

DEBRECENI EGYETEM
TERMÉSZETTUDOMÁNYI ÉS TECHNOLÓGIAI KAR
HIDROBIOLÓGIAI TANSZÉK

XXXVI. OTDK Biológia Szekció

A kiszáradás hosszának hatása a kisvízfolyások makroszkopikus vízi gerinctelen közösségeire

Készítette:

Békési Csaba

Hidrobiológus mesterszak, I. évfolyam

Témavezetők:

Dr. Boda Pál

tudományos főmunkatárs

Ökológiai Kutatóközpont, Vízi Ökológiai Intézet, Tisza-kutató Osztály

Dr. Nagy Sándor Alex

tudományos tanácsadó

Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Hidrobiológiai Tanszék



**Debrecen
2022**

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3
2. Célkitűzés	7
3. Anyag és módszer.....	8
3.1. Mintavételi helyek és időszakok	8
3.2. Alkalmazott mintavételi módszer	11
3.3. Minták feldolgozása	12
3.4. Alkalmazott statisztikai módszerek	13
4.1. Hipotézis 1 tesztelése: állandó-kiszáradó vízterek közösségeinek összehasonlítása	17
4.2. Hipotézis 2 tesztelése: a visszatelepülés első fázisának értékelése	22
5. Diskusszió	28
5.1. Hipotézis 1	28
5.2. Hipotézis 2	29
7. Köszönetnyilvánítás	33
8. Irodalomjegyzék.....	34
9. Függelék.....	38

1. Bevezetés

Napjainkban az egyik legnagyobb ökológiai veszélyt a klímaváltozás jelenti, mivel hatására a szélsőséges klimatikus jellegek egyre gyakoribbá válhatnak. A környezeti hatások, mint a hőmérséklet és a párolgás növekedése, vagy a csapadékmennyiség változó eloszlása miatt módosulhatnak a folyók és patakok hidrológiai ciklusai, illetve a terület felszíni vizeinek mennyiségi és minőségi viszonyai (Chessman 2009; Domisch 2011). Ha környezeti hatások együttes hatása nagyon erőteljessé válik, akkor extrém esetben a felszíni vizekben villámáradás, vagy kiszáradás figyelhető meg. (Wong és mtsai. 2011). A vízfolyások kiszáradása nem csak a száraz régiókban figyelhető meg, hanem minden biomban, ökorégióban előfordul. A kiszáradó vízfolyások globális aránya meghaladja az 50%-ot (Datry és mtsai. 2014; Straka és mtsai. 2021). Az óceáni és a kontinentális éghajlatú területeken ez az arány folyamatosan nő a klímaváltozásnak köszönhetően (Stahl és mtsai. 2010; Straka és mtsai. 2021).

Ez alól Európa sem kivétel, melynek a legveszélyeztetettebb területei a mediterrán és a félsivatagos régiók, ahol nagy valószínűséggel a jövőben jelentős vízhiánnyal kell szembenézni (Messenger és mtsai. 2021). Azt azonban nehéz megmondani, hogy a csapadékmennyiség, vagy a párolgás változása lesz-e a jelentősebb; hogy a felszíni víztestek vízszintjei és a lefolyás növekedni, vagy csökkenni fog-e; illetve hogy a lefolyásnak a változékonysága nagyobb, vagy kisebb mértékben fog-e változni a különböző régiókban (Datry és mtsai. 2017).

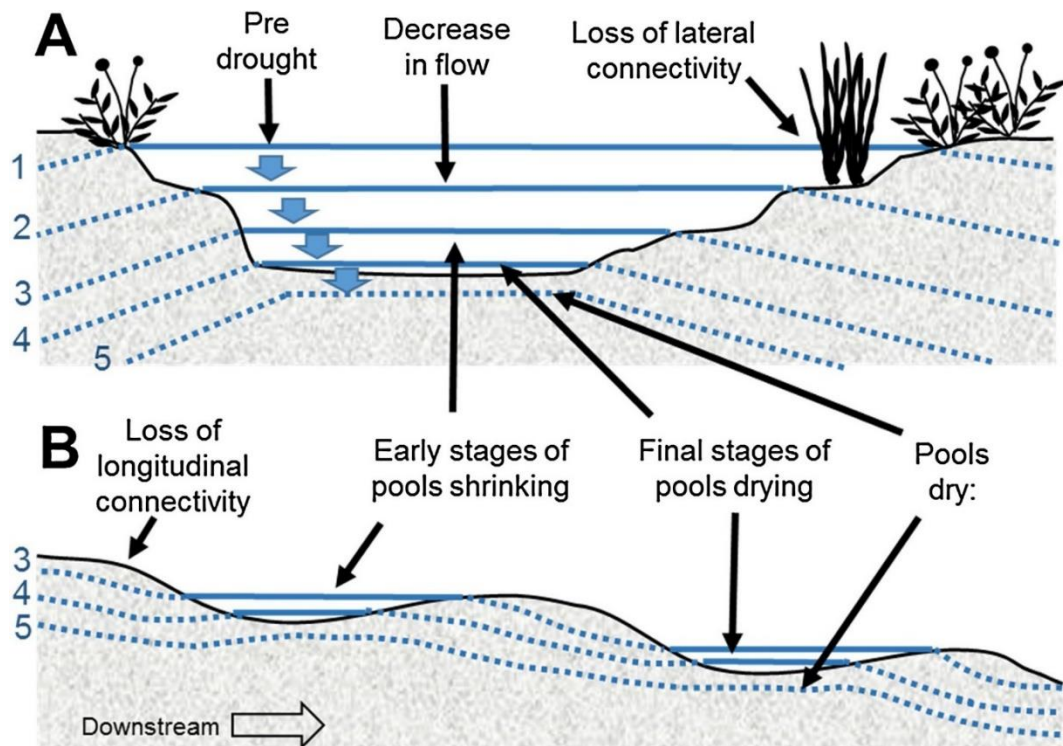
A hazai vízügyi gyakorlat alapján a vízfolyásokat három kategóriába lehet besorolni a vízhozamuk, vízállásuk alapján. Lehetnek állandóak, közel állandóak, illetve időszakosak. A vízgazdálkodás és a klímaváltozás együttesen hat, térben és időben egyaránt befolyással vannak a vízfolyások vízhozamára, ezáltal lehetséges a fenti kategóriák közötti váltás. Ez azt jelenti, hogy például egy vízfolyásnak az állandónak tekinthető vízhozama, vízállása változni fog akár igen drasztikus mértékben is, mely során a vízáramlása megszűnhet és akár ki is száradhat (Datry és mtsai. 2017; Döll és Schmied 2012). Ekkor már az időszakos, vagy másnéven kiszáradó vízfolyások (Intermittent Rivers and Ephemeral Streams - IRES) kategóriájába lehet besorolni.

Az állandó vízhozamú fázis mellett, a kiszáradó vizeknek három fázisát lehet megkülönböztetni: az áramló, a pool-os (medencés), illetve a száraz fázist (1. ábra).



1. ábra. a kiszáradás folyamatának sematikus ábrája (Készítette: Bozóki Tamás)

A kiszáradás folyamata az állandó vízfolyások (alapállapot) esetében a vízhozam csökkenésével és az áramlás lassulásával kezdődik, ezután az oldalsó kapcsolatok szakadnak meg az áramló vízfolyás és a parti élőhelyek között, majd az áramlás megszűnik és létrejönnek a lotikus (állóvizes) medencék, melyek között még a felszínt átítatva van folytonos vízszál (2. ábra). Ezután tovább csökken a vízszint a medencékben és a hosszirányú kapcsolatok is megszűnhetnek a medencék között, így egymástól elválasztott pool-ok jönnek létre. Ezek a pool-ok aztán összezsugorodnak, majd teljesen eltűnhetnek, azaz kialakult a száraz fázis (Stubbington és mtsai 2017; Chadd és mtsai. 2017).



2. ábra. Hidrológiai változások a kiszáradás folyamata során Chadd és mtsai. (2017) nyomán

A makroszkopikus vízi gerinctelenek, a tápláléklánc köztes tagjai, anyagforgalmi szerepük jelentős, minden víztértípusban előfordulnak, így a vízi ökoszisztémák fontos képviselőiként tartjuk számon őket. Gyűjtésük és határozásuk néhány taxon kivételével nem jelent komolyabb problémát (Metcalf 1989; Resh 1995). A felszíni vizekben végbemenő változásokat, mint a természetes terheléseket (vízhozam megváltozása; Gore és mtsai. 2001), az ember által okozott terheléseket (mezőgazdasági tevékenység, szennyvíz bevezetés; Xu és mtsai. 2014), vagy az emberi beavatkozásokat (hidromorfológia változása; Lorenz és mtsai. 2009) a vízi makrogerinctelenek kiválóan képesek indikálni, ezért az állandó vizek ökológiai állapotértékelésben is kitüntetett szerepük van (EU Bizottság 2015; Böhmer és mtsai. 2004; Boda és mtsai. 2014).

Mivel igen gyorsan képesek reagálni és életciklusuk is elég hosszú, hogy a változások megfigyelhetőek legyenek, ezért a felszíni vizek, így a kiszáradó vízfolyások ökológiai állapotának meghatározására az egyik legjobb módszer lehet az ott élő makrogerinctelen közösségeknek a vizsgálata.

A kiszáradó vízfolyások dinamikus, összetett, változatos ökoszisztémák, melyben a változó élőhely mozaikok határozzák meg az ott élő makroszkopikus vízi gerinctelen közösségek összetételét, diverzitását (Leigh és mtsai. 2016; Datry és mtsai. 2017). A kiszáradó vízfolyásokban élő vízi makrogerinctelenek ki vannak téve a rendkívül változó környezeti feltételeknek a váltakozó fázisok miatt.

A kiszáradó vízfolyásokban a környezeti tényezőkben bekövetkező ciklikusság (elsősorban hidrológiai változás, lásd 2. ábra) hatással van a makrogerinctelen közösségek összetételére, abundanciájára és diverzitására egyaránt (Datry és mtsai. 2016a). Soria és mtsai. 2017-ben egy metaanalízis során vizsgálták az időszakos vízfolyásokban jelen lévő makrogerinctelen közösségek diverzitásának változását, mely szerint az időszakos vízfolyások alfa-diverzitása kisebb az állandó vízfolyások közösségeihez képest. Bonada és mtsai. (2007a) különböző fajkészletet figyeltek meg az időszakos és az állandó vízfolyásokban. Dietrich és Anderson (2000) szintén különbséget mutattak ki az időszakos vízfolyások és az állandó vízfolyások fajkészleteiben, melynek okát a terület nagyobb környezeti heterogenitásával indokolták. A vízszint csökkenése, mely által a parti régióval megszűnik a kapcsolat (Boulton és Lake 2008; Bogan és mtsai. 2015); a víz sebességének a csökkenése, ami a rheofil és a magas oxigénigényű taxonok eltűnéséhez vezet (Stubbington és mtsai. 2009); vagy a medencékben a növényi tápanyagok felhalmozódása és a víz hőmérsékletének növekedése (Drummond és mtsai. 2015) mind változásokat idéznek elő a makrogerinctelen közösségek összetételében.

Ahogy a fentiekből kitűnik a kiszáradó és állandó vizű vízterek közösségi összehasonlítása már megtörtént, de kevesebb információnk van a kiszáradás hossza és a makrogerinctelen közösség közti összefüggéséről. Általános megfigyelés, hogy az időszakosság mértékének növekedésével nagyobb eséllyel változik meg a visszatérő közösség (Bêche és mtsai. 2009) és szokatlanul hosszú kiszáradás esetén több hónapig, akár évekig is eltarthat míg regenerálódik a közösség (Boulton 2003, Datry és mtsai. 2014). Ebből adódóan a vizes fázisból vett minták alapján következtetni lehet arra, hogy korábban ki volt száradva a vízfolyás. Ezek a vizsgálatok a kiszáradás hosszát, az adott évben tapasztalt felszíni víz nélküli időszakok arányában határozták meg. A kutatások többsége folyók, vagy nagyobb vízfolyások közösségeit vizsgálta és általában a mediterrán, vagy a nyugat-európai adatok alapján. Ezért

relevánsnak éreztük, hogy összehasonlítsuk az állandó-időszakos vízterekre jellemző közösségeket a víz nélküli időszakok függvényében (lásd Hipotézis 1).

Kevesebbet tudunk viszont a kiszáradás után visszatelepülés első lépéseiről, amik alapjaiban határozzák meg a rekolonizáció sikerességét és a később kialakuló közösség attribútumait. A visszatelepülés sikerességét vizsgálta Sarremejane és mtsai (2020), ahol azt találták, hogy már egy rövidnek tekinthető egyhetes aszály csökkentette a gerinctelenek taxonómiai gazdagságát és abundanciáját, főként sztochasztikus kihalások révén, és három hét nem volt elegendő a gerinctelen közösségek teljes helyreállításához a szárazság után. Pařil és mtsai. (2019) egy 10 és egy azt követő 20 napos kiszáradás után vizsgálta a visszatelepülés mértékét egy cseh patakban, de eredményeiben a populációdinamikai változásokra koncentrált a kiszáradás előtti – kiszáradások közötti – kiszáradások utáni állapotok esetében. Az intenzív kiszáradást vizsgáló kutatások ellenére sincs információnk a kiszáradás utáni rekolonizáció első lépéseiről, amik alapjaiban határozzák meg a későbbi közösségi jellemzőket. A különböző hosszúságú kiszáradási időszakok utáni első vizes fázisok fajkészletbeli és közösségbeli különbségeinek feltárása így számottevő érdeklődésre tarthat számot (lásd Hipotézis 2).

A rövid- és középestávú kiszáradások (1-3 hónap) hatásainak kutatása azért is fontos, mert az előrejelzések alapján először az ilyen jellegű kiszáradások fognak terhelésként jelentkezni a vízfolyások esetében.

2. Célkitűzés

A vizsgálatunk fő célja megállapítani, hogy a kiszáradási periódus hossza hogyan befolyásolja kiszáradással érintett vízterek közösség szerkezetét (H1) és az első vizes fázisban visszatérő makroszkopikus vízi gerinctelenek fajkészletét, abundancia viszonyait és közösség szerkezetét (H2).

Hipotéziseink az alábbiak:

H1: A kiszáradás hossza befolyásolja az állandó és az időszakos vizekre jellemző közösségek szerkezeti összetételét.

- P1: *Minél hosszabb a kiszáradás, annál inkább kisebb az időszakos kategóriák fajszáma és egyedszáma, illetve annál inkább eltolódnak az abundancia viszonyok.*

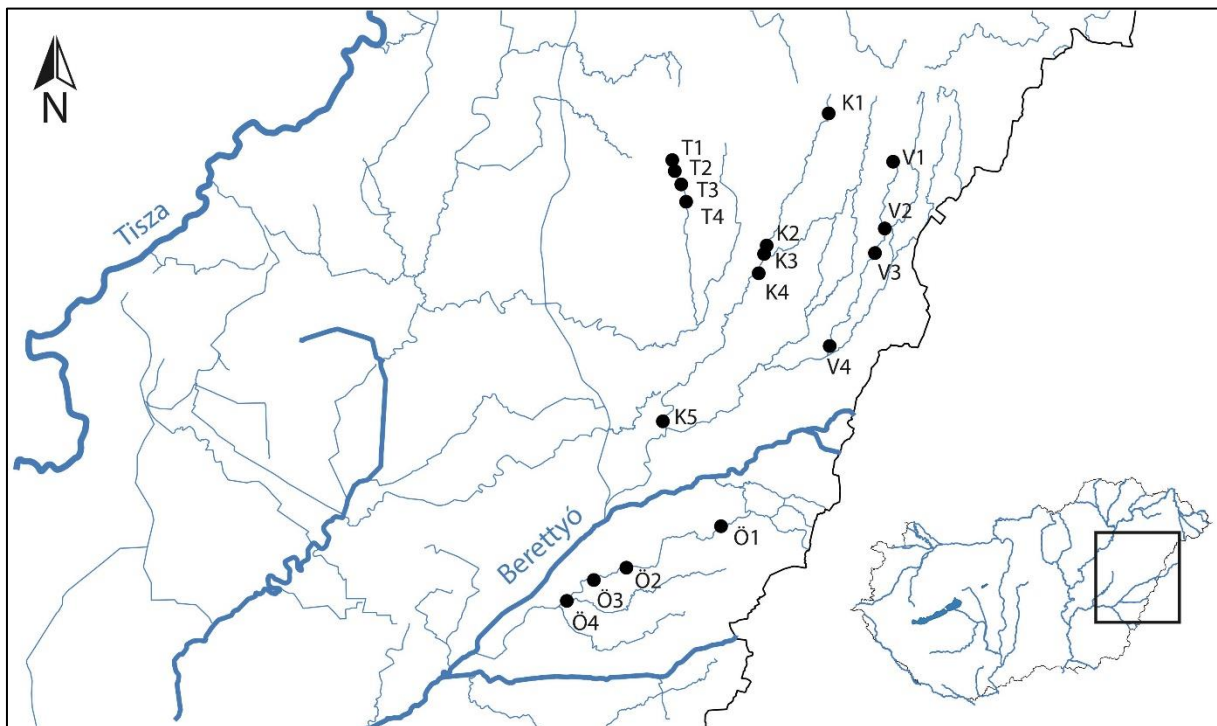
H2: A kiszáradás hossza befolyásolja az első vizes fázis közösségét.

- P2: *Minél hosszabb a kiszáradás, annál inkább kisebb az első vizes fázis fajszáma és egyedszáma, illetve annál inkább eltolódnak az abundancia viszonyok.*
- P3: *A visszatelepülés első lépése nem független a kiszáradás hosszától, azaz minél hosszabb a kiszáradás, annál távolabb van az első vizes fázis közösségösszetétele az utolsó vizes fázistól.*

3. Anyag és módszer

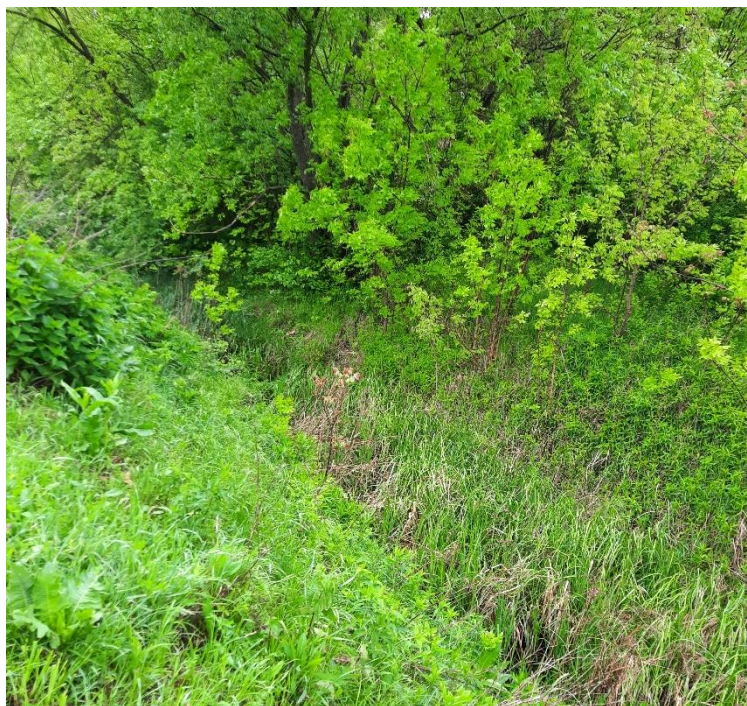
3.1. Mintavételi helyek és időszakok

A kutatás alapvetően kapcsolódik más nagyobb projektekhez, melyeknek a kiszáradás a tematikája. A mintavételi terület és a vízfolyások kiválasztásánál elsődleges szempont volt, hogy egy víztértípusba tartozzanak; térben közel legyenek egymáshoz, hogy a regionális környezeti tényezőkben ne legyen különbség; illetve, hogy a lokális környezeti tényezőkben is hasonlóak legyenek. Kelet-Magyarországon, az Alföldön választottunk ki négy alföldi kisvízfolyást, melyeken összesen 17 mintavételi helyet jelöltünk ki. A vizsgált vízfolyások: Tóció-patak (T), Kati-ér (K), Ölyvös-ér (Ö) és Villongó-ér (V). A vízfolyásokat és a kijelölt mintavételi helyeket a 3. ábra mutatja.



3. ábra. A mintavételi helyek földrajzi elhelyezkedése (Készítette: Bozóki Tamás)

A Tóció-patak (1. fénykép) egy belvízcsatorna (VGT2 2015), mely a VGT alapján a Hortobágy-Berettyó vízgyűjtő alegységbe tartozik. A terület Hajdú-Bihar megye nyugati részét foglalja magába, mely síkvidék jellegű, Magyarország legszárazabb része (VGT Tóció-patak 2009). Itt található a Tóció-patak, melynek két része van, a Tóció-felső, ami időszakos, és a Tóció-alsó, mely állandó vízállású. A felső része 6,47 km hosszú, természetes és nem módosított. A típusát tekintve síkvidéki, kis esésű, meszes, közepes-finom mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű vízfolyás (VGT2 2015). A 4 mintavételi hely a patak ezen szakaszán, Debrecentől északra, Józsa térségében lett kijelölve.



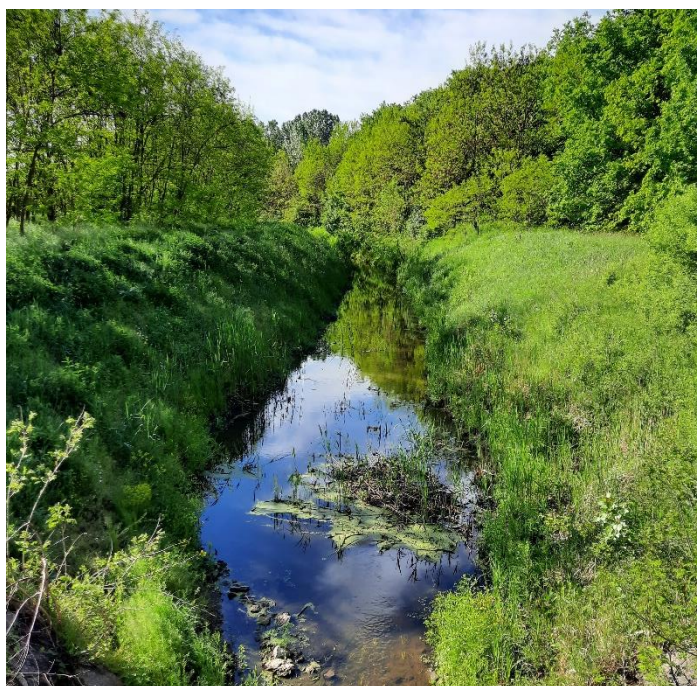
1. fénykép. A Tóció-patak T4 mintavételi helye (Készítette: Bozóki Tamás)

A Kati-ér (2. fénykép) egy időszakos, kettős működésű csatorna (VGT2 2015), mely a VGT alapján a Berettyó alegységbe tartozik. Az alegység Magyarország keleti részén található és Hajdú-Bihar megye keleti, dél-keleti részét foglalja magába. Az alegységet a nyugati részről határolja a Kati-ér (VGT Kati-ér 2015), mely egy természetes, erősen módosított, 70,59 km hosszú vízfolyás. Típusa alapján síkvidéki, kis esésű, meszes, közepes-finom mederanyagú és közepes vízgyűjtőjű (VGT2 2015). Az északi és a déli részén 1-1, míg a középső szakaszán 3 mintavételi hely lett kijelölve.



2. fénykép. A Kati-ér K2-es mintavételi helye (Készítette: Bozóki Tamás)

Az Ölyvös-ér (Ölyvös-főcsatorna) (3. fénykép) egy időszakos belvízcsatorna, mely a Kati-érhez hasonlóan a VGT Berettyó alegységébe tartozik. Hajdú-Bihar megye déli részén, a Berettyó vízfolyástól délre terül el a 36,9 km hosszú, természetes, erősen módosított vízfolyás. A típusát tekintve síkvidéki, kis esésű, meszes, közepes-finom mederanyagú, közepes vízgyűjtőjű (VGT2 2015). A kijelölt mintavételi helyek közül 1 Mezőpeterd, míg 3 Vekerd térségében található.



3. fénykép. Az Ölyvös-ér Ö4-es mintavételi helye (Készítette: Bozóki Tamás)

A Villongó-ér (4. fénykép) egy időszakos, természetes vízfolyás, mely szintén a Berettyó VGT alegységbe tartozik. A természetes, erősen módosított Villongó-ér Debrecentől keletre található és Nyíracsaától Létavértesig ered. Teljes hossza 37,33 km, típusát tekintve pedig síkvidéki, kis esésű, meszes, közepes-finom mederanyagú, kis vízgyűjtőjű vízfolyás (VGT2 2015). Nyíracsa és Létavértes térségében 1-1, míg a vízfolyás középső szakaszán 2 mintavételi helyet jelöltünk ki.



4. fénykép. A Villongó-ér V3-as mintavételi helye (Készítette: Bozóki Tamás)

A vizsgálatokat 2021 májusában kezdtük, onnantól kéthavonta követték egymást a mintavételek. Az utolsó mintavétel 2022 márciusában történt, vagyis a vízfolyásokat egy évig monitoroztuk, így összesen hat mintavételi alkalommal végeztünk vizsgálatokat (május-július-szeptember-november-január-március).

3.2. Alkalmazott mintavételi módszer

A makroszkopikus vízi gerinctelenek gyűjtését a vízgyűjtő gazdálkodási tervhez (VGT2) készült „Módszertani útmutató a makroszkopikus vízi gerinctelenek élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és feldolgozásához” című dokumentum alapján hajtottuk végre.

A mintavételek során a mintavételi szakaszon jelenlévő habitatokat (élőhelytípusokat) mintáztuk a mennyiségi arányoknak megfelelően. A megvett minta több mintavételi egységből (ME) áll, melyet az élőhelytípusoknak a százalékos borítási aránya határoz meg. Az adott

mintavételi helyen jelenlévő habitatokból borítási arányuknak megfelelően gyűjtöttünk be 1-1 ME-t, azaz összesen 10 mintavételi egység került begyűjtésre.

A mintavételek során jegyzőkönyvben feljegyeztük az alap adatokat, vagyis az adott mintavételi hely nevét, a mintavétel dátumát, a mintavételt végrehajtó személy nevét. Az MSZ EN 16150:2012 szabvány által megalkotott jegyzőkönyvekben lehetőség van a biotikus (szerves) és abiotikus (ásványi jellegű) élőhelyek mintavételi területen található vertikális elhelyezkedésének figyelembevételére az ME eloszlása során.

Egy mintavételi időszakban az adott vízfolyásnak a mintavételezését annak folyásirány szerinti legalsó mintavételi helyén kezdtük, majd a folyásiránynak megfelelően haladtunk felfelé és a legfelső mintavételi helyen fejeztük be. A mintavételek során a ME-eket 1 mm-es lyukátmérőjű kézhálóval gyűjtöttük be. A folyamat során a hálót az aljzatra helyezzük, majd felkavarjuk a folyásirány szerint a háló előtt lévő aljzatot 25×25 cm alapterületen. A mintavételek közben megmértük a vízmélységet és a szélességet is egy erre a célra készített, beosztással ellátott bottal, mely adatokat a jegyzőkönyvbe is feljegyeztünk. A megvett mintavételi egységeket egyesítettük, és a továbbiakban kompozitmintaként kezeltük. A mintákat 70%-os alkoholban tartósítottuk és hűtőben tároltuk a következő folyamattig, a válogatásig.

3.3. Minták feldolgoása

A minták válogatása laboratóriumba történt. A folyamat során a mintákban lévő egyedeket 13 taxonómiai csoportra (Bivalvia, Coleoptera, Crustacea, Diptera, Ephemeroptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Megaloptera, Odonata, Oligochaeta Plecoptera, Trichoptera) válogattuk.

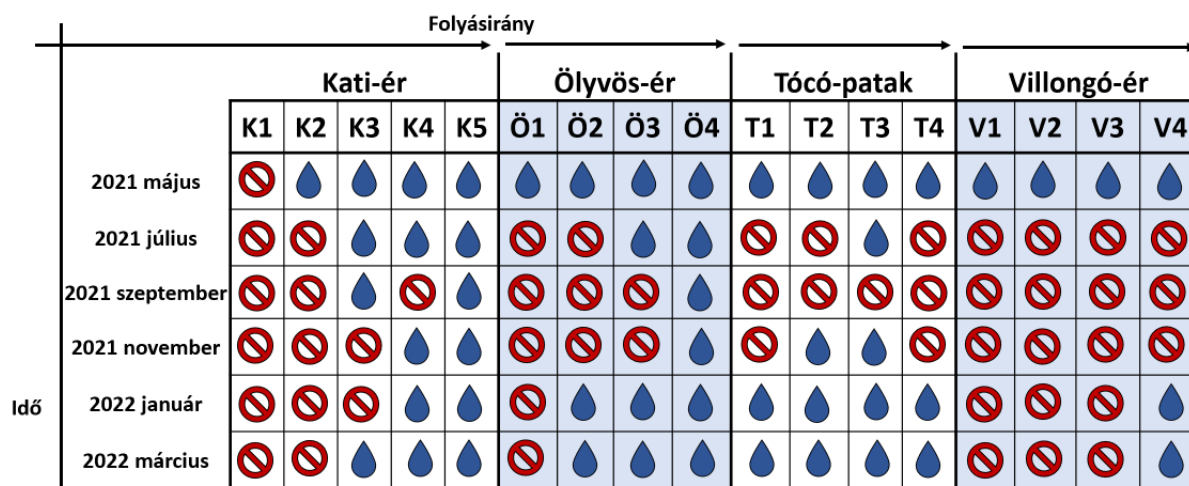
Válogatás után az egyedeket a kiszáradásuk megakadályozása, rugalmasságuk megőrzése és könnyebb kezelhetőségük miatt 70%-os patosolvban tároltuk. Az egyedeket tartalmazó kis mintatartókat felcímkéztük, melyen szerepel a mintavételi hely kódja, a mintavétel dátuma, illetve a taxonómiai csoport.

Határozás, vagy identifikáció során a már kiválogatott egyedeket határozzuk meg fajsztípusig. Amennyiben a fajsztípus meghatározás bizonyos okból kifolyólag nem lehetséges (pl. a fajra jellemző határozóbélyeg hiánya), akkor a legalacsonyabb fajfeletti taxonómiai kategóriáig kell meghatározni az egyedeket. A határozást specialisták végezték sztereomikroszkóp segítségével. A folyamat során az alábbi határozókat használták: Askew 1988; Bauernfeind és Humpesch 2001; Cham 2009; Csabai 2000; Csabai és mtsai. 2002; Eiseler

2005; Gerken és Sternberg 1999; Glöer és Meier-Brook 2003; Haybach 1999; Kontschán és mtsai. 2002; Nesemann 1997; Pintér és mtsai. 1979; Savage 1989; Waringer és Graf 1997.

3.4. Alkalmazott statisztikai módszerek

Egy éves időszak alatt összesen 6 alkalommal terveztünk mintát venni alkalmanként mind a 17 helyen, ami így összesen 102 mintát jelentett volna állandó vízállás mellett. A kiszáradások miatt ezzel szemben csak 51 mintát tudtunk gyűjteni (4. ábra).



4. ábra. a mintavételi helyek és a száraz-vizes fázisainak változása a mintavételi periódus alatt vízfolyásonként, mintavételi helyenként és mintavételi időszakokként

A Kati-ér felső szakaszán, a K1-es mintavételi helyen az időszakok alatt száraz fázis volt, ezért itt nem tudtunk mintát venni. A vízfolyás középső szakaszán lévő mintavételi helyek között igen nagy eltérések vannak a fázisokat tekintve. A K2-nél csak egy vizes fázis volt 2021 májusában, míg a lentebbi K4-es mintavételi helyen csak egyszer, 2021 szeptemberében volt száraz fázis. A Kati-érnek a legalsó mintavételi helyén a K5-nél pedig a mintavételi időszakok alatt mindig vizes fázis volt (4. ábra).

Az Ölyvös-ér esetében is elmondható, hogy a felső szakaszán az Ö1-nél kiszáradt, a középső szakaszon lévő helyeknél pedig a vizes és a száraz fázisok váltakoztak, míg a legalsó helyen az Ö4-nél végig vizes fázis volt jellemző (4. ábra).

A Tócsó-patak (Tócsó-felső) mintavételi helyei közül mind a négy kiszáradt 2021 júliusában. 2021 májusában a T3, míg 2021 novemberében a T2 és szintén a T3 volt vizes fázisban, viszont a másik kettő kiszáradt. Ezeket leszámítva azonban a többi időszakban a mintavételi helyeken vizes fázis volt jelen (4. ábra).

A Villongó-ér mindegyik mintavételi helyén 2021 májusában vizes fázis volt, azonban ezeket leszámítva csak az alsó szakaszán, a V4-nél volt víz 2022 januárban és márciusban. A többi időszakban száraz fázis volt jelen (4. ábra).

Ebből az alap mintavételi struktúrából (4. ábra) kellett a célkitűzésnek megfelelően kiválasztani az elemzésekbe bevont mintákat. A kiszáradás hosszának meghatározásához a mintavételi időszakok során vizuálisan észlelt állapotokat vettük alapul (vizes fázis – száraz fázis).

A vizes és száraz fázisok alapján csoportokba tudjuk beosztani a mintavételi helyeket. Azokon a helyeken ahol nem száradt ki a vízfolyás a vizsgált időszakok alatt, azokat állandó vizes mintavételi helyeknek lehet nevezni. Ilyen volt a K5 és az Ö4.

Van olyan mintavételi hely, amely a kéthavi mintavételek során két vizes fázis között egy száraz fázis (K4 és T3), két száraz fázis (K3, Ö3 és T2) illetve három száraz fázis (Ö2, T1, T4 és V4) volt megfigyelhető. Ezek alapján 4 kiszáradási kategóriát tudtunk meghatározni:

- 0: nincs kiszáradási időpont
- 1: két vizes fázis között egy száraz fázis
- 2: két vizes fázis között két száraz fázis
- 3: két vizes fázis között három száraz fázis.

A kiszáradásnak csak a tényét tudtuk megállapítani, annak megjelenésére, hosszára nem volt ráhatásunk, így alakulhatott ki az, hogy az egyes kategóriákba eltérő számú mintavételi hely kerülhetett. Az elemzésekbe kategóriánként azonos számú mintavételi helyet és mintát kellett bevonni, így az a kategória határozta meg a többi kategóriába bevont mintavételi helyek számát, melynél a legkevesebb mintavételi hely került besorolásra. Mivel a legkevesebb mintavételi hely a 2 volt (az 1. kategóriában), így ez alapján minden kategóriába 2-2 mintavételi hely adatait random választottuk be. Mindezek alapján az elemzésbe kategóriánként az alábbi mintavételi helyek kerültek besorolásra (1. táblázat):

1. táblázat. Az elemzésbe bevont mintavételi helyek kategóriánként

Kategória	Mintavételi hely kódja	
0	K5	Ö4
1	K4	T3
2	Ö3	T2
3	T4	V4

Az elemzésre kiválasztott mintavételi helyekről származó, a határozás után a kapott nyers biotikai adatokat excel táblázatba rendeztük. Az adattábla tartalmazta az egyes mintavételi helyek mintavételi időpontokhoz tartozó fajlistáját, a hozzá rendelhető magasabb szintű taxon besorolással, illetve az összes és a négyzetméterre standardizált egyedszámát. A ténylegesen begyűjtött egyedszámokból számoltuk a standardizált egyedszámot. Ezeket az értékeket úgy kaptuk meg, hogy az egyedszámokat elosztottuk az ME-k számával (mintavételi helyenként 10 ME), majd ezt a számot a mintavevő háló $0,25 \times 0,25$ m területével osztottuk el, vagyis a végső értéket m^2 -ben kaptuk meg. Ez a szám azt mutatja, hogy a 25×25 cm területen maximálisan hány egyed fordulhat elő a befogott egyedszámok alapján.

A fajsámok és az egyedszámok alapján vizsgáltuk a különböző kiszáradási kategóriák diverzitását is. Erre a célra az egyik leggyakrabban használt Shannon-Wiener diverzitási indexet alkalmaztuk. A diverzitási indexet úgy számoljuk, hogy vesszük az egyes fajok számát, illetve az egyes fajok arányát az összes egyedszámhoz képest, és az arányt összegezzük az egyes fajok arányának természetes logaritmusával. Ez az érték egy negatív szám, ezért az összeget el kell osztanunk mínusz 1-el. Minél nagyobb ez a szám, annál nagyobb a faji diverzitás. A képlete

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

, ahol S a fajok száma, p_i az egyes fajokból az i -dik fajhoz tartozó egyedek aránya az összes egyedszámhoz képest (Nolan és Callahan, 2006). A számolást PAST programcsomag segítségével hajtottuk végre.

Az egyes kategóriák, a mintavételi helyek és mintavételi időpontokban vett minták fajösszetételének összehasonlítását, azaz a fajkészletek közti hasonlóság/különbözőség feltárását nem metrikus multidimenziós skálázás (Non-metric multidimensional scaling) módszerrel végeztük. Ez egy olyan rendezési módszer, mely korlátozott számú tengelyt számol ki, amiket az elemzés előtt választottak ki. Ennek eredményeképpen nincsenek rejtett variációs tengelyek. A módszer iteratív módon keresi a megoldást és leállítja a számítást, ha elfogadható megoldást talált, vagy bizonyos előre meghatározott számú próbálkozás után leáll. Az NMDS-rendezés elforgatható, megfordítható, vagy központosítható tetszőlegesen. A képlete

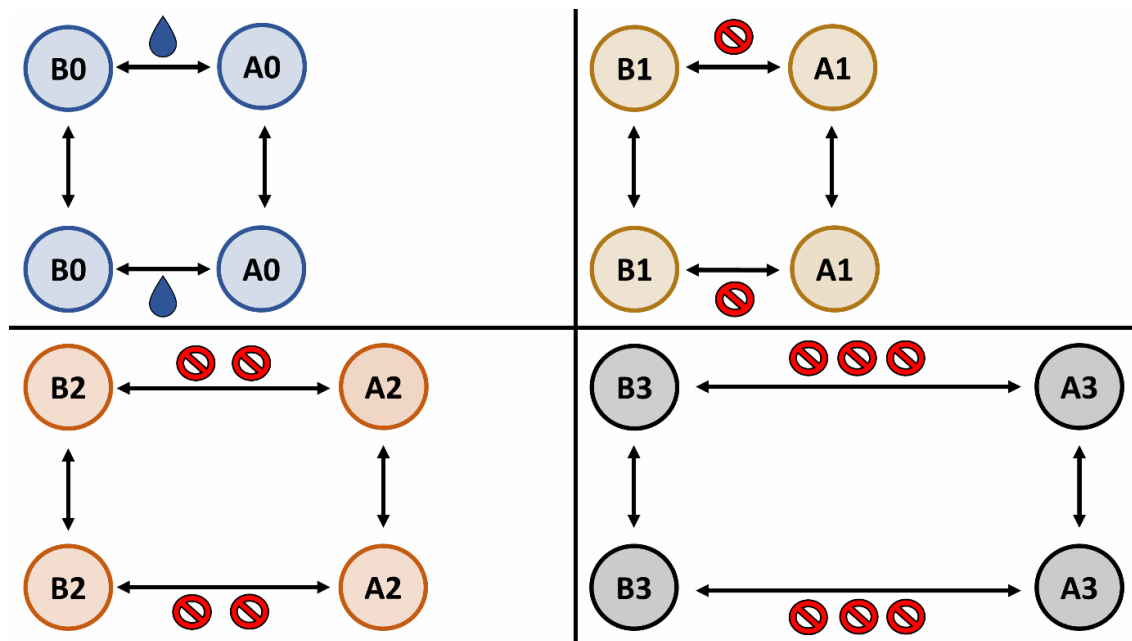
$$Stress(1) = \sqrt{\sum_{h,i} (d_{hi} - \hat{d}_{hi})^2 / \sum_{h,i} d_{hi}^2}$$

, ahol d_{hi} a h és i minták közötti ordinált távolság, $\hat{d}$ a regresszióból előre jelzett távolság (Holland 2008). A számolást PAST programcsomag segítségével hajtottuk végre (Hammer és mtsai. 2001).

A kiszáradások előtti (B = Before, a számok a kategóriákra utalnak) és utáni (A = After, a számok a kategóriákra utalnak) vizes fázisok fajkészletének, illetve fajösszetételének összehasonlítását távolságfüggvénnyel (Similarity and distance indices) végeztük PAST programcsomag segítségével. A függvény kiszámítja a sorpárok közötti hasonlósági, vagy távolsági mérőszámokat, ahol az adatok lehetnek egy-, vagy többváltozósak, oszlopokban lévő változókkal. Az eredményeket szimmetrikus hasonlósági/távolsági mátrixként adja meg. A módszer során a Jaccard-indexet használtuk, mely bináris (hiány-jelenlét) adatok esetén 0 vagy 1 kódolással (minden pozitív számot 1-nek tekintünk) számol. Két sor összehasonlításakor az egyezés minden olyan oszlopra vonatkozik, amelyek mindkét sorban megtalálhatóak. A képlete

$$d_{jk} = M / (M+N)$$

, ahol M az egyezések száma, N pedig azoknak az oszlopoknak a számát jelöli, melyek csak az egyik sorban vannak jelen. (SDI 2020). A kapott értékeket excel programban oszlopdiagrammal ábráztuk. A távolságszámításokat elvégeztük kategóriánként (0, 1, 2, 3) a kiszáradás előtti (B) és utáni (A) állapotok összevetésében is (5. ábra).



5. ábra. A távolságfüggvény alapján történő összehasonlítások logikai menetének magyarázó ábrája, az összehasonlítást a kiszáradások előtti és utáni vizes fázisok között, illetve kategóriánként is elvégeztük

4. Eredmények

A négy vízfolyáson a hat mintavételi időszakon összesen 231 taxon 49.625 egyedet gyűjtöttük be, melyből 127-et faji szinten sikerült meghatározni. A fajszám eloszlása következőképpen alakult: Bivalvia 2, Coleoptera 35, Crustacea 4, Diptera 4, Ephemeroptera 4, Gastropoda 25, Heteroptera 14, Hirudinea 11, Megaloptera 2, Odonata 15, Plecoptera 1, Trichoptera 10. A begyűjtés során 3 védett faj is előkerült: az Apró fillércsiga - *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834), a Díszes légivadász - *Coenagrion ornatum* (Selys, 1850) és a Mocsári szitakötő - *Libellula fulva* Müller, 1764.

4.1. Hipotézis 1 tesztelése: állandó-kiszáradó vízterek közösségeinek összehasonlítása

Az első hipotézis tesztelése során az állandó (0. kategória) és időszakos (1., 2. és 3. kategória) vizekre jellemző közösségek szerkezeti összetételének összehasonlítását végeztük el. Az elemzés során a víztestekre (bármilyen időpillanatban) jellemző közösséget szeretnénk volna összehasonlítani, így az elemzésbe két időpont adatai összevontan kerültek be (egy a kiszáradás előtt és egy utána). Így azt tudtuk vizsgálni, hogy két vizes fázisban vett minta alapján megmondható-e, mely víztest milyen hosszan volt kiszáradva.

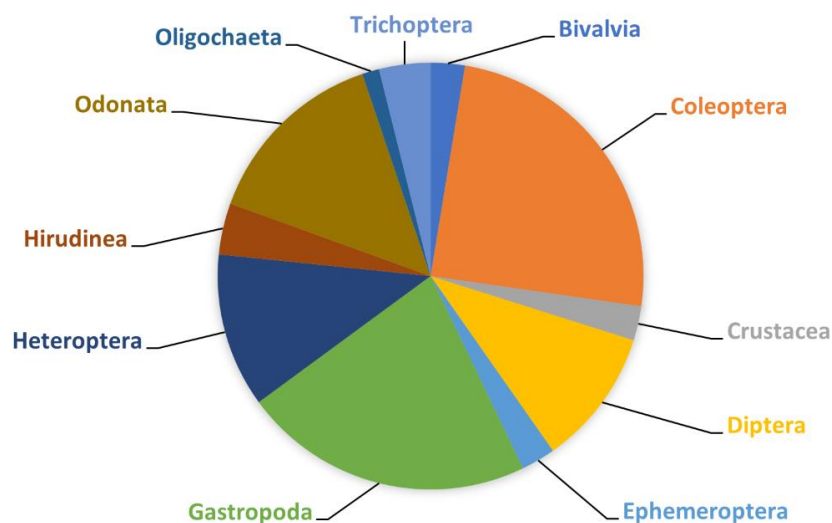
Mivel sok esetben csak génusz- vagy családszintig tudtunk lemenni a határozásban, ezért nagy különbség van a faj és taxonszámok között. Természetesen a taxonszámok tartalmazzák a fajszintű adatokat is, így a továbbiakban a taxonszámmal jellemeztük a közösségeket. A begyűjtött taxonok és egyedek rend szerinti eloszlását a négy kategórián (0, 1, 2, 3) keresztül mutatjuk be.

2. táblázat. A kategóriánként fogott fajszámok és taxonszámok alakulása 2 mintavételi időpont és 2 mintavételi hely alapján

Kategória	Fajszám	Taxonszám
0	70	77
1	57	62
2	70	72
3	52	67

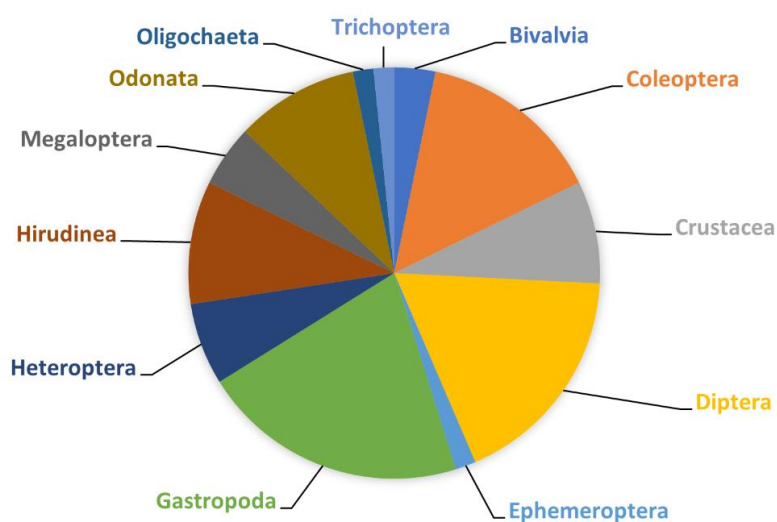
A 6. ábra az állandó vizes fázisú, vagyis 0. kategóriájú mintavételi helyekről (K5, Ö4) begyűjtött taxonok eloszlását mutatja. Összesen 77 taxont azonosítottunk, melyek közül a Coleoptera rend (19 taxon) teszi ki ennek az értéknek több mint a 24%-át. Utánuk a Gastropoda

osztály (17 taxon) és az Odonata rend (11 taxon) következnek 22%-os, illetve 14%-os aránnyal. A Megaloptera és a Plecoptera rend hiányzik, mivel nem tudtunk egyedet begyűjteni belőlük.



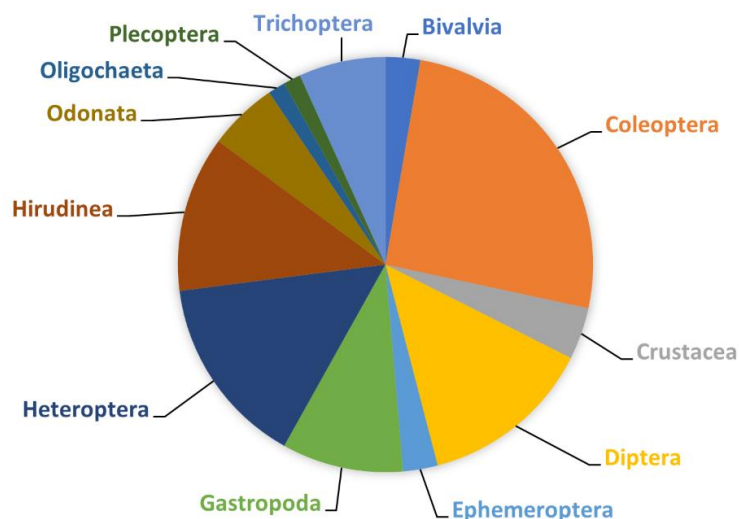
6. ábra. A taxonszámok rend szerinti százalékos megoszlása a 0. kategória 2 mintavételi helye és ideje alapján

A 7. ábra az 1. kategória (K4, T3) taxonszámának eloszlását mutatja. Ebben a kategóriában összesen 62 taxont tudtunk kimutatni, vagyis a taxonszám kevesebb az állandó (0. kategória) helyekhez képest. A legtöbb taxont a Gastropoda osztályból (13 taxon) tudtuk begyűjteni, mely a teljes értéknek közel a 21%-a. A második legnagyobb Diptera rend (11 taxon) már csak az összes befogott taxon 17%-át teszi ki. Itt már jelen van a Megaloptera rend (3 taxon) is közel 5%-os aránnyal, viszont hiányzik a Plecoptera rend.



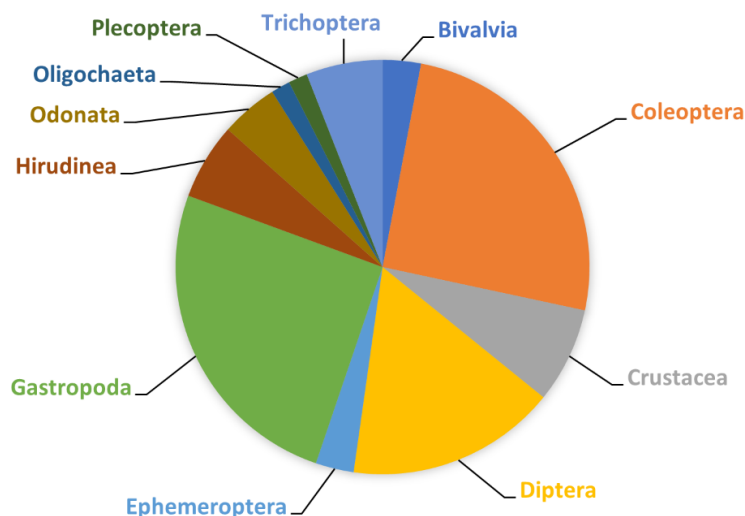
7 ábra. A taxonszámok rend szerinti százalékos megoszlása az 1. kategória 2 mintavételi helye és ideje alapján

A 8. ábra a 2. kategóriába tartozó mintavételi helyeken (Ö3, T2) begyűjtött taxonok számának százalékos megoszlását mutatja be. Ezekről a helyekről az 1. kategóriához képest több taxont, összesen 72-őt gyűjtöttünk be, melyek közül a Coleoptera rend (19 taxon) közel 26%-os aránya a legmagasabb. Utánuk a Heteroptera rend (11 taxon), a Diptera rend (10 taxon) és a Hirudinea osztály (9 taxon) következnek 15%-os, 14%-os és 13%-os aránnyal. A Megaloptera rendhez tartozó taxonok egyedei nem voltak jelen ezeken a mintavételi helyeken.



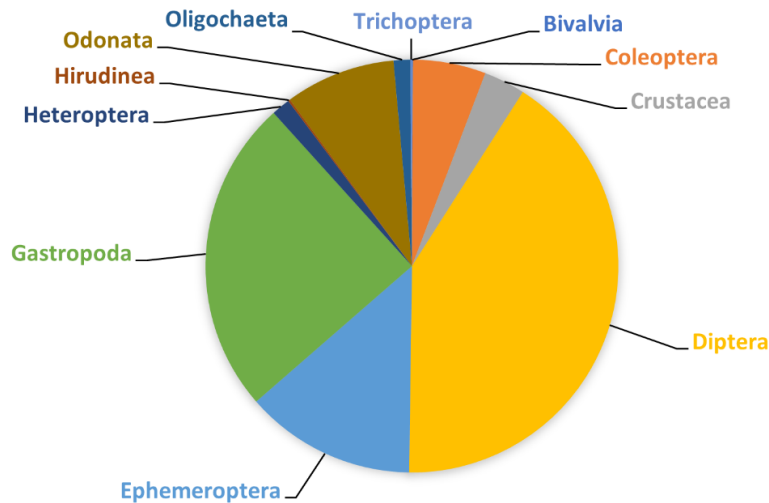
8. ábra. A taxonszámok rend szerinti százalékos megoszlása a 2. kategória 2 mintavételi helye és ideje alapján

A 9. ábrán láthatjuk a 3. kategória (T4, V4) taxonszámának megoszlását. Ezeken a helyeken 67 taxont tudtunk kimutatni összesen. A két legnagyobb arányú rend a Coleoptera rend és a Gastropoda osztály (17-17 taxon) 25-25%-al. A Megaloptera rend hiányzik, mivel nem tudtunk egyedet begyűjteni belőlük.



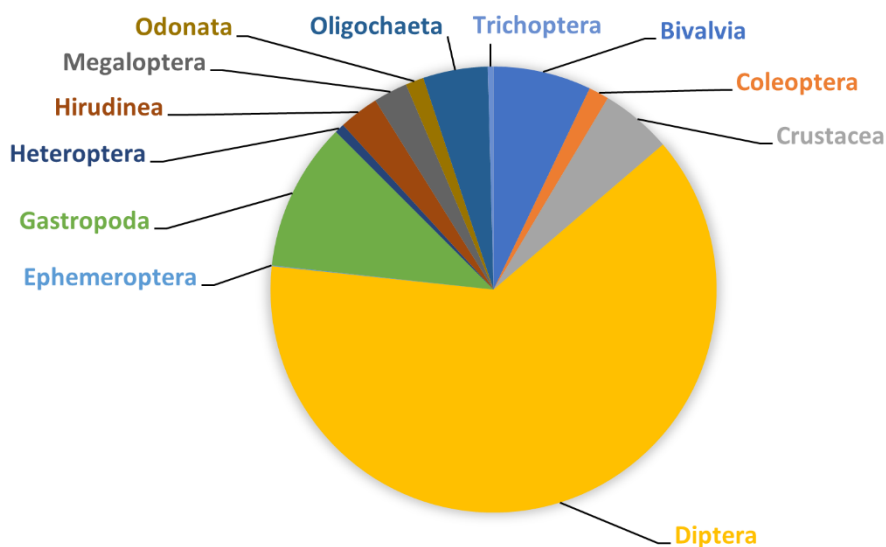
9. ábra. A taxonszámok rend szerinti százalékos megoszlása a 3. kategória 2 mintavételi helye és ideje alapján

A 10. ábra mutatja az állandó helyek (K5, Ö4) egyedszámának taxonómiai csoportonkénti eloszlását. Összesen 2591 egyedet gyűjtöttünk be, melyek esetében a Diptera rend (1067 egyed) dominanciája figyelhető meg 41%-os aránnyal. Ezen felül még a Gastropoda osztály (640 egyed) 25%-os, illetve az Ephemeroptera rend (347 egyed) 13%-os aránya jelentősebb.



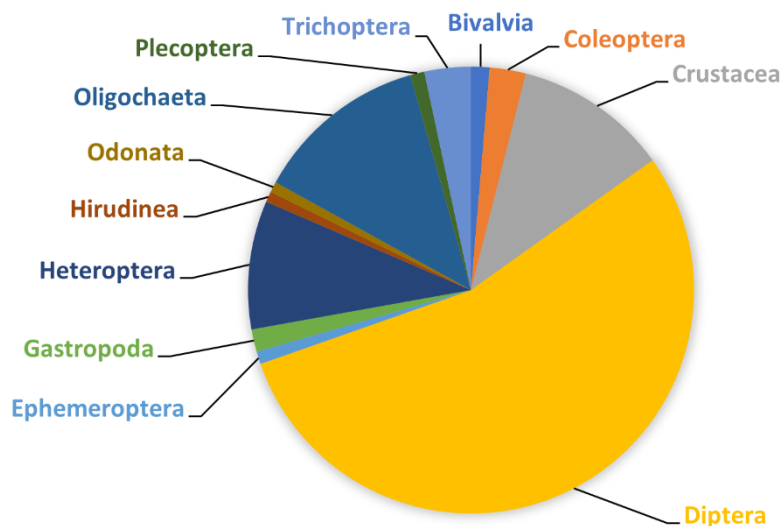
10. ábra. Az egyedszámok rend szerinti százalékos megoszlása a 0. kategória 2 mintavételi helye alapján

Az egyszer kiszáradó, vagyis az 1. kategória helyeinek (K4, T3) egyedszámát a 11. ábra mutatja, melynek 3409 egyedéből a Diptera rend (2146 egyed) egy igen jelentős, 63%-os részt tesz ki. A sorban a Gastropoda osztály (367 egyed) és a Bivalvia osztály (242 egyed) következnek 11%-os, illetve 7%-os aránnyal. A legkevesebb egyedet az Ephemeroptera rendből (2 egyed) gyűjtöttük, melyek 0,06%-ot tesznek ki.



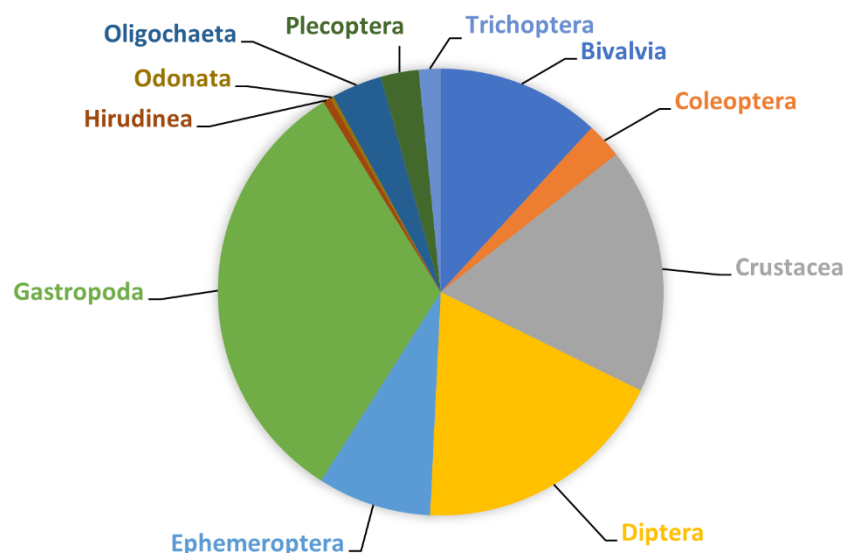
11. ábra. Az egyedszámok rend szerinti százalékos megoszlása az 1. kategória 2 mintavételi helye alapján

A kétszer kiszáradó helyekről (Ö3, T2) összesen 3508 egyedet gyűjtöttünk be, melyek arányát a 12. ábra mutatja be. Az állandó és az egyszer kiszáradó csoportokhoz hasonlóan Diptera rend (1912 egyed) dominanciája figyelhető meg, mely a teljes érték 55%-át teszi ki. A másik kettő legnagyobb arányt az Oligochaeta alosztály (442 egyed) és a Crustacea altörzs (392 egyed) adja 13%-al, illetve 11%-al. A legkevesebb egyedet a Hirudinea alosztály és az Odonata rend (27 egyed) gyűjtöttük, arányuk 0,8%.



12. ábra. Az egyedszámok rend szerinti százalékos megoszlása a 2. kategória 2 mintavételi helye alapján

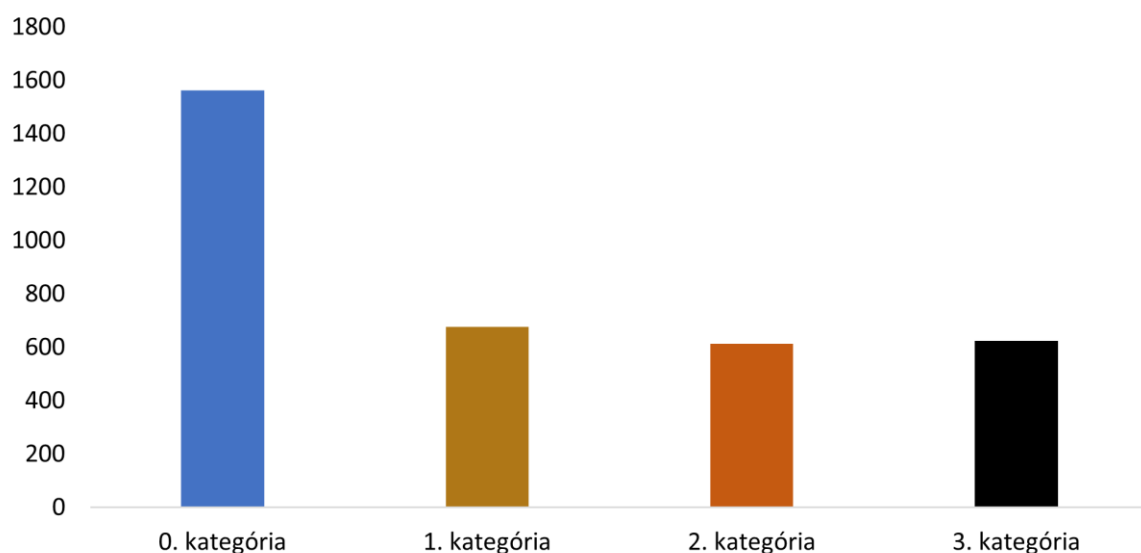
A 3. kategória (T4, V4) esetében összesen 3233 egyedet gyűjtöttünk be, melyek arányát a 13. ábra mutatja be. Ebben a kategóriában a Gastropoda osztály (1040 egyed) dominanciája figyelhető meg, arányuk 32%. A Diptera rend (598 egyed) 18%-os, a Crustacea altörzs (576 egyed) közel 18%-os, a Bivalvia osztály (383 egyed) pedig 12%-os arányban voltak jelen. A legkisebb arányban az Odonata rend (8 egyed) volt jelen 0,2%-al.



13. ábra. Az egyedszámok rend szerinti százalékos megoszlása a 3. kategória 2 mintavételi helye alapján

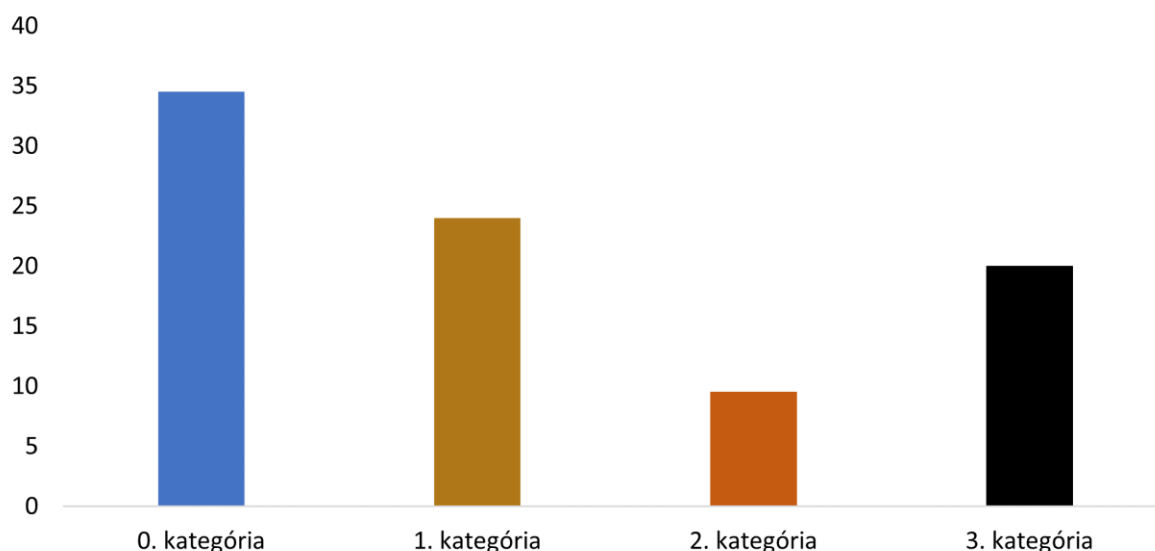
4.2. Hipotézis 2 tesztelése: a visszatelepülés első fázisának értékelése

A visszatelepülés értékelése során az első vizes fázis (A = After) szerkezeti metrikáit hasonlítottuk össze kategóriánként (14. ábra., a 0. kategóriát kvázi kontrolnak tekinthetjük, mivel itt a kiválasztott minta előtt nem történt kiszáradás). A négyzetméterre vonatkoztatott egyedszámok közül a legmagasabb értéket a 0. kategória mutatja, közel 1600 egyeddel ($N = 1653,4$). A másik három kategória értéke ennél jóval kisebb, de egymáshoz igen hasonló, 600-700 között változik (1. kategória $N = 675,2$; 2. kategória $N = 612,8$; 3. kategória $N = 623,2$).



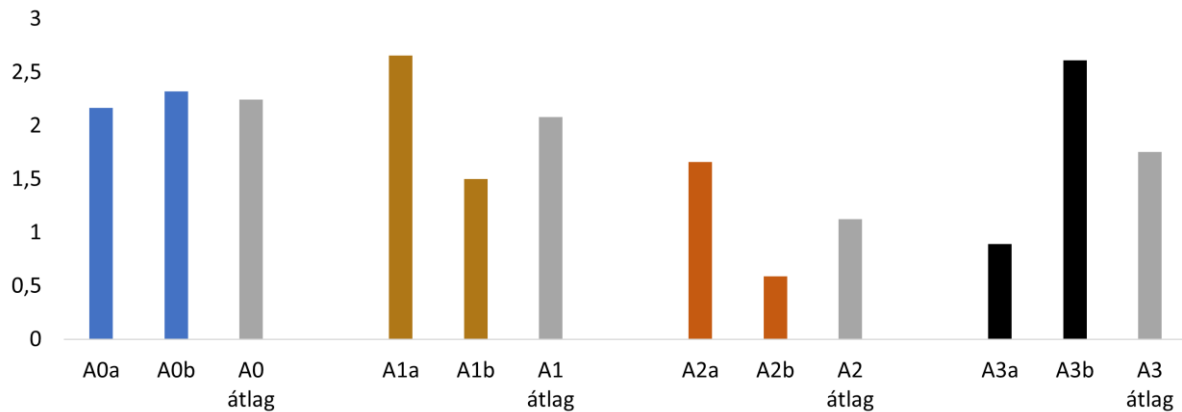
14. ábra. Az első vizes fázis (A) 1 négyzetméterre vonatkoztatott egyedszámának alakulása kategóriánként

A négy kategória kiszáradás utáni első vizes fázis (A) átlagos taxonszámai alapján elmondható (15. ábra), hogy itt is a 0. kategóriában van a legmagasabb átlagos taxonszám ($N = 34,5$), viszont a másik három kategória értéke már nem hasonlít egymáshoz. A 1. kategória ($N = 24,5$) és 3. kategória ($N = 20$) között az eltérés viszonylag kicsi, viszont a 2. kategória taxonszáma már jelentősebben kisebb ezekhez képest ($N = 9,5$). A 2. kategória átlagos taxonszáma fele a 3. kategória átlagos taxonszámának.



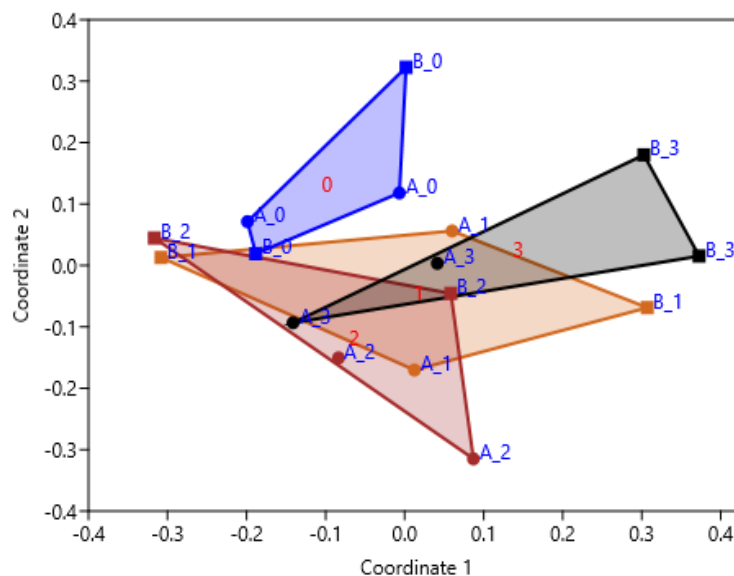
15. ábra. Az első vizes fázis (A) átlagos taxonszámának alakulása kategóriánként

A 16. ábra mutatja a négy kategória 2-2 mintavételi helyének a kiszáradás utáni első vizes fázis időszakában mért Shannon diverzitását. A kategóriákon belüli harmadik oszlop a 2-2 helyhez tartozó értékek az átlagát mutatja. Az ábrán látható, hogy 0. kategória diverzitása 2,16 és 2,31, az átlag 2,24 (16. ábra; A0a, A0b, A0 átlag). Ezzel szemben az 1. kategória közül az egyiknek 2,65 a diverzitása, míg a másiknak 1,50. A két hely átlaga 2,08, mely alapján hasonló az állandó (0. kategória) helyek diverzitásának átlagához (16. ábra; A1a, A1b, A1 átlag). A 2. kategória diverzitási átlaga a legalacsonyabb. Az egyik hely 1,66, míg a másik 0,59 értéket mutat, míg az átlaguk 1,12 (16. ábra; A2a, A2b, A2 átlag). A háromszor kiszáradó helyek között a legnagyobb az eltérés a diverzitási értékek között. Az egyik diverzitása 0,89, míg a másik helyé 2,61, az átlaguk 1,75 (16. ábra; A3a, A3b, A3 átlag).



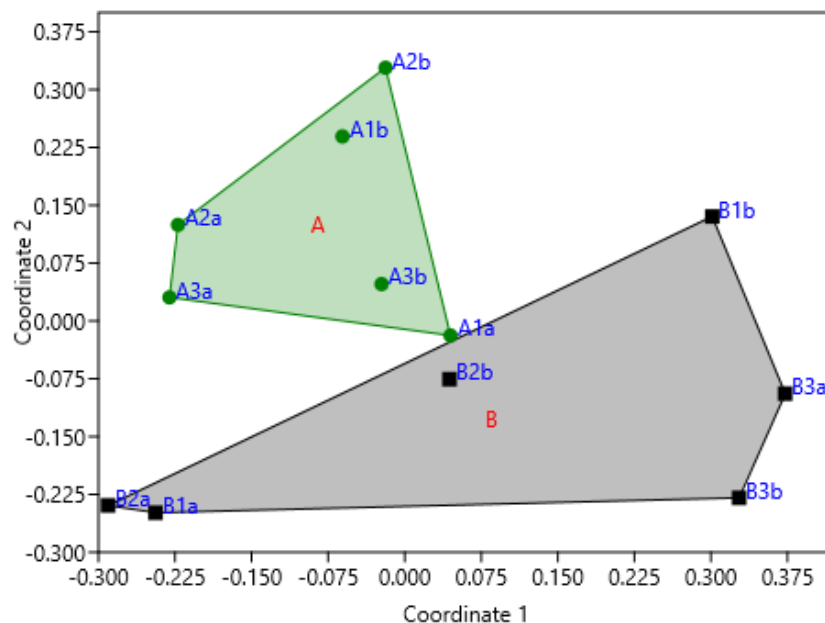
16. ábra. Az első vizes fázis (A) Shannon diverzitás értékei kategóriánként (0, 1, 2, 3), mintavételi helyenként (a, b) és a helyek átlagaikként

Az NMDS analízisbe minden mintavételi helyet külön tüntettünk fel, így a négy kategória (0, 1, 2 és 3 kategória, egyenként konvex hull-lal összekötve) mintavételi helyenkénti (2x ismétlés) és kiszáradás előtti-utáni állapotára (B = Before, A = After) (17. ábra). Az állandó kategória kiszáradás előtti (B_0) és utáni (A_0) helyei elkülönülnek a kiszáradó kategóriák (1, 2 és 3) helyeitől. Az 1. kategória kiszáradás előtti helyei (B_1) között igen nagy eltérés látható, azonban a kiszáradás után a különbség csökkent közöttük (A_1), bár még így is különböznek egymástól. A 2. kategória esetében a kiszáradás előtti közösség (B_2) különbsége nagyobb, mint a kiszáradás utáni (A_2), de még így is jelentős az eltérés közöttük. A 3. kategória esetében a kiszáradás utáni adatok hasonlítanak egymásra (A_3). A konvex hull által lefedett terület a 0. kategóriában a legkisebb.



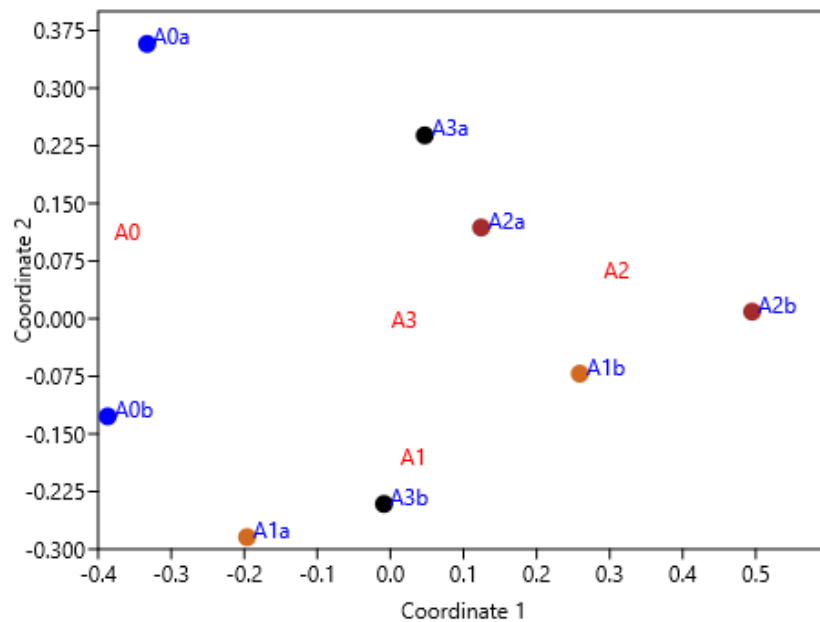
17. ábra. A négy kategória kiszáradás előtti (B) és utáni (A) helyeinek összehasonlítása közösségszerkezet alapján abundancia alapú távolságfüggvénnyel. Kék = 0. kategória; narancssárga = 1. kategória; bordó = 2. kategória; fekete = 3. kategória

Egy másik megközelítésben, az NMDS analízissel összehasonlítottuk a három kiszáradó kategória (1, 2 és 3) mintavételi helyeit, és a kiszáradás előtti és utáni minták adatait kötöttük össze konvex hull-lal (18. ábra). Az abundancia alapú elemzés alapján kiszáradás előtti és utáni helyek elkülönülnek egymástól. A kiszáradás előtti helyek közösségszerkezete (B) nagyobb változatosságot mutat, mint az utániak (A). A 3. kategória helyei kiszáradás előtt (B3a és B3b) hasonlóak voltak egymáshoz, míg 1. és 2. kategória helyei már a kiszáradás előtti vizes fázisban is jelentős különbséget mutattak (18. ábra; B1a és B1b, B2a és B2b). A konvex hull által lefedett terület az A csoportban kisebb.



18. ábra. A három kiszáradó kategória helyeinek összehasonlítása a kiszáradás előtt (B = fekete) és után (A = zöld) a fajkészlet alapján abundancia alapú távolságfüggvény használatával

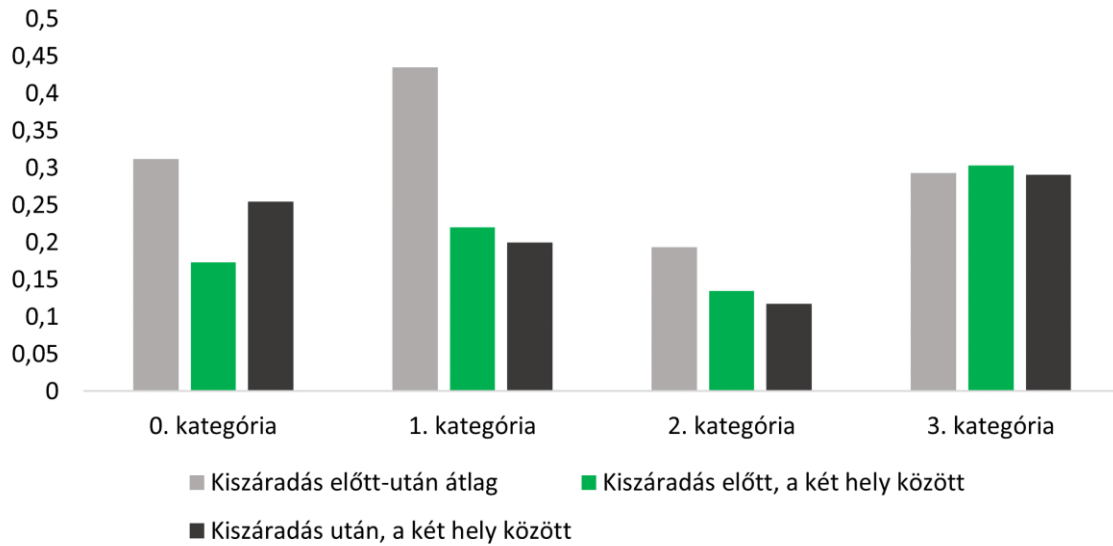
Az 19. ábrán látható, hogy az fajösszetétel és az abundancia alapján az állandó kategória (0.) kiszáradás utáni (A) két helye elkülönül a másik kategória helyeitől, illetve egymástól is, vagyis kis hasonlóságot mutatnak. A három kiszáradó kategória (1, 2 és 3) között nem állapítható meg egyértelmű elválás. Az 1. kategória 'a' mintavételi helyének A fázisában megfigyelhető fajkészlete (A1a), jobban hasonlít, az 3. kategória A fázisához (A3b), mint a saját kategóriájába eső másik mintavételi hely (A1b) fajkészletéhez (19. ábra).



19. ábra. A négy kategória (0, 1, 2, 3) helyeinek hasonlósága az első vizes fázis (A) egyedszámai alapján

Mivel az NMDS elemzés térbeli elkülönülésként vizualizálja a kategóriák és az előtte utáni állapotok közösségszerkezeti különbségeit, ezért azokat hasonlósági függvény segítségével számszerűsítettük (20. ábra). A hasonlóság távolsági értékei nagyon alacsonyak, 0,11 és 0,43 között mozognak. A 0. kategória a kiszáradás előtt-után közösségszerkezeti hasonlósága átlag 0,31, viszont 1. kategória esetében ez az érték 0,43, vagyis nagyobb a hasonlóság ennél, mint az állandónál. A 3. kategória esetében viszont ez az érték 0,19, azaz itt a legalacsonyabb a hasonlóság mértéke a kiszáradás előtt és után. A 3. kategória esetében viszont ismét magasabb az érték 0,29, mely hasonló az állandó kategória értékéhez (0. kategória).

Az állandó kategória helyei között a kiszáradás előtt a hasonlóság kisebb mértékű (0,17), míg a kiszáradás után nagyobb lett az érték (0,25). Az 1. kategóriánál azonban ennek az ellenkezője figyelhető meg, vagyis a kiszáradás előtt a hasonlóság nagyobb volt (0,22), míg a kiszáradás után (0,2). A 2. kategória esetében is a két hely közötti hasonlóság a kiszáradás előtt 0,13 volt, míg a kiszáradás után ez az érték 0,11-re csökkent. A 2. kategória helyei között figyelhető meg a legalacsonyabb hasonlóság. A 3. kategória helyei közötti hasonlóság a kiszáradás előtt igen magas, 0,3, míg a kiszáradás után ez az érték 0,29, vagyis egy minimális csökkenés figyelhető meg.



20. ábra. A kategóriák és az előtti-utáni állapotok közösségszerkezeti különbségei a hasonlósági függvény által (5. ábra alapján). Szürke = az adott kategória két mintavételi hely átlagának kiszáradás előtti és utáni állapota közti hasonlóság; zöld = az adott kategória két mintavételi helyének kiszáradás előtti állapota közti hasonlóság; fekete = az adott kategória két mintavételi helyének kiszáradás utáni állapota közti hasonlóság

5. Diskusszió

5.1. Hipotézis 1

A kiszáradás hatása az fajszaomok rendszerinti százalékos arányában is megnyilvánul (6-9. ábra). Az érzékeny rendek fajszámara lecsökken az állandó vízű mintákhoz képest. Az Odonata az 1. kategóriában jelentősen lecsökken az állandóhoz képest, majd tovább csökken a 2. kategóriában, de a 3. kategóriában már megtartja a 2. kategóriában tapasztalt részarányát. A Trichoptera és a Coleoptera az 1. kategóriára lecsökken, de a 2. és 3. kategóriában magasabb a részaránya, mint a 0. kategóriában. A Diptera részaránya a 0. kategóriában a legkisebb, és mindhárom kiszáradó kategóriában ennél nagyobb százalékban vannak jelen. Az Ephemeroptera fajok részaránya mind a négy kategóriába kicsi, de nem változik jelentősen a kiszáradó vizekben. A Gastropoda aránya a 2. kategóriában alacsony, a többiben sok fajjal képviselteti magát a közösségben. A Heteroptera részarányában az 1. kategóriában kevesebb, a 2. kategóriában több mint az állandó vizekben, míg a 3. kategóriában nem is tudtunk kimutatni a képviselőit. A Hirudinea részaránya mindhárom kiszáradó kategóriában több mint az állandóban, és a 3. kategóriában a legalacsonyabb (6-9. ábra).

A kiszáradás hatása az egyedszámok alakulásában egyértelműen tetten érhető, ha az egyes kategóriákat összehasonlítjuk az egyedszámok alapján (10-12. ábra). Az állandó vízfolyások esetében egy Diptera dominanciát figyeltünk meg, ami mellett még erőteljesen jelen vannak az Ephemeroptera, Gastropoda Odonata és Coleoptera rendek egyedei, míg színezőelemként felbukkannak a Heteroptera, Trichoptera és Crustacea taxonok egyedei. Az 1. és 2. kategóriában ehhez képest még nagyobb dominanciát mutat a Diptera, megemelkedik a Crustacea, Oligochaeta egyedszám. Ezzel egyidőben lecsökken a Gastropoda, Ephemeroptera, Coleoptera és Odonata egyedszám aránya. Mindezek a változások összhangban vannak a korábbi vizsgálatok eredményével (Stubington és mtsai. 2017), és jelzik, hogy a kiszáradás egy erős terhelés, ami hatással van a vízfolyás egyedszámviszonyaira is. Vizsgálatunkban is ugyanazok a fajok egyedei dominálják a kiszáradó vízfolyások közösségét, (Oligochaeta, Diptera, Crustacea), míg azok az érzékeny fajoknak csökken le az egyedszáma, mint amiket a szakirodalomban is említene (Ephemeroptera, Hirudinea és Odonata). A 3. kategória, amikor a kiszáradás a leghosszabb ideig van jelen, az egyedszámok arányai a legjobban hasonlítanak az állandó vízű vízfolyás egyedszám arányaihoz. Nagy százalékban dominálják a Gastropoda, Crustacea és Diptera fajok egyedei. Az, hogy a kiszáradó vízfolyás közösségszerkezete ilyen kevésbé tér el az állandó vízfolyások közösségétől az ellentmond a nemzetközi szakirodalomban leírtaknak (10-12. ábra).

A 17. ábra alapján, a kiszáradó vizek összes mintáját figyelembevéve (2 mintavételi hely és 2 időpont) az állandó vízterek elválnak az időszakosoktól (1, 2 és 3 kategória), de az időszakos vízterek között nem lehet különbséget tenni a közösségszerkezeti jellemzőkben.

Mindezek alapján az **első hipotézisünk (H1)** állítását, mely szerint a kiszáradás hossza befolyásolja az állandó és időszakos vizekre jellemző közösségeket szerkezeti összetételét, csak részben igazoltuk. Az **első predikciónkat (P1)** az eredmények összességében cáfolják, hiszen sem a taxonbeli (6-10. ábra), sem az egyedszámbeli (10-13. ábra), sem a közösségszerkezet alapú (17. ábra) elemzés során sem lehetett markáns különbséget kimutatni különböző kiszáradási hosszúságot képviselő vízterek között.

5.2. Hipotézis 2

A fajsza és az egyedsza alapján az állandó vízfolyásokban több faj van jelen és azok összességében nagyobb egyedszámmal, míg a kiszáradó kategóriákban mindkét metrika értéksza kisebb (14. és 15. ábra). Azonban a 3. kategória értékszamai magasabbak, mint az 1. és 2. kategória értékszamai. Ezt azt mutatja, hogy a hosszabb kiszáradás nem vonz maga után kisebb faj- és egyedszámot. A Shannon diverzitás átlagai azt sugallják, hogy a diverzitásbeli különbségek kisebbek, mint amit a fajsza és egyedsza alapján vártunk volna. Az kategóriákon belül a diverzitási értékek nagy szórást mutatnak, ami okozhatja az átlagok közti kisebb különbségeket. Nem várt eredmény, hogy az 1. és 3. kategóriában lévő egyik első vizes fázisú mintavételi hely diverzitása is magasabb, mint az állandó vízű szakaszok diverzitása (16. ábra). Az NMDS ábrák is igazolják, hogy a sok esetben jobban hasonlít egymáshoz egy vizes fázis előtti (B) és egy vizes fázis utáni (A) állapot (pl. 18. ábra B2b és A1a), mint két előtti (pl. 18. ábra B1a és B1b) vagy utáni (pl. 18. ábra A2a és A2b) állapot. Ez azt mutatja, hogy a mintavételi helyszín kijelölésekor hiába törekedtünk a lehető leghasonlóbb állapotú (hasonló lokális környezeti tényezők) vízterek kijelölésére, azok már az alapállapotukban jelentős különbségeket mutattak a közösségeiket tekintve. Mindkét NMDS ábrán látszik, de a 18. ábra jobban mutatja, hogy a vízterek vizes fázis előtti (B) állapota jobban különbözik egymástól, mint a vízterek a vizes fázis utáni (A) állapota (kisebb területű a konvex hull). Ez bizonyítja, hogy a visszatérő közösséget minden mintavételi helyen nagyjából azonos fajok alkotják, akármilyen volt is a kiszáradás hossza. Ezt a képet kicsit árnyalja a 19. ábra, ami viszont azt mutatja meg, hogy a vizes fázis utáni (A) közösségek nem válnak el kategóriák szerint, hiszen az A2a visszatérő közössége jobban hasonlít az A3a közösségéhez, mint a saját kategóriájának másik mintavételi helyről származó közösséghez (A2b) (19. ábra).

Amit az NMDS ábra térbeli szemléltetése alapján már sejteni lehetett, azt a 20. ábra egyértelműsítette. Az állandó vízterek esetében a két mintavételi hely átlagából számolt kiszáradás előtti állapota kevésbé hasonlít egymáshoz (20. ábra 0. kategória zöld oszlop), mint a két mintavételi hely összesített eredménye alapján az előtte és utáni állapot egymáshoz (20. ábra 0. kategória szürke oszlop). Ez azt jelenti, hogy egy víztér kiszáradás előtti és utáni állapota jobban hasonlít egymásra, mint alapállapotban egy másik víztérhez. Ez tovább erősíti azt a következtetést, hogy túl nagy az alapközösségek közötti különbség.

Mindezek alapján a **második hipotézisünk (H2)**, mely szerint a kiszáradás hossza befolyásolja az első vizes fázis közösségét, csak részben igazoltuk.

- A **második predikciónkat (P2)** az eredmények részben cáfolják. Az 1. és a 2. kategória esetében igaznak tűnt a predikciónk, hiszen a taxonszám (15. ábra), az egyedszám (14. ábra) is csökkent és az összetétel is változott (6-13. ábra). De a 3. kategória cáfolta azt, mert nem a leghosszabb kiszáradási időszak után mértük a legkisebb fajszámot (14. ábra) és egyedszámot (15. ábra).
- A **harmadik predikciónkat (P3)** az eredmények összességében cáfolják. Azaz nem találtunk egyértelmű bizonyítékot arra, hogy a visszatelepülés nem független a kiszáradás hosszától. Az eredményeink nem igazolták azt, hogy minél hosszabb a kiszáradás annál távolabb van az első vizes fázis közösségösszetétele az utolsó vizes fázistól. Ezzel ellentétben az eredményeink azt sugallják, hogy a kiszáradás hossza nem befolyásolja a visszatérő közösség összetételét, és a visszatérő közösséget nagyjából azonos fajok alkotják függetlenül a kiszáradás hosszától.

Az alábbiakban szeretnénk összefoglalni az eredményeink jelentőségét és érvényességét meghatározó körülményeket, melyek a vizsgálat kontextusát is körvonalazzák:

- A kutatástervezés során a legfontosabb lépés a kérdéseink megválaszolásához a megfelelő mintavételi elrendezés. A kiszáradást vizsgáló terepi vizsgálatok során a kutatást tervezőnek nincs hatása a kiszáradást előidéző körülményekre, így a végső mintavételi elrendezésben szerepet játszik a szerencse is. Mivel nem tudtuk kiszámítani, a kiszáradás megtörtént, csak követni tudtuk a természetet. Ez a kockázata volt a vizsgálatnak.
- Nem ismerjük a vízfolyások hidrológiai előzményeit, ami jelentősen befolyásolhatja a kezdeti és az első kiszáradási fázis közösségösszetételét is. Továbbá a kiszáradtnak tekintett időintervallumban történhettek olyan vizes fázisok (villámárvizek, időszakos vízállások), amiket nem tudtunk detektálni, de befolyásolhatták a folyamatokat.

- A vizsgálatunkban kevés az egyes kategóriákra jutó ismételtség. Két ismétlést tudtunk bevonni az elemzésbe, ami értelemszerűen kevés, és további ismétlésekkel kellene dolgoznunk, hogy pontosabb konklúziót lehessen levonni. Sajnos több ismétlést ebből a mintavételi elrendezésből nem tudtunk megoldani.
- A visszatelepülés folyamata függ a lokális és regionális tényezőktől. Mintavételi elrendezés kialakítása során direkt egymáshoz közeli vízfolyásokat és szakaszokat választottunk, hogy minden esetben hasonló feltételek között vizsgálhassuk a visszatelepülést. A regionális tényezők így biztos hasonlóak voltak, de azért a lokális tényezők esetében lehettek olyan eltérések, amikre nem volt hatásunk vagy nem tudtuk regisztrálni (diffúz szennyezések, refúgiumok kialakulása a patakmederben, vagy a közeli refúgium vizek aránya). A vizsgált mintavételi helyek feletti és alatti vízfolyás szakaszok is eltérő hidrológiai állapotúak lehetnek, így az is befolyásolhatta a visszatelepülés folyamatát.
- A kiszáradás utáni rekolonizáció lépéseket befolyásolhatja az szezonális és az éves diszperziós aktivitás. A diszperzió éves aktivitása fajspecifikus, de általánosságban elmondható, hogy tavasszal és nyáron nagyobb a diszperzió, mint ősszel és télen (Bilton és mtsai. 2001). Így a vizes fázis újramegjelenésének időpontja befolyásolhatja a diszperzió által a visszatelepülés folyamatát.

6. Összefoglalás

Dolgozatomban megvizsgáltuk, hogy a kiszáradási periódus hossza hogyan befolyásolja a víztér makroszkopikus vízi gerinctelen közösségét (H1) és a kiszáradás utáni első vizes fázisban visszatérő közösség fajkészletét, abundancia viszonyait és közösségszerkezetét (H2). A vizsgálatainkat alföldi vizekben végeztük, melyekből mennyiségi mintavételi módszerekkel vett mintákból határoztuk meg a makroszkopikus vízi gerinctelenek 12 élőlénycsoportjához tartozó egyedeket. A kiszáradás hossza szerint 4 kategóriát állítottunk fel: nincs kiszáradási időpont (0. kategória), két vizes fázis között egy száraz fázis (1. kategória), két vizes fázis között két száraz fázis (2. kategória), két vizes fázis között három száraz fázis (3. kategória). Minden kategóriába 2-2 mintavételi hely adatai kerültek bele, így kategóriánként két-két ismétléssel tudtunk dolgozni.

Eredményeinkből arra következtetünk, hogy a kiszáradás hossza nem befolyásolja a visszatérő közösség összetételét és a visszatérő közösséget nagyjából azonos fajok alkotják függetlenül a kiszáradás hosszától. Eredményeink azt mutatják, hogy a kiszáradás befolyásolja a taxonszámot, az abundanciát és a közösségszerkezetet, de ez összességében nem arányos a kiszáradás hosszával, illetve a visszatelepülő közösséget sem befolyásolja a kiszáradás hossza.

Az **első hipotézisünk (H1)** állítását, mely szerint a kiszáradás hossza befolyásolja az állandó és időszakos vizekre jellemző közösségeket szerkezeti összetételét, csak részben igazoltuk. A kiszáradás hossza alapján nem tudtunk különbséget kimutatni sem a taxonok, sem az egyedszámok, sem a közösségszerkezeti elemzések alapján. Ezek alapján az **első predikciónk (P1)** nem nyert igazolást, miszerint minél hosszabb a kiszáradás, az időszakos kategóriák fajszáma és egyedszám annál kisebb és annál inkább eltolódnak az abundancia viszonyok.

A **második hipotézisünk (H2)**, mely szerint a kiszáradás hossza befolyásolja az első vizes fázis közösségét, csak részben igazoltuk. Az 1. és 2. kategória eredményei alapján igaznak tűnt az az állítás, miszerint a taxonszám, az egyedszám is arányosan kisebb lesz és az összetétel is változott a kiszáradás hosszának növelésével. De a 3. kategória cáfolta azt, mert nem a leghosszabb kiszáradási időszak után mértük a legkisebb fajszámot és egyedszámot. Emiatt a **második predikciónkat (P2)** az eredmények részben cáfolják. Nem találtunk egyértelmű bizonyítékot arra, hogy a visszatelepülés nem független a kiszáradás hosszától, így a **harmadik predikciónk (P3)** az eredményeink alapján összességében cáfolható. Eredményeink érvényességét és általánosságát befolyásolják a vizsgálat körülményei, melyek az értelmezési kontextust meghatározzák.

7. Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni témavezetőimnek Dr. Boda Pálnak, az Ökológiai Kutatóközpont, Vízi Ökológiai Intézet, Tisza-kutató Osztály tudományos főmunkatársának és Dr. Nagy Sándor Alexnek, a Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Hidrobiológiai Tanszék tudományos tanácsadójának a támogatását, valamint hogy koordinálták és segítették a munkámat.

Hálás köszönettel tartozom Szeles Júliának (ÖK VÖI Makroszkopikus vízi gerinctelen Kutatócsoport), aki segítségével, szakmai tanácsaival és támogatásával hozzájárult a dolgozat elkészüléséhez.

Továbbá köszönöm Dr. Várbíró Gábornak, Bozóki Tamásnak és Fekete Juditnak (ÖK VÖI Makroszkopikus vízi gerinctelen Kutatócsoport) és az ÖK VÖI Tisza-kutató Osztály minden dolgozójának, akik közreműködésével ez a dolgozat elkészülhetett.

A kutatás létrejöttét az Ökológiai Kutatóközpont közcél programja és az OTKA 135136 pályázat támogatta.

8. Irodalomjegyzék

- Bêche, L. A., Connors, P. G., Resh, V. H., & Merenlender, A. M. (2009). Resilience of fishes and invertebrates to prolonged drought in two California streams. *Ecography*, 32(5): 778-788.
- Bilton, D. T., Freeland, J. R., & Okamura, B. (2001). Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual review of ecology and systematics*, 32: 159-181.
- Boda, P., Horváth, G., Kriska, G., Blahó, M., Csabai, Z. (2014). Phototaxis and polarotaxis hand in hand: night dispersal flight of aquatic insects distracted synergistically by light intensity and reflection polarization. *Naturwissenschaften*, 101(5): 385-395.
- Bogan, M. T., Boersma, K. S., & Lytle, D. A. (2015). Resistance and resilience of invertebrate communities to seasonal and suprasedasonal drought in arid-land headwater streams. *Freshwater Biology*, 60(12): 2547-2558.
- Bonada, N., Doledec, S., & Statzner, B. (2007a). Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, 13(8): 1658-1671.
- Boulton, A. J., & Lake, P. S. (2008). Effects of drought on stream insects and its ecological consequences. *Aquatic insects: Challenges to populations*: 81-102.
- Boulton, A. J., 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 48: 1173-1185.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A. (2004). Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. In *Integrated Assessment of Running Waters in Europe. Developments in Hydrobiology*, Springer, Dordrecht, 175: 215-223.
- Chadd, R. P., England, J. A., Constable, D., Dunbar, M. J., Extence, C. A., Leeming, D. J., Murray-Bligh, J. A., & Wood, P. J. (2017). An index to track the ecological effects of drought development and recovery on riverine invertebrate communities. *Ecological Indicators*, 82: 344-356.
- Chessman, B. C. (2009). Climatic changes and 13-year trends in stream macroinvertebrate assemblages in New South Wales, Australia. *Global Change Biology*, 15(11): 2791-2802.
- Datry, T., Larned, S. T., Fritz, K. M., Bogan, M. T., Wood, P. J., Meyer, E. I., & Santos, A. N. (2014). Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: effects of flow intermittence. *Ecography*, 37(1): 94-104.

- Datry, T., Moya, N., Zubietta, J., & Oberdorff, T. (2016a). Determinants of local and regional communities in intermittent and perennial headwaters of the Bolivian Amazon. *Freshwater Biology*, 61(8): 1335-1349.
- Datry, T., Singer, G., Sauquet, E., Capdevilla, D. J., Von Schiller, D., Subbington, R., Magrand, C., Paril, P., Milisa, M., Acuna, V., Alves, M. H., Augeard, B., Brunke, M., Cid, N., Csabai, Z., England, J., Froebrich, J., Koundouri, P., Lamouroux, N., Marti, E., Morais, M., Munne, A., Mutz, M., Pesic, V., Previsic, A., Reynaud, A., Robinson, C., Sadler, J., Skoulikidis, N., Terrier, B., Tockner, K., Vesely, D., & Zoppini, A. (2017). Science and management of intermittent rivers and ephemeral streams (SMIRES). *Research Ideas and Outcomes*, 3: 1-23.
- Dieterich, M., & Anderson, N. H. (2000). The invertebrate fauna of summer-dry streams in western Oregon. *Archiv für Hydrobiologie*, 147(3): 273-295.
- Domisch, S., Jähnig, S. C., & Haase, P. (2011). Climate-change winners and losers: Stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe. *Freshwater Biology*, 56(10): 2009-2020.
- Döll, P., & Schmied, H. M. (2012). How is the impact of climate change on river flow regimes related to the impact on mean annual runoff? A global-scale analysis. *Environmental Research Letters*, 7(1): 1-11.
- Drummond, L. R., McIntosh, A. R., & Larned, S. T. (2015). Invertebrate community dynamics and insect emergence in response to pool drying in a temporary river. *Freshwater biology*, 60(8): 1596-1612.
- Európai Bizottság, EC, European Commission. (2015). Communication from the Commission to the European Parliament and the Council—the Water Framework Directive and the Floods Directive: actions towards the ‘good status’ of EU water and to reduce flood risks. COM (2015) 120 final.
- Gore, J. A., Layzer, J. B., Mead, J. I. M. (2001). Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: a role in stream management and restoration. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 17(4-5): 527-542.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1): 9.

- Holland, S. M. (2008). Non-metric multidimensional scaling (MDS). Department of Geology, University of Georgia, Athens, Tech. Rep. GA. 30602-2501
- Leigh, C., Bonada, N., Boulton, A. J., Hugueny, B., Larned, S. T., Vander Vorste, R., & Datry, T. (2016). Invertebrate assemblage responses and the dual roles of resistance and resilience to drying in intermittent rivers. *Aquatic Sciences*, 78(2): 291-301.
- Lorenz, A. W., Jähnig, S. C., & Hering, D. (2009). Re-meandering German lowland streams: qualitative and quantitative effects of restoration measures on hydromorphology and macroinvertebrates. *Environmental management*, 44(4): 745-754.
- Messenger, M.L., Lehner, B., Cockburn, C. et al. (2021). Global prevalence of non-perennial rivers and streams. *Nature*, 594: 391-397.
- Metcalf, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental pollution*, 60(1-2): 101-139.
- Nolan, K. A., & Callahan, J. E. (2006). Beachcomber biology: The Shannon-Weiner species diversity index. In *Proc. Workshop ABLE*, 27: 334-338.
- Pařil, P., Leigh, C., Polášek, M., Sarremejane, R., Řezníčková, P., Dostálová, A., & Stubbington, R. (2019). Short-term streambed drying events alter amphipod population structure in a central European stream. *Fundamental and Applied Limnology*, 193(1): 51-64.
- Resh, V. H., Norris, R. H., Barbour, M. T. (1995). Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20(1): 108-121.
- Sarremejane, R., England, J., Sefton, C. E., Parry, S., Eastman, M., & Stubbington, R. (2020). Local and regional drivers influence how aquatic community diversity, resistance and resilience vary in response to drying. *Oikos*, 129(12): 1877-1890.
- SDI (2020): <https://www.nhm.uio.no/english/research/resources/past/help/similarity.html>
- Soria, M., Leigh, C., Datry, T., Bini, L. M., & Bonada, N. (2017). Biodiversity in perennial and intermittent rivers: A meta-analysis. *Oikos*, 126(8): 1078-1089.
- Stahl, K., Hisdal, H., Hannaford, J., Tallaksen, L. M., Van Lanen, H. A. J., Sauquet, E., Demuth, S., Fendekova, M., & Jódar, J. (2010). Streamflow trends in Europe: evidence from a dataset of near-natural catchments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(12): 2367-2382.

- Straka, M., Polášek, M., Csabai, Z., Zweidick, O., Graf, W., Meyer, E. I., Elexová, E. M. Lešťáková M., & Pařil, P. (2021). Stream drying bioindication in Central Europe: A Biodrought Index accuracy assessment. *Ecological Indicators*, 130: 1-7.
- Stubbington, R., Bogan, M. T., Bonada, N., Boulton, A. J., Datry, T., Leigh, C., & Vander Vorste, R. (2017). The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: aquatic invertebrates. In *Intermittent rivers and ephemeral streams*. Academic Press, 2017: 217-243.
- Stubbington, R., Greenwood, A. M., Wood, P. J., Armitage, P. D., Gunn, J., & Robertson, A. L. (2009). The response of perennial and temporary headwater stream invertebrate communities to hydrological extremes. *Hydrobiologia*, 630(1): 299-312.
- VGT Kati-ér (2015): http://www.vizugy.hu/vizstrategia/documents/9E4A885B-BF24-4BC7-B9B7-3CB2C2452A81/VGT2_2-15_Berettyo_vegleges.pdf
- VGT Tóció-patak (2009): http://www2.vizeink.hu/files/vizeink.hu0392_2_17_AlegysegHortobagy-Berettyo.pdf
- VGT2 (2015): Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv felülvizsgálata: https://www.vizugy.hu/vizstrategia/documents/E3E737A3-3EBC-4B6F-973C-5DD9B8A6DBAB/OVGT_foanyag_vegleges.pdf
- Wong, W. K., Beldring, S., Engen-Skaugen, T., Haddeland, I., & Hisdal, H. (2011). Climate change effects on spatiotemporal patterns of hydroclimatological summer droughts in Norway. *Journal of Hydrometeorology*, 12(6): 1205-1220.
- Xu, M., Wang, Z., Duan, X., Pan, B. (2014). Effects of pollution on macroinvertebrates and water quality bio-assessment. *Hydrobiologia*, 729(1): 247-259.

9. Függelék

Tételes szerzői hozzájárulás

Alulírott Békési Csaba a munkafolyamatok közül a

- makroszkopikus vízi gerinctelenek mintavételezésében
- válogatásában
- Chironomidae, Megaloptera, Oligochaeta taxonok határozásában
- adatok rendezésében és a kiértékelések elemzésében
- dolgozat írásában

vettem részt.

Debrecen, 2022.11.18.

Békési Csaba
Békési Csaba