



**MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM**

**METEOROLÓGIAI ELEMEEK HATÁSA AZ  
AVARLEBONTÁSRA A BALATON VÍZGYŰJTŐJÉN**

**Simon Szabina**

**Keszthely**

**2023**

## A doktori iskola

**megnevezése:** Festetics Doktori Iskola

**tudományága:** Környezettudományok

**vezetője:** Dr. habil. Anda Angéla

egyetemi tanár, DSc

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Georgikon Campus,  
Növénytermesztési-tudományok Intézet, Agronómia Tanszék

**Témavezető:** Dr. habil. Anda Angéla

egyetemi tanár, DSc

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Georgikon Campus,  
Növénytermesztési-tudományok Intézet, Agronómia Tanszék



.....  
Az iskolavezető jóváhagyása



.....  
A témavezető jóváhagyása

## Tartalomjegyzék

<b>JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE</b> .....	4
<b>1. BEVEZETÉS</b> .....	5
<b>2. CÉLKITŰZÉS</b> .....	7
<b>3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS</b> .....	8
3.1 A vízben történő avarbomlás jelentősége .....	8
3.2 Az avar összetételének hatása a lebontásra.....	15
3.3 A kioldódást befolyásoló tényezők .....	17
3.4 A környezeti tényezők hatása az avarlebontásra.....	19
3.5 A vízben történő avarlebontás során légkörbe kerülő gázok .....	26
3.6 Avarlebontási kutatások néhány hazai vonatkozása.....	28
<b>4. ANYAG ÉS MÓDSZER</b> .....	30
4.1. Terepi kísérlet .....	30
4.1.1. Kísérleti helyszínek.....	30
4.1.2. Meteorológiai jellemzők és a víz fizikai- és kémiai tulajdonságainak vizsgálata. ....	32
4.1.3. Avarlebontás vizsgálata.....	36
4.1.4. Kioldódás vizsgálata.....	39
4.1.5. Növények összes szerves szén (TC)– és nitrogén (TN) tartalmának vizsgálata elemanalizátorral .....	39
4.1.6. Növények összes foszfor (TP) tartalmának meghatározása kénsavas roncsolással .....	41
4.2. CO <sub>2</sub> kibocsátás mérése klímakamrában.....	42
4.3. Adatok feldolgozása.....	43
<b>5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK MEGBESZÉLÉSE</b> .....	45
5.1. Terepi kísérlet .....	45
5.1.1. Meteorológiai és vízkémiai jellemzők a vizsgálati időszakban.....	45
5.1.2. Avarfogyás alakulása, bomlási (k <sub>T</sub> ) és hőérzékenységi (Q <sub>10</sub> ) együtthatók .....	52
5.1.3. Avarfogyás és a meteorológiai, illetve vízkémiai elemek kapcsolata .....	65
5.1.4. A szén (TC), nitrogén (TN) és foszfortartalom (TP) alakulása az avarlebontási kísérletben .....	69
5.1.5. A növényi részek ammónium (NH <sub>4</sub> -N) és foszfát (PO <sub>4</sub> -P) kioldódása.....	75
5.1.6. A szén (TC), nitrogén (TN) és foszfortartalom (TP) alakulása a kioldódási kísérletben .....	84
5.1.7. Az avarlebontás és a kioldódás kapcsolata .....	87
5.2. Mikrokozmosz kísérlet.....	92
5.2.1. CO <sub>2</sub> kibocsátás a terepen mért eredeti T <sub>w</sub> -n és +2 °C-os hőmérsékleten.....	92
<b>6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK</b> .....	100

<b>7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK</b> .....	105
<b>8. ÖSSZEFOGLALÁS</b> .....	106
<b>9. SUMMARY</b> .....	108
<b>10. MELLÉKLETEK</b> .....	110
<b>1. Melléklet – Irodalomjegyzék</b> .....	110
<b>11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS</b> .....	144

## JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

Jelölés	Megnevezés
AVL	aranyvessző levél
AVSZ	aranyvessző szár
B	Balaton
BOI <sub>5</sub>	biológiai oxigénigény 5 nap után
C	szén
CO <sub>2</sub>	szén-dioxid
EC	vezetőképesség
F	fűz avar
GYL	gyékény levél
GYSZ	gyékény szár
HL	Hévízi-lefolyó
HT	Hévízi-tó
K	Kevert avar (50 % fűz, 50 % nyár)
KB	Kis-Balaton
KOI <sub>p</sub>	permanganátos kémiai oxigénigény
k <sub>T</sub>	víz hőmérséklettel normalizált bomlási együttható
MC	mocsárciprus avar
N	nitrogén
NH <sub>4</sub> -N	ammónium
NL	nád levél
NR	nád rizóma
NSZ	nád szár
NY	nyár avar
PR	csapadék
P	foszfor
PO <sub>4</sub> -P	foszfát
RH	relatív páratartalom
R <sub>n</sub>	globál sugárzás
T <sub>a</sub>	léghőmérséklet
TN	összes szerves nitrogén
TC	összes szerves szén a növénymintákban
TOC	összes szerves szén a vízmintákban
TP	összes szerves foszfor
T <sub>w</sub>	víz hőmérséklet
u	szél
Z	Zala torkolat

# 1. BEVEZETÉS

A különböző víztestekben az avarlebontással kapcsolatos vizsgálatokban tapasztalható nagymértékű eltérések megértése betekintést nyújthat az ökoszisztéma folyamataiba. A globális klímaváltozás soha nem látott mértékben érinti az ökoszisztémákat világszerte, erős hatással van a biológiai sokféleségre és az ökoszisztémák működésére egyaránt (VITOUSEK et al. 1997, IPCC 2014). CORVALAN et al. (2005) felhívta a figyelmet az édesvizekre, mint a Föld legveszélyeztetettebb ökoszisztémáira, mivel a működésükben bekövetkező bármilyen változás megzavarhatja a rendszerek működését. Az ökoszisztémákat súlytó nagymértékű változások közül leginkább az éghajlattal kapcsolatosakat vizsgálják, amelyek közül több részlet már jól dokumentált és az azokból levont jövőbeni következtetések komoly aggodalomra adhatnak okot. Az Éghajlatváltozási Kormányközi Testület (IPCC) időszakonként közzétett jelentései szerint az üvegházhatású gázok antropogén eredetű légköri kibocsátása globális felmelegedést okoz, és megváltoztatja a csapadék (PR) mintázatot a világ számos részén, mely negatív tendencia az előrejelzések szerint várhatóan folytatódni fog a jövőben is (IPCC 2018).

A különböző szerves szubsztrátumok lebomlása eltérő érzékenységet mutathat a hőmérséklet-emelkedéstől függően. A gyorsan lebomló avartípusok (tápanyagokban gazdagok és a nehezen bomló vegyületekben szegények) érzékenyebbek lehetnek a magasabb hőmérsékletre, mint a lassan lebomló avartípusok, amelyeknél a lebontó tevékenység korlátozott lehet az avar felépítése és egyéb belső tulajdonságai miatt (FERREIRA et al. 2015b, MARTÍNEZ et al. 2016). A hőmérséklet-emelkedés különböző módon befolyásolhatja a mikroorganizmusokat és a makrogerinctelen lebontó szervezeteket egyaránt.

A szárazföldeken található édesvizek a bolygó felületének csak egy kis részét képviselik; a nem eljegesedett földfelszín körülbelül 0,6 %-át (ALLEN & PAVELSKY 2018). Azonban a szárazföldi szerves anyagok közvetlen vagy közvetett bejutása révén, valamint a szárazföldi környezethez képest jóval magasabb bomlási sebesség miatt (HANDA et al. 2014), ezek a rendszerek lényegesen nagyobb befolyást gyakorolhatnak a globális szén (C)- és tápanyagciklusra, mint amennyit felületük mérete sugall. Következésképp átfogó, globális léptékű avarlebontási elemzésekre van szükség ahhoz, hogy megbízható becsléseket lehessen készíteni az édesvízi ökoszisztémák globális biogeokémiai ciklusokhoz való hozzájárulásáról. A szárazföldeken található édesvizekben zajló kémiai és biológiai folyamatok relatív hozzájárulása a globális légköri szén-dioxid (CO<sub>2</sub>) mennyiségéhez jelenleg nagyrészt ismeretlen (RAYMOND et al. 2013, HOTCHKISS et al. 2015). VON SCHILLER et al. (2019) és BOYERO et al. (2011)

arra a következtetésre jutottak, hogy a patakokban a tavi és óceáni üledékekben történő lerakódás előtti tökéletlen bomlásból eredő C-megkötés a szélességi fok növekedésével növekszik.

A vízben a gombák általi bontás magában foglalja az avar nagy részének CO<sub>2</sub>-dá (SUBERKROPP 1991, BALDY et al. 2007) és más szerves vegyületekké való mineralizálódását. Jelentős mennyiségű oldott (MEYER et al. 1998) és finomszemcsés (SUBERKROPP & KLUG 1980) szerves C, valamint további tápanyagok is felszabadulnak (GESSNER et al. 1999) az avarbomlás eredményeképp. Hasonlóképpen, a vízi makrogerinctelen szervezetek is rendkívül fontosak az avar lebontásában (WALLACE & WEBSTER 1996). A szerves anyagok aprításával, lenyelésével és megemésztésével az avar egy részét biomasszává alakítják (SUBERKROPP et al. 2010), miközben egyidejűleg CO<sub>2</sub>-ot és ásványi tápanyagokat bocsátanak ki (IVERSEN 1979). Ezeknek az átalakítási folyamatoknak a relatív aránya valószínűleg változhat a környezeti hatásoktól (pl. hőmérséklet, tápanyag-elérhetőség, geokémia, vízszennyezés) függően (MARKS 2019).

A globális léptékű tanulmányok segíthetnek azonosítani azokat a hiányosságokat, amelyekre a helyi vagy regionális vizsgálatok, valamint a laboratóriumi kísérletek nem mutatnak rá. Például nagyszámú lokális tanulmány járult hozzá a hőmérséklet (FERREIRA & CHAUVET 2011a, MARTÍNEZ et al. 2014), az oldott tápanyagok (GULIS et al. 2006, ROSEMOND et al. 2015), a területhasználat (WILD et al. 2019), valamint a biotikus tényezők (TONIN et al. 2017, LÓPEZ-ROJO et al. 2018, 2019) avarbomlásra való hatásának megértéséhez. Ezzel szemben kevés tanulmány foglalkozott az interspecifikus kölcsönhatások elemzésével (BOYERO & PEARSON 2006). Néhány tanulmány foglalkozott a nitrogéntől (N) és a foszfortól (P) eltérő tápanyagok, például a kalcium és a magnézium fontosságával is (GARCÍA-PALACIOS et al. 2016). Kiterjedt irodalom áll rendelkezésre a tápanyagok vízben történő lebontásra gyakorolt hatásairól (WOODWARD et al. 2012, FERREIRA et al. 2015a), de nincs globális összehasonlítás a bomlás vizek tápanyag dinamikájára gyakorolt hatásáról. Az éghajlatváltozással kapcsolatban néhány tanulmány közvetlenül foglalkozott a felmelegedés (BOYERO et al. 2011a, FOLLSTAD SHAH et al. 2017) avarbomlásra kifejtett hatásaival, ami arra utal, hogy a reakciók az egyes biotikumokban eltérőek lehetnek. Mindezek mellett érdemes figyelembe venni az éghajlatváltozás hatásainak sokrétűségét, amelyet a különböző avarokra, a mikrobiális lebontókra és az avarfogyasztó makrogerinctelenekre fog várhatóan kifejteni.

## 2. CÉLKITŰZÉS

Avarlebontási kísérletet állítottunk be téli időszakban (2019. december 9. és 2020. március 16. között), a Balaton (B) és vízgyűjtőjén (7 helyszínen). A legtöbb irodalomban ezen ökoszisztémát képviselő helyszínek csak önállóan képezték a vizsgálat tárgyát. A természet kínálta összetett helyszín lehetővé tette, hogy egyidőben, eltérő mikroklímával rendelkező élőhelyeken kövessük nyomon a lebontás folyamatát (tóközel, termálvíz, wetland, folyó). A korábbi szakirodalomban a lebontás – időjárás kapcsolat legtöbbször a két könnyen mérhető meteorológiai elemre (léghőmérséklet- $T_a$ , PR) korlátozódott.

- A kutatás egyik fő célja a  $T_w$ , továbbá különböző meteorológiai elemek lebontásra gyakorolt hatásának megismerése, valamint a lebontás jellegének előrejelzése meteorológiai elemek alapján.
- Az elérhető meteorológiai elemek közül a víz hőmérséklet ( $T_w$ ) központi helyet foglalt el elemzésünkben. Korábbi meteorológiai vonatkozású megfigyelések rendszerint hosszú idő-intervallumokra vonatkoztak (évi és havi átlagok, a legfinomabb felbontást a ritkán alkalmazott napi átlagok jelentették), melyet esetünkben finomítottunk 10 perces felbontásra.
- Ehhez kapcsolódóan célunk volt a lebontási koeficiens hőmérsékleti kapcsolattal bővített változatát ( $k_T$ ), továbbá a hőmérséklet érzékenységi együtthatót ( $Q_{10}$ ) meghatározni, valamint a nagyon ritkán alkalmazott globálsugárzás ( $R_n$ ) és más mikroklímát meghatározó elemeket a vizsgálat körébe bevonni.
- A lebontási folyamat megismeréséhez célul tűztük ki, hogy kioldódási vizsgálatokat is végezzünk ammónium ( $NH_4-N$ ) és foszfát ( $PO_4-P$ ) elemekre. Tekintettel a téli megfigyelési időszakra, csak a kioldódást néztük, az avarlebontást végző szervezetek monitorozása nem képezte vizsgálatunk tárgyát.
- Napjaink leggyakrabban vizsgált jelenségével, a globális klímamódosulás helybeli hatás-elemzésével mikrokozmosz kísérletben foglalkoztunk, melyet a terepi kísérletekben szerzett tapasztalatok, valamint a várható változások alapján állítottunk be. A magasabb hőmérsékletet ( $T_a$  és  $T_w$ ) a RegCM hazai leskálázott modelljének téli időszakra előrejelzett értékeivel vettük figyelembe (+2 °C-os melegedés). A korábbiaktól eltérően célunk a víz alatti lebomlás során felszabaduló  $CO_2$  mennyiség meghatározása jelen, és emelt hőmérsékletű körülmények között volt.



## 3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 3.1 A vízben történő avarbomlás jelentősége

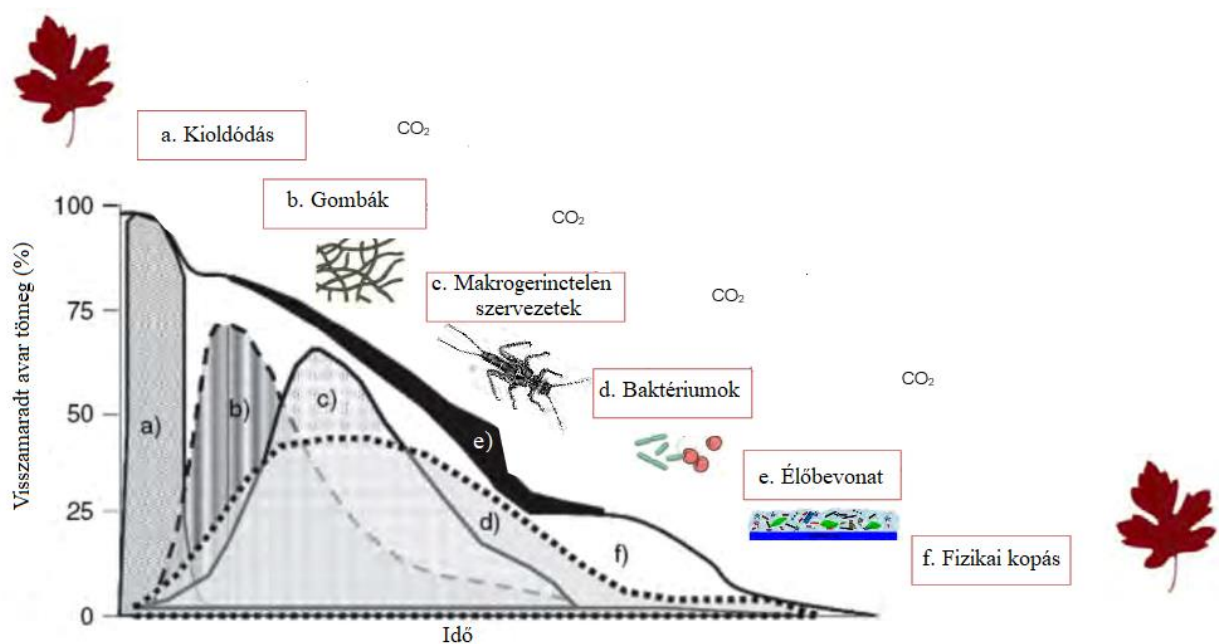
A szakirodalomban elterjedten a biodiverzitás és az ökoszisztéma funkcióinak összefüggéseivel kapcsolatos ismeretek közül a növények produktivitásával kapcsolatos területet tárgyalják legszélesebb körben. Más alapvető folyamatokat, mint például a lebomlást, viszonylag kevesebben kutatják (TILMAN et al. 2014), mely különösen a vízi környezetben történő avarlebontás vizsgálatára igaz (HÄTTENSCHWILER et al. 2005, GESSNER et al. 2010). A növényi szerves anyagok lebomlása az egyik legfontosabb vízi ökoszisztéma-folyamat, mivel szabályozza a C és a tápanyagok körforgását (GLASSMAN et al. 2018), valamint fenntartja a táplálékláncot (GESSNER et al. 2010, GARCÍA-PALACIOS et al. 2016). Emellett az üvegházhatású gázok, például a CO<sub>2</sub> és a metán légkörbe jutásához is hozzájárul, ami az éghajlatváltozás pozitív visszacsatolása is lehet (HEIMANN & REICHSTEIN 2008). Számos édesvízi, tengerparti és tengeri környezetben a különböző eredetű növényi avar szintén fontos energia- és tápanyagforrás a vízi táplálékhálózatok számára (WOLANSKI & ELLIOTT 2015, GARCIA-PALACIOS et al. 2016).

A vízi ökoszisztémákban történő avarlebontással kapcsolatos tanulmányok az 1960-as évek óta terjedtek el (ABELHO 2001, TANK et al. 2010, WEBSTER & BENFIELD 1986). Az édesvízi ökoszisztémák hatalmas mennyiségű szerves C-t dolgoznak fel, ami a globális szén ciklus elengedhetetlen összetevője (BOYERO et al. 2016).

A fákról lehulló elhalt növényi anyag energiát és szubsztrátot biztosít az édesvízi ökoszisztémák legkülönbözőbb élőlényeknek (GESSNER et al. 2010). Kiemelkedő fontosságúak a mocsarak és az állóvizek partmenti zónái, továbbá a patakok, amelyek általában nagy mennyiségű növényi biomasszához jutnak a folyamat eredményeképp. Valójában ezekben az ökoszisztémákban átáramló C és energia nagy része a behulló növényi maradványokból származik (GESSNER et al. 2010). Az avar elsősorban a levélhullás időszakában (a legtöbb mérsékelt égövi régióban ősszel) jut be a víztestekbe (POZO et al. 1997). A mérsékelt övi ökoszisztémákban a lombhullás ősszel és kora télen éri el a csúcspontját, és ez a mintázat jellemzően a vízben jelen lévő durva szemcsés szervesanyag mennyiségében tükröződik (BÄRLOCHER 1983), míg a legalacsonyabb értékeket a nyári időszakban találjuk.

A vízbe kerülést követően az avar felületén gyorsan megtelepednek a mikroorganizmusok (1. ábra), különösen a vízi gombák, amelyek a vízben lebomló avar

mikrobiális biomasszájának 60-99%-át teszik ki (GESSNER 1997, KUEHN 2016). Emellett megjelennek az avar fogyasztó makrogerinctelen szervezetek is (GRAÇA 2001, MARKS 2019). A mikrobiális szervezetek avar felületén történő megtelepedésének folyamatát gyakran „kondicionálásnak” nevezik (CUMMINS 1974), amely magában foglalja az avar tulajdonságainak kismértékű módosítását, mely révén kedvezőbbé válik a makrogerinctelen szervezetek számára (GESSNER et al. 1999). A vízi gombák szerepe kettős, egyrészt olyan extracelluláris enzimeket termelnek, amelyek gyorsan lebontják az avar összetett alkotóelemeit, másrészt pedig az avarból hiányzó nélkülözhetetlen tápanyagokat termelnek a makroszervezetek számára (BARLOCHÈR & KENDRICK 1975, MARKS 2019).



1. ábra Az avarlebontás különböző folyamatainak hatása a visszamaradt avar tömegére az idő függvényében, WANTZEN et al. (2008) nyomán

A változó környezet a mikrobiális lebontók és a makrogerinctelen szervezetek kapcsolatainak milyenségét és mértékét is befolyásolhatja. A makrogerinctelenek által elfogyasztott avar a bélsárürítés során feldarabolódik, ami feltűnően nagy mennyiségű finomszemcsés szerves anyag felszabadulását eredményezi, amely sok más állat számára alapvető táplálékforrás (WALLACE & WEBSTER 1996). Ha például az avar mikrobiális kondicionálása nem elegendő a növényi szövet jellemzően nagy C:N és C:P arányának szűkítéséhez (GRAÇA et al. 2015), a makroszervezetek az elfogyasztott anyag nagy részét finomszemcsés szervesanyag formájában ürítik ki (MANZONI et al. 2010). Emellett, ha a makrogerinctelenek gyorsan elfogyasztják és feldolgozzák a lebomló avaron fejlődő mikrobiális

biomasszát, a mikrobák hozzájárulása a lebontáshoz csekély lesz, még akkor is, ha a mikrobiális növekedés feltételei kedvezőek (ROBINSON et al. 1998). Így a víztestekben nagyon eltérő bomlási sebességet tapasztalhatunk, ami megváltoztatja a lebontás tér és időbeli mintázatát. Még ha az általános bomlási sebességek hasonlóak is, jelentős különbségek lehetnek a lebomlási „útvonalak” és az erőforrás-felhasználás hatékonysága között, attól függően, hogy a mikrobiális vagy a makrogerinctelenek által végzett bomlás dominál, és melyik bomlási útvonal érvényesül (BOYERO et al. 2011b).

A durva szemcsés szervesanyag az 1 milliméternél nagyobb szerves részecskéket jelenti, amelyek elsősorban növényi avar tartalmazznak vagy abból származnak (WEBSTER & MEYER 1997). Évente jellemzően több száz gramm avar száraz tömege érkezik négyzetméterenként a mederbe. A durva szervesanyag az erdei patakok közösségeinek elsődleges forrása energetikai szempontból (HALL et al. 2000). Fő összetevői a fa, a levelek és levéltöredékek, a gyümölcsök és a virágok, ahol a levelek általában dominálnak mind az abszolút mennyiség, mind a vízbe hullás szabályossága tekintetében (ABELHO 2001). Egy víztest esetében jelentős hozzájárulást adhat a vízbe kerülő faanyag is (DÍEZ et al. 2001). A faanyag vízbe való bekerülése földcsuszamlások, szokatlanul heves viharok és hasonló szélsőséges események miatt következik be (HARMON et al. 1986). Szórványos előfordulásuk miatt ezek a jelenségek nem mérhetők könnyen rutinnak nevezhető eljárásokkal. Következésképpen gyakran hasznos különbséget tenni a bevitt durva faanyag és más típusú avarok között.

A növények fajgazdagsága közvetlenül befolyásolja az ökoszisztéma folyamatait és a táplálékháló szerkezetét (HOOPER et al. 2005), azonban a fajok funkcionális jellemzői az ökoszisztéma működésének legfontosabb elemei (DÍAZ & CABIDO 2001). A szakirodalmi adatok arra engednek következtetni, hogy a fajok funkcionális tulajdonságainak közösségeken belüli eloszlása kulcsszerepet játszik az ökoszisztéma folyamataiban (DÍAZ et al. 2007, BARANTAL et al. 2014). A funkcionális különbségek sokféle kölcsönhatáshoz vezethetnek a fajok között. Ezen kölcsönhatások összetettsége miatt nehéz megjósolni az egyes közösségekben történő beavatkozás hatását (pl. egy faj kihalása, vagy egy invazív faj megtelepedése az adott közösségben) (HEEMSBERGEN 2004).

Az avar jelentősége a vízi táplálékhálózatok szempontjából néhány fontos gradiens mentén jól végig követhető. Globális szinten a növényi anyag termelése pozitívan korrelál a tényleges párolgási sebességgel, amely általában a trópusi, szubtrópusi és mérsékelt égövi régiókban a legmagasabb (MATTHEWS 1997). Ezenkívül az avar relatív hozzájárulása a vízi erőforrások teljes készletéhez szükségszerűen növekszik a környező szárazföldi növényzet mennyiségével és a víztest felszín-kerületéhez viszonyított arányának csökkenésével (POLIS et

al. 1997). Bár ezek a rendszerek magukban foglalják a folyami és az állóvízi élőhelyeket is, a legtöbb figyelem az édesvízi környezetekben a patakokra és folyókra összpontosult. Ezen élőhelyeken kisebb a szárazföldi növényzet-víz a felület/kerület aránya, és sokkal nagyobb valószínűséggel támaszkodnak a növényi anyagokra, mint bevételi forrásra. Az ilyen rendszerek azonban általában rejtve maradtak a légi felvételekben, például a lombkorona borítása miatt (DOWNING 2010). Kiterjedt helyszíni felmérések és a térinformatikai technológia legújabb fejlesztései azt mutatják, hogy a kis medencék, tavak és vizes élőhelyek sokkal nagyobb teljes területet foglalnak el, mint a korábbi becslések (DOWNING 2010). Napjainkban egyre több vizsgálatot végeznek tavak és vizes élőhelyek területén is. A szakirodalmi adatok alapján a kis szárazföldi ökoszisztémák (azaz a 0,001 km<sup>2</sup>-nél kisebb rendszerek) a globális szárazföldi édesvízi területének mindössze 8,6 %-át teszik ki, mégis a szárazföldi édesvizekből származó szén-dioxid és metángáz-kibocsátás 15,1 %-40,6 %-áért felelnek (HOLGERSON & RAYMOND 2016). Ennek a C-ciklusnak a nagy része valószínűleg a vízi-földi határfelületen keresztül történik. Tekintettel arra, hogy az avar sok ilyen kis rendszerben jelentős szerepet játszik, a globális szén ciklusok tisztázása szempontjából kulcsfontosságú a vizes élőhelyeken a vízbe hulló avar ökológiai hatásainak megértése (HOLGERSON 2015).

Az elmúlt két évtizedben az avarfajták édesvízi rendszerekben való keveredés-hatásainak megértése nagy kihívásként jelent meg, párhuzamosan azzal a tágabb kérdéssel, hogy a biológiai sokféleség hogyan korrelál az ökoszisztéma működésével (GESSNER et al. 2010). A szakirodalomban megjelent, a különböző összetételű avarfajok összekeverésének hatásáról számot adó kutatási eredmények elsősorban az lebontási sebesség változásaira összpontosítottak. Feltételezve, hogy a keverékben az avarfajok között nincs kölcsönhatás, a bomlásnak additív módon kell reagálnia az avarfajok összetételének változásaira (GESSNER et al. 2010). Empirikusan ennek azt kell eredményeznie, hogy a keverék teljes bomlási sebessége megegyezik az egyes avarfajták átlagos bomlási sebességével, arányosan a keverékben lévő reprezentatív biomasszával.

A szárazföldi és vízi ökoszisztémákból származó szakirodalmi eredmények szerint az avarkeverés általában szinergikus hatású a bomlási sebességre (GARTNER & CARDON 2004, KOMINOSKI et al. 2009). A kérdéssel foglalkozó tanulmányok közül additív, szinergikus és antagonista eredményeket írtak le STOLER & RELYEA (2016), LIU et al. (2017), valamint ZHANG et al. (2017). Az előzőek alapján úgy tűnik, jelenleg nem áll rendelkezésre elegendő számú tanulmány ahhoz, hogy általános képet kapjunk a kevert avarfajok lebontási ütemének változásáról vizes élőhelyeken. Az avarlebomlás mértéke a növényközösségekben nem csak a növényközösségek szerkezetének módosulására változik meg, hanem az avarkeverékek

megváltozott kölcsönhatásai miatt is (GARTNER & CARDON 2004). Az avarkeverékekkel végzett kísérletek kimutatták, hogy a bomlási mintázatok nem mindig jelezhetők előre az egyes fajok arányából. A tömegveszteség gyakran (de nem mindig) növekszik, ha különböző fajokat kevernek. Ennek oka elsősorban a gomba micéliumok közvetítésével zajló, a lebomló fajok között megvalósuló tápanyag-transzfer. QUESTED et al. (2005) megállapította, hogy a fenti jelenség nem mindig így játszódik le, s a keverékek hatását gyakran nem lehet előre megjósolni kizárólag a keverékben lévő kémiai tulajdonságokból (HOORENS et al. 2003). Mindazonáltal várható, hogy a növényközösségek fajösszetételének változása az avarkeverékek bomlási sebességének megváltozását is eredményezi.

Ahhoz, hogy az avar általi tápanyagbevétel a vizes élőhelyek folyamatainak ökológiailag fontos mozgatórugójaként lehessen leírni, meg kell határozni hatásukat az édesvízi ökoszisztémákat jellemző számtalan abiotikus és biotikus tényezők figyelembevételével. Például a lombkorona borítása több környezeti változót meghatároz, például a fény elérhetőségét, az erózió mértékét, az organizmusok élőhelyét és a vizes élőhelyek vonzerejét a makrogerinctelen szervezetek számára (MCCAULEY et al. 2008, MOKANY et al. 2008, HOVERMAN et al. 2011).

A kisméretű, lombkoronával borított vizes élőhelyek jellemzően hatalmas mennyiségű szárazföldi növényi inputot kapnak területegységenként, és a  $R_n$ -korlátozás miatt csekély megfigyelhető elsődleges produktivitásuk van (WELLBORN et al. 1996). Az avar és a lombkorona relatív szerepére összpontosító tanulmányok ellentétes eredményeket mutatnak. Egy 15 mérsékelt övi vizes élőhelyen végzett felmérés rámutatott arra, hogy a lombkorona miatti árnyékoltság sokkal több eltérést magyaráz a makrogerinctelenek fajgazdagságában és összetételében, mint a lehullott avar minősége vagy mennyisége (PLENZLER & MICHAELS 2015). Egy másik, 66 mérsékelt övi vizes élőhelyen végzett felmérés szerint az avarbevétel tömege és a lombkorona borítása negatívan korrelált a makrogerinctelen taxonok fajgazdagságával (BATZER et al. 2004). Bár a lombkorona borítása pozitívan korrelál az avarbevétel tömegével (azaz az árnyékosabb vizes élőhelyek nagyobb mennyiségű avart kapnak), a nagy mennyiségű lombkoronatakarás nem feltétlenül jelent minőségileg magas avarbevétel vagy optimális növekedési feltételeket minden faj számára. Ennek bizonyítékeként számos ebihal faj csökkent növekedést és túlélést mutat a zárt lombkoronás vizes élőhelyeken, de növekedésük jellemzően fokozódik, ha étrendjüket jó minőségű táplálékkal egészítik ki (WILLIAMS et al. 2008, EARL et al. 2011). Más ebihal fajok azonban jól ismertek arról, hogy tolerálják a lombkoronatakarás és az avar által okozott körülményeket (pl. alacsony oxigénellátás, csökkent  $R_n$ ), és egyforma túlélést mutatnak zárt és nyitott lombkoronás

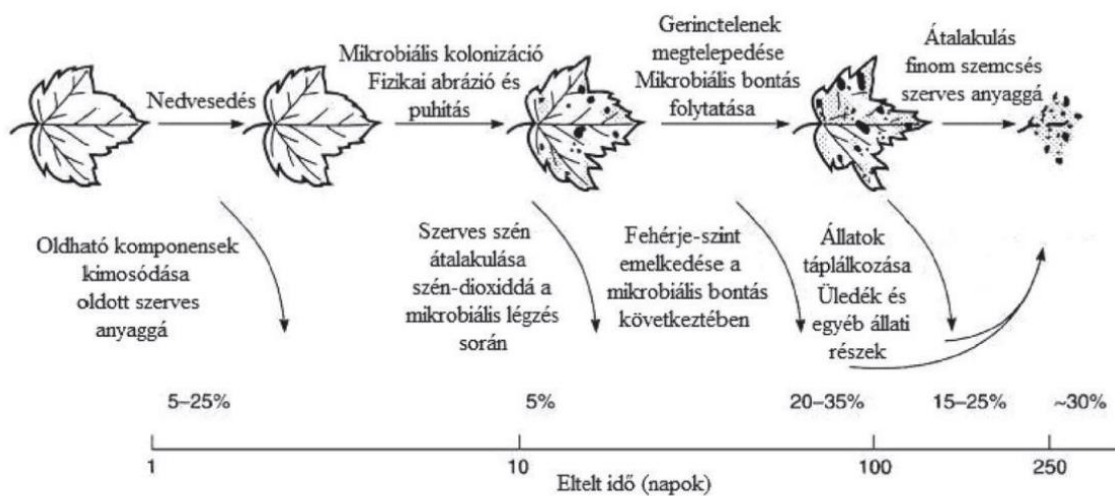
rendszerekben (WILLIAMS et al. 2008). BOES & BENARD (2013) még azt is bebizonyította, hogy a zárt lombkoronarendszerekből előkerülő erdei békák fizikailag nagyobbak és nagyobb mozgási teljesítményt mutatnak, mint a nyitott lombkoronarendszerekből kikerülő egyedek. Ennélfogva a rendelkezésre álló avar mennyisége és a lombkoronatakaró közötti összefüggés ismerete csupán részben átfedő összefüggéseket tár fel a vizes élőhelyek közösségének összetételében.

Az avarbevitel és a vizes élőhelyek hidroperiódusa közötti kapcsolat kevésbé egyértelmű. A ciklikus nedves és száraz időszakok hatására a mikrobiális közösségek levegőre kerülhetnek, és ez elősegítheti a mikrobiális aktivitást az avar felszínén (BATTLE & GOLLADAY 2009). A nagyobb mikrobiális aktivitásnak több erőforrást kell biztosítania a magasabb trofikus szintekhez, ez magyarázatot adhat arra, hogy WARREN & SPENCER (1996) miért találta úgy, hogy az időszakosan szárazra kerülő tavi mezokozmoszok fogyasztóinak biomaszája nagyobb, mint az állandó vízborítású mezokozmoszok biomaszája. Nincs azonban egyetértés abban, hogy a vizes élőhelyek vízborításának állandósága növeli vagy csökkenti az avar lebomlási sebességét (BRINSON et al. 1981, INKLEY et al. 2008). Ennek egyik lehetséges magyarázata, hogy a periodikusan száraz avarbevitelt kolonizáló törmelékes közösségek összetételükben és funkciójukban egyedülállóak a tartósan száraz vagy nedves avar kolonizáló közösségekhez képest (DELL et al. 2014). Ezenkívül az időszakosan vízborítás alá kerülő avar bomlási sebessége az avar kémiai minőségétől is függ. Például az időszakos szárazra kerülés felgyorsíthatja a rossz minőségű avar bomlását, amely nagy mennyiségű mikrobiális aktivitást tart fenn.

Sok kis vizes élőhely képes fenntartani olyan algaközösségeket, amelyek gyenge fényviszonyok között is fennmaradnak (HOLGERSON et al. 2016). Ezen algaközösségek, az avarbevitelhez viszonyított magas tápanyagkoncentrációjuk miatt, rendkívül fontosak a vizes élőhelyek közösségei számára (BATZER et al. 2006). A nagy erdős vizes élőhelyek – a mocsarak kivételével, – a teljes felületükhöz képest szükségszerűen kisebb lombkoronaborítással rendelkeznek, így nagyobb mennyiségű sugárzásnak vannak kitéve (HOVERMAN et al. 2011). A fenti nagy vizes élőhelyek táplálékhálózatai kevésbé függenek a vízi-földi kapcsolatoktól (POLIS et al. 1997). Ezenkívül a nagy és állandó vizes élőhelyeken gyakran élnek nagytestű ragadozók (például halak), amelyek hajlamosak szétválasztani a vízi-szárazföldi kapcsolatokat azáltal, hogy elfogyasztják az avar lebontásáért felelős makrogerinctelen szervezeteket (GREIG et al. 2012).

A vízbe hulló avar jelentős allochton forrása a vizeknek, valamint általános energia- és tápanyagforrás a heterotróf vízi közösségek számára (GRAÇA et al. 2001, BALDY et al. 2007,

WARDLE et al. 2004). Az őshonos növényfajokról vízbe hulló avar fontos forrása és alapvető tápláléka a vízi gerincteleneknek, amelyek viszont energiát biztosítanak ragadozóik számára magasabb trofikus szinteken; ebből következik, hogy a különböző avartípusok befolyásolhatják a gerinctelen fajok egyedszámát (COMPSON et al. 2013). Az avar lebomlása egyesíti a fizikai, kémiai és biológiai folyamatokat a mechanikai fragmentálással, kioldódással és a tápanyaghozzáférhetőséggel (WETTERSTEDT et al. 2010, FERREIRA & CHAUVET 2011b, POZO et al. 2011), ezáltal elősegítve a mikrobák, például baktériumok és gombák közötti együttműködést (2. ábra). A baktériumok és gombák szintén részei az energiaáramlásnak (BÄRLOCHER 1985), mivel közvetlenül az avarból nyerhetnek C-t és tápanyagokat, például N-t és P-t. KAUSHIK & HYNES (1971) szerint a gombák növekedése elősegíti a szerves N koncentrációját az avarban, ami sok gerinctelen számára ízletesebbé és táplálóbbá teszi az elhalt leveleket. A N és P elérhetőségének növelése növelheti a mikrobiális biomasszát (BENSTEAD et al. 2005, SUBERKROPP et al. 2010), és serkentheti a mikrobiális légzési sebességet (STELZER et al. 2003), mely lebontók erősen befolyásolhatják a vizek biogeokémiai folyamatait és tápanyag-ciklusát.



2. ábra A lebontás szakaszai és az egyes szakaszok domináns szervezetei az avarlebontás folyamán (SIGEE 2005, ALLAN 1995 nyomán)

A mikroorganizmusok extracelluláris enzimeket termelnek, melyek a polimereket kisebb molekulákra bontják (CHRÓST 1991). Ezek az élőlények a törmeléket mikrobiális biomasszává és oldott tápanyaggá alakítják (MORAN & HODSON 1989ab), ami a legtöbb fogyasztó számára emészthetővé teszi az olyan nehezen bontható vegyületeket, mint a cellulóz, hemicellulóz és

lignin. Korábbi publikációk szerint a baktériumok leginkább az állóvizekben történő avarlebontáshoz járulnak hozzá (ANESIO et al. 2003). A gombák általában szélesebb spektrumú extracelluláris enzimeket termelnek, mint a baktériumok (KIRK & FARRELL 1987), és az avarlebontás legaktívabb tagjainak tartják őket (KOMINKOVA et al. 2000). NIKOLCHEVA & BÄRLOCHER (2004) tanulmányában a vízben élő gombák biomassza növekedése és spóráképződése pozitív korrelációt mutatott az avarlebontás sebességével. Általánosságban elmondható, hogy a gombák és baktériumok főként a durva szemcsés szerves anyagok lebontására (TANT et al. 2015), valamint a törmelék szemcsés, illetve az oldott szerves anyagok lebontására hatnak (SIUDA & CHRÓST 2002).

A avar lebomlása fontos biogeokémiai folyamat a vízi ökoszisztémákban, különösen a parti zónában, ahol a makrofiták dominálnak. Azonban a makrofita bomlási folyamatával foglalkozó tanulmányok leginkább a lebontás során tapasztalható mikrobiális aktivitásra összpontosítottak. Ennek ellenére az édesvizekben zajló avarlebontásban résztvevő mikrobiális szervezetek továbbra is kevésbé ismertek (ZHAO et al. 2017).

A terepi vizsgálatok jelentősen hozzájárultak vízben történő avar lebomlási folyamatainak jobb megértéséhez (BOYERO et al. 2011b, KOMINOSKI et al. 2011). Általánosságban elmondható, hogy a vizekben az avar bomlását külső tényezők (pl. környezeti tényezők és a patakok vízjellemzői) (ROSEMOND et al. 2015, WOODWARD et al. 2012) és az avar jellemzői (pl. kémiai összetétel) is vezérlik (GONÇALVES et al. 2017, LEITE-ROSSI et al. 2016). A külső és belső tényezők relatív hozzájárulása, valamint kölcsönhatásaik megértése akár a vizsgálati helyszíneken, akár globális léptékben hozzájárul a vízi ökoszisztémákban az avar lebomlását befolyásoló fő tényezők tisztázásához (LEROY & MARKS 2006). Az avarlebontást egyidejűleg szabályozó tényező-együttes vizsgálata kihívást jelent minden szinten a lokálistól a globálisig, s egyben elengedhetetlen a domináns szabályozó tényezők azonosítása abból a célból, hogy segítsük a tápanyag-ciklus, az energiaátadás és a vizek trofikus kölcsönhatásainak jobb megértését (ZHANG et al. 2019).

### **3.2 Az avar összetételének hatása a lebontásra**

Az avarlebontás fő meghatározója az avar kémiai tulajdonságainak összessége, vagyis az avar minősége (CORNWELL et al. 2008). Egyes avarfajták tápanyagban gazdagok és könnyen mobilizálható C-ből állnak, mely a lebontó szervezeteknek kedvez. Azonban többségben vannak azok az avarfélések, melyek magas koncentrációban tartalmaznak olyan másodlagos vegyületek és nehezen bontható szénvegyületek, mint a lignin, amelyek gátolhatják a mikrobiális



lebontók és a gerinctelen szervezetek tevékenységét (GESSNER et al. 2010). Az avarlebontás folyamata során léteznek szinergikus, valamint antagonisztikus folyamatok. Az előbbi folyamatok javítják az avarlebontást végző közösségek erőforrás felhasználását (BARANTAL et al. 2014, VOS et al. 2013), míg az utóbbi folyamat során lelassul az avarlebontás (GESSNER et al. 2010).

A N és a P fontos tápanyagok, amelyek meghatározzák a növényi avar minőségét és lebonthatóságát (ENRIQUEZ et al. 1993), bár az avar más jellemzői is fontos szerepet játszanak az avar bomlási sebességének szabályozásában (ABELHO 2001). A legtöbb P-t az élőlények az RNS, DNS, ATP és foszfolipidek szintéziséhez használják, míg a N főként kitinhez és fehérjékhez kapcsolódik, de a nukleinsavak és néhány másodlagos növényi metabolit fontos összetevője is (STERNER & ELSER 2002). Az alacsony C:N és C:P arányú avar (azaz magas N és P koncentráció), valamint a szerkezeti növényi polimerek, például a lignin alacsony koncentrációja gyors lebomlást eredményez, míg az N és P alacsony koncentrációja esetén az avar nehezebben bomlik le (KADLEC & WALLACE 2009).

A bomló növényi anyag tápanyag-minősége viszonylag alacsony más szerves és szervetlen tápanyagforrásokkal szemben (pl. tetemek, tápanyag-lefolyás) (WEBSTER & BENFIELD 1986). Az avarból származó energia és tápanyagok kinyeréséért, valamint mineralizációjáért gyakran több trofikus szint felelős (MOORE et al. 2004). A mikrobiális közösségek végzik a mineralizáció jelentős részét. Az avar és a mikrobiális biomassza viszont forrásként szolgál a makrogerinctelen lebontó szervezetek számára (SEER et al. 2021), amelyek elősegítik az avar lebontását és szervetlen anyagokká való átalakulását. Ezek a mineralizált tápanyagok nélkülözhetetlen erőforrást biztosítanak az elsődleges produkcióhoz.

Korábbi tanulmányok azt mutatják, hogy az alacsony C:N arányú avart elsősorban a vízi gombák és a gerinctelen rovarrevők kolonizálják és kezdik meg az elbontást (FERREIRA et al. 2012). Ezzel szemben a lignintartalom általában negatívan szabályozza az avar lebomlását, mivel speciális enzimekre van szükség a nehezen bontható szénvegyületek feldolgozásához (ALVIM et al. 2015, KÖNIG et al. 2014.). A lombhullató növényfajokból származó avar általában gyorsabban bomlik le, mint az örökzöld fajoké (LÓPEZ et al. 2001). A széleslevelű fajok levelei általában sokkal könnyebben bomlanak, mint a tűlevél (FERREIRA et al. 2017, HISABAE et al. 2011, KOMINOSKI et al. 2011). ENRIQUEZ et al. (1993) megállapította, hogy az avar biokémiai összetétele befolyásolja a gerinctelenek táplálkozását, valamint a mikrobiális növekedést. Összehasonlítva a szárazföldi ökoszisztémákkal, amelyekben az avar kémiai tulajdonságai szabályozzák túlnyomórészt a lebontást (CORNWELL et al. 2008, ZHANG et al.

2008), vízi ökoszisztémák esetében vita folyik az avarbomlást irányító domináns tényezőkről (BOYERO et al. 2016).

A hasonló éghajlati régiókon belül az avar kémiai tulajdonságai határozzák meg leginkább az avar bomlási sebességét (AERTS 1997). BERG et al. (1995) a Barents-tengertől (69°45' é. sz.) a Kárpátokig (49°53' É) tanulmányozta az avar kémiai összetételét, és északról délre növekvő N és P koncentrációkat talált. DORREPAAL et al. (2005) tanulmányozták az avar tápanyagtartalmát a tőzeglápok területén Észak-Svédországtól (68° É) Hollandiáig (52° É), s azt állapították meg, hogy a szubarktikus területeken az avar N-koncentrációja alacsonyabb volt, mint a hűvös és meleg-mérsékelt égövi területeken. A P-koncentráció azonban alacsonyabb volt a hűvös-mérsékelt térségben, mint a többi régióban. Ezek az éghajlattal kapcsolatos mintázatok az avar-összetételében felvetik azt a kérdést, hogy vajon a klímaváltozás az avar fenti tulajdonságaira gyakorolt közvetett hatásokon keresztül is befolyásolhatja-e az avar bomlását.

### **3.3 A kioldódást befolyásoló tényezők**

Az ősszel lehulló avar bomlása hagyományosan három, többé-kevésbé jól elkülöníthető fázisra osztható: a kioldódásra, mikrobiális kolonizációra és a gerinctelenek aprító tevékenységére (GESSNER et al. 1999). A kioldódás az oldható anyagok, köztük a fenolok, szénhidrátok és aminosavak vízbe kerülését jelenti. A bomlás korai szakaszában a friss avarban lévő nagy mennyiségű anyag kioldódhat (SCHREEG et al. 2013). Az avar vízbe kerülése után nagyrészt az első 24–48 órán belül (avarfajtától függően) akár 30 %-os veszteséget is elérhet az eredeti tömeghez képest mely segíti a mikroorganizmusok tevékenységét, és ezáltal tovább gyorsulhat a bomlás (COTRUFO et al. 2015). Ezzel szemben NYKVIST (1963) laboratóriumi kísérletsorozatában megállapította, hogy az avarból távozó vízben oldódó szerves és szervetlen anyagok teljes mennyisége a száraz tömeg 8–25 %-a között változott egy nap után 6 eltérő avartípusnál. A vízben oldódó anyagok mennyiségét – az intenzívebb lebomlási sebessége miatt – anaerob körülmények között nagyobbak találta a szerző. Indokként az aerob környezet megemelkedett, ill. az anaerob körülmények között leesett pH-értéket hozta fel a szerző, amely a bomlás során alifás savak képződésével hozható összefüggésbe. NYKVIST (1963) végül hozzátette, hogy a magasabb hőmérséklet a vízben oldódó anyagok kioldódását növelte. GESSNER & SCHWOERBEL (1989) kimutatták, hogy nem figyelhető meg ilyen gyors tömegvesztés a kioldódás fázisában, ha friss, nem előszárított avart használnak a kutatások során. A gombák megtelepedése lassabban ment végbe a friss avaron, mint az előszárított avaron (CHERGUI & PATTEE 1992). A későbbi bomlás során az avar kémiai összetevői eltértek a friss

és az előszárított avarnál (GESSNER 1991), viszont nem változott a gerinctelen kolonizáció (GESSNER & DOBSON 1993). Egy 27 avar-féleségre kiterjedő felmérésben a szárítás az esetek többségében szignifikánsan megváltoztatta a kioldódás mértékét (TAYLOR & BÄRLOCHER 1996), bár a változás iránya a fajok között változó volt, a szárítás néhány esetben csökkentette a kioldódást.

Korábbi vizsgálatok pozitív összefüggést mutattak az avarban lévő vízben oldódó anyagok mennyisége és az első hónapok bomlási sebessége között, ami elsősorban a kioldódásnak tudható be. BERNHARD & REVERSAT (1993) beszámoltak arról, hogy a friss avarból származó tömegveszteség megegyezett az oldható vegyületek mennyiségével az *in situ* bomlás első heteiben, hangsúlyozva a korai bomlási folyamat oldható vegyületektől való függését.

Az avarban visszamaradt vegyületek típusának és mennyiségének változása befolyásolhatja az avar lebomlásának sebességét azáltal, hogy szelektíven stimulálja vagy gátolja a vízi mikroorganizmusok kolonizációját (BENGTSSON 1983, 1992).

A kioldódást nem csak az olyan abiotikus tényezők befolyásolják, mint a hőmérséklet és a pH-érték, hanem az avar összetétele is, mely egyben az avarlebontást meghatározó faktor (CORNWELL et al. 2008, MAKKONEN et al. 2012). Bár az avarlebontás során az első 24-48 óra alatt a tömegveszteség a kioldott anyagok jelentős részét teszi ki, de a kioldódás időszaka elhúzódó, hetekig tartó folyamat is lehet (FRANCE et al. 1997). Az elemek oldhatósága egy fajon belül összekapcsolható: ha egy faj az egyik elem esetében oldhatóság szempontjából előkelő helyen szerepel, akkor ez igaz más elemek oldhatóságára is.

A frissen vízbe hullott avarból kioldódó tápanyagok nélkülözhetetlen anyagokat biztosíthatnak a növények és a mikrobiális közösségek számára, például az ortofoszfát, vagy a szervetlen és szerves N formák (SINSABAUGH et al. 2002). Egy laboratóriumi vizsgálat során a N koncentrációja  $1 \text{ mg N L}^{-1}$  alá csökkent az inkubációt követő 7-14 napon belül; ez összhangban van azzal a megfigyeléssel, hogy a vízből extrahálható N, 2 és  $63 \text{ mg N L}^{-1}$  között mozgott (GHANI et al. 2013). Az inkubáció első 21 napjában a N-koncentráció nulla közelébe csökkent anélkül, hogy a nitrát vagy  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  koncentrációban jelentős változás következett volna be, ami azt jelzi, hogy a mikrobák a szerves N-t jobban tudják hasznosítani. Mind a friss, mind az öreg levelekből kioldódott P többnyire ortofoszfát-mentes volt, mely könnyen hozzáférhető (BALDWIN 1999). HAFNER et al. (2005) mérte a C, N,  $\text{NH}_4^+$ , nitrát, oldott szerves kén, szulfát, klór, alumínium, kalcium, kálium, magnézium, nátrium és P koncentrációját a friss avar, valamint a kioldódáson átesett avar és a durva fás törmelék anyagaiban. Eredményeik szerint a C-koncentrációja sokkal magasabb volt a durva fatörmelék esetében (15

mM), mint az friss avarban (0,7 mM), vagy a kioldódáson átesett avarban (1,6 mM). Egyes elemek koncentrációja korrelált a C-koncentrációkkal, rávilágítva a szerves avar anyaggal való elemkomplekképző reakció lehetőségére. Mikrotelepi méretekben a durva fás törmelékből származó C fluxusa magasabb volt, mint a friss avaré, valamint a kioldódáson átesett avar esetében. A C-t is beleértve, néhány oldott anyag koncentrációja a lehullásig pozitív korrelációt mutatott az átlaghőmérséklettel, mely kapcsolat mérséklődött a vízbe jutó avarnál, s negatívra váltott a P esetében. Összességében a különböző elemek oldhatósága a kilúgozás során jelentősen változott. Átlagosan az összes kálium 100 %-a, az TP 35 %-a, az összes nátrium 28 %-a, az összes N 5%-a, az összes kalcium 4 %-a és az összes C 3 %-a lehet oldható (SCHREEG et al. 2013). Egy 1-36 napos inkubációs kioldódási kísérletben bebizonyosodott, hogy a hőmérséklet a C-kioldódást befolyásoló fontos tényező (ANDERSSON & NILSSON 2001, ANDERSSON et al. 2000). A témával kapcsolatos szakirodalom azonban meglehetősen ritka, s ha van is, a rendelkezésre álló vizsgálatok messze nem teljes körűeknek tekinthetők.

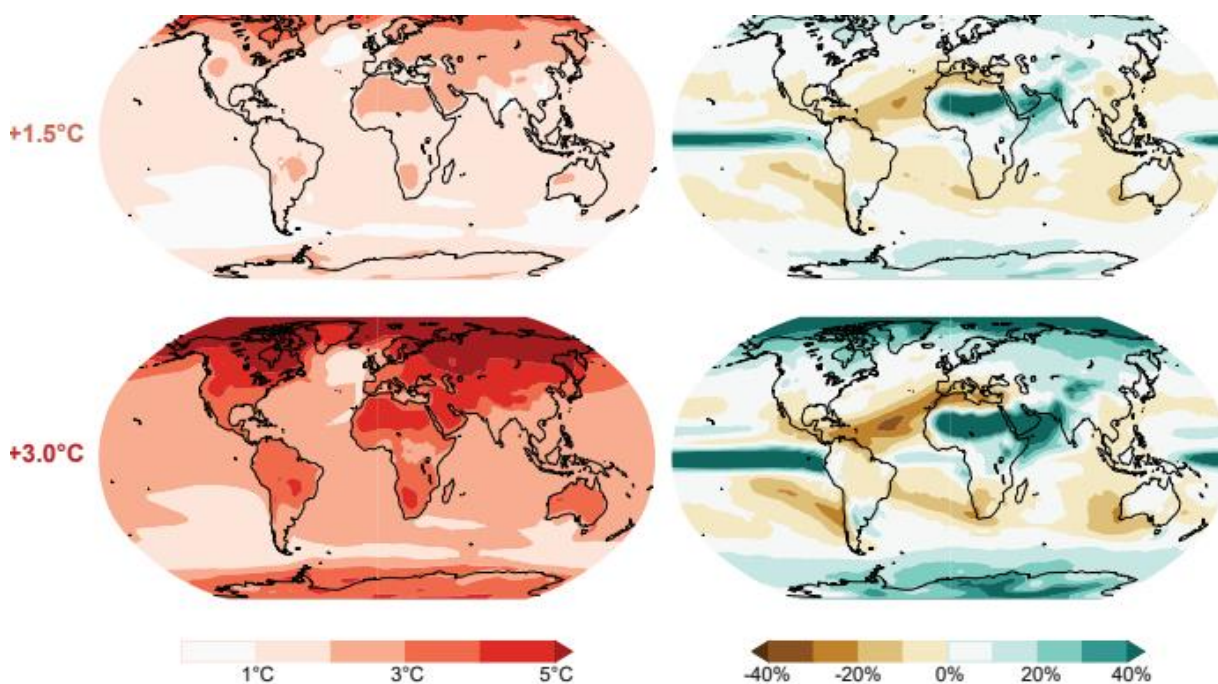
A P nagy része gyorsan kioldódik az elhalt levélszövetből a bomlás kezdeti fázisában, különösen akkor, amikor az ősszel lehulló levelek kiszáradnak, mielőtt a partról (pl. szél által) a vízi környezetbe kerülnének (FLINDT et al. 1999). A N általában nem oldódik ki, bár a bomlás kezdeti szakaszában több szerző is csökkenő koncentrációt figyelt meg ebben a szakaszban (MEYER & JOHNSON 1983). Ezt követően a levelek N- és P-koncentrációja általában megnő a bomlás során (GESSNER 1991). Ez a növekedés a mikrobiális kolonizációnak tulajdonítható (FERREIRA et al. 2006, 2015ab), ami javítja az avar minőségét a táplálkozó gerinctelenek számára (BÄRLOCHER & SRIDHAR 2014).

### **3.4 A környezeti tényezők hatása az avarlebontásra**

Az avar kémiai tulajdonságai, valamint a biotikus tényezőkön túl az abiotikus tényezőknek van a legfontosabb szerepük az avarlebontás folyamatában (GARCÍA-PALACIOS et al. 2013, GARCÍA-PALACIOS et al. 2016). Ezt különösen fontos kiemelni a környezeti változások kontextusában, ahol a növényfajok diverzitásának csökkenése, a fajok összetételének vagy akár jellemzőinek változásai az avar minőségének és funkcionális diverzitásának megváltozását eredményezhetik (COTRUFO et al. 2005). A több tucat abiotikus tényező közül, amelyek befolyásolhatják az avar bomlását, a hőmérséklet kiemelkedő fontosságú (FERREIRA & CANHOTO 2015, FERREIRA et al. 2015b, FOLLSTAD SHAH et al. 2017). A hőmérséklet a leguniverzálisabb tényező, amely szabályozza a különböző biotikus folyamatok sebességét és a kémiai reakciókat (BROWN 2004, GILLOOLY et al. 2001, WILMOT et al. 2021). A

hőmérséklet hatása a növényi avar bomlására napjainkban is nagy figyelmet kap mind a szárazföldi (FIERER et al. 2005, PRESCOTT 2010), mind a vízi ökoszisztémákban (FERREIRA & CANHOTO 2015).

A vízi ökoszisztémákban a hőmérséklet különösen fontos fizikai tulajdonság, és a levegő  $T_a$ -nek előre jelzett emelkedése előreláthatólag a  $T_w$  emelkedéséhez vezet (KAUSHAL et al. 2010, MOLINERO et al. 2016). A hőmérsékletfüggő folyamatok közül a különösen érzékenyek (pl. lebontás) megváltoznak az ökoszisztémán belül (BOYERO et al. 2011a, 2016; WOODWARD et al. 2010; KAZANJIAN et al. 2018, TIEGS et al. 2019, YVON-DUROCHER et al. 2012). Az éghajlatváltozásra vonatkozó előrejelzések szerint 2100-ra az atmoszféra átlaghőmérséklete körülbelül 1,5–3 °C-kal emelkedik (3. ábra) az iparosodás előtti szinthez képest (IPCC 2021, HAWKINS et al. 2017).



3. ábra Az évi átlaghőmérséklet és a csapadék változása 1,5 °C és 3,0 °C globális felmelegedés esetén a 20. század végéhez képest (IPCC, 2021)

Az előrejelzések szerint a felmelegedés nagy hatással lesz a biológiai sokféleségre és az ökoszisztémákra a Föld összes biomájában (WALTHER 2010). A globális felmelegedés várhatóan megváltoztatja az biológiai folyamatok (pl. anyagcsere) sebességét (BROWN et al. 2004), a fajok elterjedését és fenológiáját (PARMESAN 2006), az élőhelyközösségek szerkezetét (GRUNER et al. 2017), a fajok kölcsönhatásait (THAKUR et al. 2017), vagyis összességében az ökoszisztéma működését (DOSSENA et al. 2012, WILLIAMSON et al. 2016, AMANI et al.

2019). Az erre az évszázadra jósolt éghajlati melegedés (IPCC 2021) várhatóan fajok mozgását és kihalását okozza, megváltoztatja a közösségek összetételét és az ökoszisztémák működését (MOONEY et al. 2009). Mivel a bomlás erősen függ a hőmérséklettől (inkább, mint az elsődleges termeléstől – DAVIDSON & JANSSENS 2006), várhatóan különösen nagy érzékenységet fog mutatni a melegedésére. Az avarlebomlási sebesség nagy térbeli léptékű felmérései ritkák, tudomásunk szerint csak egyetlen globális léptékű tanulmány jelent meg WALL et al. (2008) tollából, amely azonban csak a szárazföldi ökoszisztémákra korlátozódik, s eredményei mindössze egyetlen úttörő kísérletből származnak (GHOLZ et al. 2000, PARTON et al. 2007, TUOMI et al. 2009, CURRIE et al. 2010). A kiterjedt szélességi gradienst lefedő vízi megfigyelés ugyancsak egyetlen vizsgálatra korlátozódott Costa Ricában, Michiganben és Alaszkában (IRONS et al. 1994). Ez a tanulmány azt állapította meg, hogy a mikrobák a bomlás fő meghatározói az Egyenlítő közelében, míg az avarfogyasztó törmelékevő mikroszervezetek a magasabb szélességi körökön jelentősebbek.

A lebomlás erősen függ a hőmérséklettől (DAVIDSON & JANSSENS 2006), ezáltal érzékeny a klímaváltozás folyamatára is. A megnövekedett hőmérséklet közvetlenül gyorsítja a kioldódás általi avar-tömeg-veszteséget, közvetve pedig a gerinctelen makroszervezetek és mikrobiális lebontók általi avarfogyasztást (GONZÁLEZ & GRAÇA 2003, FERREIRA & CHAUVET 2011a). Azonban a bomlási sebességre gyakorolt hőmérsékleti hatások jellegét nem olyan egyszerű modellezni a folyamatban résztvevő jelentős számú tényező interakciója miatt. Számos körülmény, például a mikrobiális aktivitás, a makrogerinctelen szervezetek sűrűsége és az avar minősége (AMANI et al. 2019, CORNWELL et al. 2008, BOYERO et al. 2011b) befolyásolhatják a lebontási folyamat környezeti változásra adott válasz-reakcióját. BOYERO et al. (2011a) leírta, hogy a felmelegedésnek fokoznia kell a mikrobiális bomlást, de csökkentenie kell a gerinctelen lebontó szervezetek által végzett bomlást is, így a teljes bomlási folyamat sebessége várhatóan nem változik. Az avar minősége hatással van arra, hogy a hőmérséklet milyen mértékben befolyásolja a bomlást, mivel a rossz minőségű avar érzékenyebb a hőmérsékletre, mint a jó minőségű avar. Ezért különösen fontos annak ismerete, hogy a hőmérséklet milyen kapcsolatban áll más tényezőkkel, például az avar minőségével és a funkcionális sokféleséggel.

A hőmérséklet az ökoszisztéma folyamatainak is erős mozgatórugója, és az avar bomlására gyakorolt pozitív hatása jól dokumentált a patakokban és a parti területeken (FOLLSTAD SHAH et al. 2017). LIU et al. (2017) dokumentálta, hogy a felmelegedés pozitív hatással van a lebontás sebességére is. Előfordulhat azonban, hogy a hőmérséklet hatásai nem lineárisak, legalább három okból. Először is, a rossz minőségű avar lebontása általában

magasabb aktiválási energiával rendelkezik a lignin és a cellulóz lebontásának anyagcsere igénye miatt (FOLLSTAD SHAH et al. 2017). Következésképpen valószínű, hogy lényegesen nagyobb mennyiségű hőenergiára van szükség ahhoz, hogy felgyorsítsák az ilyen típusú avar bomlási sebességét, míg a hőmérséklet már kis emelkedése is nagyobb reakciót vált ki jó minőségű avar esetében. Másodsor, a makrogerinctelenek szerepe az alacsonyabb szélességi körök vizes élőhelyein nagymértékben csökkent a magasabb szélességi körök vizes élőhelyeihez képest. Ennek valószínű oka, hogy az aprító rovarok evolúciósan alkalmazkodtak a hideg vizekhez (BOYERO et al. 2011b). Harmadsor, a megemelkedett hőmérséklet megváltoztathatja az avar belső tulajdonságait (kémiaiáját) is azáltal, hogy megnöveli a növényi anyag szén-tápanyagtartalmát, ami rosszabb minőségű avarhoz és lassabb bomláshoz vezet (GRAÇA & POQUET 2014). Ennélfogva, bár a rövid távú felmelegedés általában növeli az avarból származó energia- és tápanyagfelszabadulás sebességét, a hőmérséklet hosszú távú nettó hatása továbbra is tisztázatlan. A hőmérséklet és az avarlebontás kapcsolata egyre nagyobb érdeklődésre tart számot, sokan felhívták a figyelmet az éghajlatváltozás okozta hőmérséklet emelkedésére (PRESCOTT 2010), és ezek várható hatásaira.

Számos tanulmány pozitív hőmérséklet-lebomlás összefüggést írt le: a trópusi patakoknál gyorsabb a bomlás, mint a mérsékelt övi vízfolyásoknál, ami főként a magasabb  $T_w$ -nek tulajdonítható, s végső soron ez a megnövekedett biológiai aktivitásnak kedvez (FERREIRA & CANHOTO 2015, FERREIRA & CHAUVET 2011b). Ezzel szemben más tanulmányok magasabb avarlebomlási arányt találtak mérsékelt égövön a trópusi patakokhoz képest (FERREIRA et al. 2012), ami nagyrészt a vízben lebontást végző mikroszkópikus gombáknak kedvez. A vizsgálatok ellenére, globális szinten nem alakult ki egységes kép/vélemény a különböző hőmérsékleti zónákban történő avarlebontásról.

A szakirodalom leginkább a kémiai és biológiai tényezők avarlebontásra gyakorolt hatásaival foglalkozik (PRESTON et al. 2009), míg az avarbontásra ható fizikai tényezőket, úgymint a fagyás-olvadás eseményeit vizsgáló tanulmányok kisebb számúak. A friss avarban a vízben oldódó anyagok mennyisége jelentősen csökken a bomlás korai szakaszában (kioldódás), a mérsékelt övön a fagyás-olvadás ciklus emiatt jelentős környezeti szabályozó (ZHU et al. 2012). Egyre több szakirodalmi adat támasztja alá, hogy a fagyás-olvadás közvetlenül módosíthatja az avar C-kibocsátását (WU et al. 2014). Ezek az eredmények azt mutatják, hogy a fagyás-olvadás ciklusok változása az avar bomlásának és elemi ciklusainak megváltozásához vezethet.

Tehát a víz alatt történő avarlebontás üteme általában pozitív kapcsolatban van a víz hőmérsékletével (TIEGS et al. 2019, AMANI et al. 2019, JABIOL et al. 2020, DONG et al.

2021), mivel a hőmérséklet gyakran serkenti a gomba-aktivitást (FERNANDES et al. 2009, MANNING et al. 2018, FERREIRA & CHAUVET 2011b). Azonban a környezeti tényezők, például a szerves anyagok minősége vagy a víz fizikai és kémia tulajdonságai, és ezek interakciói kevésbé kutatott területek (CANHOTO et al. 2016, SHAH 2021), különösen a bomlási folyamat hőmérséklet érzékenysége. Ezen információk hiánya megnehezíti a globális felmelegedés avarbomlásra gyakorolt várható hatásainak előrejelzését is. A szárazföldi ökoszisztémákból származó eredmények arra utalnak, hogy az erőforrások minősége módosíthatja a bomlás hőmérséklet-érzékenységét, valamint az alacsony minőségű szubsztrátok (azaz magas C-tápanyag arány és szerkezetileg összetettebb C-vegyületek) érzékenyebbek lehetnek a hőmérséklet-emelkedésre, mint a jó minőségűek (FIERER et al. 2005, CONANT et al. 2011, WETTERSTEDT et al. 2010). Ezt a hatást a szerkezetileg összetett C szubsztrátok metabolizálásához szükséges mikrobiális enzimreakciók magasabb nettó aktiválási energiája magyarázza (FIERER et al. 2005). Az édesvízi ökoszisztémákban azonban ez a kérdés még mindig vita tárgyát képezi, számos ellentétes eredményt olvashatunk a szakirodalomban (FERNANDES et al. 2012, FOLLSTAD SHAH et al. 2017, FENOY et al. 2016, FERREIRA & CHAUVET 2011a, MARTÍNEZ et al. 2016). Tápanyagokban dús patakokban leírták a gombák aktivitásának és bomlási sebességének hőmérséklet-emelkedéssel történő emelkedését (MANNING et al. 2018, FERREIRA & CHAUVET 2011b). Ez összefügg azzal, hogy a mikrobák képesek tápanyagot felvenni mind a szubsztrátból, mind a víztestből, hogy könnyebben fedezzék tápanyagszükségleteiket (TANK et al. 2015). Emellett a mikrobiális lebontók eltérően reagálhatnak a hőmérsékletre a hőtűrésüktől és az optimális hőmérsékleti igényüktől (CANHOTO et al. 2016, DANG et al. 2009, GERALDES et al. 2012), valamint az új hőmérsékleti viszonyokhoz való alkalmazkodóképességüktől függően (BRADFORD 2013, STRICKLAND et al. 2015). Az avarbomlás hőmérséklet-érzékenysége és a globális felmelegedésre adott válasza a helyi mikrobiális közösségek alkalmazkodása miatt lokálisan változhat.

HOBBIE (1996) mikrokozmosz kísérletben vizsgálta a megemelkedett hőmérséklet (4-ről 10 °C-ra) hatását az alaskai tundra növényfajainak avarlebomlására. Ennek a vizsgálatnak az az előnye, hogy a hőmérséklet hatása nem vegyült más szabályozó tényezők egyidejű változásaival. Eredményei szerint a magasabb hőmérséklet növelte az avar tömeg veszteséget hét vizsgált fajnál, de a két mohafaj (*Hylocomium splendens* L. és *Sphagnum balticum*) reakciója lényegesen lassabb volt, mint az edényes növényeké.

Az éghajlatnak nemcsak közvetlen és azonnali hatása van az avar bomlási sebességére, hanem közvetett hatásai is lehetnek az avar kémiai változásai révén, amelyek hosszabb időtávon



hathatnak. A megnövekedett hőmérséklet kétféleképpen befolyásolhatja az avar-kémiáját: a közösségben élő növényfajok kémiájának rövid- és középtávú változásaival (fenotípusos reakciók), vagy hosszú távú változásokkal, amelyek a közösség növényfaj-összetételének változásából adódnak (FIERER et al. 2005). Bonyolító tényező, hogy az avarbomlás hőmérséklet-érzékenysége az avarban lévő C-vegyületek minőségétől is függ (FIERER et al. 2005): a magas C-alapú másodlagos vegyületeket tartalmazó (azaz rossz minőségű) avar érzékenyebb a hőmérséklet-változásra, mint a jó minőségű avarok.

A hőmérséklet emelkedése fokozhatja az avar bomlását azáltal, hogy serkenti az avar mikrobiális lebontóinak arányait (AZEVEDO-PEREIRA et al. 2006, FERREIRA & CHAUVET 2011ab, GONZÁLEZ & GRAÇA 2003). A hőmérséklet emelkedése felgyorsíthatja az avar bomlását is azáltal, hogy serkenti a másodlagos, lebontásnak ellenálló vegyületek, például polifenolok kioldódását (MAS-MARTÍ et al. 2015), amelyek antimikrobiális hatással rendelkeznek (CANHOTO & GRAÇA 1999). Ennek megfelelően mind a terepi (FABRE & CHAUVET 1998, MARTÍNEZ et al. 2014, TAYLOR & CHAUVET 2014), mind a laboratóriumi vizsgálatok (DANG et al. 2009, FERREIRA & CHAUVET 2011ab, MARTÍNEZ et al. 2014) kimutatták, hogy az avar bomlási sebessége nő a hőmérséklettel.

Az éghajlat felmelegedése hatással lehet a növényzet fajösszetételére is, mely megváltoztathatja az avartermelést, az avar kémiáját és az avar bomlás fajspecifikus válaszait (DORREPAAL et al. 2005). Ezeket a változásokat faj szinten nehéz megjósolni, bár a növényi funkcionális típusok jobban közelíthető válasz-reakciókkal rendelkeznek (CORNELISSEN 1996). Ez a besorolás, amely valójában a fajokat növekedési formákra bontja, olyan tulajdonságok klaszteranalízisén alapul, mint a levél élettartama, a fajlagos levélterület, a fotoszintézis sebessége, s jól elkülöníti a fákat, lombhullató cserjéket, örökzöld cserjéket, sást, fűféléket, mohákat és zuzmókat.

EPSTEIN et al. (2004) úgy becsülte, hogy a növényközösségek összetételének bizonyos változásai a felmelegedés kezdetét követő két évtizeden belül kimutathatóak, ezen belül is a cserjék és mohák lehetnek a változás legfontosabb hordozói. Ez összhangban van azzal, hogy az 5 évnél rövidebb időtartamú kísérletekben a felmelegedés hatására a közösség nem változott (JÓNSDÓTTIR et al. 2005, WHAREN et al. 2005) a tápanyagban szegény mohás fenyő uralta területen. A hosszabb távú (5-10 éves) vizsgálatokból azonban már egyértelműen kimutatható volt a változás; így JÓNSDÓTTIR et al. (2005) 5 éves megfigyelésében Izland viszonylag gazdag talaj- és fajgazdagságú fenyőinél a felmelegedés az örökzöld és lombhullató cserjék nagyobb egyedszámát eredményezte (50 %), a mohaállomány csökkenését (18 %), valamint a lombkorona magasságának emelkedését okozta. Ezekkel a megállapításokkal összhangban

HOLLISTER et al. (2005) kimutatta, hogy a sarkvidéki tundrában 5-7 éves felmelegedés a lombkoronamagasság növekedését, az álló elhalt növénytömeg emelkedését, valamint a mohák és zuzmók csökkenését eredményezte. Svédország északi részén, egy szubarktikus cserjésben PRESS et al. (1998) azt találta, hogy 5 év melegedése 125 %-kal serkentette a *Vaccinium uliginosum* biomasszáját és 16 %-kal emelte a teljes cserje biomasszáját. Ezzel szemben a zuzmók biomassza mennyisége 44 %-kal csökkent a felmelegedés hatására. GRAGLIA et al. (2001) azt is megállapították, hogy két észak-svédországi szubarktikus közösség 10 éves felmelegedése jelentősen megváltoztatta a növényi közösségek szerkezetét. A kivágott területen a lombhullató cserjék biomasszájának növekedése és a kriptogámok csökkenése volt tapasztalható. A fenyőknél a klíma felmelegedése a cserjék és mohaállomány csökkenését, és a pázsitfű biomassza növekedését eredményezte.

Az átlaghőmérséklet emelkedése és a klímaváltozás okozta szélsőséges időjárási viszonyok gyakori előfordulása egyre súlyosabb hatással van a sekély tavak ökoszisztémáira is (MCKENZIE et al. 2021, IPCC 2021). A makrofiták kulcsfontosságú összetevői a sekély tavi ökoszisztémáknak, és fenntartják a tavi ökoszisztémák alapvető funkcióit és biológiai sokféleségét (JANSSEN et al. 2021).

Korábbi tanulmányokban beszámoltak arról, hogy a hőmérséklet befolyásolja az avar bomlását, valamint a mikrobiális közösségek szerkezetét mind szárazföldi, mind vízi ökoszisztémákban (PAN et al. 2021). Beszámoltak arról, hogy a hőmérséklet pozitívan korrelált a levelek bomlási sebességével, meglehetősen széles intervallumú  $T_w$  gradienseknél (5–15 °C) (MARTÍNEZ et al. 2014). A hideg évszak felmelegedése erősebben serkentette az avar bomlását (FERREIRA & CANHOTO 2014). MAO et al. (2018) északkelet-kínai tőzeges területein a mikrobiális légzés és az avar bomlási sebességét írta le a mért hőmérséklettel együtt. A felmelegedés elősegítette a mikroorganizmusok növekedését és szaporodását, valamint fokozta az oldható vegyületek kioldódását (FERREIRA & CHAUVET 2011a), továbbá serkentette a mikrobiális lebontók enzimaktivitását, ami végső soron fokozta az avar bomlását (ERHAGEN 2013). A  $T_a$  emelkedése mellett az avar időszakosan magasabb hőmérséklet alatti lebomlása nemcsak a bomlási sebességet, hanem a baktériumok diverzitását is jelentősen növelte, s az autotróf folyamatoknál jobban serkentette a heterotróf folyamatokat, amely aztán a törmelék bomlás és az ökoszisztéma légzés sebességét serkentette (FONT et al. 2021, PAN et al. 2021).

A hőmérséklet 47 %-ban magyarázta a baktériumok növekedésének hatékonyságát, ha a rendelkezésre álló tápanyagok korlátlanul rendelkezésre álltak (GONZÁLEZ-BENÍTEZ et al. 2019). Az anoxikus körülmények elősegíthetik az avar bomlását, ugyanis ez az állapot az avart

könnyebben hozzáférhetővé teheti a baktériumok számára (BRUDER et al. 2016). A bomló avar esetében a magas rosttartalmú növényi részek, például a gyökerek lassabban bomlanak le, mint más növényi szövetek (pl. levelek és levélnyel) (WU et al. 2017b).

Ezek a megfigyelések egyértelműen azt mutatják, hogy az éghajlat melegedése közép- és hosszú távon hatással lesz a hegyek és a magas szélességi fokon élő közösségek szerkezetére, csökkentve a kriptogámok dominanciáját, valamint megnövelve a cserjék és fűvek dominanciáját (DORMANN & WOODIN 2002). A melegedés ezen közvetett hatásai megmutatkoznak a növényi avar lebomlásában, mely közösségi szinten a növekedési formák közötti lebonthatósági különbségek miatt jöhet létre (DORREPAAL et al. 2005).

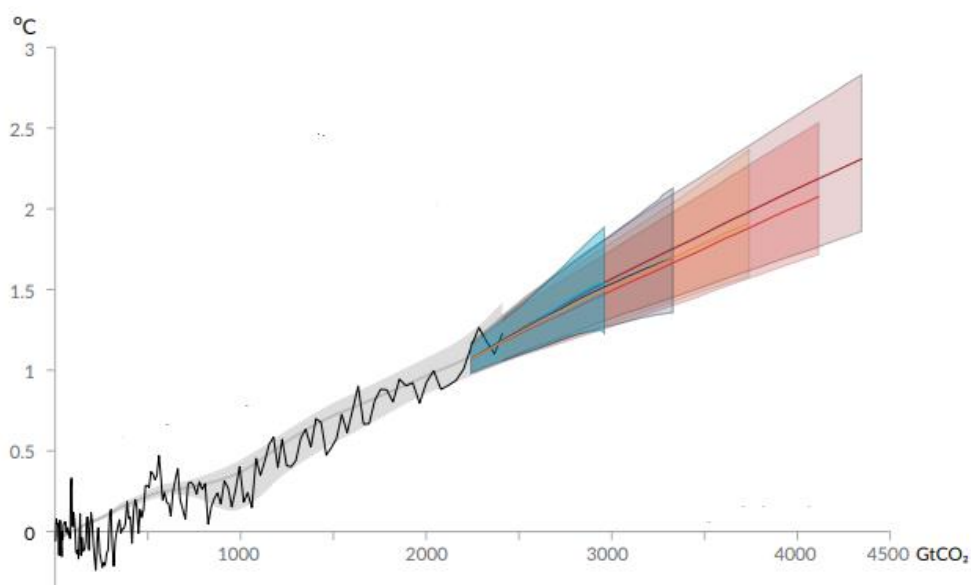
### **3.5 A vízben történő avarlebontás során légkörbe kerülő gázok**

A szárazföldi növények évente 120 milliárd tonna szerves C-t termelnek (BEER et al. 2010), amelynek évente csak egy kis részét kötik meg (BATTLE et al. 2000) vagy távolítják el a növényevők (CEBRIÁN & DUARTE 1995). Ez arra utal, hogy a növényi sejtépülés fordított folyamata – az avarlebomlás – az egyik legfontosabb ökoszisztéma-folyamat a bioszférában. Ezért az avarbomlás térbeli mintázatainak és környezeti szabályozásának tisztázása központi szerepet játszik az ökoszisztéma lokális és széles térbeli léptékű működésének megértésében. Az avarlebontás magában foglalja az elhalt növényi biomassza biológiai átalakulását CO<sub>2</sub>-vé (mineralizáció), vagy a szerves anyag más formáivá, például finom szemcsés és oldott szerves anyaggá (GESSNER et al. 1999), amelyek aztán további bomláson mennek keresztül.

Tekintettel a szárazföldi felszíni vizek kis területi kiterjedésére, a legtöbb szárazföldi növényi biomassza a szárazföldön bomlik le. A legújabb becslések azonban azt mutatják, hogy a szárazföldek belsejében található vizekben (TRANVIK et al. 2009), beleértve a patakokban és a folyókban (BATTIN et al. 2008, 2009) zajló bomlási folyamatok jelentősen hozzájárulnak a globális C-ciklushoz a magas anyagcsere-sebesség következtében. Ez az állandó vízellátottság és tápanyagellátás révén lehetséges, különösen az áramló vizekben. Ugyanakkor a növényi avar kulcsfontosságú összetevője a patak táplálékhalozatának és az ökoszisztémák működésének, különösen az erdei rendszerekben (GESSNER et al. 2010). Azáltal, hogy a víz rendelkezésre állása nem korlátozó tényező, ezen területek alkalmassá teszik a vízi rendszereket a bomlást szabályozó tényezők jelentőségének felmérésére (LECERF et al. 2007). Ez különösen igaz a hőmérsékletre, amely a földi rendszerekben elválaszthatatlanul összefügg a relatív páratartalommal (RH), mint kölcsönhatásban álló tényezővel. A vízi rendszerek ezért különösen értékesek a globális felmelegedés bomlásra gyakorolt hatásainak értékelése során.

Ahogy az avarlebontás folyamata során az élőlények a tápanyagokat szervetlen és szerves formákba visszaforgatják, gáznemű melléktermékek szabadulnak fel, például metán, CO<sub>2</sub>, N-gáz és dinitrogén-oxidok. E kollektív folyamatok termékei összességében olyan hatalmasak lehetnek, hogy felismerhetővé vált a táplálékhálókat egyre inkább növekvő szerepe a globális tápanyagkörforgásban (CAPPS et al. 2014, HOLGERSON & RAYMOND 2016).

1750 és 2011 között a légköri CO<sub>2</sub> körülbelül 40 %-kal, 280 ppm-ről 391 ppm-re nőtt, és a 21. század végére várhatóan eléri a 936 ppm-et (IPCC 2021). Ha az üvegházhatású gázok (különösen a CO<sub>2</sub>) kibocsátása a jelenlegi ütemben folytatódik (4. ábra), a hőmérséklet várhatóan akár 4,8 °C-kal is emelkedik az évszázad végére (IPCC 2021). A globális felmelegedés és a légköri CO<sub>2</sub> növekedése valószínűleg hatással lesz a mikroorganizmusok anyagcseréjére (BROWN et al. 2004), ami végül hatással lehet az ökoszisztéma folyamataira. RAYMOND et al. (2013) becslése szerint a vizekből a légkörbe jutó CO<sub>2</sub> mennyisége globálisan 1,8 Pg C/év.



4. ábra A globális felszíni hőmérséklet emelkedése a kumulált CO<sub>2</sub> kibocsátás függvényében (IPCC 2021)

Az egyik folyamat, amelyet a megemelkedett CO<sub>2</sub> és a léghőmérséklet befolyásolhat, az a vízben történő avarlebontás. Az allochton növényi anyag számos víztest fő energia- és C-forrása (WALLACE et al. 1997). Az emelkedett atmoszférikus CO<sub>2</sub> révén a növények különböző metabolitokat (pl. keményítő és különböző cukrok) halmoznak fel a leveleikben (STILING & CORNELISSEN 2007). Ezek a metabolitok gyakran olyan növényfajokra jellemzőek melyek gyorsan lebomló avart termelnek (HEMMING & LINDROTH 1995, KINNEY et al. 1997).

Tekintettel az avarbomlás hőmérséklet-érzékenységre, valamint a bomlási sebesség és a meteorológiai változók közötti szoros összefüggésre (LISKI et al. 2003) várható, hogy az éghajlat melegedése az avar bomlási sebességének növekedéséhez és ezáltal a CO<sub>2</sub> légkörbe jutásának fokozódásához vezethet (AERTS 2006). Ezek a hatások valószínűleg a hideg területeken (magas szélességi és magas tengerszint feletti magasságú helyek) nyilvánulnak meg leginkább, mivel az előrejelzések szerint itt várható a legnagyobb melegedés, és ezekben a régiókban a hőmérséklet erősen korlátozza a lebomlást (HOBBIE et al. 2002, ROBINSON 2002). A hűvösebb területeken a hőmérséklet hatására bekövetkező nagyfokú lebomlás egyértelműen tükröződik a Q<sub>10</sub>-értékekben (az a lebomlási sebesség, amellyel egy folyamat 10 °C-os hőmérséklet-emelkedés következtében felgyorsul). A biológiai folyamatok Q<sub>10</sub> értékét gyakran 2-nek feltételezik, de az északi-sarkvidéki lebontás Q<sub>10</sub> értéke gyakran 3-4 is lehet, a biológiai folyamat minőségétől függően (ROBINSON 2002). A megnövelt CO<sub>2</sub> az avar bomlási sebességére gyakorolt hatásával foglalkozó tanulmányok ellentétes eredményekről számoltak be. A megemelt CO<sub>2</sub> hatásairól elsősorban termesztett növények esetében olvashatunk, melynek eredményeként lassan lebomló avarösszetevők miatti lassabb lebontást észleltek, azaz magasabb koncentrációjú fenolos vegyületeket, kondenzált tanninokat, lignint és C:N-t (RIER et al. 2002, TUCHMAN et al. 2003). Ezzel szemben néhány szerző leírta, hogy bár a fitokémiai összetételt befolyásolta a CO<sub>2</sub> növekedése, ez nem eredményezett mérhető változásokat az avar bomlási sebességében (FERREIRA & CHAUVET 2011ab, MARTINS et al. 2017, MONROY et al. 2016).

### **3.6 Avarlebontási kutatások néhány hazai vonatkozása**

A makrogerinctelen szervezetek, illetve a mikroorganizmusok szerepét a lebontásban néhány hazai szerző is vizsgálta (KUCSERKA 2014, KOVÁCS 2012). Az általunk végzett kutatások erre a területre nem terjedtek ki, s ismereteink szerint kísérleti helyszíneinken ilyen jellegű vizsgálatokat eddig nem végzett senki.

KUCSERKA (2014) avarlebontási kísérleteinek helyszínéül több patakot választott ki a Bakonyban, köztük Kolontár és Devecser térségében, melyek a vörösiszap katasztrófa által érintett területek voltak. A szerző az ergoszterol koncentrációjának mérésen alapuló gombabiomassza, illetve a patakokba hulló éves avarmennyiség becslését tűzte ki célul. Emellett a vörösiszap katasztrófa helyszínére, a Torna-patak devecseri szakaszán elemezte a katasztrófa után a gombák megtelepedését. Mérései alapján megállapította, hogy a legtöbb gomba biomassza a természetes, lassú lefolyású patakokban fordult elő. További eredménye, hogy a vörösiszap

katasztrófa után az ergoszterol koncentrációk sokkal alacsonyabbak voltak, mint a katasztrófát megelőző időszakban.

KOVÁCS (2012) dombvidéki vízfolyásokon (Cuha-patak, Torna-patak, Csigere-patak, Veszprémi-séd, Vázsonyi-séd) a természetes jellegű és a hidromorfológiailag módosított patakmedrek avarlebontási rátáját, illetve a makrogerinctelen szervezetek előfordulását elemezte, mely szerint a mintavételi helyszíneken az aprító szervezeteket elsősorban a *Gammaridae* család képviseli. Az avarlebontási rátát a mesterséges mederben szignifikánsan magasabbnak találta, mint a természetes mederben mért értékeket.

ÁGOSTON-SZABÓ et al. (2006) a Fertő-tóban a nád rizóma (NR) lebontását 953 napon át követte, mely során a lebomló rizóma tömegvesztését a kezdeti időszakban gyorsnak találta; a száraz tömegnek csak 13,6 %-a maradt meg a kísérlet végére. 99 nap alatt jelentős mennyiségű C, N, kén és P maradt vissza a növényi mintáikban (18 % C, 19 % N, 14 % kén és 6,4 % P). Emellett antagonisztikus kapcsolatot figyelt meg a baktériumok és a gombák között.

A Fehér-tóban ÁGOSTON-SZABÓ & DINKA (2008) légszáraz állapotig szárított gyékény és nád (levél és szár) lebontási ütemét vizsgálta, kétféle avarzsákkal: nagylyukbőségűvel és úgynevezett planktonháló zsákkal – kizárva ezzel a makrogerinctelenek aprító tevékenységét. Szignifikáns különbséget a növényi részek visszamaradt avartömegében a különböző zsákokban nem találtak a szerzők. A vizsgálat során a hemicellulóz gyorsabban bomlott le, mint a cellulóz, a lignin bomlási sebessége pedig a leglassabb volt. Ugyanebben a kísérletben az ergoszterol tartalom magas volt, s kevés cellulolitikus baktérium jelenlétét regisztrálták a bomlás korai szakaszában.

DINKA et al. (2004) avarzsákos kísérletet végzett a nád különböző részeinek lebontási ütem- vizsgálatára (a levél és szár tömegvesztésére, a hemicellulóz, cellulóz, lignin, C, N, kén és P koncentrációinak detektálására) a Fertő-tó két pontján (magyarországi és ausztriai oldalán). A levelek mindkét helyen gyorsabban bomlottak le, mint a szár. 33 hónap elteltével a levél 82-90 %-a, a szártömeg 39-43 %-a bomlott le, ami 82-90 %-os, illetve 32-35 %-os nehezen bontható szerves vegyület veszteségnek felel meg. Vizsgálatuk szerint a N-, C- és kén-koncentráció a bomlás előrehaladtával emelkedett, míg a P-koncentráció csökkent.

## 4. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 4.1. Terepi kísérlet

#### 4.1.1. Kísérleti helyszínek

Vizsgálataink helyszínei a Kis-Balaton (KB), Ingói berek (északi szélesség [ÉSZ] 46°65'7,041", keleti hosszúság [KH] 17°19'5,464", Zala-torkolat (Z) (ÉSZ 46°65'9,779", KH 17°20'9,189"), B, Keszthelyi-öböl (ÉSZ 46°74'9,141", KH 17°28'7,981"), Hévízi-tó (HT) (ÉSZ 46°78'6,268", KH 17°19'3,656") és a Hévízi-lefolyó (HL) 3 különböző hőmérsékletű pontján (1. pont: ÉSZ 46°78'3,887", KH 17°19'4,986", 2. pont: ÉSZ 46°78'2,595", KH 17°19'8649, 3. pont: ÉSZ 46°76'1,422", KH 17°20'5,764") helyezkedtek el (5. ábra).

A B Közép-Európa legnagyobb sekély édesvízű tava (felszíne = 596 km<sup>2</sup>), átlagos vízmélysége 3,2 m, vízgyűjtője a felszínének körülbelül tízszerese (SOMLYÓDY & VAN STRATEN 1986). A B legnagyobb befolyója, a Zala folyó, amely a tó legnyugatibb és legkisebb medencéjénél, a Keszthelyi-medencénél torkollik be (HATVANI et al. 2020), a tó teljes vízhozamának ~50%-át, és a tápanyagbevitelének mintegy 35-40%-át adja (ISTVÁNOVICS et al. 2007).

A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer (KBVR) rekonstruált vizes élőhely (HATVANI et al. 2022), amelyet egy egykor teljesen természetes vizes élőhely – a KB – maradványaira építettek, hogy csökkentsék a Zala folyón érkező tápanyagterhelést. Az elárasztást két ütemben történt: az 1. ütem 1985-ben valósult meg, míg a 2. ütem 1992-ben indult (amikor az 57 km<sup>2</sup>-es Fenéki-tó egy részét elöntötte a víz), s 2013-ban fejeződött be. Az 1. ütem után a Zala folyóból érkező lebegőanyag 60%-a, míg a 2. fázis után a Hídvégi-tóból érkező lebegőanyag további 75%-a maradt vissza (MARINOVIĆ et al. 2021). A vízminőség védelmében betöltött szerepe mellett a KBVR védett természetvédelmi és NATURA 2000 terület, és 1979 óta a Ramsari Egyezmény törvényes védelme alatt áll (CONVENTION ON WETLANDS 1971).

A HT Európa legmélyebb termáltava, amely vulkáni és mocsári összetevőket tartalmaz, és igen gazdag mikrobaközösséggel rendelkezik (KRETT & PALATINSZKY 2009). A tó vize két különböző hőmérsékletű (26 °C és 41 °C) kráterforrásból származik. A T<sub>w</sub> soha nem esik 22 °C alá a tóban (éves átlagos T<sub>w</sub>: 30,7 °C). A tó T<sub>w</sub>-e egyenletesen oszlik el a vízfelszint borító páraréteg („köd”) miatt. Az átlagos nyári és téli hőmérséklet 33-35 °C, illetve 24-28 °C. A HT területe 47 500 m<sup>2</sup>(RYBACH & MUFFLER 1981).

A HL pontokat úgy jelöltük ki, hogy egy hőmérsékleti gradiens mentén csökkenjen a  $T_w$ .  
Minél távolabb van HT, annál alacsonyabb a  $T_w$ :

- HL1 mintavételi pont: 400 m a HT-től,
- HL2 mintavételi pont: 1562 m a HT-től,
- HL3: 4280 m a HT-től.



5. ábra Vizsgálati helyszíneink az alábbiak szerint kerültek kijelölésre: 1. Balaton, 2. Kis-Balaton, 3. Zala-torkolat, 4. Hévízi-tó, 5. Hévízi-lefolyó 1. pont, 6. Hévízi-lefolyó 2. pont, 7. Hévízi-lefolyó 3. pont (térkép forrása: Google Earth)



#### 4.1.2. Meteorológiai jellemzők és a víz fizikai- és kémiai tulajdonságainak vizsgálata

A Keszthelyi-öböl esetében a meteorológiai változókat ( $T_a$ ,  $T_{max}$ ,  $T_{min}$ , PR, u, RH,  $R_n$ ) az Agrometeorológiai Kutatóállomáson elhelyezett QLC-50 (Vaisala, Helsinki, Finnország) típusú klímaállomás rögzítette (ÉSZ 46°73'5,686", KH 17°23'8,615"), mely az Országos Meteorológiai Szolgálat megfigyelőhálózatának része. A KB-on mért meteorológiai adatokat (Almás-sziget, ÉSZ 46°65'7,383" KH 17°19'4,199") a Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság, illetve a HT-nál mért adatokat a Hévízi-tó Monitoring Állomás (ÉSZ 46°78'6,268", KH 17°19'3,656") szolgáltatta számunkra.

##### *Víz hőmérséklet, pH, vezetőképesség meghatározása*

A víztestekben a kísérleti időszak alatt *in situ* mértük a  $T_w$ -t HOBO UA-002-64 típusú adatgyűjtővel, továbbá a pH és a vezetőképességet (EC) a mintavételek alkalmával az Adwa AD111 és AD310 típusú műszerekkel (6. ábra).

##### *Ammónium ( $NH_4-N$ ) és foszfát ( $PO_4-P$ ), szulfát ( $SO_4-S$ ) meghatározása*

A vízmintákban lévő  $NH_4-N$ ,  $PO_4-P$  és  $SO_4-S$  meghatározására Lovibond MultiDirect (0913462 típusú) spektrofotómetert használtunk (6. ábra). A vizsgálni kívánt vízmintát 10 ml űrtartalmú küvettába jelleg öntöttük, majd behelyeztük a műszerbe, és megnyomtuk a 'zéró' gombot, ezzel vakpróbát készítve. Ezt követően kiszedtük a sima vízmintával töltött küvettát. Egy másik, szintén ugyanarról a mintavételi helyről származó vízmintával felöntött 10 ml-es üvegcskébe beleraktuk az első reagenst, melyet összetörtünk az erre a célra alkalmazott keverőpálcával. Miután homogén lett a vízminta az első reagens után, beleraktuk a második reagenst, amit szintén összetörtünk. Lezárás után homogenizáltuk, majd behelyeztük a műszerbe, megnyomtuk a 'test' gombot, és megvártuk a 10 perces reakciós időt. Ezután a mérés automatikusan megtörtént, az eredményeket  $mg\ L^{-1}$  értékben meghatározva. Mindegyik víztest esetében az ismétlések száma 3 volt. Ha a vízminta túl töménynek bizonyult, az oldat 10 ml-ét mérőlombikban 100 ml-re hígítottuk.



6. ábra A víz fizikai és kémiai tulajdonságainak vizsgálatához használt terepi műszerek: 1. 0913462 típusú Lovibond MultiDirect spektrofotométer (NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, SO<sub>4</sub>-S meghatározása); 2. Adwa AD111 típusú műszer (pH meghatározása); 3. AD310 típusú műszer (EC meghatározása); 4. HOBO UA-002-64 típusú adatgyűjtő (T<sub>w</sub> in situ meghatározása 10 perces mintavétellel)

#### *A permanganátos kémiai oxigénigény meghatározása (KOI<sub>p</sub>)*

A kémiai oxigénigény, a vízmintában lévő oxidálható anyagok oxigén koncentrációját adja meg. A mérés során, magas hőmérsékleten, erős oxidálószer hatására (kálium-permanganát) a szerves anyag oxidálódik.

A KOI<sub>p</sub> meghatározását a MSZ 448-20 (1990) alapján végeztük. A vízmintát feleslegben lévő, ismert térfogatú és koncentrációjú kálium-permanganát oldattal adott ideig, s adott feltételek között forraltuk (7. ábra), majd a redukálódott permanganát mennyiségét titrálással meghatároztuk.



7. ábra Permanganátos kémiai oxigénigény ( $KOI_p$ ) meghatározása

*A biokémiai oxigénigény meghatározása 5 nap után ( $BOI_5$ )*

A biológiai oxigénigény, az az oxigén-koncentráció, ami adott körülmények között, a vízben lévő szerves és/vagy szervetlen anyagok oxidációjához szükséges. Ezt a vizsgálatot az MSZ EN 1899-1 (2000) számú európai szabvány alapján végeztük. A méréshez szükséges vízmintákat üveg dugóval ellátott BOI üvegpalackokba öntöttük, majd a vízzel teli palackokat olyan üvegekupakba fordítottuk, amelyben szintén a mintavétel helyszínéről származó víz volt. A vízzel teli üvegekupakokat az üvegpalackokra ráfordítottuk, rögzítettük, ezáltal biztosítottuk a légmentes lezárást annak érdekében, hogy eredményeink jobban közelítsék a valóságot. A vízmintákat a mintavétel után laboratóriumba vittük, előkezeljük, majd az oldott oxigénben gazdag és aerob mikroorganizmusokat tartalmazó, különböző mennyiségű hígítóvízzel hígítottuk, a nitrifikáció gátlásával. Ezután  $20\text{ }^\circ\text{C}$  léghőmérsékleten, sötétben, teljesen megtöltött és lezárt palackokban 5 napon át inkubáltuk a mintákat.

A  $BOI_5$  számításához szükséges oldott oxigén meghatározását jodometriás módszerrel, az MSZ ISO 5813 (1993) alapján végeztük (8. ábra). A vizsgálat során a mintában lévő oldott oxigén reakcióba lép a frissen kicsapódott mangán (II)-hidroxiddal, amely nátrium-hidroxidnak mangán(II)-szulfáthoz való hozzáadásával képződött. Savanyítás után a magasabb oxidációfokú mangánvegyületek a jodidot oxidálták és egyenértékű jód szabadult fel, amelyet nátrium-tioszulfát oldattal titráltunk.



8. ábra Biokémiai oxigénigény (BOI<sub>5</sub>) meghatározása 5 nap után vízmintából

Az oldott oxigéntartalmat (oxigén mg L<sup>-1</sup>-ben) a következő képlettel számoltuk ki:

$$\frac{M_r \times V_2 \times f_1 \times c}{4 \times V_1} \quad (1)$$

ahol  $M_r$  = az oxigén relatív molekulatömege ( $M_r=32$ )

$V_1$  = a minta vagy a mintarész térfogata ( $V_1=V_0$ , ha a palack egész tartalmát titráltuk) (ml),

$V_2$  = a titráláshoz felhasznált nátrium-tiosulfát mérőoldat térfogata (ml),

$c$  = a nátrium-tiosulfát mérőoldat koncentrációja (mmol L<sup>-1</sup>),

$$f_1 = \frac{V_0}{V_0 - V'} \quad (2)$$

ahol  $V_0$  = a palack térfogata (ml)

$V'$  = a mangán(II)-szulfát oldat (1 ml) és a nátrium-azid (2 ml) összes térfogata.

Ez volt a 0 időpontban mért koncentráció, melyre a biológiai oxigénigény meghatározásához volt szükség.

A BOI<sub>5</sub> eredményének kiszámításához először a teszt alatti tényleges oxigénfogyasztást volt szükséges megvizsgálni, ahol a következő feltételnek kellett megvalósulnia:

$$\frac{c_1}{3} \leq (c_1 - c_2) \leq \frac{2c_1}{3} \quad (3)$$

ahol  $c_1$  = az oldott oxigén nulla időpontban mért koncentrációja az egyik vizsgálati oldatban (mg L<sup>-1</sup>),

$c_2$  = az oldott oxigén 5 nap múlva mért koncentrációja ugyanabban a vizsgálati oldatban (mg L<sup>-1</sup>).

A mg oxigén L<sup>-1</sup>-ben kifejezett biokémiai oxigénigényt a következő egyenlettel számoltuk ki:

$$BOI_5 = \left[ (c_1 - c_2) \times \frac{V_t - V_e}{V_t} \times (c_3 - c_4) \times \frac{V_t}{V_e} \right] \quad (4)$$

ahol  $c_1$  és  $c_2$  = lásd előző szakaszt

$c_3$  = a vakpróbaoldat oldott oxigén koncentrációja nulla időpontban ( $\text{mg L}^{-1}$ ),

$c_4$  = a vakpróbaoldat oldott oxigén koncentrációja 5 nap elteltével ( $\text{mg L}^{-1}$ ),

$V_e$  = a vizsgálati oldat elkészítésére felhasznált minta térfogata (ml),

$V_t$  = a vizsgálati oldat teljes térfogata (ml).

Az eredményeket  $\text{mg}$  oxigén  $\text{L}^{-1}$ -ben fejeztük ki.

*Az összes szerves széntartalom (TOC) meghatározása vízmintából*

A TOC a vízben lévő összes szerves vegyületben kötött C-tartalom, amely oldott vagy szuszpendált anyagokhoz van kötve. Ezt a vizsgálatot az MSZ EN 1484 (1998) alapján végeztük. A vízben lévő szerves C-t megfelelő oxidálószer hozzáadása után, ultraibolya sugárzás segítségével égetéssel  $\text{CO}_2$ -dá oxidáltuk varioTOCcube (TOC/TIC/TC/NPOC/TNb) analizátorral. Mintavételkor ügyeltünk arra, hogy a minta reprezentatív legyen, és a mintát ne szennyezzék szervesanyagok. A vízminták vételezése műanyag palackokkal történt oly módon, hogy azok teljesen tele voltak. Ezt követően laboratóriumban a mintákat  $\text{pH} < 2$  értékre savanyítottuk foszforsavval ( $c$  foszforsav =  $0,5 \text{ mol/l}$ ).

A TOC tömegkoncentrációját  $\text{mg L}^{-1}$ -ben a következő egyenlettel határoztuk meg:

$$\frac{l \times f \times V}{V_p} \quad (5)$$

ahol  $l$  = a készülékre jellemző mért érték,

$f$  = kalibrációs faktor ( $\text{mg C L}^{-1}$ ),

$V$  = a hígított vízminta térfogata (ml),

$V_p$  = az a mintatérfogat, amelyet  $V$  térfogatra hígítottunk (ml).

#### 4.1.3. Avarlebontás vizsgálata

A nád (levél–NL, szár–NSZ, rizóma–NR), az aranyvessző (levél–AVL, szár–AVSZ), a gyékény (levél–GYL, szár–GYSZ), a mocsárciprus avar (MC), a fűz avar (F), a nyár avar (NY),

valamint a fűz- és nyár avar (50-50%) keverékének (K) lebontási ütemét vizsgáltuk 2019. december 9. és 2020. március 16. között, a szakirodalomban elterjedten használt avarzsákos módszer alkalmazásával (BÄRLOCHER et al. 2020). A B vízgyűjtőjének domináns fás szárú növényei a fűz (*Salix*), a nyár (*Populus*), s az éger (*Alnus*). Ezek a növények a vizes élőhelyeken belül vagy azok közelében találhatók (ZLINSZKY et al. 2012). A nád (*Phragmites australis*) a vizsgált terület domináns makrofítája, és az egyetlen *Phragmites* faj a területen (VIRÁG 1998, CLEVERING & LISSNER 1999). A nád a száraz út menti árkoktól a több méteres nyíltvízig sokféle élőhelyen nőhet, de jellemzően védett partszakaszokon felhalmozódó szerves üledékeken található (ZLINSZKY et al. 2012). A gyékény (*Typha angustifolia*) a nád mellett a B vízgyűjtőjén jellemző makrofita. Nagyon toleráns az anoxikus üledékekkel szemben, de érzékeny a hullámhatásokra (ZLINSZKY et al. 2012). A vízgyűjtőn továbbá megtalálható a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*), mely észak-amerikai eredetű, világméretű invazív növény (SEMPLE & COOK 2006). Napjainkig meghódította Európát, Ázsia nagy részét, Ausztráliát és Új-Zélandot (LU et al. 2007). Az invazív aranyvessző a parti közösségek domináns összetevőjévé válhat, és teljesen kiszoríthatja az őshonos növényfajokat (RINGOLD et al. 2008), például a nádat is. Az invazív növények parti zónákra gyakorolt káros hatásai széles körben elismertek (PYŠEK & PRACH 1993, TICKNER et al. 2001), de nagyon keveset tudunk a vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatásokról, ezért vizsgálatuk nélkülözhetetlen (FERREIRA et al. 2016). A HT, s annak lefolyójának növényzetét tavorózsa fajok alkotják, a gyakori környező fák a fűz és a mocsárciprus (*Taxodium distichum*) (SIMON et al. 2020).

A téli időszak hosszát a korábbi megfigyelésekhez igazítottuk [(LEE & BUKAVECKAS (2002): 60 nap; BERTOLI et al. (2016): 45 nap; ÁLVAREZ & BÉCARES (2006): 90 nap; JAQUES & PINTO (1997): 140 nap)]. A vizsgálati növényanyagokat ősszel gyűjtöttük be, levélhullás időszakában. Miután laboratóriumban megtisztítottuk és légszáraz állapotig szárítottuk, a növényi anyagokból 10-10 g-ot mértünk 15x15 cm-es avarzsákokba. Az avarzsákok lyukátmérője  $\varnothing=3$  mm volt, ezzel biztosítva, hogy a lebontó szervezetek hozzáférhessenek a növényi anyagokhoz, ezáltal jobban közelítve a valóságban végbemenő lebontási folyamatokat. A 2079 db megtöltött avarzsákokat a 7 kísérleti helyszínen kihelyeztük (297 db/helyszín) műanyag rekeszekhez rögzítve, ügyelve arra, hogy biztosítsuk az állandó vízborítottságot. Az avarzsákokat vízbe helyezés előtt a kísérleti területek vizével nedvesítettük meg, hogy a hirtelen átnedvesedés miatti töredezést elkerüljük.

A kihelyezést követően a 1., a 2., a 3., a 7., a 14., a 21., a 42., a 70. és a 98. napon növényi részenként 3 párhuzamos mintát óvatosan távolítottuk el a rekeszről, laboratóriumban

megtisztítottuk a ráakódott szennyeződésektől, újra légszáraz állapotig szárítottuk, majd visszamértük a tömegüket.

Az avarlebontás sebességének meghatározásához jellemzően az alábbi egyenletet alkalmazzák, ahol a tömegvesztés egy adott időpontban feltételezzük, hőmérséklettől függetlenül (BÄRLOCHER et al. 2020):

$$M_t = M_0 \times e^{-kt} \quad (6)$$

ahol  $M_t$  = a visszamaradt szárazanyag tömege (g),

$M_0$  = a minta tömege a 0. időpillanatban (g),

$k$  = a bomlási együttható,

$t$  = a kihelyezés óta eltelt idő (nap).

Vízi környezetben azonban hőmérséklettel normalizált lebontási együtthatót szükséges használni, feltételezve, hogy a teljes bomlási folyamat lineáris kapcsolatot mutat a hőmérséklettel (BÄRLOCHER et al. 2020).

$$\frac{dm}{dt} = -k_T \times \frac{T(t)}{T_R} \times m \quad (7)$$

ahol  $dm$  = a visszamaradt szárazanyag tömege (g),

$dt$  = a kihelyezés óta eltelt idő (nap),

$T(t)$  = a hőmérséklet, mely az idő függvényében változik,

$k_T$  = a vízhőmérséklettel normalizált bomlási együttható,

$T_R$  = a normalizálás referenciahőmérséklete (10 °C).

A hőmérséklet és a lebontási folyamat közötti lineáris kapcsolatot exponenciális kapcsolatként is feltételezhetjük az alábbi egyenlet alkalmazásával (BÄRLOCHER et al. 2020).

$$\frac{dm}{dt} = -k_{exp} \times e^{c(T(t)-T_R)} \times m \quad (8)$$

ahol  $k_{exp}$  = a hőmérséklettel normalizált bomlási együttható  $T_R$  referenciahőmérsékleten (10 °C),

$c$  = a hőmérsékleti érzékenységet leíró változó.

Az exponenciális bomlási együttható és a hőmérséklet közötti összefüggések vizsgálatokor alkalmazhatunk  $Q_{10}$  értékeket, amely azt mutatja, hogy a lebontási folyamat együtthatója hogyan változik, ha a hőmérsékletet 10 °C-kal emeljük (BÄRLOCHER et al. 2020).

$$Q_{10} = e^{c \times 10^\circ C} \quad (9)$$

$$c = \frac{\ln Q_{10}}{10^\circ C} \quad (10)$$

#### 4.1.4. Kioldódás vizsgálata

Kísérletünkben a nád (NL, NSZ, NR), az aranyvessző (AVL, AVSZ), a gyékény (GYL, GYSZ), a mocsárciprus (MC), a F, NY, K vízbe kerülése során történő NH<sub>4</sub>-N-, illetve PO<sub>4</sub>-P kioldódásának ütemét vizsgáltuk POMOGYI (1983) perkollációs módszere alapján. A vizsgálati növényanyagokat ősszel gyűjtöttük be, levélhullás időszakában. Ezt követően laboratóriumban megtisztítottuk, majd légszáraz állapotig szárítottuk. 10-10 g-ot mértünk minden felsorolt növényi részből 500 ml ürtartalmú barna üvegpalackokba (növényi részenként 3-3 ismétléssel). A kísérleti helyszíneken (KB, B, Z, HT, HL1, HL2, HL3) feltöltöttük a növényi mintákat tartalmazó palackokat 450 ml desztillált vízzel, majd természetes hőmérsékleten inkubáltuk az avarzsákos kísérlethez közel, kb. 1 m mélységben, biztosítva az állandó vízborítottságot.

Mintavétel a kihelyezést követően az avarzsákos kísérlettel megegyező időpontokban történt. Ekkor az üvegpalackokból a folyadékfázist eltávolítottuk, majd újratöltöttük desztillált vízzel, és ismét a víztestekbe helyeztük őket. A leöntött folyadékfázisokból a növények által vízbe bocsátott NH<sub>4</sub>-N- és PO<sub>4</sub>-P tartalom vizsgálatát a vízmintáknál bemutatott módszerrel végeztük spektrofotometriásan (Lovibond MultiDirect), továbbá minden vízmintában mértük a pH-t és a EC-t (Adwa AD111 és AD310).

#### 4.1.5. Növények összes szerves szén (TC)– és nitrogén (TN) tartalmának vizsgálata elemanalizátorral

A vizsgálatot a MSZ EN ISO 16634-2:2016 szabvány alapján végeztük. Hosszú ideig a Kjeldahl-módszer volt a leggyakrabban használt módszer a növényi minták N tartalmának meghatározáshoz, viszont az elmúlt években a Dumas-módszer (száraz oxidáció) egyre nagyobb jelentőségűvé vált. Ezen eljárás nagy előnye, hogy a Kjeldahl-módszerhez képest gyorsabb, és nem használ veszélyes vegyszereket. Mindkét módszer elterjedten használatos a mérési alapelvek különbözőségének ellenére. A legtöbb esetben a Dumas-módszerrel mért értékek valamivel pontosabbak, mint a Kjeldahl-módszer értékei. Ennek oka, hogy a Dumas-módszer az TN formát képes kimutatni, a Kjeldahl-módszer viszont bizonyos N vegyületek kimutatására



nem alkalmas (pl. a gyűrűs formákra, a nitrovegyületekre, az azovegyületekre [N kettős kötésben] stb.) (SÁEZ-PLAZA et al. 2013).

A növényi minták vizsgálata Elementar vario MACRO CUBE típusú elemanalizátorral történt. A mintákat a műszer az égetőcsőben hevítve gázokká alakítja, ahol a N vegyületek a gázelegyben molekuláris nitrogénné alakulnak át. A mennyiségi N-meghatározáshoz a készülék érzékeny hővezető cellát használ, amely az alkalmazott vivőgázra van optimalizálva. Az átalakítás után a kapott adatokat perifériás mikroprocesszoros hardver dolgozza fel.

Az elemzés során az avarlebontási, illetve kioldódási vizsgálat kezdeti és végső TC és TN tartalmát határoztuk meg – mind a 7 helyszín esetében – és mind a 11 növényi részt illetően.

Első lépés a vizsgálathoz a növényminták megfelelő méretre való aprítása volt (nagyjából 1-2 mm). Homogenizálást követően az aprított növénymintákból elektronikus félmikron mérlegen 0,01 mg pontossággal 98-102 mg-ot mértünk ki, majd csomagoltuk ónfóliába, ezt követően pedig kézi mechanikus prés segítségével pasztillákat állítottunk elő belőle (9. ábra).



9. ábra Növényi minták bemérése Elementar vario MACRO CUBE típusú elemanalizátorral történő összes szerves szén (TC)– és nitrogén (TN) meghatározásához

A műszer kalibrálása (napi faktor mérése aszparaginsav segítségével) után 1200 °C-ra fűtött kemencébe helyeztük a mintákat. Az ón égése során (exoterm reakció) plusz hő keletkezik, ezáltal 1800 °C hőmérsékletet tudunk elérni pár percen keresztül, ezzel tökéletes égést biztosítva. Mivel a készülékben működő, hővezető képesség mérésén alapuló (TCD) detektor nem képes különbséget tenni a rákerülő gázelegy egyes összetevői között, a detektálás előtt

szükséges a gázelegy alkotóira való szétválasztása. Ezen okból a növényi minták nedvesség tartalma indikátoros foszfor-pentoxid oszlopon került megkötésre, majd sor került a CO<sub>2</sub>-tartalom speciális abszorbens oszlopon történő megkötésére is. A gázelegyben így már csak nitrogén-oxid vegyületek maradtak. Ezek detektálása (TN-tartalom) után a spirál 240°C-ra történő csökkentésével a gázelegy már csak CO<sub>2</sub>-t tartalmazott, így a detektorral mérhetővé vált a C-tartalom (TC). A mérés alapelve, hogy nitrogén-oxidtól és a CO<sub>2</sub>-től mentes hélium vivőgáz hővezető képességének, valamint a minta elégetése során keletkező gázokkal vegyített vivőgáz hővezető képességének különbsége arányos a nitrogén-oxidok és a CO<sub>2</sub> koncentrációjával. Ennek az arányosságnak köszönhetően eredményeinket %-ban kaptuk meg.

#### 4.1.6. Növények összes foszfor (TP) tartalmának meghatározása kénsavas roncsolással

A vizsgálatot a MSZ 448-18 (2009) szabvány alapján végeztük el. A roncsolást ONE TOUCH TECHNOLOGY MARS 6 mikrohullámú gépben kezdtük, mely a bemért ~0,5 g növényi mintát 10 ml cc. kénsavval 200 °C-on főzte fel (10. ábra). Miután kihűltek a minták, 50 ml űrtartalmú lombikba 5 ml felfőzött oldatot, valamint 12,5 ml vanadát-molibdenát reagenst adtunk, majd desztillált vízzel jelig töltöttük (10. ábra).



10. ábra Minták roncsolása a ONE TOUCH TECHNOLOGY MARS 6 mikrohullámú készülékben

A standard oldatsor elkészítéséhez a 10 ml kénsav felfőzése után, és a 12,5 ml vanadát-molibdenát reagens hozzáadását követően foszfor-pentoxidot tartalmazó törzsoldatot (0,05; 0,1;

0,2; 0,4; 0,8; 1; 1,6; 2) adagoltunk az 50 ml-es lombikokba, melyeket jelig töltöttünk desztillált vízzel.

Ezt követően 410 nm-en spektrofotometriásan meghatároztuk a növényi részek TP tartalmát az avarlebontási és kioldódási kísérlet elején és végén az összes helyszínen esetében.



11. ábra Összes foszfor (TP) vizsgálat a növényi mintákban

#### 4.2. CO<sub>2</sub> kibocsátás mérése klímakamrában

Az Angelantoni Industrie Ekochl 700 típusú klímakamrában szabályozható a T<sub>a</sub>, a RH, illetve a fényintenzitás. A vizsgálat KB-on mért vízhőmérsékletek feldolgozásával indult, melyekből heti átlagot készítettünk, és hetente az alapján változtattuk a klímakamrában a T<sub>a</sub>-t. A klímakamrás kísérlet beállításához azért a KB-on mért T<sub>w</sub>-t választottuk, mivel a KB-on nem olyan intenzív a vízmozgás - mint az általunk vizsgált másik 6 kísérleti helyszínen -, illetve lassabb áramlás és vízkicserélődés miatt jobban fel tud halmozódni a CO<sub>2</sub>. A páratartalmat fixen 50%-ra, a fényt pedig a téli időszakra való tekintettel 7 órás teljes megvilágításra, és 17 órás sötét periódusra állítottuk.

A vizsgált növényi részek a következők voltak: NL, NSZ, NR, GYL, GYSZ, AVL, AVSZ, F, NY, K. A minták előkészítése a terepi kísérlet módszerével egyezett meg (gyűjtés, tisztítás, szárítás).

300 ml űrtartalmú lombikba 1 g növényt, 10 g iszapot és 100 ml vizet helyeztünk, növényi részenként 3-3 ismétlésben. Kontrollként 3 db lombikba 10 g iszapot és 100 ml vizet

helyeztünk, ezzel kizárva a növényi hatást. A lombikokat a klímakamrába való elhelyezés előtt légmentesen lezártuk parafilmmel. A mérésekhez Testo 535 típusú CO<sub>2</sub> mérő műszert használtunk, melynek méréstartománya 0-9999 ppm, illetve amelyen 2 infravörös csatornás adszorpciós elven működő CO<sub>2</sub> érzékelő szenzor van. Az első mintavétel a behelyezést követően 1 óra elteltével történt. Először a klímakamrán kívüli, friss levegőt mértük meg a kalibrációhoz. Ezt követően az épp vizsgálni kívánt lombikot kivettük a klímakamrából, eltávolítottuk róla a parafilmet, és gyors mozdulattal a lombikba helyeztük az érzékelőt. Pár perc elteltével megkaptuk a CO<sub>2</sub> értékét ppm-ben. A vizsgálat befejezésekor kifújattuk a lombikban lévő CO<sub>2</sub>-t. A második mintavétel 4 óra múlva, majd a kísérlet kezdete utáni 1., 4., 7., 9., 11., 14., 16., 18., 21., 23., 25., 29., 32., 35., 37., 39., 42., 45., 50., 53., 56., 58., 60., 63., 65., 67., 71., 74., 77., 79., 81., 84., 86., 88., 91., 93., 95., 98. napon mértük a CO<sub>2</sub> értéket a klímakamrában elhelyezett növényvel, iszappal és vízzel töltött lombikokban. Ezt követően a 98 napos kísérletet megismételtük úgy, hogy 2 °C-kal emeltük meg a léghőmérsékletet a klímakamrában, ezzel előrejelezve a globális klímaváltozás hatását a vizsgálat térségére, 2100-ra (IPCC,2021, 2014; EASTERLING 2007; PONGRÁCZ et al. 2014).

A kísérlet befejezésekor a lombikokban lévő növényi részeket megtisztítottuk a rárakódott szennyeződésektől, légszáraz állapotig szárítottuk, majd visszamértük tömegüket. A vízmintákat szűrőpapíron átszűrtük, majd megmértük a pH-t és EC-t, illetve spektrofotometriásan meghatároztuk a bennük lévő NH<sub>4</sub>-N és PO<sub>4</sub>-P tartalmat. Továbbá minden növényi rész TC tartalma került meghatározásra a kísérlet elején és végén.

### **4.3. Adatok feldolgozása**

Az adatok normál eloszlás vizsgálatát Shapiro-Wilk teszttel végeztük (SPSS 17.0; IBM Corp., New York, USA). A felhasznált adatok normál eloszlást mutattak, így Pearson korrelációt, kétutas varianciaanalízist (ANOVA) és lineáris regressziós vizsgálatokat is el tudtunk végezni.

Az éghajlati változókat hosszú távú átlagokkal (klímanormál, 1981–2010, a keszthelyi Agrometeorológiai Kutatóállomás adatai alapján) hasonlítottuk össze. A meteorológiai elemek ( $R_n$ , napi  $T_a$ , napi maximum hőmérséklet– $T_{max}$ , napi minimum hőmérséklet– $T_{min}$ , PR, RH, szélsébség– $u$ ,  $T_w$ ) és a vízkémiai paraméterek EC, pH, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, SO<sub>4</sub>-S, BOI<sub>5</sub>, KOI<sub>p</sub>, TOC) avarlebontásra gyakorolt hatását Pearson-féle korreláció segítségével elemeztük (SPSS 17.0; IBM Corp., New York, USA). Továbbá a vizsgált növényi részek és helyszínek esetében

számunkra hozzáférhető meteorológiai elemek bevonásával a kapcsolatot regressziós egyenletekkel becsültük (többszörös lineáris regresszió).

A növényi részek és helyszínek avarfogyásra, illetve  $\text{NH}_4\text{-N}$  és  $\text{PO}_4\text{-P}$  kioldódásra gyakorolt hatásának kimutatására, valamint a növények és növényi részek  $\text{CO}_2$  kibocsátásra (a terepen mért és emelt  $T_w$ -n egyaránt) gyakorolt hatásának vizsgálatára kétutas varianciaanalízist (ANOVA) alkalmaztunk (SPSS 17.0; IBM Corp., New York, USA). A növényi részek bomlásának, kioldódásának és  $\text{CO}_2$  kibocsátásának összehasonlítását helyszíneken belül, illetve helyszínek között Student-féle t-próbával végeztük (szignifikancia szint 5%,  $p < 0,05$ ).

## 5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK MEGBESZÉLÉSE

### 5.1. Terepi kísérlet

#### 5.1.1. Meteorológiai és vízkémiai jellemzők a vizsgálati időszakban

A vizsgálati időszak havi átlaghőmérsékleteinek eltéréseit a klímanormáltól (1981–2010) a különböző vizsgálati helyszíneken az 1. táblázat mutatja. A B esetében a március kivételével – mely megegyezett a klímanormál értékével – az összes helyszín tekintetében a teljes kísérleti időszak melegebb volt a 30 éves átlagnál. Az 1981–2010 átlagához képest 3 °C-kal ( $p < 0,001$ ) detektáltunk magasabb értékeket a kísérleti időszak alatt. A legnagyobb pozitív anomáliát a HT területén láthatjuk. December hónapban 5,7 °C-kal ( $p < 0,001$ ), januárban 2,0 °C-kal ( $p < 0,001$ ), februárban 6,2 °C-kal ( $p < 0,001$ ), márciusban pedig 5,6 °C-kal ( $p < 0,001$ ) haladta meg a  $T_a$  a klímanormált. A KB-t tekintve a havi átlag  $T_a$  az első kísérleti hónapban 4,6 °C-kal ( $p < 0,001$ ), a másodikban 0,6 °C-kal, a harmadikban 5,3 °C-kal ( $p < 0,001$ ), míg a negyedik hónapban szintén 4,6 °C-kal ( $p < 0,001$ ) haladta meg az 1981–2010-es éghajlati normálértéket.

Az éghajlat felmelegedése a globálistól a lokális szintig szinte minden szinten igazolódni látszik (IPCC 2021). A Kárpát-medencében a globális tendenciához hasonlóan regionális melegedés várható, egyes éghajlati scenáriók alapján 2100-ra a Kárpát-medence  $T_a$ -e várhatóan 3,5 °C-kal magasabb lesz (BARTHOLY & PONGRÁCZ 2019). A RegCM és az Aladin regionális klímamodelljei szerint a 2021-2050, illetve 2071-2100 közötti időszakra 1–2 °C, illetve 3–5 °C-os éves átlagos  $T_a$ -emelkedést prognosztizált BEDE-FAZEKAS & SZABÓ (2019). Ugyanakkor a téli időszakokra 1,1–1,3 °C és 2,5–2,9 °C-os felmelegedést prognosztizált SÁBITZ et al. (2015) Magyarországra.

1. táblázat A vizsgálati időszak (2019. december 9.–2020. március 16.) havi átlagos léghőmérséklet ( $T_a$ ) és csapadékösszeg (PR) adatai a különböző vizsgálati helyszíneken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Hévízi-tó–HT), valamint a klímanormál (1981–2010) léghőmérséklet ( $T_a$ ) és csapadékösszeg (PR) értékei (Agrometeorológiai Kutatóállomás, Keszthely)

$T_a$ (°C)	December 31	9- Január 1-31	Február 1-29	Március 1- 16	Átlag
<b>KB</b>	5,0	0,1	6,4	7,7	4,8
<b>B</b>	5,5	0,6	6,6	3,1	4,0
<b>HT</b>	6,1	1,5	7,3	8,7	5,9
<b>Klímanormál</b>	0,4	-0,5	1,1	3,1	1,0
<b>PR (mm)</b>					<b>Összeg</b>
<b>KB</b>	82,3	19,8	30,9	12,8	145,8
<b>B</b>	71,5	13,2	30,8	17,5	133
<b>HT</b>	79	15,1	31	17	142,1
<b>Klímanormál</b>	37	30,1	30	13,7	110,8

A vizsgálati hónapok PR-összegeinek eltéréseit a klímanormálhoz hasonlítva a 2. táblázat tartalmazza. A KB-on mért csapadékösszeg 24,0 %-kal, a B-on 16,7 %-kal, a HT területén pedig 22,0 %-kal volt magasabb az 1981–2010-es sokéves átlagnál ( $p < 0,001$ ). A legmagasabb PR-összeget december hónapban a KB területén detektáltunk, mely 82,3 mm volt, ami 55,0 %-kal többnek bizonyult, mint a klímanormál ( $p < 0,001$ ). Decemberben a B-nál mért adatok alapján 48,3 %-os, a HT-nál pedig 53,2 %-os növekedést tapasztaltunk ( $p < 0,001$ ). Legkisebb eltérést a sokéves átlaghoz viszonyítva február hónapban figyeltük meg, mindhárom kísérleti helyszín esetében.

KOCSIS et al. (2020) Keszthelyen  $0,2\text{--}0,7$  mm  $\text{év}^{-1}$  PR-csökkenést figyelt meg 1901–2000 között (Mann-Kendall trendeszt alkalmazásával). A  $T_a$ -tól eltérően a szerzők a hazánkban várható PR-minták tekintetében nem jeleznek a jövőben jelentős változásokat. NOVÁKY (2011) kutatásai szerint a téli hónapokban várhatóan csökkenni fog a jövőben a PR mennyisége a Kárpát-medencében. Ezzel szemben BARTHOLY & PONGRÁCZ (2019) szerint téli időszakban az 1961-1990-es referenciaidőszakhoz képest 20,0 %-os PR-mennyiség növekedést mutatott ki modellszimulációval a Kárpát-medencére. A különböző előrejelzések több bizonytalanságot hordoznak magukban a hidrológiai ciklus, továbbá a modellek térbeli és időbeli változékonysága miatt.

2. táblázat A havi átlagos sugárzás ( $R_n$ ), relatív páratartalom (RH), illetve a szélesség ( $u$ ) értékek alakulása a vizsgálati időszak (2019. december 9.–2020. március 16.) alatt a különböző kísérleti helyszíneken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Hévízi-tó–HT)

$R_n$ ( $W\ m^{-2}$ )	December 9-31	Január 1-31	Február 1-29	Március 1-16	Átlag
<b>KB</b>	40,9	53	90,4	137	80,3
<b>B</b>	43,4	53,1	90,5	137	81
<b>HT</b>	41,5	53,3	90,4	137	80,5
<b>RH (%)</b>					<b>Átlag</b>
<b>KB</b>	81,7	88,5	67,2	68,6	76,5
<b>B</b>	84,6	92,5	70,6	71,7	79,9
<b>HT</b>	90,6	91,4	73,3	72,6	82
<b><math>u</math> (<math>m\ s^{-1}</math>)</b>					<b>Átlag</b>
<b>KB</b>	1,89	0,89	1,96	1,48	1,6
<b>B</b>	2,6	1,8	2,6	2,25	2,3
<b>HT</b>	1,92	1,18	1,82	1,63	1,6

A vizsgálati időszak átlagos  $R_n$  értékeit a 2. táblázat mutatja. A mért adatok alapján megállapítható, hogy mindhárom kísérleti területen hasonló értékeket detektáltunk, kiugró eltérést egyik kísérleti hónapban sem tapasztaltunk.

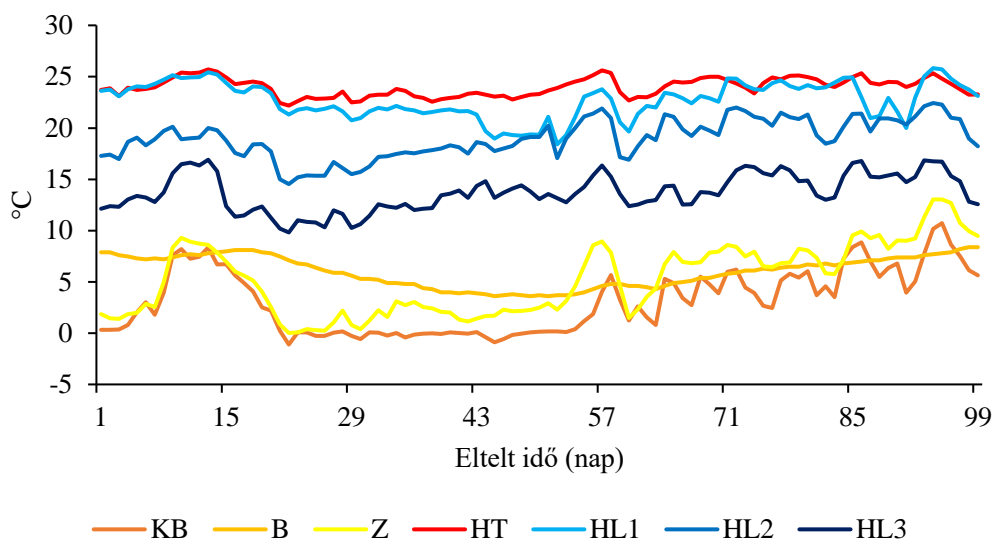
A RH-t tekintve a legmagasabb értékeket a HT esetében detektáltunk, kivéve január hónapban, amikor a B-nál mért havi RH magasabb volt. Legalacsonyabb RH értékeket a KB-nál állapítottunk meg, a HT-hoz képest 7,2 %-kal, míg a B-hoz képest 4,4 %-kal kaptunk alacsonyabb százalékos értékeket. Az elmúlt években gyakran számoltak be a RH növekedéséről a különböző régiókban, különösen a száraz területeken (ZHOU et al. 2014, ZHAO et al. 2019).

A  $u$ -viszonyokat tekintve a B-nál mértük átlagosan a legnagyobb  $u$ -t ( $2,3\ m\ s^{-1}$ ) a másik két kísérleti helyszínhez viszonyítva (KB, HT), melyek átlagos  $u$ -sebessége megegyezett ( $1,6\ m\ s^{-1}$ ) a vizsgálati időszakban. A legnagyobb  $u$ -sebességet ( $2,6\ m\ s^{-1}$ ) a B esetében mértünk december és február hónapban, míg a legalacsonyabb értéket a KB-nál ( $0,89\ m\ s^{-1}$ ) kaptuk. VOZILA et al. (2019) arról számolt be, hogy a 21. században az éghajlatváltozási előrejelzések Észak-Európát tekintve a  $u$ -sebességre emelkedő értékek, míg Dél-Európát csökkenő értékek jellemzőek.

A különböző kísérleti helyeken mért  $T_w$  értékeit a 12. ábrán szemléltetjük. Látható, hogy a B-nak volt a legkiegyenlítettebb a  $T_w$ -e a nagyobb víztömege miatt. A KB és a Z nagyobb változékonyságot mutatott, ezek jobban követték a  $T_a$  változásait. A legmagasabb  $T_w$ -t a HT esetében detektáltuk. A HL mintavételi pontjainkat úgy választottuk ki, hogy hőmérsékleti gradiens mentén változzanak. A legmagasabb átlagos  $T_w$ -el rendelkező HT-hoz ( $24\ ^\circ C$ ) viszonyítva a HL1  $1,3\ ^\circ C$ -kal, a HL2  $5,0\ ^\circ C$ -kal, a HL3  $10,3\ ^\circ C$ -kal alacsonyabb. A



legalacsonyabb  $T_w$ -el rendelkező KB átlaghőmérséklete  $21,0\text{ °C}$ -kal volt alacsonyabb a HT-hoz képest. A HT és HL1 kivételével ( $p=0,566$ ) szignifikáns különbséget találtunk a víztestek között ( $p<0,001$ ), a HT és a HL2-HL3 között  $5,3\text{--}42,8\%$ , míg a B és a KB-Z között  $12,8\text{--}47,8\%$   $T_w$  különbséget detektáltunk.



12. ábra A víz hőmérséklet ( $T_w$ ) alakulása a vizsgálati időszak (2019. december 9.–2020. március 16.) alatt a különböző kísérleti helyszíneken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont –HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont –HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont –HL3)

A vizsgált időszakban az átlagos  $T_w$   $3,1\text{ °C}$  (KB) és  $23,9\text{ °C}$  (HT) között változott. Az időbeli mintázatok és a helyszíni különbségek  $T_w$ -ben követték a változó időjárási viszonyokat. Kezdetben (a minta behelyezése után 1–21 nappal) és a u-viszonyok tekintetében nyugodt időszak után (54 naptól a vizsgálat végéig) a szeles és meleg időjárás ( $u>1\text{ m s}^{-1}$ ,  $T_a>2\text{ °C}$ ) miatt a  $T_w$  nagyfokú térbeli eltérést mutatott. Nyugodt időjárási periódus (22–53 nappal a minták kihelyezése után) kiegyenlítettebb  $T_w$  értékeket eredményezett, főleg a KB, B és Z esetében. A három mintavételi helyszínen (KB, B, Z) mért  $T_w$  változékonysága a két szeles és meleg időszakban (B:  $6,9\pm 1,3\text{ °C}$ ; KB:  $4,7\pm 2,6\text{ °C}$ ; Z:  $6,6\pm 2,9\text{ °C}$ ) meghaladta a nyugodt napokon megfigyelteteket (B:  $4,7\pm 1,1\text{ °C}$ , KB:  $-0,1\pm 0,3\text{ °C}$ , Z:  $1,7\pm 0,9\text{ °C}$ ).

Egy adott víztest hőmérsékletét befolyásolja az időjárás, a víztest morfológiája, a víz kémiai és a környező domborzat. Vizsgálatok megállapították, hogy az olyan meteorológiai

változók, mint a  $T_a$  (LIVINGSTONE & PADISÁK 2007) és a  $R_n$  (KETTLE et al. 2004) jelentősen befolyásolják a víztest termikus jellemzőit.

A 13. ábrán látható a vízkémiai paraméterek alakulása a kísérleti időszak alatt. A vízminták EC-e 557 és 901  $\mu\text{S cm}^{-1}$  között alakult. A mintavételi pontok EC értékei szignifikánsan különböztek ( $p < 0,001$ ), kivételt képezett KB–HL1 ( $p = 0,102$ ), KB–HL2 ( $p = 0,242$ ), KB–HL3 ( $p = 0,578$ ), HT–B ( $p = 0,855$ ), HT–HL1 ( $p = 0,271$ ), HT–HL2 ( $p = 0,1$ ), valamint HL1–HL2 ( $p = 0,294$ ). A kapott eredmények hasonlóan alakultak a Kárpát-medencében mért értékekhez (KRUTILLA & LOGAN 2009). A természetes víztestek EC-ét befolyásolja elsősorban a terület geológiája, amelyen keresztül a vízfolyások áthaladnak. Az EC továbbá korrelációt mutathat számos paraméterrel, pl. klorid-, foszfát-, nitrát formákkal, kalciummal, magnéziummal, káliummal, fluorról és szulfáttal (BHATERIA & JAIN 2016, KUMAR et al. 2014).

A pH befolyásolhatja a nyomokban található fémek és ásványi anyagok oldódási képességét (SUNGSITTHISAWAD & PITAKSANURA 2013), ami – főleg a termálvizek szempontjából – kiemelten fontos tulajdonság. A vizsgálati helyszínek pH-értéke szignifikánsan különbözött ( $p < 0,001$ ), kivéve a KB–HL3 ( $p = 0,102$ ), B–Z ( $p = 0,455$ ), HT–HL1 ( $p = 0,178$ ), továbbá HL1–HL2 ( $p = 0,076$ ) esetében. A vizsgált területek pH-ja 7,37–8,88 tartományban volt, ami a vízminőség enyhén lúgos jellegére utal. A termálvizek (HT és lefolyói pontok) értékei jól elkülönültek a B, KB és Z értékeitől.

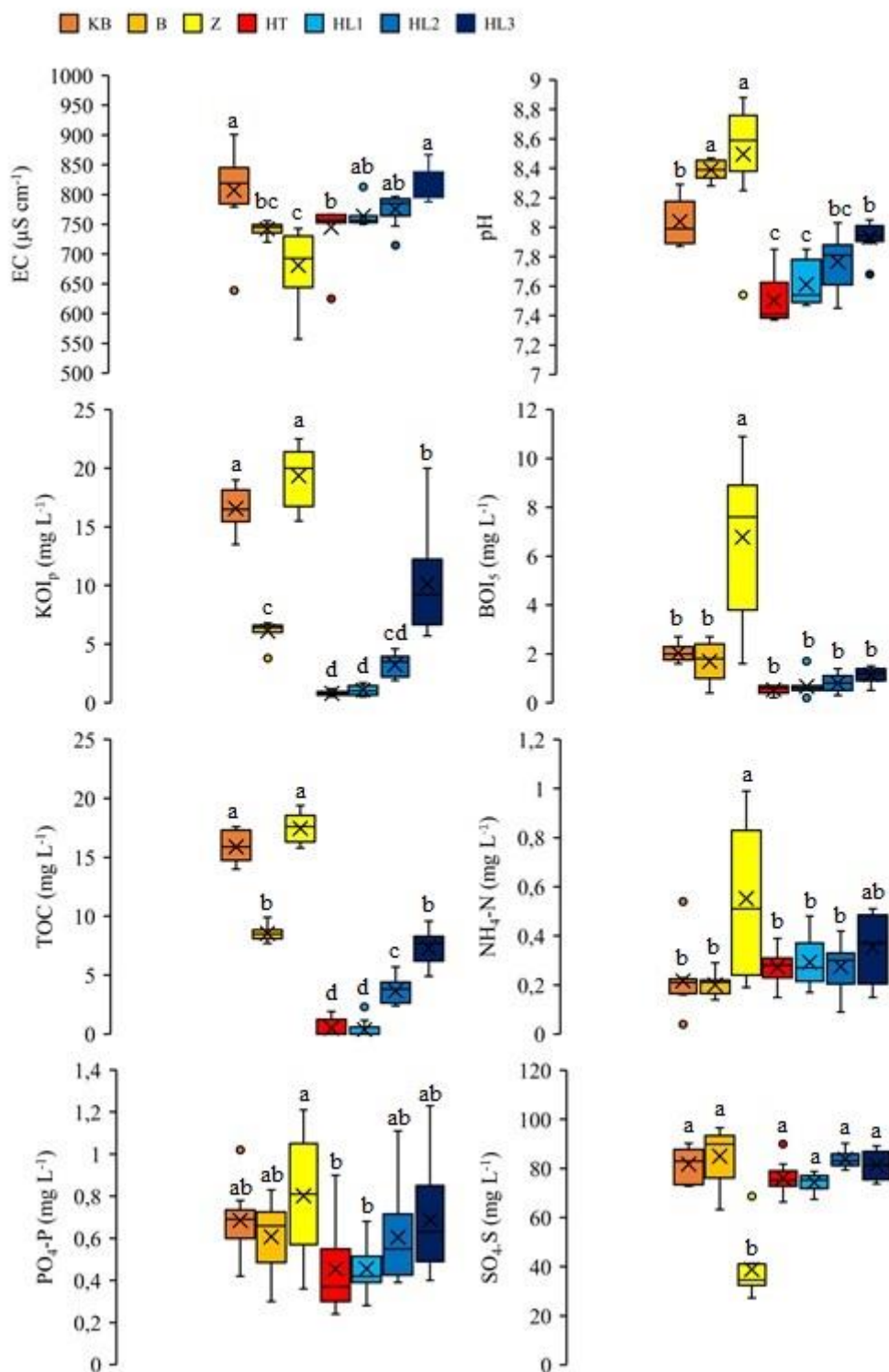
A  $KOI_p$  és a  $BOI_5$  szerves szennyeződést jelző indikátorok (RAVIKUMAR et al. 2013, WU et al. 2017a). A legmagasabb értékeket mindkét vizsgált változó esetében a Z-nál kaptuk, ennek oka a folyó funkciója, miszerint hordalékszállítóként működik. Minden mintavételi pont szignifikánsan különbözött mind a  $KOI_p$ , mind pedig a  $BOI_5$  esetében is ( $p < 0,001$ ), kivéve a  $KOI_p$ : HT–HL1 ( $p = 0,1264$ ),  $BOI_5$ : KB–B ( $p = 0,247$ ), B–HL3 ( $p = 0,072$ ), HT–HL1 ( $p = 0,39$ ), valamint HT–HL2 ( $p = 0,074$ ). A vízmintákban a  $KOI_p$  0,5  $\text{mg L}^{-1}$  (HT) és 22,5  $\text{mg L}^{-1}$  (Z) között, a  $BOI_5$  pedig 0,2  $\text{mg L}^{-1}$  (HT) és 10,9  $\text{mg L}^{-1}$  (Z) között változott. A TOC eredményeinél is a Z értékei voltak a legkiemelkedőbbek (19,4  $\text{mg L}^{-1}$ ), ellenben a HT és HL1 esetében jó pár mintavételi alkalomnál 0  $\text{mg L}^{-1}$  értékeket detektáltunk. A szerves szennyeződést jelző mutatók szignifikánsan különböztek a mintavételi helyszíneken, mely alól kivétel volt a HT–HL1 ( $p = 0,7867$ ).

A N kulcsfontosságú tényező a vízi környezetben (CARPENTER 2008). Nem voltak jelentős különbségek az  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentrációt tekintve a mintavételi helyek között. A legmagasabb értékeket – hasonlóan  $KOI_p$ ,  $BOI_5$ , TOC – a Z esetében detektáltuk (0,99  $\text{mg L}^{-1}$ ),

míg a legalacsonyabbat ( $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ ) a KB területén mértük. Szignifikáns különbséget B–Z ( $p=0,0029$ ), B–HT ( $p=0,0214$ ), B–HL ( $p=0,0066$ ), Z–HT ( $p=0,0142$ ), Z–HL1 ( $p=0,0249$ ), illetve Z–HL2 ( $p=0,017$ ) állapítottunk meg. A nitrifikáció és a denitrifikáció jelentősen befolyásolhatja az  $\text{NH}_4\text{-N}$  és  $\text{NO}_3^-$  koncentráció arányát. A felszíni rétegekben, ahol a nitrifikáció megtörténhet, nitrát halmozódik fel (NOORI et al. 2018). A többi vízminőségi jellemző, mint például a  $T_w$ , a pH és az összes lebegőanyag befolyásolja a víztestek  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentrációját (KIM et al. 2006).

A természetben a P általában egy foszfátmolekula ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) részeként van jelen. A vízi rendszerekben a P szerves és szervetlen foszfátként fordul elő (SPELLMAN 2014). A P fontos szerepet játszik a felszíni vizek tápanyagdinamikájában (BLOESCH 1995). A  $\text{PO}_4\text{-P}$  esetében szignifikánsan különbségeket állapítottunk meg a KB–HT ( $p=0,0173$ ), a KB–HL1 ( $p=0,0031$ ), a B–HL1 ( $p=0,0363$ ), a Z–HT ( $p=0,009$ ), illetve a Z–HL1 ( $p=0,0038$ ) helyszínek között.

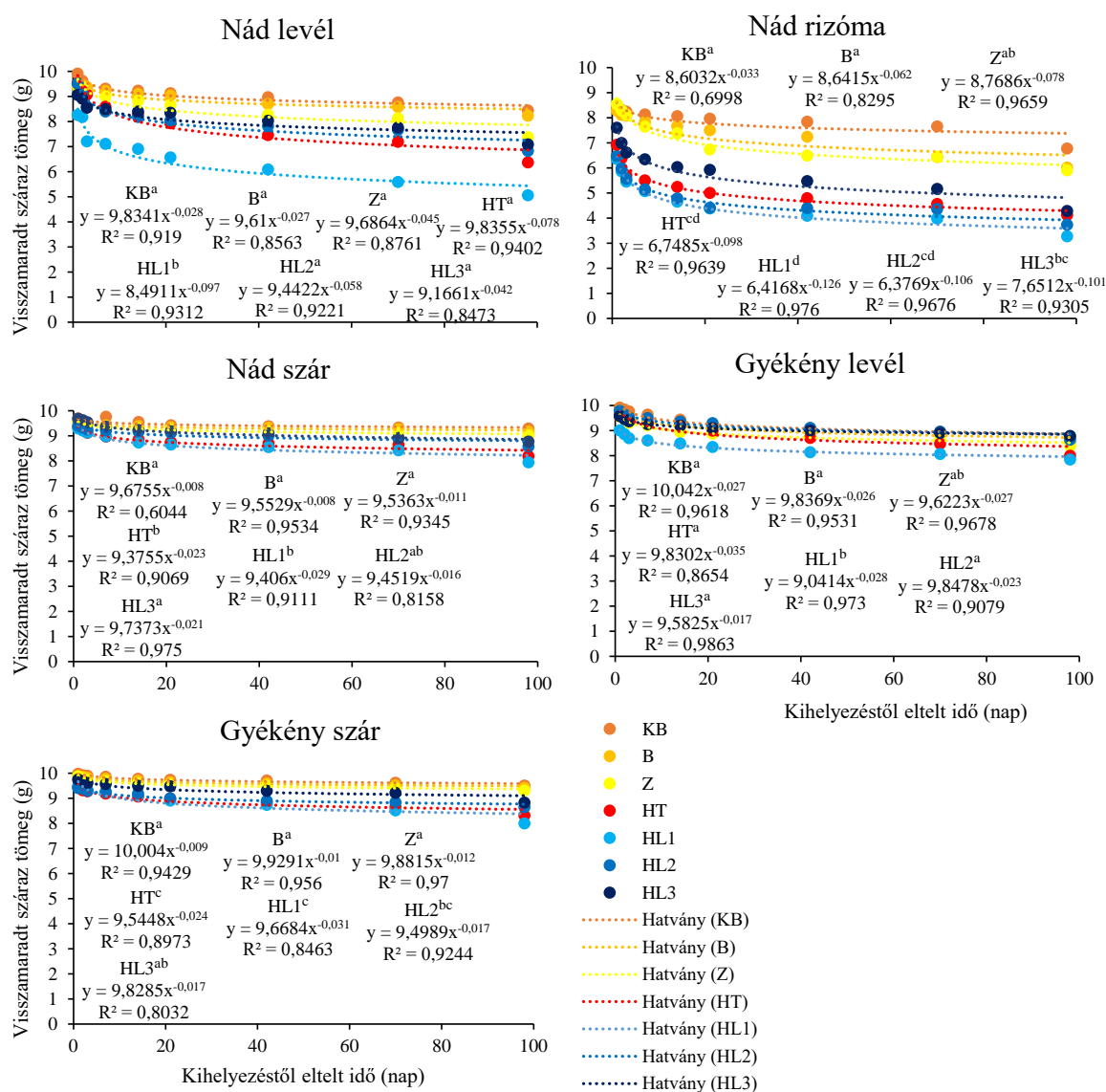
$\text{SO}_4\text{-S}$  esetében a Z mintavételi helyszín volt a legszembetűnőbb, ahol a legalacsonyabb értékeket detektáltuk ( $27,3 \text{ mg L}^{-1}$ ). Szignifikáns különbséget ( $p<0,001$ ) a Z és az összes helyszín között, továbbá a KB–HL1, B–HL1, HT–HL2, HL1–HL2, valamint a HL2–HL3 között állapítottunk meg. Sok  $\text{SO}_4\text{-S}$  vegyület könnyen oldódik vízben. A mállási folyamat során a gipsz (kalcium-szulfát) feloldódik, és a szulfid ásványok részlegesen oxidálódnak, így az  $\text{SO}_4^{2-}$  oldható formája keletkezik, amelyet a víz elvezet. Nedves környezetben az  $\text{SO}_4^{2-}$  könnyen kimosódik a beszivárgó vizek és a felszíni lefolyás révén (APHA, 2005).



13. ábra A vízkémiai paraméterek alakulása (vezetőképesség–EC, pH, permanganátos kémiai oxigénigény–KOI<sub>p</sub>, biológiai oxigénigény–BOI<sub>5</sub>, teljes szerves szén–TOC, ammónium–NH<sub>4</sub>-N, foszfát–PO<sub>4</sub>-P, szulfát–SO<sub>4</sub>-S) a vizsgálati időszak (2019. december 9.–2020. március 16.) alatt a különböző kísérleti helyszíneken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont –HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont –HL3) (a betűk a különböző csoportokat jelölik)

## 5.1.2. Avarfogyás alakulása, bomlási (k<sub>T</sub>) és hőérzékenységi (Q<sub>10</sub>) együtthatók

A 14. ábrán a vízi környezetbe kötődő-, a 15. ábrán pedig vízkedvelő növények tömegcsökkenése látható a vizsgálati időszak alatt. Megállapítható, hogy kísérletünkben a T<sub>w</sub> hatása jól követhető, miszerint az összes növényi rész esetén a legnagyobb tömegveszteség a HL1 mintavételi ponton (a legmagasabb HT utáni pont, ahol a T<sub>w</sub> mellett a kisodródás hatása is érvényesül) volt detektálható, míg a KB esetében (legalacsonyabb T<sub>w</sub>) mértük a legkisebb tömegcsökkenést.



14. ábra A különböző növényi részek (nád levél, nád szár, nád rizóma, gyékény levél, gyékény szár) lebontási üteme az idő függvényében a kísérleti területeken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévizi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont–HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont–HL3) a vizsgálati időszakban (2019. december 9.–2020. március 16.) (a betűk a különböző csoportokat jelölik)

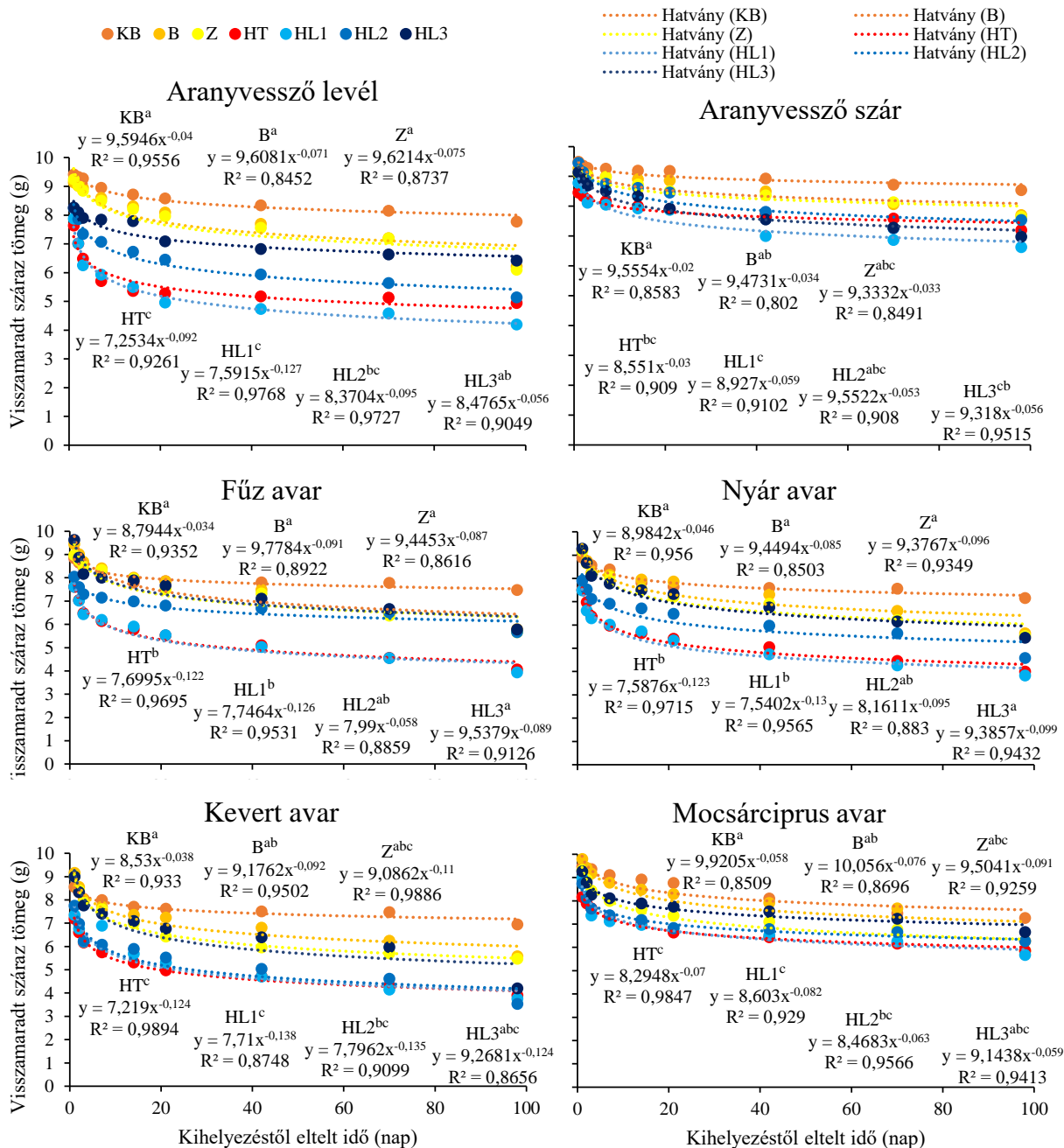
A nád növényi részeinek lebontási ütemét a 14. ábrán követhetjük nyomon. A NL bomlása a HL1 mintavételi ponton 40,05 %-kal ( $p < 0,001$ ) nagyobb avarveszteséggel járt, mint a KB területén. A HL1 és HT között a végső visszamaradt tömegben 0,84 g különbséget detektáltunk, ahol a  $T_w$ -ben nem volt számottevő különbség, s itt valószínűleg a kisodródás hatása érzékelhető. A NR-nél mértük a legintenzívebb a fogyást az összes vizsgált növényi részek közül. A kísérleti időszak végére a KB-on 3,22 g; a B-on 3,98 g; a Z-n 4,08 g; HT-n 5,87 g; a HL1-es ponton 6,71 g, a HL2-es ponton 6,25 g, míg a HL3-as ponton 5,7 g tömegesökkenést figyeltünk meg. A NR értékei a NL-hez képest erősen szignifikáns eltérést jelentettek ( $p < 0,001$ ); a KB-on 19,67 %-kal, a B-on 26,85 %-kal, a Z-n 19,78 %-kal, a HT-n 35,16 %-kal, a HL1-n 34,98 %-kal, HL2-n 45,1 %-kal, a HL3 pedig 39,35 %-kal nagyobb tömegveszteséget detektáltunk. A kísérleti időszakban a növényi részek közül a NSZ bomlott a leglassabban, míg a NL és a NR valamivel gyorsabban bomlott le. A NSZ a KB-on 9,15–27,02 %-kal, a B-on 10,25–34,35 %-kal, a Z-n 18,18–34,37 %-kal, a HT-n 22,13–49,51 %-kal, a HL1 ponton 36,27–58,56 %-kal, a HL2 ponton 20,3–56,24 %-kal, a HL3 ponton pedig 19,16–50,97 %-kal szignifikánsan ( $p < 0,001$ ) alacsonyabb visszamaradt tömeget eredményezett a másik két növényi részhez képest. Az  $R^2$  értékek NL esetében 0,8563 és 0,9402 között, a NSZ 0,6004 és 0,9345 között, míg a NR  $R^2$  értékei 0,6998 és 0,9676 között alakultak.

Más szerzők nád lebontási modellje szerint a növény föld feletti részének 33-48 %-a egy éven belül lebomlik (ASAEDA et al. 2002). 45 nap alatt a Cerknica-tónál, Szlovéniában (45°44'27.60"ÉSZ, 14°22'12.62"KH) 2019. szeptember 10.–október 25. közötti nád levéllel végzett kísérletben GRAŠIČ et al. (2022) eredményében ez a százalék 30 és 36 között mozgott. Kísérletünkben ez a százalék a 42. napon lévő mintavételnél a KB-on 6,2 %, a B-on 13,0 %, a HT-n pedig 25,4 % volt. PETRAGLIA et al. (2018) kimutatta, hogy az alpesi élőhelyeken a bomlási sebesség legkisebb változása az alacsony hőmérséklettel jellemezhető helyeken fordult elő, ahogy a mi kísérletünkben a KB élőhelyen is jellemző volt. A Fertő-tó délnyugati magyar partjának közelében (ÉSZ: 47°37'–47°57', KH: 16°41'–16°52') végzett lebontási kísérlet alapján a lebomló rizóma tömegvesztesége gyors volt, a lebomlás első 99 napjában a tömeg 57,7 %-a bomlott le (ÁGOSTON-SZABÓ et al. 2006), míg esetünkben a kísérleti időszak végére a KB-on 32,2 %, a B-on 40,0 %, a HT-n pedig 59,0 % tömegveszteség volt megfigyelhető.

A GYL és GYSZ (14. ábra) lebontási folyamata a nád növényi részeinek bomlásához hasonlóan alakult. A GYL lebontása kevésbé volt intenzív, mint a NL-é. A kísérleti időszak végére a GYSZ értékei magasabbak voltak, mint a NSZ értékei: a KB-on 0,22 g-mal; a B-on 0,25 g-mal; a Z-n 0,29 g-mal; a HT-n 0,14 g-mal; HL1-en 0,006 g-mal; a HL2 ponton 0,08 g-mal; a HL3 mintavételi helyen pedig 0,06 g-mal volt magasabb a GYL visszamaradt száraz

tömege. A GYL  $R^2$  értékei 0,8654–0,9863 között, míg a GYSZ  $R^2$  értékei 0,8032–0,97 között alakultak. A helyszínek közötti szignifikáns különbséget a GYL esetében a HL1 és KB ( $p < 0,001$ ), B ( $p < 0,001$ ), Z ( $p = 0,00068$ ), HT ( $p = 0,0182$ ), HL2 ( $p < 0,001$ ), illetve HL3 ( $p < 0,001$ ) pontok között találtunk. Ezzel szemben a GYSZ lebontásában szignifikáns eltérést a KB–Z ( $p = 0,0454$ ) között, továbbá a HT és KB, B, Z ( $p < 0,001$ ), a HL1 és KB, B, Z ( $p < 0,001$ ), a HL2 KB, B, Z ( $p < 0,001$ ), a HL3 KB ( $p = 0,0056$ ), B ( $p = 0,0323$ ), HT–HL3 ( $p = 0,0133$ ) között, illetve a HL1–HL3 ( $p = 0,0234$ ) és HL2–HL3 ( $p = 0,0205$ ) között találtunk.

GYL lebontási kísérletet állított be ÁGOSTON-SZABÓ & DINKA (2008) 2000. december 6. és 2002. augusztus 26. között a Fehér-tónál (ÉSZ: 47°41', KH: 17°21'). Eredményeik azt mutatták, hogy a 98. napra ~15 %-os tömegvesztést ért el a GYL, melyhez az általunk detektált 14,6 %-os veszteség állt a legközelebb, a B-on. ÁLVAREZ & BÉCARES (2006) 2004 decemberében 90 napig tartó avarlebontási kísérletet állított be (az avarzsákok 2 g levelet és 3 g szárat tartalmaztak) 5 °C-os átlagos  $T_w$  mellett, ahol a kísérleti időszak végére 60%-os súlyvesztést detektáltak Cubillas de los Oteros épített vizes élőhelyén, León tartományban, Spanyolország északnyugati részén. Esetünkben a KB wetland területén a GYL esetében 12,5 %, a GYSZ esetében pedig 4,9 %-os tömegcsökkenést állapítottunk meg a 98. nap végére.



15. ábra A különböző növényi részek (aranyvessző levél, aranyvessző szár, fűz avar, nyár avar, kevert avar, mocsárciprus avar) lebontási üteme az idő függvényében a kísérleti területeken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont –HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont–HL3) a vizsgálati időszakban (2019. december 9.–2020. március 16.) (a betűk a különböző csoportokat jelölik)

Az AVL (15. ábra) bomlása minden mintavételi helyszínen intenzív volt. A  $T_w$  hatása kimutatható, mely szerint a legkisebb tömegveszteség (2,22 g) a KB-on, melyet a Z (3,9 g) és B (3,79 g) értékei követnek, majd a HL3 (3,58 g) és a HL2 (4,86 g) mintavételi pontok jönnek, s



végül pedig a HT (5,09 g) és a HL1 (5,81 g) értékek, ahol is a legnagyobb tömegvesztés mértékét mértük. Az AVSZ bomlása szignifikánsan lassabb volt, mint az AVL-é ( $p < 0,001$ ), ugyanis a HL1 ponton mindössze 3,37 g tömegvesztés mértékét állapítottunk meg. A tömegvesztést leíró hatvány függvény illesztésekor az  $R^2$  értékei elfogadhatóak voltak; az AVL esetében a legalacsonyabb 0,8452 (B), a legmagasabb pedig HL1 ponton (0,9768). Az AVSZ legkisebb  $R^2$  értékeit szintén a B-on figyelhetjük meg (0,802), a legnagyobbat pedig a HL3-nál (0,9515). Szignifikáns különbségek az AVL és az AVSZ esetében a KB–HT, HL1, HL2, HL3 ( $p < 0,001$ ), valamint a B–HT, HL1 ( $p < 0,001$ ) pontok között jelentkezett.

DEKANOVÁ et al. (2021) avarlebontási kísérletében az őshonos gyékény és a közönséges nád hasonló ütemben bomlott, míg az invazív aranyvessző lényegesen gyorsabban, mivel a kísérlet végén (148 nap után) a kezdeti avar tömege kevesebb, mint 10,0 %-a maradt meg az utóbbi fajnál. Eredményeik – hasonlóan az általunk kapott eredményekhez, – nem támasztják alá a már leírt hipotézist, miszerint a helyi lebontást végző közösségek az adott ökoszisztémában őshonos avar típusokra specializálódtak, és ebből következően azt feltételezik, hogy az őshonos fajok avarja gyorsabban bomlik le, mint a nem őshonos fajoké (GHOLZ et al. 2000). Ezzel a hipotézissel összhangban több tanulmány is beszámolt arról, hogy az invazívnek minősülő avar lassabban bomlik le (BOTTOLLIER-CURTET et al. 2011, GARCIA et al. 2014, GODOY et al. 2010). Mások azonban összességében magasabb bomlási arányt tártak fel az invazív fajok esetében (ALLISON & VITOUSEK 2004 – őshonos óriás páfrány és invazív Cooper-serlegpáfrány, ASHTON et al. 2005 – őshonos vörös juhar és invazív korai juhar, KUGLEROVA et al. 2017 – őshonos vörös éger és invazív réti fűzény, MCNEISH et al. 2012 – őshonos fehér kőris és invazív amuri lonc, DEKANOVÁ et al. 2021 – őshonos gyékény, nád és invazív aranyvessző), ahogy ezt mi is megtapasztaltuk. Az invazív aranyvessző lebontását többségében füves területeken tanulmányozták (YE et al. 2019, ZHANG et al. 2016). Ezen területeken kétszer gyorsabban bomlik le az aranyvessző avar, mint az őshonos fajok avarja, ami egybevetve a vízben történő invazív aranyvessző avarlebontásáról szóló eredményeinkkel. Míg az őshonos fajokhoz hasonló levéltulajdonságokkal rendelkező betelepülő idegen fajok hasonló tápanyagellátást biztosíthatnak a vízi ökoszisztémában, mint az őshonos növényzet (HLADYZ et al. 2009), a különböző funkcionális tulajdonságokkal rendelkező invazív fajok jelentős változásokat okozhatnak a tápanyagciklusokban (ZHANG et al. 2016). Ilyen változások különösen akkor következhetnek be, ha egy invazív növény monokultúrás állományokat hoz létre a parti zónában. Ebben az esetben a szerves anyagok egy adott időszak alatt kerülhetnek a vízi környezetbe, és rövid időn belül kimerülhetnek, ami idővel a szezon későbbi szakaszában tápanyaghiányt okozhat (KUGLEROVA et al. 2017, ZHANG et al. 2016).

A F bomlásánál (15. ábra) az  $R^2$  értéke a legalacsonyabb a KB-nál volt (0,8616), míg a legmagasabb  $R^2$  értéket a HT esetében detektáltuk (0,9695). Intenzív, a többitől elkülönülő lebontást a HL1 és HT ponton tapasztaltunk, ahol a két mintavételi pont maradék tömegének eltérése mindössze 3,44 %. A KB-hez képesti szignifikáns különbséget a HT ( $p < 0,001$ ), a HL1 ( $p < 0,001$ ), a HL2 ( $p < 0,001$ ) között mértünk. Hasonló jelentős eltérések a B esetében a HT ( $p < 0,001$ ), a HL1 ( $p < 0,001$ ) pontokon voltak megfigyelhetők. A Z-nél a HT ( $p = 0,0026$ ) és HL1 ( $p = 0,0027$ ), továbbá a HT és HL2 ( $p = 0,0189$ ), HL3 ( $p = 0,0025$ ) pontok között, illetve a HL1 és HL2 ( $p = 0,0199$ ), valamint a HL3 ( $p = 0,0026$ ) között detektáltunk.

A NY és a K lebontási ütemének (15. ábra) vizsgálatakor megállapítható, hogy a két minta bomlása hasonló. Az adatokra illesztett hatvány függvény  $R^2$  értékei a KB, HL1, HL3 esetében a NY-nál magasabbak, mint a K-nál tapasztalt értékek. A két mintát összehasonlítva megállapítható, hogy a K tömegvesztése átlagosan magasabb, mint a NY-é. A legkisebb különbség a Z esetén volt megfigyelhető, mindössze 0,06 g eltérés volt a végső száraz tömegben, míg a legmagasabb, 1,26 g a HL3 mintavételi ponton volt megfigyelhető. A lebontás helyszínei közötti szignifikáns különbség, hasonlóan a F-nél bemutatottakhoz, a KB és a HT, HL1, HL2 ( $p < 0,001$ ) között, valamint a B és HT, HL1 ( $p < 0,001$ ) között állapítottunk meg. A fentiekén túl a B és a HL2 között (NY:  $p = 0,0275$ ; K:  $p = 0,0089$ ), a Z és a HT (NY:  $p = 0,0046$ ; K:  $p = 0,0101$ ), valamint a HL1 (NY:  $p = 0,0032$ ; K:  $p = 0,0307$ ) között, továbbá a HT és a HL3 között (NY:  $p = 0,0061$ ; K:  $p = 0,0186$ ) mutattunk ki különbséget a lebontás ütemében. A NY-nál szignifikáns eltérés volt a HL1 és a HL3 ( $p = 0,0043$ ) mintavételi pontok között.

ZHAI et al. (2019) szabályozott körülmények között, 112 napos kísérlet során megállapította, hogy a lebontási sebesség a F és NY között eltérő; a F közel kétszer gyorsabb bomlási sebességet mutatott, mint a NY. Ezzel szemben a 98 napos kísérletünk ideje alatt maximálisan 18,19 %-kal bomlott gyorsabban a F a NY-nál (HL2 ponton). ÁGOSTON-SZABÓ et al. (2016) kísérletében, melyet 2008. március 12-május 13. között állítottak be a Rezéti-Holt-Duna (ÉSZ:  $46^{\circ}15'$ , KH:  $18^{\circ}51'$ ) területén, szintén a F bomlása haladta meg a NY értékét, mintegy 10%-os különbséggel, hasonlóan a HL2 mintavételi helyünkön detektált adatokhoz. CHAPMAN et al. (2013) megállapították, hogy a különböző avarok keveréke gyorsabban bomlik, mint külön-külön fajonként vizsgálva, melyet a mi eredményeink is alátámasztanak mind a 7 kísérleti helyszínen. Továbbá arra a következtetésre jutottak, hogy a különböző avarok keverése megváltoztatja a mikrobiális közösség fejlődését, ami hozzájárulhat az avar bomlásának gyorsulásához (CHAPMAN et al. 2013).

A MC bomlásának vizsgálatakor (15. ábra) szignifikáns különbséget találtunk a KB-HT ( $p < 0,001$ ), a KB-HL1 ( $p = 0,00258$ ), a KB-HL2 ( $p = 0,0026$ ), a B-HL2 ( $p = 0,0203$ ) és a HT-HL3

( $p=0,0251$ ) mintavételi pontok között. A legintenzívebb fogyás 4,33 g volt a HL1 ponton, míg a legkevesebb 2,76 g a KB területén volt megfigyelhető. A kísérleti időszak végére a B és a HL2 pontokon 3,72 g fogyást detektáltunk, ehhez közeli, 4,14 g tömegvesztést mérünk a Z és a HT mintavételi helyszíneken. A mérési adatokra illesztett trend  $R^2$  értékei 0,8509 (KB) és 0,9847 (HT) között változtak. A HT  $T_w$ -ének folyamatos csökkenése (KOVÁCS et al. 2010), kiegészítve a saját vizsgálatokkal akár előrejelzésként is szolgálhatna, mely alapján az eltérő  $T_w$ -tel rendelkező víztestek MC lebontási ütemének alakulásáról kaphatunk információt.

A MC lebontására BATTLE & GOLLADAY (2009) 322 napos kísérletet állított be (1998. január 21-étől). A 98. napnál ~20 %-os tömegcsökkenést állapítottak meg az Öböl-parti síkságon található wetlanden, délnyugat Georgiában, mely közel állt a KB-ban általunk detektált 27,3 %-ához. HAUER et al. (1986) 8 mintavételi ponton (a Four Mile Creek, a Pen Branch és a Steel Creek, melyek a dél-karolinai Aiken-fennsík hegyvidéki homokdombjaiból erednek, és a Savannah folyó ártéri mocsaraiba ömlenek), 15-45 %-os tömegcsökkenést állapítottak meg az általuk mért  $T_w$ -tól függően (3–49 °C), 1983. december 6 és 1984 március 28 között. A fenti szerzők alapján, eredményeinkhez hasonlóan, a melegedő  $T_w$ -tel az avarlebontás sebessége 27,3–43,3 %-kal emelkedett.

Kétutas varianciaanalízissel (ANOVA) vizsgáltuk a különböző növényi részek és helyszínek avarlebontásra gyakorolt hatását (3. táblázat). Mind a helyszín ( $p<0,001$ ), mind a növényi rész ( $p<0,001$ ), továbbá a növényi részek és a helyszínek közötti kölcsönhatás is ( $p<0,001$ ) szignifikáns volt.

3. táblázat Kétutas varianciaanalízis (ANOVA) a különböző növényi részek (nád levél, nád szár, nád rizóma, gyékény levél, gyékény szár, aranyvessző levél, aranyvessző szár, fűz avar, nyár avar, kevert avar, mocsárciprus avar) és a helyszínek (Kis-Balaton, Balaton, Zala meder, Hévíztó, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont) avarlebontásra gyakorolt hatásának kimutatására

	Négyzetösszeg	Szabadsági fok	Átlag	F	Szignifikancia
<b>Helyszín</b>	228,9	6	38,2	284,9	<b>0,000</b>
<b>Növényi rész</b>	1287,5	11	117,1	101796,7	<b>0,000</b>
<b>Helyszín*Növényi rész</b>	88,8	66	1,3	1170,2	<b>0,000</b>
<b>Error</b>	0,4	336	0,001		
<b>Total</b>	18412,7	420			
<b>Corrected Total</b>	1608,5	419			

a.  $R^2 = 1,000$  (korigált  $R^2 = 1,000$ )

FOULQUIER et al. (2015) szerint a változó hőmérséklet és vízellátás a jövőben jelentősen befolyásolhatja az avarlebontás sebességét. Az avar minősége és a környezeti feltételek hatására a különböző vizes élőhelyeken a bomlási folyamat rendkívül változatos lehet (GRASIC et al. 2022). Fajszínt a növényi tulajdonságok és a környezeti feltételek domináns szerepet játszanak a bomlási folyamat szabályozásában. A  $T_w$  alapú  $k_T$  megközelítés sokkal pontosabbnak bizonyul, mint a szakirodalomban széleskörben elterjedt exponenciális bomlási együtthatók (GREGORICH et al. 2016). CAI et al. (2021) javasolta a  $k_T$  használatát a különböző helyszíneken történő bomlási sebességek összehasonlítására. Ennek eredményeként a  $T_w$ -vel normalizált bomlási együttható ( $k_T$ ) minden növényi részben és mintavételi helyen külön osztályokba sorolhatóak a 4. táblázat szerint.

4. táblázat A vízi környezetbe kötődő (a) és a vízkedvelő (b) növények vízhőmérséklettel ( $T_w$ ) normalizált együttható ( $k_T$ ) értékei és szórása a különböző mintavételi helyszíneken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont –HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont–HL3) a vizsgálati időszakban (2019. december 9.–2020. március 16.)

a)	Nád levél	Nád szár	Nád rizóma	Gyékény levél	Gyékény szár
<b>KB</b>	0,0430±0,0066 <sup>a</sup>	0,0177±0,0014 <sup>abcd</sup>	0,0812±0,0063 <sup>abc</sup>	0,0302±0,0051 <sup>bcdef</sup>	0,0160±0,0015 <sup>def</sup>
<b>B</b>	0,1261±0,0013 <sup>def</sup>	0,0198±0,0018 <sup>ef</sup>	0,6726±0,0689 <sup>def</sup>	0,1124±0,0024 <sup>ef</sup>	0,0101±0,0034 <sup>f</sup>
<b>Z</b>	0,1078±0,0023 <sup>bcdef</sup>	0,0182±0,0033 <sup>cdef</sup>	0,2081±0,0109 <sup>abcde</sup>	0,0941±0,0031 <sup>cdef</sup>	0,0096±0,0021 <sup>def</sup>
<b>HT</b>	0,1517±0,0011 <sup>ef</sup>	0,0325±0,0014 <sup>f</sup>	0,8584±0,0054 <sup>def</sup>	0,1410±0,0022 <sup>f</sup>	0,0212±0,0018 <sup>f</sup>
<b>HL1</b>	0,1647±0,0012 <sup>def</sup>	0,0385±0,0015 <sup>ef</sup>	0,8999±0,0023 <sup>def</sup>	0,1522±0,0011 <sup>ef</sup>	0,0274±0,0014 <sup>f</sup>
<b>HL2</b>	0,1441±0,0007 <sup>def</sup>	0,0227±0,0024 <sup>ef</sup>	0,8128±0,0012 <sup>def</sup>	0,1310±0,0004 <sup>ef</sup>	0,0166±0,0042 <sup>f</sup>
<b>HL3</b>	0,1334±0,0011 <sup>ef</sup>	0,0215±0,0009 <sup>ef</sup>	0,7123±0,0005 <sup>def</sup>	0,1220±0,0034 <sup>ef</sup>	0,0112±0,0016 <sup>f</sup>

b)	Aranyvessző levél	Aranyvessző szár	Fűz avar	Nyár avar	Kevert avar
<b>KB</b>	0,0461±0,0043 <sup>bcdef</sup>	0,0309±0,0027 <sup>bc</sup>	0,0501±0,0045 <sup>abcdef</sup>	0,0611±0,0027 <sup>abcdef</sup>	0,0656±0,0019 <sup>ab</sup>
<b>B</b>	0,3694±0,0143 <sup>def</sup>	0,2948±0,0012 <sup>def</sup>	0,4058±0,0027 <sup>def</sup>	0,6485±0,0018 <sup>def</sup>	0,6501±0,0027 <sup>def</sup>
<b>Z</b>	0,1292±0,0063 <sup>bcdef</sup>	0,1021±0,0114 <sup>bcdef</sup>	0,1537±0,0015 <sup>bcdef</sup>	0,1867±0,0108 <sup>bcdef</sup>	0,1943±0,0057 <sup>bcdef</sup>
<b>HT</b>	0,4868±0,0025 <sup>def</sup>	0,3832±0,0037 <sup>ef</sup>	0,7062±0,0014 <sup>def</sup>	0,8569±0,0035 <sup>def</sup>	0,8377±0,0065 <sup>def</sup>
<b>HL1</b>	0,5069±0,0033 <sup>def</sup>	0,4031±0,0025 <sup>ef</sup>	0,7268±0,0026 <sup>def</sup>	0,8673±0,0063 <sup>def</sup>	0,8773±0,0054 <sup>def</sup>
<b>HL2</b>	0,4164±0,0024 <sup>def</sup>	0,3524±0,0023 <sup>ef</sup>	0,6567±0,0127 <sup>def</sup>	0,7972±0,0045 <sup>def</sup>	0,7993±0,0041 <sup>def</sup>
<b>HL3</b>	0,3974±0,0121 <sup>def</sup>	0,3143±0,0074 <sup>def</sup>	0,5947±0,0028 <sup>def</sup>	0,6956±0,0008 <sup>def</sup>	0,6970±0,0022 <sup>def</sup>
	<b>Mocsárciprus avar</b>				
<b>KB</b>	0,0595±0,0047 <sup>bcdef</sup>				
<b>B</b>	0,6343±0,0052 <sup>def</sup>				
<b>Z</b>	0,1811±0,0032 <sup>bcdef</sup>				
<b>HT</b>	0,8444±0,0025 <sup>def</sup>				
<b>HL1</b>	0,8541±0,0016 <sup>def</sup>				
<b>HL2</b>	0,7853±0,0014 <sup>def</sup>				
<b>HL3</b>	0,6849±0,0011 <sup>def</sup>				

A  $k_T$  értékek követik az avarlebontásban megfigyelhető eredményeket, miszerint a bomlási sorrend a következő a növényi részeket tekintve: NR<NY<K<MC<F<AVL<NL<GYL<AVSZ<NSZ<GYSZ. A kísérleti helyszíneken hasonló sorrendet állapíthattunk meg vizsgált növényi részekről függetlenül: HL1<HT<HL2<HL3<B<Z<KB.

NR rizóma esetében kaptuk a legmagasabb értékeket 0,0812 (KB) – 0,8999 (HL1), míg a NL esetében 0,0430 (KB) – 0,1647 (HL1) között alakultak a  $k_T$  értékek, ami 7,59 (KB) – 29,77 (HL1) %-kal magasabb bomlási sebességet jelent GYL-hez viszonyítva. A NSZ  $k_T$  értékei 9,6 (KB) – 47,91 (HL1) % gyorsabb lebontási sebességet eredményeztek a GYSZ-hoz képest. A nád lebontásakor tapasztalt helyszínhatást SANGIORGO et al. (2008) eredményei is igazolták. Vizsgálatuk négy átmeneti vízi ökoszisztémában zajlott (2005-ben ősszel, 45 napig), amelyek a Duna-deltában találhatók Délkelet-Romániában: Cuibul cu Lebede tó (ÉSZ: 45°08', KH: 29°20'), az Isac II csatorna (ÉSZ: 45°07', KH: 29°17'), Isac-tó (ÉSZ: 45°06', KH: 29°16') és Uzlina-tó (ÉSZ: 45°05', KH: 29°15'E). A nád leveleinek visszamaradt száraz tömege szignifikánsan változott az ökoszisztémák között; a NL-ek gyorsabban pusztultak az Isac-tóban ( $k = 0,024$ ), mint a többi tóban ( $k$  [Cuibul cu Lebede] = 0,012 és  $k$  [Uzlina] = 0,014), vagy az Isac II csatornában ( $k = 0,009$ ). Eredményeikhez a KB-on mért NL  $k$  értékeink álltak a legközelebb. VAN DOKKUM et al. (2002) 1998 telén állított be lebontási kísérletet a Geestmerambachtóban, Hollandiában, ahol a  $k = 0,0049 \pm 0,0021$  értékkel volt leírható. Ezen érték szintén alacsonyabb, mint az általunk számított  $T_w$ -vel normalizált  $k$  értékek. MENÉNDEZ et al. (2001) a nád bomlási sebességét  $k = 0,0036$ – $0,0090$  közöttire becsülte 9-15 °C  $T_w$ -n. BEDFORD (2005) Leighton Moss wetlanden (Északnyugat-Anglia) végzett vizsgálata alapján (1995 január 4-től 559 napon át)  $k = 0,0014$ – $0,0036$  (NL) és  $k = 0,0012$ – $0,0019$  (NSZ) számolt be, hőmérséklet függést nem említve. PINNA et al. (2004) őszi-téli időszakban  $k = 0,010$  értéket állapított meg 1998-ban a Tirso folyó három részvízgyűjtőjén (Szardínia, Olaszország).

Gyékény lebontási kísérletben ÁLVAREZ et al. (2006) (2004 decemberében kezdődő, 90 napon át tartó)  $k = 0,1722 \pm 0,0186$  értékről számoltak be a Cubillas de los Oteros épített vizes élőhelyén, León tartományban, Spanyolország északnyugati részén. Az általuk detektált értékhez az általunk számított  $T_w$ -vel normalizált  $k$  érték állt a legközelebb a HL1 mintavételi ponton. Ehhez az eredményhez viszonyítva TAYLOR & MIDDLETON (2004) az Otter tavon, a Mississippi–Big Muddy folyó vízgyűjtőjének ősi természetes holtágában (ÉSZ: 37° 32' KH: 89° 26') 150 nap alatt (1993. január 28-cal induló megfigyelésében) alacsonyabb  $k$  értéket állapított meg (0,0024). Ennél is alacsonyabb értékeket publikált KIRSCHNER et al. (2001) 1993 áprilistól-novemberig a Kühwörter Wassernél (Bécs, Ausztria), mindössze 0,00094-at

számítottak a  $k$  értékre. A fenti szerzők megállapították, hogy a nád (NL és NSZ) lebontási rátája magasabb ( $k = 0,0013-0,00021$ ), mint a gyékényé. Ezzel szemben LEE & BUKAVECKAS (2002) 1998. szeptembertől-decemberig tartó gyékény lebontási kísérletében, Kentucky nyugati részén (ÉSZ:  $37^{\circ}-38^{\circ}$ , NYH:  $87^{\circ}-89^{\circ}$ )  $0,0100$   $k$  értéket számított, mely eredmény közel állt az általunk detektált GYSZ HL3 mintavételi ponton számított értékhez.

Az AVL  $k_T$  értékei voltak a legalacsonyabbak ( $0,0461-0,3974$ ), ami a F-hoz ( $7,98-45,32$  %-kal), a MC-hoz ( $22,52-53,47$  %-kal), a K-hez ( $24,55-54,18$  %-kal) és a NY-hoz ( $29,73-54,7$  %-kal) viszonyítva jelent lassabb bomlási sebességet. Az AVSZ értékei  $0,0309-0,3143$  között alakultak. Közép-szlovákiai mesterséges tóban (ÉSZ:  $48^{\circ}57'$ , KH:  $19^{\circ}6'$ ), 148 napon át megfigyelt aranyvessző lebontása DEKANOVÁ et al. (2021) szerint  $k = 0,00146 \pm 0,00050$  értékkel jellemezhető, mely az általunk detektáltaknál alacsonyabb. ZHANG et al. (2014) szárazföldön végzett lebontási vizsgálatában  $0,17 \pm 0,01$   $k$  értéket számolt az aranyvesszőre, mely közel állt az általunk  $T_w$ -vel normalizált AVSZ  $k$  értékéhez, a Z-án. A F  $k$  értékeire  $0,003-0,038$  adatokat kapta MENÉNDEZ et al. (2003) a Sènia és az Ebro folyóban (Tarragona tartomány, Észak-Spanyolország) télen  $T_w=10-20$  °C-on 2000. november 19. és 2001 március 10 között. Számított eredményük sokkal alacsonyabb volt, az általunk  $T_w$ -vel normalizált F  $k$  értékekhez képest (4. táblázat). GEORGE et al. (2017) eredményei a Felső Sárga folyón (a georgiai Lawrenceville-ben) végzett 36 napos kísérletében ( $k = 0,0163$ ) nem volt összhangban a saját vizsgálatunk értékeivel. Ehhez hasonlóan ZHAI et al. (2019) mikrokozmosz kísérletében a NY ( $k = 0,045$ ) bomlási sebességét gyorsabbnak találta a F-énél ( $0,026$ ), melyet vizsgálatunk nem erősített meg. BALDY et al. (1995) 140 napig tartó terepi kísérlet során a Garonne folyón szintén hasonló következtetésre jutott:  $k = 0,0091$  (NY),  $k = 0,0070$  (F). A MC lebontásának 322 napos kísérletében (1998. január 21-től kezdődően)  $k = 0,25$  éves értéket állapított meg BATTLE & GOLLADAY (2009), a Grúziai Öböl-parti síkságon található wetlanden, mely napi átlagos  $k$ -ra átszámítva sokkal alacsonyabb, mint az általunk  $T_w$ -vel normalizált értékek.

A  $T_w$  és a  $k_T$  összekapcsolásaként a  $Q_{10}$  értéket használhatjuk, amely azt mutatja, hogy a lebontási együttható hogyan változik, ha a hőmérsékletet  $10$  °C-kal emeljük (16. ábra).

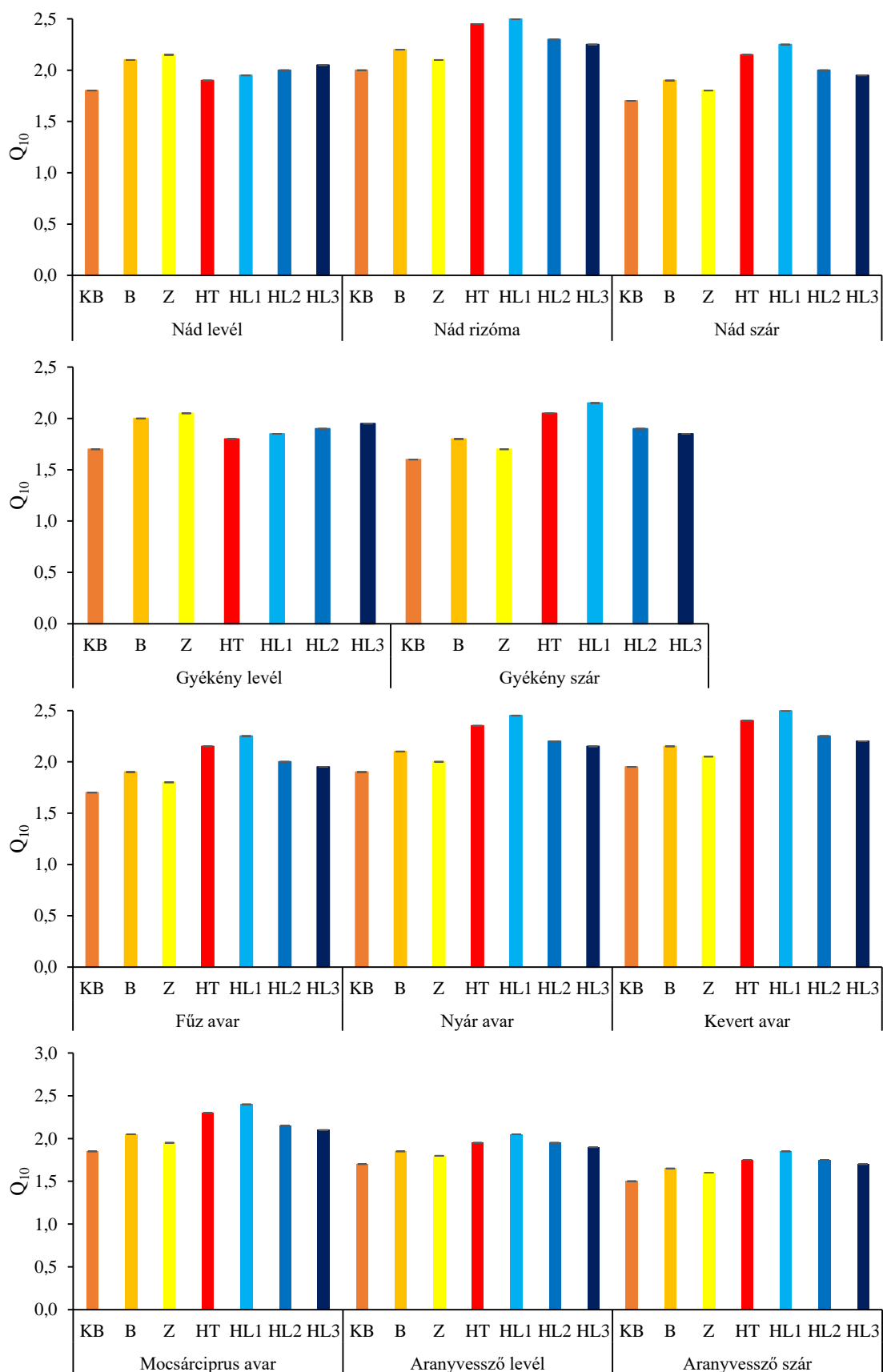
A  $Q_{10}$  értékeknél – hasonlóan a terepi kísérletnél, illetve a  $k_T$  eredményeinél leírtakhoz – kirajzolódnak mind a helyszínek, mind a növényi részek közti különbségek. A legalacsonyabb értékeket a KB esetében kaptuk minden növényi rész esetében (ott, ahol a legkisebb volt a lebontási sebesség), míg a legmagasabbakat a HL1 pontnál (legintenzívebb lebontás helyén). Megállapítható, hogy a NR ( $Q_{10}=2,26$ ), a NY ( $Q_{10}=2,21$ ), a K ( $Q_{10}=2,16$ ), a MC ( $Q_{10}=2,11$ ) lebontási folyamata a legérzékenyebb a  $T_w$ -re. Ezzel szemben a szár részek reagálnak a legkisebb mértékben a  $T_w$  változására, melyek értéke  $1,5$  (AVSZ KB) –  $2,25$  (GYSZ HL1) között alakult.

Helyszíntől függetlenül a növények és növényi részek érzékenysége a hőmérséklet változására a következő növekvő sorrendben alakult: AVSZ<GYSZ<NSZ<GYL<AVL<F<NL<MC<K<NY<NR.

A vizsgálatunkban kapott  $Q_{10}$  értékek jól egyeznek a szakirodalomban szereplő vizes élőhelyek  $Q_{10}$  eredményeivel (BÄRLOCHER et al. 2020). BÄRLOCHER et al. (2020) körülbelül 2-nek írta le a  $Q_{10}$  értéket, ami azt jelenti, hogy a bomlási sebesség megduplázódik, ha a  $T_w$ -t 10 °C-kal növeljük. HIETZ (1992) felhívta a figyelmet arra a tényre is, hogy a  $Q_{10}$ -et ritkán használták vízi környezetben végzett avarlebontási vizsgálatokban. GAO et al. (2021) megállapította, hogy az emelkedő  $T_w$ -k hatására a különböző típusú avarok lebontási folyamata megváltozhat, ami befolyásolhatja a szén- és tápanyagkörforgalmat.

LIU et al. (2017) három avartípus átlagos  $Q_{10}$  értékére 3,02-ot kapott a Napahai wetlanden, amely nemcsak SCOWCROFT et al. (2000) ( $Q_{10} = 2,96$ ) és SALINAS et al. (2011) ( $Q_{10} = 3,06$ ) eredményeihez, hanem saját számított értékeinkhez is közel állt. Ugyanezt támasztja alá, GHOLZ et al. (2000) is, aki a sarkvidéki tundrától a trópusok felé nagy szélességi gradiens mentén követte két eltérő fafaj leveleinek  $Q_{10}$  értékét (2,70).





16. ábra A  $Q_{10}$  értékei a különböző növényi részeknek az összes helyszín esetében (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont –HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont –HL3)

### 5.1.3. Avarfogyás és a meteorológiai, illetve vízkémiai elemek kapcsolata

A 8 meteorológiai változó ( $R_n$ ,  $T_a$ ,  $T_{max}$ ,  $T_{min}$ , PR, RH, u,  $T_w$ ) hatását a különböző növényi részek lebontására az 5. táblázat szemlélteti. Az avarlebontás többváltozós folyamat, amelyet különböző meteorológiai változók is befolyásolnak (FERREIRA et al. 2015). A mintavételi helytől és a vizsgált növénytől függetlenül, a legmeghatározóbb meteorológiai változó  $-0,379^{**}$  és  $-0,808^{**}$  közötti legmagasabb R-értékkel a  $T_w$  volt. A  $T_a$  ( $R=-0,277^{**} - -0,414^{**}$ ),  $T_{max}$  ( $R=-0,291^{**} - -0,484^{**}$ ) és a  $R_n$  ( $-0,211^* - -0,674^{**}$ ) a NSZ kivételével minden növényi rész lebontására hatással volt. A  $T_{min}$  egyik növényi rész lebontásában sem játszott domináns szerepet. A PR hatása az összes növényi résznél jelentkezett ( $R=0,252^* - -0,431^{**}$ ). A  $T_a$  és az RH a NSZ és NR rizóma kivételével  $R=0,232^* - -0,466^{**}$  közötti értékekkel vett részt a különböző növényi részek lebontásában. A  $T_w$  R értéke meghaladta az RH R értékét, ami a bomlási folyamat 61,2–68,6 %-os változékonyságát magyarázta. Az u az alacsony R értékek alapján nem bizonyult domináns meteorológiai változónak jelen vizsgálat időtartamában.

A helyszínhatást tekintve mind a hét helyszín esetében a legmeghatározóbb meteorológiai változó az  $R_n$ , amely a rendelkezésre álló energiához kapcsolódik, valamint az RH volt. KB esetében a NSZ kivételével az  $R_n$  ( $R=-0,786^{**}F - -0,930^{**}AVSZ$ ), illetve a NSZ, F, NY kivételével az RH ( $R=0,546^{**}GYL - 0,691^{**}MC$ ) voltak a legmarkánsabb hatásúak. A B-t esetében az  $R_n$   $-0,819^{**}$  (GYSZ) és  $-0,914^{**}$  (NY) R értékekkel kiemelkedőnek bizonyultak, míg az RH  $0,558^*$  (GYSZ) –  $0,738^{**}$  (AVSZ) értékekkel szintén erős kapcsolatot mutatott minden növényi rész lebontási sebességével. A Z-t tekintve az  $R_n$  ( $R=-0,774^{**}NR - -0,936^{**}AVSZ$ ) és az RH ( $R=0,564^{**}GYL - -0,751^{**}AVSZ -$  a NR kivételével) hatásán kívül a  $T_w$  ( $-0,554^* - -0,790^{**}$  a NR kivételével) hatása emelendő még ki. A HT-t és a lefolyó pontjait (HL1, HL2, HL3) tekintve a legerősebb változó minden növényi részt tekintve az  $R_n$  volt (HT:  $R=-0,660^{**}AVL - -0,886^{**}GYL$ ; HL1:  $R=-0,696^{**}AVL - -0,902^{**}GYSZ$ ; HL2:  $R=-0,708^{**}MC - -0,930^{**}NSZ$ , HL3:  $R=-0,813^{**}GYL - -0,931^{**}AVL$ ), melyet az RH követett (HT:  $R=0,564^{**}AVL - 0,786^{**}GYL$ ; HL1:  $R=0,597^{**}AVL - -0,795^{**}AVSZ$ ; HL2:  $R=0,587^{**}NR - 0,800^{**}AVSZ$ ; HL3:  $R=0,714^{**}GYL$  –  $0,839^{**}AVL$ ).

5. táblázat Korrelációs együtthatók értékei (R) a különböző növényi részek (nád levél–NL, nád szár–NSZ, nád rizóma–NR, gyékény levél–GYL, gyékény szár–GYSZ, aranyvessző levél–AVL, aranyvessző szár–AVSZ, fűz avar–F, nyár avar–NY, kevert avar–K, mocsárciprus avar–MC) lebontási üteme és az időjárási változók között (sugárzás– $R_n$ , napi átlaghőmérséklet– $T_a$ , napi maximum hőmérséklet– $T_{max}$ , napi minimum hőmérséklet– $T_{min}$ , csapadék–PR, relatív páratartalom–RH, szélesebbesség– $u$ , vízhőmérséklet– $T_w$ ) az összes helyszín esetében (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont –HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont –HL3)

	NL	NSZ	NR	GYL	GYSZ	AVL	AVSZ	F	NY	K	MC
<b><math>R_n</math></b>	-,550**	-,211*	-,440**	-,656**	-,498**	-,483**	-,649**	-,559**	-,583**	-,594**	-,674**
<b><math>T_a</math></b>	-,313**	,049	-,293**	-,305**	-,324**	-,277**	-,414**	-,317**	-,336**	-,328**	-,310**
<b><math>T_{max}</math></b>	-,358**	-,005	-,419**	-,291**	-,409**	-,385**	-,484**	-,381**	-,400**	-,391**	-,320**
<b><math>T_{min}</math></b>	-,019	,163	,113	-,107	,045	,093	-,019	,021	,010	,026	-,075
<b>PR</b>	,360**	,252*	,431**	,300**	,404**	,409**	,344**	,364**	,399**	,418**	,379**
<b>RH</b>	,337**	,158	,172	,466**	,249*	,232*	,424**	,320**	,342**	,351**	,452**
<b><math>u</math></b>	,067	,249*	,020	,108	,077	,022	,007	,044	,052	,066	,073
<b><math>T_w</math></b>	-,632**	-,141	-,808**	-,379**	-,774**	-,763**	-,619**	-,706**	-,713**	-,671**	-,511**

\* A korreláció 0,05 szinten szignifikáns (2-oldalú).

\*\* A korreláció 0,01 szinten szignifikáns (2-oldalú).

Mivel a korrelációs elemzés a bomlási sebességnél több meteorológiai változó befolyásolására utalt, minden mért meteorológiai elem bekerült a többváltozós regressziós elemzésbe. A vizsgált mintavételi helyszínekre és a növényi részekre vonatkozó regressziós egyenleteket a 6. táblázat tartalmazza, ahol csak a legjobb illeszkedést (modellt) mutatjuk be.

A regressziós analízis alapján a NSZ kivételével a  $R_n$  szerepelt minden modellben, függetlenül a mintavételi helytől és/vagy a növényi részekről, így a rendelkezésre álló energia az avarlebontás legrelevánsabb tényezője ebben a vizsgálatban. A  $R_n$  mellett a  $T_w$  fordult elő leggyakrabban minden modellben, a NSZ-ét kivéve. A  $T_{min}$  előfordult a F és K modelljében, míg ezzel szemben a  $T_{max}$  a NL, GYL, GYSZ, F, NY, K, és MC modelljébe is bekerült, a  $T_a$  pedig mindössze az AVL és AVSZ modelljében található meg. A RH a NR és a GYSZ modellje kivételével mindenhol fellelhető. A PR és  $u$  csak a NSZ modelljében fordult elő (6. táblázat).

6. táblázat Többváltozós regresszió analízis a meteorológiai elemek és a különböző növényi részek lebontási üteme között az összes helyszín esetében

	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>F</b>	<b>F sig</b>	<b>A regresszió standard hibája</b>	<b>Regressziós egyenlet</b>
<b>NL</b>	0,700	54,289	0,000	Konst. = 0,982 T <sub>w</sub> = 0,009 R <sub>n</sub> = 0,003 T <sub>max</sub> = 0,015 RH = 0,010	De = -0,098T <sub>w</sub> - 0,016R <sub>n</sub> + 0,062T <sub>max</sub> + 0,020RH + 8,121
<b>NSZ</b>	0,187	5,340	0,001	Konst. = 0,708 PR = 0,055 u = 0,106 RH = 0,008 T <sub>min</sub> = 0,042	De = 0,033PR + 0,284u + 0,026RH + 0,092T <sub>min</sub> + 6,469
<b>NR</b>	0,817	139,528	0,000	Konst. = 0,176 T <sub>w</sub> = 0,008 R <sub>n</sub> = 0,002 T <sub>a</sub> = 0,024	De = -0,143T <sub>w</sub> - 0,020R <sub>n</sub> + 0,091T <sub>a</sub> + 8,927
<b>GYL</b>	0,602	35,236	0,000	Konst. = 0,502 R <sub>n</sub> = 0,001 T <sub>w</sub> = 0,005 T <sub>max</sub> = 0,008 RH = 0,005	De = -0,009R <sub>n</sub> - 0,029T <sub>w</sub> + 0,031T <sub>max</sub> + 0,011RH + 8,744
<b>GYSZ</b>	0,815	138,270	0,000	Konst. = 0,057 T <sub>w</sub> = 0,003 R <sub>n</sub> = 0,001 T <sub>max</sub> = 0,005	De = -0,045T <sub>w</sub> - 0,007R <sub>n</sub> + 0,019T <sub>max</sub> + 10,168
<b>AVL</b>	0,807	97,061	0,000	Konst. = 1,064 T <sub>w</sub> = 0,009 R <sub>n</sub> = 0,003 T <sub>a</sub> = 0,028 RH = 0,011	De = -0,139T <sub>w</sub> - 0,019R <sub>n</sub> + 0,137T <sub>a</sub> + 0,024RH + 7,592
<b>AVSZ</b>	0,763	74,959	0,000	Konst. = 0,623 R <sub>n</sub> = 0,002 T <sub>w</sub> = 0,005 T <sub>a</sub> = 0,016 RH = 0,006	De = -0,012R <sub>n</sub> - 0,058T <sub>w</sub> + 0,048T <sub>a</sub> + 0,015RH + 8,403
<b>F</b>	0,814	80,711	0,000	Konst. = 1,040 T <sub>w</sub> = 0,009 R <sub>n</sub> = 0,003 T <sub>max</sub> = 0,015 RH = 0,011 T <sub>min</sub> = 0,032	De = -0,135T <sub>w</sub> - 0,020R <sub>n</sub> + 0,079T <sub>max</sub> + 0,033RH + 0,077T <sub>min</sub> + 6,593
<b>NY</b>	0,849	103,380	0,000	Konst. = 0,967 T <sub>w</sub> = 0,009 R <sub>n</sub> = 0,003 T <sub>max</sub> = 0,014 RH = 0,010 T <sub>min</sub> = 0,030	De = -0,140T <sub>w</sub> - 0,021R <sub>n</sub> + 0,081T <sub>max</sub> + 0,036RH + 0,078T <sub>min</sub> + 6,294
<b>K</b>	0,807	76,773	0,000	Konst. = 1,119 T <sub>w</sub> = 0,010 R <sub>n</sub> = 0,003 T <sub>max</sub> = 0,016 RH = 0,012 T <sub>min</sub> = 0,035	De = -0,134T <sub>w</sub> - 0,023R <sub>n</sub> + 0,079T <sub>max</sub> + 0,036RH + 0,100T <sub>min</sub> + 5,902
<b>MC</b>	0,751	70,002	0,000	Konst. = 0,856 R <sub>n</sub> = 0,002 T <sub>w</sub> = 0,008 T <sub>max</sub> = 0,013 RH = 0,009	De = -0,020R <sub>n</sub> - 0,083T <sub>w</sub> + 0,077T <sub>max</sub> + 0,024RH + 7,075

A meteorológiai változók hatásán kívül megvizsgáltuk 8 vízkémiai elem hatását is (EC, pH, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, SO<sub>4</sub>-S, BOI<sub>5</sub>, KOI<sub>p</sub>, TOC) a különböző növényi részek lebontására, melyet a 7. táblázat szemlélteti.

A mintavételi helytől és a vizsgált növénytől függetlenül, a legmeghatározóbb vízkémiai változók – a GYL kivételével – a TOC (R=-0,353\*\* – -0,690\*\*) és a KOI<sub>p</sub> (R=0,321\* – 0,633\*\*) volt a legmagasabb R-értékkel. A PO<sub>4</sub>-P lebontásában betöltött kapcsolat R értékei 0,362\*\* és 0,500\*\* közöttiek voltak. A mintavételi területek pH-jának hatása a lebontásra - a GYL kivételével - 0,635\*\* és 0,590\*\* közötti R értéket mutatott.

A mintavételi helyeket külön-külön véve a KB esetében a KOI<sub>p</sub> hatása jelentkezett a GYL (R=-0,760\*) GYSZ (R=-0,728\*), AVL (R=-0,735\*), F (R=-0,692\*), NY (R=-0,762\*) és a K (R=-0,719\*) lebontásában, mely mellett a TOC kizárólag a GYL esetében R= -0,685\* értékű lett. A GYL-t kivéve a pH (R=0,269\*MC – 0,590\*\*NR), KOI<sub>p</sub> (R=0,321\*MC – 0,633\*\*NR), TOC (R=0,353\*MC – 0,690\*\*NR), továbbá minden növényi rész esetében a PO<sub>4</sub>-P (R=0,362\*\*GYL – 0,500\*\*F) volt hatással a lebontásra a B mintavételi helyszínen. A Z esetében az EC hatott a NY (R=0,669\*) és a K (R=0,673\*) lebontására, továbbá a pH a MC (R=-0,668\*) lebontására, a TOC pedig a NR lebontására R=-0,712\* értékkel. A BOI<sub>5</sub> hatással volt minden növényi részre (R=-0,693\*AVSZ – -0,823\*\*NSZ). A HT esetében csak a pH hatását mutattuk ki az NR (R=0,725\*), AVL (R=0,787\*), F (R=0,667\*), NY (R=0,688\*) és K (R=0,682) kezelésekre. A HL1 ponton szintén csak a pH hatása volt kimutatható 0,674\* (GYSZ) és 0,789\* (NR) közötti R értékekkel, mely alól kivételt képzett a K. A HL2 pontot tekintve csak a BOI<sub>5</sub> hatása szignifikáns az AVSZ (R=-0,714\*) esetében, míg a HL3 mintavételi helyszínen semmilyen hatást nem sikerült kimutatnunk.

7. táblázat Korrelációs együtthatók értékei (R) a különböző növényi részek (nád levél–NL, nád szár–NSZ, nád rizóma–NR, gyékény levél–GYL, gyékény szár–GYSZ, aranyvessző levél–AVL, aranyvessző szár–AVSZ, fűz avar–F, nyár avar–NY, kevert avar–K, mocsárciprus avar–MC) lebontási üteme és a vízkémiai paraméterek között (vezetőképesség–EC, pH, ammónium–NH<sub>4</sub>-N, foszfát–PO<sub>4</sub>-P, szulfát–SO<sub>4</sub>-S, biológiai oxigénigény–BOI<sub>5</sub>, permanganátos kémiai oxigénigény–KOI<sub>p</sub>, teljes szerves szén–TOC) az összes helyszín esetében (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont –HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont –HL3)

	NL	NSZ	NR	GYL	GYSZ	AVL	AVSZ	F	NY	K	MC
<b>EC</b>	-,035	,086	-,041	,101	-,009	,029	,026	,099	,085	,096	,137
<b>pH</b>	,414**	,481**	,590**	,158	,571**	,559**	,365**	,475**	,452**	,393**	,269*
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	-,021	-,009	,081	-,101	,027	,077	,011	,088	,056	,046	-,042
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	,396**	,428**	,415**	,362**	,443**	,474**	,413**	,500**	,494**	,433**	,384**
<b>SO<sub>4</sub>-S</b>	-,014	,113	-,063	,095	,063	,057	-,135	,186	,153	,124	,095
<b>BOI<sub>5</sub></b>	,148	,168	,310*	-,099	,267*	,248	,113	,139	,131	,102	-,060
<b>KOI<sub>p</sub></b>	,425**	,520**	,633**	,204	,581**	,611**	,423**	,513**	,509**	,479**	,321*
<b>TOC</b>	,489**	,549**	,690**	,243	,635**	,663**	,460**	,535**	,534**	,493**	,353**

\* A korreláció 0,05 szinten szignifikáns (2-oldalú).

\*\* A korreláció 0,01 szinten szignifikáns (2-oldalú).

#### 5.1.4. A szén (TC), nitrogén (TN) és foszfortartalom (TP) alakulása az avarlebontási kísérletben

Az avarlebontási kísérlet növényi részeinek kezdeti és végső TC, TN és TP különböző helyszíneken mért értékeit a 8. táblázatban szemléltetjük.

A NL TC tartalma (8. táblázat) a kezdeti értékhez képest csökkent a B (4,29 %-kal) és a HL2 pont (0,39 %-kal) esetében, míg a többi helyszínen emelkedést tapasztaltunk (2,29–7,83 %). A NSZ esetében a KB, a B és a HL3 pontokon detektáltunk TC csökkenést (KB: 0,75 %; B: 2,74 %; HL3: 1,22 %), míg az NR esetében csak a HL3 ponton 0,23 %-kal mérséklődött a TC értéke. A TN tartalom az NL esetében minden helyszínen emelkedett (13,5–28,79 %-kal), kivéve a KB-on, ahol 12,77 %-kal csökkent. A NSZ esetében a KB, Z és HL1 pontoknál 7,32–31,71 %-os csökkenést figyeltünk meg, míg a többi helyszínnél 8,89–18,0 %-os emelkedés volt tapasztalható. A TN tartalom a NR-nál minden helyszínen 11,54–48,08 % közötti értékkel csökkent. A TP értékek a NL esetében minden helyszínen emelkedtek 16,67–66,67 %-kal. A NSZ-ban és a NR-ban csökkent, kivéve a HL1 és HL3 pontokon, ahol 10–15,38 %-kal (NSZ, HL1 és HL3 pont) és 40–8,33 %-kal (NR, HL1 és HL3 pont) emelkedtek a TP értékei a kísérleti időszak végére.

Vizsgálatunkhoz hasonló eredményhez vezetett DINKA et al. (2004) 33 hónapon át tartó lebontási vizsgálata a Fertő-tó délnyugati hazai partszakaszán (ÉSZ: 47°37′–47°57′, KH: 16°41′–16°52′), nád növényvel, melyben a kezdeti TC és TN koncentrációi 401 mg g<sup>-1</sup> és 11,9 mg g<sup>-1</sup> a levelek bomlása során növekedtek. Ezzel ellentétesen a szerzők kísérletében a kezdeti magasabb TP koncentrációk (1,17 mg g<sup>-1</sup> levelekben és 0,32 mg g<sup>-1</sup> szárban) csökkentek. ÁGOSTON-SZABÓ et al. (2006) 1999. márciusától kezdődően szintén a Fertő-tónál vizsgálta a NR lebontását 990 napon át. Eredményeik azt mutatták, hogy minden paraméter, így a TC, a TN, és a TP tartalom folyamatosan növekedett a kísérleti időszak végére. Ezzel ellentétben az általunk végzett kísérlet során a végső TN és TP tartalomban csökkenését detektáltuk, a TN tartalmat tekintve minden, míg TP esetében a 2 kifolyói pont kivételével. A vízi ökoszisztémákban megfigyelt TN és TP növekedés oka (HIETZ 1992, DINKA et al. 2004) az lehetett, hogy egyes nitrogéntartalmú anyagok kötődnek a ligninhez, így a nitrogén kevésbé hozzáférhető a lebontó szervezetek számára (BERG et al. 1984). Ezeknek az elemeknek a vizsgálati idő alatti felhalmozódása a környező vízből történő mikroorganizmusok felvételének (MASON & BRYANT 1975, DINKA et al. 2004) és a különböző rostvegyületeknek is betudható, amelyek a vizsgált időszakban eltérő sebességgel bomlanak le.

A GYL esetében csak a HT-n detektáltuk a TC érték 1,4 %-os emelkedését (8. táblázat), az összes többi helyszínen 0,74–14,29 %-os csökkenést tapasztaltunk. Ezzel szemben mind a 7 helyszínen a TC tartalom emelkedését figyeltük meg a GYSZ esetében (3,57–6,48 %). A TN tartalmat tekintve a GYL értékei a KB (35,11 %-kal) és HT (9,57 %-kal) esetében csökkentek, a többi helyszínen emelkedtek (1,05–31,37 %). A GYSZ TN értékei minden helyszínen emelkedtek, kivéve a KB-on, ahol a kezdeti és a kísérlet végén mért eredmények megegyeztek. A TP tartalom a GYL esetében minden helyszínen emelkedett, kivéve a HT-n, ahol 40 %-os csökkenést detektáltunk. A GYSZ-nél a KB-on és a HL3 ponton nem figyeltünk meg változást a kezdeti és a végső TP értékek között; a HT-n (66,67 %) és a HL2 ponton (33,33 %) csökkenést, míg a B, Z, és a HL1 pontok esetén emelkedést detektáltunk (25–40 %).

ÁLVAREZ et al. (2006) a gyékény lebontása során vizsgálta a TN tartalmat 90 napon át téli időszakban a Cubillas de los Oteros wetlanden (León tartomány, Spanyolország északnyugati része). FINDLAY et al. (2002) a Hudson-folyó északi öblében (New York), 1998 decemberétől-1999 márciusáig végzett kísérletükben szintén kimutatták, hogy a gyékény TN és TP koncentrációja nőtt az idő múlásával a lebontás során. Valószínűleg az eltérő elhelyezkedés következtében esetünkben a KB wetlanden csökkenést detektáltunk a 98. nap végére. FINDLAY et al. (2002) megállapította, hogy mind a TN, mind a TP magasabb volt a gyékényben, mint a

nádban. Ezt az eredményt saját vizsgálataink nem támasztották alá, mivel a nádban kaptuk a magasabb értékeket.

ÁGOSTON-SZABÓ & DINKA (2008) avarlebontási kísérletük során megállapították, hogy a NL kezdeti TC tartalma alacsonyabb, mint a NSZ-é és a GYL-é, valamint a NSZ kezdeti TN tartalma magasabb, míg a NL és GYL értékei alacsonyabbak a vizsgálat legelején. A TP tartalmat tekintve a 91. nap végére a NL-ben emelkedést, míg a NSZ és GYL tartalmában csökkenést állapítottak meg a fenti szerzők. Kísérletüket 2000. decemberében kezdték a Fehértónál (ÉSZ: 47°41', KH: 17°21'), ahol az NL TC összhangban van az általunk detektált értékekkel, vagyis az NL és GYL értékei alacsonyabbak voltak, viszont a TN tartalom NSZ-ban alacsonyabb volt a NL-hez és a GYL-hez viszonyítva. A TP tartalom szintén egyezett ÁGOSTON-SZABÓ & DINKA (2008) értékeivel, miszerint a NSZ-ban csökkentek, a NL-ben pedig nőttek a kísérleti időszak végére. Ugyanakkor a GYL TP tartalma eredményeinkkel ellentétes irányú volt.

Az AVL és az AVSZ növényi részek TC tartalma hasonlóan alakult a gyékény részeihez (8. táblázat). Az AVL esetében csak a HT-n (6,55 %-kal), illetve a Z-n (4,26 %-kal) figyeltünk meg emelkedést, a többi helyszín esetében csökkenést tapasztaltunk, míg az AVSZ TC értékei minden helyszínen emelkedést mutatott (0,26 –2,5 % között). Minden helyszínen 22,86–49,3 %-kal emelkedő TN értékeket mértünk az AVL esetében. Az AVSZ-nél a KB kivételével, – ahol csökkenést tapasztaltunk –, minden további helyszínen TN emelkedést (4,76–39,39 %) detektáltunk. A TP tartalmat tekintve mind az AVL, mind az AVSZ esetében emelkedést figyeltünk meg (AVL: 33,33–62,5 %, AVSZ: 50 %), kivéve az AVSZ TP értékeit a HT-n, ahol nem állapítottunk meg változást a kezdeti és a kísérlet végén mért TP tartalmak között.

ZHANG et al. (2014) a Nanjing Agricultural University kísérleti állomásán (ÉSZ: 32°01', KH: 118°37'), Jiangsu tartományban, Kínában egy wetland szárazföldi részén végzett lebontási kísérlete során a kezdeti TC és TN koncentráció eltérését tapasztalta a nád és az aranyvessző között. A nádban a TC koncentráció volt magasabb, az aranyvesszőben pedig a TN 2009 októberében, a kísérlet kezdetén. A 12 hónapos kísérleti időszak elteltével szignifikáns különbséget a két növényfaj C:N aránya között nem találtak a szerzők. Ezt kísérletünk nem támasztotta alá, mert nem a nád, hanem az aranyvessző kezdeti TC tartalma volt magasabb, és nem az aranyvesszőben, hanem a nádban volt magasabb a TN tartalom. Az eltérés oka valószínűleg a frissen betolakodott aranyvessző kezdeti térhódításában keresendő, melyet HICKMAN et al. (2013) magyaráz, miszerint az invazív fajok tápanyag-ciklusra gyakorolt hatása kicsi lehet az invázió kezdeti szakaszában, amikor az invazív növény kevésbé elterjedt, mint az őshonos fajok. Az invázió előrehaladtával az egyre nagyobb mennyiségben jelenlévő



invazív növények fokozatosan kiszorítják az őshonos növényeket, és ezáltal az invazív növények és az őshonos növények keveredése jelentősebb hatással lesz a tápanyag-ciklusra az érintett területen.

A F TC tartalmának csökkenését (8. táblázat) a B (5,21 %-kal) és a HL1 pontokon (0,23 %-kal) detektáltuk, míg a többi helyszínen 6,07–13,85 % közötti emelkedést regisztráltunk. Addig, amíg a NY-nál csak a HT-n figyeltünk meg 3,67 %-os emelkedést, a K-nél a Z (1,81 %-kal), a HT (5,75 %-kal) és a HL2 pontokon (0,75 %-kal) növekedett a kísérlet végére a TC tartalom. Mind a 7 helyszínen, mind az F, NY, és K TN tartalma emelkedett. A F értékei 24,7–46,81 %-kal, a NY-é 3,45–43,15 %-kal, míg a K-é 21,09–47,75 %-kal emelkedett a kísérleti időszak végére. A TP értékek F esetében minden helyszínen nőttek (18,18–35,71 %), kivéve a KB-on és a HT-n, ahol nem detektáltunk változást a kezdeti értékekhez viszonyítva. A NY TP értékei a Z-n és a HL3 ponton nem változtak a kísérleti időszak végére. A KB (36,36 %-kal) és a HL1 esetében (18,18 %-kal) csökkenést, míg a B, HT és HL2 pontokon emelkedést (8,33–35,29 %-kal) mértünk. A K TP tartalma 10,0–20,0 %-kal csökkent a KB, B és Z mintavételi helyeknél, míg a többi helyszínen 9,09–33,33 %-os emelkedést figyelhattunk meg.

Az eltérő évszakban végzett, illetve a mi vizsgálatunktól lényegesen eltérő időtartamú megfigyelések eredményei változtak. ÁGOSTON-SZABÓ et al. (2016) a Rezéti-Holt-Dunán végzett 62 napos lebontási kísérletet (2008. március 12 és május 13 között) a F és NY vizsgálatára. Összevetve az általunk kapott eredményekkel, az általuk vizsgált F kezdeti TC, TN és TP tartalma magasabb, míg a NY kezdeti TC tartalma magasabb, a TN és TP tartalma alacsonyabb volt, mint az általunk vizsgált F és NY értékei. A 62. nap végére mind a TN, mind a TP koncentráció a NY-ban volt magasabb a szerzők vizsgálata szerint. ZHAI et al. (2019) 2017-ben végzett 112 napos mikrokozmosz kísérletük eredményei azt mutatták, hogy a 112. nap végére a TN tartalom magasabb volt a NY-ban, míg a TP koncentráció alacsonyabb, viszont a F TC tartalma magasabb volt a NY-hoz viszonyítva. Ezzel szemben eredményeink a 98. napon végzett vizsgálat alapján azt mutatták, hogy a F TC, TN, TP tartalma is magasabb volt a NY-hoz viszonyítva.

A MC TC tartalma minden helyszínen a csökkent (0,39–19,36 %) (8. táblázat), kivéve a HT-n, ahol 2,13 %-os emelkedést figyeltünk meg. A TN értékek 5,88–38,93 %-kal minden helyszínen nőttek a kísérleti időszak végére. A TP tartalom a HL2 pont kivételével minden helyszínen emelkedett (20,0–63,64 %-kal).

BATTLE & GOLLADAY (2009) Öböl-parti síkságon található wetlanden (délnyugat Grúzia) végzett MC lebontási kísérlet során azt detektálták, hogy 322 nap alatt a TN és TP

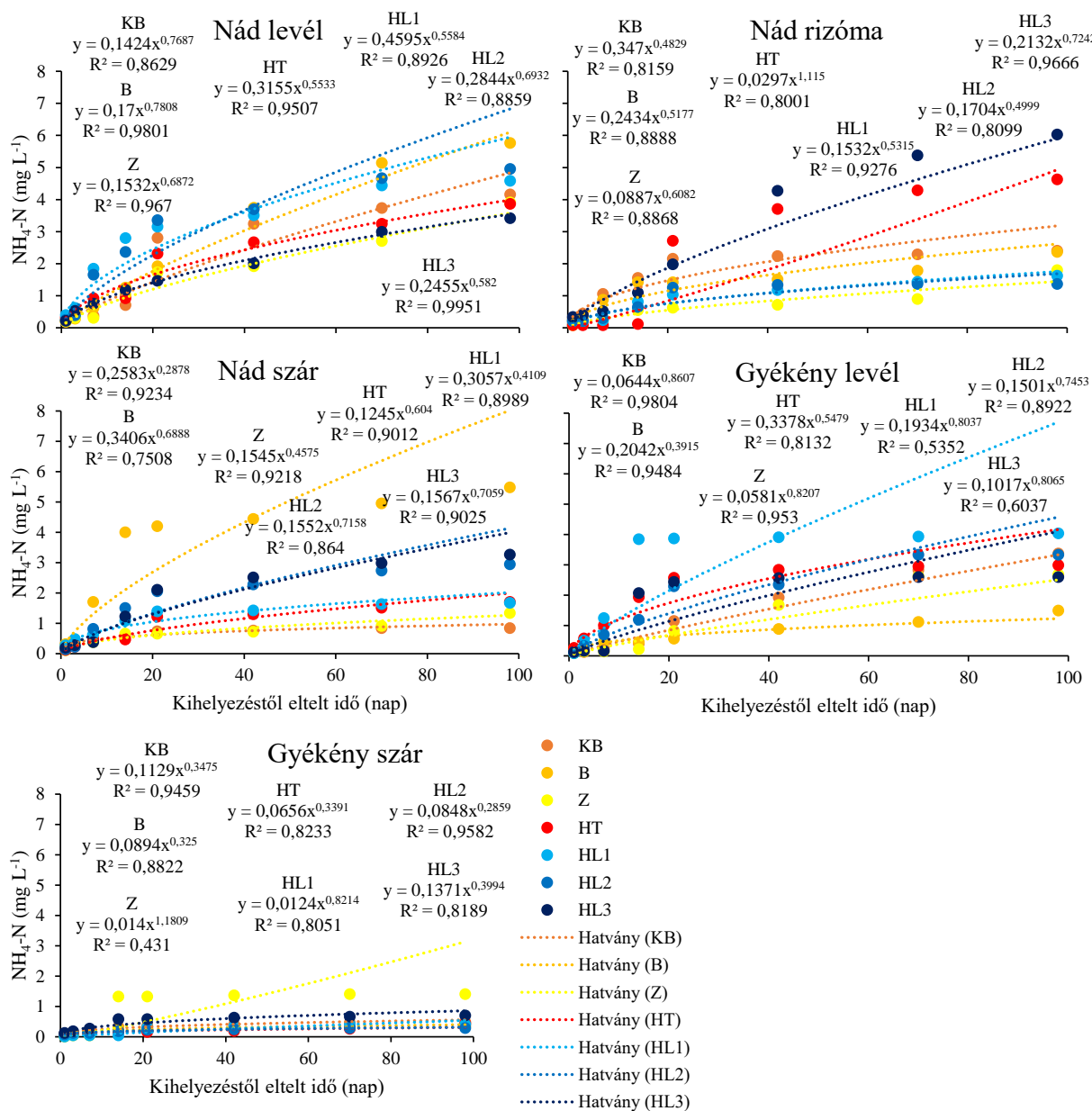
tartalom csökkent a MC lebontása során, viszont a kísérlet 3. hónapja után növekedés volt tapasztalható az értékekben, ami nálunk is tapasztalható volt a kísérleti időszak végére.

8. táblázat A különböző növényi részek összes szén (TC), összes nitrogén (TN) és összes foszfor (TP) tartalma a kísérlet elején (2019. december 9.) és a kísérlet 98. napján (2020. március 16.) az avarlebontási kísérlet során az összes helyszín esetében (jelölések: zöld: növekedés, piros: csökkenés, szürke: egyezés)

mg g <sup>-1</sup>	Kezdeti			A kísérlet 98. napján																				
				Kis-Balaton			Balaton			Zala			Hévízi tó			Hévízi lefolyó 1			Hévízi lefolyó 2			Hévízi lefolyó 3		
	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP
NL	435,6	14,1	0,5	457,2	12,3	1	416,9	17,4	1,5	452,2	16,3	0,8	472,6	18,3	0,6	452,5	19,8	0,9	433,9	16,9	1,5	445,8	19,6	0,9
NSZ	452,5	4,1	0,9	449,1	2,8	0,7	440,1	4,5	0,6	453,4	3,7	0,4	466,5	4,8	0,2	462	3,8	1	459,2	5	0,4	447	4,6	1,5
NR	426,9	15,6	1,1	445,3	12,6	0,9	431,5	9,7	1	445,9	8,1	0,8	465,1	10,2	0,4	450,5	13,3	1,3	430,6	11,7	0,9	425,9	13,8	1,2
GYL	444,4	9,4	0,5	438,4	6,1	0,8	380,9	10	0,7	441,1	10,7	0,6	450,7	8,5	0,3	435	13,7	0,7	421,2	9,5	0,6	425,7	11,7	1,3
GYSZ	434,3	1,7	0,3	455,9	1,7	0,3	450,4	2,3	0,4	455	2,6	0,4	461	2	0,1	456,8	3,6	0,5	450,9	2,2	0,2	464,4	2,1	0,3
AVL	465,2	10,8	0,6	460,3	14	1	387,9	14,2	1,1	485,9	16,6	1,2	497,8	18,8	0,9	449,1	21,3	1,1	446,1	17,6	1,5	442,2	18,9	1,6
AVSZ	452,1	2	0,1	455,6	1,8	0,2	453,3	2,3	0,2	456,9	2,1	0,2	463,6	2,4	0,1	460,9	3,3	0,2	463,7	2,9	0,2	462,4	2,5	0,2
F	431,6	12,5	0,9	459,5	16,6	0,9	409,1	19,5	1,2	464,2	20,9	1,2	501	19,1	0,9	430,6	20,8	1,4	460,4	21,1	1,2	463,4	23,5	1,1
NY	457,1	11,2	1,1	419,9	11,6	0,7	399,6	14,2	1,2	444,5	14,5	1,1	474,5	19,7	1,7	437,9	19,3	0,9	451,6	18	1,7	426,7	18,3	1,1
K	450,5	11,6	1	435,4	14,7	0,8	413,2	16,7	0,8	458,8	16,2	0,9	478	18,2	1,1	440,3	22,2	1,2	453,9	19,6	1,5	443,5	18,9	1,5
MC	464,8	8	0,4	463	8,5	0,5	374,8	10,5	1,1	444,7	9,9	0,7	474,9	10,8	0,6	434,4	13,1	0,7	432,2	11	0,2	440,2	12	0,9

### 5.1.5. A növényi részek ammónium (NH<sub>4</sub>-N) és foszfát (PO<sub>4</sub>-P) kioldódása

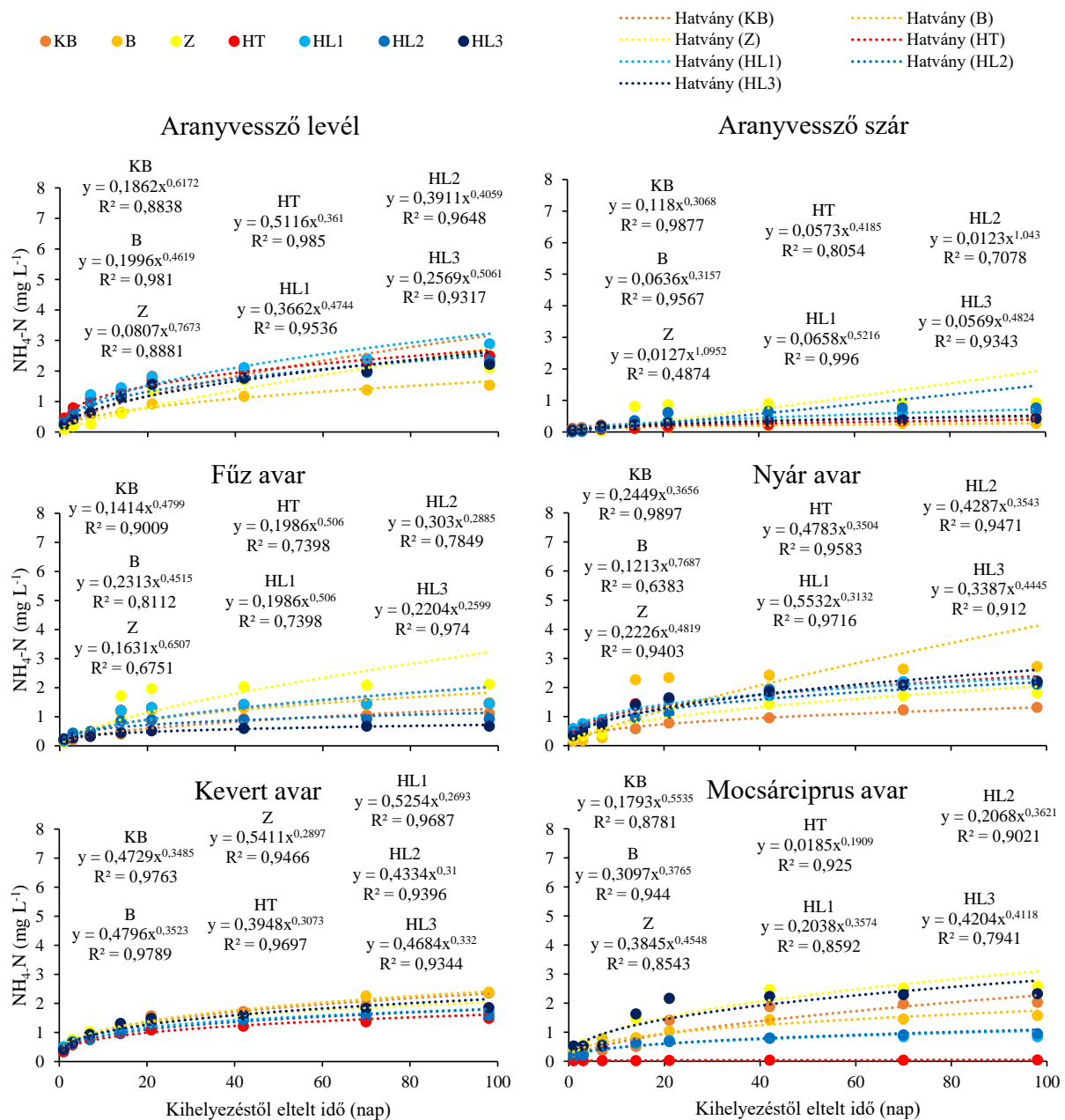
A 17. ábrán a vízi környezethez kötődő, illetve a 18. ábrán a vízkedvelő növények kumulatív NH<sub>4</sub>-N kioldódása látható a vizsgálati időszak alatt.



17. ábra A különböző növényi részek (nád levél, nád szár, nád rizóma, gyékény levél, gyékény szár) kumulatív NH<sub>4</sub>-N kioldódása az idő függvényében a kísérleti területeken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont –HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont–HL3) a vizsgálati időszakban (2019. december 9.–2020. március 16.)

A NL-ben a legmagasabb  $\text{NH}_4\text{-N}$  kioldódás a B-on volt, a legalacsonyabb a HL3-as ponton, 40,73 %-os ( $p < 0,001$ ) különbséggel (17. ábra). A hatvány függvény  $R^2$  értékei 0,8629 és 0,9951 között alakultak. A NSZ kioldódási értékei hasonlóan alakultak a NL-hez. A legmagasabb kioldódási értéket szintén a B-on detektáltuk, viszont a legalacsonyabbat a KB-on állapítottunk meg. A kettő közti eltérés 84,67 % ( $p < 0,001$ ). A HL3-as pont értékei álltak legközelebb a B-hoz, amely 40,51 %-kal ( $p < 0,001$ ) alacsonyabb  $\text{NH}_4\text{-N}$  kioldódását jelentett a HL3-as ponton. A HT és a HL1 pont között csekély különbséget találtunk; a HT-ben mindössze 1,76 %-kal oldódott ki több  $\text{NH}_4\text{-N}$ , mint a HL1 mintavételi ponton. Az  $R^2$  értékek 0,7508 és 0,9234 között alakultak. A NR esetében voltak a legmagasabb kioldódási értékek a másik két növényi részhez hasonlítva. A legmagasabb kioldódás a NR-nél a HL3-as ponton volt, a legalacsonyabb pedig a hozzá közel eső HL2-es ponton. Az eltérés a kettő között 77,28 % ( $p < 0,001$ ). Az  $R^2$  értékek 0,8001 és 0,9666 között alakultak.

A GYL (17. ábra) legintenzívebb  $\text{NH}_4\text{-N}$  kioldódása a HL1 mintavételi ponton volt, míg a legalacsonyabb – a NL-lel szemben – a B esetében jelentkezett; a kettő között 62,87 %-os különbséggel ( $p < 0,001$ ). A HL1 és a HL2 között mindössze 17,33 %-os (ns) különbséget detektáltunk, míg a B és a HL3 között 42,31 %-ot ( $p < 0,001$ ). GYL esetében az  $R^2$  értékek 0,5352 és 0,9804 között alakultak. A GYSZ kioldódása minden mintavételi helyen szignifikánsan csökkent ( $p < 0,001$ ) a NSZ-hoz képest (KB: 41,67%, B: 93,61 %, HT: 74,12 %, HL1: 75,45 %, HL2: 90,14 %, HL3: 78,53 %), kivéve a Z-án, ahol 5,67 %-os csökkenést mértünk. A hatvány függvény  $R^2$  értékei 0,431 és 0,9582 között alakultak.



18. ábra A különböző növényi részek (aranyvessző levél, aranyvessző szár, fűz avar, nyár avar, kevert avar, mocsárciprus avar) kumulatív NH<sub>4</sub>-N kioldódása az idő függvényében a kísérleti területeken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont –HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont–HL3) a vizsgálati időszakban (2019. december 9.–2020. március 16.)

Az AVL legmagasabb NH<sub>4</sub>-N kioldódása (18. ábra) a HL1 ponton jelentkezett. A HT értékei ehhez képest 13,84 %-kal voltak alacsonyabbak. A legkisebb értékeket a B esetben detektáltuk, mely 47,06 %-kal (p<0,001) volt alacsonyabb, mint a HL1. A HL2-n kapott értékek 19,72 %-kal, míg a HL3-on mérték 23,18 %-kal voltak alacsonyabbak, mint a lefolyó első

mintavételi pontján (HL1) regisztráltak. A kapott  $R^2$  értékek 0,8838 és 0,9648 között alakultak. A AVSZ köztes helyet foglalt el a GYSZ és a NSZ között; összehasonlításban a GYSZ-hoz képest 4,92 %-kal (ns) alacsonyabb, míg a NSZ-hoz képest 75,2 %-kal ( $p < 0,001$ ) magasabb volt. A legmagasabb értékeket a Z esetben kaptuk, míg a legalacsonyabbat – az AVL-hez hasonlóan – a B-on. A két szélső érték közti eltérés 70,21 % ( $p < 0,001$ ). Az  $R^2$  értékek 0,9268 és 0,975 között alakultak.

A F, NY és K esetében is a legmagasabb  $\text{NH}_4\text{-N}$  kioldódási értékek a HL3 ponton voltak (18. ábra). A három felsorolt avartípus közül a legmagasabb értékeket a K-nél detektáltuk, ahol a NY-hoz képest 27,39 %-kal, a F-hoz viszonyítva pedig 23,98 %-kal volt magasabb a kioldódás. A HL2 mintavételi ponton hasonló mindhárom növényi résznél hasonló értékek jelentkeztek, 1,72 (NY) – 2,08 (F) %-os különbségekkel. A HL1 mintavételi ponton szintén a K-nél kaptuk a legmagasabb értékeket, a két növényi részhez képest 8,79 (NY) – 14,03 (F) % közti eltéréssel. A HT-n a NY esetében kaptuk a legmagasabb értékeket, ami 52,98 %-kal volt magasabb az F-nél, és 56,31 %-kal a K-nél. A Z-n 30,31 %-kal (F) és 41,63 %-kal (NY) kaptunk alacsonyabb értékeket, mint a K vizsgálatánál. A KB és a B esetében is a F-nél detektáltuk a legmagasabb értékeket, a KB-nál a NY 26,8 %-kal, illetve a K 29,6 %-kal volt kisebb. Mindemellet a B-nál pedig a K 8,78 %-kal, a NY pedig 29,44 %-kal alacsonyabb volt. A F-nél a hatvány függvény  $R^2$  értékei 0,4847 és 0,9877 között alakult, míg a NY-nál 0,6383 és 0,9897 között, a K-nél pedig 0,9344 és 0,9763.

A legalacsonyabb MC  $\text{NH}_4\text{-N}$  kioldódási értékeket a HT-n (18. ábra) kaptuk, 94,77 %-kal kevesebbet ( $p < 0,001$ ), mint amit a legmagasabb értékekkel rendelkező Z-nál rögzítettük. A HT-hoz viszonyítva a HL1 ponton 89,51 %-kal ( $p < 0,001$ ), a HL2 ponton 91,6 %-kal ( $p < 0,001$ ), a HL3 ponton pedig 92,01 %-kal ( $p < 0,001$ ) detektáltunk magasabb  $\text{NH}_4\text{-N}$  kioldódási értékek. Az  $R^2$  értékek 0,8543 és 0,944 között alakultak.

Kétutas varianciaanalízissel (ANOVA) megvizsgáltuk a különböző növényi részek és helyszínek  $\text{NH}_4\text{-N}$  kioldódásra gyakorolt hatását (9. táblázat). Mind a helyszín ( $p < 0,001$ ), mind a növényi rész ( $p < 0,001$ ), továbbá a növényi részek és a helyszínek közötti kölcsönhatás is ( $p < 0,001$ ) szignifikáns volt.

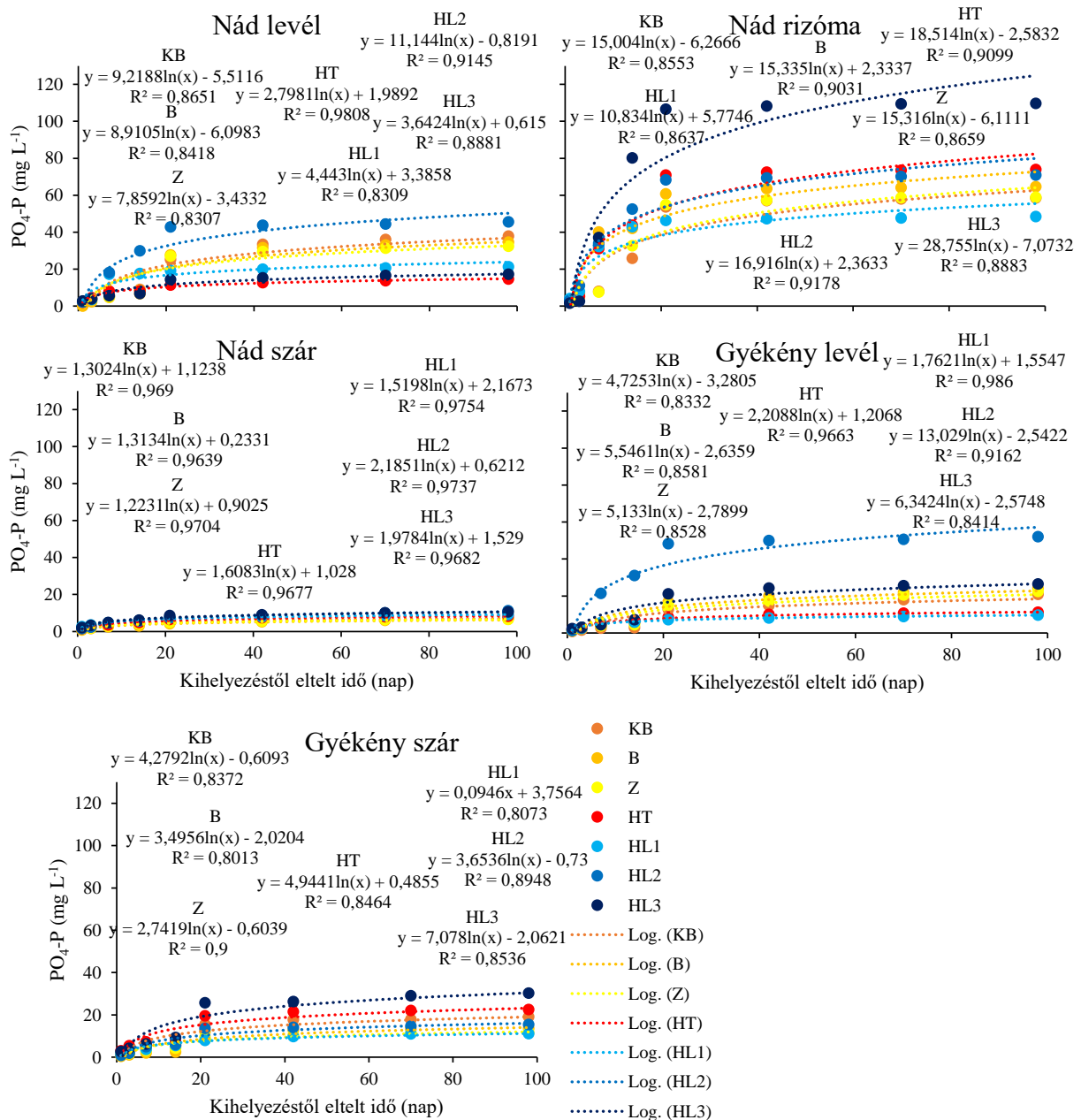
9. táblázat Kétutas varianciaanalízis (ANOVA) a különböző növényi részek (nád levél, nád szár, nád rizóma, gyékény levél, gyékény szár, aranyvessző levél, aranyvessző szár, fűz avar, nyár avar, kevert avar, mocsárciprus avar) és a helyszínek (Kis-Balaton, Balaton, Zala meder, Hévíztó, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont) NH<sub>4</sub>-N kioldódásra gyakorolt hatásának kimutatására

	Négyzetösszeg	Szabadsági fok	Átlag	F	Szignifikancia
<b>Helyszín</b>	308,2	6	51,4	10506,8	<b>0,000</b>
<b>Növényi rész</b>	7451,9	11	573,2	117257,9	<b>0,000</b>
<b>Helyszín*Növényi rész</b>	4550,9	66	58,3	11934,8	<b>0,000</b>
<b>Hiba</b>	1,916	336	0,005		
<b>Összes</b>	18007,6	420			
<b>Korrigált összes</b>	12312,9	419			

a.  $R^2 = 1,000$  (korrigált  $R^2 = 1,000$ )

A különböző növényi részek NH<sub>4</sub>-N kioldódása mellett a PO<sub>4</sub>-P kioldódását is megvizsgáltunk, melyeket a 19. ábrán és a 20. ábrán szemléltetünk.



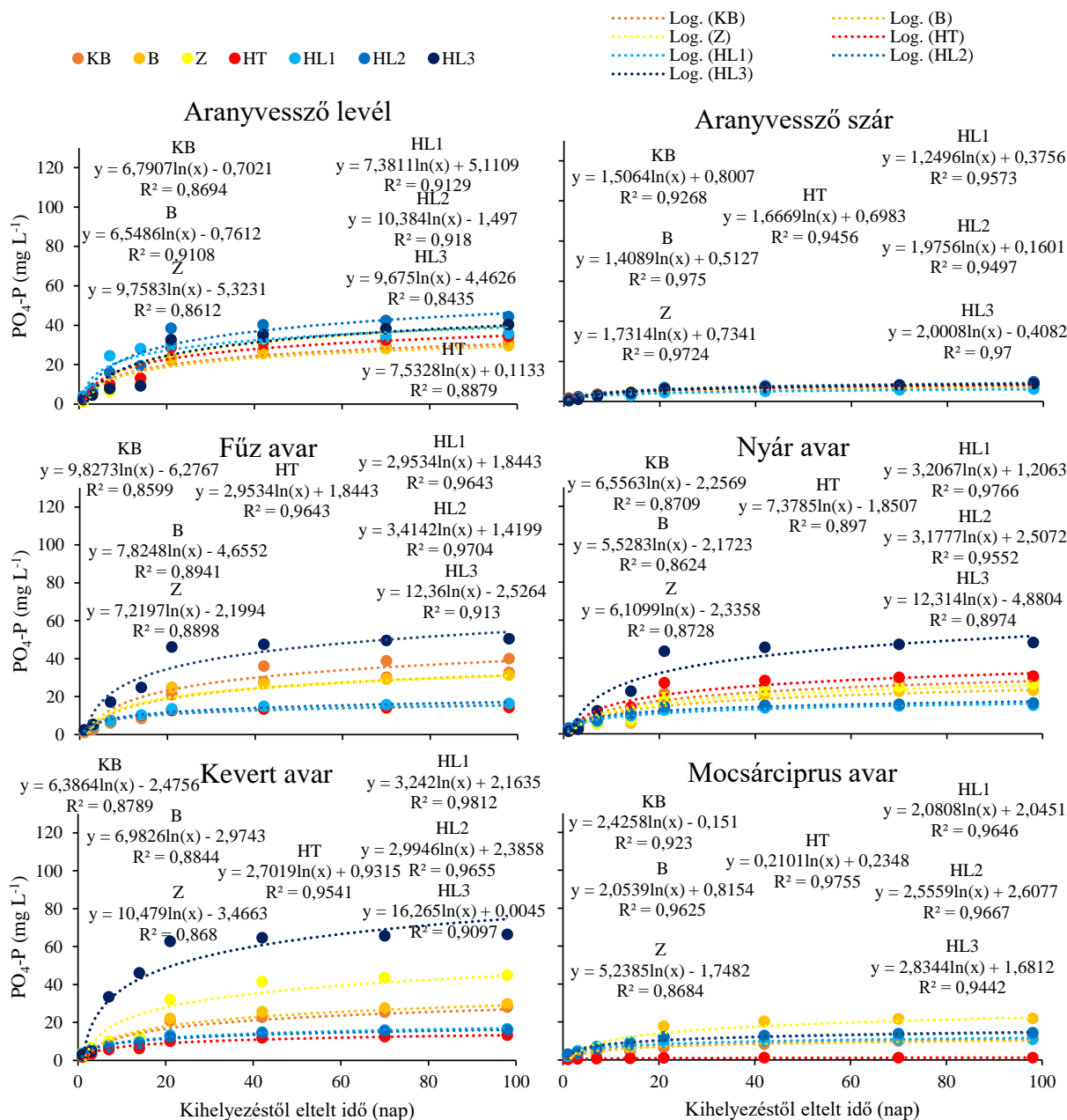


19. ábra A különböző növényi részek (nád levél, nád szár, nád rizóma, gyékény levél, gyékény szár) kumulatív  $\text{PO}_4\text{-P}$  kioldódása az idő függvényében a kísérleti területeken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont–HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont–HL3) a vizsgálati időszakban (2019. december 9.–2020. március 16.)

A NL  $\text{PO}_4\text{-P}$  kioldódása (19. ábra) a HL2 ponton volt a legmagasabb, míg a legalacsonyabbat a HT esetében detektáltuk. A két helyszín között 67,84 %-os különbséget találtunk ( $p < 0,001$ ). A HL1 és HL3 ponton 53,33 %-kal ( $p < 0,001$ ), illetve 62,09 %-kal ( $p < 0,001$ ) alacsonyabb értékeket mértünk a HL2-hoz viszonyítva. A logaritmikus függvény  $R^2$  értékei

0,8307 és 0,9808 között alakultak. A NSZ esetében szintén a HL2 ponton kaptuk a legmagasabb kioldódási értékeket, viszont a legalacsonyabbat a Z-nál mértük ( $p < 0,001$ ). A NL-hez képest átlagosan 70,79 %-kal ( $p < 0,001$ ) csökkentek a kioldódási értékek. Az  $R^2$  értékek 0,9639 és 0,9757 között alakultak. A három növényi rész közül a legmagasabb  $PO_4\text{-P}$  értékeket a NR-nál mértük. A növekedés mértéke az NL-hez viszonyítva 58,01 % ( $p < 0,001$ ), míg a NSZ-hoz képest 87,73 % ( $p < 0,001$ ) volt. A helyszíneket összehasonlítva az NR legmagasabb  $PO_4\text{-P}$  értékei – eltérően a NL és NSZ-től – a HL3 ponton jelentkeztek, míg a legalacsonyabb pedig a hozzá közel eső HL1 ponton, 55,79 %-os különbséggel ( $p < 0,001$ ). A HL3 ponton a NL-hez képest 84,26 %-kal ( $p < 0,001$ ), a NSZ-hoz viszonyítva pedig 90,43 %-kal ( $p < 0,001$ ) detektáltunk magasabb értékeket. A kapott  $R^2$  értékek 0,8553 és 0,9178 között alakultak.

A GYL (19. ábra) legmagasabb  $PO_4\text{-P}$  értékeit – hasonlóan a NL-hez – a HL2 ponton mértük, míg a legalacsonyabbat a hozzá közel eső HL1 ponton ( $p < 0,001$ ). A HL3 ponton 49,08 %-kal ( $p < 0,001$ ), a HL1-n 81,52 %-kal ( $p < 0,001$ ), a HT-n pedig 78,46 %-kal ( $p < 0,001$ ) kaptunk alacsonyabb kioldódást a HL2 pont értékeihez viszonyítva. A logaritmusos függvény  $R^2$  értékei 0,8332 és 0,986 között alakultak. A GYSZ  $PO_4\text{-P}$  értékei magasabbak voltak, mint a NSZ kioldódási értékei, átlagosan 52,25 %-kal ( $p < 0,001$ ). Hasonlóan a NSZ-hoz, a HL3 esetében mértük a legmagasabb értékeket, míg a legalacsonyabbakat a HL1 ponton. Az  $R^2$  értékek 0,8013 és 0,9 között alakultak.



20. ábra A különböző növényi részek (aranyvessző levél, aranyvessző szár, fűz avar, nyár avar, kevert avar, mocsárciprus avar) kumulatív PO<sub>4</sub>-P kioldódása az idő függvényében a kísérleti területeken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont –HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont–HL3) a vizsgálati időszakban (2019. december 9.–2020. március 16.)

Az AVL PO<sub>4</sub>-P kumulatív kioldódási értékeit a 20. ábra szemlélteti. A legmagasabb és a legalacsonyabb kioldódási értékek eltérése 33,12 % ( $p < 0,001$ ) volt, mely a HL2 és a B esetében jelentkezett. A logaritmikus függvény jól illeszkedett;  $R^2$  értékei 0,8612 és 0,918 között alakultak. Az összes növényi rész közül az AVSZ értékei voltak a legkisebbek, a legmagasabb a

HL2 ponton, a legalacsonyabb pedig a HL1-on volt. Az  $R^2$  értékek magasak, 0,9268 és 0,975 között alakultak.

A HL3 pont  $PO_4\text{-P}$  értékei kiemelkedően magasak voltak mindhárom kezelésben (F, NY, K) (20. ábra). A fenti mintavételi ponton 23,98 % ( $p<0,001$ ) és 27,39 %-os ( $p<0,001$ ) volt a visszaesés mértéke az F és az NY-nél, ha K-hoz viszonyítjuk. A HL2 ponton a kioldódás hasonlóan alakult; az eltérés a K mintához képest mindössze néhány %-os volt a kezelések között. A HL1 ponton detektáltuk a legalacsonyabb értékeket a F és NY esetében is. A Z-n szignifikánsan magasabb kioldódást tapasztaltunk a K esetében; a F-nél és a NY-nál 30,31 %-kal ( $p<0,001$ ), ill. 41,63 %-kal ( $p<0,001$ ) voltak alacsonyabbak a kioldódási mutatók ( $p<0,001$ ). A B-on és a KB-on a legmagasabb kioldódást a F esetében kaptuk. A F  $R^2$  értékei 0,8599–0,9704 között, a NY értékei 0,8624–0,9766 között, a K értékei pedig 0,868–0,9812 között alakultak.

MC esetében (20. ábra) a legalacsonyabb  $PO_4\text{-P}$  értékeket a HT-nál, míg a legmagasabbakat a Z-nél mértük. A HT-hoz képest a HL1 ponton 89,51 %-kal ( $p<0,001$ ), a HL2-n 91,6 %-kal ( $p<0,001$ ), a HL3-n pedig 92,01 %-kal ( $p<0,001$ ) kaptunk magasabb kioldódást. A KB-on és a B-on a Z-hoz képest 46,54 %-kal ( $p<0,001$ ) és 49,2 %-kal ( $p<0,001$ ) mértünk alacsonyabb kioldódást. A logaritmikus egyenletek  $R^2$  értékei 0,8684 és 0,9667 között alakultak.

Az általunk alkalmazott módszerrel vizsgált növényekre szakirodalmi vonatkozást nem találtunk, így eredményeinket nem tudjuk hasonlítani más szerzők eredményeihez.

Kétutas varianciaanalízissel (ANOVA) megvizsgáltuk a különböző növényi részek és helyszínek  $PO_4\text{-P}$  kioldódásra gyakorolt hatását (10. táblázat). Mind a helyszín ( $p<0,001$ ), mind a növényi rész ( $p<0,001$ ), továbbá a növényi részek és a helyszínek közötti kölcsönhatás is ( $p<0,001$ ) szignifikáns volt.

10. táblázat Kétutas varianciaanalízis (ANOVA) a különböző növényi részek (nád levél, nád szár, nád rizóma, gyékény levél, gyékény szár, aranyvessző levél, aranyvessző szár, fűz avar, nyár avar, kevert avar, mocsárciprus avar) és a helyszínek (Kis-Balaton, Balaton, Zala meder, Hévízi-tó, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont) PO<sub>4</sub>-P kioldódásra gyakorolt hatásának kimutatására

	Négyzetösszeg	Szabadsági fok	Átlag	F	Szignifikancia
<b>Helyszín</b>	13135,8	6	2189,3	1329068,7	<b>0,000</b>
<b>Növényi rész</b>	144203,1	11	11092,5	6733999,9	<b>0,000</b>
<b>Helyszín*Növényi rész</b>	35609,7	66	456,5	277150,4	<b>0,000</b>
<b>Hiba</b>	0,646	392	0,002		
<b>Összes</b>	632876,5	420			
<b>Korrigált összes</b>	192949,3	419			

a. R<sup>2</sup> = 1,000 (korrigált R<sup>2</sup> = 1,000)

#### 5.1.6. A szén (TC), nitrogén (TN) és foszfortartalom (TP) alakulása a kioldódási kísérletben

A kioldódás kísérlet növényi részeinek kezdeti és végső TC, TN és TP értékeit a különböző helyszíneken a 11. táblázatban szemléltetjük. A HL3 pont kivételével, ahol 5,46 %-os csökkenést detektáltunk, az NL TC tartalma (11. táblázat) minden helyszínen emelkedett. A NSZ a Z-án, a HT-n és a HL2 pontokon emelkedett (0,51–3,97 %), míg a többi helyszínen csökkent. A NR TC értékei – hasonlóan az avarlebontási kísérletben tapasztaltakhoz – minden esetben emelkedést mutattak (3,63–6,75 %). A TN értékek mind a 3 növényi résznél csökkentek (14,63–85,9 % között), kivéve a HL3 ponton NSZ-t, ahol 6,82 %-os emelkedést detektáltunk. A NL TP tartalma a B-on, a HL1 és HL3 pontokon nem változott, ellenben a KB-nál 16,67 %-os emelkedést, míg a Z, HT és HL2 pontokon mintegy 20,0–30,0 %-os csökkenést tapasztaltunk. A NSZ és NR TP értékei minden esetében csökkentek (NSZ: 55,56–77,78 %, NR: 27,27–81,82 %), kivéve a NSZ KB-on mért TP tartalmát.

Amíg a GYL TC tartalma (11. táblázat) az avarlebontási kísérletben minden helyszínen (kivéve a HT-n) csökkent, addig a kioldódási kísérletben az összes helyszínen a TC emelkedését tapasztaltuk (0,13–4,55 %). A GYSZ TC tartalmánál is növekedését detektáltuk (4,57–7,67 %) minden helyszínen. A GYL TN tartalma az összes helyszínen csökkent (21,28–46,81 %), míg a GYSZ értékei növekedtek (10,53–22,73 %-kal), kivéve a KB-n és a HT-n, ahol 11,76 és 5,88 %-os csökkenést figyelhetünk meg. A GYL TP értéke csak a HL2 ponton emelkedett 37,5 %-kal, a többi helyszínen csökkenést detektáltunk (20,0–60,0 %), hasonlóan a GYSZ-hoz, ahol szintén csökkenést figyelhetünk meg (33,33–66,67 %-kal) a HL2 pont változatlansága mellett.

Az AVL és az AVSZ TC értékei (11. táblázat) minden esetben emelkedtek, az AVL 3,12–8,5 %-kal, az AVSZ pedig 0,68–3,07 %-kal. Az AVL TN tartalma 7,69–18,18 %-kal nőtt, míg az AVSZ a B, a HT és a HL1 pontokon csökkent (10,0–25,0 %), a többi helyszínen pedig emelkedett (4,76–39,39 %). Az AVL TP tartalma a Z és a HL3 pontokon csökkent (16,67–83,33 %), a másik 5 helyszín esetében nem változott. Az AVSZ TP értékei a B, Z, HL1 és HL2 esetében megegyeztek a kísérlet kezdetén és végén, a KB-n 100 %-kal emelkedett, míg a HT-n és a HL3 ponton csökkent a kísérlet végére.

A F TC tartalma (11. táblázat) minden helyszínen emelkedett (7,32–13,05 %), míg a NY-nál csak a HT, HL1 és HL2 pontokon mértünk magasabb értékeket (1,93–2,93 %). A K kezelésnél a KB kivételével 0,46–6,46 % emelkedést mértünk a további helyszíneken. A TN értékek a KB és B kivételével 0,79–14,38 %-kal emelkedtek, ezzel szemben a NY-nál a HT, a HL1, a HL2 és HL3 pontok kivételével csökkentek (12,5–15,18 %). A K TN tartalma a KB és a HL2 pontok kivételével emelkedett. A TP tartalom mindhárom növényi résznél csökkent, F-ben 22,22–44,44 %-kal, a NY-ban 36,36–45,45 %-kal. A fenti mutató a K kezelésben 40–50 %-kal csökkent.

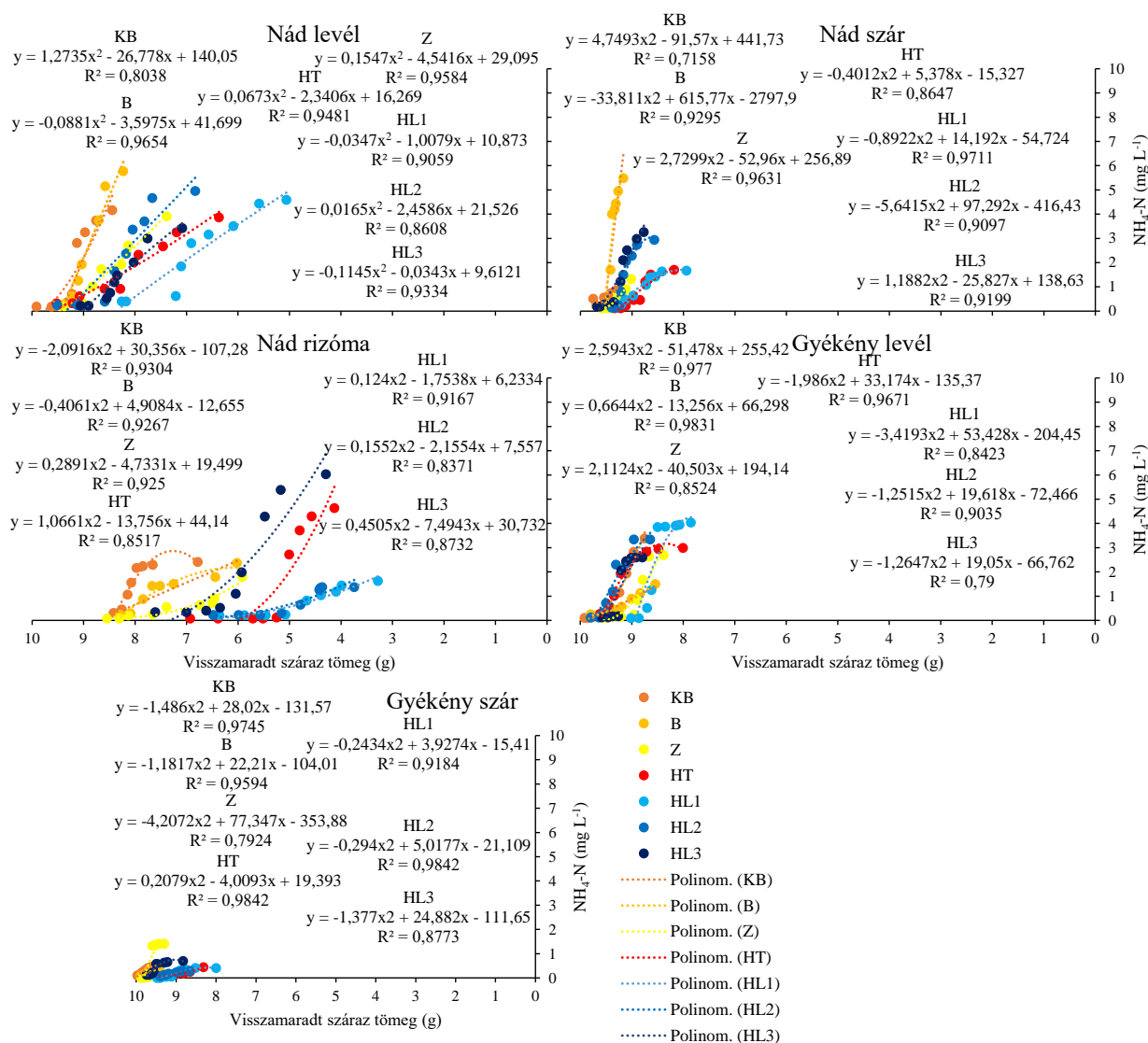
Minden helyszínen a MC TC tartalma (11. táblázat) az avarlebontási kísérletben kapott eredményekkel nem egyezett; vagyis a kioldódási kísérletben minden helyszínen emelkedést (2,29–9,89 %), míg az avarlebontási kísérletben – a HT kivételével – csökkenést tapasztaltunk. A TN értékek azonban hasonlóan alakultak, mint az avarlebontás során, így az összes helyszínen emelkedést detektáltunk (2,44–12,09 %), kivéve a HL2 pont esetében, ahol 6,25 %-os csökkenést figyelhettünk meg. A TP érték a KB-on 20,0 %-kal emelkedett, a B-on nem változott, az összes többi helyszínen pedig ~ 25,0 %-kal csökkent.

11. táblázat A különböző növényi részek összes szén (TC), összes nitrogén (TN) és összes foszfor (TP) tartalma a kísérlet elején (2019. december 9.) és a kísérlet 98. napján (2020. március 16.) a kioldódási kísérlet során az összes helyszín esetében (jelölések: zöld: növekedés, piros: csökkenés, szürke: egyezés)

mg g <sup>-1</sup>	Kezdeti			A kísérlet 98. napján																				
				Kis-Balaton			Balaton			Zala			Hévízi tó			Hévízi lefolyó 1			Hévízi lefolyó 2			Hévízi lefolyó 3		
	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP	TC	TN	TP
NL	435,6	14,1	0,5	442,6	9,8	0,6	454,1	10,5	0,5	449	11,1	0,3	449,4	9	0,4	458,6	9,9	0,5	463,1	8,5	0,4	411,8	9,8	0,5
NSZ	452,5	4,1	0,9	444,3	2,9	0,9	446,5	2,6	0,4	454,8	3,5	0,2	456,4	1,9	0,2	443	2	0,3	471,2	1,5	0,2	451,9	4,4	0,3
NR	426,9	15,6	1,1	443,6	2,8	0,4	452,8	3,3	0,3	444,4	3,1	0,2	457,8	2,2	0,2	454,7	3,9	0,4	443	2,7	0,8	451	3,4	0,2
GYL	444,4	9,4	0,5	453,8	5,7	0,4	445	6,6	0,4	449	7,3	0,3	465,6	6,3	0,3	462,2	5	0,2	459,2	7,4	0,8	445,6	6	0,2
GYSZ	434,3	1,7	0,3	459,2	1,5	0,5	455,1	1,9	0,2	462,5	2,2	0,1	470,4	1,6	0,1	461,8	1,9	0,1	455,9	2,2	0,3	463,6	2	0,1
AVL	465,2	10,8	0,6	480,2	11,7	0,6	481,8	11,8	0,6	480,8	11,8	0,5	508,4	13,2	0,6	502	12,7	0,6	496,5	12	0,6	490,2	12,6	0,1
AVSZ	452,1	2	0,1	455,9	2,3	0,2	455,2	1,8	0,1	457,9	2,1	0,1	466,4	1,6	0,0	458,9	1,5	0,1	459	3,3	0,1	457,2	2,2	0,0
F	431,6	12,5	0,9	467,5	12,3	0,5	465,7	12,1	0,5	472	12,6	0,5	496,4	14,2	0,5	491	14,6	0,6	490,5	15	0,7	477,6	13,8	0,5
NY	457,1	11,2	1,1	418,1	9,6	0,6	419,3	9,8	0,6	429,6	9,5	0,6	470,9	12,4	0,7	459,4	11,9	0,6	459,8	12	0,6	448,3	11,4	0,6
K	450,5	11,6	1	448,5	10,9	0,5	452,6	11,8	0,6	470,8	11,9	0,5	481,6	13,2	0,6	487	13,8	0,6	471,1	9,6	0,5	474,3	12,8	0,6
MC	464,8	8	0,4	475,7	9,1	0,5	488,0	8,2	0,4	489,6	8,8	0,3	515,8	9	0,3	507,8	8,8	0,3	484,9	7,5	0,3	486,9	8,4	0,3

## 5.1.7. Az avarlebontás és a kioldódás kapcsolata

A 21. ábrán a vízi környezethez kötődő, illetve a 22. ábrán a vízkedvelő növények avarlebontási üteme és  $\text{NH}_4\text{-N}$  kioldódása közötti kapcsolatot szemléltetjük, melyre polinomiális trendvonalat illesztettünk.



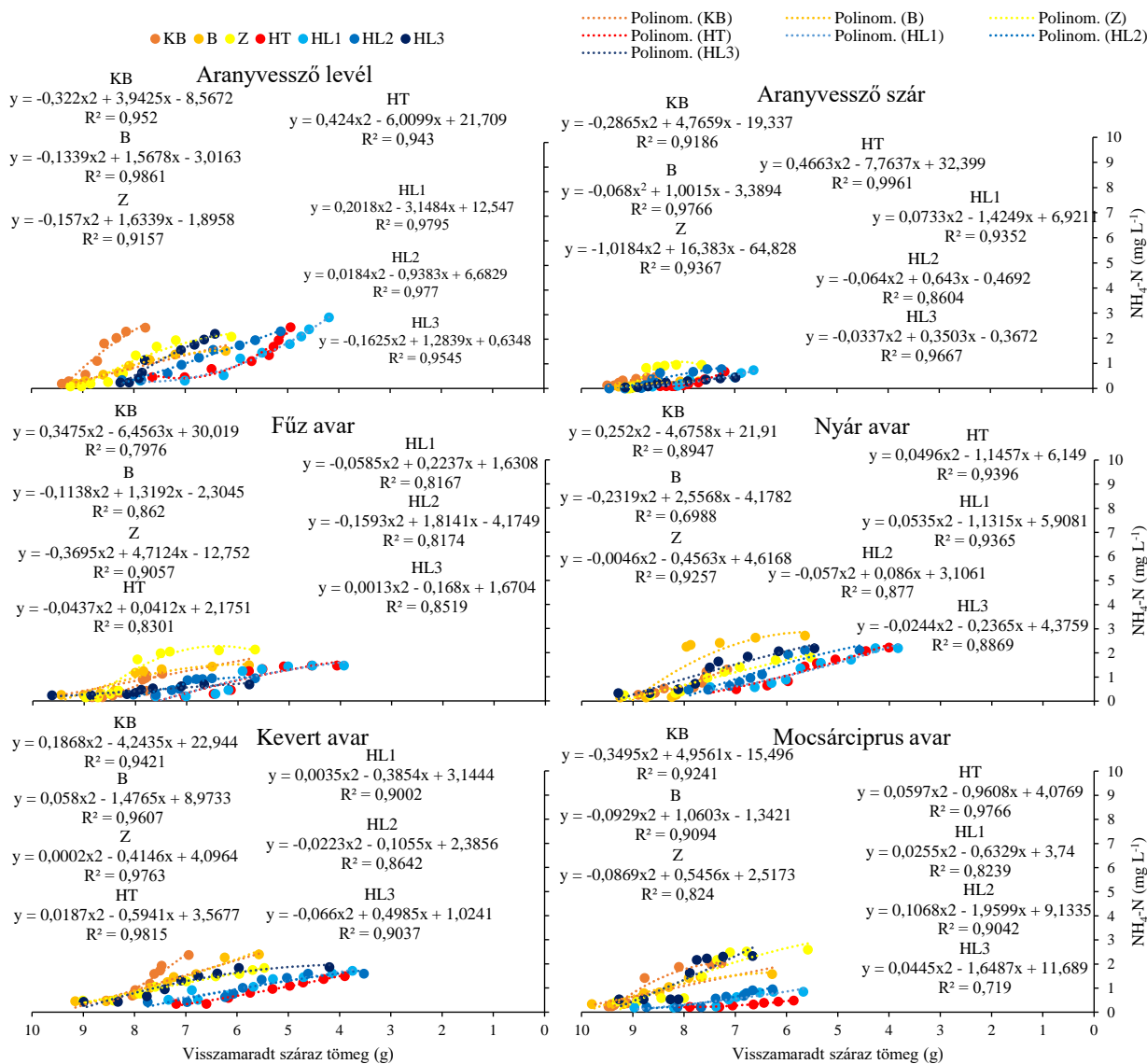
21. ábra A különböző növényi részek (nád levél, nád szár, nád rizóma, gyékény levél, gyékény szár) lebontási üteme és a kumulatív  $\text{NH}_4\text{-N}$  kioldódása közötti kapcsolat a kísérleti területeken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont–HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont–HL3)

Mind a vízi környezethez kötődő (21. ábra), mind a vízkedvelő növények (22. ábra) avarlebontás és kioldódás adataira minden esetben jól illeszkedő polinomiális trendvonalat illesztettünk. A nád különböző részeinek (NL, NSZ, NR) lebontása és  $\text{NH}_4\text{-N}$  kioldódási értéke közötti



polinomiális trend  $R^2$  értékei 0,7158 és 0,9654 között alakultak. A három növényi rész közül a legjobb illeszkedést a NSZ-nál a HL1 ponton tapasztaltuk.

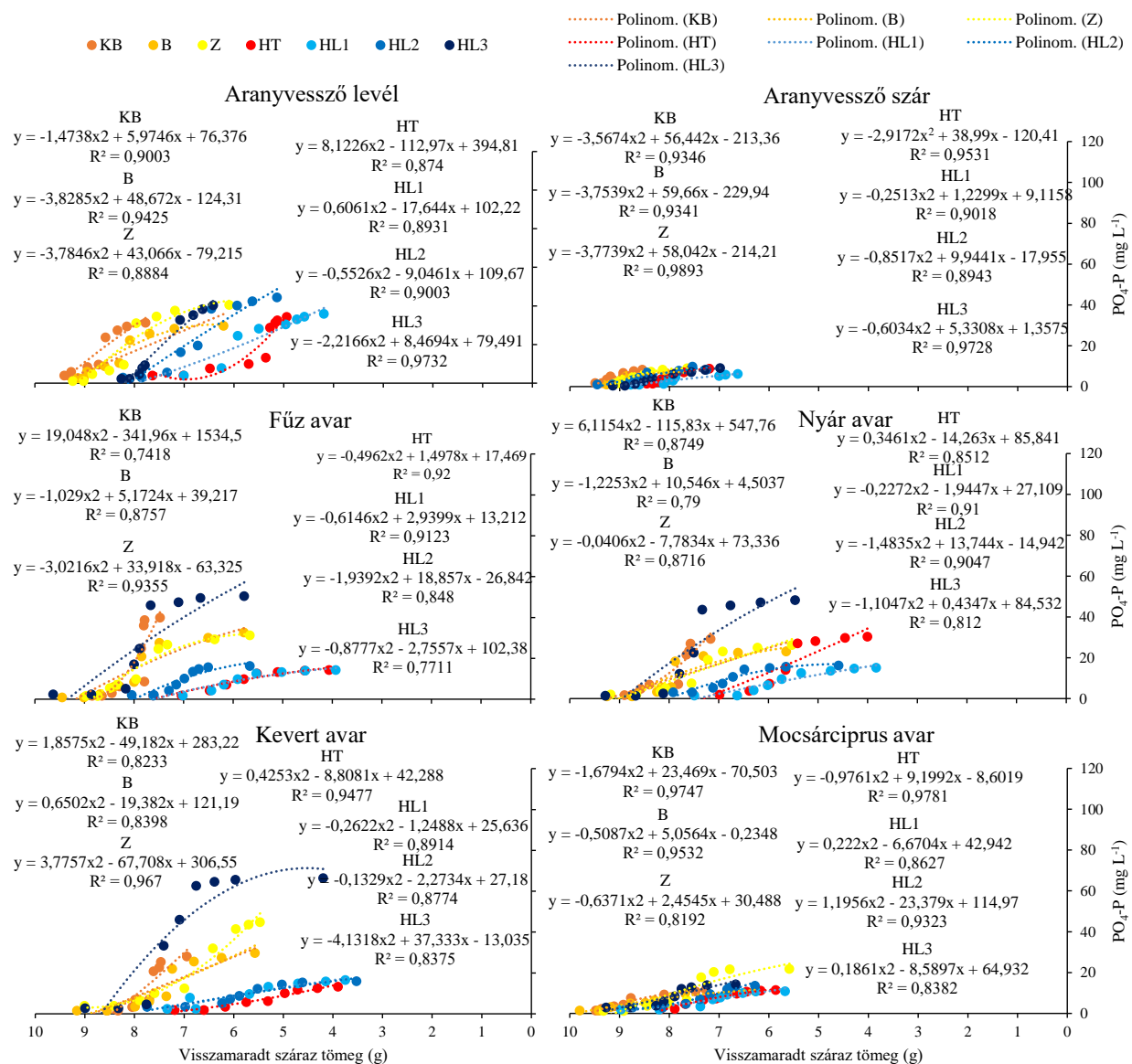
A gyékény növényi részeire (GYL, GYSZ) illesztett trendvonal  $R^2$  értékei szintén szoros kapcsolatra utaltak (0,79–0,9842) (21. ábra). A legszorosabb illeszkedést a GYL a HL3 mintavételi pontnál mutatta.



22. ábra A különböző növényi részek (aranyvessző levél, aranyvessző szár, fűz avar, nyár avar, kevert avar, mocsárciprus avar) lebontási üteme és a kumulatív  $NH_4-N$  kioldódása közötti kapcsolat a kísérleti területeken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont–HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont–HL3)

Az AVL esetében (22. ábra) az  $R^2$  értéket 0,9157 (Z) és 0,9861 (B) között detektáltunk. Az AVSZ-nél kaptuk a legmagasabb  $R^2$  értéket a két növényi rész közül (0,9961), a HT-n. A trendvonal illesztésekből a F alacsonyabb  $R^2$ -ű (0,7976 [KB] – 0,9057 [Z]), melyet a NY (0,6988 [B] – 0,9396 [HT]) és K (0,8642 [HL2] – 0,9766 [HT]) követ (22. ábra). A MC (22. ábra)  $R^2$  értékei 0,719 (HL3) és 0,9766 (HT) között alakultak.

A továbbiakban a vízi környezethez kötődő és a vízkedvelő növények lebontása és  $PO_4\text{-P}$  kioldódási értéke közötti polinomiális kapcsolatot mutatjuk be, melyet a 23. ábrán és a 24. ábrán szemléltetünk.



23. ábra A különböző növényi részek (nád levél, nád szár, nád rizóma, gyékény levél, gyékény szár) lebontási üteme és a kumulatív  $PO_4\text{-P}$  kioldódása közötti kapcsolat a kísérleti területeken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont–HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont–HL3)

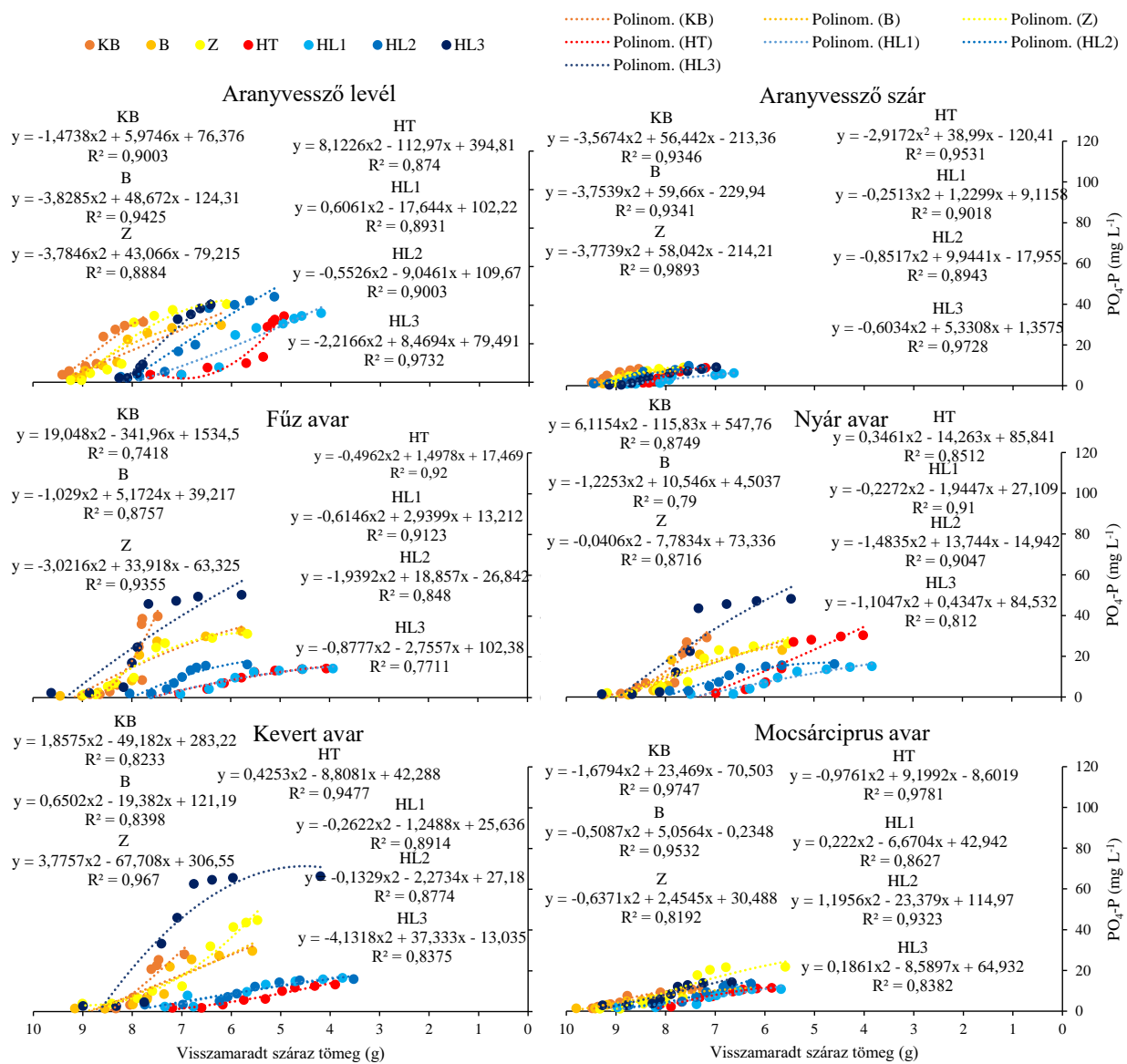
A NL esetében (23. ábra) a polinomiális trendvonalra illesztett  $R^2$  értékek (0,8029 [KB]-0,9765 [HT]) hasonlóak voltak, mint az  $\text{NH}_4\text{-N}$  értékei. A NSZ-nál is jó illeszkedést állapítottunk meg, az  $R^2$  értékek 0,8061 (KB) és 0,9759 (HL1) között alakultak. A három növényi rész közül a NR-nál kaptuk a legalacsonyabb (0,794)  $R^2$  értéket a HL3 mintavételi pontnál.

A GYL lebontása és  $\text{PO}_4\text{-P}$  kioldódása közötti összefüggés az előzőekben megállapítottak szerint alakult (23. ábra), jó  $R^2$  értékekkel (B: 0,8529 – HT: 0,9834). A GYSZ illesztése kissé alacsonyabb  $R^2$  értékű volt, 0,8386 (KB) és 0,9813 (HL1) között változott.

A vízkedvelő növények lebontása és  $\text{PO}_4\text{-P}$  kioldódása közötti polinomiális összefüggést a 24. ábrán szemléltetjük. Az AVL  $\text{PO}_4\text{-P}$  kioldódásának  $R^2$  értékei 0,874 [HT] – 0,9734 [HL3] között alakultak, míg az AVSZ értékei magasabbak voltak (0,8943 [HL2] – 0,9893 [Z]).

A F, a NY és a K  $R^2$  értékei (24. ábra) közül a legalacsonyabbat a F-nél (0,7418 [KB]), a legmagasabbat pedig a K-nél (0,967 [Z]) kaptuk. A NY  $R^2$  értékei 0,79 (B) és 0,91 (HL1) 0,7418 között változtak.

A MC-nél esetében (24. ábra) jobb illeszkedést állapítottunk meg, mint az  $\text{NH}_4\text{-N}$  vizsgálata során. A legmagasabb  $R^2$  értéket (0,9781) a HT-n állapítottuk meg, míg a legalacsonyabbat (0,8192) a Z-nál.



24. ábra A különböző növényi részek (aranyvessző levél, aranyvessző szár, fűz avar, nyár avar, kevert avar, mocsárciprus avar) lebontási üteme és a kumulatív PO<sub>4</sub>-P kioldódása közötti kapcsolat a kísérleti területeken (Kis-Balaton–KB, Balaton–B, Zala meder–Z, Hévízi-tó–HT, Hévíz-lefolyó 1. mintavételi pont–HL1, Hévíz-lefolyó 2. mintavételi pont –HL2, Hévíz-lefolyó 3. mintavételi pont–HL3)

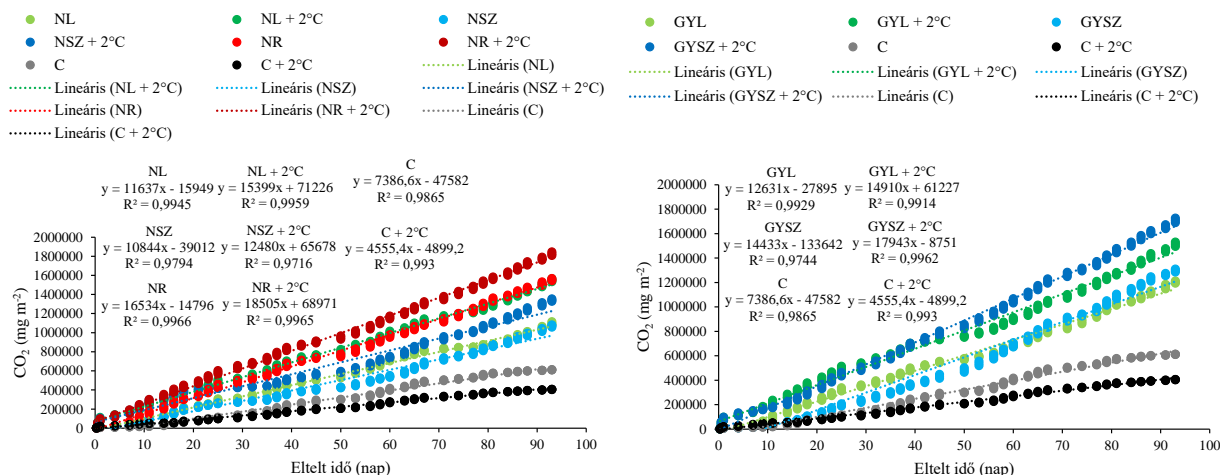
## 5.2. Mikrokozmosz kísérlet

### 5.2.1. CO<sub>2</sub> kibocsátás a terepen mért eredeti T<sub>w</sub>-n és +2 °C-os hőmérsékleten

A KB területén, ahol a víz áramlása nem olyan intenzív, illetve a víz hosszabb tartózkodási idejű, a lebomló növényi részek CO<sub>2</sub> kibocsátása könnyebben feltérképezhető (25. ábra, 26. ábra). Megállapítható, hogy a növényi anyagot tartalmazó minták CO<sub>2</sub>-kibocsátása szignifikánsan magasabb volt a kontroll kezeléshez képest, mely csak iszapot és vizet tartalmazott (p<0,001). Annak ellenére, hogy a bomlás a felszín alatt megy végbe, mégis mérhető gázkibocsátást eredményez.

A helyszíni vizsgálat során mért T<sub>w</sub> +2 °C-kal történő megemlése lehetővé teszi a globális klímaváltozás hatásának előre jelzését, mely a lebontási folyamat során felszabaduló CO<sub>2</sub> mennyiségére vonatkozik.

A csak iszapot és vizet tartalmazó kezelés vizsgálati eredményei 33,64 %-kal magasabbak voltak a +2°C-kal történő T<sub>w</sub> emelés hatására, az eredeti T<sub>w</sub>-n mért CO<sub>2</sub> kibocsátási eredményekhez viszonyítva (p<0,001).

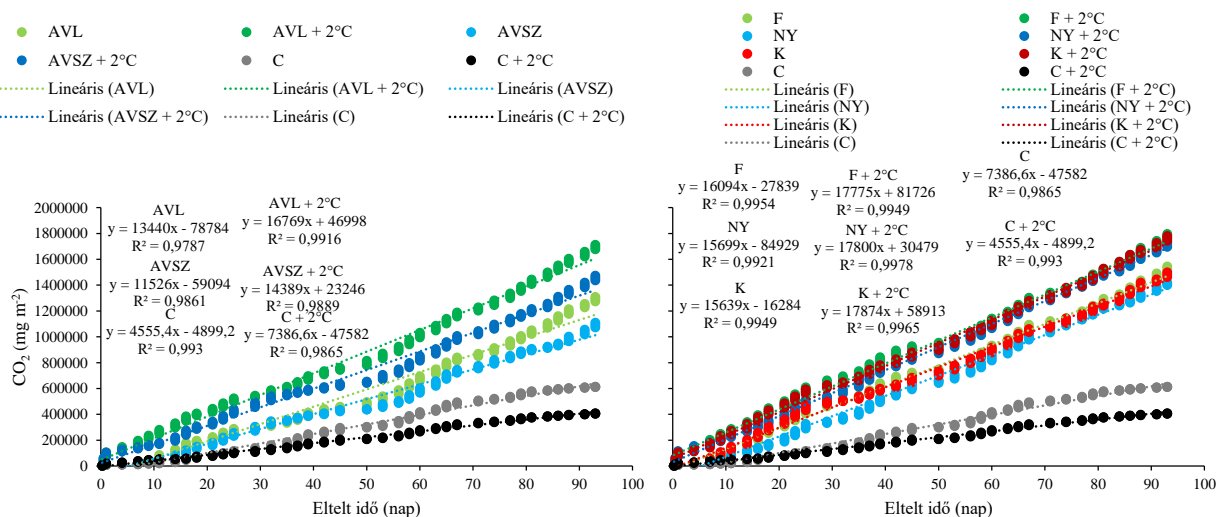


25. ábra A nád és a gyékény különböző részeinek (nád levél–NL, nád szár–NSZ, nád rizóma–NR, gyékény levél–GYL, gyékény szár–GYSZ) lebontása során felszabaduló CO<sub>2</sub> mennyisége (C–kontroll kezelés)

A nádban, a három növényi rész közül a NR lebontása során szabadult fel a legnagyobb mennyiségű CO<sub>2</sub> (25. ábra). A 2 °C-os hőmérséklet emelésnél 15,02 %-kal több CO<sub>2</sub> szabadult

fel, mint a helyszíni vizsgálat során mért  $T_w$ -en meghatározott  $CO_2$  érték ( $p < 0,001$ ). A NL  $CO_2$  kibocsátása a helyszínen mért  $T_w$ -n 28,84 %-kal alacsonyabb volt, mint a + 2 °C-on mért érték ( $p < 0,001$ ). A területen mért  $T_w$ -nél a három növényi rész közül a legalacsonyabb  $CO_2$  kibocsátást a NSZ-nál állapítottuk meg, mely 20,11 %-kal volt kevesebb mint a +2 °C-kal megemelt  $T_w$ -nél detektált  $CO_2$  kibocsátás. ( $p < 0,001$ ). A lineáris függvény  $R^2$  értékei 0,9716 és 0,9966 között alakultak.

A GYSZ  $CO_2$  kibocsátása (25. ábra) volt a legmagasabb a +2 °C-os kezelésnél; ezt követte a GYL (szintén +2 °C-os  $T_w$ -nél) értékei követtek. A helyszíni vizsgálat során mért  $T_w$ -n a GYL és NL között 8,1 % ( $p < 0,001$ ), a GYSZ és NSZ között 17,4 % ( $p < 0,001$ ) különbséget detektáltunk. Az  $R^2$  értékek 0,9744 és 0,9962 között alakultak.



26. ábra Az aranyvessző részeinek (aranyvessző levél–AVL, aranyvessző szár–AVSZ) valamint a fűz avar (F), nyár avar (NY) és kevert avar (K) lebontása során felszabaduló  $CO_2$  mennyisége (C–kontroll kezelés)

A legmagasabb  $CO_2$  kibocsátást az AVL-nél (26. ábra) tapasztaltuk (+2 °C-os kezelésnél), a legalacsonyabbat pedig az AVSZ-nél (helyszíni vizsgálat során mért  $T_w$ -nél), mely értékben 35,23 %-os ( $p < 0,001$ ) különbséget jelentett. A legmagasabb  $CO_2$  kibocsátással járó AVL értékeit az emelt  $T_w$ -n lévő AVSZ követte, 14,01 %-os különbséggel ( $p < 0,001$ ). A kapott  $R^2$ -ek 0,9787 és 0,993 között alakultak.

Mind az eredeti, mind a megemelt  $T_w$ -n a  $CO_2$  értékek a következő tendenciát követték:  $F > K > NY$  (26. ábra). A helyszíni  $T_w$ -n mért  $CO_2$  kibocsátás a megemelt  $T_w$ -hez képest a F-nél

14,02 %-kal ( $p < 0,001$ ), a K-nál 15,82 %-kal ( $p < 0,001$ ), míg a NY-náli 18,11 %-kal ( $p < 0,001$ ) volt kevesebb ( $p < 0,001$ ). Az  $R^2$  értékek 0,9865 és 0,9978 között alakultak.

Kétutas varianciaanalízissel (ANOVA) megvizsgáltuk a különböző növények és növényi részek  $\text{CO}_2$  kibocsátására gyakorolt hatását (12. táblázat) a terepen mért  $T_w$  alapján.

12. táblázat Kétutas varianciaanalízis (ANOVA) a különböző növények (nád, gyékény, aranyvessző, fűz avar, nyár avar, kevert avar) és növényi részek (nád levél, nád szár, nád rizóma, gyékény levél, gyékény szár, aranyvessző levél, aranyvessző szár, fűz avar, nyár avar, kevert avar)  $\text{CO}_2$  kibocsátására gyakorolt hatásának kimutatására a terepen mért eredeti vízhőmérsékleten ( $T_w$ )

	Négyzetösszeg	Szabadsági fok	Átlag	F	Szignifikancia
<b>Növény</b>	1,309E9	5	2,619E8	8,828	<b>0,000</b>
<b>Növényi rész</b>	1,318E9	2	6,588E8	22,208	<b>0,000</b>
<b>Növény*Növényi rész</b>	1,954E8	2	9,770E7	3,294	<b>0,037</b>
<b>Hiba</b>	3,352E10	1130	2,966E7		
<b>Összes</b>	1,855E10	1140			
<b>Korrigált összes</b>	3,622E10	1139			

a.  $R^2 = 0,075$  (korrigált  $R^2 = 0,067$ )

Mind a növény ( $p < 0,001$ ), mind a növényi rész ( $p < 0,001$ ), továbbá a növények és a növényi részek közötti kölcsönhatás is ( $p < 0,037$ ) szignifikáns volt a terepen mért  $T_w$ -n történő vizsgálat során. Ezen felül megvizsgáltuk a  $+2^\circ\text{C}$ -on történő  $\text{CO}_2$  kibocsátásra gyakorolt hatását a növényeknek és a növényi részeknek, melyet a 13. táblázatban szemléltetünk.

13. táblázat Kétutas varianciaanalízis (ANOVA) a különböző növények (nád, gyékény, aranyvessző, fűz avar, nyár avar, kevert avar) és növényi részek (nád levél, nád szár, nád rizóma, gyékény levél, gyékény szár, aranyvessző levél, aranyvessző szár, fűz avar, nyár avar, kevert avar) CO<sub>2</sub> kibocsátására gyakorolt hatásának kimutatására a +2 °C-kal megemelt vízhőmérsékleten (T<sub>w</sub>)

	Négyzetösszeg	Szabadsági fok	Átlag	F	Szignifikancia
<b>Növény</b>	6,576E8	5	1,315E8	7,435	<b>0,000</b>
<b>Növényi rész</b>	9,618E8	2	4,809E8	27,184	<b>0,000</b>
<b>Növény*Növényi rész</b>	5,202E8	2	2,601E8	14,702	<b>0,000</b>
<b>Hiba</b>	1,999E10	1130	1,769E7		
<b>Összes</b>	2,616E11	1140			
<b>Korrigált összes</b>	2,203E10	1139			

a.  $R^2 = 0,093$  (korrigált  $R^2 = 0,085$ )

Megállapítható, hogy +2°C-kal történő emelés esetén mind a növény ( $p < 0,001$ ), mind a növényi rész ( $p < 0,001$ ), továbbá a növények és a növényi részek közötti kölcsönhatás is ( $p < 0,000$ ) szignifikáns volt. A növények és növényi részek közötti kölcsönhatás még erősebbnek bizonyult emelt hőmérsékleten, mint a terepen mért T<sub>w</sub>-n történő vizsgálat során.

A 14. táblázat szemlélteti a terepi, valamint a mikrokozmosz kísérlet végén mért különböző elemek (pH, EC, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, m) értékeit.



14. táblázat A vízkémiai paraméterek (pH, EC, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P) valamint a visszamaradt száraz tömeg (m) alakulása a terepi (KB), a mikrokozmosz kísérlet végén a terepen mért vízhőmérséklet (T<sub>w</sub>), illetve a + 2 °C-kal megemelt hőmérséklet alapján

<b>KB (terep)</b>	<b>pH</b>	<b>EC (μS)</b>	<b>NH<sub>4</sub>-N (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>PO<sub>4</sub>-P (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>m (g)</b>
<b>NL</b>	6,0 ± 0,4	125 ± 21,8	4,16 ± 0,2	37,93 ± 0,5	8,44 ± 0,6
<b>NSZ</b>	6,3 ± 0,5	60 ± 7,7	0,84 ± 0,1	7,09 ± 0,1	9,29 ± 0,7
<b>NR</b>	5,8 ± 0,7	129 ± 10,2	2,41 ± 0,3	58,49 ± 0,2	6,78 ± 0,3
<b>GYL</b>	6,2 ± 0,5	125 ± 16,6	3,38 ± 0,2	20,83 ± 0,5	8,75 ± 0,3
<b>GYSZ</b>	6,6 ± 0,2	82 ± 11,2	0,49 ± 0,4	19,17 ± 0,2	9,51 ± 0,4
<b>AVL</b>	7,2 ± 0,5	116 ± 5,9	2,47 ± 0,5	31,2 ± 0,4	7,78 ± 0,4
<b>AVSZ</b>	7,4 ± 0,4	94 ± 6,8	0,46 ± 0,6	8,27 ± 0,1	8,55 ± 0,7
<b>F</b>	6,5 ± 0,3	178 ± 10,0	1,12 ± 0,2	39,93 ± 0,3	7,48 ± 0,3
<b>NY</b>	6,7 ± 0,3	205 ± 24,8	1,31 ± 0,5	29,23 ± 0,7	7,17 ± 0,5
<b>K</b>	6,6 ± 0,3	209 ± 13,8	2,36 ± 0,4	28,11 ± 0,9	6,94 ± 0,5
<b>klímakamra</b>					
<b>KB T<sub>w</sub></b>					
<b>NL</b>	8,2 ± 0,4	458 ± 41,2	4,17 ± 0,2	37,88 ± 12,5	0,98 ± 0,2
<b>NSZ</b>	7,6 ± 0,2	476 ± 34,3	0,81 ± 0,1	7,07 ± 2,4	0,92 ± 0,1
<b>NR</b>	8,1 ± 0,5	1274 ± 71,5	2,32 ± 0,5	58,39 ± 11,7	0,63 ± 0,1
<b>GYL</b>	7,7 ± 0,1	517 ± 24,8	0,59 ± 0,3	0,55 ± 0,8	0,99 ± 0,3
<b>GYSZ</b>	7,8 ± 0,8	1151 ± 85,3	0,42 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,93 ± 0,1
<b>AVL</b>	8,3 ± 0,6	717 ± 15,7	0,43 ± 0,2	2,51 ± 1,2	0,96 ± 0,2
<b>AVSZ</b>	8,2 ± 0,2	559 ± 29,5	0,43 ± 0,1	0,86 ± 0,3	0,97 ± 0,3
<b>F</b>	8,4 ± 0,7	853 ± 52,7	0,98 ± 0,7	0,66 ± 0,1	0,95 ± 0,1
<b>NY</b>	8,2 ± 0,6	550 ± 34,3	0,31 ± 0,4	3,18 ± 1,4	0,95 ± 0,1
<b>K</b>	8,4 ± 0,4	580 ± 37,2	0,15 ± 0,2	2,61 ± 0,9	0,95 ± 0,1
<b>C</b>	7,3 ± 0,3	497 ± 40,7	0,16 ± 0,3	0,9 ± 0,1	–
<b>klímakamra</b>					
<b>KB T<sub>w</sub></b>					
<b>+2°C</b>					
<b>NL</b>	8,4 ± 0,3	465 ± 43,3	5,03 ± 0,7	43,12 ± 9,7	0,91 ± 0,4
<b>NSZ</b>	8 ± 0,1	505 ± 15,7	1,12 ± 0,3	8,91 ± 2,1	0,83 ± 0,3
<b>NR</b>	8,4 ± 0,2	1418 ± 48,2	3,41 ± 0,4	66,66 ± 10,9	0,52 ± 0,2
<b>GYL</b>	8,1 ± 0,3	542 ± 12,4	1,36 ± 0,2	1,24 ± 0,9	0,91 ± 0,1
<b>GYSZ</b>	8,1 ± 0,5	1232 ± 57,1	0,42 ± 0,1	1,15 ± 0,5	0,85 ± 0,2
<b>AVL</b>	8,4 ± 0,4	748 ± 59,2	0,98 ± 0,4	3,27 ± 1,5	0,89 ± 0,3
<b>AVSZ</b>	8,3 ± 0,3	579 ± 27,5	0,92 ± 0,3	1,13 ± 0,4	0,94 ± 0,4
<b>F</b>	8,4 ± 0,8	876 ± 33,4	1,53 ± 0,5	1,28 ± 1,1	0,88 ± 0,1
<b>NY</b>	8,5 ± 0,2	571 ± 27,3	0,64 ± 0,3	3,97 ± 1,6	0,87 ± 0,1
<b>K</b>	8,4 ± 0,1	603 ± 17,4	0,57 ± 0,2	3,34 ± 1,2	0,87 ± 0,1
<b>C</b>	7,9 ± 0,4	524 ± 27,7	0,58 ± 0,2	1,11 ± 0,1	–

Összességében megállapítható, hogy a +2 °C-os T<sub>w</sub> emelés során magasabb értékeket kaptunk (14. táblázat), mint az eredeti T<sub>w</sub>-n beállított mikrokozmosz kísérletnél. A pH-t tekintve 3,02 %-kal, az EC-t 5,35 %-kal, az NH<sub>4</sub>-N-t 34,67 %-kal, a PO<sub>4</sub>-P-nél 14,63 %-kal, a bomlásnál

pedig 7,61 %-kal kaptunk magasabb értékeket. A tömegveszteségeket tekintve a terepi kísérletben intenzívebb bomlást állapítottunk meg minden növényi rész esetében, mint szabályozott körülmények között a klímakamrában.

A nád részeinek (NL, NSZ, NR)  $\text{NH}_4\text{-N}$  és  $\text{PO}_4\text{-P}$  végső értékei hasonlóan alakultak mindkettő mintavételi körülmények között (14. táblázat). Ez egyben azt is jelenti, hogy a klímakamrában sikerült a terepi körülményeket szimulálni. A pH és az EC eredmények magasabbak voltak a klímakamrában, mint a terepen, valószínűleg az iszap jelenlétének köszönhetően.

A GYL és GYSZ kioldódási ( $\text{NH}_4\text{-N}$  és  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) értékei a terepen magasabbak voltak (14. táblázat). Ezzel szemben a pH és az EC értékek alacsonyabbnak bizonyultak.

Az AVL és AVSZ értékei hasonlóan alakultak, mint a gyékényé, miszerint a pH és EC értékek alacsonyabbak voltak a terepi kísérlet során, míg az  $\text{NH}_4\text{-N}$  és  $\text{PO}_4\text{-P}$  magasabb, mint a terepi eredmények (14. táblázat).

A F, a NY és a K pH és EC értékei a klímakamrában meghaladták a terepi mérések eredményeit (14. táblázat). Ezzel ellentétesen az  $\text{NH}_4\text{-N}$  és a  $\text{PO}_4\text{-P}$  értékek a terepen végzett kísérletben magasabbak voltak.

A kezdeti, illetve a mikrokozmosz kísérlet 98. napján detektált TC ( $\text{mg g}^{-1}$ ) értékeket a KB  $T_w$ -én és a  $+2\text{ }^\circ\text{C}$ -al megemelt kísérleti periódus során a 15. táblázatban szemléltetjük.

15. táblázat A különböző növényi részek (nád levél–NL, nád szár–NSZ, nád rizóma–NR, gyékény levél–GYL, gyékény szár–GYSZ, aranyvessző levél–AVL, aranyvessző szár–AVSZ, fűz avar–F, nyár avar–NY, kevert avar–K) teljes szén (TC) tartalma ( $\text{mg g}^{-1}$ ) a mikrokozmosz kísérlet kezdetén, illetve a 98. napon a KB  $T_w$ -én és a  $+2\text{ }^\circ\text{C}$ -kal megemelt kezelés során

TC ( $\text{mg g}^{-1}$ )	Kezdeti	A kísérlet 98. napján	
		KB $T_w$	KB $T_w +2^\circ\text{C}$
<b>NL</b>	435,6	436,8	424,7
<b>NSZ</b>	452,5	468	431,6
<b>NR</b>	426,9	453,3	444,2
<b>GYL</b>	444,4	431,5	398,4
<b>GYSZ</b>	434,3	451,4	445
<b>AVL</b>	465,2	454,1	352,5
<b>AVSZ</b>	452,1	452	445,6
<b>F</b>	431,6	446,2	409,8
<b>NY</b>	457,1	430	420,7
<b>K</b>	450,5	445,1	374,4

A kezdeti TC ( $\text{mg g}^{-1}$ ) tartalomhoz képest emelkedést tapasztaltunk a NL, NSZ, NR, GYSZ és a F esetében a helyszíni vizsgálatnál mért  $T_w$ -re beállított kezelésnél (14. táblázat). Az alábbi növényi részeknél (GYL, AVL, AVSZ, NY, K) viszont a TC tartalom csökkenését tapasztaltuk. A klímakamrában a megemelt  $T_w$ -n minden növényi rész vizsgálatakor csökkent a TC tartalom, mely összhangban van a növényi részek  $\text{CO}_2$  kibocsátásával is. Ez annak a következménye, hogy a magasabb  $T_w$  fokozta a  $\text{CO}_2$  kibocsátást, mely alacsonyabb maradó TC tartalmat idézett elő.

Mivel a víz alatti lebontás során történő  $\text{CO}_2$  kibocsátásról korlátozott számú szakirodalom áll rendelkezésre, az általunk alkalmazott módszerrel kapott eredményeket nehézkesen tudtuk összehasonlítani a rendelkezésre álló szakirodalommal. MIN & RULÍK (2020) terepi kísérletet végzett vízzel elárasztott rizsföldön. A kísérleteket 2018. január közepétől júniusig végezték a mianmari Yezin Agricultural University Agronómiai Tanszékének kísérleti rizsföldjein. Az évek óta rizstermesztésre használt földek Yezin körzetében, Pynmana Townshipben, Naypyitaw-on található (ÉSZ  $19^\circ 50' 03''$ , K  $96^\circ 16' 03''$ ). Eredményeik azt mutatták, hogy a bolygatott talajon történő rizstermesztés magasabb  $\text{CO}_2$  kibocsátással jár, mint a bolygatatlan talajon. Mivel a  $\text{CO}_2$  kibocsátás dinamikája földrajzi helyek, hidrológiai tényezők és vizes élőhelyek típusa szerint változhat, a különböző környezeti feltételek eltérő válaszreakcióval rendelkezhetnek a légkörbe kerülő  $\text{CO}_2$  mennyiségével kapcsolatban.

A hőmérséklet közvetlen módon befolyásolhatja a C-ciklust a vízi légzésre gyakorolt hatásán keresztül (SAND-JENSEN et al. 2007). A  $\text{CO}_2$  emissziója  $23^\circ\text{C}$ -on átlagosan 2,4-szer nagyobb, mint  $10^\circ\text{C}$ -on, laboratóriumi körülmények között (MOORE & DALVA 1993).

KOSTEN et al. (2010) a klímaváltozás (hőmérséklet emelkedés)  $\text{CO}_2$ -kibocsátására gyakorolt lehetséges hatásainak feltárása érdekében 82 sekély tavat vizsgált Dél-Amerika területén. Ezen tavak területén az éves középhőmérséklet  $4,0$  és  $27,6$   $^\circ\text{C}$  között volt. Elemezték a  $\text{CO}_2$  parciális nyomásának mintázatait, s erős, pozitív korrelációt találtak a szerzők a hőmérséklettel. A melegebb tavakban a magasabb  $\text{CO}_2$ -t a szerves C magasabb, hőmérsékletfüggő mineralizációja okozhatja. KOSTEN et al. (2010) eredményei szerint a hűvösebb területeken fekvő sekély tavak több  $\text{CO}_2$ -t bocsáthatnak ki, amikor az éghajlatváltozás következtében emelkedik a hőmérsékletük.

STRIEGL et al. (2012) megállapította, hogy a Yukon folyó (Észak-Amerika) medencéjében a vízi makrofiták hozzájárulása a  $\text{CO}_2$ -kibocsátáshoz elhanyagolható. MCINERNEY & HELTON (2016) wetlanden lévő kísérletükben (Connecticuti Egyetem, ÉSZ:

41°49', NYH: 72°15'), a mi eredményeinkkel ellentétesen azt a megállapítást tette, hogy vízi növény nélkül szignifikánsan magasabb a CO<sub>2</sub> kibocsátás, mint ott, ahol megtalálhatóak a növények.

A globális szén ciklus mélyebb megértéséhez a CO<sub>2</sub>-kibocsátás térbeli és időbeli változásainak megismerésére van szükség (CHAN et al. 2021). CHAN et al. (2021) a Kuye-vízgyűjtőn (ÉSZ: 38°37'–39°87', KH: 109°43'–110°81') vizsgálta a CO<sub>2</sub> mennyiségét. Eredményei szerint a patakvíz CO<sub>2</sub> mennyisége ősszel volt a legalacsonyabb, ezt az eredményt valószínűleg a Kuye folyó medencéjében tapasztalható fagyos időszak magyarázza. A fagyos, téli időszakban a jégtakaró nagymértékben meg tudja akadályozni a CO<sub>2</sub> légkörbe jutását, ami nagy mennyiségű oldott CO<sub>2</sub> felhalmozódását eredményezi, mivel a szerves komponensek a jégtakaró alatti víztestben tovább bomlási folyamatokon mennek keresztül (WALLIN et al. 2013, TEODORU et al. 2009). Számos tanulmány igazolja, hogy a víz-levegő határán a CO<sub>2</sub> parciális nyomását biotikus és abiotikus folyamatok egyaránt befolyásolják (REIMAN et al. 2019, STRIEGL et al. 2012).

## 6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Az éghajlat felmelegedése eredményeink alapján a Kárpát-medence B-t és környékét jellemző területeken igazolódni látszik, mivel az 1981–2010 normálhoz képest 3 °C-kal detektáltunk magasabb  $T_a$ -t a kísérleti időszakban. Egyetlen helyszínnek egy hónapja (B, március) kivételével az összes helyszín havi középhőmérséklete 0,6–6,2 °C-kal melegebb volt a sokéves átlagnál. A kivétel, B március havi középhőmérséklete megegyezett a klímanormál értékével. Annak ellenére, hogy a PR-mintázatok előrejelzése annak térbeli és az időbeli változékonysága miatt számos nehézséggel terhelt, a prognózisok is sokszínűek lehetnek. Számos előrejelzéstől eltérően, melyek a PR csökkenését várják (téli időszakban: NOVÁKY 2011), a havi PR-összegek a sokéves átlaghoz képest 9,1–13,6 %-kal növekedett. A prognózisok között azonban van olyan is, amely a mi megfigyelésünket erősíti. BARTHOLY & PONGRÁCZ (2019) szerint az 1961–1990-es referencia szinthez képest a Kárpát-medencében a téli időszakban a PR-mennyiség 20%-os emelkedésével kell számolnunk a RegCM modell alapján. Mivel a mintavételi helyszíneink a  $R_n$  területi eloszlását tekintve kis területen belül helyezkedtek el (~50 km<sup>2</sup>) és viszonylag rövid időtartamot öleltek fel a téli időszakban, a  $R_n$  értékek minden helyszínen hasonlóan alakultak (80,3–81 W m<sup>-2</sup>). Ez azonban nem jelenti azt, hogy a  $R_n$  szerepe elhanyagolható lenne a lebomlás folyamatában, mivel ez az energia képezi az alapját a folyamat végrehajtásában szerepet játszó szervezetek életműködéséhez. Ezt igazolja az is, hogy a meteorológiai elemek közül a legmeghatározóbb a  $R_n$  volt a korreláció- és regresszió analízis alapján.

A többváltozós lineáris regressziós egyenletekben (a NSZ kivételével), melyek alapján az egyes növényi részek lebontási sebessége csak meteorológiai adatok alapján meghatározható (előrejelezhető), állandó változó az  $R_n$  és a  $T_w$  volt, függetlenül a helyszíntől és a vizsgált növényi résztől, amiből az következik, hogy a rendelkezésre álló energia az avarlebontás legrelevánsabb tényezője. A többi meteorológiai változóból, különböző növényi részenként eltérően megjelenhet a  $T_{max}$ ,  $T_{min}$ , átlag  $T_a$ , PR, u, RH. A változók közül kiemelendő a rendszer energia-szintjét képviselő meteorológiai elemünk a korábbi elemzésekben ritkábban bevont  $T_w$  volt. Különösen a téli lebontásokat elemző publikációkból hiányzik a  $T_w$  folyamatos monitorozása, melynek egyik valószínű oka a víztestek jégborítása lehet, mely megzavarhatja a  $T_w$ -k mérését.

A kísérleti időszak alatt a legnagyobb víztömeget képviselő B-nak volt a legkiegyenlítettebb a napi átlagos  $T_w$ -e ( $T_w=3,6-8,4$  °C). A kisebb víztömegű KB ( $T_w=-1,1-10,7$  °C) és Z (0,0–13,0 °C) nagyobb  $T_w$ -i változékonyságot mutatott. A HT és a lefolyói pontok  $T_w$ -e

a HT-KB tengely mentén lévő  $T_w$  gradiens mentén kerültek kiválasztásra: HT-hez képest a HL1 2,3 %-kal, a HL2 11,6 %-kal, a HL3 27,3 %-kal volt alacsonyabb  $T_w$ -ű, mely  $T_w$  eltérés lehetőséget biztosított arra, hogy az avarlebontás sebességének hőmérsékletfüggését a természetben egyidőben biztosított eltérő  $T_w$ -ű közegek alkalmazásával is monitorozni tudjuk. A vizsgálat helyszínei, mely tartalmazott egy unikális termáltavat, mely Közép-Európában egyedülálló, meg a B-t, valamint az ezekhez társuló vízfolyásokat, mely lehetőséget biztosított, hogy egyetlen évben több eltérő  $T_w$ -ű víztestben elemezzük a lebontási folyamatokat. Ezzel szemben a korábbi publikációk eltérő hőmérsékleteket csak mikrokozmosz kísérletekben, vagy több vizsgálati év bevonásával tudtak egyidejűleg produkálni.

Eredményeink alapján azt a már ismert tényt is igazolni látjuk, hogy az egyes meteorológiai elemek hatásai csak „*ex katedra*” választhatók szét. A  $u$  jelenléte döntő módon befolyásolta a  $T_w$  alakulását, melynek valószínű oka a viszonylag kisebb víztömegek vizsgálatba vonása lehetett, mivel a magasabb  $u$ -sebesség a víz keveredése által a  $T_w$  ingadozását eredményezheti. A KB-on, Z-n és B-on mért  $T_w$  változékonysága a két szeles és meleg periódusban meghaladta a nyugodt napokon megfigyelteket. A három helyszín közül a B-on mértük a legnagyobb átlagos  $u$ -t, mely 17,9 %-kal volt magasabb a többi helyszínhez viszonyítva.

A mérés ideje alatt a RH, tekintettel a téli időszakra, csak szűk határok közt változott (76,5–82 %), melynek értéke és valószínűsíthető hatásai a melegebb időszakokban eltérőek lehetnek.

A helyszínek pH-ja 7,37–8,88 tartományban volt, mely a lebontást tekintve optimálisnak tekinthető. Eltérés mutatkozott a HT és a lefolyóinak legalacsonyabb pH-ja, valamint a B és a KB és a Z magasabb pH értékei között. Az egyes mintavételi pontok közti pH differencia azonban nem volt akkora, amely a lebontási folyamatot alapvetően befolyásolhatná.

A  $BOI_5$ ,  $KOI_p$  és TOC minden mintavételi ponton különbözött; a meleg termálvizek alacsonyabb értékekkel jól elkülönülnek a többi helyszíntől. A hordalékszállító Z mindhárom változó esetében a legmagasabb értékű volt. Az  $NH_4-N$  esetében nem volt eltérés a mintavételi helyek között, de a B vízgyűjtőjén lévő Z-án mégis nagyobb tartományban mozgott a változó. A  $PO_4-P$  esetében is jól elkülönülnek a természetes vizek (B, KB, Z) a termálvíztől (HT és HL1–3). Lebontás szempontjából a korrelációs analízis alapján a legmeghatározóbb változók a szerves szennyezést jelentő mutatók közül a TOC és a  $KOI_p$  voltak.

A lebontási vizsgálatok során minden növény és növényi rész esetében a legnagyobb tömegcsökkenést a legmagasabb  $T_w$ -ű (HL1, HT) helyszínen tapasztaltuk. A legkisebb tömegvesztést a leghidegebb  $T_w$ -ű (KB) helyszínen kaptuk. Mindezek alapján megállapítható,

hogy a helyszíneinken természetes úton megtalálható csökkenő hőmérsékleti gradiens mentén (HT–KB) az avarlebontás sebessége is csökken. A legintenzívebb lebomlással a HT közelében számolhatunk, mely tömegvesztés értékek a KB felé romlanak, ugyanazon növényfaj avar törmeléke esetében.

A vízi környezethez kötődő növényi részek hasonlóan viselkedtek helyszíntől függetlenül: a levelek gyorsabban bomlottak a szárnál, mindezeknél gyorsabban bomlott a rizóma. Megállapítottuk, hogy a vízkezelő növények gyorsabban bomlottak, mint a vízi környezethez kötődők, az AVL a leggyorsabban, MC és az AVSZ a leglassabban. A korábbi megfigyeléssel ellentétesen, melyben kevert avaroknál a lebomlás sebessége gyorsabb volt, mint az egyes fajok külön-külön mért értéke, eredményeinkben nem igazolódott. Bár a F és a NY egyedi lebomlása az irodalomban közöltek szerint zajlott, de a két avar keveréke a két avar külön-külön kapott eredményeinek az átlagát adta. Ezzel a keverés lebontásra gyakorolt gyorsító hatását igazolni nem tudtuk. Mindezek alapján javasolható a partról a vízbe hulló növények együttesének lebontási dinamikájának vizsgálata is. A növényi részek, növények és a helyszín hatása, illetve ezek kereszt hatásai is szignifikánsak voltak, vagyis eltérő helyszíneken eltérő sebességgel bomlanak az avarok, egymástól is jelentős különbséget létrehozva.

A kezdeti TC minden növényi résznél hasonló volt (426,9–465,2 mg<sup>-g</sup>). A kísérlet végén a HT-ban a TC a legtöbb növényi résznél a legmagasabb emelkedésű volt, s meghaladta a többi helyszínen látható emelkedéseket. Ez azt jelentheti, hogy megnövekedett a mikroorganizmus aktivitás a rendelkezésre álló magas és állandó hőmérséklet miatt (az élőbevonat „lemoshatatlan” volt). A GYSZ és AVSZ TC értékei minden helyszínen emelkedést mutattak, vélhetően a nehezen bontható vegyületek miatti nagyobb mennyiségű élőbevonat kialakulása miatt. A TN a levelekben és a rizómában volt a legmagasabb, szárazban és MC-ban alacsonyabb. A NR-ban minden helyszínen csökkent a TN, a többi növényi részben emelkedés volt tapasztalható. Nagyobb mértékű TN növekedést a HT és HL1–3 pontokon állapítottunk meg. A hőmérsékletfüggést alátámasztva (HT–HL1 legmagasabb  $T_w$ , KB legalacsonyabb  $T_w$ ) a HL1-en voltak általában a legmagasabb TN értékek, a KB-on pedig a legkisebbek, mely hőmérsékletfüggés valószínűleg szoros kapcsolatban van a mikroorganizmusok jelenlétével. A TP esetén is megfigyelhető mind az emelkedő, mind a csökkenő tendencia a vizsgálat végére.

Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy a  $T_w$  alapú  $k_T$  értékek pontosabbak, mint a  $T_w$ -t figyelmen kívül hagyó, kiterjedten alkalmazott exponenciális bomlási együttható. A  $k_T$  alakulása követi a lebontási sebességnél megfigyelhető trendet, illetve a helyszín hatása is egyértelmű (HL1<HT<HL2<HL3<B<Z<KB). A  $T_w$  és a  $k_T$  összekapcsolásaként alkalmazott megemelt hőmérséklet hatásait tükröző hőmérséklet érzékenységi együttható ( $Q_{10}$ ) értékekben is

megjelenik a helyszínek és a növényi részek lebontási folyamatban betöltött eltérő szerepe: a KB-nál voltak a legalacsonyabb  $Q_{10}$  (1,6-2,1), míg a HT és HL1–3 esetében pedig a legmagasabbak  $Q_{10}$  értékek (1,7-2,5). A mutató a 10 fokos vízhőmérséklet emelkedés hatására bekövetkező folyamat gyorsulást számszerűsíti.

A GYSZ kivételével a vízi környezethez kötődő növények részei produkálták a legmagasabb  $NH_4-N$  értékeket. A kétutas ANOVA alapján a helyszínek, a növényi részek és ezek kölcsönhatása is szignifikánsan eltérőek.  $PO_4-P$  kioldódása a NR-ban kiemelkedően magas volt minden helyszínen; a levelekben az értéke meghaladta a szárazból történő kioldódást. Ennek oka valószínűleg az, hogy a szárazban eleve alacsonyabb a P tartalom, és az is nehezen bontható formában van jelen. A P kioldódásra végzett ANOVA elemzés alapján a helyszín, a növényi rész és a keresztthatás is szignifikánsan eltért.

A terepi vizsgálatnál tapasztaltakkal megegyezően a kioldódás után visszamaradt TC szinte mindenhol emelkedett, a legkiemelkedőbb értékben a HT-n. Valószínűleg ez annak köszönhető, hogy a mikroorganizmusok az avar lehullásakor már elkezdik kolonizálni az avart, s így nem távolítható el róla az élőbevonat. Ezzel szemben a kioldódás után visszamaradt TN (HL3-NSZ, HL2-3 GYSZ kivételével) csökkent a kezdeti értékhez képest, – elsősorban a HT-n és HL1-3-on – meglepően alacsonyabb értékek jelentkeztek az „*in situ*” mérésekkel összehasonlítva. Ugyanez jelentkezett a TP esetében is, bár itt volt néhány kivétel is (KB-NL, GYSZ, AVSZ, MC; HL2-GYL).

Az általunk kapott eredmények alapján megállapítható, hogy az avarlebontás üteme (tömegfogyás) és a kumulatív kioldódás ( $NH_4-N$ ,  $PO_4-P$ ) polinomiális kapcsolatot követ.

A klímakamrás vizsgálatban a növényi anyagot tartalmazó minták  $CO_2$  kibocsátása szignifikánsan magasabb volt a csak vizet és iszapot tartalmazott kezeléshez képest. Annak ellenére, hogy a bomlás víz alatt megy végbe, az általunk alkalmazott egyszerű módszerrel mérhetővé tettük a víz alatti avarbomlás  $CO_2$  kibocsátását. A globális felmelegedés várható helyi hatásának prognosztizálására a klímakamra léghőmérsékletét – a mérési helyszínre leskálázott modellek téli időjárás változásának megfelelően- két fokkal is megemeltük. A +2 °C-os hőmérséklet emelkedés – avarféleségektől függően– 14,01–35,23 %-kal magasabb  $CO_2$  kibocsátást eredményezett. Mind a „normál”, mind a +2 °C-os emelt hőmérséklet esetében az ANOVA szignifikáns eltérést igazolt mind a növényfajok, mind a növényi részek esetében. A szignifikáns keresztthatás azt jelezte, hogy az egyes kezeléseknél a gázkibocsátás nem azonos mértékű volt.



A klímakamrában és a terepi vizsgálatban (kioldódás) a vízminták pH, EC,  $\text{NH}_4\text{-N}$  és  $\text{PO}_4\text{-P}$  értékei szignifikánsan nem tértek el, amelyből levonható az a következtetés, hogy a klímakamrában sikerült a terepi körülményeket előállítani.

A növényi részek  $\text{CO}_2$  kibocsátása a megemelt  $T_w$ -n összhangban volt a csökkent TC tartalommal, minden növényi rész esetében. Ez a megállapítás annak a következménye lehetett, hogy a magasabb  $T_w$  fokozta a lebontás egyik termékét, a  $\text{CO}_2$  kibocsátást, mely alacsonyabb maradó TC tartalmat idézett elő.

## 7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. A többváltozós lineáris regressziós egyenletek alapján az egyes növényi részek lebontási sebessége a meteorológiai elemek napi átlagával meghatározható (előrejelezhető), mely vizsgálatba vont 8 változó közül az  $R_n$  és a  $T_w$  helyszíntől és a vizsgált növényi résztől (a NSZ kivételével) függetlenül jelen volt az egyenletekben. Ez alapján a meteorológiai változók közül a rendelkezésre álló energia, melyet az  $R_n$  és a  $T_w$  képvisel, az avarlebontás legrelevánsabb tényezője.
2. A vizsgálat helyszínei, egy Közép-Európában egyedülálló unikális termáltó, a sekély vízmélységű B, valamint az ezekhez társuló vízfolyások, mely lehetőséget biztosítottak arra, hogy egyetlen évben több eltérő  $T_w$ -ű víztestben elemezhessük a lebontást. A kísérleti helyszíneinken természetes úton megtalálható csökkenő hőmérsékleti gradiens mentén (HT–KB) az avarlebontás sebessége is csökken. A legintenzívebb lebomlással a HT közelében számolhatunk, mely tömegvesztés értékek a KB felé romlanak, ugyanazon növényfaj avar törmeléke esetében.
3. A kísérlet végén a TC tartalom a legmelegebb  $T_w$ -ű HT-ban volt a legmagasabb. Ez azt jelentheti, hogy megnövekedett a mikroorganizmus aktivitás a rendelkezésre álló magas és állandó hőmérséklet miatt (az élőbevonat „lemoshatatlan” volt).
4. Az általunk kapott eredmények alapján megállapítható, hogy az avarlebontás üteme (tömegfogyás) és a kumulatív kioldódás ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) polinomiális kapcsolatot követ.
5. A klímakamrás vizsgálatban a növényi anyagot tartalmazó minták  $\text{CO}_2$  kibocsátása szignifikánsan magasabb volt a csak vizet és iszapot tartalmazott kezeléshez képest. Annak ellenére, hogy a bomlás víz alatt megy végbe, az általunk alkalmazott egyszerű módszerrel mérhetővé tettük a víz alatti avarbomlás  $\text{CO}_2$  kibocsátását. A +2 °C-os hőmérséklet emelkedés – avarféleségektől függően– 14,01–35,23 %-kal magasabb  $\text{CO}_2$  kibocsátást eredményezett, mindamelllett, hogy a gázok oldhatósága a vízhőmérséklet emelkedésével csökken.
6. A klímakamrában és a terepi vizsgálatban (kioldódás) a vízminták pH, EC,  $\text{NH}_4\text{-N}$  és  $\text{PO}_4\text{-P}$  értékei szignifikánsan nem tértek el, amelyből levonható az a következtetés, hogy a klímakamrában sikerült a terepi körülményeket előállítani.

## 8. ÖSSZEFOGLALÁS

Az éghajlat melegedő tendenciáját a globálistól a lokális szintig többen és több helyszínen igazolták, köztük a Kárpát-medencére is. Az elmúlt évtizedekben az időjárási szélsőségek fokozódása rávilágított arra, hogy a vizes élőhelyek ökoszisztémái érzékenyek a klímaváltozás hatásaira. Az avarlebontás az egyik legfontosabb ökoszisztéma-folyamat. Az avar bomlását a növényi avar minősége és a fogyasztó szervezetek közötti kölcsönhatás határozza meg, azonban mindkét folyamatot a környezeti és az éghajlati változók szabályozzák.

Az avarlebontás abiotikus aspektusaira koncentrálnak kísérletet állítottunk be téli időszakban (2019. december 9. és 2020. március 16. között), a Balatonon és annak vízgyűjtőjén (Keszthelyi-öböl, Hévízi tó, Hévízi kifolyó 3 különböző hőmérsékletű pontja, Kis-Balaton, Zala). A helyszínek lehetővé tették, hogy egyidőben, eltérő mikroklímával rendelkező élőhelyeken kövessük nyomon a lebontás folyamatát (tóközel, termálvíz, wetland, folyó). A vizsgált növények köre (nád, gyékény, mocsárciprus, fűz, nyár és a kettő keveréke 50-50 %-ban) helyszíni vegetációt alkotó domináns növényei voltak, továbbá egy özönnövényt (aranyvessző) is bevontunk elemzéseinkbe. Az avarlebontás vizsgálata avarzsákos módszerrel történt a terepi vizsgálat során.

A vizsgált meteorológiai elemek, úgymint a léghőmérséklet, globálsugárzás, relatív légnedvesség, csapadék, szél mellett a vízhőmérséklet központi helyet foglalt el megfigyelésünkben. A kutatás fő célja a meteorológiai elemek folyamatos detektálása a mérési időszakban, s különösen a vízhőmérséklet lebontásra gyakorolt hatásának megismerése és a folyamat meteorológiai bázison alapuló analízise, előrejelzése volt. Ezekhez kapcsolódóan lebontási koefficiens hőmérsékleti kapcsolattal bővített változata ( $k_T$ ), valamint a hőmérsékleti érzékenységi együttható ( $Q_{10}$ ) is meghatározásra került. A folyamat jobb megismeréséhez az avarlebontási vizsgálatokkal egyidejűleg kioldódási vizsgálatokat is végeztünk, mely során mértük az ammónium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) és foszfát ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) koncentrációt.

A terepi kísérletekben szerzett tapasztalatok, valamint a várható időjárás változások alapján mikrokozmosz kísérletet állítottunk be, mellyel célunk volt meghatározni a víz alatti lebomlás során felszabaduló  $\text{CO}_2$  mennyiségét a jelen, és a jövőben várható emelt hőmérsékletű (+2 °C) körülmények között.

A lebontás tömegcsökkenése minden növény és növényi rész esetében a legmagasabb vízhőmérsékletű (Hévíz és lefolyója) helyszínen volt a legnagyobb, míg legkisebb tömegvesztést a leghidegebb vízhőmérsékletű (Kis-Balaton) helyszínen detektáltuk. A vízi környezethez

kötődő növények részei hasonlóan viselkedtek helyszíntől függetlenül: a levelek gyorsabban bomlottak a szárnál, s a leggyorsabban a rizóma bomlott. Megállapítottuk, hogy a vízi környezethez kötődő növények gyorsabban bomlottak, mint a vízkedvelők.

A  $k_T$  alakulása követi a lebontási sebességnél megfigyelhető trendet, illetve a helyszín lebontásra gyakorolt hatása is egyértelműen kirajzolódik az eltérő vízhőmérsékletek alapján. A  $Q_{10}$  értékeiben is megjelenik a helyszínek és a növényi részek lebontási folyamatban betöltött eltérő szerepe: a Kis-Balatonnál voltak a legalacsonyabb  $Q_{10}$  (1,6–2,1), míg a Hévízi tó és lefolyója esetében pedig a legmagasabbak  $Q_{10}$  értékek (1,7–2,5).

Az általunk kapott eredmények alapján megállapítható, hogy az avarlebontás üteme (tömegfogyás) és a kumulatív kioldódás ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) (kioldódás) polinomiális kapcsolatot követ.

A mikrokozmosz vizsgálatban a növényi anyagot tartalmazó kezelések  $\text{CO}_2$  kibocsátása szignifikánsan magasabb volt a csak vizet és iszapot tartalmazott kezeléshez képest. A +2 °C-os hőmérséklet emelkedés – avarféleségektől függően– 14,0–35,2 %-kal magasabb  $\text{CO}_2$  kibocsátást eredményezett.

## 9. SUMMARY

The warming of the climate has been confirmed on almost every level from global to local scales even in the Carpathian Basin. Increasing in weather extremes in the past decades highlighted the vulnerability of wetland ecosystems to natural climate variability and to the potential impacts of global climate change. Decomposition of litter is one of the most important ecosystem processes. Litter decomposition is determined by the interaction between plant litter quality and consumer organisms, both controlled by the environment along with climate variables.

Focusing on the abiotic aspects of litter decomposition, we set up an experiment during the winter period (between December 9, 2019, and March 16, 2020), on Lake Balaton and its water catchment (Keszthely bay, Lake Hévíz, 3 points of Hévíz effluent, Kis-Balaton wetland, River Zala). The locations made it possible to monitor the decomposition process simultaneously in habitats with different microclimates (lake, thermal water, wetland, river). The investigated plants were reed, cattail, blad cypress, willow, poplar (and a mixture of the latter two in 50-50%), which dominated the sites. Furthermore, we included an invasive plant (goldenrod) in our investigation. The investigation of litter decomposition was carried out using the litter bag method during the “in situ” study.

In addition to the examined meteorological variables, such as air temperature, global radiation, relative humidity, precipitation, and wind, the water temperature was of particular importance in our study. One of the main objectives of the study was to predict the litter decomposition process based only on meteorological variables. Based on these, the decomposition coefficient extended with a temperature relationship ( $k_T$ ), as well as the temperature sensitivity coefficient ( $Q_{10}$ ) were determined. At the same time as the litter decomposition investigation, we also carried out leaching study for  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{PO}_4\text{-P}$  elements in order to investigate the process better. Based on the experience gained in “in situ” experiments, we set up a microcosm experiment.

In this study, we aimed to determine the amount of  $\text{CO}_2$  released during underwater litter decomposition. In the study, we examined the current and future temperature conditions (+ 2°C).

For all plants, the weight loss from decomposition was the fastest at the location with the highest water temperature (Lake Hévíz and its effluent), while the smallest weight loss was detected at the location with the coldest water temperature (Kis-Balaton wetland). The plant parts of macrophytes standing in water behaved similarly regardless of the location: the leaves

decomposed faster than the stem, and the rhizome decomposed faster in all of them. We found that the plants standing on the shore decomposed faster than those standing in the water.

The evolution of  $k_T$  follows the trend observed in the decomposition rate, and the effect of the location is also clearly visible based on the different water temperatures. The  $Q_{10}$  values also show the different role played by the study sites and plant parts in the decomposition process: the Kis-Balaton wetland had the lowest  $Q_{10}$  (1.6-2.1), while the Lake Hévíz and its effluents had the highest  $Q_{10}$  values (1, 7-2.5).

Based on results, it can be concluded that the rate of litter decomposition (mass loss) and the cumulative leaching dynamics ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) follow a linear relationship.

In the microcosm study, the  $\text{CO}_2$  emissions of the treatments containing plant material were significantly higher as compared to the treatment containing only water and mud. A temperature increment of +2 °C resulted in 14.01-35.23% higher  $\text{CO}_2$  emissions, depending on the plant parts.

## 10. MELLÉKLETEK

### 1. Melléklet – Irodalomjegyzék

ABELHO, M. (2001): From litterfall to breakdown in streams: A review. In: *Scientific World Journal*, 1 656–680. p.

AERTS, R. (1997): Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. In: *Oikos*, 79, 439-449. p.

AERTS, R. (2006): The freezer defrosting: global warming and litter decomposition rates in cold biomes. In: *Journal of Ecology*, 94 (4) 713-724. p.

ÁGOSTON-SZABÓ, E., DINKA, M., NÉMEDI, L., HORVÁTH, G. (2006): Decomposition of *Phragmites australis* rhizome in a shallow lake. In: *Aquatic Botany*, 85 (4) 309-316. p.

ÁGOSTON-SZABÓ, E., DINKA M. (2008): Decomposition of *Typha angustifolia* and *Phragmites australis* in the littoral zone of a shallow lake. In: *Biologia* 63 (6) 1104-1110. p.

ÁGOSTON-SZABÓ, E., SCHÖLL, K., KISS, A., DINKA, M. (2016): Mesh size and site effects on leaf litter decomposition in a side arm of the River Danube on the Gemenc floodplain (Danube-Dráva National Park, Hungary). In: *Hydrobiologia*, 774 53–68. p.

ALLAN, J.D. (1995): Stream Ecology: structure and function of running waters. Chapman and Hall, London. The abiotic environment. 75-103 p.

ALLEN, G.H., PAVELSKY, T.M. (2018): Global extent of rivers and streams. In: *Science*, 361 585–588. p.

ALLISON, S.D., VITOUSEK, P.M. (2004): Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawai'. In: *Oecologia*, 141 612-619. p.

ÁLVAREZ, J.A., BÉCARES, E. (2006): Seasonal decomposition of *Typha latifolia* in a free-water surface constructed wetland. In: *Ecological Engineering*, 28 (2) 99-105. p.

ALVIM, E.A.C.C., MEDEIROS, A.O., REZENDE, R.S., GONÇALVES, J.F.JR. (2015): Leaf breakdown in a natural open tropical stream. In: *Journal of Limnology*, 74 248–260. p.

AMANI, M., GRAÇA, M.A.S., FERREIRA, V. (2019): Effects of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentration and temperature on litter decomposition in streams: a meta-analysis. In: *International Review of Hydrobiology* 104 14–25. p.

- ANDERSSON, S., NILSSON, S.I., SAETRE, P. (2000) Leaching of dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON) in mor humus as affected by temperature and pH. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 32 1-10. p.
- ANDERSSON, S., NILSSON, S.I. (2001): Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 33 1181-1191. p.
- ANESIO, A.M., ABREU, P.C., BIDDANDA, B.A. (2003): The role of free and attached microorganisms in the decomposition of estuarine macrophyte detritus. In: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56 197–201. p.
- APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION] (2005): Standards methods for the examination of water and wastewater. 21st Edn., Washington DC.: American Public Health Association 2-61 p.
- ASAEDA, T., NAM, L.H., HIETZ, P., TANAKA, N., KARUNARATNE, S. (2002): Seasonal fluctuations in live and dead biomass of *Phragmites australis* as described by a growth and decomposition model: implications of duration of aerobic conditions for litter mineralization and sedimentation. In: *Aquatic Botany*, 73 223-239. p.
- ASHTON, I.W., HYATT, L.A., HOWE, K.M., GUREVITCH, J., LERDAU, M.T. (2005): Invasive species accelerate decomposition and litter nitrogen loss in a mixed deciduous forest. In: *Ecological Applications*, 15 1263-1272 p.
- AZEVEDO-PEREIRA, H.V.S., GRAÇA, M.A.S., GONZÁLEZ, J.M. (2006): Life history of *Lepidostoma hirtum* in an Iberian stream and its role in organic matter processing. In: *Hydrobiologia*, 559 183-192. p.
- BALDWIN, D.S. (1999): Dissolved organic matter and phosphorus leached from fresh and ‘terrestrially’ aged river red gum leaves: implications for assessing river-floodplain interactions. In: *Freshwater Biology*, 41 675-685. p.
- BALDY, V., GESSNER, M.O., CHAUVET, E. (1995): Bacteria, fungi and breakdown of leaf litter in a large river. In: *Oikos*, 74 93-102. p.
- BALDY, V., GOBERT, V., GUEROLD, F., CHAUVET, E., LAMBRIGOT, J., CHARCOSSET, J.-Y. (2007) Leaf litter breakdown budgets in streams of various trophic statuses: effects of dissolved organic nutrients in microorganisms and invertebrates. In: *Freshwater Biology*, 52 1322-1335. p.



- BARANTAL, S., SCHIMANN, H., FROMIN, N., HÄTTENSCHWILER, S. (2014): C, N and P fertilization in an Amazonian rainforest supports stoichiometric dissimilarity as a driver of litter diversity effects on decomposition. In: *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1796) 20141682.
- BÄRLOCHER, F., KENDRICK, B. (1975): Leaf-conditioning by microorganisms. In: *Oecologia*, 20 359-362. p.
- BÄRLOCHER, F. (1983): Seasonal variation of standing crop and digestibility of CPOM in a Swiss Jura stream. In: *Ecology*, 64 1266-1272. p.
- BÄRLOCHER, F. (1985): The role of fungi in the nutrition of stream invertebrates. In: *Botanical Journal of the Linnean Society*, 91 83-94. p.
- BÄRLOCHER, F., SRIDHAR, K.R. (2014): Association of animals and fungi in leaf decomposition. In: G. Jones, K. Hyde, K.-L. Pang (Eds.) Berlin: De Gruyter. Freshwater fungi and fungus-like Organisms (Marine and freshwater Botany) 413-441 p.
- BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M.O.; GRACA, M.A.S. (2020): Leaf mass loss estimated by the litter bag technique. in: methods to study litter decomposition. A Practical Guide (2nd ed.) SpringerNature Switzerland AG.; Part 1. 13-21, 553-560 p.
- BARTHOLY, J.; PONGRÁCZ, R. (2019): Global and regional climate change, extreme events. In: Palocz-Andersen M., Szalay D., Gosztom A., Sípos L., Taligás T. (eds) International Climate Protection. Springer, Cham, 21-28 p.
- BATTIN, T.J., KAPLAN, L.A., FINDLAY, S., HOPKINSON, C.S., MARTI, E., PACKMAN, A.I., NEWBOLD, J.D., SABATER, F. (2008): Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. In: *Nature Geoscience*, 1 95–100. p.
- BATTIN, T.J., LUYSSAERT, S., KAPLAN, L.A., AUFDENKAMPE, A.K., RICHTER, A., TRANVIK, L.J. (2009): The boundless carbon cycle. In: *Nature Geoscience*, 2 598–600. p.
- BATTLE, M., BENDER, M.L., TANS, P.P., WHITE, J.W.C., ELLIS, J.T., CONWAY, T., FRANCEY, R.J. (2000): Global carbon sinks and their variability inferred from atmospheric O<sub>2</sub> and δ<sup>13</sup>C. In: *Science*, 287 2467–2470. p.
- BATTLE J.M., GOLLADAY S.W. (2009): Hydroperiod Influence on Breakdown of Leaf Litter in Cypress-gum Wetlands. In: *The American Midland Naturalist*, 146 128-145. p.

- BATZER, D.P., PALIK, B.J., BUECH, R. (2004): Relationships between environmental characteristics and macroinvertebrate communities in seasonal woodland ponds of Minnesota. In: *Journal of the North American Benthological Society*, 23 50-68. p.
- BATZER, D.P., COOPER, R., WISSINGER, S.A. (2006): Wetland animal ecology. In: Batzer, D.P., Sharitz, R.R. (eds) *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. University of California Press, Berkeley, California, USA. 242-284 p.
- BEDE-FAZEKAS, Á., SZABÓ, K. (2019): Predicting future shift of drought tolerance zones of ornamental plants in Hungary. In: *Időjárás*, 123 (1) 107-126. p.
- BEDFORD, A.P. (2005): Decomposition of *Phragmites australis* litter in seasonally flooded and exposed areas of a managed reedbed. In: *Wetlands*, 25 (3) 713-720 p.
- BEER, C., REICHSTEIN, M., TOMELLERI, E., CIAIS, P., JUNG, M., CARVALHAIS, N., [...], WILLIAMS, C., WOODWARD, F.I., PAPAIE, D. (2010): Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. In: *Science*, 329 834-838. p.
- BENGTSSON, G. (1983): Habitat selection in two species of aquatic hyphomycetes. In: *Microbial Ecology*, 9 15-26. p.
- BENGTSSON, G. (1992): Interactions between fungi, bacteria and beech leaves in a stream microcosm. In: *Oecologia*, 89 542-549. p.
- BENSTEAD, J.P., DEEGAN, L.A., PETERSON, B.J., HURYRN, A.D., BOWDEN, W.B., SUBERKOPP, K., BUZBY, K.M., GREEN, A.C., VACCA, J.A. (2005): Responses of a beaded arctic stream to short-term N and P fertilisation. In: *Freshwater Biology*, 50 277-290. p.
- BERG, B., EKBOHM, G., MCCLAUGHTERTY, C. (1984): Lignin and holocellulose relations during long-term decomposition of some forest litters. Long-term decomposition in a Scots pine forest. In: *Canadian Journal of Botany*, 62 2540-2550 p.
- BERG, B., CALVO DE ANTA, R., ESCUDERO, A., GÄRDENÄS, A., JOHANSSON, M.-B., LASKOWSKI, R., MADEIRA, M., MÄLKÖNEN, E., MCCLAUGHERTY, C., MEENTEMEYER, V., AND VIRZO DE SANTO A. (1995): The chemical composition of newly shed needle litter of Scots pine and some other pine species in a climatic transect. X. Long term decomposition in a Scots pine forest. In: *Canadian Journal of Botany*, 73 1423-1435. p.
- BERNHARD-REVERSAT, F. (1993): Dynamics of litter and organic matter at the soil-litter interface in fast-growing tree plantations on sandy ferralitic soils (Congo). In: *Acta Oecologica*, 14 179-195. p.

- BERTOLI, M., BRICHESE, G., MICHIELIN, D., RUZIC, M., VIGNES, F., BASSET, A., PIZZUL, E. (2016): Seasonal and multi-annual patterns of *Phragmites australis* decomposition in a wetland of the Adriatic area (Northeast Italy): a three-years analysis. In: *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 417 14.
- BHATERIA, R., JAIN, D. (2016): Water Quality Assessment of Lake Water: A Review. In: *Sustainable Water Resources Management*, 2 161-173. p.
- BLOESCH, J. (1995): Mechanisms, measurement and importance of sediment resuspension in lakes. In: *Marine and Freshwater Research*, 46 (1) 295-304. p.
- BOES, M.W., BENARD, M.F. (2013): Carry-over effects in nature: effects of canopy cover and individual pond on size, shape, and locomotor performance of metamorphosing wood frogs. In: *Copeia*, 4 717-722. p.
- BOTTOLLIER-CURTET M., CHARCOSSET J.Y., PLANTY-TABACCHI A.M., TABACCHI E. (2011): Degradation of native and exotic riparian plant leaf litter in a floodplain pond. In: *Freshwater Biology*, 56 1798-1810. p.
- BOYERO, L., PEARSON, R.G. (2006): Intraspecific interference in a tropical stream shredder guild. In: *Marine and Freshwater Research*, 57 201-206. p.
- BOYERO, L., PEARSON, R.G., DUDGEON, D., GRAÇA, M.A.S., GESSNER, M.O., ALBARIÑO, R.J., [...], VILLANUEVA, V.D., ZÚÑIGA, M.C., PRINGLE, C.M. (2011b): Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. In: *Ecology*, 92 1839-1848. p.
- BOYERO, L., PEARSON, R.G., GESSNER, M.O., BARMUTA, L.A., FERREIRA, V., GRAÇA, M.A.S., [...], CORNEJO, A., VILLANUEVA, V.D., WEST, D.C. (2011a): A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. In: *Ecology Letters*, 14, 289–294. p.
- BOYERO, L., PEARSON, R.G., SWAN, C.M., HUI, C., ALBARIÑO, R.J., ARUNACHALAM, M., [...], MCKIE, B.G., MORETTI, M.S., YULE, C.M. (2015): Latitudinal gradient of nestedness and its potential drivers in stream detritivores. In: *Ecography*, 38 949-955. p.
- BOYERO, L., PEARSON, R.G., HUI, C., GESSNER, M.O., PÉREZ, J., ALEXANDROU, M.A., [...], RATNARAJAH, L., RINCON, J., YULE, C.M. (2016): Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. In: *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283 20152664.

BRADFORD, M.A. (2013): Thermal adaptation of decomposer communities in warming soils. In: *Frontiers in Microbiology*, 4 333.

BRINSON, M.M., LUGO, A.E., BROWN, S. (1981): Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. In: *Annual Review of Ecology and Systematics*, 12 123- 161. p.

BROWN, J.H., GILLOOLY, J.F., ALLEN, A.P., SAVAGE, V.M., WEST, G.B. (2004): Toward a metabolic theory of ecology. In: *Ecology*, 85 1771-1789. p.

BRUDER, A., SALIS, R.K., MCHUGH, N.J., MATTHAEI, C.D. (2016): Multiple-stressor effects on leaf litter decomposition and fungal decomposers in agricultural streams contrast between litter species. In: *Functional Ecology*, 30 1257-1266. p.

CAI, A., LIANG, G., YANG, W., ZHU, J., HAN, T., ZHANG, W., XU, M. (2021): Patterns and driving factors of litter decomposition across Chinese terrestrial ecosystems. In: *Journal of Cleaner Production*, 278 123964.

CANHOTO, C., GRAÇA, M.A.S. (1999): Leaf barriers to fungal colonization and shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposing *Eucalyptus globulus*. In: *Microbial Ecology*, 37 163-172. p.

CANHOTO, C., GONÇALVES, A.L., BÄRLOCHER, F. (2016): Biology and ecological functions of aquatic hyphomycetes in a warming climate. In: *Fungal Ecology*, 19 201-218. p.

CAPPS, K.A., RANCATTI, R., TOMCZYK, N., PARR, T.B., CALHOUN, A.J.K., HUNTER, M. (2014): Biogeochemical hotspots in forested landscapes: the role of vernal pools in denitrification and organic matter processing. In: *Ecosystems*, 17 1455-1468. p.

CARPENTER, S.R. (2008): Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 11039-11040. p.

CEBRIÁN, J., DUARTE, C.M. (1995): Plant growth-rate dependence of detrital carbon storage in ecosystems. In: *Science*, 268 1606-1608. p.

CHAN, C-N., SHI, H., LIU, B., RAN, L. (2021): CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from an Arid Fluvial Network on the Chinese Loess Plateau. In: *Water*, 13 (12) 1614.

CHAPMAN, S.K., NEWMAN, G.S., HART, S.C., SCHWEITZER, J.A., KOCH, G.W. (2013): Leaf litter mixtures alter microbial community development: mechanisms for non-additive effects in litter decomposition. In: *Plos One*, 8 (4) e62671.

- CHERGUI, H., PATTEE, E. (1992): Processing of fresh and dry *Salix* leaves in a Moroccan river system. In: *Acta Oecologica*, 13 291-298. p.
- CHRÓST, R.J. (1991): Environmental control of the synthesis and activity of aquatic microbial ectoenzymes. In: Chróst, R.J. (ed). *Microbial Enzymes in Aquatic Environments*. New York: Springer, 29-59 p.
- CLEVERING, O.A., LISSNER, J. (1999): Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. In: *Aquatic Botany*, 64 185-208 p.
- COMPSON, Z.G., ADAMS, K.J., EDWARDS, J.A., MAESTAS, J.M., WHITHAM, T.G., MARKS, J.C. (2013): Leaf litter quality affects aquatic insect emergence: contrasting patterns from two foundation trees. In: *Oecologia*, 173 (2) 507-519. p.
- CONANT, R.T., RYAN, M.G., ÅGREN, G.I., BIRGE, H.E., DAVIDSON, E.A., ELIASSON, P.E., [...], WALLENSTEIN, M.D., WETTERSTEDT, J.Å.M., BRADFORD, M.A. (2011): Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward. In: *Global Change Biology*, 17 3392–3404. p.
- CONVENTION ON WETLANDS (1971): Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat, Ramsar, Iran, 2 February 1971. UN Treaty Series No. 14583. As amended by the Paris Protocol, 3 December 1982, and Regina Amendments, 28 May 1987, UN, Brussels. Ramsar, Iran.
- CORNELISSEN, J.H.C. (1996): An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. In: *Journal of Ecology*, 84 573-582. p.
- CORNWELL, W.K., CORNELISSEN, J.H.C., AMATANGELO, K., DORREPAAL, E., EVINER, V.T., GODOY, O., [...], SOUDZILOVSKAIA, N.A., VAIERETTI, M.V., WESTOBY, M. (2008): Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. In: *Ecology Letters*, 11 1065-1071. p.
- CORVALAN, C., HALES, S., MCMICHAEL, A. (2005): Ecosystems and human well-being: Health synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment. World Health. 1-50 p.
- COTRUFO, M.F., DE ANGELIS, P., POLLE, A. (2005): Leaf litter production and decomposition in a poplar short-rotation coppice exposed to free air CO<sub>2</sub> enrichment (POPFACE). In: *Global Change Biology*, 11 971-982. p.

- COTRUFO, M.F., SOONG, J.L., HORTON, A.J., CAMPBELL, E.E., HADDIX, M.L., WALL, D.H., PARTON, W.J. (2015): Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. In: *Nature Geoscience*, 8 776-779. p.
- CUMMINS, K.W. (1974): Structure and function of stream ecosystems. In: *BioScience*, 24 631-641. p.
- CURRIE, W.S., HARMON, M.E., BURKE, I.C., HART, S.C., PARTON, W.J., SILVER, W. (2010): Cross-biome transplants of plant litter show decomposition models extend to a broader climatic range but lose predictability at the decadal time scale. In: *Global Change Biology*, 16 1744-1761. p.
- DANG, C.K., SCHINDLER, M., CHAUVET, E., GESSNER, M.O. (2009): Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. In: *Ecology*, 90 122-131. p.
- DAVIDSON, E.A., JANSSENS, I.A. (2006): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. In: *Nature*, 440 165-173. p.
- DEKANOVÁ, V., SVITKOVÁ, I., NOVIKMEC, M., SVITOK, M. (2021): Litter breakdown of invasive alien plant species in a pond environment: Rapid decomposition of *Solidago canadensis* may alter resource dynamics. In: *Limnologica*, 90 125911.
- DELL, A.I., ALFORD, R.A., PEARSON, R.G. (2014): Intermittent pool beds are permanent cyclic habitats with distinct wet, moist and dry phases. In: *Plos One*, 9 e108203.
- DÍAZ, S., CABIDO, M. (2001): Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. In: *Trends in Ecology & Evolution*, 16 646-655. p.
- DÍAZ, S., LAVOREL, S., DE BELLO, F., QUÉTIER, F., GRIGULIS, K., ROBSON, T.M. (2007): Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104 20684-20689 p.
- DÍEZ, J.R., ELOSEGI, A., POZO, J. (2001): Woody debris in north Iberian streams: Influence of geomorphology, vegetation and management. In: *Environmental Management*, 28 687-698. p.
- DINKA, M., ÁGOSTON-SZABÓ, E., TÓTH, I. (2004): Changes in nutrient and fibre content of decomposing *Phragmites australis* litter. In: *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 89 (5-6) 519-535. p.
- DONG, X., GAO, P., ZHOU, R., LI, C., DUN, X., NIU, X. (2021): Changing characteristics and influencing factors of the soil microbial community during litter decomposition in a mixed

*Quercus acutissima* Carruth and *Robinia pseudoacacia* L forest in Northern China. In: *Catena*, 196 104811.

DORMANN, C.F., WOODIN, S.J. (2002): Climate change in the Arctic: using plant functional types in a meta-analysis of field experiments. In: *Functional Ecology*, 16 4-17. p.

DORREPAAL, E., CORNELISSEN, J.H.C., AERTS, R., WALLÉN, B., VAN LOGTESTIJN, R.S.P. (2005): Are growth forms consistent predictors of leaf litter quality and decomposability across peatlands along a latitudinal gradient? In: *Journal of Ecology*, 93 817-828. p.

DOSSENA, M., YVON-DUROCHER, G., GREY, J., MONTOYA, J.M., PERKINS, D.M., TRIMMER, M., WOODWARD G. (2012): Warming alters community size structure and ecosystem functioning. In: *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279 3011-3019 p.

DOWNING, J.A. (2010): Emerging global role of small lakes and ponds. In: *Limnetica*, 29 9-24. p.

EARL, J.E., LUHRING, T.M., WILLIAMS, B.K., SEMLITSCH, R.D. (2011): Biomass export of salamanders and anurans from ponds is affected differentially by changes in canopy cover. In: *Freshwater Biology*, 56 2473-2482. p.

EASTERLING, W.E. (2007): Climate change and the adequacy of food and timber in the 21st century. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104 (50) 19679.

ENRIQUEZ, S., DUARTE, C.M., SAND-JENSEN, K. (1993): Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: The importance of detritus C:N:P content. In: *Oecologia*, 94 457-471. p.

EPSTEIN, H.E., CALEF, M.P., WALKER, M.D., CHAPIN, F.S., STARFIELD, A.M. (2004): Detecting changes in arctic tundra plant communities in response to warming over decadal time scales. In: *Global Change Biology*, 10 1325-1334. p.

ERHAGEN, B. (2013): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition. In: *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae Agraria*, 440 165-173. p.

FABRE, E., CHAUVET, E. (1998): Leaf breakdown along an altitudinal stream gradient. In: *Archiv für Hydrobiologie*, 141 167-179. p.

FENOY, E., CASAS, J.J., DÍAZ-LÓPEZ, M., RUBIO, J., GUIL-GUERRERO J.L., MOYANO-LÓPEZ, F.J. (2016): Temperature and substrate chemistry as major drivers of interregional

variability of leaf microbial decomposition and cellulolytic activity in headwater. In: *FEMS Microbiology Ecology*, 92 (11) 169.

FERNANDES, I., UZUN, B., PASCOAL, C., CÁSSIO, F. (2009): Responses of aquatic fungal communities on leaf litter to temperature-change events. In: *International Review of Hydrobiology*, 94 410-418. p.

FERNANDES, I., PASCOAL, C., GUIMARÃES, H., PINTO, R., SOUSA, I., CÁSSIO, F. (2012): Higher temperature reduces the effects of litter quality on decomposition by aquatic fungi. In: *Freshwater Biology*, 57 2306-2317. p.

FERREIRA, V., GULIS, V., GRAÇA, M.A.S. (2006): Whole-stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. In: *Oecologia*, 149 718-729. p.

FERREIRA, V., CHAUVET, E. (2011a): Future increase in temperature more than decrease in litter quality can affect microbial litter decomposition in streams. In: *Oecologia*, 167 279-291. p.

FERREIRA, V., CHAUVET, E. (2011b): Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. In: *Global Change Biology*, 17 551-564. p.

FERREIRA, V., ENCALADA, A. C., GRAÇA, M.A.S. (2012): Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. In: *Freshwater Science*, 31 945-962. p.

FERREIRA, V., CANHOTO, C. (2014): Effect of experimental and seasonal warming on litter decomposition in a temperate stream. In: *Aquatic Sciences*, 76 155-163. p.

FERREIRA, V., CANHOTO, C. (2015): Future increase in temperature may stimulate litter decomposition in temperate mountain streams: Evidence from a stream manipulation experiment. In: *Freshwater Biology*, 60 881-892. p.

FERREIRA, V., CASTAGNEYROL, B., KORICHEVA, J., GULIS, V., CHAUVET, E., GRAÇA, M.A.S. (2015a). A meta-analysis of the effects of nutrient enrichment on litter decomposition in streams. In: *Biological Reviews*, 90, 669-688. p.

FERREIRA, V., CHAUVET, E., CANHOTO, C. (2015b). Effects of experimental warming, litter species, and presence of macroinvertebrates on litter decomposition and associated decomposers in a temperate mountain stream. In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72 206-216. p.



- FERREIRA, V., KORICHEVA, J., POZO, J., GRACA, M.A.S. (2016): A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. In: *Forest Ecology and Management*, 364 27-38 p.
- FERREIRA, V., FAUSTINO, H., RAPOSEIRO, P.M., GONÇALVES, V. (2017): Replacement of native forests by conifer plantations affects fungal decomposer community structure but not litter decomposition in Atlantic island streams. In: *Forest Ecology and Management*, 389 323-330. p.
- FIERER, N., CRAINE, J.M., MCLAUHLAN, K., SCHIMEL, J.P. (2005): Litter quality and the temperature sensitivity of decomposition. In: *Ecology*, 86 320-326. p.
- FINDLAY, S.E.G., DYE, S., KUEHN, K.A. (2002): Microbial growth and nitrogen retention in litter of *Phragmites australis* compared to *Typha angustifolia*. In: *Wetlands*, 22 (3) 616-625. p.
- FLINDT, M.R., PARDAL, M.A., LILLEBØ, A.I., MARTINS, I., MARQUES, J.C. (1999): Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: A brief review. In: *Acta Oecologica*, 20 237-248. p.
- FOLLSTAD SHAH, J.J., KOMINOSKI, J.S., ARDÓN, M., DODDS, W.K., GESSNER, M.O., GRIFFITHS, N.A., [...], SWAN, C.M., WEBSTER, J.R., ZEGLIN, L.H. (2017): Global synthesis of the temperature sensitivity of leaf litter breakdown in streams and rivers. In: *Global Change Biology*, 23 3064-3075. p.
- FONT, R.A., KHAMIS, K., MILNER, A.M., SMITH, G., LEDGER, M.E. (2021): Low flow and heatwaves alter ecosystem functioning in a stream mesocosm experiment. In: *Science of The Total Environment*, 777 146067.
- FOULQUIER, A., ARTIGAS, J., PESCE, S., DATRY, T. (2015): Drying responses of microbial litter decomposition and associated fungal and bacterial communities are not affected by emersion frequency. In: *Freshwater Science*, 34 1233-1244. p.
- FRANCE, R., CULBERT, H., FREEBOROUGH, C., PETERS, R. (1997): Leaching and early mass loss of boreal leaves and wood in oligotrophic water. In: *Hydrobiologia*, 345 209-214. p.
- GAO, S., SONG, Y., SONG, C., WANG, X., MA, X., GAO, J., CHENG, X., DU, Y. (2022): Effects of temperature increase and nitrogen addition on the early litter decomposition in permafrost peatlands. In: *Catena*, 209 (1) 105801.

- GARCIA, L., PARDO, I., RICHARDSON, J.S. (2014): A cross-continental comparison of stream invertebrate community assembly to assess convergence in forested headwater streams. In: *Aquatic Sciences*, 76 29-40. p.
- GARCÍA-PALACIOS, P., MAESTRE, F.T., KATTGE, J., WALL, D.H. (2013): Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. In: *Ecology Letters*, 16 1045-1053. p.
- GARCÍA-PALACIOS, P., MCKIE, B.G., HANDA, I.T., FRAINER, A., HÄTTENSCHWILER, S. (2016): The importance of litter traits and decomposers for litter decomposition: A comparison of aquatic and terrestrial ecosystems within and across biomes. In: *Functional Ecology*, 30 819-829. p.
- GARTNER, T.B., CARDON, Z.G. (2004): Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. In: *Oikos*, 104 230-246. p.
- GEORGE, B., BRANDON, C., ERWIN, M. (2017): Degradation rates of native versus exotic leaves in a tributary of the Yellow River in Georgia. In: *American Journal of Plant Sciences*, 8 (8) 1967-1976. p.
- GERALDES, P., PASCOAL, C., CÁSSIO, F. (2012): Effects of increased temperature and aquatic fungal diversity on litter decomposition. In: *Fungal Ecology*, 5 734-740. p.
- GESSNER, M.O., SCHWOERBEL, J. (1989): Leaching kinetics of fresh leaf-litter with implications for the current concept of leaf-processing in streams. In: *Archiv für Hydrobiologie*, 115 81-90 p.
- GESSNER, M.O. (1991): Differences in processing dynamics of fresh and dried leaf litter in a stream ecosystem. In: *Freshwater Biology*, 26 387-398. p.
- GESSNER, M.O., DOBSON, M. (1993): Colonization of fresh and dried leaf-litter by lotic macroinvertebrates. In: *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 25 (3) 1544. p.
- GESSNER, M.O. (1997): Fungal biomass, production and sporulation associated with particulate organic matter in streams. In: *Limnetica*, 13 33-44. p.
- GESSNER, M.O., CHAUVET, E., DOBSON, M. (1999): A perspective on leaf litter breakdown in streams. In: *Oikos*, 85 377-384. p.

- GESSNER, M.O., SWAN, C.M., DANG, C.K., MCKIE, B.G., BARDGETT, R.D., WALL, D.H., HÄTTENSCHWILER, S. (2010): Diversity meets decomposition. In: *Trends in Ecology and Evolution*, 25 372-380. p.
- GHANI, A., SARATHCHANDRA, U., LEDGARD, S., DEXTER, M., LINDSEY, S. (2013): Microbial decomposition of leached or extracted dissolved organic carbon and nitrogen from pasture soils. In: *Biology and Fertility of Soils*, 49 747-755. p.
- GHOLZ, H.L., WEDIN, D.A., SMITHERMAN, S.M., HARMON, M.E., PARTON, W.J. (2000): Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. In: *Global Change Biology*, 6 751-765. p.
- GILLOOLY, J.F., BROWN, J.H., WEST, G.B., SAVAGE, V.M., CHARNOV, E.L. (2001): Effects of size and temperature on metabolic rate. In: *Science*, 293 2248-2251. p.
- GLASSMAN, S.I., WEIHE, C., LI, J., ALBRIGHT, M.B.N., LOOBY, C.I., MARTINY, A.C., TRESEDER, K.K., ALLISON, S.D., MARTINY, J.B.H. (2018): Decomposition responses to climate depend on microbial community composition. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115 11994.
- GODOY, O., CASTRO-DIEZ, P., VAN LOGTESTIJN, R.S.P., CORNELISSEN, J.H.C., VALLADARES, F. (2010): Leaf litter traits of invasive species slow down decomposition compared to Spanish natives: a broad phylogenetic comparison. In: *Oecologia*, 162 781-790. p.
- GONÇALVES, J.F., COUCEIRO, S.R.M., REZENDE, R.S., MARTINS, R.T., OTTONI-BOLDRINI, B.M.P., CAMPOS, C.M., SILVA, J.O., HAMADA, N. (2017): Factors controlling leaf litter breakdown in Amazonian streams. In: *Hydrobiologia*, 792 195-207. p.
- GONZÁLEZ, J.M., GRAÇA, M.A.S. (2003): Conversion of leaf litter to secondary production by a shredding caddis-fly. *Freshwater Biology*, 48 1578-1592. p.
- GONZÁLEZ-BENÍTEZ, N., GARCÍA-CORRAL, L., MORÁN, X., MIDDELBURG, J.J., PIZAY, M., GATTUSO, J.P. (2019): drivers of microbial carbon fluxes variability in two oligotrophic Mediterranean Coastal Systems. In: *Scientific Reports*, 9 17669.
- GRAÇA, M.A.S. (2001): The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—A review. In: *International Review of Hydrobiology*, 86 383-394. p.
- GRAÇA, M.A.S., FERREIRA, R.C.F., COIMBRA, C.N. (2001): Litter processing along a stream gradient: The role of invertebrates and decomposers. In: *Journal of the North American Benthological Society*, 20 408-420. p.

- GRAÇA, M.A.S., POQUET, J.M. (2014): Do climate and soil influence phenotypic variability in leaf litter, microbial decomposition and shredder consumption? In: *Oecologia*, 174 1021-1032. p.
- GRAÇA, M.A.S., HYDE, K., CHAUVET, E. (2015): Aquatic hyphomycetes and litter decomposition in tropical – subtropical low order streams. In: *Fungal Ecology*, 19 182-189. p.
- GRAGLIA, E., JONASSON, S., MICHELSEN, A., SCHMIDT, I.K., HAVSTRÖM, M., GUSTAVSSON, L. (2001): Effects of environmental perturbations on abundance of subarctic plants after three, seven and ten years of treatments. In: *Ecography*, 24 5-12. p.
- GRAŠIČ, M., LIKAR, M., VOGEL-MIKUŠ, K., SAMARDŽIĆ, T., GABERŠČIK, A. (2022): Decomposition rate of common reed leaves depends on litter origin and exposure location characteristics. In: *Aquatic Botany*, 179 103513.
- GREGORICH, E.G., JANZEN, H., ELLERT, B.H., HELGASON, B.L., QIAN, B., ZEBARTH, B.J., ANGERS, D.A., BEYAERT, R.P., DRURY, C.F., DUGUID, S.D., MAY, W.E., MCCONKEY, B.G., DYCK, M.F. (2016): Litter decay controlled by temperature; not soil properties; affecting future soil carbon. In: *Global Change Biology*, 23 1725-1735. p.
- GREIG, H.S., KRATINA, P., THOMPSON, P.L. PALEN, W.J., RICHARDSON, J.S., SHURIN, J.B. (2012): Warming, eutrophication, and predator loss amplify subsidies between aquatic and terrestrial ecosystems. In: *Global Change Biology*, 18 504-514. p.
- GRUNER, D.S., BRACKEN, M.E.S., BERGER, S.A., ERIKSSON, B.K., GAMFELDT, L., MATTHIESSEN, B., MOORTHI, S., SOMMER, U., HILLEBRAND, H. (2017): Effects of experimental warming on biodiversity depend on ecosystem type and local species composition. In: *Oikos*, 126 8-17. p.
- GULIS, V., FERREIRA, V., GRAÇA, M.A.S. (2006): Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: Implications for stream assessment. In: *Freshwater Biology*, 51 1655-1669. p.
- HAFNER, S.D., GROFFMAN, P.M., MITCHELL, M.J. (2005) Leaching of dissolved organic carbon, dissolved organic nitrogen, and other solutes from coarse woody debris and litter in a mixed forest in New York State. In: *Biogeochemistry*, 74 257-282. p.
- HALL, R.O., WALLACE, J.B., EGGERT, S.L. (2000): Organic matter flow in stream food webs with reduced detrital resource base. In: *Ecology*, 81 3445-3463. p.

- HANDA, I.T., AERTS, R., BERENDSE, F., BERG, M.P., BRUDER, A., BUTENSCHOEN, O., [...], VAN RUIJVEN, J., VOS, V.C., HATTENSCHWILER, S. (2014): Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. In: *Nature*, 509 218-221. p.
- HARMON, M.E., FRANKLIN, J.F., SWANSON, F.J., SOLLINS, P., GREGORY, S.V., LATTIN, J.D., [...], LIENKAEMPER, G.W., CROMACK, K., CUMMINS, K.W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. In: *Advances in Ecological Research*, 15 133-302. p.
- HÄTTENSCHWILER, S., TIUNOV, A.V., SCHEU, S. (2005): Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36 191-218. p.
- HATVANI, I.G., DE BARROS, V.C., TANOS, P., KOVÁCS, J., KOVÁCS-SZÉKELY, I., CLEMENT, A. (2020): Spatiotemporal changes and drivers of trophic status over three decades in the largest shallow lake in Central Europe, Lake Balaton. In: *Ecological Engineering*, 151 105861.
- HATVANI, I.G., DOKULIL, M.T., CLEMENT, A. (2022): The role of wetlands in mitigating impacts from diffuse agricultural loads. In book: *Encyclopedia of Inland Waters (Second Edition)* Publisher: Elsevier, 285-299 p.
- HAUER, F.R., POFF, N.L.R., FIRTH, P.L. (1986): Leaf litter decomposition across broad thermal gradients in Southeastern Coastal Plain Streams and Swamps. In: *Journal of Freshwater Ecology*, 3 (4) 545-552. p.
- HAWKINS, E., ORTEGA, P., SUCKLING, E., SCHURER, A., HEGERL, G., JONES, P., JOSHI, M., OSBORN, T.J., MASSON-DELMOTTE, V., MIGNOT, J., THORNE, P. VAN OLDENBORGH, G.J. (2017) Estimating changes in global temperature since the pre-industrial period. In: *Bulletin of the American Meteorological Society*, 98 1841-1856. p.
- HEEMSBERGEN, D.A. (2004): Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. In: *Science*, 306 1019-1020. p.
- HEIMANN, M., REICHSTEIN, M. (2008): Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. In: *Nature*, 451 289-292. p.
- HEMMING, J.D.C., LINDROTH, R.L. (1995): Intraspecific variation in aspen phytochemistry: Effects on performance of gypsy moths and forest tent caterpillars. In: *Oecologia*, 103 79-88. p.

- HICKMAN, J.E., ASHTON, I.W., HOWE, K.M. LERDAU, M.T. (2013): The native-invasive balance: implications for nutrient cycling in ecosystems. In: *Oecologia*, 173 319-328. p.
- HIETZ, P. (1992): Decomposition and nutrient dynamics of reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Steud) litter in Lake Neusiedl. In: *Aquatic Botany*, 43 211-230. p.
- HISABAE, M., SONE, S., INOUE, M. (2011): Breakdown and macroinvertebrate colonization of needle and leaf litter in conifer plantation streams in Shikoku, southwestern Japan. In: *Journal of Forest Research*, 16 108-115. p.
- HLADYZ, S., GESSNER, M.O., GILLER, P.S., POZO, J., WOODWARD, G. (2009): Resource quality and stoichiometric constraints on stream ecosystem functioning. In: *Freshwater Biology*, 54 957-970. p.
- HOBBIE, S.E. (1996): Temperature and plants species controls over litter decomposition in Alaskan tundra. In: *Ecological Monographs*, 66 503-522. p.
- HOBBIE, S.E., NADELHOFFER, K.J., HÖGBERG, P. (2002): A synthesis: the role of nutrients as constraints on carbon balances in boreal and arctic regions. In: *Plant and Soil*, 242 163-170. p.
- HOLGERSON, M.A. (2015): Drivers of carbon dioxide and methane supersaturation in small, temporary ponds. In: *Biogeochemistry*, 124 305-318. p.
- HOLGERSON, M.A., RAYMOND, P.A. (2016): Large contribution to inland water CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from very small ponds. In: *Nature Geoscience*, 9 222-228. p.
- HOLLISTER, R.D., WEBBER, P.J. TWEEDIE, C.E. (2005): The response of Alaskan tundra to experimental warming: differences between short- and long-term responses. In: *Global Change Biology*, 11 525-536. p.
- HOOPER, D.U., CHAPIN, F.S., EWEL, J.J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., [...], SYMSTAD, A.J., VANDERMEER, J., WARDLE, D.A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. In: *Ecological Monographs*, 75 3-35. p.
- HOORENS, B., AERTS, R., STROETENGA, M. (2003): Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? In: *Oecologia*, 137 578-586. p.
- HOTCHKISS, E.R., HALL JR, R.O., SPONSELLER, R.A., BUTMAN, D., KLAMINDER, J., LAUDON, H., ROSVALL, M., KARLSSON, J. (2015): Sources of and processes controlling CO<sub>2</sub> emissions change with the size of streams and rivers. In: *Nature Geoscience*, 8 696-699. p.

HOVERMAN, J.T., DAVIS, C.J., WERNER, E.E., SKELLY, D.K., RELYEA, R.A., YUREWICZ, K.L. (2011): Environmental gradients and the structure of freshwater snail communities. In: *Ecography*, 34 1039-1048. p.

INKLEY, M.D., WISSINGER, S.A., BAROS, B.L. (2008) Effects of drying regime on microbial colonization and shredder preference in seasonal woodland wetlands. In: *Freshwater Biology*, 53 435-445. p.

IPCC (2014): Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, Cambridge, UK.

IPCC (2018): Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. (eds V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H.O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor & T. Waterfield). Geneva, Switzerland.

IPCC (2021): Climate Change. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte; V.; P. Zhai; A. Pirani; S.L. Connors; C. Péan; S. Berger; N. Caud; Y. Chen; L. Goldfarb; M.I. Gomis; M. Huang; K. Leitzell; E. Lonnoy; J.B.R. Matthews; T.K. Maycock; T. Waterfield; O. Yelekçi; R. Yu; and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press; 2021.

IRONS, J.G., OSWOOD, M.W., STOUT, R.J., PRINGLE, C.M. (1994): Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? In: *Freshwater Biology*, 32 401-411. p.

ISTVÁNOVICS, V., CLEMENT, A., SOMLYÓDY, L., SPECZIÁR, A., G.-TÓTH, L., PADISÁK, J. (2007): Updating water quality targets for shallow Lake Balaton (Hungary), recovering from eutrophication. In: *Hydrobiologia*, 581 (1) 305-318. p.

IVERSEN, T.M. (1979): Laboratory energetics of larvae of *Sericostoma personatum* (Trichoptera). In: *Holarctic Ecology*, 2 1-5. p.

JABIOL, J., GOSSIAUX, A., LECERF, A., ROTA, T., GUÉROLD, F., DANGER, M., POUPIN, P., GILBERT, F., CHAUVET, E. (2020): Variable temperature effects between heterotrophic stream processes and organisms. In: *Freshwater Biology*, 65 1543-1554. p.

- JANSSEN, A.B.G., HILT, S., KOSTEN, S., KLEIN, J.J.M.D., WAAL, D.B.V.D. (2021): Shifting states, shifting services: Linking regime shifts to changes in ecosystem services of shallow lakes. In: *Freshwater Biology*, 1-12. p.
- JAQUES, N., PINTO, P. (1997): Seasonal differences in the decomposition of *Typha angustifolia* leaves in a mediterranean river. In: *Limnetica*, 13 19-23. p.
- JÓNSDÓTTIR, I.S., MAGNÚSSON, B., GUDMUNDSSON, J., ELMARSDÓTTIR, A., HJARTARSON, H. (2005): Variable sensitivity of plant communities in Iceland to experimental warming. In: *Global Change Biology*, 11 553-563. p.
- KADLEC, R.H., WALLACE, S.D. (2009): Treatment wetlands (2nd ed.). Boca Raton: CRC Press. 1016 p.
- KAUSHAL, S.S., LIKENS, G.E., JAWORSKI, N.A., PACE, M.L., SIDES, A.M., SEEKELL, D., BELT, K.T., SECOR, D.H., WINGATE, R.L. (2010): Rising stream and river temperatures in the United States. In: *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8 461-466. p.
- KAUSHIK, N.K., HYNES, H.B.N. (1971): The fate of the dead leaves that fall into streams. In: *Archiv für Hydrobiologie*, 68 465-515. p.
- KAZANJIAN, G., VELTHUIS, M., ABEN, R. STEPHAN, S., PEETERS, E.T.H.M., FRENKEN, T., TOUWEN, J., XUE, F., KOSTEN, S., VAN DE WAAL, D.B., DE SENERPONT DOMIS, L.N., VAN DONK, E., HILT, S. (2018): Impacts of warming on top-down and bottom-up controls of periphyton production. *Scientific Reports*, 8 1-12. p.
- KETTLE, H., THOMPSON, R., ANDERSON, N.J., LIVINGSTONE, D.M. (2004): Empirical modelling of summer lake surface temperatures in southwest Greenland. In: *Limnology and Oceanography*, 49 271-282. p.
- KIM, D.J., LEE, D.I., KELLERE, J. (2006): Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. In: *Bioresource Technology*, 97 (3) 459-468. p.
- KINNEY, K.K., LINDROTH, L.R., JUNG, M.S., NORDHEIM, V.E. (1997): Effects of CO<sub>2</sub> and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> availability on deciduous trees: Phytochemistry and insect performance. In: *Ecology*, 78 215-230. p.
- KIRK, T.K., FARRELL, R.L. (1987): Enzymatic combustion: the microbial degradation of lignin. In: *Annual Review of Microbiology*, 41 465-505. p.



- KIRSCHNER, A.K.T, RIEGL, B., VELIMIROV, B. (2001): Degradation of emergent and submerged macrophytes in an oxbow lake of an embanked backwater system: implications for the terrestrialization process. In: *International Review of Hydrobiology*, 86 (4–5) 555-571. p.
- KOCSIS, T., KOVÁCS-SZÉKELY, I., ANDA, A. (2020): Homogeneity tests and non-parametric analyses of tendencies in precipitation time series in Keszthely; Western Hungary. In: *Theoretical and Applied Climatology*, 139 849-859. p.
- KOMINKOVA, D., KUEHN, K.A., BUSING, N. (2000): Microbial biomass, growth, and respiration associated with submerged litter of *Phragmites australis* decomposing in a littoral reed stand of a large lake. In: *Aquatic Microbial Ecology*, 22 271-82. p.
- KOMINOSKI, J.S., HOELLEIN., T.J., KELLY, J.J., PRINGLE, C.M. (2009): Does mixing litter of different qualities alter stream microbial diversity and functioning on individual litter species? In: *Oikos*, 118 457-463. p.
- KOMINOSKI, J.S., MARCZAK, L.B., RICHARDSON, J.S. (2011): Riparian forest composition affects stream litter decomposition despite similar microbial and invertebrate communities. In: *Ecology*, 92 151-159. p.
- KOSTEN, S., ROLAND, F., DA MOTTA MARQUES, D.M., VAN NES, E.H., MAZZEO, N., STERNBERG, L.D.S., SCHEFFER, M., COLE, J.J. (2010): Climate-dependent CO<sub>2</sub> emissions from lakes. In: *Global Biogeochemical Cycles*, 24 (2) GB2007.
- KOVÁCS, K. (2012): Avarlebontási kísérletek dombvidéki kisvízfolyásokon. Doktori (PhD) értekezés. Pannon Egyetem, Veszprém. 54-70 p.
- KOVÁCS, J., HATVANI, I.G., KORPONAI, J., SZÉKELY-KOVÁCS, I. (2010): Morlet wavelet and autocorrelation analysis of long-term data series of the Kis-Balaton Water Protection System (KBWPS). In: *Ecological Engineering*, 36 (10) 1469-1477. p.
- KÖNIG, R., HEPP, L. U., SANTOS, S. (2014): Colonisation of low- and high-quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. In: *Limnologia*, 45 61-68. p.
- KRETT, G., PALATINSZKY, M. (2009): A polyphasic study on the species diversity of the sediment microbiota of Lake Hévíz. In: *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica*, 56 (4) 339-355. p.
- KRUTILLA, K., LOGAN K. (2009): Surface water quality in the Carpathian Basin: current status and future directions. In: *Hungarian Studies*, 23 (2) 153-173. p.

- KUCSERKA, T. (2014): A mikroszkopikus gombák szerepe az avar lebontásában hazai patakokban. Doktori (PhD) értekezés. Pannon Egyetem, Veszprém. 45-79 p.
- KUEHN, K.A. (2016): Lentic and lotic habitats as templates for fungal communities: traits, adaptations, and their significance to litter decomposition within freshwater ecosystems. In: *Fungal Ecology*, 19 135-154. p.
- KUGLEROVA, L., GARCIA, L., PARDO, I., MOTTIAR, Y., RICHARDSON, J.S. (2017): Does leaf litter from invasive plants contribute the same support of a stream ecosystem function as native vegetation. In: *Ecosphere*, 8 (4) e01779.
- KUMAR, P., YADAV, S., KUMAR, A. (2014): Sources and processes governing rainwater chemistry in New Delhi, India. In: *Natural Hazards*, 74 (3) 2147-2162 p.
- LECERF, A., RISNOVEANU, G., POPESCU, C., GESSNER, M.O., CHAUVET, E. (2007): Decomposition of diverse litter mixtures. In: *Ecology*, 88 219-227. p.
- LEE, A.A., BUKAVECKAS, P.A. (2002): Surface water nutrient concentrations and litter decomposition rates in wetlands impacted by agriculture and mining activities. In: *Aquatic Botany*, 74 273-285. p.
- LEITE-ROSSI, L.A., SAITO, V.S., CUNHA-SANTINO, M.B., TRIVINHO-STRIXINO, S. (2016): How does leaf litter chemistry influence its decomposition and colonization by shredder *Chironomidae* (Diptera) larvae in a tropical stream? In: *Hydrobiologia*, 771 119-130. p.
- LEROY, C.J., MARKS, J.C. (2006): Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. In: *Freshwater Biology*, 51 605-617. p.
- LISKI, J., NISSINEN, A., ERHARD, M., TASKINEN, O. (2003): Climatic effects on litter decomposition from arctic tundra to tropical rainforest. In: *Global Change Biology*, 9 575-584. p.
- LIU, G., SUN, J., TIAN, K., XIAO, D., YUAN, X. (2017): Long-term responses of leaf litter decomposition to temperature, litter quality and litter mixing in plateau wetlands. In: *Freshwater Biology*, 62 178-190. p.
- LIVINGSTONE, D.M., PADISÁK, J. (2007): Large-scale coherence in the response of lake surface-water temperatures to synoptic-scale climate forcing during summer. In: *Limnology and Oceanography*, 52 896-902. p.
- LÓPEZ, E.S., PARDO, I., FELPETO, N. (2001): Seasonal differences in green leaf breakdown and nutrient content of deciduous and evergreen tree species and grass in a granitic headwater stream. In: *Hydrobiologia*, 464 51-61. p.

- LÓPEZ-ROJO, N., MARTÍNEZ, A., PÉREZ, J., BASAGUREN, A., POZO, J., BOYERO, L. (2018): Leaf traits drive plant diversity effects on litter decomposition and FPOM production in streams. In: *Plos One*, 13 e0198243.
- LÓPEZ-ROJO, N., POZO, J., PÉREZ, J., BASAGUREN, A., MARTÍNEZ, A., TONIN, A.M., CORREA-ARANEDA, F., BOYERO, L. (2019): Plant diversity loss affects stream ecosystem multifunctionality. In: *Ecology*, 100 (12) e02847.
- LU, J.Z., WENG, E.S., WU, X.W., WEBER, E., ZHAO, B., LI, B. (2007): Potential distribution of *Solidago canadensis* in China. In: *Acta Phytotaxonomica Sinica*, 45 670-674 p.
- MAKKONEN, M., BERG, M.P., HANDA, I.T., HÄTTENSCHWILER, S., VAN RUIJVEN, J., VAN BODEGOM, P.M., AERTS, R. (2012): Highly consistent effects of plant litter identity and functional traits on decomposition across a latitudinal gradient. In: *Ecology Letters*, 15 1033-1041. p.
- MANNING, D.W.P., ROSEMOND, A.D., GULIS, V., BENSTEAD, J.P., KOMINOSKI, J.S. (2018): Nutrients and temperature additively increase stream microbial respiration. In: *Global Change Biology*, 24 233-247. p.
- MANZONI, S., TROFYMOW, J.A., JACKSON, R.B., PORPORATO, A. (2010): Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. In: *Ecological Monographs*, 80 89-106. p.
- MAO, R., ZHANG, X., SONG, C., WANG, X., FINNEGAN, P. (2018): Plant functional group controls litter decomposition rate and its temperature sensitivity: An incubation experiment on litters from a boreal peatland in northeast China. In: *Science of the Total Environment*, 626 678-683. p.
- MARINOVIĆ, Z., TOKODI, N., BACKOVIĆ, D.D., ŠĆEKIĆ, I. KITANOVIĆ, N., SIMIĆ, S.B., ĐORĐEVIĆ, N.B., FERINCZ, Á., STASZNY, Á., DULIĆ, T., MERILUOTO, J., URBÁNYI, B., LUJIĆ, J., SVIRČEV, Z. (2021): Does the Kis-Balaton Water Protection System (KBWPS) Effectively Safeguard Lake Balaton from Toxic Cyanobacterial Blooms? In: *Microorganisms*, 29 9(5):960.
- MARKS, J.C. (2019): Revisiting the fates of dead leaves that fall into streams. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 50 547-568. p.

- MARTÍNEZ, A., LARRAÑAGA, A., PÉREZ, J., DESCALS, E., POZO, J. (2014): Temperature affects leaf litter decomposition in low-order forest streams: Field and microcosm approaches. In: *FEMS Microbiology Ecology*, 87 257-267. p.
- MARTÍNEZ, A., MONROY, S., PÉREZ, J., LARRAÑAGA, A., BASAGUREN, A., MOLINERO, J., POZO, J. (2016): In-stream litter decomposition along an altitudinal gradient: Does substrate quality matter? In: *Hydrobiologia*, 766 17-28. p.
- MARTINS, R.T., MELO, A.S., GONÇALVES, J.F., CAMPOS, C.M., HAMADA, N. (2017): Effects of climate change on leaf breakdown by microorganisms and the shredder *Phylloicus elektoros* (Trichoptera: Calamoceratidae). In: *Hydrobiologia*, 789 31-44. p.
- MAS-MARTÍ, E., MUÑOZ, I., OLIVA, F., CANHOTO, C. (2015): Effects of increased water temperature on leaf litter quality and detritivore performance: A whole-reach manipulative experiment. In: *Freshwater Biology*, 60 184-197. p.
- MASON, C.F., BRYANT, R.J. (1975): Production nutrient content and decomposition of *Phragmites communis* Trin. and *Typha angustifolia* L. In: *Journal of Ecology*, 63 71-95. p.
- MATTHEWS, E. (1997): Global litter production, pools, and turnover times: estimates from measurement data and regression models. In: *Journal of Geophysical Research*, 102 18771-18800. p.
- MCCAULEY, S.J., DAVIS, C.J., RELYEA, R.A., YUREWICZ, K.L., SKELLY, D.K., WERNER, E.E. (2008): Metacommunity patterns in larval odonates. In: *Oecologia*, 158 329-342. p.
- MCINERNEY, E., HELTON, M. (2016): The effects of soil moisture and emergent herbaceous vegetation on carbon emissions from constructed wetlands. In: *Wetlands*, 36 275-284. p.
- MCKENZIE, D.J., GEFFROY, B., FARRELL, A.P. (2021): Effects of global warming on fishes and fisheries. In: *Journal of Fish Biology*, 98 1489-1492. p.
- MCNEISH, R.E., BENBOW, M.E., MCEWAN, R.W. (2012): Riparian forest invasion by a terrestrial shrub (*Lonicera maackii*) impacts aquatic biota and organic matter processing in headwater streams. In: *Biological Invasions*, 14 1881-1893. p.
- MENÉNDEZ, M., MARTÍNEZ, M., HERNÁNDEZ, O., COMÍN F. (2001): Comparison of leaf decomposition in two Mediterranean rivers: a large eutrophic river and an oligotrophic stream (S Catalonia, NE Spain). In: *International Review of Hydrobiology*, 86 (4-5) 475-486. p.

- MENÉNDEZ, M., HERNÁNDEZ, O., COMÍN, F. (2003): Seasonal comparisons of leaf processing rates in two Mediterranean rivers with different nutrient availability. In: *Hydrobiology*, 495 159-169. p.
- MEYER, J. L., JOHNSON, C. (1983): The influence of elevated nitrate concentration on rate of leaf decomposition in a stream. In: *Freshwater Biology*, 13 177-184. p.
- MIN, S., RULÍK, M. (2020): Comparison of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) Fluxes between conventional and conserved irrigated rice paddy fields in Myanmar. In: *Sustainability*, 12 5798.
- MOKANY, A., WOOD, J.T., CUNNINGHAM, S.A. (2008): Effect of shade and shading history on species abundances and ecosystem processes in temporary ponds. In: *Freshwater Biology*, 53 1917-1928. p.
- MOLINERO, J., LARRAÑAGA, A., PÉREZ, J., MARTÍNEZ, A., POZO, J. (2016): Stream temperature in the Basque Mountains during winter: thermal regimes and sensitivity to air warming. In: *Climatic Change*, 134 593-604. p.
- MONROY, S., MIRANDA-APODACA, J., PÉREZ-LÓPEZ, U., MENA-PETITE, A., ELOSEGI, A., MUÑOZ-RUEDA, A., POZO, J. (2016): Elevated atmospheric CO<sub>2</sub> interacts with drought and competition to produce complex results in plant quality and subsequent microbial aquatic decomposition. In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73 1770-1776. p.
- MOONEY, H., LARIGAUDERIE, A., CESARIO, M., ELMQUIST, T., HOEGH-GULDBERG, O., LAVOREL, S., MACE, G.M., PALMER, M., SCHOLLES, R., YAHARA, T. (2009): Biodiversity, climate change, and ecosystem services. In: *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1 46-54. p.
- MOORE, T. R., DALVA, M. (1993): The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils. In: *Journal of Soil Science*, 44 (4) 651-664 p.
- MOORE, J.C., BERLOW, E.L., COLEMAN, D.C., DE RUITER, P.C., DONG, Q., HASTINGS, A., [...], SCOW, K.M., VANNI, M.J., WALL, D.H. (2004): Detritus, trophic dynamics and biodiversity. In: *Ecology Letters*, 7 584-600. p.
- MORAN, M.A., HODSON, R.E. (1989a): Bacterial secondary production on vascular plant detritus: relationships to detritus composition and degradation rate. In: *Applied and Environmental Microbiology*, 55 2178-2189. p.

- MORAN, M.A., HODSON, R.E. (1989b): Formation and bacterial utilization of dissolved organic carbon derived from detrital lignocellulose. In: *Limnology and Oceanography*, 34 1034-1037. p.
- MSZ 448-18: 2009 Ivóvízvizsgálat. 18. rész: Az ortofoszfát és az összes foszfor meghatározása spektrofotometriás módszerrel.
- MSZ 448-20: 1990 Ivóvízvizsgálat. A permanganátos kémiai oxigénigény meghatározása 1-3.
- MSZ EN 1484: 1998 Vízelemzés. Az összes szerves széntartalom (TOC) és az oldott szerves széntartalom (DOC) meghatározásának irányelvei.
- MSZ EN 1899-1: 2000 Vízhőminőség. A biokémiai oxigénigény meghatározása n nap után (BOI<sub>n</sub>).
- MSZ EN ISO 16634-2: 2016 Élelmiszerek. Az összes nitrogéntartalom meghatározása a Dumas-elv szerinti égetéssel és a nyersfehérje-tartalom kiszámítása. 2. rész: Gabonafélék, hüvelyesek és gabonaőrlemények (ISO 16634-2:2016).
- MSZ ISO 5813: 1993 Az oldott oxigén meghatározása vízben jodometriás módszerrel.
- NIKOLCHEVA, L.G., BÄRLOCHER, F. (2004): Taxon-specific primers reveal unexpectedly high diversity during leaf decomposition in a stream. In: *Mycological Progress*, 3 41-50. p.
- NOORI, R., DODANGEH, M., BERNDTSSON, R., HOOSHYARIPOR, F., ADAMOWSKI, J. F., JAVADI, S., BAGHVAND, A. (2018): A novel model for simulation of nitrate in aquifers. In: *Hydrology and Earth System Sciences*, preprint hess-2018-222.
- NOVÁKY, B. (2011): Az éghajlatváltozás és hatásai. Magyarország vízgazdálkodása: Helyzetkép és stratégiai feladatok. Budapest: MTA, 85-102 p.
- NYKVIST, N. (1963): Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter. In: *Studia Forestalia Suecica*, 3 1-31. p.
- PAN, M., WANG, T., HU, B.W., SHI, P.L., XU, J., ZHANG, M. (2021): Mesocosm experiments reveal global warming accelerates macrophytes litter decomposition and alters decomposition-related bacteria community structure. In: *Water*, 13 1940.
- PARMESAN, C. (2006): Ecological and evolutionary responses to recent climate change. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37 637-669. p.
- PARTON, W., SILVER, W.L., BURKE, I.C., GRASSENS, L., HARMONN, M.E., CURRIE, W.S., KING, J.Y., ADAIR, E.C., BRANDT, L.A., HART, S.C., FASTH, B. (2007): Global-

scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. In: *Science*, 315 361-364. p.

PETRAGLIA, A., CACCIATORI, C., CHELLI, S., FENU, G., CALDERISI, G., GARGANO, D., ABELI, T., ORSENIGO, S., CARBOGNANI M. (2018): Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. In: *Plant Soil*, 435 187-200. p.

PINNA, M., FONNESU, A., SANGIORGIO, F., BASSER, A. (2004): Influence of summer drought on spatial patterns of resource availability and detritus processing in Mediterranean stream sub-basins (Sardinia; Italy). In: *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. Systematische Beihefte*, 89 (5-6) 484-499. p.

PLENZLER, M.A., MICHAELS, H.J. (2015): Terrestrial habitat quality impacts macroinvertebrate diversity in temporary wetlands. In: *Wetlands*, 35 1093-1103. p.

POLIS, G.A., ANDERSON, W.B., HOLT, R.D. (1997): Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. In: *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28 289-316. p.

POMOGYI, P. (1983) A Kis-Baltoni tömegesen előforduló hínárfajok tápanyagforgalma és annak kapcsolata a vízminőségvédelemmel. Kandidátusi értékezés. Keszthely.

PONGRÁCZ, R., BARTHOLY, J., KISS, A. (2014): Estimation of future precipitation conditions for Hungary with special focus on dry periods. In: *Időjárás*, 118 305-321. p.

POZO, J., GONZÁLEZ, E., DÍEZ, J.R., ELOSEGI, A. (1997): Leaf-litter budgets in two contrasting forested streams. In: *Limnetica*, 13 77-84. p.

POZO, J., CASAS, J., MENÉNDEZ, M., MOLLÁ, S., AROSTEGUI, I., BASAGUREN, A., CASADO, C., DESCALS, E., GARCÍA-AVILÉS, J., GONZÁLEZ, J.M., LARRAÑAGA, A., LÓPEZ, E., LUSI, M., MOYA, O., PÉREZ, J., RIERA, T., ROBLAS, N., SALINAS, M.J. (2011): Leaf-litter decomposition in headwater streams: a comparison of the process among four climatic regions. In: *Journal of the North American Benthological Society*, 30 935-950. p.

PRESCOTT, C.E. (2010): Litter decomposition: What controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? In: *Biogeochemistry*, 101 133-149. p.

PRESS, M.C., POTTER, J.A., BURKE, M.J.W., CALLAGHAN, T.V. LEE, J.A. (1998): Responses of subarctic dwarf shrub heath community to simulated environmental change. In: *Journal of Ecology*, 86 315-327. p.

- PRESTON, C.M., NAULT, J.R. TROFYMOW, J.A., SMYTH, C.E. (2009): Chemical changes during 6 years of decomposition of 11 sites in some Canadian forest sites. Part 1. Elemental composition, tanins, phenolics, and proximate fractions. In: *Ecosystems*, 12 1053-1077. p.
- PYŠEK, P., PRACH, K. (1993): Plant invasions and the role of riparian habitats - a comparison of 4 species alien to Central-Europe. In: *Journal of Biogeography*, 20 413-420 p.
- QUESTED, H.M., CALLAGHAN, T.V., CORNELISSEN, J.H.C., PRESS, M.C. (2005): The impact of hemiparasitic plant litter on decomposition: direct, seasonal and litter mixing effects. In: *Journal of Ecology*, 93 87-98. p.
- RAVIKUMAR, P., MEHMOOD, M.A., SOMASHEKAR, R.K. (2013): Water quality index to determine the surface water quality of Sankey tank and Mallathahalli lake, Bangalore urban district, Karnataka, India. In: *Applied Water Science*, 3 247-261. p.
- RAYMOND, P.A., HARTMANN, J., LAUERWALD, R., SOBEK, S., MCDONALD, C., HOOVER, M., [...], MEYBECK, M., CIAIS, P., GUTH, P. (2013): Global carbon dioxide emissions from inland waters. In: *Nature*, 503 355-359. p.
- REIMAN, J.H., XU, Y.J. (2019): Diel Variability of pCO<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> Outgassing from the Lower Mississippi River: Implications for Riverine CO<sub>2</sub> Outgassing Estimation. In: *Water*, 11 (1) 43.
- RIER, S.T., TUCHMAN, N.C., WETZEL, R.G., TEERI, J.A. (2002): Elevated-CO<sub>2</sub>-induced changes in the chemistry of quaking aspen (*Populus tremuloides Michaux*) leaf litter: Subsequent mass loss and microbial response in a stream ecosystem. In: *Journal of the North American Benthological Society*, 21 16-27. p.
- RINGOLD, P.L., MAGEE, T.K., PECK, D.V. (2008): Twelve invasive plant taxa in US western riparian ecosystems. In: *Journal of the North American Benthological Society*, 27 949-966 p.
- ROBINSON, C.H. (2002): Controls on decomposition and soil nitrogen availability at high latitudes. In: *Plant and Soil*, 242 65-81. p.
- ROBINSON, C.H., WOOKEY, P.A., LEE, J.A., CALLAGHAN, T.V., PRESS, M.C. (1998): Plant community responses to simulated environmental change at a high arctic polar semi-desert. In: *Ecology*, 79 856-866. p.
- ROSEMOND, A.D., BENSTEAD, J.P., BUMPERS, P.M., GULIS, V., KOMINOSKI, J.S., MANNING, D.W., SUBERKOPP, K., WALLACE, J.B. (2015): Experimental nutrient additions accelerate terrestrial carbon loss from stream ecosystems. In: *Science*, 347 1142-1145. p.



RYBACH, L., MUFFLER, L.J.R. (1981): Geothermal Systems. New York, Brisbane, Toronto: John Wiley.

SÁBITZ, J., SZÉPSZÓ, G., ZSEBEHÁZI, G., SZABÓ, P., ILLY, T., BARTHOLY, J., PIECZKA, I., PONGRÁCZ, R. (2015a): Application of indicators based on regional climate model results. NATÉR EEA-C11-1, 11-97 p.

SÁEZ-PLAZA, P., MICHAŁOWSKI, T., NAVAS, M.J., ASUERO, A.G., WYBRANIEC, S. (2013): An Overview of the Kjeldahl Method of Nitrogen Determination. Part I. Early History, Chemistry of the Procedure, and Titrimetric Finish. In: *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 43 (4) 178-223. p.

SALINAS, N., MALHI, Y., MEIR, P., SILMAN, M., CUESTA, R.R., HUAMAN, J., SALINAS, D., HUAMAN, V., GIBAJA, A., MAMANI, M., FARFAN, F. (2011): The sensitivity of tropical leaf litter decomposition to temperature: results from a large-scale leaf translocation experiment along an elevation gradient in Peruvian forests. In: *New Phytologist*, 189 967-977. p.

SAND-JENSEN, K.A.J., PEDERSEN, N.L., SONDERGAARD, M. (2007): Bacterial metabolism in small temperate streams under contemporary and future climates. In: *Freshwater Biology*, 52 2340-2353 p.

SANGIORGIO, F., DRAGAN, S., ROSATI, I., TEODOROF, L., STARAS, M., GEORGESCU, L., BASSET, A. (2008): Decomposition of reed swamp detritus in the Danube Delta: a case study of four eutrophic systems. In: *Transitional Waters Bulletin*, 24 (4) 26-37. p.

SCHREEG, L.A., MACK, M.C., TURNER, B.L. (2013): Nutrient-specific solubility patterns of leaf litter across 41 lowland tropical woody species. In: *Ecology*, 94 94-105. p.

SCOWCROFT, P.G., TURNER, D.R., VITOUSEK, P.M. (2000): Decomposition of *Metrosideros polymorpha* leaf litter along elevational gradients in Hawaii. In: *Global Change Biology*, 6 (1) 73-85. p.

SEER, F.K., PUTZE, G., PENNING, S.C., ZIMMER, M. (2021): Drivers of litter mass loss and faunal composition of detritus patches change over time. In: *Ecology and Evolution*. 11 9642-9651. p.

SEMPLE, J.C., COOK, R.E. (2006): Flora of North America. Magnoliophyta: Asteridae, Part 7: Asteraceae, Part 2. Oxford University Press, New York and Oxford.

- SHAH, J.J.F. (2021): Individual and interacting effects of elevated CO<sub>2</sub>, warming, and hydrologic intensification on leaf litter decomposition in streams. In: Swan, C.M., Boyero, L., Canhoto, C. (eds.) *The ecology of plant litter decomposition in stream ecosystems*. Springer International Publishing, Cham, 237-271 p.
- SIGEE, D.C. (2005): *Freshwater microbiology: biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the freshwater environment*. John Wiley & Sons Ltd, The Atrium, Southern Gate, Chichester, England.
- SIMON, SZ., SIMON, B., SOÓS, G., KUCSERKA, T. ANDA, A. (2020): Some preliminary investigations of water quality parameters in a Hungarian thermal lake, Hévíz. In: *Journal of Central European Agriculture*, 21 (4) 896-904 p.
- SINSABAUGH, R.L., CARREIRO, M.M., REPERT, D.A. (2002): Allocation of extracellular enzymatic activity in relation to litter composition, N deposition, and mass loss. In: *Biogeochemistry*, 60, 1-24. p.
- SIUDA, W., CHRÓST, R.J. (2002): Decomposition and utilization of particulate organic matter by bacteria in lakes of different trophic status. *Polish Journal of Environmental Studies*, 11, 53-65. p.
- SOMLYÓDY, L., VAN STRATEN, G. (1983): Eutrophication of shallow lakes: modeling and management. The Lake Balaton case study. In Somlyódy, L. and van Straten, G. (eds.) *Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication*. 3-18 p.
- SPELLMAN, F.R. (2014): *Handbook of water and wastewater treatment plant operations*. Boca Raton, Florida, USA: Lewis Publishers – A CRC Press Company; 3rd Edition, Chapter 4.
- SPSS Statistics version 17.0 software. IBM Corp., New York, USA.
- STELZER, R.S., HEFFERNAN, J., LIKENS, G.E. (2003): The influence of dissolved nutrients and particulate organic matter quality on microbial respiration and biomass in a forest stream. In: *Freshwater Biology*, 48 1925-1937. p.
- STERNER, R.W., ELSER, J.J. (2002): *Ecological stoichiometry: The biology of elements from molecules to the biosphere*. Princeton: Princeton University Press.
- STILING, P., CORNELISSEN, T. (2007): How does elevated carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) affect plant—Herbivore interactions? A field experiment and meta-analysis of CO<sub>2</sub>-mediated changes on plant chemistry and herbivore performance. In: *Global Change Biology*, 13 1823-1842. p.

- STOLER, A.B., RELYEA, R.A. (2011): Living in the litter: the influence of tree leaf litter on wetland communities. In: *Oikos*, 120 862-872. p.
- STRICKLAND, M.S., KEISER, A.D., BRADFORD, M.A. (2015): Climate history shapes contemporary leaf litter decomposition. In: *Biogeochemistry*, 122 165-174. p.
- STRIEGL, R.G., DORNBLASER, M.M., MCDONALD, C.P., ROVER, J.R., STETS, E.G. (2012): Carbon dioxide and methane emissions from the Yukon River system. In: *Global Biogeochemical Cycles*, 26 (4) GB0E05:11.
- SUBERKROPP, K., KLUG, M.J. (1980): The maceration of deciduous leaf litter by aquatic hyphomycetes. In: *Canadian Journal of Botany*, 58 1025-1031. p.
- SUBERKROPP, K. (1991): Relationships between growth and sporulation of aquatic hyphomycetes on decomposing leaf litter. In: *Mycological Research*, 95 843-850. p.
- SUBERKROPP, K., GULIS, V., ROSEMOND, A.D., BENSTEAD, J.P. (2010): Ecosystem and physiological scales of microbial responses to nutrients in a detritus-based stream: Results of a 5-year continuous enrichment. In: *Limnology and Oceanography*, 55 149-160. p.
- SUNGSITTHISAWAD, W., PITAKSANURA, S. (2013): Groundwater quality index for water supply production. In: *Environment Asia*, 6 (2) 18-23. p.
- TANK, J., ROSI-MARSHALL, E., GRIFFITHS, N., ENTREKIN, S., STEPHEN, M. (2010): A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. In: *Journal of the North American Benthological Society*, 29 118-146. p.
- TANT, C.J., ROSEMOND, A.D., MEHRING, A.S., KUEHN, K.A., DAVIS, J.M. (2015): The role of aquatic fungi in transformations of organic matter mediated by nutrients. In: *Freshwater Biology*, 60 1354-1363. p.
- TAYLOR, B.R., BÄRLOCHER, F. (1996): Variable effects of air-drying on leaching losses from tree leaf litter. In: *Hydrobiologia*, 325 173-182. p.
- TAYLOR, J., MIDDLETON, B.A. (2004): Comparison of litter decomposition in a natural versus coal-slurry pond reclaimed as a wetland. In: *Land Degradation & Development*, 15 439-446. p.
- TAYLOR, B.R., CHAUVET, E.E. (2014): Relative influence of shredders and fungi on leaf litter decomposition along a river altitudinal gradient. In: *Hydrobiologia*, 721 239-250. p.

- TEODORU, C.R., DEL GIORGIO, P.A., PRAIRIE, Y.T., CAMIRE, M. (2009): Patterns in pCO<sub>2</sub> in boreal streams and rivers of northern Quebec, Canada. In: *Global Biogeochemical Cycles*, 23 GB2012.
- THAKUR, M.P., KÜNNE, T., GRIFFIN, J.N., EISENHAUER, N. (2017): Warming magnifies predation and reduces prey coexistence in a model litter arthropod system. In: *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284 20162570.
- TICKNER, D.P., ANGOLD, P.G., GURNELL, A.M., MOUNTFORD, J.O. (2001): Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. In: *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 25 22-52 p.
- TIEGS, S.D., COSTELLO, D.M., ISKEN, M.W., WOODWARD, G., MCINTYRE, P.B., GESSNER, M.O., CHAUVET, E., GRIFFITHS, N.A., FLECKER, A.S., [...], ZWART, J.A. (2019): Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. In: *Science Advances*, 5:eaav0486.
- TILMAN, D., ISBELL, F., COWLES, J. M. (2014): Biodiversity and ecosystem functioning. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45 471-493. p.
- TONIN, A.M., BOYERO, L., MONROY, S., BASAGUREN, A., PÉREZ, J., PEARSON, R.G., CARDINALE, B.J., GONÇALVES, J.F.J., POZO, J. (2017) Stream nitrogen concentration, but not plant N-fixing capacity, modulates litter diversity effects on decomposition. In: *Functional Ecology*, 31 1471-1481. p.
- TRANVIK, L.J., DOWNING, J.A., COTNER, J.B., LOISELLE, S.A., STRIEGL, R.G., BALLATORE, T.J., [...], VERSCHOOR, A.M., VON WACHENFELDT, E. WEYHENMEYER, G.A. (2009): Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. In: *Limnology and Oceanography*, 54 2298-2314. p.
- TUCHMAN, N.C., WAHTERA, K.A., WETZEL, R.G., TEERI, J.A. (2003): Elevated atmospheric CO<sub>2</sub> alters leaf litter quality for stream ecosystems: An *in situ* leaf decomposition study. In: *Hydrobiologia*, 495 203-211. p.
- TUOMI, M., THUM, T., JÄRVINEN, H., FRONZEK, S., BERG, B., HARMON, M., TROFYMOW, J.A., SEVANTO, S., LISKI, J. (2009): Leaf litter decomposition – estimates of global variability based on Yasso07 model. In: *Ecological Modelling*, 220 (23) 3362-3371. p.

- VAN DOKKUM, H.P., SLIJKERMAN, D.M.E., ROSSI, L., CONSTANTINI, M.L. (2002): Variation in the decomposition of *Phragmites australis* in a monomictic lake: the role of grammarids. In: *Hydrobiology*, 482 69-77. p.
- VIRÁG, Á. (1998): A Balaton Múltja és Jelene, 1st ed.; Egri nyomda: Eger, Hungary, p. 904.
- VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J., MELILLO, J.M. (1997): Human Domination of Earth's Ecosystems. In: *Science*, 277 494-499. p.
- VON SCHILLER, D., DATRY, T., CORTI, R., FOULQUIER, A., TOCKNER, K., MARCÉ, R., [...], ZAK, D., ZARFL, C., ZOPPINI, A. (2019): Sediment respiration pulses in intermittent rivers and ephemeral streams. In: *Global Biogeochemical Cycles*, 33 (10) 1251-1263. p.
- VOS, V.C.A., VAN RUIJVEN, J., BERG, M.P., PEETERS, E.T.H.M., BERENDSE, F. (2013): Leaf litter quality drives litter mixing effects through complementary resource use among detritivores. In: *Oecologia*, 173 269-280. p.
- VOZILA, A.B., GÜTTLER, I., AHRENS, B., OBERMANN-HELLHUND, A., PRTENJAK, M.T. (2019): Wind over the Adriatic Region in CORDEX Climate Change Scenarios. In: *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 124 (1) 110-130. p.
- WALL, H., BRADFORD, M.A., ST JOHN, M.G., TROFYMOW, J.A., BEHAN-PELLETIER, V., BIGNELL, D.E., [...], VASCONCELOS, H.L., WHITE, D., ZOU, X. (2008): Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent. In: *Global Change Biology*, 14 2661–2677. p.
- WALLACE, J.B., WEBSTER, J.R. (1996): The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. In: *Annual Review of Entomology*, 41 115-139. p.
- WALLACE, J.B., EGGERT, S.L., MEYER, J.L., WEBSTER, J.R. (1997): Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. In: *Science*, 277 102-104. p.
- WALLIN, M.B., GRABS, T., BUFFAM, I., LAUDON, H., ÅGREN, A., ÖQUIST, M.G., BISHOP, K. (2013): Evasion of CO<sub>2</sub> from streams—The dominant component of the carbon export through the aquatic conduit in a boreal landscape. In: *Global Change Biology*, 19 785-797. p.
- WALTHER, G.-R. (2010): Community and ecosystem responses to recent climate change. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365 2019-2024. p.

- WANTZEN, K.M., YULE, C.M., MATHOOKO, J.M., PRINGLE, C.M. (2008): Organic matter processing in tropical streams. In: *Tropical Stream Ecology* (ed D. Dudgeon), Elsevier Inc., USA. 44–60 p.
- WARDLE, D.A., BARDGETT, R.D., KLIRONOMOS, J.N., SETÄLÄ, H., VAN DER PUTTEN, W.H., WALL, D.H. (2004): Ecological linkage between aboveground and belowground biota. In: *Science*, 304 1629-1633. p.
- WARREN, P.H., SPENCER, M. (1996) Community and food-web responses to the manipulation of energy input and disturbance in small ponds. In: *Oikos*, 407-418. p.
- WEBSTER, J.R., BENFIELD, E.F. (1986): Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. In: *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17 567-594. p.
- WEBSTER, J.R., MEYER, J.L. (1997): Stream organic matter budgets-introduction. In: *Journal of the North American Benthological Society*, 16 5-13. p.
- WELLBORN, G.A., SKELLY, D.K., WERNER, E.E. (1996): Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. In: *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23 337-363. p.
- WETTERSTEDT, J.A.M., PERSSON, T., ÅGREN, G.I. (2010): Temperature sensitivity and substrate quality in soil organic matter decomposition: results of an incubation study with three substrates. In: *Global Change Biology*, 16 1806-1819.
- WHAREN, C.-H., WALKER, M.D., BRET-HARTE, M.S. (2005): Vegetation responses in Alaskan arctic tundra after 8 years of a summer warming and winter snow manipulation experiment. In: *Global Change Biology*, 11 537-552. p.
- WILD, R., GÜCKER, B., BRAUNS, M. (2019): Agricultural land use alters temporal dynamics and the composition of organic matter in temperate headwater streams. In: *Freshwater Biology*, 38 566-581. p.
- WILLIAMS, B.K., RITTENHOUSE, T.A.G., SEMLITSCH, R.D. (2008): Leaf litter input mediates tadpole performance across forest canopy treatments. In: *Oecologia*, 155 377-384. p.
- WILLIAMSON, T.J., CROSS, W.F., BENSTEAD, J.P., GÍSLASON, G.M., HOOD, J.M., HURYN, A.D., JOHNSON, P.W., WELTER, J.R. (2016): Warming alters coupled carbon and nutrient cycles in experimental streams. In: *Global Change Biology*, 22 2152-2164. p.

- WILMOT, O.J., HOOD, J.M., HURYN, A.D., BENSTEAD, J.P. (2021): Decomposing decomposition: Isolating direct effects of temperature from other drivers of detrital processing. In: *Ecology*, 102 e03467.
- WOLANSKI, E., ELLIOTT, M. (2015): *Estuarine Ecohydrology* (2nd ed.). Amsterdam: Elsevier. 322 p.
- WOODWARD, G., PERKINS, D.M., BROWN, L.E. (2010): Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365 2093–2106. p.
- WOODWARD, G., GESSNER, M.O., GILLER, P.S., GULLIS, V., HLADYZ, H., LECERF, A., [...], VADINEANU, A., VOUGHT, L.M., CHAUVET, E. (2012): Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. In: *Science*, 336 1438-1440.
- WU, F., PENG, C., ZHU, J., JIAN, Z., TAN, B., WANQIN, Y. (2014): Impact of changes in freezing and thawing on foliar litter carbon release in alpine/subalpine forests along an altitudinal gradient in the eastern Tibetan Plateau. In: *Biogeosciences*, 11 9539-9564. p.
- WU, J., XUE, C., TIAN, R., WANG, S. (2017a): Lake water quality assessment: a case study of Shahu Lake in the semiarid loess area of northwest China. In: *Environmental Earth Sciences*, 76 (5) 232.
- WU, S., HE, S., HUANG, J., GU, J., ZHOU, W., GAO, L. (2017b): Decomposition of emergent aquatic plant (Cattail) litter under different conditions and the influence on water quality. In: *Water, Air, & Soil Pollution*, 228 70.
- YE, X.Q., YAN, Y.N., WU, M., YU, F.H. (2019): High capacity of nutrient accumulation by invasive *Solidago canadensis* in a coastal grassland. In: *Frontiers in Plant Science*, 10 575.
- YVON-DUROCHER, G., CAFFREY, J.M., CESCATTI, A., DOSSENA, M., DEL GIORGIO, P., GASOL, J.P., [...], TRIMMEL, M., WOODWARD, G., ALLEN, A.P. (2012): Reconciling the temperature dependence of respiration across timescales and ecosystem types. In: *Nature*, 487 472-476. p.
- ZHAI, J., CONG, L., YAN, G., WU, Y., LIU, J., WANG, Y., ZHANG, Z., ZHANG, M. (2019): Influence of fungi and bag mesh size on litter decomposition and water quality. In: *Environmental Science and Pollution Research*, 26 18304-18315. p.
- ZHANG, D., HUI, D., LUO, Y., ZHOU, G. (2008): Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: Global patterns and controlling factors. In: *Journal of Plant Ecology*, 1 85-93. p.

- ZHANG, L., ZHANG, Y., ZOU, J., SIEMANN, E. (2014): Decomposition of *Phragmites australis* litter retarded by invasive *Solidago canadensis* in mixtures: an antagonistic non-additive effect. In: *Scientific Reports*, 4 5488.
- ZHANG, L., MA, X.C., WANG, H., LIU, S.W., SIEMANN, E., ZOU, J.W. (2016): Soil respiration and litter decomposition increased following perennial forb invasion into an annual grassland. *Pedosphere*, 26 567-576. p.
- ZHANG, Y., JEPPESEN, E., LIU, X., QIN, B., SHI, K., ZHOU, Y., THOMAZ, S.M., DENG, J. (2017): Global loss of aquatic vegetation in lakes. In: *Earth-Science Reviews*, 173 259-265. p.
- ZHANG, M., CHENG, X., GENG, Q., SHI, Z., LUO, Y., XU, X. (2019): Leaf litter traits predominantly control litter decomposition in streams worldwide. In: *Global Ecology and Biogeography*, 28 (10) 1469-1486. p.
- ZHAO, B., XING, P., WU, Q.L. (2017): Microbes participated in macrophyte leaf litters decomposition in freshwater habitat. In: *FEMS Microbiology Ecology*, 93 10 108.
- ZHAO, Q., ZOU, C.H., WANG, K.C., GAO, Q., YAO, T. (2019): Spatial and temporal distribution characteristics of drought and its influencing factors in Heilongjiang Province, China from 1956 to 2015. In: *Applied Ecology and Environmental Research*, 17 (2) 2631-2650. p.
- ZHOU, W., GANG, C.C., LI, J.L., ZHANG, C.B., MU, S.J., SUN, Z.G. (2014): Spatial-temporal dynamics of grassland coverage and its response to climate change in China during 1982–2010. In: *Acta Geographica Sinica*, 69 15-30. p.
- ZHU, J., HE, X., WU, F., YANG, W., TAN, B. (2012): Decomposition of *Abies faxoniana* litter varies with freeze–thaw stages and altitudes in subalpine/alpine forests of southwest China. In: *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27 586-596. p.
- ZLINSZKY, A., MÜCKE, W., LEHNER, H., BRIESE, C., PFEIFER, N. (2012): Categorizing Wetland Vegetation by Airborne Laser Scanning on Lake Balaton and Kis-Balaton, Hungary. In: *Remote Sensing*, 4 (6) 1617-1650 p.



## 11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném köszönetemet kifejezni Dr. Anda Angélának, akinek támogatása nélkülözhetetlen volt a dolgozat elkészítéséhez, doktoranduszi tevékenységemet elejétől a végéig gondos odafigyeléssel egyengette, tanácsaival irányt mutatott.

Köszönettel tartozom kollégáimnak, Dr. Simon-Gáspár Brigittának és Soós Gábornak, akik a mindennapokban szerzett tapasztalataikat készségesen osztották meg velem, valamint, hogy mellettem álltak, s biztattak munkám során.

Köszönöm a Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság, Kis-Balaton Üzemmnökségén dolgozóknak, Szabóné Ambrus Ildikónak és Szalai Szabolcsnak a vízminták elemzésében való készséges segítségüket. Szeretném továbbá megköszönni Tuboly Klaudiának, hogy Hévízen figyelemmel tartotta a kísérletemet, illetve mindig készségesen segített.

Végezetül hálával tartozom Dr. Tóth Zoltánnak, Dr. Dunai Attilának, Liska Dávidnak és Kozma-Bognár Kristófnak.