	pH-növekedés
X1	sekély, eutróf tápanyagban gazdag, kevert tavak	<i>Chlorella, Ankrya, Monoraphidium</i>	rétgeztűzűztség	zooplankton szűrés, tápanyag-limitálás
X2	sekély, mezotróf, felkevert tavak	<i>Plagioselmis, Gonyochromulina</i>	rétgeztűzűztség	zooplankton szűrés, felkeveredés
X3	sekély, tiszta víű felkevert tavak	<i>Chrysoococcus eukaryote picoplankton, Koliella</i>	alacsony alkálitás	felkeveredés, legelés
Y	általában kis, tápanyagban gazdag tavak	<i>Cryptomonas</i>	alacsony fény	fagotróf predátorok
YPh	kis, Ca és tápanyag gazdag tavak, nem savas pH	<i>Phacotus</i>	magas fényintenzitás	szűrés
Z	tiszta víű epilimnion	<i>Synechococcus prokaryote picoplankton</i>	alacsony tápanyagtartalom	fény-hiány, legelés

4.3.7. Statisztikai elemzés

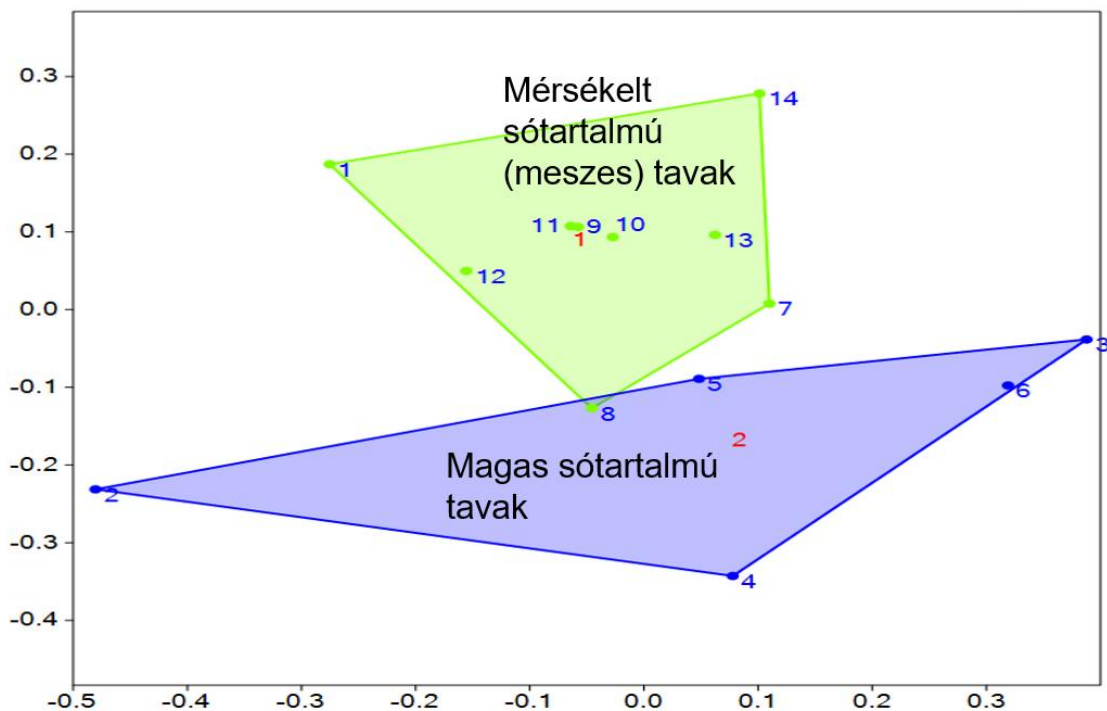
A rarefaction görbéket az R Studio (2012) – ban elérhető iNEXT (Hsieh és mtsai 2013, ver. 1.0) programcsomag segítségével készítettük.

5. Eredmények

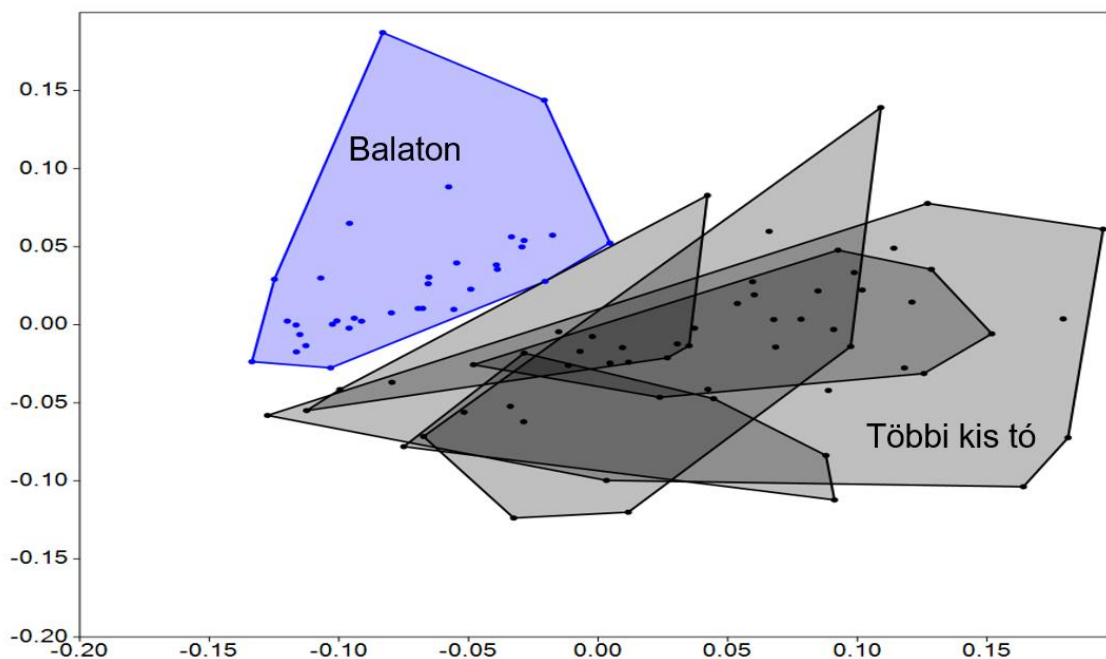
5.1. Hidromorfológiai tó típusok bentonikus kovaalga alapú validációja

A biológiailag validált tó típusok létrehozása

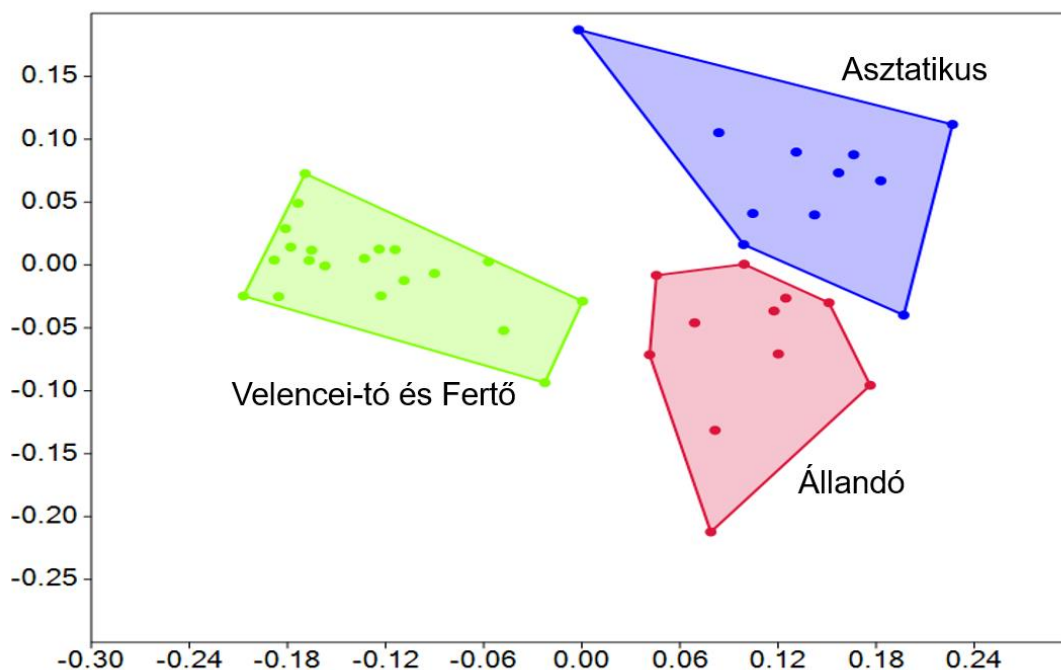
A hidromorfológiai típusok ordinációja két különböző csoportot eredményezett (**7. ábra**). A magas sótartalmú (Na^+ és Mg^{2+} dominancia) és a mérsékelt sótartalmú tavak (Ca^{2+} dominancia) tisztán elhatárolódtak egymástól a kovaalga összetétel alapján. A két alcsoport további elkülönülése hely szintű adatokon alapult. A hely szintű adatok NMDS-ordinációja két csoportot különített el a mérsékelt (**8. ábra**) ($p < 0.05$), hármat a magas sótartalmú vizeken belül (**9. ábra**).



7. ábra: A hidromorfológiai tó típusok NMDS-ordinációja (az ordináció a típusok közti Bray-Curtis távolságon alapult).



8. ábra: A mérsékelt sótartalmú, meszes tavak NMDS-ordinációja eredményeként elkülönült tavak két csoportja



9. ábra: A magas sótartalmú tavak NMDS-ordinációja eredményeként elkülönült tavak három csoportja

A Balaton (1. csoport) kovaalga közösségei szignifikánsan különböztek a többi (2. csoport) Ca^{2+} dominanciájú tótól (**8. ábra**). A magas sótartalmú tavakon belül a következő három

csoportot lehet elkülöníteni: 1. Na⁺ és Mg²⁺-dominanciájú (3. csoport) nagy tavak (Velencei-tó, Fertő), 2. Na⁺-dominanciájú időszakos (aszztatikus) sós vizek (5. csoport), 3. Na⁺-dominanciájú (4. csoport) állandó, sós tavak (PERMANOVA p < 0.05) (9. ábra). A javasolt öt bottom-up típust hozzá lehet illeszteni a hidromorfológiai típusokhoz (8. és 9. táblázat).

8. táblázat: Hazai tavakra javasolt típusok és az alkalmazott leíró változók

Típus	Tengerszint feletti magasság (m)	Hidrokémiiai jelleg	Méret (km ²)	Átlagmélység (m)	Vízforgalom	Biológiai típusok
1	< 200 m (alföld)	mérsékelt sótartalom	> 10 (km ²)	> 3-6 m	állandó	1
2	< 200 m (alföld)	magas sótartalom	> 10 (km ²)	< 3m	állandó	3
3	< 200 m (alföld)	magas sótartalom	1- 10 (km ²)	< 1m	aszztatikus	5
4	< 200 m (alföld)	magas sótartalom	1- 10 (km ²)	< 3m	állandó	4
5	< 200 m (alföld)	magas sótartalom	< 1 (km ²)	< 3m	állandó	4
6	< 200 m (alföld)	magas sótartalom	< 1 (km ²)	< 1m	aszztatikus	5
7	< 200 m (alföld)	mérsékelt sótartalom	1- 10 (km ²)	< 3m	állandó	2
8	< 200 m (alföld)	mérsékelt sótartalom	< 1 (km ²)	< 3m	állandó	2
9	< 200 m (alföld)	mérsékelt sótartalom	1- 10 (km ²)	< 3m	állandó	2
10	< 200 m (alföld)	mérsékelt sótartalom	1- 10 (km ²)	3-6 m	állandó	2
11	< 200 m (alföld)	mérsékelt sótartalom	< 1 (km ²)	< 3m	állandó	2
12	< 200 m (alföld)	mérsékelt sótartalom	< 1 (km ²)	< 3m	állandó	2
13	< 200 m (alföld)	mérsékelt sótartalom	> 10 (km ²)	< 3m	állandó	2
14	< 200 m (alföld)	mérsékelt sótartalom	> 10 (km ²)	< 3m	állandó	2
15	> 200 m (dombvidék)	mérsékelt sótartalom	> 10 (km ²)	< 3m	állandó	2
16	> 200 m (dombvidék)	mérsékelt sótartalom	> 10 (km ²)	< 1m	aszztatikus	2

9. táblázat: A biológiai tó típusok hozzárendelése a hidromorfológiai típusokhoz

A javasolt biológiai tó típus kódja	A javasolt biológiai tó típus neve	A hidromorfológiai tó típusok kódja
1	Balaton	1
2	Kis meszes tavak	7,8,9,10,11,12,13,14,15,16,17
3	Velencei-tó és Fertő	2
4	Eusztatikus magas sótartalmú tavak	3,6
5	Asztatikus magas sótartalmú tavak	4,5

Az adott tó típus jellemző fajait a **10. 11. és 12. táblázat** mutatja. A javasolt típusok fizikai és kémiai jellemzői a **13. táblázat**ban olvashatók.

10. táblázat: A SIMPER-analízis eredményeként kapott taxonok, melyek a mérsékelt és a magas sótartalmú tavak csoportjai közti különbséghez legnagyobb mértékben járultak hozzá

Kód	Kovaalga fajok	Átlagos eltérés	Hozzájárulás (%)	Kumulatív (%)	Mérsékelt sótartalmú tavak	Magas sótartalmú tavak
ADMI	<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki 1994	1.786	2.532	2.532	12.1	9.87
NIS1	<i>Nitzschia</i> sp. Hassall 1845	1.726	2.446	4.978	6.32	7.93
EADN	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson 1838	1.435	2.033	7.011	6.11	6.86
HVEN	<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov 2009	1.381	1.958	8.969	2.24	10.8
RHOS	<i>Rhopalodia</i> species Müller 1895	1.24	1.757	10.73	0.561	7.87
NCLA	<i>Nitzschia austriaca</i> Hustedt	1.182	1.675	12.4	0.284	8.19
NACI	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith 1853	1.128	1.598	14	2.16	6.66
RBRE	<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer in Lange-Bertalot & Krammer 1987	1.084	1.537	15.54	0.0606	7.89
NHAN	<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst 1860	0.8474	1.201	16.74	1.93	4.96
NLBT	<i>Nitzschia liebetruthii</i> var. <i>liebetruthii</i> Rabenhorst 1864	0.8303	1.177	17.91	1.45	6.98
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg 1838	0.7983	1.131	19.05	3.48	5.33
ETUR	<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing 1844	0.7315	1.037	20.08	1.22	4.76
RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i> var. <i>gibba</i> (Ehrenberg) Otto Müller 1895	0.7259	1.029	21.11	1.65	5.77
COCE	<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T.Kiss & Ács	0.6806	0.9646	22.08	5.07	0.0436

SCON	<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg 1843	0.6416	0.9094	22.99	3.36	3.73
AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing 1833	0.6384	0.9048	23.89	4.72	0
CPLA	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>placentula</i> Ehrenberg 1838	0.6314	0.8949	24.79	5.2	2.38
NIPU	<i>Nitzschia pusilla</i> Grunow 1862	0.6239	0.8842	25.67	0.467	4.48
APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow ex A.Schmidt 1875	0.6048	0.8572	26.53	5.94	2.4
GAFF	<i>Gomphonema affine</i> Kützing 1844	0.6013	0.8523	27.38	2.6	3.66
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>dissipata</i> (Hantzsch) Grunow in Van Heurck 1881	0.5676	0.8045	28.18	4.07	0.647
CYDE	<i>Cyclotella delicatula</i> Hustedt 1952	0.5664	0.8027	28.99	3.97	0
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith 1856	0.5085	0.7207	29.71	3.27	5.02
EBLU	<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt in Kanitz 1880	0.4995	0.708	30.41	2.28	3.17
LGOE	<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch ex Rabenhorst) D.G.Mann in Round, R.M.Crawford & D.G.Mann 1990	0.4962	0.7033	31.12	3.73	0.161
SHAN	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow in Cleve & Grunow 1880	0.4768	0.6757	31.79	3.3	0.363
ESOR	<i>Epithemia sorex</i> Kützing 1844	0.4741	0.672	32.47	4.01	2.78
NISO	<i>Nitzschia solita</i> Hustedt 1953	0.4674	0.6625	33.13	0.234	3.4
AINA	<i>Amphora inariensis</i> Krammer 1980	0.4579	0.649	33.78	3.44	0.735
NRCS	<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot in Krammer & Lange-Bertalot 1985	0.4503	0.6382	34.42	0.593	3.21
NIPM	<i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) M.Peragallo 1903	0.4379	0.6207	35.04	1.19	3.85
GIN5	<i>Gomphonema insigne</i> W.Gregory 1856	0.4373	0.6197	35.66	3.31	0.82

ADEU	<i>Achnantheidium eutrophilum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot 1999	0.4327	0.6133	36.27	1.35	2.67
NVEN	<i>Navicula veneta</i> Kützing 1844	0.4302	0.6097	36.88	1.16	3.87
MAAT	<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot 1997	0.4149	0.5881	37.47	1.4	2.49
NAMP	<i>Nitzschia amphibia f.amphibia</i> Grunow 1862	0.4104	0.5816	38.05	2.47	4.7

11. táblázat: A SIMPER-analízis eredményeként kapott taxonok, melyek a Balaton és a többi meszes tó csoportja közti különbséghez legnagyobb mértékben járultak hozzá

Kód	Kovaalga fajok	Átlagos eltérés	Hozzájárulás (%)	Kumulatív (%)	Balaton	Többi kis tó
ADMI	<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki 1994	8.694	10.68	10.68	33.4	13.8
CEXI	<i>Cymbella exigua</i> Krammer 2002	2.367	2.907	13.58	7.1	0
APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow ex A.Schmidt 1875	2.068	2.54	16.12	2.13	7.12
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst 1860	1.585	1.946	18.07	5.07	1.71
GPUM	<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) E.Reichardt & Lange-Bertalot 1991	1.364	1.675	19.74	4.22	0.481
COCE	<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T.Kiss & Ács	1.326	1.628	21.37	1.41	3.22
ESOR	<i>Epithemia sorex</i> Kützing 1844	1.238	1.52	22.89	1.36	3.17
FHUN	<i>Staurosira tabellaria</i> (W.Smith) Leuduger-Fortmorel	1.223	1.502	24.39	4.05	0
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg 1838		1.399	25.79	1.63	3.77
ECPM	<i>Encyonopsis minuta</i> Krammer & E.Reichardt in Krammer 1997	1.106	1.359	27.15	2.09	2.1

NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange- Bertalot in Krammer & Lange- Bertalot 1985	1.046	1.285	28.44	3.11	3.75
ENCM	<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer 1997	0.9935	1.22	29.66	2.98	0
EADN	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson 1838	0.9336	1.146	30.8	0.208	3.07
HVEN	<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov 2009	0.8714	1.07	32.94	0.0442	2.61
DMON	<i>Diatoma moniliformis</i> (Kützing) D.M.Williams 2012	0.8519	1.046	33.99	2.71	0.305
SBRV	<i>Staurosira brevistriata</i> (Grunow) Grunow 1884	0.8301	1.019	35.01	1.48	1.35
GOMS	<i>Gomphonema</i> species Ehrenberg 1832	0.8287	1.018	36.03	2.69	0.332
GOST	<i>Gomphonema olivaceum</i> <i>var. staurophorum</i> Pantocsek 1889	0.7915	0.9719	37	2.42	0
UUAC	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère in Jahn et al. 2001	0.7913	0.9717	37.97	0.978	1.95

12. táblázat: A SIMPER-analízis eredményeként kapott taxonok, melyek a magas sótartalmú tavak három csoportja közti különbséghez legnagyobb mértékben járultak hozzá

Kód	Kovaalga fajok	Átlagos eltérés	Hozzájárulás (%)	Kumulatív (%)	Velencei –Fertő	Kis asztatikus	Kis méretű, magas sótartalmú állandó
ADMI	<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki 1994	7.935	8.91	8.91	176	6.46	15.3
HVEN	<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov 2009	5.095	5.72	14.63	0.945	130	50.5
NCLA	<i>Nitzschia austriaca</i> Hustedt	4.308	4.837	19.47	0	139	0.182

	<i>Gomphonema</i>							
GPAR	<i>parvulum</i>	(Kützing)	3.573	4.011	23.48	1.46	89.4	35.3
	Kützing 1849							
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i>		3.107	3.488	26.97	53.8	27	4.68
	Ehrenberg 1838							
NPAL	<i>Nitzschia palea</i>	(Kützing) W.Smith	2.412	2.709	29.68	3.5	43.5	53.3
	1856							
NLBT	<i>Nitzschia liebetruhii</i>		2.402	2.697	32.37	3.58	58.5	24.8
	var.liebetruhii							
	Rabenhorst 1864							
NIPU	<i>Nitzschia pusilla</i>		2.142	2.405	34.78	0.2	72.8	2.05
	Grunow 1862							
RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i>	(Ehrenberg) Otto	2.081	2.337	37.11	12.4	2.85	56.4
	Müller 1895							
EADN	<i>Epithemia adnata</i>	(Kützing) Brébisson	1.693	1.901	39.01	3.24	2.24	47.3
	1838							
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Kützing	1.625	1.824	40.84	1.17	20.5	36
	1844							
ACHD	<i>Achnantheidium</i>	F.T. Kützing	1.549	1.739	42.58	42.3	0	0
NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i>		1.545	1.735	44.31	1.88	1.33	52.1
	Hantzsch 1860							
NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i>		1.453	1.631	45.94	1.49	22.3	32.5
	Grunow 1862							
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i>		1.367	1.535	47.48	6.71	14.7	31.7
	f.amphibia Grunow							
	1862							
NIFR	<i>Nitzschia reskoi</i>	Ács,	1.329	1.492	48.97	7.81	15.2	30.8
	Duleba, C.E.Wetzel & Ector							

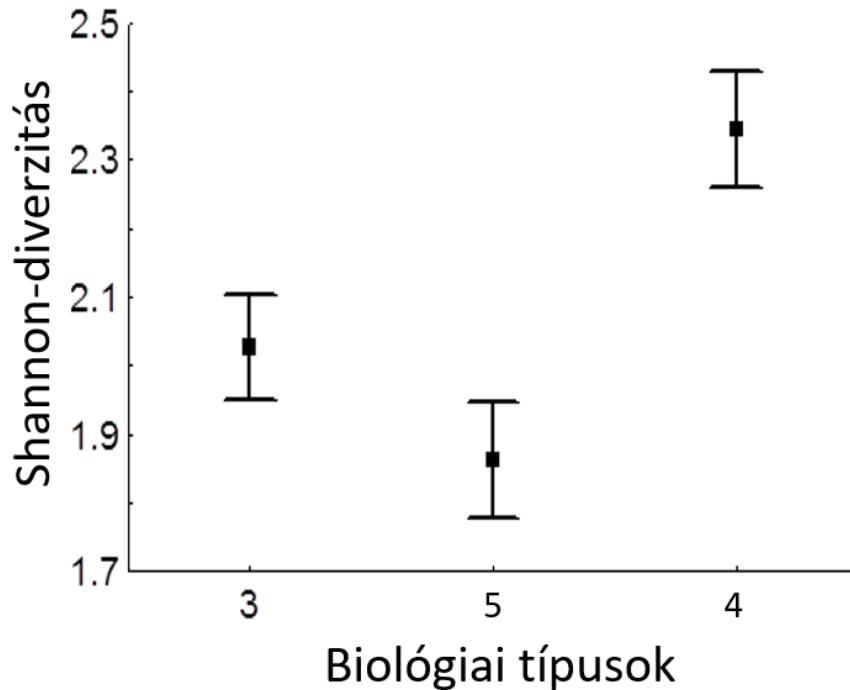
	<i>Craticula</i>														
ESBM	<i>subminuscula</i> (Manguin) C.E.Wetzel & Ector	1.325	1.487	50.46	0.275	5.94									33.3
ESOR	<i>Epithemia sorex</i> Kützing 1844	1.118	1.255	51.71	10.8	1.23									28.5
ADEU	<i>Achnantheidium eutrophilum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot 1999	1.087	1.22	52.93	2.05	46.4									0.727
NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing 1844	1.087	1.22	54.15	1.32	24.7									7.67

13. táblázat: A javasolt biológiai tó típusok fizikai és kémiai jellemzői

Típus	1			2			3			4			5		
	n	átlag	SE	n	átlag	SE	n	átlag	SE	n	átlag	SE	n	átlag	SE
Vezetőképesség ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	21	718	6	157	647	25	27	2547	100	19	1930	142	38	5199	480
pH	24	8.5	0	139	8.02	0	6	8.56	0	19	8.63	0	37	9.13	0
Összes foszfor ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	24	48	3	152	175	18	30	71	4	19	695	243	38	4680	623
Összes nitrogén ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	24	906	18	151	1583	96	30	2091	112	18	4719	992	38	10652	2058
Magnézium ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	24	61	1	35	37	4	30	214	11	18	64	7	30	23	4
Nátrium ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	24	41	1	47	49	6	30	335	16	18	369	43	31	1222	127
Kalcium ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	24	40	1	47	52	2	30	30	2	18	32	3	30	22	2
Kálium ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	24	8	1	47	7	1	30	48	2	18	20	3	31	17	3

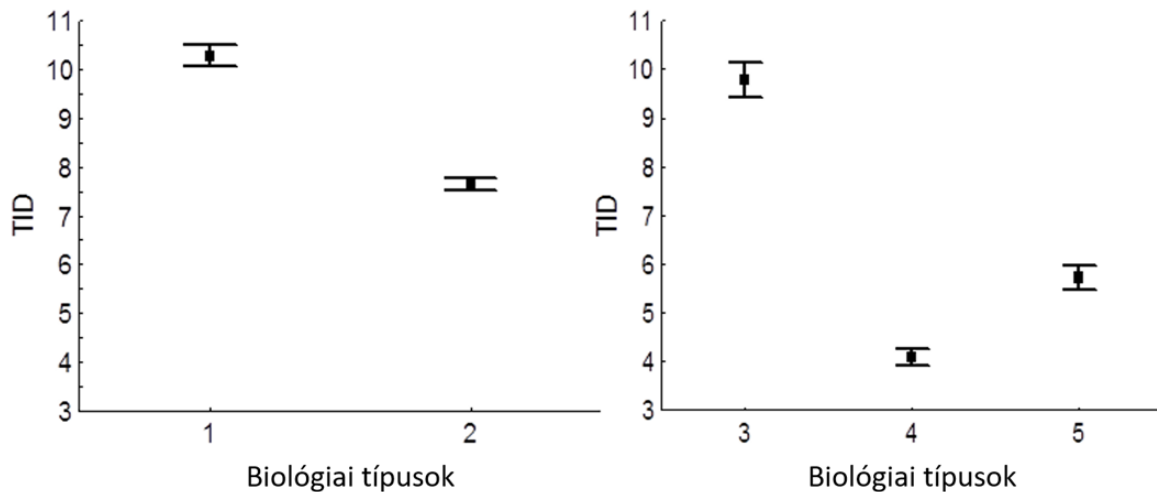
A tó típusok jellemzői

Szignifikáns különbségek voltak a Shannon-diverzitásban az asztatikus [5] és állandó [4] magas sótartalmú tavak közt (10. ábra).



10. ábra: A Shannon-diverzitás értékeinek megoszlása az öt javasolt biológiailag validált típus között

A legmagasabb értékeket az állandó tavak (4. biológiai típus) esetén lehetett megfigyelni, míg a legalacsonyabbat az asztatikus vizek (5. biológiai típus) csoportjánál. A Velencei-tó és a Fertő (nagy tavak) diverzitása (3. biológiai típus) nem mutatott eltérést a többi állóvízétől, és az értékek a diverzitás középső tartományába estek (**10. ábra**). A meszes tavak és a többi tó közti különbségek szintén kimutathatók ($p < 0.05$). A trofikus-indexek alacsony értékei azt mutatják, hogy a Kárpát-medence tavai eutrófnak vagy hipertrófnak tekinthetők. A trofikus-index értékek eloszlásának különbségei szintén megmutatkoznak a mérsékelt és magas sótartalmú vizek esetén (**11. ábra**).



11. ábra: A trofikus értékek eloszlása az öt javasolt biológiailag validált típus közt

A mérsékelt sótartalmú, meszes vizek csoportjában, a Balaton [1] mintáira kiszámolt index érték szignifikánsan magasabb volt (alacsonyabb trofitási szintre utalva), mint a többi meszes tó esetén [2]. Szintén szignifikáns volt a különbség a trofikus-index értékek közt, a magas sótartalmú vizek három javasolt csoportjánál (**11. ábra**). A legalacsonyabb értékek az asztatikus sós vizeket jellemezték [4], míg a legmagasabb értékek a nagy szikes tavakhoz köthetők (Fertő és Velencei-tó [3]). Az állandó, magas sótartalmú tavak trofikus értékei [5] a két fentebb említett típus közé estek. Azonban az asztatikus szikes tavak természetesen magas foszfor tartalmúak (vízi madarak miatt), így ezen tavak esetében a trófikus index (TID) nem használható a minősítésre.

5.1.1. Következtetések

A biológiailag validált tó típusok kialakítása

A faj abundancia adatok NMDS-ordinációja következetes elkülönülést mutatott a nagy sótartalmú (magnézium- és nátrium ion dominanciájú), valamint a mérsékelt sótartalmú jobbára meszes tavak közt. Ez az eredmény összhangban van Borics és mtsai (2014) fitoplankton alapján végzett tipológiai validáció eredményeivel.

A magas sótartalmú vizek kovaalga flórája olyan fajokból áll, melyek széles ökológiai valenciával rendelkeznek, és ami lehetővé teszi a túlélésüket szélsőséges környezeti körülmények közt is (Hecky és Kilham 1973). A Kárpát-medence magas sótartalmú tavaiban élő fajok különböző típusú szélsőséges feltételnek vannak kitéve, mint például magas sótartalom és magas szerves és szervetlen anyag tartalom (Boros és mtsai 2006, Stenger-Kovács

és mtsai 2014). Azonban, jelen vizsgálatunkban, a tavak elkülönülése nem ezeknek az extrém tulajdonságoknak köszönhető. A mérsékelt sótartalmú meszes tavak (Balaton és a többi víztér) elkülönülése részben a trofikus különbségekkel, és részben az egyedi mikroflórával magyarázhatók (Bolla és mtsai 2010). Az irodalom számos, sós vizű tavakra jellemző, halofil fajt említ, mint például *Nitzschia reskoi*, *Rophalodia brebissonii*, *Halamphora veneta* (Hecky és Kilham 1973, Silva és mtsai 2010, Stenger-Kovács és mtsai 2014). Ezek a taxonok szintén jellemzőek voltak az általunk tanulmányozott, magas sótartalmú tavakban. Bár a magas sótartalmú tavak csoportjához tartozó vizek mikroflórája hasonló, ezen taxonok abundanciája nagymértékben különbözött a három tó típus közt. Az abundancia értékek közti különbségek inkább felelősek a tavak elkülönüléséért, mint az egyes csoportokban előforduló egyedi fajok.

A tó típusok jellemzése

Korábban azt tartották, hogy az eutróf tavak alga diverzitása általában alacsonyabb, mint az oligotróf tavaké (Moss 1973). Azonban tanulmányok bizonyították, hogy a diverzitást a források változása jobban befolyásolja, mint azok mennyisége (Sommer 1984).

Carrick és mtsai (1988) és Leira és mtsai (2009) bizonyították, hogy a tápanyag gazdagság leszűkíti néhány érzékeny bentonikus kovaalga taxon életterét, de ugyanakkor kedvező körülményeket teremt számos specializálódott faj számára. Az alacsony értékek azonban olyan természetes folyamatokhoz is kapcsolódhatnak, mint a legelés és más zavarások (DeNicola és Kelly 2014). Ez alapján, a magas tápanyag koncentráció nem feltétlenül esik egybe a csökkenő fajdiverzitással. Ennek következtében, a Balatonban megfigyelt magasabb diverzitás, más meszes tavakhoz hasonlítva, nem magyarázható az alacsonyabb tápanyag tartalommal. A fajszám-terület kapcsolat vizsgálatának eredményei, az algák esetén azt mutatják, hogy a tó mérete fontos tényező a diverzitás alakulásában (Bolgovics és mtsai 2016, Borics és mtsai 2016), ezért elmondható, hogy a Balaton és a többi, kisebb tó közt, vélhetően a méretbeli különbség az oka a diverzitásban megfigyelhető eltéréseknek. Az időszakos (asztatikus) és állandó (perenniális) vizek közti különbség, mely megfigyelhető a Shannon-diverzitásban a sós vizű tavak csoportján belül, megjelenik a fitoplankton esetén is (Borics és mtsai 2014), ami mutatja, hogy a vízmennyiség csökkenésével járó betöményedés és a kiszáradás olyan nyomást gyakorol mind a fitoplanktonra, mind a bentonikus kovaalgákra, mely a diverzitásban bekövetkező csökkenéshez vezet (Borics és mtsai 2013). A magas sótartalmú vizek csoportján belül, a diverzitásban tapasztalható szignifikáns különbség az asztatikus csoporton belüli alacsony értékeknek tulajdonítható. Ebben a csoportban az élőlények többszörösen is ki vannak téve a stressznek (a tó medrének kiszáradása, extrém magas só koncentráció, nagy

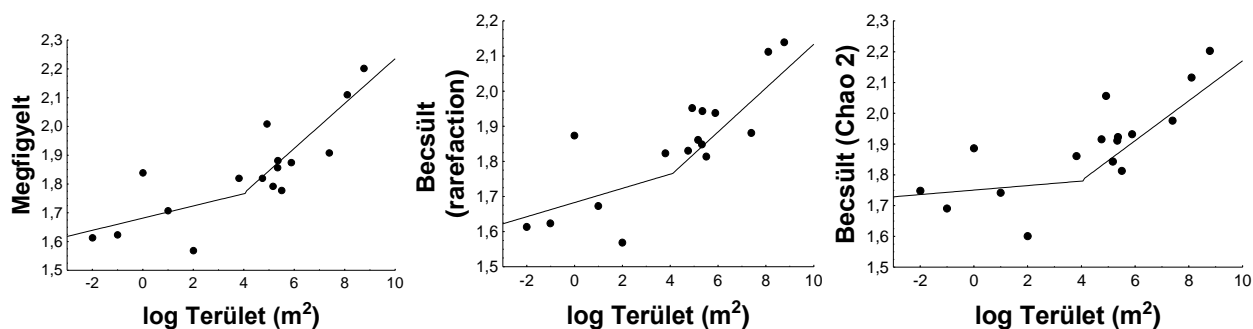
vízhőmérséklet ingadozás, nagy zavarosság). Ezek a jelenségek erős szelektív nyomást fejtenek ki a tavak fajkészletére, és nagyon alacsony értékeket eredményeznek a Shannon-diverzitás és a fajgazdagság tekintetében az asztatikus szikes tavak esetén (Stenger-Kovács és mtsai 2016). A kiszáradás azt jelenti, hogy a meder jelentős ideig szárazföldi élőhellyé alakul, és csak azok a fajok képesek túlélni, amelyek speciálisan alkalmazkodtak ezekhez az extremitásokhoz (pl. migráció, sejtkörüli poliszacharidburok termelése, speciális kitartó képletek (McKew és mtsai 2011). Az asztatikus tavakban a kiszáradás időszakában a mederben lévő porral együtt a szél nagy mennyiségű foszfort is eltávolít. Később, amikor a tó újból feltöltődik vízzel az ott megtalálható vízimadaraknak köszönhetően, a szél által elhordott foszformennyiség pótlódik. A természetvédelem részéről fontos biztosítani, hogy e tavak kiszáradásának és vízzel telített időszakainak egyensúlya megmaradhasson (Boros és mtsai 2006). A tavak kovaalgák alapján megadott trofitása összhangban van korábbi tanulmányok eredményével (Borics és mtsai 2014), miszerint a Kárpát-medence tavai mezotróf-hipertróf tartományba esnek. A megemelkedett trofikus állapot különösen gyakori a sós vizű tavak csoportjában, mert ezek a tavak többnyire lefolyástalanok.

5.1.2. Konklúzió

A tanulmányozott hazai sekély tavak bentonikus kovaalga flórájának jelentős florisztikai és összetételbeli különbségei lehetővé tették öt biológiai (bottom-up) tó típus elkülönítését. Ezek a típusok egyértelműen hozzárendelhetők a hidromorfológiai típusokhoz, ami a hidromorfológiai típusok egyszerűsítését eredményezte. Ezek az eredmények összhangban vannak azokkal a korábbi eredményekkel, melyek a fitoplankton (Borics és mtsai 2014) és vízi makrofiton (Lukács és mtsai 2015) vizsgálatokon alapulnak.

5.2 A fajszám-terület összefüggés vizsgálata bentonikus kovaalgák esetén

Mintáinkban összesen 517 kovaalga taxont azonosítottunk. A megfigyelt és becsült fajszám nem különbözött egymástól számottevően. A becsült fajszám értéke (Chao 2 fajszámbecslő alapján), hasonló volt a megfigyelt taxonszámhoz, míg a rarefaction-ön alapuló becslés eredményeként kapott fajszámok kissé alacsonyabbak voltak (**12. ábra**).



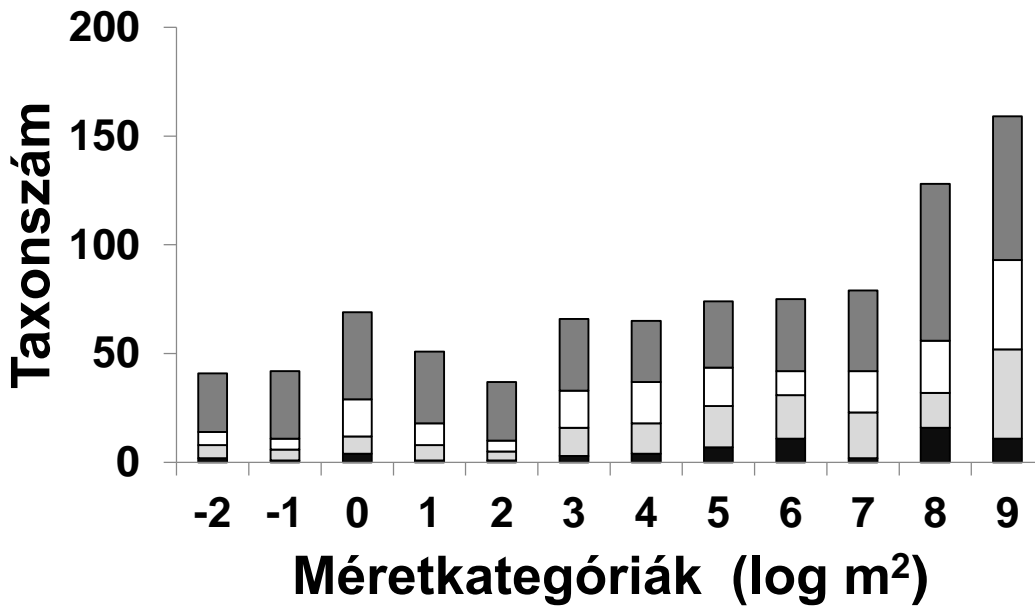
12. ábra: A fajgazdagság (log) és területméret (log m²) kapcsolata

A kisebb mérettartományokban (10^{-2} – 10^2 m²) a fajszámok viszonylag kicsik voltak és folyamatosan emelkedtek a terület mérettel, és a legnagyobb mérettartományban érték el a legmagasabb értéket. A GAM azt mutatta, hogy az összefüggést nem-lineáris modellel lehet leírni. A törött-pont regressziót alkalmazva, az összefüggést két egyenessel lehetett magyarázni, ahol a töréspont a 10^4 m²-es tartományba esett.

Az egyenes meredeksége a 10^4 m²-es tartományig jelentősen kisebb volt. E pont fölött, a fajgazdagság figyelemremélően megnövekedett, ami az egyenes nagyobb meredekségét eredményezte. Az emelkedő szakasz nem ment át aszimptotába, így szigmoid kapcsolatot nem sikerült igazolni (**12. ábra**).

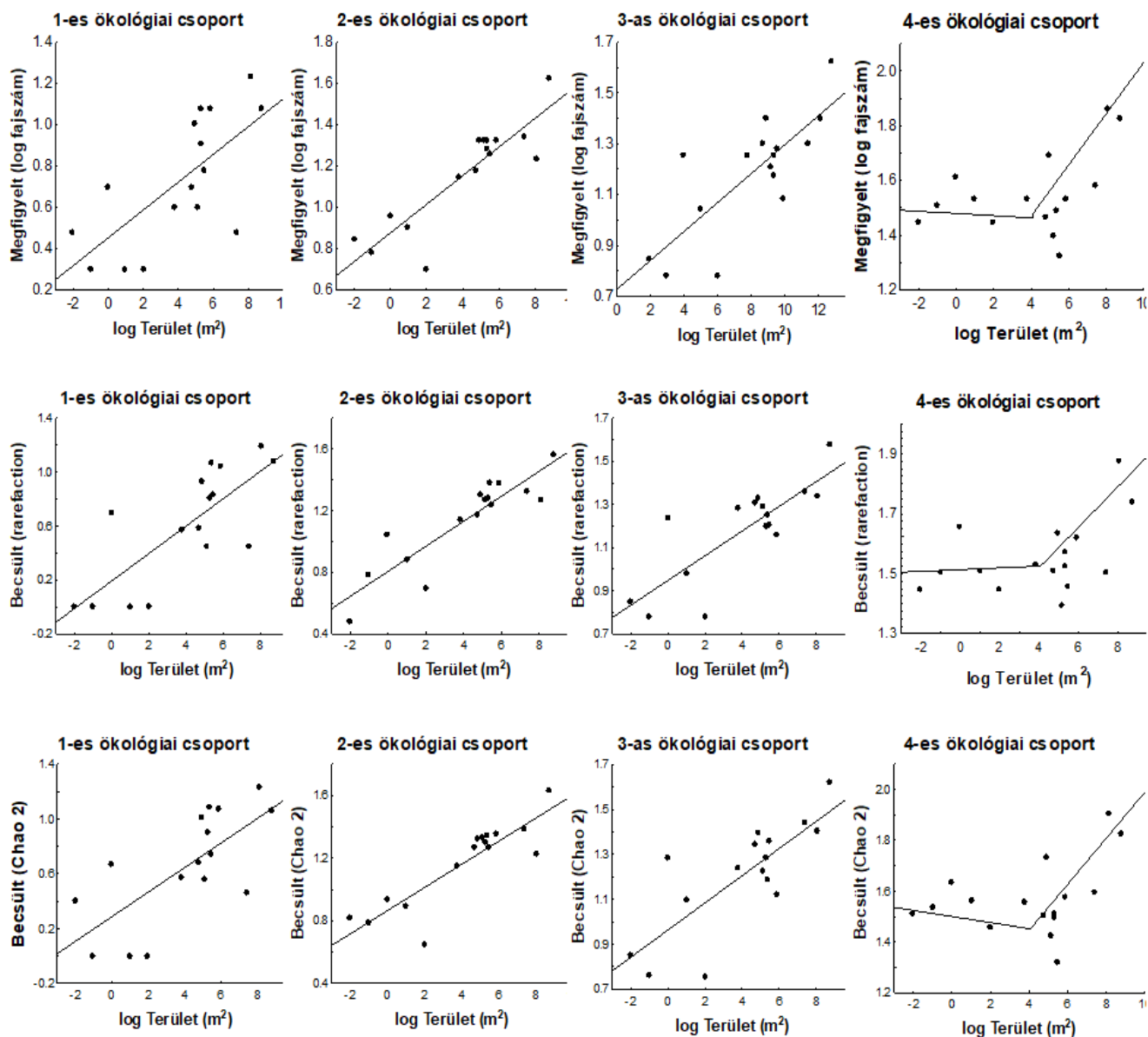
Kovaalga ökológiai csoportok

Jelentős különbségek mutatkoztak a taxonszámban a négy kovaalga ökológiai csoport között (**13. ábra**).



13. ábra: A négy kovaalga ökológiai csoport megfigyelt fajgazdagsága az egyes méretkategóriákban. A színek a következő ökológiai csoportokat jelölik: fekete: 1-es, világoszürke: 2-es, fehér: 3-as, sötétszürke: 4-es.

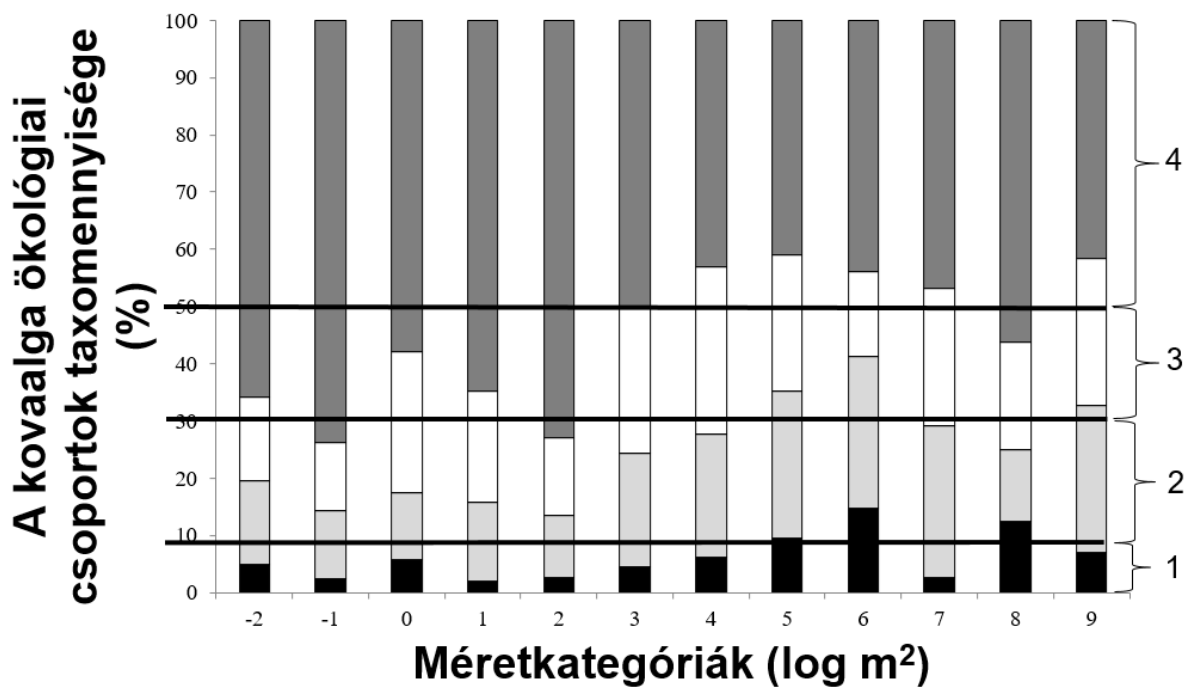
A legtöbb taxon a mozgékony ökológiai csoporthoz tartozott (4-es) az összes méretkategóriában, majd ezt követte a magas profilú (3-as) és az alacsony profilú ökológiai csoport (2-es). A planktonikus (1-es) tartalmazta a legkevesebb fajt. Az összes funkcionális csoport taxonszáma növekvő tendenciát mutatott a területtel (**14. ábra**).



14. ábra: A kovaalga ökológiai csoportok fajgazdagsága (log) és a területméret közti (log m²) kapcsolat

Az 1-es, 2-es és 3-as kovaalga ökológiai csoportok hasonló lineáris kapcsolatot mutattak a víztest méretével, míg a 4-es ökológiai csoport esetében a GAM azt az eredményt hozta, hogy a kapcsolat nem-lineáris (**14. ábra**). A mozgékony ökológiai csoport viszonylag magas fajszáma közel változatlan maradt az összes méretkategóriában és csak a legnagyobb méretű vizezreknél nőtt meg jelentősen (**13. és 14. ábra**). Ez az ökológiai csoport volt a legfajgazdagabb, mert ebbe tartoznak a legnagyobb *Navicula sensu lato* és *Nitzschia sensu lato* fajok. A taxon számra vonatkozóan, az ökológiai csoport adatkészlethez való hozzájárulása 50 %. Ezt követi az alacsony-profilú ökológiai csoport (22%), a magas-profilú ökológiai csoport

(20 %) és a planktonikus ökológiai csoport (8 %). Eredményeink egyértelműen azt tükrözték, hogy a mozgékony ökológiai csoport a kis méretű víztestekre jellemző (15. ábra).



15. ábra: A négy kovaalga ökológiai csoport fajgazdagságának aránya (százalékban feltüntetve) az egyes méretkategóriákban. A fekete vonalak mutatják a jelen tanulmány taxonlistája alapján megfigyelt kovaalga ökológiai csoport arányokat. A színek a következő ökológiai csoportokat jelölik: fekete: 1-es, világoszürke: 2-es, fehér: 3-as, sötétszürke: 4-es. A számok az ökológiai csoport számát jelölik.

A 10^{-2} – 10^3 m²-es méretkategóriában ez a ökológiai csoport több, mint 50 %-át tette ki a fajkészletnek. A teljes taxonszámra, a z és c értékek (az egyenes meredeksége és a tengelymetszet) hasonlóak voltak mindhárom fajgazdagság becslésnél (megfigyelt 0.043; rarefaction; 0.042; Chao 2: 0.037). SAR ökológiai csoportokra történő vizsgálata során, nagyobb eltérések voltak ezen értékek közt (12. táblázat). Hasonló értékek jellemezték az első három (1-3) kovaalga ökológiai csoportot, míg a 4. ökológiai csoport esetén, a c és z -értékek jelentősen különböztek a másik hárométól. A tengelymetszet (c) értéke nagy volt, ami magas kezdő meredekséget jelent (pl. a ökológiai csoporton belüli fajszám nagy volt még a legkisebb víztestek esetén is), de a z -érték alacsonyabb, ami a kis mértékű emelkedést mutatja a méretskála mentén. A teljes fajgazdagság és a negyedik ökológiai csoport esetén, lineáris regressziót alkalmaztunk az adatok alcsoportjaira, a SIE tartományban (10^{-2} – 10^4 m²) és a SIE fölötti tartományban (14. táblázat).

14. táblázat: Az Arrhenius (1921) egyenletén alapuló eredmények: $\log S = \log c + z * \log A$; ahol c a tengelymetszet és z az egyenes meredeksége. R^2 a Pearson-féle korrelációs koefficiens.

	Teljes illeszkedés			Nagy tavak illeszkedése (log terület > 10 ⁴ m ²)			Kis tavak illeszkedése (log terület < 10 ⁴ m ²)		
	z-érték	Tengelymetszet (c)	R ²	z-érték	Tengelymetszet (c)	R ²	z-érték	Tengelymetszet (c)	R ²
Megfigyelt	0.043	1.490	0.65	0.071	1.209	0.630	0.0104	1.557	0.029
Rarefaction	0.042	1.504	0.678	0.059	1.335	0.651	0.0084	1.578	0.015
Chao 2	0.038	1.586	0.597	0.061	1.353	0.602	-0.0077	1.182	0.016
Megfigyelt, guild 1	0.067	0.182	0.485						
Megfigyelt, guild 2	0.069	0.599	0.776						
Megfigyelt, guild3	0.057	0.727	0.609						
Megfigyelt, guild 4	0.019	1.393	0.177	0.077	0.798	0.488	0.0055	1.449	0.019
Rarefaction, guild 1	0.102	-0.215	0.591						
Rarefaction, guild 2	0.081	0.482	0.802						
Rarefaction, guild 3	0.057	0.719	0.663						
Rarefaction, guild 4	0.018	1.417	0.209	0.058	1.005	0.429	0.0049	1.459	0.009
Chao 2, guild 1	0.09	-0.071	0.501						
Chao 2, guild 2	0.074	0.57	0.770						
Chao 2, guild 3	0.06	0.721	0.624						
Chao 2, guild 4	0.017	1.435	0.134	0.075	0.843	0.431	-0.0018	1.56	0.002

A lineáris modell alacsony R^2 értékei, melyet a kis víztestekre alkalmaztunk, alátámasztották a törőtpont regressziós eredményeket, mert az alacsony R^2 értékek azt mutatják, hogy a fajgazdagság, ebben a mérettartományban a mérettől függetlenül változik. A SIE tartomány fölött, a z -érték jelentősen magasabb volt.

5.2.1. Következtetések

A SAR-al kapcsolatos hipotézisünk az volt, hogy megfelelően széles mérettartományban az összefüggést szigmoid modellel lehet leírni, eredményeink azonban azt mutatták, hogy ez az állítás nem igaz a bentonikus kovaalgákra vonatkozóan. Az eredmények alapján az összefüggés töréspont regresszióval jellemezhető legjobban, egyetlen törésponttal a 10⁴ m² –es mérettartományban, ami azt jelenti, hogy a fajszám nagymértékű növekedése várható a nagy tavakban. A görbe nem aszimptotikus jellegű, ahogy vártuk, így a görbe meredeksége nem csökken a nagy térbeli skálák esetén.

Feltételezhetően azonban, a fajszám nem növekszik vég nélkül a terület méret további növelésével. A kisebb méretű víztestek esetén (10^{-2} – 10^4 m²) a fajgazdagság nem nő számottevő mértékben és a taxonszám változása sem jelentős. Tehát, a SIE a SAR jellemző tulajdonsága. A SAR vizsgálata a négy ökológiai csoportra megmutatta, hogy az összes taxon esetén megfigyelt SIE a mozgékony ökológiai csoporthoz (4.) köthető. Mivel a SIE nem figyelhető meg az 1-es, 2-es és 3-as ökológiai csoport esetén, a mozgékony taxonok ökológiai csoportja (4-es) határozza meg a SAR töréspontjának helyzetét (**14. ábra**). Habár a SIE-vel csak ritkán foglalkoznak a szakirodalomban (Triantis és Sfenthourakis 2012), elméleti jelentősége mellett, a jelenségnek gyakorlati következményei is vannak. A fajszám véletlenszerű változása a „kis-sziget régióban” nagyrészt a kisebb rendszerek nagyobb mértékű sebezhetőségének következménye (Triantis és Sfenthourakis 2012). Arrhenius (1921) hatványfüggvényében a SAR meredekségét két regressziós paraméter befolyásolja: *c* mutatja a kiindulási fajszámot, míg *z* a változás mértékét a méret gradiens mentén. Ez a két paraméter jelentősen változhat a vizsgált csoportoktól, az eltérő szélességi köröktől és a mintavételi különbségektől függően. A tanulmányok összehasonlítása során mindkét paramétert értékelni kell, azonban a *c* értéket (legtöbbször, mert a *z*-értéke nagy változatosságot mutat) gyakran mellőzik a vizsgálatokban (Lomolino 2001). A *z*-érték több figyelmet kap a SAR tanulmányokban. Arról számolnak be, hogy a *z*-érték szélességi körönként eltéréseket mutat, alacsonyabb értékek jellemzik a SAR-t az alacsonyabb, míg nagyobb értékeket mutat a magasabb szélességi körökön (Willig és Lyons 2000). A kolonizáció mértéke szintén befolyásolja a *z*-értéket. A szárazföldről történő kolonizáció magasabb *z*-értéket eredményez, mint a szigetek közti kolonizáció (Hanski és Gyllenberg 1997). Szintén általánosan elfogadott, hogy a terjedési korlátok magasabb *z*-értéket eredményeznek. Mivel a mikróbák terjedési képessége közismerten jó, jelentősen alacsonyabb *z*-értékeket kapunk a mikrobiális SAR tanulmányozása közben (Whitaker és mtsai 2003, Bell és mtsai 2005). Míg legtöbbször a *z*-értékek a 0.1-0.5-ig érő tartományba esnek a makroszkopikus szervezetek esetén (Lomolino 2001), a *z*-érték ritkán haladja meg a 0.1-et a mikrobiális csoportoknál; csillósok 0.043 (Finlay 2002); gombák 0.0475, baktériumok 0.0626 (Zhou és mtsai 2008); bentonikus kovaalgák 0.066 (Azovsky 2002); zooplankton 0.17 (Browne 1981).

Eredményeinket összehasonlítva az irodalmi adatokkal azt találtuk, hogy nincsenek lényeges különbségek a *z*-értékben. A *z*-értékek, amelyeket a teljes mérettartományra állapítottunk meg kissé alacsonyabbak, azonban a SIE feletti tartományokra jellemző *z*-értékek majdnem azonosak a bentonikus kovaalgákra korábban megállapított *z*-értékkel (Azovsky 2002). A mintavételbeli különbségek mellett az összehasonlítást az alkalmazott statisztikai modellek is

nehezebb, mert a szokásos legkisebb négyzetek átlagán alapuló regresszió helyett alkalmanként főtenyegy regressziót alkalmaznak (Azovsky 2002).

Shmida és Wilson (1985) 4 biológiai tényezőt határozott meg, ami befolyásolja a fajgazdagságot a különböző térbeli skálákon. A legkisebb skálán a niche kapcsolatok (versengés, ragadozás, stb.) hatnak a faj diverzitásra. A nagyobb skálákon az élőhely diverzitás és a tömeghatás játszik fontos szerepet, míg az ökológiai ekvivalencia az a mechanizmus, ami a legnagyobb térbeli skála esetén alakítja a SAR-t. A niche kapcsolatok felelősek a magas fajgazdagság fenntartásáért, még a nagyon kis méretű víztestek esetében is (10^{-2} – 10^0 m²). Az élőhely diverzitás kiemelkedő szerepet játszik a nagyobb méretkategóriába tartozó tavaknál.

Hipotézisünket, mely szerint a kovaalga ökológiai csoportok aránya változik a különböző méretkategóriákban, eredményeink is alátámasztották. Habár, az összes ökológiai csoport fajgazdagsága növekedett a víztestek méretének növekedésével, ezeknek a ökológiai csoportoknak az aránya szintén mutatott eltéréseket a különböző méretű vizek esetén. Fontos azonban megjegyezni, hogy ezen ökológiai csoportok fajgazdagsága eltérő. A mozgékony ökológiai csoportok nagy relatív abundanciája azt jelzi, hogy a mozgóképesség egy sikeres alkalmazkodási stratégia, azokban a vizekben, ahol az algáknak meg kell birkózni azokkal a fizikai zavaró tényezőkkel, melyeket a szél által keltett felkeveredés okoz. A mozgékony ökológiai csoport számos fajja esetenként előfordulhat szemiakvatikus környezetben (nedves szikla felszín, talaj) (Van Kerckvoorde és mtsai 2000). Ezek a taxonok képesek tolerálni a kedvezőtlenebb környezeti körülményeket is (fagy, túlmelegedés és kiszáradás), amelyeknek a kis méretű vizekben ki vannak téve (Souffreau és mtsai 2013). A nagyobb mérettartományban (10^4 – 10^8 m²), az alacsony- és magas-profilú ökológiai csoportok fajgazdagságának növekedése részben a jó kompetíciós képességeiknek köszönhető. A csoport tagjai diverz, érett közösségeket alkotnak, amelyben a fényért és helyért való versengés a fő hajtóerő (Cholnoky 1927, 1929, Lange és mtsai 2011). Egy kis mértékű emelkedés a planktonikus ökológiai csoport fajgazdagsága esetén is megfigyelhető, de a fajszám nagy változatosságot mutat valamennyi méretkategóriában. Ez részben ezen ökológiai csoport alacsony taxon számával magyarázható. Ez nem meglepő, mivel a planktonikus taxonok nem meghatározó elemei a fitobentosznak. Ennek ellenére, a planktonikus fajok gyakran előfordulnak az állóvizek (Szabó és mtsai 2001), kis- (Szabó és mtsai 2004) és nagy vízfolyások (Ács és mtsai 2003, van Dam és mtsai 2007) bentonikus kovaalga mintáiban, legtöbbször hidrológiai okoknak köszönhetően. Azt, hogy a planktonikus taxonok előfordulása a fitobentoszban mégsem csak a véletlen következménye, Istvánovics és Honti (2011) is kimutatta folyóvizek vizsgálata során. Ők azt találták, hogy a kiülepedés okai gravitációs és hidrológiai eredetűek, továbbá a bentonikus körülmények is

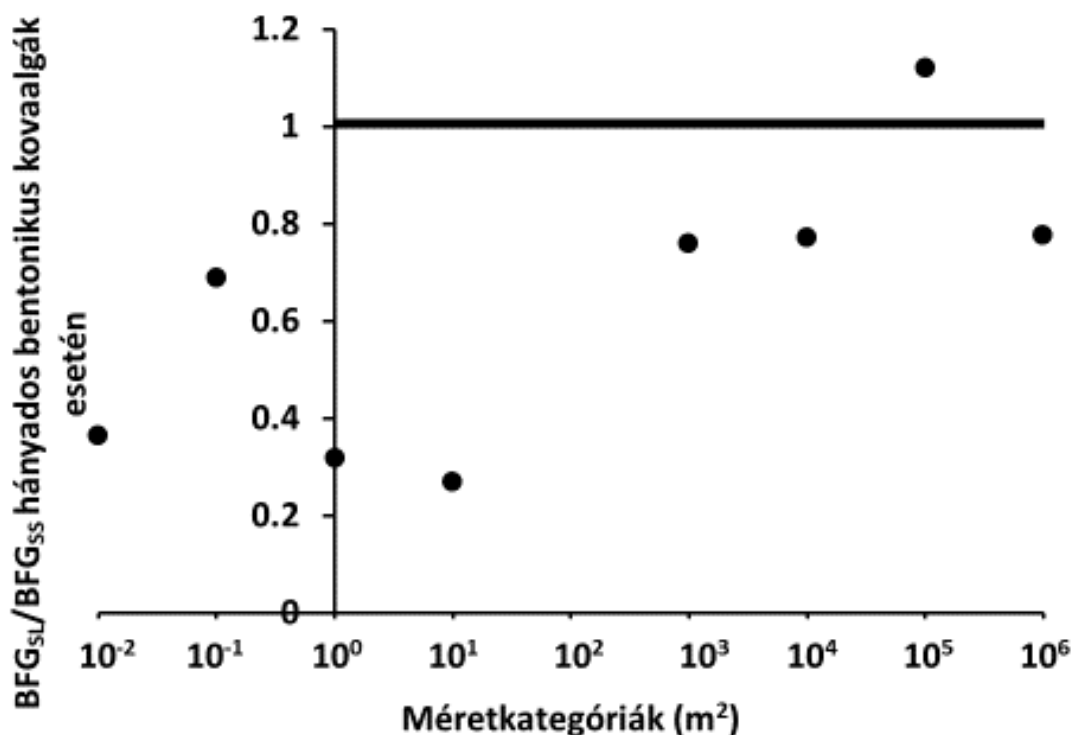
befolyásolják. Ezt a jelenséget más planktonikus algacsoportokkal kapcsolatban is leírták már (Borics és mtsai 2003). Eredményeink alapján az mondható el, hogy a kovaalga ökológiai csoportok a tavak perifiton közösségeiben főként a környezet fizikai tényezőitől függenek; a tápanyagok szerepe másodlagos jelentőségű (Kahlert és Gottschalk 2014), vagyis tápanyag stresszor esetén nem helyettesíthetik a fajalapú minősítő indexeket. Ugyanerre a megállapításra jutottak Trábert és mtsai (2017) is nagy folyók esetében.

5.2.2. Konklúzió

A fajszám-terület összefüggés leírása mikroszkopikus rendszerek esetén óhatatlanul terhelt bizonytalanságokkal, melyek a mintázott vízterek inhomogenitásából és a taxonok azonosításából adódnak. A bizonytalanságok ellenére, az eredményeink jól mutatják, hogy a víztest mérete kulcsszerepet tölt be a bentonikus kovaalga közösségek fajgazdagságának alakulásában. Kimutattuk, hogy a kis-sziget hatás (SIE) a bentonikus kovaalga SAR jellemző tulajdonsága. Mivel ezt a kifejezést szárazföldi rendszerekre alkották meg, a vízi rendszerek esetén ez kissé összezavaró lehet; ezért inkább a „kis tó hatás” kifejezés használata javasolható a tavak tanulmányozása során.

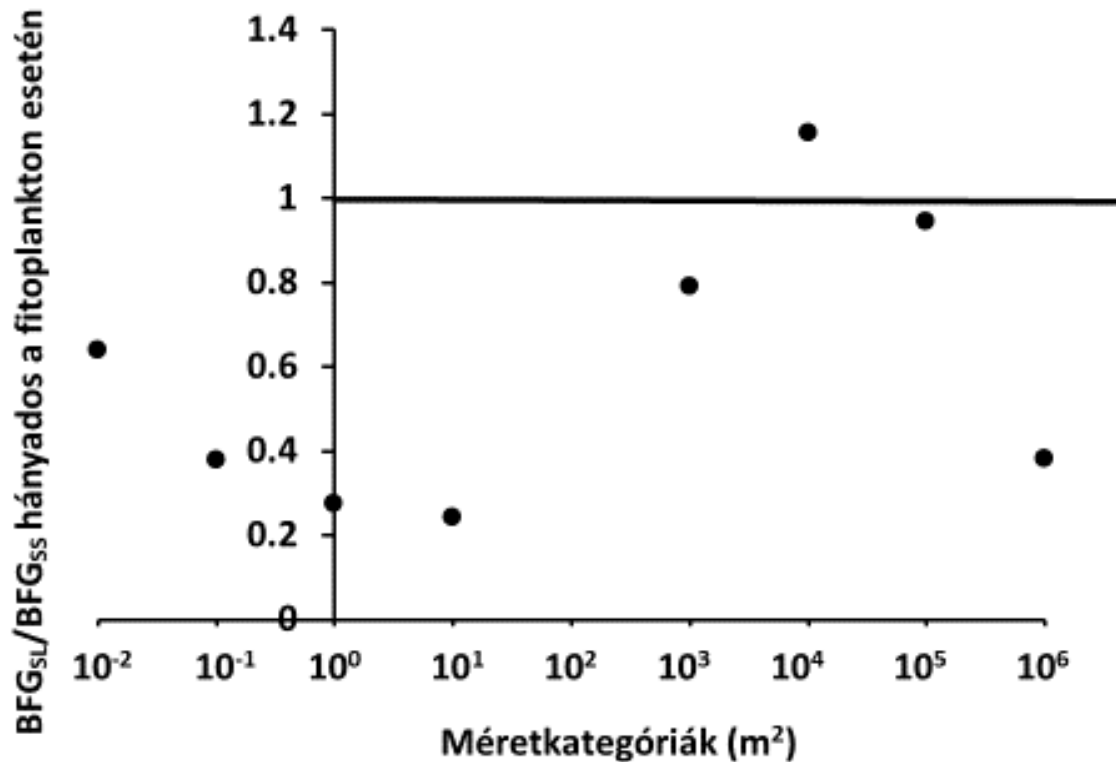
5.3. A SLOSS-dilemma vizsgálata bentonikus kovaalgák és fitoplankton esetén, széles mérettartományba tartozó vizekben

Munkánk során összesen 189 bentonikus kovaalga és 181 fitoplankton mintával rendelkezünk, melyek 36 különböző méretű, Magyarországon található állóvízből származtak. Vizsgálataink eredményeként mintáinkban 312 bentonikus kovaalga és 498 fitoplankton fajt azonosítottunk. A sok kis tó kovaalga közösségeinek fajgazdagsága nagyobb volt a legtöbb méretkategória esetén, mint az egy nagy tóé, kivéve a 10^5 m²-es mérettartományt (**16. ábra**). Ebben a mérettartományban több fajt figyeltünk meg az egy nagy tóban, mint a sok kicsiben. A kiszámolt hányadosok értékei nagy változatosságot mutattak a kis mérettartományokban, míg a nagyobb tavak esetén az értékek jóval kiegyenlítettebbek voltak.



16. ábra: A bentonikus kovaalgák BFG_{SL}/BFG_{SS} aránya az összehasonlított mérettartományokban. A fekete vonal alatti értékek mutatják azokat a mérettartományokat, melyekben a sok kis tó fajgazdagsága magasabb volt, mint az egy nagy tó fajgazdagsága, míg a fekete vonal feletti érték jelzi azt az esetet, amikor az egy nagy tó fajgazdagsága volt magasabb, szemben a sok kis tó fajgazdagságával.

Az eredmények hasonló mintázatot mutattak a fitoplankton esetén is. A sok kis tó fajgazdagsága magasabb volt majdnem minden mérettartományban, kivéve a 10^4 m²-es méretkategóriát (17. ábra). Az értékek nagy mértékben változtak a teljes méretskála mentén, az adatok nem mutattak megfigyelhető tendenciát vagy szabályosságot.

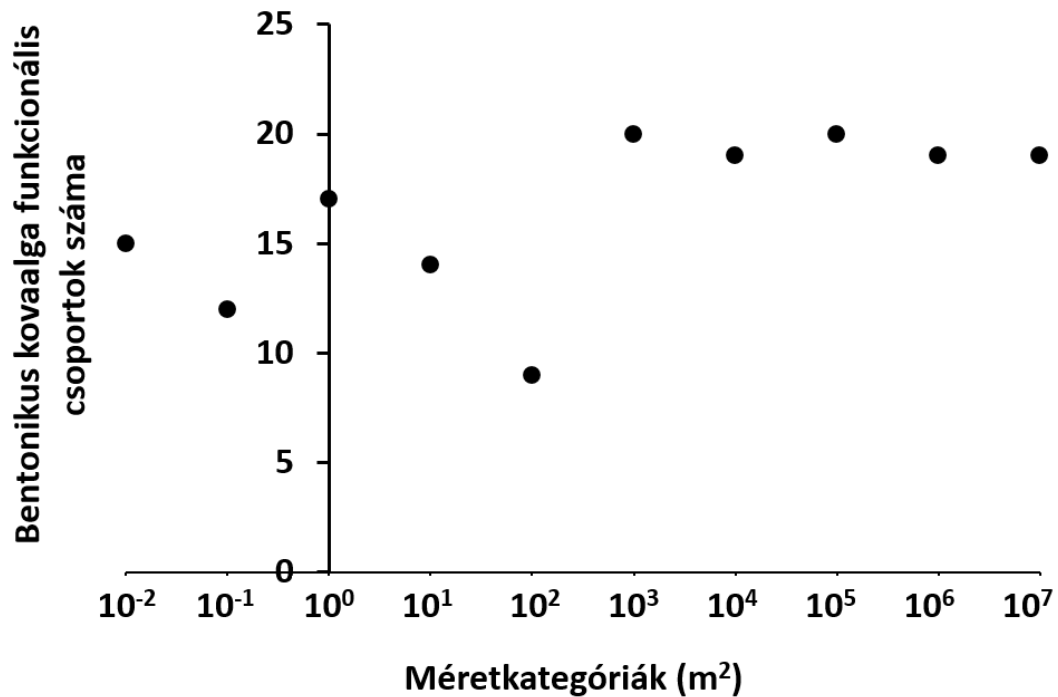


17. ábra: A fitoplankton BFG_{SL}/BFG_{SS} aránya az összehasonlított mérettartományokban. A fekete vonal alatti értékek mutatják azokat a mérettartományokat, melyekben a sok kis tó fajgazdagsága magasabb volt, mint az egy nagy tó fajgazdagsága, míg a fekete vonal feletti érték jelzi azt az esetet, amikor az egy nagy tó fajgazdagsága volt magasabb, szemben a sok kis tó fajgazdagságával.

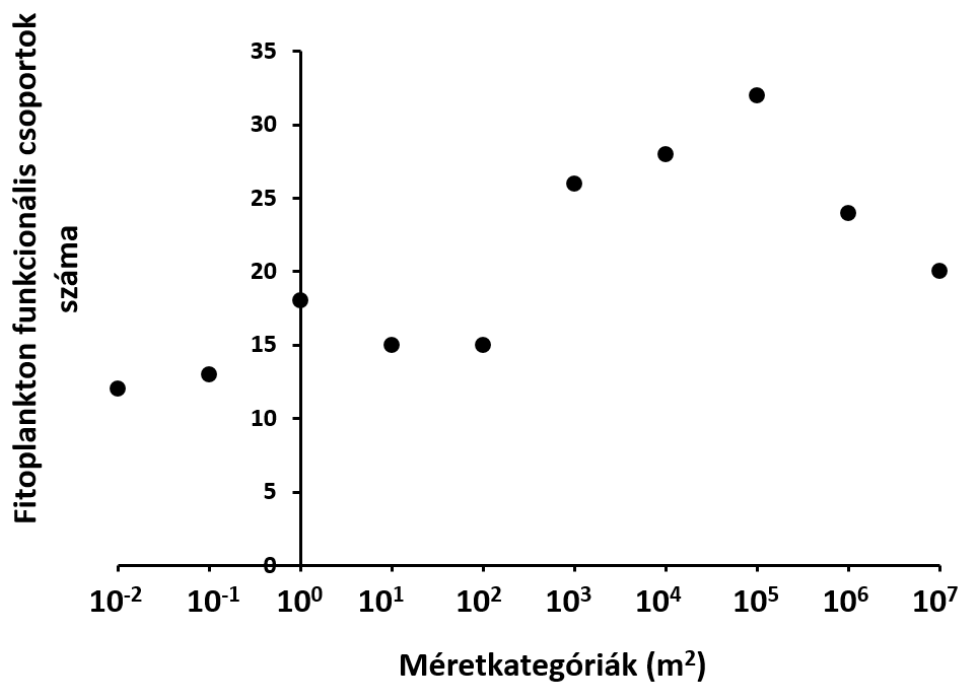
A bentonikus kovaalgákkal szemben, ahol a sok kis és az egy nagy tó fajgazdagságának hányadosa csak kis mértékű változást mutatott a nagyobb mérettartományok esetén, a Velencei-tó fitoplankton fajgazdagsága jelentősen alacsonyabb volt a szomszédos kisebb méretű víztestéhez képest.

Funkcionális csoportok

A funkcionális csoportok száma, a fajgazdagság alakulásához hasonlóan (16. és 17. ábra) közel azonos mintázatot mutatott a bentonikus kovaalgák és a fitoplankton esetén is. Alacsonyabb értékek jellemezték a 10^{-2} m²- 10^2 m²-es méretkategória víztereit, míg a 10^3 - 10^7 m²-es mérettartományban az értékek emelkedtek (18. és 19. ábra).

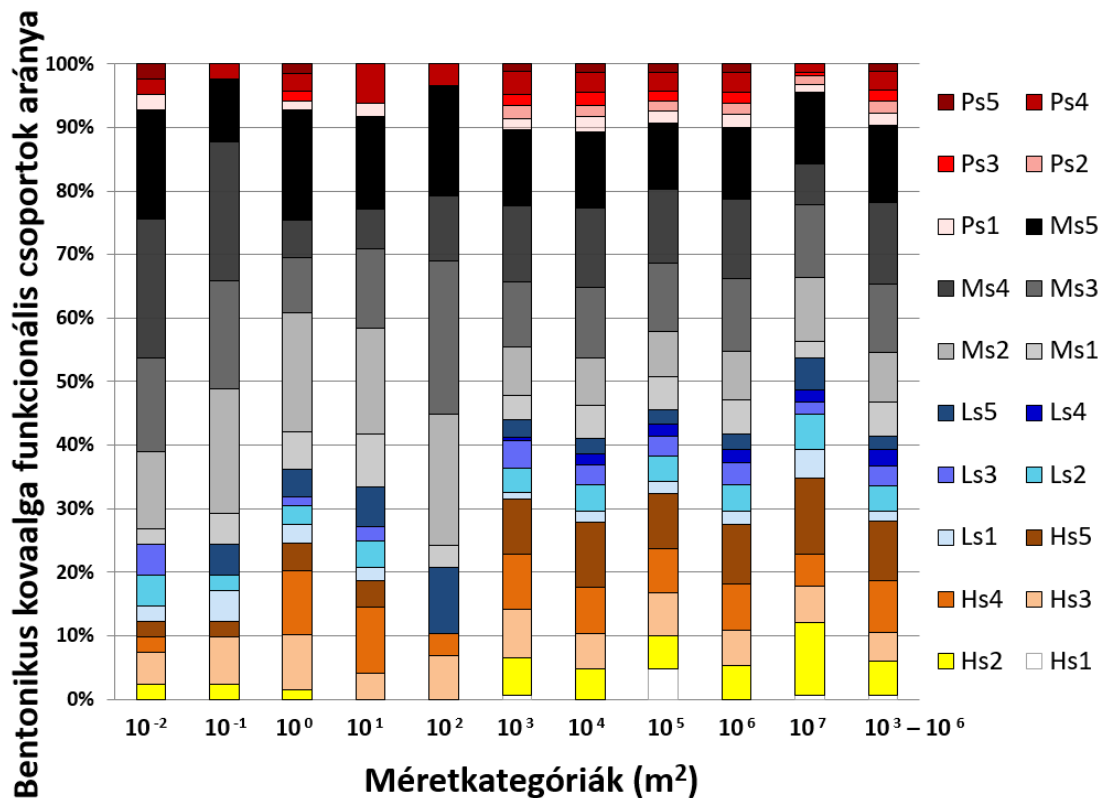


18. ábra: A bentonikus kovaalgák funkcionális csoportjainak száma



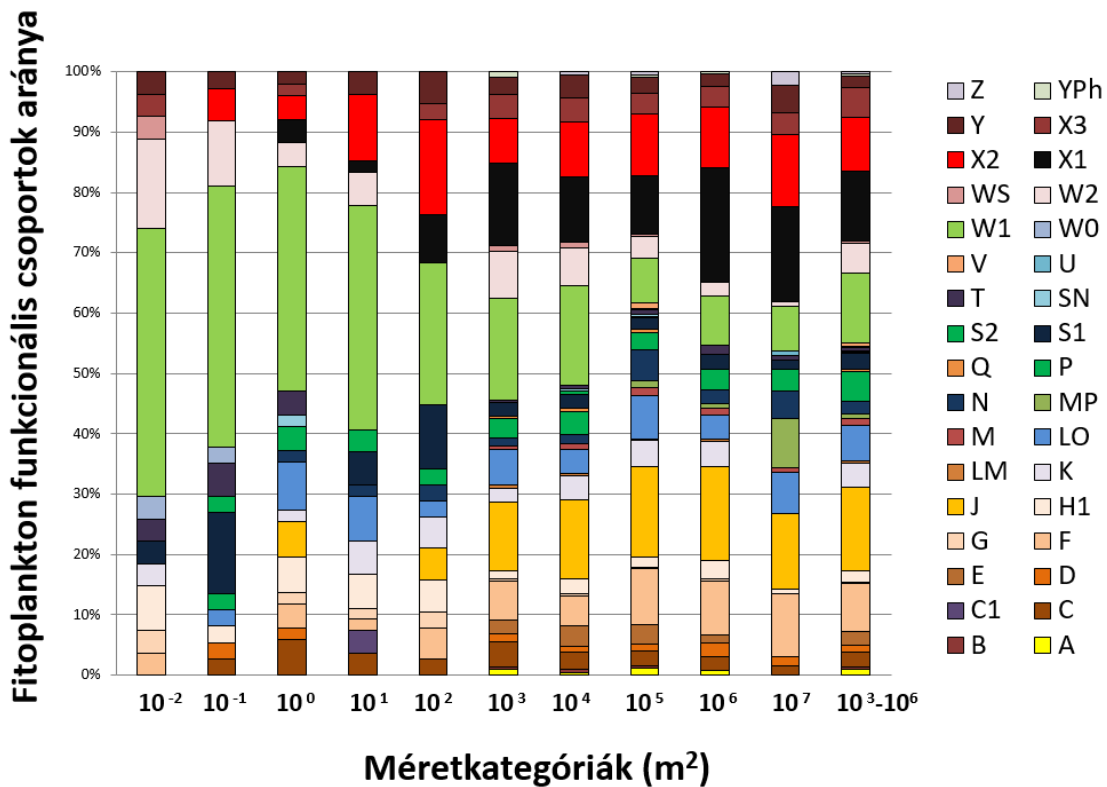
19. ábra: A fitoplankton funkcionális csoportok száma

Kisebbségi eltérések figyelhetők meg a nagyobb mérettartományok tavai esetén, ahol a bentonikus kovaalga funkcionális csoportok száma majdnem azonos volt (~20), a fitoplankton funkcionális csoportok száma 10^5 m^2 -es tartományban elért egy csúcspontot, majd ezt követően csökkenni kezdett. A bentonikus kovaalgák funkcionális redundanciája (a funkcionális csoportokon belüli fajok száma) jellegzetes változást mutatott a méret gradiens mentén (20. ábra és 1. táblázat). A mozgékony ökológiai csoport fajgazdagsága csökkent a víztest méretével. Ezzel szemben, a magas profilú ökológiai csoport esetén növekvő redundancia volt megfigyelhető a 10^3 m^2 -es tartománytól, a nagyobb méretek felé.



20. ábra: A bentonikus kovaalga ökológiai csoportok relatív faj abundanciája az egyes mérettartományokban

A fitoplankton funkcionális csoportok aránya szintén eltért egymástól a kisebb és a nagyobb mérettartományok esetén (21. ábra és 7. táblázat). A kis méretű vizekben ($10^{-2} \text{ m}^2 - 10^2 \text{ m}^2$), a W1 funkcionális csoport jelent meg dominánsként, mely főként euglenoid algákból áll. A W1 csoporttal szemben, az X1, N és az Lo funkcionális csoportok fajgazdagsága magasabb volt a nagyobb méretkategóriák esetén.



21. ábra: A fitoplankton funkcionális csoportok relatív faj abundanciája az egyes mérettartományokban

5.3.1. Következtetések

Eredményeink megmutatták, hogy a sok kisméretű víztest nagyobb alga fajgazdagságot tud fenntartani, mint az egy nagy méretű. Tekintettel arra, hogy a sok kis víztér területének összege, majdnem minden összehasonlításban kisebb volt, az eredmények még figyelemre méltóbbak. Az egy nagy (SL) és a sok kis (SS) tó fajgazdagságának összehasonlítása során kapott értékek nem mutattak semmilyen trendet a méretskála mentén. A fajszámok alacsonyabbak voltak és véletlenszerűen változtak a kisebb méretkategóriákban (10⁻²-10² m²). Eredményeink magyarázata érdekes lehet a fajszám-terület összefüggéssel összehasonlítva. Nagy térbeli skálán, a fajszám terület-összefüggés a hatvány függvény szerint alakul (Arrhenius 1921). Ezzel szemben a fajgazdagság értékei területtől független változásai a nagyon kis habitatokban, kiszámíthatatlan diverzitási értékeket eredményeznek ezekben a kis méretű vizekben. Ez a véletlenszerű mintázat a már említett kis-sziget hatás (Lomolino és Weiser 2001, Triantis és Sfenthourakis 2011). Vélhetően, ez a jelenség megmagyarázza a fajgazdagsági értékek nagy változatosságát ezekben a kis vizekben.

Számos empirikus tanulmány bizonyítja, hogy Arrhenius hatvány-függvényének kitevője 0.1 és 0.5 közé esik (Lomolino 2001), ami egy kissé aszimptotikus jellegűvé teszi az illesztett görbét. A gyakorlatban ez azt jelenti, hogy nem várható a fajszámnak a terület méretével történő drasztikus növekedése. Eredményeink összhangban vannak ezzel a jelenséggel, mert amellett, hogy a sok kis tó összfelülete kisebb volt, mint az egy nagy tó mérete, a sok kis tó fajgazdagsága magasabb volt, mint az egy nagyé. Azonban egy kivétel a kovaalgák és a fitoplankton esetén is előfordult. Ez részben a fent említett módszertani korlátoknak is tulajdonítható, de más magyarázata is lehet. Várbíró és mtsai (2017) egy nagy adatbázist használva kimutatták, hogy a fajszám-terület közti kapcsolat a fitoplankton esetén egy csúcsú görbét eredményez, melynél a 10^5 - 10^6 m²-es tartományban éri el a fajgazdagság a maximumát. Ebben a mérettartományban a víztesteket kiterjedt makrofiton borítottság jellemezte, ami segíti a változatos mikorhabitatok kialakulását a fitoplankton számára. A nagy tavakban, a szél keltette áramlások horizontálisan és vertikálisan is homogenizálják a vizet, létrehozva így, egy szinte egységes vízi élőhelyet. Ez a jelenség az ún. nagy-tó hatás, amely jó magyarázatot adhat eredményeinkre, melyek szerint a fajgazdagság alacsonyabb a nagyobb méretű víztestek esetén.

A tanulmány eredményei a metaközösség elmélet keretébe is beilleszthetők (Gilpin és Hanski 1991). Az elmélet lényege, hogy a helyi közösségek a diszperzió révén kapcsolatban állnak egymással, így alkotva egy metaközösséget (Leibold 2004). Ez azt jelenti, hogy a helyi korlátozó tényezők mellett, a regionális (pl. diszperziós) jellemzők is hatással vannak egy közösség összetételére. A leggyakoribb elterjedési mintázatok egy metaközösségben az egymásba ágyazottság (nestedness) és a fajkicserélődés (species replacement) (Baselga 2010). Az egymásba ágyazottság azt jelenti a metaközösségben, hogy néhány helyi közösség fajai egy nagyobb, fajgazdag közösség alegységei; míg a fajkicserélődés a fajok kicserélődésének mértéke, mely az élőhely heterogenitását tükrözi (Wiens 1974, Astorga és mtsai 2014). Ez a mechanizmus alakítja a közösségek β -diverzitását (Harrison és mtsai, 1992), ami a megfelelő statisztikai eszközökkel felosztható (Baselga 2010). A metaközösség és β -diverzitás jelenségnek vizsgálata nem tárgya tanulmányunknak, de eredményeink jól magyarázhatók ebben a ökológiai keretrendszerben.

Habár a bentonikus taxonok diszperziós képessége alacsonyabb, mint a planktonikusaké (Wetzel 2012), a mikroalgák nagyon jó terjedőképességgel rendelkeznek (Padisák és mtsai 2016). Ezért a terjedési korlát nem kritikus tényező, mely hatással lenne a mikroalga metaközösségek diverzitására. Elméletileg, a nagy területek előnyösek az élőhelyek benépesítése során, azonban a méret egy relatív fogalom az algák esetében és már nagyon kis méretű élőhelyek is megfelelőek lehetnek számos csoport térbeli igényeinek (Borics és mtsai

2016). Az, hogy a kis tavak fajgazdagsága magasabb, mint egynagy méretű tóé, bizonyítja, hogy a kis tavak nem tekinthetők a nagy tó alegységének. A kis tavak magas fajgazdagsága magas β -diverzitásra utalhat és magas helyi heterogenitásra, amelyek, együttvéve a jó terjedő képességekkel, jelentős fajkicserélődést eredményeznek.

Habár a víztestek növekvő élőhely komplexitását vártuk a méretgradiens mentén, a két algcsoport funkcionális csoportjainak összetétele azt mutatta, hogy ez a komplexitás a teljes skálán jelen van, a szomszédos csoportok közti élőhely komplexitás nem figyelhető meg. A funkcionális csoportok száma majdnem egyenlő a szomszédos csoportokban, ezért a sok kis tó nagyobb fajgazdagsága a csoportok magas funkcionális redundanciájával magyarázható.

A SLOSS-dilemmára kétség kívül számos elméleti megközelítés és magyarázat született és a kérdés a természetvédelem és a tájtervezés témakörében gyökerezik. Népszerű nézet, hogy a nagyobb méretű területek védelme fontosabb (Tscharrntke és mtsai 2002). A különböző méretű élőhelyekkel és a különféle állat- és növényfajokkal kapcsolatos vizsgálatok ugyanakkor megmutatták, hogy a SLOSS-dilemma mindkét kimenete előfordul a természetben, s ennek gyakorlati szempontból is meg vannak az előnyei (Tscharrntke és mtsai 2002, Moussaoui és Auger 2015).

Nem kétséges, hogy a feldarabolt tájkép világszerte gyakori jelenség és nagy, összefüggő, védett területek létrehozása csak ritkán kivitelezhető (Gaz és Boyero 1996). Azonban, ahogy számos tanulmány rámutatott (Tscharrntke és mtsai 2002, Hokkanen és mtsai 2009, Rösch és mtsai 2015), bizonyos esetekben a kis élőhely darabok ugyanolyan értékesek lehetnek, mint a nagyobb méretűek. Ez különösen igaz az olyan kis méretű élőlények esetén, mint a rovarok, csigák vagy madarak (Tscharrntke és mtsai 2002). A tanulmányunk eredményei nemcsak egybevágóak ezekkel az előzetes megállapításokkal, hanem megmutatják, hogy az általunk vizsgált két vízi, mikroszkopikus élőlénycsoport esetén, a sok kis méretű víztest vélhetően magasabb természetvédelmi értéke érvényes a teljes méretskála mentén.

Gyakorlati szempontból, a néhány négyzetméternél kisebb méretű víztestek természetvédelmi jelentősége elhanyagolható, így a 10^{-2} - 10^0 m²-es mérettartományban kapott eredményeink csupán elméleti érdekességnek számítanak. Azonban Magyarországon, a 19. századi nagy folyószabályozások után, a korábbi lápok és mocsarak szinte teljesen eltűntek. Ezen ökoszisztémák élővilága azokban a megmaradt mocsarakban, tavakban élt túl, melyek mérete nem nagyobb, mint 10^2 - 10^3 m² (Borics és mtsai 1998, 2003).

A Víz Keretirányelv (Water Framework Directive - WFD, EC 2000) előírja a jó ökológiai állapot kialakítását minden 50 hektárnál nagyobb, természetes állóvíz esetén Európában, azonban a kisebb vizes élőhelyek nem tartoznak ezen intézkedés hatálya alá. Ezek a kis

víztestek nem részei a Natura 2000-es területeknek sem, így különösen fenyegetettek és kiemelt figyelmet igényelnek.

5.3.2. Konklúzió

Jelen tanulmány eredményei azt támasztják alá, hogy a sok kis méretű víztest alga fajgazdagsága meghaladja a nagy méretű tavakét. Ez a megfigyelés majdnem a teljes méretskálán érvényes mind a planktonikus algákra, mind a bentonikus kovaalgákra vonatkozóan.

Eredményeink gyakorlati jelentősége, hogy felhívja a figyelmet arra a tényre, hogy természetvédelmi szempontból, a nagyon kis területű víztesteknek is lehet fontos természetvédelmi értéke.

6. Összefoglalás

Az élővilág, ezen belül is a vízi ökoszisztémák világszerte jelentős zavarásnak kitétek, melynek mértéke az elmúlt évtizedekben egyre inkább növekedett. Az élővilág természetes működésében bekövetkezett változások a különböző emberi tevékenységek következményei, éppen ezért szükséges meghozni azokat az intézkedéseket, melyek ezeket a negatív hatásokat ellensúlyozzák.

Az Európai Unió részéről történt első jelentős rendelkezés a Víz Keretirányelv, mely 2000-ben lépett életbe. A VKI meghatározza az Unió tagországi számára felszíni vizeik állapotának felmérését, értékelését, ezt követően pedig, ahol szükséges, a megfelelő állapot visszaállításához szükséges lépések megtételét.

Az állapotértékelés során a vizsgálandó víztesteket olyan referenciaként szolgáló vizekkel vetik össze, melyek állapota a természeteshez legközelebbi viszonyokat mutatja. Ez vonatkozik a vizek élőlényközösségeire is. Ezeket az összehasonlításokat csak adott víztípusok között lehet elvégezni, ezért elsőként a vizek típusokba sorolását kell megvalósítani, vagyis minden országnak létre kell hozni egy egységesen alkalmazható tipológiát.

A vizek tipológiájának kialakítása során különböző leíró változókat alkalmaznak (pl. tengerszint feletti magasság, méret, mélység, mederanyag...stb.). Ennek eredményeként Magyarországon 16 hidromorfológiai tó típust alakítottak ki.

A hidromorfológiai típusokat össze kell vetni a VKI által előírt élőlénycsoportok (makrofiton, fitoplankton, fitobenton, vízi makrogernictelen, halak) által kialakított tipológiával is, ezt követően megtörténhet a típusok összevonása.

Vizsgálatunkban a magyarországi hidromorfológiai állótípusok fitobenton alapú validálását végeztük el. Ennek eredményeként először, a bentonikus kovaalga összetétel alapján a tavak két csoportját különböztettük meg: mérsékelt és magas sótartalmú tavak. A két csoportot a további vizsgálatok során további 5 alcsoportra lehetett osztani a bentonikus kovaalgák alapján: a mérsékelt sótartalmú tavak esetén: (1) Balaton és (2) több kisebb tó csoportjai különültek el; míg a magas só tartalmú tavak esetén: (3) Velencei-tó, Fertő (4) asztatikus (5) és állandó vizek. Az így létrehozott öt biológiai tó típust hozzárendeltük a meglévő hidromorfológiai típusokhoz. A hidromorfológiai típusok kialakításához alkalmazott leíró változók közül, a víztér méretének hatása az egyik legjelentősebb az élőlényközösségek diverzitására nézve. Ezért több vizsgálatot is végeztünk annak kiderítésére, hogy a víztestek mérete hogyan alakítja a bentonikus kovaalga közösségek összetételét.

Az egyik ilyen vizsgálatunk az ökológia területén régóta vizsgált elmélettel, a fajszám-terület összefüggéssel foglalkozik. Az elmélet lényege, hogy a fajszám a terület méretével együtt növekszik. Irodalmi adatok szerint a jelenséget már számos élőlénycsoport esetén tanulmányozták, bentonikus kovaalgákkal kapcsolatos vizsgálatokra azonban még nem találtunk példát. Az összefüggést széles mérettartományban vizsgáltuk, a kis pocsolyáktól a Balatonig (10^{-2} - 10^8 m²). Eredményeink a kovaalgák esetén is alátámasztották, hogy a fajszám fokozatosan nő a nagyobb méretű vizek felé haladva. Azonban, már a nagyon kis mérettartományokban (10^{-2} - 10^2 m²) is meglepően magas fajszámot figyeltünk meg, bár a fajszám véletlenszerű változást mutatott ezekben a kis vizekben. Ezt a jelenséget a kis sziget-hatással magyaráztuk. A négy kovaalga ökológiai csoport esetén is vizsgáltuk az összefüggést. Az eredmények ebben az esetben is azt mutatták, hogy a kovaalga ökológiai csoportok fajszáma külön-külön is fokozatos növekedést mutatott a területméret növekedésével.

Másik területmérettel kapcsolatos vizsgálatunkban a SLOSS-dilemmával foglalkoztunk, mely egy szintén évtizedek óta tanulmányozott kérdés az ökológia területén. A SLOSS-dilemma arra a kérdésre keresi a választ, hogy vajon egy nagy vagy több kisebb élőhely képes-e több fajt fenntartani? Ezt kovaalgák esetén szintén nem vizsgálták még, mi emellett, összehasonlításképpen a fitoplankton is bevontuk. Ebben az esetben is nagy mérettartományt lefedő víztesteket vizsgáltunk (10^{-2} - 10^7 m²). Az néztük, hogy vajon az egy nagy méretű víztér vagy a több kisebb méretű fajgazdagsága magasabb-e? Azt az eredményt kaptuk a kovaalgák és a fitoplankton esetén is, hogy a sok kis méretű vízben több faj volt, az egy nagy méretű víztérrel összehasonlítva. A bentonikus kovaalga és fitoplankton funkcionális csoportok arányának alakulását szintén vizsgáltuk az egyes mérettartományokban. A funkcionális csoportok száma mindkét algacsoport esetén fokozatosan növekedett a nagyobb méretű tavak felé haladva. Elmondható, hogy az élőhely komplexitás már a kisebb mérettartományok esetén is jelen van, erre utal az is, hogy a kis méretű tavak esetén is már megfigyelhető funkcionális csoportok viszonylag magas száma. A két csoport funkcionális redundanciájának változása is hasonló volt a kis- és nagyobb méretű vizekben: a kis méretű víztestekben megfigyelhető domináns funkcionális csoportok aránya a nagyobb tavak esetén csökkent a kovaalgák és a fitoplankton esetén is.

7. Summary

Aquatic biota heavily exposed to nonnatural disturbances worldwide, the rate of which gradually increased in the last decades. Negative changes in natural functioning of the ecosystems are a consequence of human activities, therefore it is important to take necessary measures which can mitigate these negative effects.

The Water Framework Directive (WFD) was the first considerable step from the part of European Union, which come into force in the year of 2000. WFD makes it mandatory for member states to assess the ecological state of their surface waters and take the necessary steps toward the good ecological state of those waters where it is reasonable.

During the ecological state assessment, investigated water bodies should be compared to reference waters which have near natural state. This method should be applied also for the biota of waters. These comparisons can be carried out only among similar type of waters, therefore, firstly, it is necessary to classify different waters into appropriate hydromorphological types. Every member state must establish a uniformly applicable typology of their waters.

Different kind of descriptor variables were applied during the establishment of the typology (e.g. altitude, size, depth, waterbed material...etc.). Altogether 16 hydromorphological lake types were established in Hungary based on the mentioned descriptor variables. Hereinafter, hydromorphological lake types should be compared with biological types based on groups which determined by WFD (macrophytes, phytoplankton, phytobenthos, aquatic macroinvertebrates, fish). Then similar types can be merged together.

In our study, phytobenthos based validation of Hungarian hydromorphological lake types were accomplished. Our results showed, that based on benthic diatoms two large groups of lakes could be separated: moderate and high salinity lakes. These two groups could be further divided into 5 subgroups based on the composition of benthic diatoms: moderate salinity lakes: (1) Balaton and (2) other smaller lakes; high salinity lakes: (3) Lake Velencei, Fertő (4) astatic (5) perennial lakes. These five biological lake types were assigned to extant hydromorphological lake types.

One of the most important effect among descriptor variables of the hydromorphological lake types on the biota is the water body size. Therefore, our further investigations deal with the importance of the water body size on the diversity of benthic diatoms.

One of our study related to species-area relationship (SAR) which has been studied for decades in ecology. Species richness shows increasing tendency with increasing area size according to theory of the SAR. Although this pattern has been observed for several kinds of groups yet, there is no example of study about benthic diatoms in the literature. We studied the relationship in a wide range of size scale, from ponds to large lakes such as Balaton (10^{-2} - 10^8 m²). Our results confirmed that species richness also increases with area size in case of diatoms. However, we observed relative high species numbers in the smallest size categories (10^{-2} - 10^2 m²), the species richness showed stochastic pattern in these ponds. We explained this phenomenon with the small-island effect. The relationship were also studied in relation of four benthic diatom guilds. The results showed that the species richness of four guilds also increased towards the larger size scales.

In our other study the SLOSS-debate was investigated which is also linked to the area size. The main question of the SLOSS-debate is whether a single large or several small habitats can maintain more species? This question has not yet been studied neither in case of diatoms, nor for phytoplankton. Therefore we involved both algal groups into this analysis.. Investigated size range extended from 10^{-2} m² to 10^7 m². We assumed that species richness of single large lakes will be higher. According to our results, species richness of several small lakes were higher almost in every studied size categories. Functional groups of benthic diatoms and phytoplankton were also studied in each size category. Functional group number of both algal groups increased in larger lakes. Because of relative high number of functional groups in smaller lakes habitat complexity must be a characteristic feature of the water bodies along the entire studied size range. Functional redundancy of benthic diatoms and phytoplankton was similar in smaller and larger lakes: however ratio of those functional groups that dominated the smaller lakes, decreased in the larger lakes.

8. Köszönetnyilvánítás

Elsősorban szeretném megköszönni témavezetőimnek, Dr. Ács Évának és Dr. Borics Gábornak odaadó szakmai segítségnyújtásukat és folyamatos támogatásukat, melynek köszönhetően létrejöhett dolgozatom.

A vizsgálatok során szükséges statisztikai elemzésekért és segítségért Dr. Várbíró Gábort illeti köszönet.

A dolgozat alapjául szolgáló cikkek társszerzőinek is köszönettel tartozom, akiknek szintén sok munkája van a megjelent cikkekben, valamint akiktől szintén sok segítséget kaptam dolgozatom megírása során: Dr. Bácsiné Dr. Béres Viktória, Görgényi Judit, Dr. Kiss Keve Tihamér, Krasznai-Kun Eszter Ágnes.

A vizsgálat a GINOP-2.3.2-15-2016-00019 és az OTKA K104279 pályázatok anyagi támogatásával valósult meg.

9. Irodalom

- Ács É. (1988): A Duna bevonatlakó algáinak szezonális dinamizmusa Gödnél májustól novemberig. [Seasonal dynamism of the Danube's periphyton at Göd from may to november]. –Hidrol. Táj.1988/10: 8–10.
- Ács É. és Kiss K. T. (1991a): Investigation of periphytic algae in the Danube at Göd. (1669river km, Hungary). –Arch. Hydrobiol. Suppl.89–Algological Studies62: 47–67.
- Ács É. és Kiss K. T. (1991b): Neuere Methode zu den Untersuchungen des Donauperiphytons. – 29. Arbeitstagung der IAD, Kiew, September 1991. pp. 37–40.
- Ács É. és Kiss K. T. (1993a): Effects of the water discharge on periphyton abundance and diversity in a large river (River Danube, Hungary). –Hydrobiologia 249: 125–133.
- Ács É. és Kiss K. T. (1993b): Colonization processes of diatoms on artificial substrates in the River Danube near Budapest (Hungary). –Hydrobiologia 269/270: 307–315.
- Ács É. és Kiss K. T. (1993): Colonization processes of diatoms on artificial substrates in the River Danube near Budapest (Hungary). HYDROBIOLOGIA 269/270: 307-315. , 9 p.
- Ács É. és Buczkó K. (1994): Comparative algological studies on the periphyton in the branch-system of the River Danube at Ásványráró (Hungary). – 30. Arbeitstagung der IAD, ZUOZ, Schweiz: 413–416.
- Ács É. és Buczkó K. (1996): The changes of relative importance value of periphytic algal taxa in Szigetköz section of River Danube (Hungary). – 31. Arbeitstagung der IAD, Baja, Ungarn: 441–446.
- Ács É. (1998): Short-term fluctuations in the benthic algal compositions on artificial substratum in a large river (River Danube, near Budapest). –Verh. Internat. Verein. Limnol.26: 1653–1656.
- Ács É., Szabó K., Pápista É., Kiss K. T., Barreto S. és Makk J. (2000): Étude des algues épiphytes et planctoniques d'un bras du Danube (Soroksári-Duna, Hongrie). – Cryptogamie Algologie 21: 254–255.

- Ács É., Kiss K. T., Szabó K., Makk J. (2000a): Short-term colonization sequence of periphyton on glass slides in a large river (River Danube, near Budapest). - *Algological Studies* 100, Arch. Hydrobiol. Suppl. 136: 135-156.
- Ács É., Szabó K. és Kiss K. T. (2002): Nature conservation oriented algal biodiversity monitoring investigations in the main arm and some dead arms of the River Tisza I. Benthic diatoms. – *Limnological Reports* 34: 111–120. Editura Academia Romana, Bucharest.
- Ács É., Szabó K., Kiss K. T. és Hindák F. (2003): Benthic algal investigations in the Danube river and some of its main tributaries from Germany to Hungary. – *Biologia* 58: 545–554.
- Ács É. és Kiss K. T. (szerk.) (2004): *Algológiai praktikum*. Eötvös Kiadó, Budapest.
- Ács, É. Szabó, K., Tóth B., Kiss, K.T. (2004b): Investigations of benthic algal community (with special attention to benthic diatoms) in connection with reference conditions in WFD. – *Acta Botanica Hungarica* 46: 255-278.
- Ács É., Reskóné Nagy M., Szabó K., Taba Gy., Kiss K.T. (2005): Application of epiphytic diatoms in water quality monitoring of Lake Velence – recommendations and assignments. *Acta Botanica Hungarica* 47: 211–223.
- Ács, É., Szabó, K., Kiss, Á.K., Tóth, B., Zárny, Gy., Kiss, K.T. (2006b): Investigation of epilithic algae on the River Danube from Germany to Hungary and the effect of a very dry year on the algae of the River Danube. – *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers* 16: 389-417.
- Ács, É., Borics, G., Kiss, G., Reskóné, Nagy, M., Várbíró, G., Kiss, K.T. (2007a): Fitobenton vizsgálatok tanulságai a Balaton és vízgyűjtője patakjainak példáján. – MHT XXV. Országos Vándorgyűlés. Tata, 2007. július 4-5. - pp. 1-27. <http://www.hidrologia.hu/ovgytata/25/7szekcio/250700.htm>
- Ács É., Borsodi A. K., Kiss É., Kiss K.T., Szabó K.É., Vladár P., Várbíró G., Zárny Gy. (2007): Comparative algological and bacteriological examinations on biofilms developed on different substrata in a shallow soda lake – *Aquatic Ecology* 41(3): 11.
- Ács É., Terenyi E., Grigorszky I., Plenkovič-Moralj A., Várbíró G., Földi A., és Kiss K. T. (2013): Magyarországi és horvátországi karsztos vízfolyások kovaalga közösségének vizsgálata összefüggésben az EU VKI-val. In : Szlávik Lajos; Kling Zoltán; Szigeti Edit (szerk.) XXXI. Országos Vándorgyűlés , Gödöllő, 2013.07.03-2013.07.05: Budapest: Magyar Hidrológiai Társaság, 2013: 1-22.

- Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K. R. (2008): PERMANOVA + for PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Archibald E. E. A. (1949): The specific character of plant communities: II. A quantitative approach. *The Journal of Ecology* 37: 260–274.
- Arrhenius O.(1921): Species and area. *Journal of Ecology* 9: 95–99.
- Astorga A., Death R., Death F., Paavola R., Chakraborty M., Muotka T. (2014): Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecology and Evolution* 4: 2693–2702.
- Azovsky A. I., (2002): Size-dependent species-area relationships in benthos: is the world more diverse for microbes? *Ecography* 25: 273–282.
- Barinova S., Stenina A. (2013): Diatom diversity and ecological variables in the Arctic lakes of the Kostyanoi Nos Cape (Nenetsky Natural Reserve, Russian North), *Plant Biosystems*, 147(2): 397-410.
- Barreto S., Ács É., Makk J., Bugyi G. és Böddi B. (1997): Preliminary algological investigations in Soroksár-arm of River Danube. – 32.Arbeitstagung der IAD, Wien: 159–162.
- Baselga A. (2010): Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134-143.
- Baxter R. M. (1977): Environmental effects of dams and impoundments. *Annual review of ecology and systematics*, 8(1), 255-283.
- Bell T., Ager D., Song J.–I., Newman J. A., Thompson I. P., Lilley A. K., Van der Gast C. J. (2005): Larger islands house more bacterial taxa. *Science* 308: 1884.
- B-Béres V., Török P., Kókai Zs., T-Krasznai E., Tóthmérész B., Bácsi I. (2014): Ecological diatom ökológiai csoportok are useful but not sensitive enough as indicators of extremely changing water regimes. *Hydrobiologia* 738: 191–204.
- Béres V., Lukács Á., Török P., Kókai Z., Novák Z., Enikő T., Bácsi I. (2016): Combined eco-morphological functional groups are reliable indicators of colonisation processes of benthic diatom assemblages in a lowland stream. *Ecological indicators* 64: 31-38.
- Béres V., Török P., Kókai Zs., Lukács Á., T-Krasznai E., Tóthmérész B., Bácsi I. (2017): Ecological background of diatom functional groups: Comparability of classification systems. *Ecol. Ind.* 82: 183–188.
- Berthon V., Bouchez A., Rimet F. (2011): Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. *Hydrobiologia* 673: 259–271.

- Blinn D. W., Fredericksen A. és Korte V. (1980): Colonization rates and community structure of diatoms on three different rock substrata in a lotic system. *Br. phycol. J.* 15 : 303-310.
- Bolgovics Á., Ács É., Várbíró G., Kiss K. T., Lukács B. A., Borics G. (2015): Diatom composition of the rheoplankton in a rhithral river system. *Acta Botanica Croatica* 74(2): 303-316.
- Bolgovics Á., Ács É., Várbíró G., Görgényi J., Borics G. (2016): Species area relationship (SAR) for benthic diatoms: a study on aquatic islands. *Hydrobiologia* 764: 91-102.
- Bolgovics Á., Ács É., Várbíró G., Görgényi J., Tihamér Kiss K., Földi A., ... és Borics G. (2017): Benthic diatom-based lake types in Hungary. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* 189(2): 105-116.
- Bolgovics Á., B-Béres V., Várbíró G., Krasznai-K. E. Á., Ács É., Kiss K. T., Borics G. (2019): Groups of small lakes maintain larger microalgal diversity than large ones. *Science of the Total Environment* Volume 678: 162-172.
- Bolla B., Borics G., Kiss K. T., Reskóné Nagy M., Várbíró G., Ács É. (2010): Recommendations for ecological status assessment of lake Balaton (largest shallow lake of central Europe), based on benthic diatom communities *Vie et Milieu—Life and Environment* 60: 197–208.
- Borics G., Padisák J., Grigorszky I., Oldal I., Péterfi L. S., Momeu L. (1998): Green algal flora of the acidic bog-lake, Balata-to, SW Hungary. *Biologia*.53: 457-465.
- Borics G., Tóthmérész B., Grigorszky I., Padisák J., Várbíró G., Szabó S., (2003): Algal assemblage types of bog-lakes in Hungary and their relation to water chemistry, hydrological conditions and habitat diversity. In *Phytoplankton and Equilibrium Concept: The Ecology of Steady-State Assemblages*. Springer, Dordrecht. 145-155.
- Borics G., Várbíró G., Grigorszky I., Krasznai E., Szabó S., Kiss K. T. (2007): A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 17: 465–486.
- Borics G., Várbíró G., Padisák J. (2013): Disturbance and stress – different meanings in ecological dynamics? *Hydrobiologia* 711:1–7.
- Borics G., Lukács B. A., Grigorszky I., Nagy-László Zs., G-Tóth L., Bolgovics Á., Szabó S., Görgényi J., Várbíró G. (2014): Phytoplankton-based shallow lake types in the Carpathian basin: steps towards a bottom-up typology. *Fundam. Appl. Limnol.* 184: 23–34.

- Borics G., Tóthmérész B., Várbíró G., Grigorszky I., Czébely A., Görgényi J. (2015): Functional phytoplankton distribution in hypertrophic systems across water body size. DOI : 10. 1007/s10750-015-2268-3.
- Borics G., Tóthmérész B., Várbíró G., Grigorszky I., Czébely A. és Görgényi J. (2016): Functional phytoplankton distribution in hypertrophic systems across water body size. *Hydrobiologia* 764: 81–90.
- Boros E., Bánfi S., Forró L. (2006): Anostracans and microcrustaceans as potential food sources of waterbirds on sodic pans of the Hungarian plain. *Hydrobiologia* 567: 341–349.
- Bothár A. és Kiss K. T. (1990): Phytoplankton and zooplankton (Cladocera, Copepoda) relationship in the eutrophicated river Danube (Danubialia Hungarica, CXI). In *Trophic Relationships in Inland Waters* (pp. 165-171). Springer, Dordrecht.
- Buczko K. és Ács É. (1992): Preliminary studies on the periphytic algae in the branch-system of the Danube at Cikolasziget (Hungary). –*Studia bot. hung.* 23: 49–62.
- Buczko K. és Ács É. (1994): Algological studies on the periphyton in the branch-system of the Danube at Cikolasziget (Hungary) –*Verh. Internat. Verein. Limnol.*25: 1680–1683.
- Buczko K. és Ács É. (1996): The abundance, taxa richness and diversity of periphytic al-gae in the Szigetköz region 1991–1995. – 31.Arbeitstagung der IAD, Baja, Ungarn, pp.121–126.
- Buczko K., Rajczy M., Ács É. és Papp B. (1997): Signals of cryptogam.– In: Láng, I.,Banczerowski, I. and Berczik, Á. (eds): *Studies on the environmental state of the Szigetköz after the diversion of the Danube.* – MTA Szigetköz Bizottság, Budapest: 83–96.
- Browne R. A. (1981): Lakes as islands: biogeographic distribution, turnover rates, and species composition in the lakes of central New York. *Journal of Biogeography* 8: 75–83.
- Carrick H. J., Lowe R. L., Rotenberry J. T. (1988): Ökológiai csoportok of benthic algae along nutrient gradients: relationships to algal community diversity. *Journal of the North American Benthological Society* 7:117–128.
- Cazaubon A. (1984): Effects of the regulation of the Haut-Tavignano River (Central Corsica) on the epilithic diatom community. - *Proc. 8th Internat. Diatom-Symposium*: 355-365.
- Cemagref (1982): Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q. E. Lyon – Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse: 218.
- Chao A. (1987): Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43: 783–791.

- Chao A., Gotelli N. J., Hsieh T. C., Sander E. L., Ma K. H., Colwell R. K., Ellison A. M. (2014): Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84: 45-67.
- Cholnoky B. (1927): Untersuchungen tiber die Okologie der Epiphyten. *Archiv für Hydrobiologie* 18: 661–704.
- Cholnoky B. (1929): Epiphyten-Untersuchungen im Balatonsee. *Internationale Revue der gesamen Hydrobioiogie* 22: 313–345.
- Cholnoky B. (1933): Analytische Benthos-Untersuchungen. III. Die Diatomeen einer kleinen Quelle in der Nähe der Stadt Vác. *Archive für Hydrobiologie* 26: 207-254.
- Clark K. R. (1993): Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117–143.
- Cohn F. (1870): Über den Brunnenfaden (*Crenothrix polyspora*) mit Bemerkungen fiber die mikroskopische Analyse des Brunnenwassers. *Cohn's Beitr~ige zur Biologie der Pflanzen* 3, 1-108.
- Connor E. F., McCoyE. D. (2001): Species-area relationships. *Encyclopedia of Biodiversity* Volume 5.
- Dengler J. (2009): Which function describes the species–area relationship best? A review and empirical evaluation. *Journal of Biogeography* 36: 728–744.
- DeNicola D. M., Kelly M. (2014): Role of periphyton in ecological assessment of lakes. *Freshwater Science*, 33(2): 619-638.
- Diamond J. M. (1975): The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7: 129-146.
- Dillon P. J., Rigler F. H.(1974): The phosphorus–chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography* 28: 792–795.
- Dodson S. I.(1992): Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnology and Oceanography* 37: 848–856.
- Dolan J. R. (2005): Biogeography of aquatic microbes. *Aquatic Microbial Ecology* 41: 39–48.
- Economou-Amilli A. (1980): Periphyton analysis for the evaluation of water quality in running waters of Greece. - *Hydrobiol.* 74: 39-48.
- European Commission (1976): Council Directive 76/464/EEC of 4 May 1976 on pollution caused by certaindangerous substances discharged into the aquatic environment of the community. *Official Journal of the European Communities* L129, 23-29 (18 May 1976).
- European Commission (1991): Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment. *Official Journal of the European Communities* (L13.5/40).

- European Commission (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, 22 December, L 327/1. European Commission, Brussels.
- Fahrig L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34: 487-515.
- Felföldi T., Somogyi B., Márialigeti K. és Vörös L. (2009): Characterization of 320 photoautotrophic picoplankton assemblages in turbid, alkaline lakes of the Carpathian 321 Basin (Central Europe). *Journal of Limnology* 68: 385–395.
- Felföldy L. (1980): A biológiai vízminősítés. VIZDOK.
- Felföldy L. (1980): A biológiai vízminősítés 3. kiadás. – In: FELFÖLDY L. (szerk.): *Vízügyi Hidrobiológia* 9. – VGI, Budapest 263 pp.
- Felföldy L. (szerk.) (1980): Első(d)leges termelés. – *Hidrobiológiai Továbbképző Tanfolyam*, Tihany. 1976. nov. 1 – 6. és 1977. ápr. 18 – 22. Magyar Hidrológiai Társaság, Budapest. 321 pp.
- Finlay B. J. (2002): Global dispersal of free-living microbial eukaryote species. *Science* 296: 1061–1063.
- Fischer J., Lindenmayer D. B. (2007): Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265–280.
- Földi A., Ács É., Grigorszky I., Ector L., Wetzel C. E., Várbíró G., Kiss K. T., Dobosy P., Trábert Zs., Borsodi K. A., Duleba M. (2018): Unexpected consequences of bombing. Community level response of epiphytic diatoms to environmental stress in a saline bomb crater pond area. *PLOS ONE* 13 : 10 Paper: 0205343 , 34 p.
- Foley J. A., DeFries R., Asner G. P., Barford C., Bonan G., Carpenter S. R., Chapin F. S., Coe M. T., Daily G. C., Gibbs H. K., Helkowski J. H., Holloway T., Howard E. A., Kucharik C. J., Monfreda C., Patz J. A., Prentice I. C., Ramankutty N., Snyder P. K. (2005): Global consequences of landuse. *Science* 309: 570-574.
- Free G., Little R., Tierney D., Donnelly K., Caroni R. (2006): A reference based typology and ecological assessment system for Irish lakes-preliminary investigations. Environmental Protection Agency, Wexford. www.epa.ie, 266.
- Gaz A., Garcia-Boyero A. (1996): The SLOSS-dilemma: a butterfly case study. *Biodiversity and Conservation* 5: 493-502.
- Gentile G., Argano R. (2005): Island biogeography of the Mediterranean sea: the species relationship for terrestrial isopods. *Journal of Biogeography* 32: 1715–1726.

- Gibb H., Hochuli D. F. (2002): Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation* 106: 91–100.
- Gilpin M. E., Hanski I. A. (1991): Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 3–16. Available from: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00548.x>
- Gleason H. A. (1922): On the relation between species and area. *Ecology* 3: 158–162.
- Gotelli N. J., Colwell R. K. (2011): Estimating species richness in *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment* (Magurran, A.E. & B. J. McGill, eds), Oxford University Press.
- Guiry M. D. és Guiry, G. M. (2019): AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 09 April 2019.
- Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electron* 4: 9.
- Hanski I., Gyllenberg M. (1997): Uniting two general patterns in the distribution of species. *Science* 275: 397–400.
- Harrison S., Ross S. J., Lawton J. H. (1992): Beta-diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 151–158.
- Hastie T., Tibshirani R. (1990): *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall, London.
- He F., Legendre P. (1996): On species-area relations. *American Naturalist* 148: 719–737.
- Hecky R. E., Kilham P. (1973): Diatoms in alkaline, saline lakes: ecology and geochemical implications. *Limnol. Oceanogr.* 18: 53–71.
- Hering D., Borja A., Carstensen J., Carvalho L., Elliott M., Feld C.K., Heiskanen A.S., Johnson R.K., Moe J., Pont D., Solheim A.L. (2010): The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the total Environment* 408: 4007–4019.
- Herodek S. (1984): The eutrophication of Lake Balaton: Measurements, modeling and management: With 4 figures in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 22(2): 1087-1091.
- Hofmann G., Wermun M., Lange-Bertalot H. (2011): *Diatomeen in Süßwasser–Benthos von Mitteleuropa*. A.R.G. Gantner Verlag/ Koeltz Scientific Books, Königstein, Germany.
- Hokkanen P. J., Kouki J., Komonen J. (2009): Nestedness. SLOSS and conservation networks of boreal herb-rich forests. *Applied Vegetation Science* 12: 295–303.

- Honnay O., Hermy M., Coppin P. (1999): Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87: 73–84.
- Horner–Devine M. C., Lage M., Hughes J. B., Bohannon B. J. M. (2004): A taxa–area relationship for bacteria. *Nature* 432: 750–753.
- Hoyer M. V., Canfield D. E. (1994): Bird abundance and species richness on Florida lakes–influence of trophic status, lake morphology, and aquatic macrophytes. In *Aquatic birds in the trophic web of lakes* 107–119. Springer, Dordrecht.
- Hsieh T. C., Ma K. H., Chao A. (2013): iNEXT online: interpolation and extrapolation (Version 1.0) [Software]. Available from <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download>.
- Istvánovics V. (2001): Factors influencing lake recovery from eutrophication—the case of Basin 1 of Lake Balaton. *Water Research*, 35(3): 729–735.
- Istvánovics V., Honti M. (2011): Phytoplankton growth in three rivers: The role of meroplankton and the benthic retention hypothesis. *Limnology and Oceanography* 56: 1439–1452.
- Kahlert M., Gottschalk S. (2014): Differences in benthic diatom assemblages between streams and lakes in Sweden and implications for ecological assessment. *Freshwater Science* 33: 655–669.
- Kalf J. (1991): On the teaching and funding of limnology. *Limnology and oceanography*, 36(7): 1499–1501.
- Kelly M. G., Cazaubon A., Coring E., Dell’Uomo A., Ector L., Goldsmith B., Guasch H., Hürlimann J., Jarlman A, Kawecka B., Kwadrans J., Laugaste R., Lindstrøm E.-A., Leitao M., Marvan P., Padisák J., Pipp E., Prygiel J., Rott E., Sabater S., Van Dam H., Vizinet J. (1998): Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology* 10: 215–224.
- Kelly M., Urbanic G., Ács É., Bennion H., Bertrin V., Burgess A., Denys L., Gottschalk S., Kahlert M., Karjalainen S.M., Kennedy B. (2014): Comparing aspirations: intercalibration of ecological status concepts across European lakes for littoral diatoms. *Hydrobiologia* 734: 125–141.
- Kepner R. L., Jr. Pratt J. R. (1994): Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental samples: past and present. *Microbiological Reviews* 58: 603–615.
- Kilburn P. D. (1966): Analysis of the species-area relation. *Ecology* 47: 831–843.

- Kiss K. T. (1994): Trophic level and eutrophication of the River Danube in Hungary. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 25(3): 1688-1691.
- Kiss K.T., Ács É., Barkács K., Borics G., Böddi B., Ector L., Solymos G. K., Szabó K., Varga A., Varga I. (2002): Qualitative short-term effects of cyanide and heavy metal pollution on phytoplankton and periphyton in the Rivers Tisza and Szamos (Hungary). - *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers* 13: 47-72.
- Kókai Zs., Bácsi I., Török P., Buczkó K., T-Krasznai E., Balogh Cs., Tóthmérész B., B-Béres V. (2015): Halophilic diatom taxa are sensitively indicating even the short term changes in lowland lotic systems. *Act. Bot. Croat.* 74: 287–302.
- Kovács Cs., Padisák J., Ács É. (2005): A bevonatlakó kovaalgák alkalmazása a hazai kisvízfolyások ökológiai minőségében. - *Hidrológiai Közlöny* 85: 64-67.
- Kolkwitz R., Marsson M. (1909): *Okologie der tierischen Saprobien.* *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 2: 126-152.
- Krammer H., Lange-Bertalot H. (1986–1991): Bacillariophyceae. In Ettl, H., G. Gärtner, J. Gerloff, H., Heynig & D. Mollenhauer (eds): *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2 (1–4). Gustav Fischer, Stuttgart.
- Krammer H., Lange-Bertalot H. (1986–1991): Bacillariophyceae. –In: Ettl, H., Gärtner, G., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds): *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2 (1–4). – Gustav Fischer, Stuttgart.
- Krammer K. (2003): *Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats*, vol. 4, Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocybella. Edited by H. Lange-Berlot. Ruggell, Liechtenstein: A. R. Gantner Verlag.
- Krammer K. (2003): Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocybella. – In: Lange-Berlot, H. (ed.): *Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats*. A. R. Gantner Verlag, Ruggell.
- Krasznai E., Borics G., Várbiro G., Abonyi A., Padisák J., Deák Cs., Tóthmérész B. (2010): Characteristics of the pelagic phytoplankton in shallow oxbows. *Hydrobiologia* 639: 261–269.
- Lange K., Liess A., Piggott J. J., Townsend C. R., Matthaei C. D. (2011): Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. *Freshwater Biology* 56: 264–78.
- Lecointe C., Coste M., Prygiel J. (1993). “Omnidia”: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269(1), 509-513.

- Le Roux D. S., Ikin K., Lindenmayer D. B., Manning A. D., Gibbons P. (2015): Single large or several small? Applying biogeographic principles to tree-level conservation and biodiversity offsets. *Biological Conservation* 191: 558–566.
- Leibold M. A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J. M., Hoopes M. F., Holt R. D., Shurin J. B., Law R., Tilman D., Loreau M., Gonzalez A. (2004): The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601–613.
- Leira M., Chen G., Dalton C., Irvine K., Taylor D. (2009): Patterns in freshwater diatom taxonomic distinctness along an eutrophication gradient. *Freshwater Biology* 54(1): 1–14.
- Lindenmayer D. B., Wood J.,McBurney L., Blair D., Banks S. C. (2015): Single large versus several small: The SLOSS debate in the context of bird responses to a variable retention logging experiment. *Forest Ecology and Management* 339: 1–10.
- Lomolino M. V. (2000): Ecology's most general, yet protean pattern: the species–area relationship. *Journal of Biogeography* 27: 17–26.
- Lomolino M. V., Weiser M. D. (2001): Towards a more general species–area relationship: diversity on all islands, great and small. *Journal of Biogeography* 28: 431–445.
- Lomolino M. V. (2001): The species–area relationship: new challenges for an old pattern. *Progress in Physical Geography* 25: 1–21.
- Lukács Á., Kókai Zs., Török P., Bácsi I., Borics G., Várbíró G., T-Krasznai E., Tóthmérész B., B-Béres V. (2018): Colonisation processes in benthic algal communities are well reflected by functional groups. *Hydrobiologia* 823: 231–245.
- Lukács B. A., Tóthmérész B., Borics G., Várbíró G., Juhász P., Kiss B., Müller Z., László G, Erős T. (2015): Macrophyte diversity of lakes in the Pannon Ecoregion (Hungary). *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters* 53: 74–83.
- MacArthur R. H., Wilson E. O. (1967): *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Makk J. és Ács É. (1996): Interaction between diatoms and bacteria in the biofilm of the River Danube. –31. Arbeitstagung der IAD, Baja, Ungarn, pp. 109–114.
- Makk, J. and Ács, É. (1997): Investigation of epilithic biofilms in the River Danube. – 32. Arbeitstagung der IAD, Wien, pp. 199–202.
- Makk, J., Kovács, G., Márialigeti, K. and Ács, É. (1999): Diatomákhöz asszociált baktériumközösségek dunai kavicsbevonatokban. –*Hidrol.Közlöny* 79: 364–366
- Makk, J., Ács, É., Márialigeti, K. and Kovács, G. (2003): Investigations on the Danube gravel-biofilm diatom-associated bacterial communities. –*Biologia* 58: 729–742.

- Mann D. G., Vanormelingen P. (2013): An inordinate fondness? The number, distributions, and origins of diatom species. *Journal of eukaryotic microbiology* 60(4): 414-420.
- Marcel R., Berthon V., Castets V., Rimet R., Thiers A., Labat F., Fontan B. (2017): Modelling diatom life forms and ecological guilds for river biomonitoring. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 418: 1-15.
- Matias M. G., Underwood A. J., Hochuli D. F., Coleman R. A. (2010): Independent effects of patch size and structural complexity on diversity of benthic macroinvertebrates. *Ecology* 91: 1908-1915.
- Matthews T. J., Guilhaumon F., Triantis K. A., Borregaard M. K., Whittaker R. J. (2015): On the form of species–area relationships in habitat islands and true islands. *Global Ecology and Biogeography* doi: 10.1111/geb.12269
- Mazaris A. D., Moustaka-Gouni M., Michaloudi E., Bobori D. C. (2010): Biogeographical patterns of freshwater micro- and macroorganisms: a comparison between phytoplankton, zooplankton and fish in the eastern Mediterranean. *Journal of Biogeography* 37: 1341–1351.
- McKew B. A., Taylor J. D., McGenity T. J., Underwood G. J. (2011): Resistance and resilience of benthic biofilm communities from a temperate saltmarsh to desiccation and rewetting. *The ISME journal* 5: 30–41.
- Morita K. és Yamamoto S. (2002): Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. *Conservation Biology*, 16(5): 1318-1323.
- Moss B. (1973): Diversity in fresh-water phytoplankton. *American Midland Naturalist* 90: 341–355.
- Moss B., Stephen D., Alvarez C., Becares E., Bund W. V. D., Collings S., Donk E. V., Eyto E. D., Feldmann T., Fernández-Aláez C., Fernández-Aláez M., Franken R. J., García-Criado F., Gross E. M., Gyllström M., Hansson L. A., Irvine K., Järvalt A., Jensen J. P., Jeppesen E., Kairesalo T., Kornijów R., Krause T., Künnap H., Laas A., Lill E., Lorens B., Luup H., Rosa Miracle M., Noges P., Noges T., Nykänen M., Ott I., Peczula W., Peeters E. T., Phillips G., Romo S., Russell V., Salujoe J., Scheffer M., Siewertsen K., Smal H., Tesch C, Timm H., Tuvikene L., Tonno I., Virro T., Vicente E., Wilson D.(2003): The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. - *Aquat. Conserv.: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 507–549. doi:10.1002/aqc.592.

- Moussaoui A., Auger P. (2015): Simple fishery and marine reserve models to study the SLOSS problem. *Proceedings and Surveys* 49: 78-90.
- Munteanu N. és Maly E. J. (1981): The effect of current on the distribution of diatoms settling on submerged glass slides. - *Hydrobiol.* 78: 273-282.
- MSZ EN (2014): Water quality. Guidance for the routine sampling and preparation of benthic diatoms from rivers and lakes. MSZ EN 13946:2014. Hungarian Standards Institution, Budapest, p. 18.
- Vízgyűjtő-Gazdálkodási Terv (2015): https://www.vizugy.hu/vizstrategia/documents/E3E737A3-3EBC-4B6F-973C-5DD9B8A6DBAB/OVGT_foanyag_vegleges.pdf
- Otten, J. H. és Willemse, M.T.M. (1988). First steps to periphyton. - *Arch. Hydrobiol.* 112: 177-195.
- Ovreas L., Curtis T. P. (2011): Microbial diversity and ecology. In *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment* (Magurran, A.E. & B. J. McGill, eds), Oxford University Press.
- Padisák J., Crossetti L. O., Naselli-Flores L. (2009): Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1–19
- Padisák J., Vasas G., Borics G. (2016): Phycogeography of freshwater phytoplankton: traditional knowledge and new molecular tools. *Hydrobiologia* 764: 3-27.
- Passy S. (2007): Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany* 86: 171–178.
- Passy S. I., Larson C. A. (2011): Succession in stream biofilms is an environmentally driven gradient of stress tolerance. *Microbial Ecology* 62: 414–424.
- Patrick R. (1976): The formation and maintenance of benthic diatom communities. *Proceedings of the American Philosophical Society* 120. / 6: 475-484.
- Patrick R. (1967): The effect of invasion rate, species pool, and size of area on the structure of the diatom community. *Proc. natn. Acad. Sci. U.S.A.* 58: 1335-1342.
- Peay K. G., Brunst D., Kennedy P. G., Bergemann S. E., Garbelotto M. (2007): A strong species–area relationship for eukaryotic soil microbes: island size matters for ectomycorrhizal fungi. *Ecology Letters* 10: 470–480.

- Preston F. W. (1962): The canonical distribution of commonness and rarity. Part I. *Ecology* 43: 185–215.
- Reche I., Pulido-Villena E., Morales-Baquero R., Casamayor E. O. (2005): Does ecosystem size determine aquatic bacterial richness? *Ecology* 86: 1715–1722.
- Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. (2002): Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417–428.
- Rimet F., Bouchez A. (2011): Use of diatom life-forms and ecological guilds to assess pesticide contamination in rivers: lotic mesocosm approaches. *Ecological indicators*, 11(2): 489–499.
- Rimet F., Bouchez A. (2012): Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European river. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 406: 01.
- Rosowski J. R., Hoagland K. D., Aloï J. E. (1986): Structural morphology of diatom-dominated stream biofilm communities under the impact of soil erosion. - In: Evans, L.V. & Hoagland, K.D. (eds.): *Algal biofouling*. - Elsevier, Amsterdam, New York, Oxford, Tokyo, *Studies in Environmental Sciences* 28: 247-298.
- Rott E. (1991): Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. *Use of algae for monitoring rivers*, 9-16.
- Round F. E., Crawford R. M., Mann D. G. (1990): *Diatoms: biology and morphology of the genera*. Cambridge university press.
- Rösch V., Tschardt T., Scherber C., Batáry P. (2015): Biodiversity conservation across taxa and landscapes requires many small as well as single large habitat fragments. *Oecologia* 179: 209–222.
- RStudio (2012): *RStudio: Integrated development environment for R (Version 0.97)* [Computer software]. Boston, MA. Available from: <http://www.rstudio.org/>
- Scheffer M., Van Geest G. J., Zimmer K., Jeppesen E., Søndergaard M., Butler M. G., De Meester L. (2006): Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*, 112(1): 227-231.
- Schindler D. W. (1978): Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnology and Oceanography* 23(3): 478–486.
- Schoener T. W. (1976): The species–area relation within archipelagos: models and evidence from island land birds. *Proceedings of the International Ornithological Congress* 16: 628–642.

- Shannon C. E. (1948): A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27:623–56.
- Shmida A., Wilson M. V.(1985): Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12: 1–20.
- Silva J.G. D., Torgan L.C., Cardoso L.D. S. (2010): Salt Marsh Diatoms (Bacillariophyceae) in South Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 24: 935–947.
- Simberloff D., Abele L. G. (1976): Island biogeography theory and conservation practice. *Science* 191: 285-286.
- Smith V. H., Foster B. L., Grover J. P., Holt R. D., Leibold M. A., deNoyelles Jr. F. (2005): Phytoplankton species richness scales consistently from laboratory microcosms to the world's oceans. *PNAS* 102: 4393–4396.
- Somerville C. C., Knight I. T., Straube W. L., Colwell R. R. (1989): Simple, rapid method for direct isolation of nucleic acids from aquatic environments. *Applied and Environmental Microbiology* 548–554.
- Sommer U. (1984): The paradox of the plankton: fluctuations of phosphorus availability maintain diversity of phytoplankton in flow-through cultures. *Limnology and Oceanography* 29: 633–636.
- Souffreau C., Vanormelingen P., Sabbe K., Vyverman W.(2013): Tolerance of resting cells of freshwater and terrestrial benthic diatoms to experimental desiccation and freezing is habitat-dependent. *Phycologia* 52: 246 –255.
- Stenger-Kovács Cs., Lengyel E., Buczkó K., Tóth M.F., Crossetti O. L. (2014): Vanishing world: alkaline, saline lakes in Central Europe and their diatom assemblages. *Inland Waters* 4: 383–396.
- Stenger-Kovács Cs., Hajnal É., Lengyel E., Buczkó K., Padisák J. (2016): A test of traditional diversity measures and taxonomic distinctness indices on benthic diatoms of soda pans in the Carpathian basin. *Ecological Indicators*, 64: 1-8.
- Stenger-Kovács Cs., Körmendi K., Lengyel E., Abonyi A., Hajnal É., Szabó B., Padisák J. (2018): Expanding the trait-based concept of benthic diatoms: Development of trait-and species-based indices for conductivity as the master variable of ecological status in continental saline lakes. *Ecological Indicators*, 95, 63-74.
- Stevenson R. J. (1984): Epilithic and epipellic diatoms in the Sandusky River, with emphasis on species diversity and water pollution. - *Hydrobiol.* 114: 161-175.

- Stevenson R. J. (1986a): Importance of variation in algal immigration and growth rates estimated by modeling benthic algal colonization . In L. V. Evans & K. D. Hoagland (eds), *Algal Biofouling* . Elsevier Press, Amsterdam : 193-210 .
- Stevenson R. J. (1986b): Mathematical model of epilithic diatom accumulation . In M. Ricard (ed.), *Proceedings of the 8th International Diatom Symposium* . O. Koeltz, Koenigstein : 323-335 .
- Stevenson R. J. és Peterson C. G (1989): Variation in benthic diatom (Bacillariophyceae) immigration with habitat characteristics and cell morphology . *J. Phycol.* 25 : 120-129 .
- Stevenson R. J., Peterson C. G., Kirschtel D. B., King C. C., Tuchman N.C. (1991): Density-dependent growth, ecological strategies, and effects of nutrients and shading on benthic diatom succession in streams . *J. Phycol.* 27 : 59-69.
- Stevenson R. J., Pan Y., Van Dam H. (2010): Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. Dans : *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge : Cambridge University Press. 57-85.
- Szabó K., Ács É., Párista E., Kiss K. T., Barreto S., Makk J.(2001): Periphyton and phytoplankton in the Soroksár – Danube in Hungary. I. Periphytic algae on reed stems. *Acta Botanica Hungarica* 43: 13–35.
- Szabó K., Kiss K. T., Ector L., Kecskés M., Ács É. (2004): Benthic diatom flora in a small Hungarian tributary of River Danube (Rákos stream). *Archiv für Hydrobiologie Suppl., 150 Algological Studies* 111: 79–94.
- Szabó K., Kiss K. T., Taba G., Ács É. (2005): Epiphytic diatoms of the Tisza River, Kisköre Reservoir and some oxbows of the Tisza River after the cyanide and heavy metal pollution in 2000. *Acta Botanica Croatica* 64: 1–46.
- Szemes G. (1931): A kádártai források Diatomaceái. *Annal. Biol. Tihany* 4: 320-341.
- Szemes G. (1957): Quantitative Analyse der Benthos-Bacillariophyteen in den Quellengebieten von Tapolcafi. *Annal. Biol. Tihany.* 7: 203-255.
- Szemes G. (1962): Die Kieselalgen des Quellgebietes und des Quellensees von Tapolcafi. *Annal. Biol. Tihany* 22: 61-193.
- Szilágyi F., Ács É., Borics G., Halasi-Kovács B., Juhász P., Kiss B., Kovács T., Müller Z., Lakatos G., Padisák J., Pomogyi P., Stenger-Kovács Cs., Szabó K.E., Szalma E., Tóthmérész B. (2008): Application of water framework directive in Hungary: development of biological classification systems. *Water Science Technology* 58: 2117–2125.

- Sladeček V. (1986): Diatoms as indicators of organic pollution. – *Acta Hydrochim. Et Hydrobiol.* 14: 555-566.
- Ter Braak C. J. F., Šmilauer P. (2012): *Canoco reference manual and user's guide: software ordination, version 5.0.* Microcomputer Power, Ithaca, USA, 496.
- Tjørve E. (2003): Shapes and functions of species–area curves: a review of possible models. *Journal of Biogeography* 30: 827–835.
- Tjørve E. (2010): How to Resolve the SLOSS debate: Lessons from Species -diversity Models. *Journal of Theoretical Biology* 264: 604-612.
- Trábert Zs., Kiss K. T., Várbíró G., Dobosy P., Grigorszky I., Ács É. (2017): Comparison of the utility of a frequently used diatom index (IPS) and the diatom ecological guilds in the ecological status assessment of large rivers *Fundamental and Applied Limnology* 189 : 2 87-103. , 17 p.
- Triantis K. A., Sfenthourakis S. (2012): Island biogeography is not a single-variable discipline: the small island effect debate. *Diversity and Distributions* 18: 92–96.
- Triantis K. A., Guilhaumon F., Whittaker R. J. (2012): The island species–area relationship: biology and statistics. *Journal of Biogeography* 39: 215–231.
- Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A., Thies C. (2002): Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12: 354-363.
- Turner I. M., Corlett R. T. (1996): The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rainforest. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 330-333.
- Utermöhl H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton-Methodik. *Mitteilung der Internationalen Vereinigung Für Limnologie* 9: 1–38.
- Van Dam H., Stenger-Kovács Cs., Ács É., Borics G., Buczkó K., Hajnal É., Soróczki-Pintér É., Várbíró G., Tóthmérész B., Padisák J. (2007): Implementation of the European Water Framework Directive: Development of a system for water quality assessment of Hungarian running waters with diatoms. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 161: 339–383.
- Van Kerckvoorde A., Trappeniers K., Nijs I., Beyens L. (2000): Terrestrial soil diatom assemblages from different vegetation types in Zackenberg (Northeast Greenland). *Polar Biology* 23: 392–400.
- Várbíró G., Görgényi J., Tóthmérész B., Padisák J., Hajnal É., Borics G. (2017): Functional redundancy modifies species–area relationship for freshwater phytoplankton. *Ecology and Evolution* 7:9905–9913.

- Víz Keretirányelv (2000): Az Európai Parlament és a Tanács 2000. október 23-i 2000/60/EK Irányelve az európai közösségi intézkedések kereteinek meghatározásáról a víz politika területén. Európai Unió, Luxemburg PECONS, 3639.1: 00.
- Vollenweider R. A. (1968): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Representative Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, DAS/CSI/68.27, 192 pp.; Annex, 21 pp.; Bibliography, 61 pp.
- Vollenweider R. A., Kerekes J.(1980): Loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD Programme on Eutrophication. Progress in Water Technology 12: 5-38.
- Watanabe T., Capblancq J., Dauta A. (1988): Utilisation des bioessais "in situ" (substrats artificiels) pour caractériser la qualité des eaux de riviere a l'aide du périphyton. – Annl. Limnol. 24/2: 111-125.
- Wetzel R. G. (Ed.). (2012): Periphyton of Freshwater Ecosystems: Proceedings of the First International Workshop on Periphyton of Freshwater Ecosystems Held in Växjö, Sweden, 14–17 September 1982 (Vol. 17). Springer Science & Business Media.
- Whitaker R. J., Grogan D. W., Taylor J. W. (2003): Geographic barriers isolate endemic populations of hyperthermophilic archaea. Science 301: 976–978.
- Wiens J. A. (1974): Habitat heterogeneity and avian community structure in North American grasslands. The American Midland Naturalist 91: 195-213.
- Williams M. R., Lamont B. B., Henstridge J. D. (2009): Species–area functions revisited. Journal of Biogeography 36: 1994–2004.
- Willig M. R., Lyons S. K. (2000): A hemispheric assessment of scale dependence in latitudinal gradients of species richness. Ecology 80: 248–92.
- Wilson E. O., Willis E. O. (1975): Applied biogeography. In: Ecology and Evolution of Communities. 523-534. Cambridge, MA: Belknap Press of Harvard University.
- Woodcock S., Curtis T. P., Head I. M., Lunn M., Sloan W. T. (2006): Taxa–area relationships for microbes: the unsampled and the unseen. Ecology Letters 9: 805–812.
- Zenker A., Baier B. (2009): Relevance of abiotic criteria used in German lake typology for macroinvertebrate fauna. Hydrobiologia 636 (1): 379–392.
- Zhou J., Kang S., Schadt C. W., Garten Jr. C. T. (2008): Spatial scaling of functional gene diversity across various microbial taxa. PNAS 105: 7768–7773.

ADATLAP

a doktori értekezés nyilvánosságra hozatalához*

I. A doktori értekezés adatai

A szerző neve: Bolgovics Ágnes

MTMT-azonosító: 10040832

A doktori értekezés címe és alcíme: **Magyarországi állóvíztípusok biológiai validációja bentonikus kovaalgák alapján**

DOI-azonosító⁴⁶: 10.15476/ELTE.2019.228

A doktori iskola neve: **Környezettudományi Doktori Iskola**

A doktori iskolán belüli doktori program neve: **Környezetbiológia Doktori Program**

A témavezető neve és tudományos fokozata: **Dr. Ács Éva, DSc, tudományos tanácsadó, egyetemi docens**

A témavezető munkahelye: **MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Környezetkémiai és Növényökológiai Osztály**

A témavezető neve és tudományos fokozata: **Dr. Borics Gábor, DSc, tudományos tanácsadó**

A témavezető munkahelye: **MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Tisza-kutató Osztály**

II. Nyilatkozatok

1. A doktori értekezés szerzőjeként

a) hozzájárulok, hogy a doktori fokozat megszerzését követően a doktori értekezésem és a tézisek nyilvánosságra kerüljenek az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban. Felhatalmazom a Természettudományi kar Dékáni Hivatali Doktori, Habilitációs és Nemzetközi Ügyek Csoportjának ügyintézőjét, hogy az értekezést és a téziseket feltöltse az ELTE Digitális Intézményi Tudástárba, és ennek során kitöltse a feltöltéshez szükséges nyilatkozatokat.

b) kérem, hogy a mellékelt kérelemben részletezett szabadalmi, illetőleg oltalmi bejelentés közzétételéig a doktori értekezést ne bocsássák nyilvánosságra az Egyetemi Könyvtárban és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban;

c) kérem, hogy a nemzetbiztonsági okból minősített adatot tartalmazó doktori értekezést a minősítés (*dátum*)-ig tartó időtartama alatt ne bocsássák nyilvánosságra az Egyetemi Könyvtárban és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban;

d) kérem, hogy a mű kiadására vonatkozó mellékelt kiadó szerződésre tekintettel a doktori értekezést a könyv megjelenéséig ne bocsássák nyilvánosságra az Egyetemi Könyvtárban, és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban csak a könyv bibliográfiai adatait tegyék közzé. Ha a könyv a fokozatszerzést követően egy évig nem jelenik meg, hozzájárulok, hogy a doktori értekezésem és a tézisek nyilvánosságra kerüljenek az Egyetemi Könyvtárban és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban.

2. A doktori értekezés szerzőjeként kijelentem, hogy

a) az ELTE Digitális Intézményi Tudástárba feltöltendő doktori értekezés és a tézisek saját eredeti, önálló szellemi munkám és legjobb tudásom szerint nem sértem vele senki szerzői jogait;

b) a doktori értekezés és a tézisek nyomtatott változatai és az elektronikus adathordozón benyújtott tartalmak (szöveg és ábrák) mindenben megegyeznek.

3. A doktori értekezés szerzőjeként hozzájárulok a doktori értekezés és a tézisek szövegének plágiumkereső adatbázisba helyezéséhez és plágiumellenőrző vizsgálatok lefuttatásához.

Kelt: Debrecen, 2019.08.19.

Balogh Ágnes

a doktori értekezés szerzőjének aláírása

*ELTE SZMSZ SZMR 12. sz. melléklet