



**Pannon Egyetem
Intézményi Tudományos Diákköri
Konferencia
2011**



**Avarlebontó képesség
meghatározására irányuló vizsgálati módszerek
összehasonlítása egy hazai kisvízfolyás esetén**

Készítette: Kacsala István

Témavezető: Kovács Kata

Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék

1 TARTALOMJEGYZÉK

1	Tartalomjegyzék	1
2	Bevezetés	2
2.1	Kisvízfolyások energiaháztartása és a téma jelentősége.....	2
2.2	Aprító szervezetek tevékenysége	5
2.3	Mikroszkopikus gombák tevékenysége	6
3	Célkitűzés	8
4	Mintavételi helyszín.....	8
5	Anyag és módszer.....	9
5.1	Kísérleti módszerek.....	9
5.2	Minták feldolgozása	11
5.3	Adatok feldolgozása.....	12
5.4	Vízkémiai minták feldolgozása.....	12
6	Eredmények	13
6.1	Avarbomlás üteme a különböző eszközökben	13
6.2	Aprító szervezetek a különböző eszközökben	16
6.3	Ergoszterol mennyisége a különböző eszközökben	18
6.4	Vízkémia	19
7	Értékelés	21
8	Összefoglalás	24
9	Köszönetnyilvánítás.....	25
10	Irodalomjegyzék	26
11	Függelék	31

2 BEVEZETÉS

2.1 Kisvízfolyások energiaháztartása és a téma jelentősége

Tavak és patakok esetén az allochton eredetű avar igen fontos energiaforrás. Az ilyen típusú allochton szerves terhelésnek a vízfolyások mentén a hegyek sűrű erdei, az árnyas ligeterdők és a partvonalon a közvetlen makrofita növényzet a legfontosabb forrásai. E szempontból különös jelentőséggel bír a hegyi, alacsonyabb rendű patakok esetében az erdei vegetáció (Fisher & Likens, 1973; Vannote et al., 1980; Wallace et al., 1997). A vízfolyásokban az avarterhelés feldolgozása négy szakaszból áll: (1) kioldódás, (2) mikrobiális kolonizáció, a (3) gerinctelen szervezetek aprítása és a (4) fizikai aprózódás (Abelho, 2001; Gessner et al., 2003). Az egy élőhelyen található vízi makrogerinctelen szervezeteket korábban nagyobb taxonómiai csoportokba sorolva publikálták, amit felváltott az ún. táplálkozási csoportokba (pl. aprító-, aktív és passzív szűrő-, törmelékevő-, ragadozó-, gyűjtögető-, élősködő-, legelő szervezetek) sorolás. A makrogerinctelen funkcionális csoportok olyan mutatók, melynek vizsgálata - a hagyományos biomonitoring mellett - egyre inkább elfogadott (Bunn, 1995) az ökológiai állapot értékelése esetében. A funkcionális mutatók használata fontos előrelépés, hiszen közvetlenül mérhető elemeinek arányából az ökoszisztémák működésére, és annak sérülékenységre is lehet következtetni (Gessner & Chauvet 2002; Brooks et al., 2002).

Nagyon fontos az ökoszisztémák működése szempontjából az élőhely heterogenitása, mivel ez befolyásolja az ökológiai folyamatokat valamennyi szerveződési szinten, beleértve a viselkedést, populációdinamikát, a fajok közötti interakciót és a közösség szerkezetét (Free, 2009; Gascon et al., 2008; Brown, 2007). Az Európai Unió Víz Keretirányelve (WFD; EC Parliament and Council, 2000) is hangsúlyozza, hogy a patakmedrek módosításának egyik következménye a degradálódó, elszegényedő növény- és állatvilág, ami egyszerűsíti az anyag- és energia-áramlási hálót, így a folyamatok sérülékenyebbé válhatnak, ami által gyenge ökológiai állapotúvá vagy potenciálúvá válhat az adott víztest. Az utóbbi években fontossá vált a medermódosítások ökológiai hatásainak vizsgálata, pl. a természetes vízjárás helyreállítása is sokat segíthet az ideális, eredeti, természetes állapotú ökoszisztéma rekonstrukciójában (Muehlbauer et al., 2009) Kovács et al., 2011), de a helyreállítás fontos eleme lehet a partmenti vegetáció újbóli létrehozása is (Harding et al., 2006).

A nagyjából érintetlen parti régióval rendelkező természetes jellegű vízfolyásokba szignifikánsan magasabb avarmennység (avar input) jut, továbbá az avarbontási képességük az akkumulációs zónában akár kétszer annyi lehet, mint módosított patakokéi (Watson, 2010). Mivel a vízi aprító makrogerinctelen szervezeteknek kulcsszerepük van az avarbomlás folyamatában (Bärlocher, 1985), a módosított avar input és annak megtartása (tovasodródás) is befolyásolja a táplálékbőséget, tehát az aprító tevékenység aktivitását.

Moulton és munkatársainak (2010) tanulmánya szerint az avar bomlását a városi (tehát módosított) patakokban más fogyasztók, halak és ebihalak végzik, nem pedig az aprító makrogerinctelenek. Lorenz és munkatársai (2009) a módosított víztesteket vizsgálták helyreállítás után a makrozoobentosz tekintetében, és felhívták a figyelmet arra, hogy a meder rehabilitációs intézkedéseket körültekintően kell megtervezni és kivitelezni, hogy azok valóban elősegítsék a diverz makrogerinctelen fauna kifejlődését. Friberg és munkatársai (2009) megállapították, hogy viszonylag gyengék a megfogható összefüggések a jelenleg használt medermorfológiai intézkedések és makrogerinctelen fauna értékelési szempontjai között, és sürgetik a szisztematikus, megalapozott biológiai értékelés szempontjainak kidolgozását a mederágyi változtatások hatásának felmérésére.

A múlt században az erdős területek jelentősen megcsappantak Európa számos részén, elsősorban a síkvidéki területeken, továbbá a folyómedreket erősen szabályozták az árvízvédelem miatt. Ezek a műveletek jelentős változásokat eredményeztek a folyók medermorfológiájában, következményük pedig a csökkent avar input, a talajerózió, a partmenti mikroklimában, fényviszonyokban és a kémiai paraméterekben történő változások.

A hegyi patakokban az avarbontás a nemzetközi irodalomban jól kutatott területnek számít (Hawkins et al., 1982; Golladay et al., 1989; Stout et al., 1993; Stone & Wallace, 1998), de az alacsonyabb területeken folyó síkvidéki patakok kevésbé kutatottak (Benke et al., 1984; Kedzierski & Smock, 2001). Az avarbontást jelentősen befolyásolja a patakot övező területek hasznosítási formája is (Mulholland & Lenat, 1992), mely hatással van a patakok makrogerinctelen élőhelyeinek milyenségére és a szerves anyag feldolgozásra (Hax & Golladay, 1998; Kedzierski & Smock., 2001). Mindkettőt jelentősen módosíthatja a patakok medermorfológiája. Az allochton durva szemcsés szerves anyagok (CPOM) primer energiaforrást képeznek erdős területen futó patakokban (Webster & Benfield, 1986; Minshall, 1996; Giller, 1998), ezért az aprítók elsődleges kapcsolataktók a patak tápanyag ellátottsága és a környező táj között. Az

aprítók alakítják át CPOM-ot finom szemcséjű szerves anyaggá (FPOM), amely aztán a táplálékhálózat többi tagjának biztosít táplálékot (pl. a gyűjtögetőknek és a szűrögetőknek; Cummins et al., 1989; Cuffney et al., 1990). Ennek eredményeként a patak vízgyűjtő területén lévő növényzet változása módosítja a minőségi és mennyiségi allochton CPOM bemenetek ütemét, ami erőteljes hatással lehet a közösség szerkezetére és ökológiai funkciójára (Golladay et al., 1987; Smock et al., 1989; Bilby & Ward, 1991). Figyelembe véve a patakok és az őket környező szárazföldi táj közötti szoros kapcsolatot, arra következtethetünk, hogy ezek a hatások befolyásolhatják a víz minőségét még a nagyobb patakok és folyók esetében is, mivel a kisvízfolyások erősen befolyásolják, hogy a magasabb rendű folyókban mennyi táplálék áll rendelkezésre a különböző táplálkozású makrogerinctelenek számára (Meyer & Wallace, 2001).

Az erdészeti munkálatok jellemzően a partmenti és vízgyűjtőn elterülő erdőket érintik, de jelentős lehet az útépítés és a mezőgazdasági termelés hatása is. Ezek a tevékenységek egyaránt érintik az abiotikus és a biotikus folyamatokat is a patakokban. Például parti növényzet híján nő a víz átlagos hőmérséklete (Brown & Krygier, 1970; Webster & Waide, 1982), csökken a szerves anyagok beáramlása és a szerves anyag visszatartás (Newbold et al., 1980; Golladay et al., 1989; Smock et al., 1989), valamint nő a patak szervesanyag koncentrációja (McClurkin et al., 1985; Swank et al., 1988).

Utak és patak kereszteződésénél az üledék mennyisége növekedhet, ami szintén nem természetes terhelési forrás (McClurkin et al., 1985; Swank et al., 1988). A fokozott fény és hőmérsékleti viszonyok, valamint a többlet tápanyag-koncentráció növelheti az alga biomasszát, ami megváltoztatja az őshonos makrogerinctelen és faj együttesek összetételét (Likens et al., 1970; Wallace & Gurtz, 1986; Bilby & Bisson, 1992). Mindezen folyamatok következményeképp csökken az élőhelyek diverzitása és a makrogerinctelenek sokszínűsége (Hynes, 1975; Richardson, 1985). Pusztán a partmenti sávok megfelelő gondozásával nemcsak ezeket a problémákat lehet kiküszöbölni, hanem csökken az erózió és a tápanyag-lefolyás is (Newbold et al., 1980; Gowns & Davis, 1991; Ormerod et al., 1993).

A patak szerkezetét és energia dinamikáját érő módosulások miatt változások következhetnek be a makrogerinctelen közösség szerkezetében és funkcióiban (Golladay et al., 1987; Smock et al., 1989; Bilby & Ward, 1991). A fő allochthon energiaforrást biztosító fák hiánya miatt kisebb lesz a szerves táplálékforrás (Webster & Benfield, 1986; Maloney & Lamberti, 1995; Giller, 1998; Goodman et al., 2006).

2.2 Aprító szervezetek tevékenysége

Az, hogy egy fajt mely funkcionális táplálkozásba soroljuk (aprító-, aktív és passzív szűrő, törmelékevő-, ragadozó-, gyűjtögető-, élősködő-, legelő szervezetek), attól függ, hogy mely táplálkozási formát részesíti előnyben. Így, ha valamely fajt pl. aprítónak tekintünk, az még nem jelenti azt, hogy más módon nem tud táplálkozni, csak az egyéb táplálkozási módok jóval kevésbé hatékonyak számára. Ez az ökoszisztéma „egészségének” megítélése szempontjából lényeges. Tehát az aprítók elsősorban aprítanak. A felhalmozódott CPOM kupacokban védett élőhelyre és bőséges táplálékra találhatnak. Ahhoz, hogy a CPOM néhol felhalmozódjon, szükséges hogy a víztér változatos legyen, hogy az eltérő áramlási viszonyokkal rendelkező kisebb-nagyobb kanyarokban, kövek mögött az áramlás lerakhassa a leveleket. Az ilyen helyekre az aprítók után betelepülnek a ragadozók is a könnyebb préda reményében.

Az aprítók a gombák tevékenységével párhuzamosan, vagy valamelyest később apró darabokra szaggatják elsősorban a levéllemezek érhálózata közötti részeket. Mivel a fák leveleinek kémiai összetétele más és más, ezért némelyik avarfajta könnyebben aprítható és emészthető, mint mások. A kémiai összetétel meghatározza a fizikai aprózódásnak való ellenálló képességet is, mely hatást igen nehéz természetes körülmények között az aprító szervezetek tevékenységétől különválasztani.

Ahol a legfőbb energiaforrás az avar, ott elsősorban az aprító szervezeteknek kell dominálnia a vízi makrogerinctelen faunában. Tehát mennyiségük jelentős, hiszen éppen az avarbehullást eredményező partmenti vegetáció miatt a víztér árnyékolt, a dús diatóma vegetáció kialakulása fénylimitált, tehát a legelő szervezetek nem válhatnak dominánssá a faunában. Mivel a hegyvidéki patakok általában ultra-oligotrófok, így a jelentősebb vegetáció kialakulását a tápanyaglimitáció is gátolja. Így az aprítóknak csak a külső avar szolgál táplálékként. Mivel ezen a szakaszon aprítódik fel a sok szerves anyag, amelyek apró darabkák formájában sodródnak tova, ezen a szakaszon még sem az aktív, sem a passzív szűrőgető szervezetek mennyisége nem lehet jelentős. A ragadozó fajok éppen ezért elsősorban az aprító fajokat fogyasztják.

Magyarországon a kisvízfolyásokon végzett avarzsákos kísérletek terepi nehézségei arra készítették minket, hogy egy új módszert találjunk ki. Elsősorban olyankor ütköztünk nehézségbe mikor a makrogerinctelenek aprító tevékenységét akartuk felmérni az avarzsákokban, hiszen ebben az esetben a zsákoknak érintkezniük kellett az aljzattal, így jobban betemette a zsákokat a finomabb szemcsés üledék.

Magyarországon nincsenek magas hegységek, a hegyvidéknek a 350m-1000m tengerszint feletti magasságúak, míg a dombvidék 200-350 m tengerszint feletti magasságon van (eszerint lettek megállapítva a Water Framework Directive szerint is a vízfolyástípusok, WFD, 2000). Tehát már a hegyvidéki patakszakaszon is a jelentős áramlás mellett sok az apróbb szemcséjű hordalék. Így a mederbe helyezett avarzsákokat sokszor betemette a hordalék a hosszabb időtartamú kísérletekben, így a bontási folyamatok lelassultak és a makrogerinctelen szervezetek elhagyták a zsákokat vagy elpusztultak.

2.3 Mikroszkopikus gombák tevékenysége

Mivel a lombhullató erdők avarja a táplálékhálózatok jelentős energiaforrása (Fisher et al., 1973), foglalkozni kell az elsődleges lebontó szervezetekkel, a mikrobiális gombákkal is. A gombákat, különösen a vízi Hyphomycetes fajokat tekintik elsődleges lebontóknak a patakokban (Bärlocher, 1992; Suberkropp, 1992). A mikrobiális bomlás mértékét a patakokban az abiotikus tényezők, mint a hőmérséklet, az áramlás, a fizikai aprózódás (Petersen & Cummins, 1974), a pH (Chamier, 1987), a nitrát és foszfát koncentrációk (Pozo, 1993), valamint a biotikus tényezők, mint az avar minősége (Melillo et al., 1984) határozzák meg. A mikrobiális bomlás után vagy azzal egyidőben megindul a makrogerinctelenek kolonizációja is (Anderson és Sedell, 1979). Az avar bomlása, az egymást követő funkcionális csoportok kolonizációja tükrözi a biológiai közösségek és a közvetlen környezet kölcsönhatását (Frankland, 1998). A mikroorganizmusok megtelepedése a leveleken (Graça, 1993; 2001) felgyorsítja az avar mineralizációját, javítja a táplálék-minőségét és feldolgozhatóságát az aprítók számára (Gessner et al., 1999). Az aprító szervezetek az avart kisebb részekre darabolják, ami hat a gombák fogyasztására, és kompetíciót is eredményez, hiszen nem mindegy, hogy először a gombák vagy a makrogerinctelenek kolonizálnak. A korai gombakolonizáció értékes energiatartalmat von ki a levelekből az aprító makrogerinctelen szervezetek elől. (Bärlocher, 1992; Suberkropp, 1998).

A bomlási folyamat hatással lehet a biodiverzitás változására a különböző szinteken: a fajok gazdagságára a mikrobiális közösségekben (Duarte et al., 2006), a detritóra gerinctelenek összetételére (Schälder & Brandl, 2005)) a növényi maradványok bomlási dinamikájának oxigén fogyasztási viszonyaitól függően (Kominoski et al., 2007). A fonalas gombák egyik fő alkotója az ergosterol, ami az elsődleges szterol a sejtmembránban (Axelsson et al., 1995). Nem található meg az

edényes növényekben és az állatokban (Newell, 1992). A gombákban található ergosterol mennyisége alkalmas a gombák biomasszájának becslésére, mivel közöttük szoros korreláció áll fenn (Gessner és Chauvet, 1997). Az ergosterol viszonylagos kémiai instabilitása miatt gyorsan lebomlik a sejt halála után, így alkalmas az élő sejtek mennyiségi meghatározására (Weete et al., 1980).

Az édesvízi gombák előfordulnak álló és folyó vizekben egyaránt. Az áramló vizekben élő gombák ostorral rendelkező szaprotróf fajok. Az oxigénben gazdag vizeket kedvelik, ahol szerves hulladékot esznek, vagy parazitaként viselkednek. Ezen kívül a vízi mikro és makrofauna számára teszik elérhetővé a tápanyagokat, miközben maguk is betölthetik a táplálékállat szerepét. Állóvízi társaik halakon és rovarlárvákon élőködnek (halpenész). Spóráik csavarosak, melyek belsejében levegő van. Sötét színűek, mert oxigénért a víz tetejére jönnek, ahol ekkor erős napsugárzás éri őket (Jakucs, 2009).

A vízi Hyphomycetes fajok kulcsszerepet töltenek be a vízben zajló lebontási folyamatokban (Barlocher & Kendrick, 1974; Suberkropp & Klug, 1976; Gessner & Chauvet, 1994; Hieber & Gessner, 2002; Pascoal & Cássio, 2004). A vízi Hyphomycetes fajok két nagy csoportja ismert vízi habitatoknál: az Ingold-féle gombák és az aero-aquatic gombák.

Az Ingold-féle gombák Cecil Terence Ingold-ról kapták nevüket, aki 1942-ben fedezte fel őket. A két csoport biológiailag jelentősen különbözik egymástól. Az Ingold-féle gombák gyors vízfolyású, jól levegőztetett patakokban, esetleg tavakban fordulnak elő (Webster & Descals, 1981, Vass, 2010).

Az avar bontását, már a fán elkezdik a különböző gombafajok. A lehullott levelekből a folyóba érkezéskor, megkezdődik az oldható komponensek kimosódása, amelyek oldott szerves anyaggá alakulnak. Ekkor akár az avar 25%-a is lebomolhat.. Ezt követően a mikroszkopikus gombák kolonizációja történik meg, amelyet a mechanikai aprózódás és puhítás erősít. Így a 10. napra körülbelül 5%-kal nő a bomlás mértéke. A folyamat közben szén-dioxid keletkezik a mikrobiális légzés és a szerves szén átalakulása révén. Ezen folyamatok és az idő előrehaladta mind hozzájárulnak a makrogerinctelenek megtelepedéséhez és a további mikrobiális bontáshoz, melynek eredményeként növekedni fog a fehérje-szint. Így a 100. napra a patakba hullott avarnak több mint a fele elbomlik. A végső fázisban a levél átalakul finomszemcsés szerves anyaggá, ami többek között az állatok által elfogyasztott levél révén keletkezett

ürülékből jön létre, ezen kívül tartalmaz még elhalt állati testrészeket is, ezáltal újabb 5-25%-os amortizáció éri a levelet (D. C. Sigee, 2005).

3 CÉLKITŰZÉS

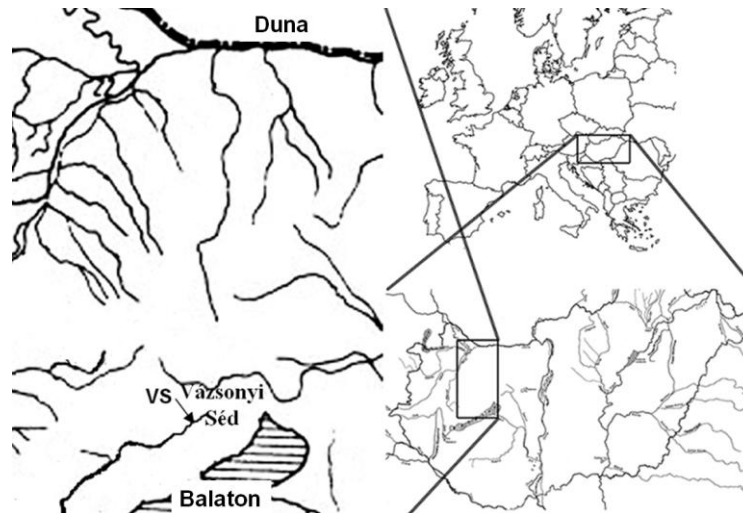
Magyarország dombvidéki patakjainak apró szemcseméretű hordalékviszonyai miatt a Pannon Egyetem Limnológia Intézeti Tanszékének makrogerinctelenekkel foglalkozó munkacsoportja a munkatapasztalatai alapján kifejlesztette az avarhengert. A munkacsoportnak ezzel az volt a célja, hogy kiküszöbölje a terepi avarlebontási kísérleteiben a - sok esetben – a kísérleti folyamatot gátló üledék lerakódását az avarzsákokban.

Az önálló feladatom az volt, hogy az újonnan kifejlesztett avarhengerben történő avarbontást vizsgáljam és összehasonlítsam más terepei eszközökben történő avarlebontási folyamatokkal, azonos körülmények között. A munkacsoport célja az avarhenger kitalálásával az volt, hogy egy olyan eszközt hozzunk létre, amivel elsősorban a makrogerinctelenek aprító tevékenységét tudjuk felmérni, a Magyarországra jellemző finomabb szemcséjű patakszakaszokon, ahol a sodrás még nagy. Az eszköznek meg kellett felelnie a következő kritériumoknak: (1) tartósan lehessen rögzíteni a mederaljzaton, (2) mederággal kapcsolatban kell lennie, hogy bejuthassanak a bentikus makrogerinctelenek, (3) az áramlás által szállított hordalékot a víz ne rakja le az eszközben található avarra, (4) lehetőleg az eszközben található felaprított avarnak a kisodródása minél kisebb legyen.

A dolgozatom célja az, hogy a különböző eszközökre kapott eredményeket összevegyem, elsősorban az avarlebontási ráta tekintetében, valamint felmérjem az aprító makrogerinctelen szervezetek és a lebontó mikrogombák eszközpreferenciáját.

4 MINTAVÉTELI HELYSZÍN

A terepi eszközök összehasonlításának helyszíne a Vázsonyi-Séd volt (1. ábra). A kísérleti terület Pula falu közelében volt (N 46°59' 6,96"; E 17°39' 1,87", Tfm: 214 m) (Függelék: 1. ábra; 1. kép.), egy olyan szakaszon, ahol a bal parton szántó terült el. Azonban ez nem érintkezett közvetlenül a patakka, mivel attól egy vékony eródsáv (nagyjából 3-5 méter) választja el. A patak jobb oldala ezzel szemben egy nagyjából 250 méter széles erdős vegetáció. A két part vegetációja a patakot nagyjából 85 százalékban árnyékolja. A patak enyhén kanyargós.



1. ábra: A vizsgálat helyszíne: Közép-Európában, Magyarország középső részének dombvidéke

A partvonal meredeksége nem nagy, a vízfelszín és a partszakasz között megközelítően 0,5-1 m szintkülönbség van. A partmenti vegetációt 14 fajok, különböző lágyszárúak és fenyőfélék alkotják. Ezek közül a legdominánsabb bükk (*Fagus* sp.) valamint a fekete nyár (*Populus nigra*) és a fűz (*Salix* spp.) tartozik a fő erdőalkotó fajok közé a területen (Vass, 2010).

A Közép-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság a Vázsonyi-Sédet a 2. tipológia típusba sorolja, amely hegyvidéki, meszes, hidrogeokémiai jellegű, durva mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű patakot jelent. A patak hossza 17,5 km. Szerves anyag-, és tápanyagterhelés kockázata nem jellemző, ezen kívül veszélyes anyag szerinti kockázat lehetséges (KÖDU-KÖVIZIG, 2005).

5 ANYAG ÉS MÓDSZER

5.1 Kísérleti módszerek

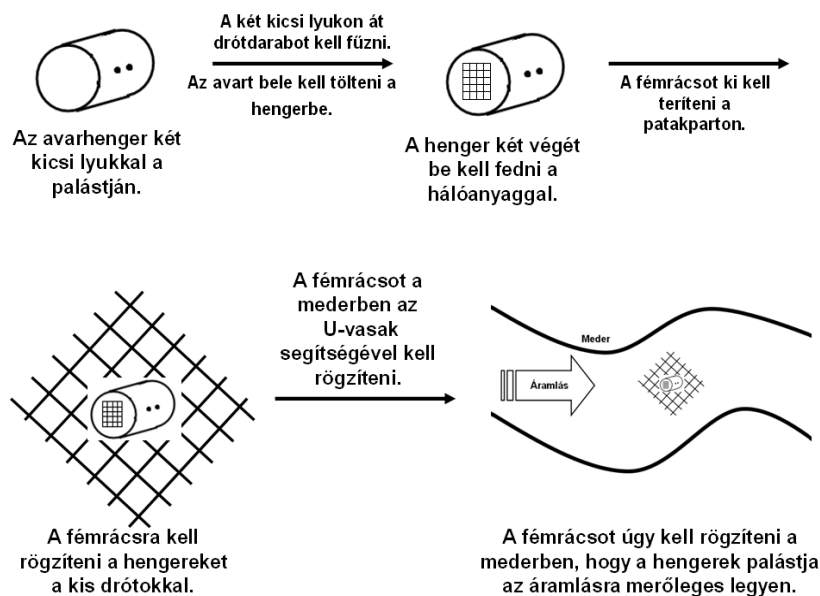
A kutatás során háromféle eszköz avarlebontási képességét hasonlítottam össze (avarzsák, avarhenger, avardoboz), referenciaként pedig egy negyedik eszközt használtam (planktonhálóból készült avarzsák, melybe nem juthatnak be a makrogerinctelen szervezetek). A frissen hullott avart 2009 őszén gyűjtöttem, légszáraz állapotban tároltam felhasználásig. A kihelyezés előtt tömegállandóságig szárítottam 70°C-on. A különböző eszközök előkészítése után, azokat rezgőnyár (*Populus tremula*) avarral töltöttem meg. Mindegyik eszközbe $10 \pm 0,1$ g avar került. A vizsgálat során használt eszközök a következők voltak:

- Avarzsák (Függelék: 2. kép)
Az avarzsák 15x15 cm nagyságú és 3x3 mm lyukbőségű zsák.
- Avarhenger (Függelék: 3. kép)
A henger egy 10 cm átmérőjű, 15 cm hosszúságú PVC cső volt, melynek mindkét végét egy 3x3 mm lyukbőségű háló fedte le.
- Avardoboz (Függelék: 4. kép)
A doboz 15x7 cm nagyságú volt, melyet szintén egy 3x3 mm lyukbőségű háló fedett be.
- Planktonhálós zsák (referencia) (Függelék: 5. kép)
A planktonháló egy 15x15 cm nagyságú zsák volt, melynek lyukbősége 100 µm.

A munka további része, már a vizsgált vízfolyás területén zajlott, ahol a fent említett eszközöket egy rácsra rögzítettem, mindegyik eszközből 15-öt, drót segítségével. Az avarhengert úgy rögzítettük a rácson, hogy a víz sodrása ne a csövön keresztül haladjon, ezzel megakadályozva az avar kimosódását (Függelék: 6. kép). Ezzel ellentétben az avardobozt, a víz sodrására merőlegesen rögzítettük (Függelék: 7. kép), míg a zsákok a felületükkel feküdtek fel a rácsra. Az eszközök rögzítése után, a rácsot rögzítettem az aljzaton. A minták kihelyezése 2010. május 25-éntörtént, az utolsó mintavételezés pedig 2010. augusztus 2. volt. A minták kihelyezése után kéthetente, három párhuzamos mintát vettem mind a négyféle eszközből, random módon. Az első mintavétel időpontja 2010. június 7. volt.

Az általunk fejlesztett avarhenger egy műanyag henger, melynek a két vége nyitott. A henger hossza 15 cm, átmérője 10 cm, és kemény műanyagból (pl. PVC) készült. A henger palástján előzetesen két is lyukat (átmérője kb. 3 mm) fúrunk egymás mellett, amin kis drótdarabot (hossza kb. 10 cm) vezetünk át, hogy később rögzíteni lehessen. A hengerbe beletöltjük a tömegállandóságig szárított avar, és a henger két nyitott végét befedjük a megfelelő lyukbőségű hálóval. A hengerhez a hálóanyagot nagyon könnyű rögzíteni ragasztópisztollyal.

A patak partján egy fém rácsot (rácsátmérő kb. 5 cm) kiterítünk, amihez a hengerek palástjába rögzített kis drót segítségével odaerősítjük a hengereket (2. ábra). A hengereknek a palástlyukat kell mutatniuk az áramlás felé. A rácsra rögzített hengereket rögzítjük a patak medrében. A rács legegyszerűbb rögzítési módja az U betű alakú vas. Az U alakú vasnak hosszú a szára így azt mélyen bele lehet nyomni a lazább szerkezetű mederanyagba is úgy, hogy tartós legyen.



2. ábra: Az avarhenger elkészítésének és kihelyezésének módszere

5.2 Minták feldolgozása

A kísérlet 2010 júniusától 2010 augusztusáig folyt, 14 naponkénti mintavétellel. Az eszközöket óvatosan eltávolítottam a rácsról, gyors kiemelés után egyenként tároló edénybe helyeztem és a laborba szállítottam őket, ahol kiválogattam a benne található makrogerincteleneket. Majd megtisztítottam a visszamaradt avart és újból tömegállandóságig szárítottam. Az egyedek határozását követően a makrogerincteleneket hét csoportba soroltam táplálkozási stratégiájuk szerint: aprítók, ragadozók, szedegető-gyűjtögetők, aktív-szűrők, passzív-szűrők, legelők és kaparók, valamint törmelékevők. Ezt a felosztást az EU Asterics 3.1.1. (AQEM / STAR vízfolyások ökológiai Classification System) programcsomagban található adatbázis alapján végeztem el (AQEM Consortium, 2002). A három párhuzamos mintában talált aprítók egyedszámát átlagoltam.

A tisztított avarból minden esetben 4-5 darab levelet mélyhűtőbe tettem a későbbi ergoszterol mérésekig. Az ergoszterol méréshez a légszáraz avarokból ismert tömeget mértem be, majd pár óra hűtés után fél órán át 80°C-on extraháltam KOH-os metanol oldatban. Az ergoszterol elválasztása SPE (solid phase extraction) segítségével történt, majd az izopropanollal kinyert ergoszterol mennyiségét HPLC-vel (high performance liquid chromatography) határoztam meg. A HPLC rendszer fontosabb paraméterei a következők voltak: eluens : 100% metanol, áramlási sebesség: 1 ml perc⁻¹, gáz: He, pumpa: Waters 600, UV lámpa (Waters 490), idő állandó: 0,1 , AUFS:1, $\lambda=282$ nm, termosztát (Waters 410), hőmérséklet 33°C, oszlop: Nova-Pak C18; 3,8x150 mm; 4 μ m. HPLC tisztaságú metanolt és izopropanolt használtam a minták előkészítése

és mérése során. A szükséges oldatok elkészítéséhez analitikai tisztaságú kálim-hidroxidot és sósavat használtam. Sigma, purum; $\geq 95\%$ (HPLC) ergoszterol sztenderdet használtam a kalibráló görbék elkészítéséhez. A gombák biomasszáját az ergoszterol koncentrációk alapján lehet becsülni (Gessner és Chauvet, 1997; Gessner 2005). 5,5 mg ergoszterol felel meg 1 g gomba biomasszájának.

5.3 Adatok feldolgozása

Az avarat megtisztítottam a mederanyag szemcséitől folyóvíz alatt, majd 70 °C-on tömegállandóságig szárítottam, majd mértem a tömegüket. A három párhuzamos minta avartömegeit átlagoltam (M_t). Az irodalomban használatos exponenciális formulát használtam annak érdekében, hogy meghatározzam az avar bomlása bomlási együtthatóját (Graca et al., 2007; Steward & Davies, 1989):

$$M_t = M_0 \cdot e^{-kt}$$

ahol M_t száraz avar tömege adott időpillanatban (nap), az M_0 az avartömege 0 időpontban ($M_0 = 10$ g), k az exponenciális bomlási együttható és t a kihelyezés óta eltelt idő. Az avarbomlási együttható alapján besorolható az egyes fafajok avarbomlásának gyorsasága: "gyors" ($k > 0,001$), "közepes" ($k = 0,005-0,001$) és "lassú" ($k < 0,005$) (Graca et al., 2007) kategóriába. Minden minta esetében kiszámoltam az avar felezési idejét is ($T_H = \ln 2 \cdot k^{-1}$), ami azt mutatja, hogy mennyi időre van szükség ahhoz, hogy az avar mennyisége az eszközökben a felére csökkenjen.

Az adatokat Microsoft Office Excel 2010 program segítségével elemeztem.

5.4 Vízkémiai minták feldolgozása

A helyszíneken minden alkalommal a következő változókat mértem: hőmérséklet, oldott oxigén (DO), oxigén telítettség, pH és vezetőképesség (HQ40d Hach Lange terepi mérőeszközzel). A főionokat laboratóriumban (NO_2^- -N, NH_4^+ -N, NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P, TP, SO_4^{2-} , COD_{PS}) határoztuk meg a tanszék dolgozói és hallgatói segítségével (APHA, 1998; Wetzel & Likens, 2000). Az adatokat az MSZ szabvány szerint minősítettem, azzal a célzattal, hogy a patakok vízének minőségi mutatóit háttérismeretként kategorizáljam.

6 EREDMÉNYEK

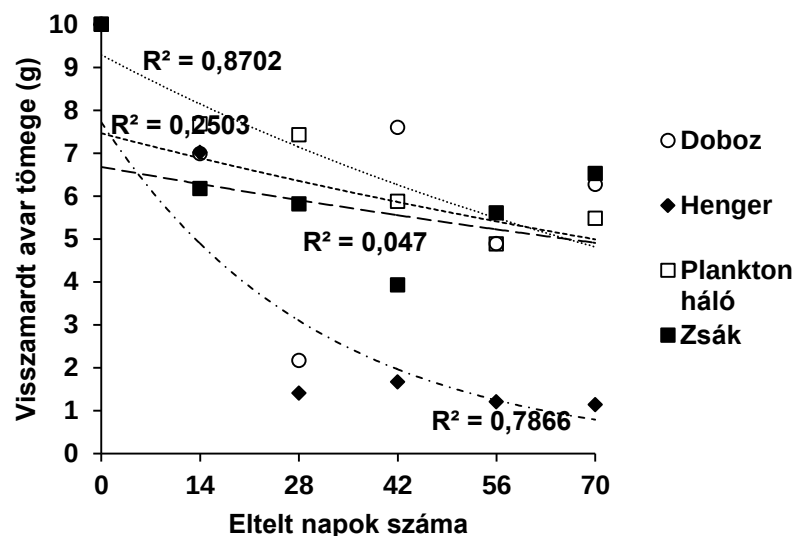
6.1 Avarbomlás üteme a különböző eszközökben

Vizsgálataim során az exponenciális egyenlet segítségével kiszámolt átlagos „k” érték, az összes eszköznél a gyors kategóriába esett (1. táblázat). Viszont az irodalmi közepes nagyságú k értékhez nagyon közel áll mindegyik eszközben történő bomlás, kivéve az avarhengert, ahol kifejezetten gyors a bomlás. Az adatok alapján a hengerben találtam a legnagyobb átlagos aprító egyedszámot, valamint a hengerben a bomlási folyamat zavartalan volt a többi eszközhöz képest, hiszen azok jobban ki voltak téve az áradásos nyárnak köszönhetően a szélsőséges hordalékviszonyok alakulásának, tehát nem egyszer majdnem betemetődtek. Különösen igaz a betemetődés az avardobozra, amiről a táblázatban található r^2 érték árulkodik.

1. táblázat: A terepi eszközökben történő avarbomlás néhány mutatója a Vázsonyi-Sédben (PH: planktonhálós)

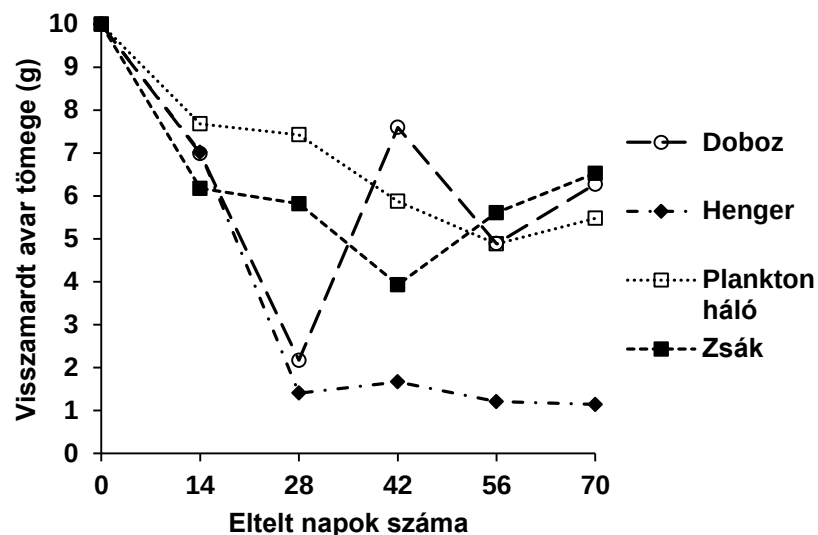
Eszköz fajtája	Felezési idő (Nap)	k	r^2	Átlagos aprítófaj mennyiség (egyed g^{-1} avar)
Avarhenger	18,38	0,0377	0,7866	14,66
Avarzsák	60,27	0,0115	0,2503	0,25
Avardoboz	56,35	0,0123	0,047	3,36
PH avarzsák	64,18	0,0108	0,8702	-

Az avarfogyások tendenciái láthatóak a 3. ábrán is. Az ábrázolt adatok alapján megállapítható, hogy a hengerben fogyott az avar az irodalomban szereplő exponenciális avarfogyási görbe alapján a „legideálisabban”, ennek megfelelően ennek felezési ideje is jóval kisebb, mint a többi eszközben (1. táblázat). A 3. ábrán az avarfogyásra exponenciális görbék lettek illesztve, így a vonalak ívén is látszik, hogy az exponenciális fogyás mindegyik eszközben megvalósult. Mind a négy féle eszközben természetesen 10 g avar volt a kezdő töltőtömeg, az illesztés során a görbe kezdeti pontját rögzítettem, hogy ezáltal is jobban lehessen érzékelni a görbék lefutása és tendenciája közötti különbséget.



3. ábra: A Vázsonyi-Sédben elhelyezett különböző mintavételi eszközökből történő avar fogyásának üteme 2010. május 25. és augusztus 2. között

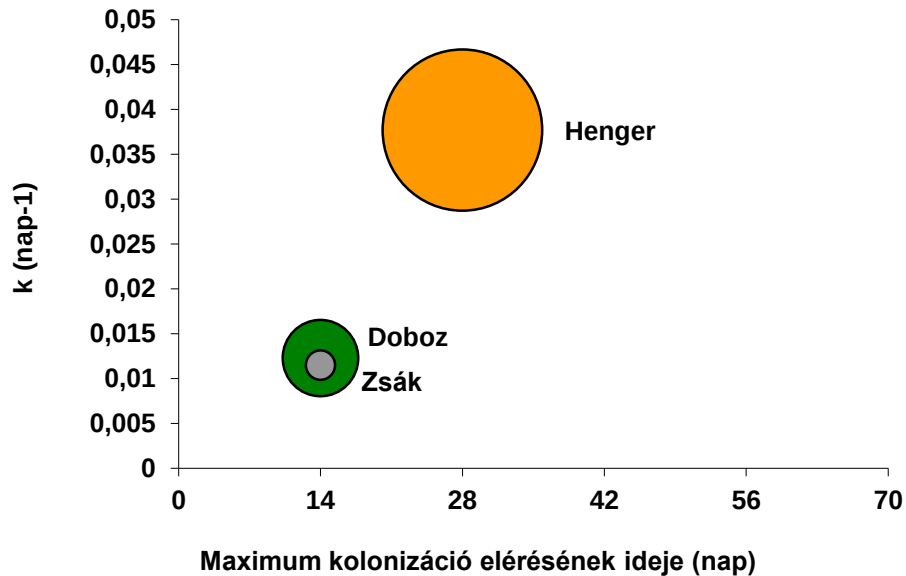
A 4. ábrán a 3. ábrán ábrázolt avarfogyási adatok láthatóak, azzal a különbséggel, hogy az adatpontokra nincsen exponenciális görbe illesztve. Ez, a 4. ábra jobban szemlélteti az egyes eszközökben a visszamardt avar tömegeknek a csökkenését az egyes mintavételi alkalmakkor. Látható a 4. ábrán, hogy egyértelmű, következetes csökkenés az avarhenger és a plankton háló zsák esetében valósult meg.



4. ábra: A Vázsonyi-Sédben elhelyezett különböző mintavételi eszközökből történő avar fogyásának üteme 2010. május 25. és augusztus 2. között

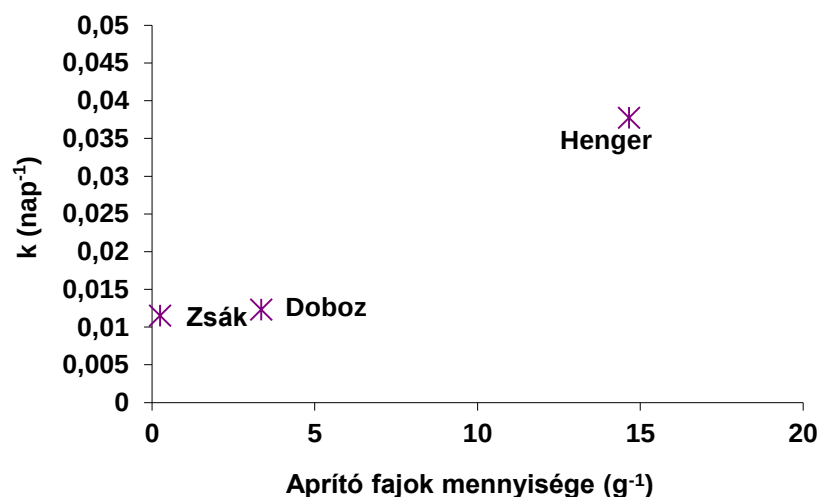
Az avarhengerben található aprítók magas átlagos számának maximuma a kísérleti időszak második mintavételi szakaszában következett be (5. ábra), de az egyedszámot tekintve jóval preferáltabb volt. Az avarzsák és doboz esetében az aprítók számának maximuma, már rögtön az első mintavételi alkalomkor bekövetkezett. Ugyan a

maximum kolonizációt ugyanazon mintavétel esetén tapasztaltuk, ennek mértéke különbözött a két eszköznél.



5. ábra: Az aprítók legnagyobb kolonizációs mérete az idő és a k együttható összefüggése 2010. május 25. és augusztus 2. között

Ugyan a dobozban és a zsákban egyszerre érték el az aprítók a legnagyobb egyedszámot, de összességében a dobozban több egyed fordult elő átlagosan, ennek ellenére nem sokkal magasabb a dobozban a fogyási ráta (6. ábra). Az 5. ábrán látható, hogy az aprítók átlagos mennyisége a hengerben jóval magasabb volt. Nagyon fontos különbség az 5. és a 6. ábra között, hogy míg az 5. ábrán a maximum egyedszámokra utalnak a körök méretei, addig a 6. ábrán, egy átlagos aprító egyedszám lett feltüntetve (ind g^{-1} avarra vonatkoztatva). A 6. ábra támasztja alá azt, hogy az avarhengerben végig, a kísérlet teljes ideje alatt jóval több aprító volt jelen, mint a másik két eszközben, tehát az 5. ábrán látható kolonizációs maximum nem egy egyszeri denzitás növekedésnek köszönhető.



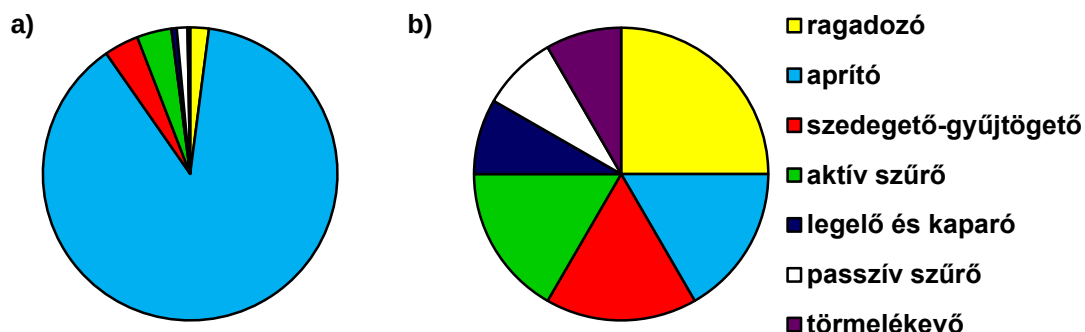
6. ábra: Az aprító egyedek átlagos mennyisége (ind g⁻¹ avar) a k együttható összefüggése

6.2 Aprító szervezetek a különböző eszközökben

A begyűjtött eszközből összesen 342 egyedet számoltam le, illetve határoztam meg faj, illetve család szinten.

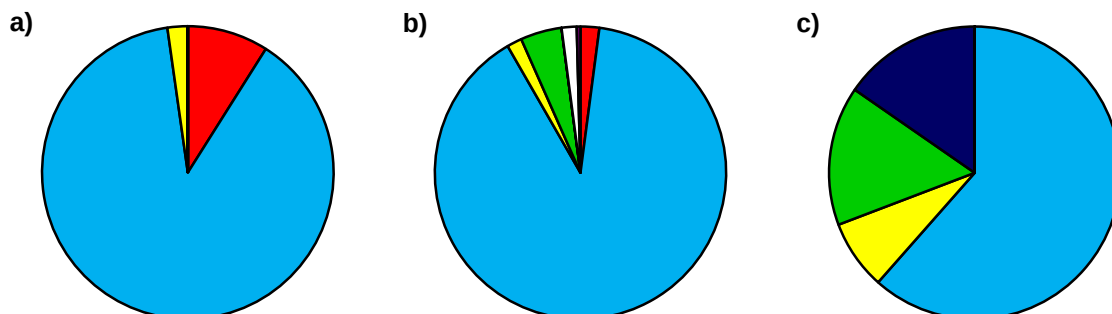
Az alábbi kördiagramokon a különböző táplálkozási csoportokba sorolt makrogerincteleneket hasonlítottam össze a teljes egyedszám és a fajszám eloszlásának alapján (7. ábra), illetve a különböző eszközökben is vizsgáltam az egyedszám eloszlását a különböző táplálkozási csoportoknak megfelelően (7. ábra).

Az első ábra a diagramja (7. a. ábra) alapján az összes egyedszám legnagyobb részét az aprító fajok (*Gammarus fossarum*, *Gammarus roeselii*) tették ki, azonban ezek a szervezetek a fajszám tekintetében mérsékelten dominánsak (7. b. ábra). A legnagyobb fejszámmal az aktív-szűrők, a szedegető-gyűjtögető és a ragadozó fajok képviseltették magukat, amelyek a lebontás szempontjából jelentéktelen szerepet töltenek be. Ez utóbbi fajok egyedszáma elhanyagolható az aprítókéihoz képest.



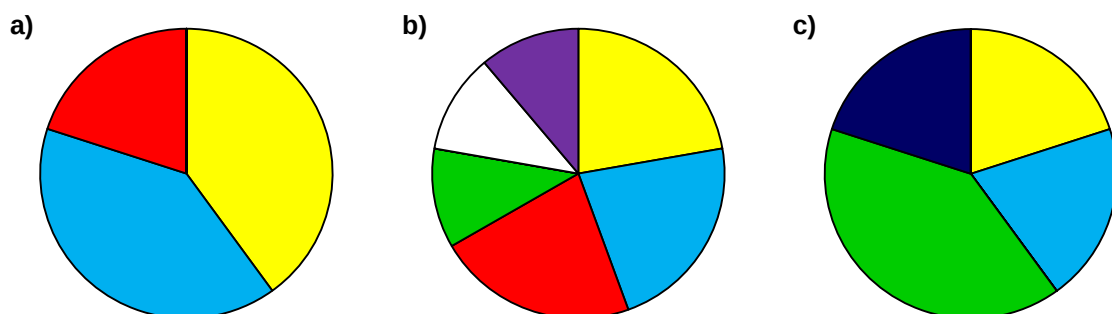
7. ábra: A teljes egyedszám eloszlása (a); és a fajok táplálkozási csoportok szerinti eloszlása (b); az összes terepi eszközben 2010. május 25. és augusztus 2. között

Mindhárom eszközben a legdominánsabb táplálkozási csoport az aprítók voltak (8. ábra). Az aprítók dominanciája az avarzsákban volt a legkisebb (*Gammarus fossarum*). Az avarzsákban jelentős mennyiségben fordultak elő a legelő és kaparó, aktív szűrő és ragadozó szervezetek is (8. c. ábra).



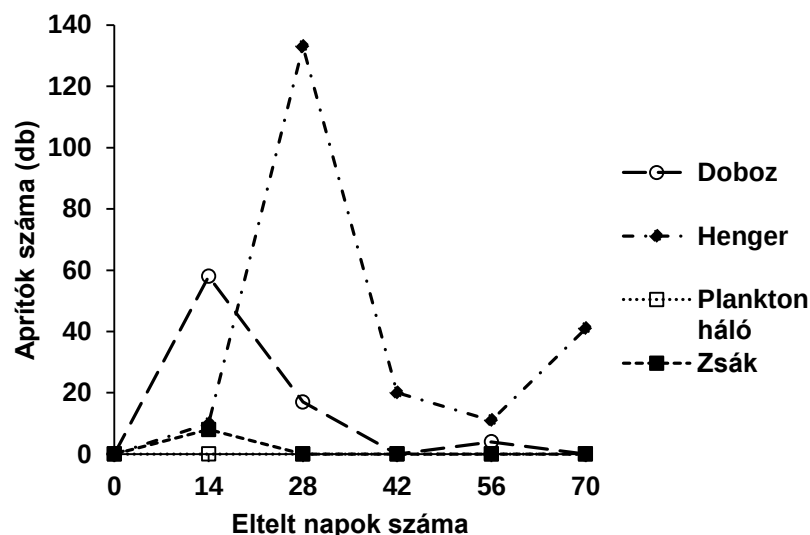
8. ábra: Az eszközökben található egyedek táplálkozási csoportok szerinti megoszlása a; Avardoboz, b; Avarhenger, c; Avarzsák 2010. május 25. és augusztus 2. között

Az eszközökben az aprító szervezetek fajszaám tekintetében mérsékeltén voltak dominánsak (9. ábra). Az avardobozban (9. a. ábra) az aprító szervezetek (*Gammarus fossarum*, *Gammarus roeselii*) mellett a ragadozó (Diptera lárva) és szedegető-gyűjtögető szervezetek voltak megtalálhatóak. Ebben az esetben a ragadozó szervezetek domináltak az aprítók mellett. Az avarhenger (9. b. ábra) és az avardoboz esetében is domináns aprító szervezetek (*Gammarus fossarum*, *Gammarus roeselii*) voltak jelen nagy mennyiségben, de megtalálhatóak voltak még az aktív és passzív szűrő (*Ephemera danica*, Hydropsychidae), valamint a törmelékevő szervezetek is. Az avarzsák esetében az aktív szűrő szervezetek (Polymitarcyidae, *Ephemera danica*) domináltak (9. c. ábra). A zsákban megtalálhatóak voltak még a legelő és kaparó, ragadozó valamint az aprító szervezeteke képviselői.



9. ábra: Az eszközökben található fajok táplálkozási csoportok szerinti megoszlása a; avardoboz, b; avarhenger, c; avarzsák 2010. május 25. és augusztus 2. között

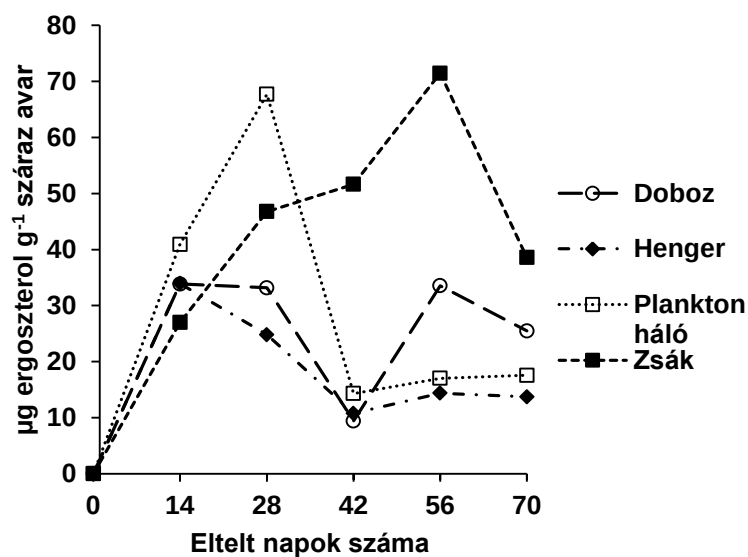
Kísérleteink során az aprító szervezetek száma szinte végig csökkenő tendenciát mutatott, ez alól kivételt az avarhenger, és az avardoboznál begyűjtött negyedik minta jelentett (10. ábra). A talált fajokat funkcionális táplálkozási csoportokba soroltam. Mindhárom eszközben igen fontos szerepet töltenek be az aprítók a teljes egyedszám eloszlásának függvényében (8. ábra). Az avarhengerben számoltuk le a legtöbb egyedet. Azonban a legtöbb táplálkozási csoportot az avarzsákokból határoztuk meg.



10. ábra: Az aprító szervezetek számának változása az eltelt napok függvényében 2010. május 25. és augusztus 2. között

6.3 Ergoszterol mennyisége a különböző eszközökben

A legmagasabb ergoszterol értékeket a plankton háló zsák ($67,71 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) valamint az avarzsák ($71,46 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) esetében mértük. A maximum az avarzsák esetében a nyolcadik, a plankton háló zsák esetében a negyedik hétre esett. Az avardoboznál ($33,85 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) és hengernél ($33,93 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) a csúcs már két hét elteltével jelentkezett. Három eszköznél (avardoboz, avarhenger és plankton háló zsák) a harmadik mintavételkor csökkenést tapasztaltunk, mely után ismételten, egy enyhe növekedő szakasz következett. Ezt a tendenciát az avarzsákban mért ergoszterol mennyisége nem követte (11. ábra).



11. ábra: Az ergoszterol mennyiségének változása az eltelt napok függvényében 2010. május 25. és augusztus 2. között.

6.4 Vízkémia

A vízkémiai mérések során a 2. táblázatban található főionokat mértem. A második mintavétel alkalmával kiugróan magas eredményeket kaptunk a többi mintavételi időponthoz képest (Függelék: 1. táblázat), ez alól az ammónium- és a szilíciumion volt kivétel. Illetve az teljes foszfor az első mintavételkor mutatott kiugró eredményt ($585 \mu\text{g L}^{-1}$). A teljes foszfor értékei ingadozóbbak voltak a mintavételek során, mint az ortofoszfát értékei.

2. táblázat: A Vázsonyi-Sédben mért egyes vízkémiai komponensek átlaga és szórása (SD)

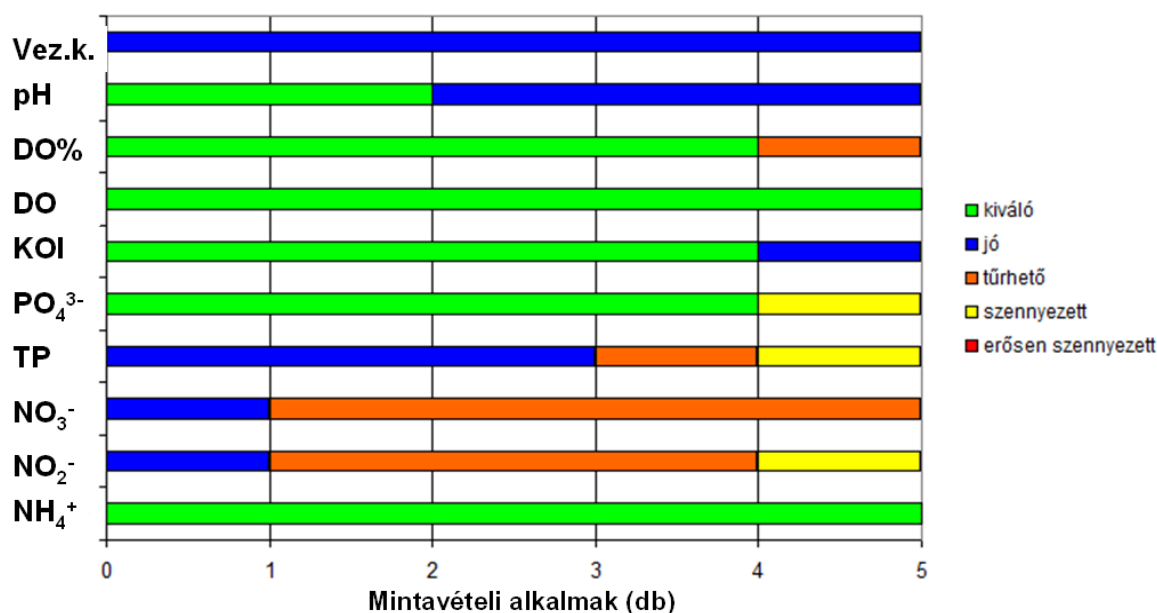
Vizsgált paraméterek	Átlagos érték	SD
NO_2^-	55,15 $\mu\text{g L}^{-1}$	43,38 $\mu\text{g L}^{-1}$
NH_4^+	0,02 mg L^{-1}	0,01 mg L^{-1}
KOI	4,45 mg L^{-1} (O_2)	1,87 mg L^{-1} (O_2)
NO_3^-	7,15 mg L^{-1}	2,56 mg L^{-1}
PO_4^{3-}	63,37 $\mu\text{g L}^{-1}$	90,09 $\mu\text{g L}^{-1}$
TP	296,39 $\mu\text{g L}^{-1}$	177,56 $\mu\text{g L}^{-1}$
SiO_2	5,28 mg L^{-1}	0,75 mg L^{-1}
SO_4^{2-}	62,39 mg L^{-1}	50,11 mg L^{-1}
Cl^-	37,07 mg L^{-1}	20,73 mg L^{-1}
Vezetőképesség	811,5 $\mu\text{S cm}^{-1}$	59,2 $\mu\text{S cm}^{-1}$
pH	8,01	0,17
DO	8,08 mg l^{-1}	0,37 mg l^{-1}
DO%	84,9	15,6
Vízsebesség	0,28 m s^{-1}	1,15 m s^{-1}

A mintavételi helyszínen, az oldott oxigén mennyisége átlagosan 8,08 mg L^{-1} értéket vett fel. Ezek az értékek viszonylag egyenletes értéket mutattak, az összes mérés során. A víztest pH-ja 7,69 és 8,53 között változott. Átlagos értéke 8,01. Az oxigén telítettség átlagosan 84,9%-nak adódott, míg a vezetőképesség értékeinek átlaga 807,8 $\mu\text{S cm}^{-1}$ volt, mely szintén elég egyenletes volt a vizsgálat során, kivétel az utolsóelőtti mintavételi időpontot, amikor kiugróan magas értéket mértem (894 $\mu\text{S cm}^{-1}$).

A felszíni vizek minősítését 1994. január 1-től a MSZ 12749 jelű „Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés” című szabvány szabályozza (www.-1.). A szabvány a felszíni vizeket 5 osztályba sorolja: kiváló víz, jó víz, tűrhető víz, szennyezett víz, erősen szennyezett víz.

Az osztályok határértékei alapján a Vázsonyi-Sédben az általam mért helyszíni mérések értékei közül a vezetőképesség minden mintavételkor a jó kategóriába esett, mely az oldott iontartalom mennyiségével arányos. Az öt mintavétel során az oxigén telítettség értékei négyszer a kiváló, egyszer pedig a tűrhető kategóriába estek. A pH értékei kettő alkalommal kerültek a kiváló kategóriába és háromszor a jó kategóriába. Az oxigéntelítettség négy alkalommal a kiváló, míg egy alkalommal a tűrhető

kategóriába került. Az ammónium adatok értékelése során kaptuk a legjobb minősítést a vízkémiai adatok közül, hiszen itt minden mintavétel eredménye a kiváló kategóriába esett. A kémiai oxigén igény az öt mintavétel során négyszer a kiváló, és egyszer a jó kategóriába esett. Ezen kívül elmondható, hogy a nitrogénháztartást befolyásoló ionok esetében rosszabb minősítési értékeket kaptunk, mint a foszforháztartást meghatározó ionoknál (12. ábra).



12. ábra: Vázsonyi-Sédben a kísérlet ideje alatt mért helyszíni mérések és a főionok besoroltsága az öt minősítési kategóriába (MSZ 12749 szerint)

7 ÉRTÉKELÉS

A vizsgálat során összehasonlítottam a különböző típusú eszközökben az avar fogyasztásának mennyiségét az eredmények fejezet bevezető részében ismertetett „k” faktor érték alapján.

Az 1. táblázatban jól látható, hogy a hengerből fogyott a „legideálisabban” (az exponenciális modellhez hasonlítva) az avar, a kiindulási hipotézisnek megfelelően. Ugyanis ezt az eszközt preferálták leginkább a makrogerinctelenek, hiszen itt a folyó sodrásának zavaró hatása nem érvényesülhetett. Ennek ellenére itt volt a leggyorsabb az aprítás mértéke, hiszen itt volt a legmagasabb az aprító fajok egyedszáma. Ennek köszönhetően, itt ki tudott alakulni a tápláléklánc, hiszen egy védett közeg (a henger), megteremtette ennek lehetőségét.

Hasonló lefutású, ám de közel sem ilyen sebességű avarfogyást tapasztaltunk a referencia eszköznél (planktonháló zsák). Ami nem meglepő eredmény, hiszen itt a többi eszközzel ellentétben kizárólagosan csak mikrobiális lebontás folyt, mert itt a

lyukbőség kisebb, emiatt a makrogerinctelenek ide nem jutottak be (1. táblázat) és a kisodrás hatása sem érvényesülhetett, és a betemetődés veszélye is kevésbé állt fenn.

A dobozban történő avarfogyás igen nagy eltérést mutat a különböző mintavételek időpontjában. Ennek egyik lehetséges oka, hogy a rögzítés után a patak vízgyűjtőjén erősen csapadékos volt az időjárás, és esetenként be is temetődött.

Májusban (2010) hazánk jelentős részén 250 mm felett volt a havi csapadékösszeg (Függelék: 2. ábra). 300 mm-t is meghaladta a havi csapadékösszeg a középhegységek magasabb régióiban, sőt a Magas-Bakonyban helyenként 400 mm feletti csapadékösszegeket mértek. A nagy mennyiségű csapadék jelentős áradásokat és belvizeket okozott szerte az országban. Az ország túlnyomó része csapadékosabb volt a vártnál, különösen igaz ez a magasabb hegyvidékekre és a Dél-Dunántúl egyes részeire, ahol a havi csapadékösszeg a sokévi átlag 3-4-szerese volt (www.-2.).

Június hónapban a szokásosnál több csapadék hullott (Függelék: 3. ábra). A csapadék havi összege általában 100 és 200 mm között volt. Júniusban országszerte az 5-től 12-ig tartó pár napot kivéve gyakorlatilag minden nap volt csapadék. A legtöbb eső a hónap első napjaiban hullott, a másodmaximum 16. és 21. között volt, (www.-3.) ami jelentősen megnövelte a patak vízhozamát és a hordalékviszonyok mozgásnak rendjét. Emiatt az alzaton rögzített eszközök betemetődtek hordalékkal, ami meggátolta a makrogerinctelen szervezetek általi lebontást. Az avarzsák a dobozzal azonos helyen volt rögzítve, ezért nem meglepő, hogy itt is hasonlóeredményeket kaptunk.

A 4. ábrán látható volt az avarfogyási értékek jelentős ingadozása a különböző eszközökben. Az avarhenger kifejlesztésére többek között ezért is volt nagy szükség, hogy a drasztikus, hirtelen lezúduló nagyobb esőzések a kísérleti objektumokban a folyamatokat ne befolyásolja oly mértékben, hogy az egyben a kísérlet megghiúsulását jelentse.

Az 1 táblázatból jól kivehető, hogy az avar bomlásának mértéke („k” értéke) az avarhenger esetében a legnagyobb. Ennek egyik lehetséges oka az lehet, hogy ebben az eszközben találtuk meg a legtöbb aprító szervezetet. Azonban a másik három eszköz esetében ez nem volt ilyen mértékű, mert itt a betemetődés visszafogta az avar bomlásának mértékét.

Az avar bomlásának mértéke az idő előre haladtával csökkenő tendenciát mutatott, ami Pérez-Corona és munkatársai által végzett kísérletében (2006) Spanyolországban is ilyen tendenciát mutatott, *Populus* fafajoknál. Az avar csökkenésének „k” értéke is hasonló eredményeket mutat, mint az én eredményeim.

Több tanulmány foglalkozott a nagy lyukbőségű avarzsák (5mm) és a finom szemcséjű anyagból (180 μ m) készült avarzsákban történő bomlási ráta összehasonlításával. A két zsák között avarveszteségi arányt nagyjából 14 %-nak találta, de ez a vizsgálat Kelet-Afrikában folyt, ahol feltehetően egészen mások a körülmények (Stewart & Davis, 1989).

Az avardobozzal folytatott kísérletek nem népszerűek, kevés publikáció születik, mely ezt az eszközt használja, talán pont azért, mert az üledék a dobozokban fokozottabban rakódik le, így gátolja a bomlási folyamatok természetes ütemét. Az avarhenger használatával ki lehet küszöbölni az eszközben a hordalék lerakódást, valamint a kimosódás mértékét is csökkenteni lehet, úgy hogy a makrogerinctelenk számára a bejutás nem korlátozott. Ezt a 10. ábráról lehet megállapítani, hiszen az avarhengerben az ergoszterol mennyisége jóval alacsonyabb, mint az avarzsákban és a planktonháló zsákban. Ennek oka lehet az, hogy a gombák egyrészt a víz által szállítódnak, de a hengerben található avarra jutásukat éppen a henger palástja akadályozza meg. Másik ok lehet az, hogy a hengerben valamelyest alacsonyabb lehet az oldott oxigénszint, mint a környező víztérben, ami még nem olyan mértékű, hogy a makrogerinctelenek élettevékenységeit akadályozzák, de annyira már jelentős, hogy a bejutott lebontó gombák tömeges elszaporodását már akadályozza.

Az ergoszterol koncentrációk egy kezdeti növekedési szakasz után, csökkenő szakaszba lépnek át, amely alól az avarzsák képez kivételt, mivel itt a csökkenő szakaszt nem követi növekvő (11. ábra). Talán emiatt lehetséges, hogy a legmagasabb ergoszterol értékeket viszont az avarzsák esetében mértem. A csúcsok három eszköz (avardoboz, avarhenger, plankton háló zsák) esetében az első–második mintavételi alkalomra esett, az avar zsáknál viszont a negyedik alkalomkor volt a csúcs. Ezek az eredmények leginkább az eszközök típusára vezethetőek vissza. Az avarzsák esetében azért kaphattunk a többitől eltérő lefutású görbét, mert ez az eszköz volt leginkább kitéve a patak által szállított avarlerakódásnak, így a mikrobiális folyamatok is később indulhattak be. Feltehetően mert akkor még az avarból nem vonták ki a tápanyagokat akkora mértékben, később pedig pont az avar oldott anyag tartalma vált limitálóvá.

A kísérlet ismételésre szorul ahhoz, hogy egyértelmű következtetések vonhassak le az eszközök összehasonlítása terén, mivel az elmúlt év (2010) nyarának a csapadékviszonyai nagyon szélsőségesek voltak, ezáltal a patak hordalékviszonyai sem az általános képet mutatták. Az avarhenger ugyan ilyen viszonyok között is nagyszerűen ellenállt a környezeti hatásoknak, anélkül, hogy benne a folyamatok

szemmel láthatóan megváltoztak volna, viszont a többi eszköz jelentős része időnként betemetődött, vagy hordalék megakasztóként szolgált, tehát az adatok összehasonlításából nem feltétlen lehet helyes következtetéseket levonni.

A Vázsonyi-sédben a nyugat-magyarországi dombvidéki kisvízfolyásokra jellemző átlagos vízkémiai paramétereket mértem (Kiss és mtsi., 2004; Kovács és mtsi., 2005), ezért úgy gondolom, hogy az aprító fajokra és a kísérlet kimenetelére vonatkozóan a vízkémiai értékek nem voltak befolyással.

8 ÖSSZEFOGLALÁS

Folyók esetén az allochton eredetű avar igen fontos energiaforrás. Mivel a lombhullató erdők avarja a táplálékhálózatok jelentős energiaforrása, ezért foglalkozni kell az elsődleges lebontó szervezetekkel is, a mikrobiális gombákkal. A mikroorganizmusok megtelepedése a leveleken felgyorsítja az avar mineralizációját, javítja a táplálék-minőségét és feldolgozhatóságát az aprítók számára.

Célom volt az volt, hogy az újonnan kifejlesztett avarhengerben történő avarbontást vizsgáljam és összehasonlítsam más terepei eszközökben történő avarlebontási folyamatokkal, azonos körülmények között, valamint felmérjem az aprító makrogerinctelen szervezetek és a lebontó mikrogombák eszközpreferenciáját.

A kutatás során a Vázsonyi-Sédben háromféle (avardoboz, avarzsák, avarhenger) eszköz avarlebontási képességét hasonlítottam össze, referenciaként pedig egy negyedik eszközt (plankton háló zsák) használtam. A vizsgálat 2010. május 25-től augusztusig 2-ig tartott, mely során kéthetente történt a mintavételezés, összesen 5 alkalommal. A mintákból kiválogattam a makrogerinctelen szervezeteket. A visszamaradt avar tömegét lemértem, amelyből meghatároztam a gombák biomasszájának becslésére használatos ergoszterol mennyiségét. A helyszíneken minden alkalommal mértem a víz kémiai- és fizikai paramétereit, valamint a laborban titrimetriás és spektrofotometriás mérésekkel meghatároztuk a tápanyagformákat és a fő ionokat (NO_2^- -N, NH_4^+ -N, NO_3^- -N, PO_4^{3-} -P, TP, SO_4^{2-} , KOI).

Vizsgálataim során az exponenciális egyenlet segítségével kiszámolt átlagos „k” érték az összes eszköznél a gyors kategóriába esett. A kapott eredmények alapján megállapítható, hogy a hengerben lévő avar (az irodalomban szereplő exponenciális avarfogyási görbe alapján) fogyott a „legideálisabban”.

A begyűjtött eszközökből összesen 342 egyedet számoltam le és határoztam meg faj, illetve család szinten. Mindhárom eszközben a legdominánsabb táplálkozási csoport az aprítók voltak, azonban ezek a szervezetek a fajszám tekintetében mérsékelten dominánsak. Ugyan a dobozban és a zsákban előbb érték el az aprítók a legnagyobb egyedszámot a hengerhez képest, de összességében a hengerben több egyed fordult elő átlagosan, mint a másik két eszközben. Mivel itt volt a legmagasabb az aprító fajok egyedszáma, ennek köszönhetően, itt ki tudott alakulni a tápláléklánc, hiszen egy védett közeg (a henger), megteremtette ennek lehetőségét.

A legmagasabb ergoszterol értékeket a plankton háló zsák ($67,71 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) valamint az avarzsák ($71,46 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) esetében mértük. A másik két eszközben (avardoboz, avarhenger), ezen értékek jóval kisebbek voltak. Az avarzsák esetében azért kaphattunk a többitől eltérő lefutású görbét, mert ez az eszköz volt leginkább kitéve a patak által szállított üledék lerakódásnak, így a mikrobiális folyamatok is később indulhattak be.

Elmondható, hogy a Vázsonyi-Sédben a nyugat-magyarországi dombvidéki kisvízfolyásokra jellemző átlagos vízkémiai paramétereket mértem, ezért úgy gondolom, hogy az aprító fajokra és a kísérlet kimenetelére vonatkozóan a vízkémiai értékek nem voltak befolyással.

9 KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm témavezetőmnek, Kovács Katának, hogy a munkám elkészítésében szakmai segítséget nyújtott. Köszönöm Hubai Katalin Eszternek, Kucserka Tamásnak, Lengyel Edinának és Selemczy Géza Balázsnak, hogy a terepi mintavételek, a minták előkészítése, illetve a laboratóriumi mérések kivitelezésben segítettek. Köszönöm Dr. Stenger-Kovács Csillának és Dr. Üveges Viktóriának, valamint a Limnológia Intézeti Tanszék hallgatóinak, hogy a vízkémiai méréseknek köszönhetően rendelkezem vízkémiai adatokkal is. Köszönöm Dr. Kiss Gyulának és Törő Norbertnek, hogy a HPLC mérések során segítettek.

10 IRODALOMJEGYZÉK

- Abelho. M. (2001) From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World Journal*. 1: 656-680.
- Anderson. N. H.; J. R. Sedell. (1979) Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual Review of Entomology* 24: 351-377.
- APHA – American Public Health Association. (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th Edition. United Book Press, Inc., Baltimore, Maryland, USA
- AQEM Consortium. (2002) Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0.
- Axelsson. B.-O., Saraf. A., Larsson. L. (1995) Determination of ergosterol in organic dust by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography. B* 666: 77-84.
- Bärlocher. F. (ed.) (1992) The ecology of aquatic Hyphomycetes. *Ecological studies series vol. 94*. Springer Verlag, Berlin.
- Bärlocher. F. (1985) The role of fungi in the nutrition of stream invertebrates. *Botanical journal of the Linnean Society*, 91: 83-84.
- Benke. A. C., Van Arsdall T. C., Gillespie Jr. D. M., Parrish. F. K. (1984) Invertebrate productivity in a subtropical blackwater river: the importance of habitat and life history. *Ecological Monographs* 54: 1234–1243.
- Bilby. R. E., Ward. J. W. (1991) Characteristics and function of large woody debris in streams draining old-growth, clearcut, and second-growth forests in southwestern Washington. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 2499–2508.
- Bilby. R. E., Bisson. P. A. (1992) Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old growth forested streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 540–551.
- Brooks. S. S., Palmer. M. A., Cardinale. B. J., Swan. C. M., Ribblett. S. (2002) Assessing stream ecosystem rehabilitation: Limitation of community structure data. *Restoration Ecology*, 10: 156-168.
- Brown. G. H., Krygier. J. T. (1970) Effects of clearcutting on stream temperature. *Water Resource Bulletin* 1133–1139.
- Brown. B. L. (2007) Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. *Hydrobiologia*, 586: 93-106.
- Bunn. S. E. (1995) Biological monitoring of water quality in Australia: Workshop summary and future directions. *Australian Journal of Ecology*, 20: 220-227.
- Chamier. A. C. (1987) Effect of pH on microbial degradation of leaf litter in seven streams of the English Lake District. *Oecologia* 71: 491-500.
- Cuffney. T. F., Wallace. J. B., Luthart. G. J. (1990) Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams. *Freshwater Biology* 23: 281–299.
- Cummins. K. W., Wilzbach. M. A., Gates. D. M., Perry. J. B., Taliaferro. W. B. (1989) Shredders and riparian vegetation: leaf litter that falls into streams influence communities of stream invertebrates. *BioScience* 39: 24–30.

- David. C. Sigee (2005) *Freshwater Microbiology: Biodiversity and Dynamic Interactions of Microorganisms in the Aquatic Environment*. John Wiley & Sons Ltd, England
- dematiaceous hyphomycetes. *Fungal Diversity* 12: 19-34.
- Duarte. S., Pascoal. C., Cassio. F., Bärlocher. F. (2006) Aquatic hyphomycete diversity and identity affect leaf litter decomposition in microcosms. *Oceanologia* 147: 658-666.
- EC Parliament and Council. (2000) Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1, Luxembourg.
- Fisher. S. G., Likens. G. E. (1973) Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs*, 43: 421–439.
- Frankland. J. C. (1998) Fungal succession-unravelling the unpredictable. *Mycological Research* 102: 1-15.
- Free. G., Solimini. A. G., Rossaro. B., Marziali. L., Giacchini. R., Paracchini. B., Ghiani. M., Vaccaro. S., Gawlik. B. M., Freshner. R., Santer. G., Schönhuber. M., Cardoso. A. C. (2009) Modelling lake macroinvertebrate species in the shallow sublittoral: relative roles of habitat, lake morphology, aquatic chemistry and sediment composition. *Hydrobiologia*, 633: 123-136.
- Friberg. N., Sandin. L., Pedersen. M. L. (2009) Assessing the effects of hydromorphological degradation on macroinvertebrate indicators in rivers: examples, constraints, and outlook. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5: 86-96.
- Gascón. S., D. Boix, Sala. J., Quintana. X. D. (2008) Relation between macroinvertebrate life strategies and habitat traits in Mediterranean salt marsh ponds (Empordá wetlands, NE Iberian Peninsula). *Hydrobiologia*, 597: 71-83.
- Gessner. M. O., Chauvet. E. (1997) Growth and production of aquatic hyphomycetes in decomposing leaf litter. *Limnology & Oceanography* 42: 496-505.
- Gessner. M. O., Chauvet. E. (2002) A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12, 498-510.
- Gessner. M. O., Chauvet. E., Dobson. M. (1999) A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85: 277-384.
- Gessner. M. O., Bärlocher. F., Chauvet. E. (2003) Qualitative and quantitative analyses of aquatic hypomycetes in streams. In Tsui, C. K. & K. D. Hyde, eds., *Freshwater Mycology*. Koeltz Scientific Books, Koenigstein, Germany: 127-157.
- Giller. P. S. (1998) In Malmqvist, Bjoörn (ed.), *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, New York, 37–41; 161–162.
- Golladay. S. W., Webster. J. R., Benfield. E. F. (1987) Changes in stream morphology and storm transport of seston following watershed disturbance. *Journal of the North American Benthological Society* 6: 1–11.
- Golladay. S. W., Webster. J. R., Benfield. E. F. (1989) Changes in stream benthic organic matter following watershed disturbance. *Holarctic Ecology* 12: 96–105.
- Goodman. K. J., Hershey. A. E., Fortino. K. (2006) The effect of forest type on benthic macroinvertebrate structure and ecological function in a pine plantation in the North Carolina Piedmont. *Hydrobiologia* 559:305–318
- Gowns. I. O., Davis. J. A. (1991) Comparison of the macroinvertebrate communities in streams in logged and undisturbed catchments 8 year after harvesting. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 689–706.

- Graça. M. A. S., Bärlocher. F., Gessner. M. O. (2007) Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide. 37-42.
- Graça. M. A. S. (1993) Patterns and processes in detritus based stream systems. *Limnologia* 23: 107-114.
- Graça. M. A. S. (2001) The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams-a review. *International Review of Hydrobiology* 86:383-393.
- Harding. J. S., Claassen. K., Evers. N. (2006) Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia*, 568:391-402.
- Hawkins. C. P., Murphy. M. L., Anderson. N. H. (1982) Effect of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in cascade range streams of Oregon. *Ecology* 63: 1840-1856.
- Hax. C. L., Golladay. S. W. (1998) Flow disturbance of macroinvertebrates inhabiting sediments and woody debris in a prairie stream. *American Midland Naturalist* 139: 210-223.
- Hynes. H. B. N. (1975) *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto, Toronto Canada.
- E. Jakucs, (2009) *A mikológia alapjai*, ELTE Eötvös Kiadó.
- Kedzierski. W. M., Smock. L. A. (2001) Effects of logging on macroinvertebrate production in a sand-bottomed, lowgradient stream. *Freshwater Biology* 46: 821-833.
- Kiss. Z., Kovács J. Padisák & A. Schmidt. 2004. Hydro-geographical and water chemical features of some creeks in middle Hungary. *Hidrológiai Közlöny* 84: 79-81.
- Kominoski. J. S., Pringle. C. M., Ball, B. A., Bradford. M. A., Coleman. D. C., Hall. D. B., Hunter. M. D. (2007) Nonadditive effects of leaf-litter species diversity on breakdown dynamics in a detritus-based stream. *Ecology* 88: 1167-1176.
- Kovács. Z., Cs. Kovács. I. Királykúti. É. Soróczy-Pintér & J. Padisák. 2005. Classification of Hungarian watercourses with different typology according to the EC Water Framework directive. *Hidrológiai Közlöny* 85: 78-80.
- Kovács. K., Selmeczy. G. B., Kucserka. T., Abdel-Hameid. N. A. H., Padisák. J. (2011) The Effect of Stream Bed Morphology on Shredder Abundance and Leaf-Litter Decomposition in Hungarian Midland Streams, *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 20, No. 6, 1547-1556
- Közép-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság (KÖDU-KÖVIZIG) (2005): Az Európai Parlament és Tanács 2000/60/EK sz. „Az európai közösségi intézkedések kereteinek meghatározásáról a víz politika területén” c. irányelvben 2005. március 22.-ei határidővel előírt jelentés a Duna vízgyűjtőkerület magyarországi területének jellemzőiről, az emberi tevékenységek környezeti hatásairól és a vízhasználatok gazdasági elemzéséről.
- Likens. G. E., Bormann. F. H., Johnson. N. M., Fisher. D. W., Pierce. R. S. (1970) Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook Watershed-Ecosystem. *Ecological Monographs* 40: 23-47.
- Lorenz. A. W., Jaehnig . S. C., Hering. D. (2009) Re-Meandering German Lowland Streams: Qualitative and Quantitative Effects of Restoration Measures on Hydromorphology and Macroinvertebrates. *Environmental Management*, 44: 745-754.
- Maloney. D. C., Lamberti. G. A. (1995) Rapid decomposition of summer-input leaves in a northern Michigan stream. *American Midland Naturalist* 133: 184-195.

- McClurkin. D. C., Duffy. P. D., Ursic. S. J., Nelson. N.S. (1985) Water quality effects of clearcutting upper coastal plain loblolly pine plantations. *Journal of Environmental Quality* 14: 329–332.
- Melillo. J. M., Naiman. R. J., Aber. J. D., Linkins. A. E. (1984) Factors controlling mass loss and nitrogen dynamics on plant litter decaying in northern streams. *Bulletin of Marine Science* 35: 342–356.
- Meyer. J. L., Wallace. J. B. (2001) Lost linkages and lotic ecology: rediscovering small streams. In Press, M., N.
- Minshall. G. W. (1996) Organic Matter Budgets. In Hauer, F. R. & Lambert F. A. (eds), *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, San Diego, CA, 591–605.
- Moulton. T. P., Magalhães-Fraga. S. A. P., Brito, E. F., Barbosa. F. A. (2010) Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, 638: 55–66.
- Muehlbauer. J. D., LeRoy. C. J., Lovett. J. M., Flaccus. K. K., Vlieg. J. K., Marks. J. C. (2009) Short-term responses of decomposers to flow restoration in Fossil Creek, Ariyona, USA. *Hydrobiologia*, 618: 35–45.
- Mulholland. P. J., Lenat. D. R. (1992) Streams of the southeastern piedmont Atlantic Drainage. In Hackney, C. T., M.
- Newbold. J. D., Erman. D. C., Roby. K. B. (1980) Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 1076–1085.
- Newell. S. Y. (1992) Estimating fungal biomass and productivity in decomposing litter. In G. C. Carroll & D. T. Wicklow (eds.), *The fungal community. Its organisation and role in the ecosystem*: 521–561, Marcel Dekker, New York
- Ormerod. S. J., Rundle. S. D., Lloyd. E. C., Douglas. A. A. (1993) The influence of riparian management on the habitat structure and macroinvertebrate communities of upland streams draining plantation forests. *Journal of Applied Ecology* 30: 13–24.
- Pérez-Corona. M. E., Pérez Hernández. M. C. and Bermúdez de Castro. F. (2006) Decomposition of Alder, Ash, and Poplar Litter in a Mediterranean Riverine Area, , Universidad Complutense de Madrid, Madrid, Spain
- Petersen. R. C., Cummins. K. W. (1974) Leaf processing in woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 343–368.
- Pozo. J. (1993) Leaf litter processing of alder and eucalyptus in the Agüera stream system (North Spain). I. Chemical changes. *Archiv für Hydrobiologie* 127: 299–317.
- R Development Core Team 2010. R: A language and environment for statistical computing, reference index version 2.11.0. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>
- Richardson, B. A. (1985) The impact of forest road construction on the benthic invertebrate and fish fauna of a coastal stream in southern New South Wales. *Australian Society Limnology Bulletin* 10: 65–88.
- Schädler, M., Brandl, R. (2005) Do invertebrate decomposers affect the disappearance rate of litter mixtures? *Soil Biology and Biochemistry* 37: 329–337.
- Smock. L. A., Metzler. G. M., Gladden. J. E. (1989) Role of debris dams in the structure and functioning of low-gradient headwater streams. *Ecology* 70: 764–775.
- Steward. B. S., Davies. B. R. (1989) The influence of different litter bag design on the breakdown of leaf material in a small mountain stream. *Hydrobiologia*, 183: 173–177.

- Stone. M. K., Wallace. J. B. (1998) Long-term recovery of a mountain stream from clear-cut logging: The effects of forest succession on benthic invertebrate community structure. *Freshwater Biology* 39: 151–169.
- Stout. B. M., Benfield. E. F., Webster. J. R. (1993) Effects of a forest disturbance on shredder production in southern Appalachian headwater streams. *Freshwater Biology* 29: 59–69.
- Suberkropp. K. (1992) Aquatic hyphomycete communities, In G. C. Carroll & D. T. Wicklow (eds.), *The fungal community: its organization and role in the ecosystem*: 729–747, 2nd ed. Marcel Dekker, New York.
- Suberkropp. K. (1998) Microorganisms and organic matter decomposition. In: R. J. Naiman & R.E. Bilby (eds.). *River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion*: 120–143. Springer, New York.
- Swank. W. T., Swift. L. W., Douglass. J. E. (1988) Streamflow changes associated with forest cutting, species conversions, and natural disturbances. In Swank, W. T. & D. A. Crossley (eds), *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*. Springer Verlag, New York,, 297–312.
- Vannote. R. L., Minshall. G. W., Cummins. K. W., Sedell. J. R., Cushing. C. E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130–137.
- Vass. M. (2010) Két vízfolyás éves avarhullásának (avar-input) megállapítása, valamint az avarlebontó vízi gombák meghatározása. XXX. Országos Tudományos Diákköri Konferencia, Biológia szekció
- Wallace. J. B., Gurtz. M. E. (1986) Response of Baetis mayflies (Ephemeroptera) to catchment logging. *American Midland Naturalist* 115: 25–41.
- Wallace. J. B., S. L. Eggert. J. L. Meyer & J. R. Webster. (1997). Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, 277: 102–104.
- Watson. A., Barmuta. L. A. (2010) Litter retention in Tasmanian headwater streams after clear-fell logging. *Hydrobiologia*, 637: 197–206.
- WFD (2000) Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC Establishing a framework for community action in the field of water policy.- European Union, Luxembourg PE-CONS 3639/1/00 REV 1.
- Webster. J. R., Benfield. E. F. (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 567–594.
- Webster. J. R., Waide. J. B. (1982) Effects of forest clearcutting on leaf breakdown in a southern Appalachian stream. *Freshwater Biology* 12: 331–344.
- Weete. J.D. & D.J. Weber. (1980) *Lipid biochemistry of fungi and other organisms*, Plenum Press, New York, New York.
- Wetzel. R.G., Likens. G. E. (2000) *Limnological Analysis*, Springer-Verlag New York, Inc.

www.-1:

<http://www.zoldinfoanc.hu/doksik/miskolc/vizek/Vizek2.htm>

www.-2:

http://www.met.hu/eghajlat/visszatekinto/elmult_evszakok/index.php?ev=2010&evszak=02

(Letöltés dátuma: 2010. 11. 01.)

www.-3:

http://www.met.hu/eghajlat/visszatekinto/elmult_evszakok/index.php?ev=2010&evszak=03

(Letöltés dátuma: 2010. 11. 01.)

11 FÜGGELÉK



1. kép: A mintavételi helyszínen készült kép a Vázsonyi-Sédről



2. kép: Az avarzsák a rácson rögzített állapotban



3. kép: Az avarhenger a rácson rögzített állapotban



4. kép: Az avardoboz a rácson rögzített állapotban



5. kép: A plankton háló zsák a rácson rögzített állapotban



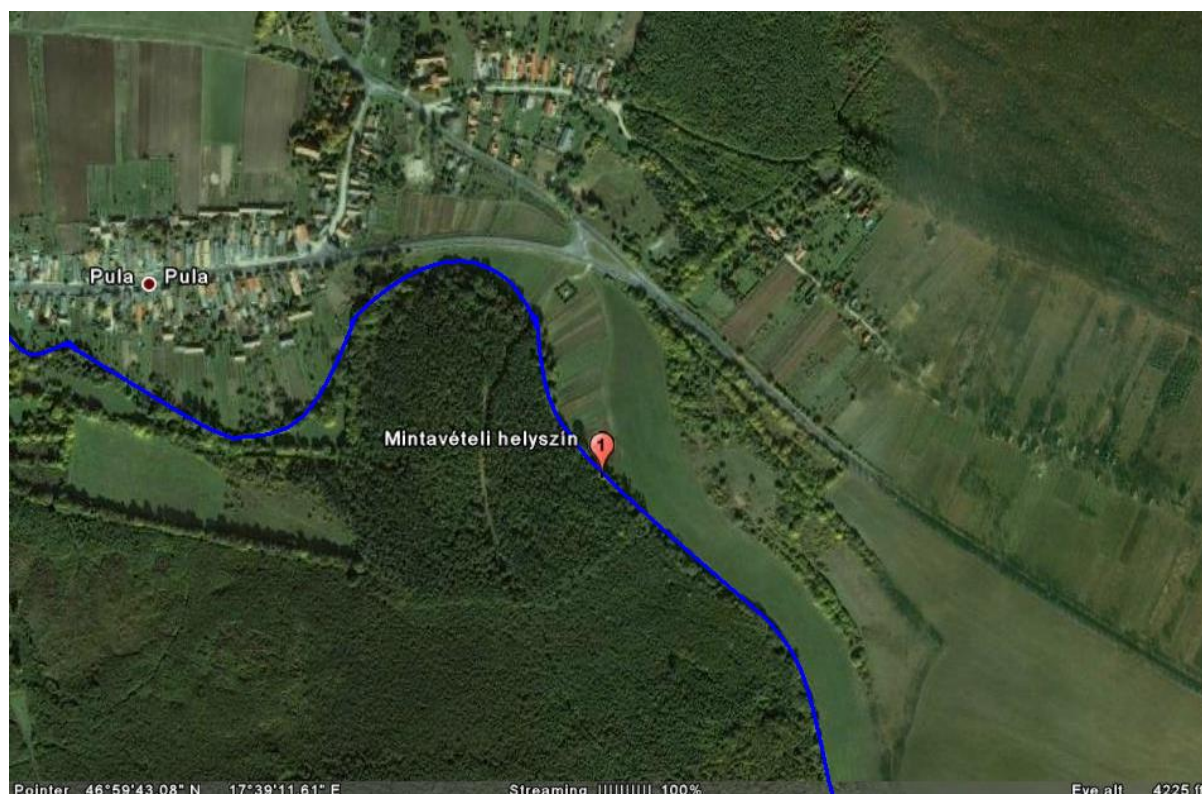
6. kép: A víz sodrásának iránya az avarhengernél



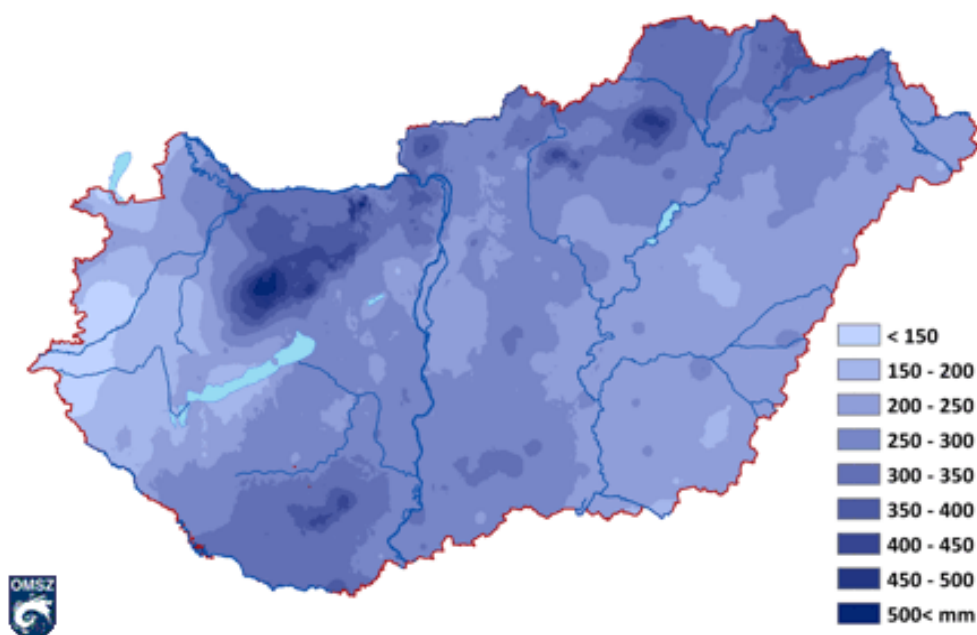
7. kép: A víz sodrásának iránya az avardoboznál

1. táblázat: A vizsgálat során mért vízkémiai eredmények

Mintavétel/Vizsgált paraméterek	2010.06.08	2010.06.21	2010.07.05	2010.07.19	2010.08.02
NO_2^- (mg l^{-1})	44,42	131,2	44,08	32,12	23,92
NH_4^+ (mg l^{-1})	0,03	0,02	0,03	0,02	0,02
KOI (mg l^{-1})	3,42	7,67	4,46	3,18	3,5
NO_3^- (mg l^{-1})	8,43	2,57	8,36	8,36	8,02
PO_4^{3-}P (mg l^{-1})	14,62	224,24	29,25	22,75	26
TP (mg l^{-1})	584,98	350,98	194,99	162,49	188,49
SiO_2 (mg l^{-1})	5,23	4,8	6,53	5,23	4,59
SO_4^{2-} (mg l^{-1})	38,07	152	39,78	40,63	41,47
Cl l^{-1} (mg l^{-1})	25,37	74,04	29,31	27,34	29,31
DO (mg l^{-1})	7,83	7,96	7,69	8,4	8,53
DO (%)	89,3	88,2	92,4	96,9	57,7
pH	7,98	7,77	8,26	8,01	8,03
Vezetőképesség (μscm^{-1})	811	767	770	894	815
Víz hőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$)	17,9	18,5	22,8	21,1	19,5
Vízsebesség (ms^{-1})	0,2667	0,2198	0,241	0,3334	0,4167

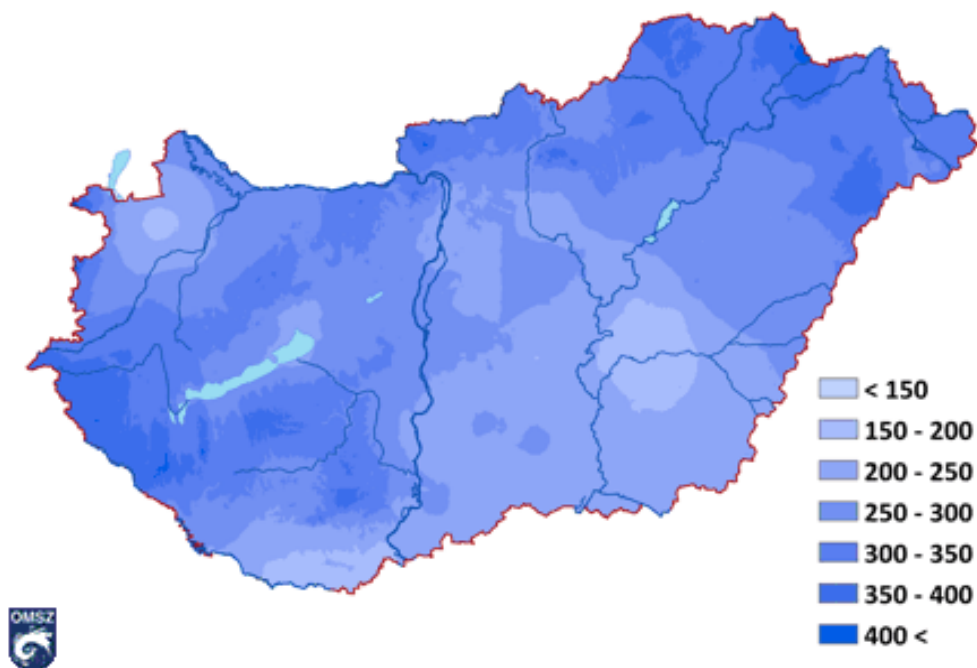


1. ábra: A kísérleti pont, Pula falu mellett a Vázsonyi-Séden



2. ábra: Május átlagos csapadékmennyisége mm-ben
(Kép forrása:

<http://www.met.hu/eghajlat/visszatekinto/getimgo.php?f=cRsm201002.gif>)



3. ábra: Június átlagos csapadékmennyisége mm-ben
(Kép forrása:

<http://www.met.hu/eghajlat/visszatekinto/getimgo.php?f=cRsm201003.gif>)