

**Különböző tér- és időléptékű moha  
bioindikációs vizsgálatok Magyarországon és a  
trópusokon**

**Doktori Értekezés**

**Rabecz Gyula**

**GÖDÖLLŐ, 2012**

DOKTORI ISKOLA: BIOLÓGIAI TUDOMÁNYOK

TUDOMÁNYÁGA: BIOLÓGIA

VEZETŐ: PROF. DR. BAKONYI GÁBOR

Intézetigazgató egyetemi professzor,  
az MTA doktora

SZIE Mezőgazd. - és Környezettud. Kar  
Állattudományi Alapok Intézet

TÉMAVEZETŐK: PROF. DR. TUBA ZOLTÁN †

Tanszékvezető egyetemi professzor,  
az MTA doktora,

Dr. Habil. Csintalan Zsolt  
docens

SZIE Mezőgazd. - és Környezettud. Kar  
Növénytani és Ökofiziológiai Intézet

.....  
ISKOLAVEZETŐ

JÓVÁHAGYÁSA

.....  
TÉMAVEZETŐ

JÓVÁHAGYÁSA

## TARTALOMJEGYZÉK

<b>RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE.....</b>	<b>4</b>
<b>1 BEVEZETÉS.....</b>	<b>5</b>
1.1 A téma aktualitása és jelentősége.....	5
1.2 Célkitűzések.....	7
<b>2 IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....</b>	<b>9</b>
2.1 A vizsgált elemek és jellemzésük.....	9
2.2 A biológiai indikátor és biomonitoring fogalma.....	16
2.3 A biomonitorozó és bioindikációs módszerek (előnyök és hátrányok).....	18
2.4 A mohák mint bioindikátor, biomonitorozó szervezetek.....	19
2.4.1 Elemek és izotópok biomonitorozása.....	19
2.4.2 Egyéb szerves és szervetlen, valamint gáznemű anyagok kimutatása.....	21
2.5 Elemterhelés biomonitorozás-bioindikációja.....	22
2.5.1 Nagy tér- és időléptékű biomonitorozás-bioindikáció, standardizált módszerek.....	22
2.6 Herbárium minták elemzése.....	25
2.7 Kis térléptékű bioindikációs technika.....	27
2.7.1 Légköri bioindikáció.....	27
2.7.2 Vízszennyezés biomonitorozása, bioindikációja.....	28
2.8 A moha bioindikátor szervezetek bioindikációs tulajdonságait befolyásoló sajátosságai.....	30
2.8.1 Kriptogám növények vízháztartása.....	30
2.8.2 Anyagfelvétel és szállítás a mohákban.....	32
2.8.3 A vizsgált elemek élettani hatásai.....	33
2.8.4 Nehézfém tolerancia mechanizmusok.....	35
2.9. Statisztikai módszerek a bioindikációban.....	36
<b>3 ANYAG ÉS MÓDSZER.....</b>	<b>39</b>
3.1 Kis tér- és időléptékű vízi bioindikáció és biomonitorozás.....	39
3.1.1 A vizsgált terület.....	39
3.1.2 A vizsgálatra felhasznált mohafaj.....	39
3.1.3 Vizsgálati pontok a százhalmabattai Dunai Finomító térségében.....	41

3.1.4 Vizsgálati időpontok.....	43
3.1.5 A vízminták gyűjtése .....	44
3.1.6 A mohaminták elemtartalom meghatározása .....	44
3.1.7 A vízminták elemtartalmának meghatározása.....	45
3.1.8 Klorofill fluoreszcencia-indukciós kinetika mérése .....	46
3.2 Trópusi nagy tér- és időléptékű biomonitorozás .....	46
3.2.1 A vizsgált terület és időpontok .....	46
3.2.2 Trópusi területek felmérésére felhasznált mohafajok.....	48
3.2.3 A trópusi mohaminták elemtartalom meghatározása .....	49
3.2.4 Az adatfeldolgozáshoz használt statisztikai módszerek és szoftverek .....	49
<b>4 EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK .....</b>	<b>51</b>
4.1 A Dunai Finomító térségében elvégzett kis térléptékű, moha bioindikátorokkal elvégzett vízi biomonitoring vizsgálat eredményei .....	51
4.1.1 Elemtartalom-változás elemzése .....	51
4.1.2 Vízállás hatása az elemfelhalmozásra .....	57
4.1.3 A környezetállapot klorofill fluoreszcencia paramétereken alapuló jellemzése a <i>Fontinalis antipyretica</i> vízimoha segítségével .....	58
4.1.3.1 A kettes fotokémiai rendszer maximális fotokémiai hatásfoka (Fv/Fm).....	58
4.1.3.2 Vitalitási index (RFd) .....	58
4.1.4 A Dunai Finomító térségében elvégzett kis térléptékű vízi moha-bioindikációs vizsgálatok eredményeinek korreláció és multivariancia analízise.....	60
4.1.4.1 Korreláció-analízis .....	60
4.1.4.1.1 Nehézfém tartalom-változás .....	60
4.1.4.1.2 Fiziológiai paraméterek változása .....	61
4.1.4.2 Főkomponensanalízis és klaszteranalízis eredményei.....	62
4.1.4.2.1 A vizsgált elemek csoportosítása főkomponens- és klaszteranalízis segítségével.....	63
4.1.5 Az AR (akkumulációs hányados) és CF (szennyezettségi faktor) vizsgálata .....	75
4.1.5.1 Az akkumulációs hányados (AR).....	75
4.1.5.2 A szennyezettségi faktor (CF) meghatározása az egyes vizsgálati periódusokban .....	75
4.1.6 Értékelés és összehasonlítás más, nemzetközi vizsgálatok eredményeivel.....	76
4.2 Trópusi területeken elvégzett légköri kiülepedő elemek nagy tér- és időléptékű moha-biomonitoring eredményei .....	83
4.2.1 Tanzánia.....	83
4.2.1.1 Elemtartalom, Tanzánia.....	84

4.2.1.2 Tanzánia moha-elemtartalom adatainak elemzése a főkomponensanalízis felhasználásával .....	88
4.2.2 Kenya.....	89
4.2.2.1 Elemtartalom, Kenya .....	90
4.2.2.2 Kenya moha-elemtartalom adatainak elemzése a főkomponensanalízis felhasználásával .....	92
4.2.3 Réunion.....	93
4.2.3.1 Elemtartalom, Réunion .....	94
4.2.3.2 Réunion-szigetén gyűjtött mohák Na, Mg, Ca, Sr értékek összehasonlítása Kenyából és Tanzániából származó hasonló értékekkel, a tengeri hatás vizsgálata trópusi területeken a kiüledő légköri elemtartalom tekintetében.....	98
4.2.3.3 Réunion moha-elemtartalom adatainak elemzése a főkomponensanalízis felhasználásával .....	99
4.2.4 Trópusi területek egymással történő összehasonlítása .....	100
4.2.5 A három trópusi terület adatainak elemzése a főkomponensanalízis és klaszter analízis felhasználásával 14 elemre vonatkoztatva .....	101
4.2.6 Trópusi minták összehasonlítása egy európai felméréssel .....	102
4.2.7 Az eredmények összefoglalása, új kutatási eredmények .....	104
<b>6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....</b>	<b>107</b>
<b>7. ÖSSZEFOGLALÁS - SUMMARY .....</b>	<b>109</b>
<b>MELLÉKLETEK .....</b>	<b>113</b>
M1 Irodalomjegyzék .....	113
M2 Mellékletek .....	131
Köszönetnyilvánítás .....	167

## **RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE**

AF	akkumulációs faktor
AR	akkumulációs hányados
BOI	biológiai oxigén igény
CF	szennyezettségi faktor
Fm	maximális fluoreszcencia
Fo	alapfluoreszcencia
Fs	egyensúlyi fluoreszcencia
Fv	változó fluoreszcencia
Fv/Fm	PSII maximális fotokémiai hatásfoka
HCB	hexa-klórbenzol
HCH	hexakloro-ciklohexánok
KOI	kémiai oxigén igény
LRTP	hosszútávú (légköri) transzport
PAH	policiklusos aromás szénhidrogének
PCA	főkomponens analízis
PCB	poliklórozott bifenilek
PEA	Plant Efficiency Analyser
PSII	fotoszintetikus rendszer kettes fotokémiai komponense
RFd	vitalitási index
SH	tiol
sz. a.	száraz anyag
ttkg	testtömeg kilogramm

# 1 BEVEZETÉS

## 1.1 A téma aktualitása és jelentősége

A föld, a levegő és a víz a földi élet három természetes közege. A mindennapos ipari, mezőgazdasági, sőt a fejlett világ kommunális tevékenységei során is ezt a három közeget árasztjuk el szennyező anyagok széles spektrumával. A termőtalajra kijutó szennyezések mozgása viszonylag lassú és nehezebben mobilizálódnak, míg a felszíni és felszín alatti vizekbe, valamint levegőbe jutó szennyezés rövid idő alatt is nagy távolságokat képes megtenni, tekintet nélkül országhatárookra, vagy földrészekre.

Az ipari fejlődés növekedésével a környezet védelme és az ipari tevékenység következtében óhatatlanul fellépő környezetkárosítás mértékének térben és időben követése a modern társadalom egyik legfontosabb feladata. A szennyezőanyagok kibocsátásának utóbbi évtizedben történt jelentős csökkenésével még mindig erős az igény a környezetet károsító tevékenységek és iparágak környezetszennyezésének nyomon követésére. Ez, mint visszacsatolás, elengedhetetlen a fenntartható fejlődés minőségének megállapítása érdekében. Mint minden szabályozásnak és korlátozásnak, ennek is előfeltétele a tudományosan megalapozott mivolta és vitathatatlan bizonyítékok megléte, a használhatóság, megismételhetőség és szabványosítás kérdésében.

A fenti igény változatos módszereket keltett életre és az utóbbi évtizedekben nagy hangsúlyt kapnak a környezet állapotát és annak változását felmérő bioindikációs és biomonitorozó (biomonitoring) vizsgálatok. A szennyezés mértékének egy adott helyszínen való meghatározása vagy az évek alatti változás nyomon követése egyrészt modern műszeres mérőrendszerekkel, másrészt biológiai indikátor, vagyis bioindikátor fajokkal lehetséges. Ez utóbbi bioindikációs technika lényege, hogy a bioindikátor szervezetek a környezeti tényezők együttes hatására reagálnak, olcsó és tetszőleges időpontban, helyen és időtartamra jelentősebb előkészületek nélküli vizsgálatot tesznek lehetővé.

A környezetterhelés jelzésében és mérésében az egyszerűbb felépítésű állati szervezetek (egysejtűek, ágascápú rákok, fonal- és gyűrűsférgék) mellett már régóta kitüntetett szerepe van a moháknak. A mohák igen fontos szerepet játszanak a növénytakarókban, biomassza tömegük sok élőhelyen lényegesen meghaladja a virágos növényekét, különösen az edényes növények számára

kedvezőtlen éghajlattal bíró területeken: pl. az arktikus vegetációkban, a tundrán, a tajgán, a sivatagokban, a félsivatagokban. Ugyanakkor ott vannak a növény és állatfajokban gazdag, csapadék és hőmérséklet szempontjából jól ellátott élőhelyeken, a trópusi őserdőkben is.

Számos fajuk lényegesen érzékenyebben reagál a környezetünkben bekövetkező változásokra, mint a magasabbrendű virágos fajok (RAO, 1982). Speciális tulajdonságaik következtében kiválóan alkalmasak a legkülönbözőbb jellegű szennyezések felmérésére (ANDO és MATSUO 1984, PÓCS et al. 1987, MARSCHALL és MÉSZÁROS 1994, ZECHMEISTER et al. 2003, HOLT és MILLER 2011).

A biomonitorozó-bioindikációs módszerek esetében elengedhetetlen az alkalmazott monitor/indikátor szervezet fiziológiai válaszainak minél részletesebb ismerete a vizsgálandó szennyezőkkel szemben. A nagy tér- és időléptékű passzív rendszerek mellett alkalmazott kis térléptékű módszereknél a vizsgált szennyezők mennyiségi eloszlásán túl információt kaphatunk azok élőlényekre kifejtett élettani hatásairól is.

Míg a légköri kiülepedő szennyezések tanulmányozásának komoly irodalma és tanulmányi háttere van (pl. RÜHLING 1994, BERG et al. 1996, RÜHLING és STEINNES 1996, ÖTVÖS et al. 2003, SUCHARA et al. 2007), a vízi szennyezések nyomon követése lényegesen kevésbé kutatott terület (pl. GLIME és VITT 1984, SAMECKA-CYMERMAN et al. 2002, FERNÁNDEZ et al. 2006).

A társadalmi fejlettség és jólét természetesen kialakítja az igényt a környezet szépségeinek megbecsülésére és ebből fakadóan a védelmére. Ahogy Európában, úgy az Egyesült Államokban és a fejlett világ más országaiban is évtizedekre visszamenően születtek kutatások és tanulmányok a légköri, vízi és szárazföldi környezetszennyezés állapotának felmérésére és nyomon követésére. Ezzel ellentétben, Afrikában (OLAJIRE és ABASS 1998), Közép- és Dél-Amerikában lényegesen kevesebb és kisebb jelentőségű vizsgálat született (pl. ERNST 1984). Igen soka a „fehér folt” és a megválaszolatlan kérdés ezekben a régiókban.

Mindezek ismeretében fogtam hozzá biomonitorozó/bioindikációs tanulmányaimhoz 2003 szeptemberében.



## 1.2 Célkitűzések

Munkám során célul tűztem ki az alábbi feladatok elvégzését:

- 1 Kis vízhozamú vízfolyásokon és patakokon alkalmazott moha transzplantációs technika alkalmazható-e egy Duna méretű vízfolyásra?
- 2 Alkalmazhatók-e a jól kidolgozott szárazföldi transzplantációs-ökoфизиологические bioindikációs módszer fiziológiai paraméterei a *Fontinalis antipyretica* vízi monitoring szervezetre?
- 3 Van-e mérhető hatása egy jelentős környezetszennyezőnek tartott ipari üzem szennyvizének a Duna-folyóra? Kimutatható-e az általunk mért paraméterekkel bármilyen környezetállapot változás a vizsgált ipari létesítmény körzetében?
- 4 Herbáriumi minták felhasználásával a trópusi Kelet-Afrika légköri kiülepedő szennyezésének leírása.
- 5 A kapott eredmények összevetése európai és magyarországi vonatkozásokkal.
- 6 Ipari tevékenységektől mentes területek moháinak analízisével az „abszolút” légköri kiülepedő háttérszennyezés<sup>1</sup> meghatározása kiemelt fontosságú 10 szennyező elemre [alumínium (Al), cink (Zn), kadmium (Cd), kobalt (Co), króm (Cr), nikkel (Ni), ólom (Pb), réz (Cu), vanádium (V), és vas (Fe)] az afrikai nemzeti parkokban begyűjtött minták segítségével.

---

<sup>1</sup>Háttérszennyezés alatt a természetes módon, adott helyen és időben a vizsgált közegből minden élőlényt érő elem/anyagterhelést értjük. Abszolútnak tekinthető, szemben az európai felmérésekkel, ha elfogadjuk, hogy bármilyen mértékű ipari tevékenység jelentős távolságra van a vizsgált területektől.



## 2 IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 2.1 *A vizsgált elemek és jellemzésük*

Egy adott területen legfőképp élettani hatásuk miatt feltétlenül szükséges ismerni az esetlegesen ipari szennyezésből származó, vagy háttérszennyezésként a környezetben megtalálható szerves anyagok vagy elemek mennyiségét.

A következő fémek vizsgálatát terveztük: alumínium (Al), cink (Zn), kadmium (Cd), kobalt (Co), króm (Cr), nikkel (Ni), ólom (Pb), réz (Cu), vanádium (V), és vas (Fe). Ezeket a fémeket egyrésztől toxicitásuk, de még inkább a különböző ipari tevékenységek során az alkalmazott technológiák következtében óhatatlanul a környezetbe jutó mennyiségük miatt részesítettük előnyben. A vizsgált anyagok okozta környezeti terhelés mértékének mérésére élő szervezeteket használtunk.

Az ismert elemek túlnyomó többsége a fémek közé tartozik. Éles határ nincs a fémek és nemfémek között, de elektromos vezetőképességük hőmérséklettől függő változása alapján elkülöníthetjük a fémeket a többi elemtől.

Az alumínium kivételével a vizsgált elemeink a nehézfémek csoportjába tartoznak. Nehézfémek alatt azokat az a fémeket értjük, melyeknek rendszáma nagyobb 20-nál, sűrűségük ( $\rho$ ) pedig nagyobb, mint  $5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ . A bioszférában elemi állapotban a legritkább esetben található meg. Ionizációs energiájuk viszonylag alacsony, ezért vizes közegben közepesen könnyen kationná alakulnak. Kémiai tulajdonságaik elsődlegesen meghatározzák természetben való előfordulásukat és az élő szervezetben való viselkedésüket.

A levegőbe, talajra és vízbe jutó elemek származhatnak természetes és antropogén forrásokból. Természetes források alatt értjük a kőzetek mállásából, tengeri párából, szélfúttá porból, stb. származó elem/nehézfém forrást, ami alapkőzetenként természetesen eltérhet (1. melléklet). Ennél sokkal jelentősebb az emberi eredetű (kommunális, ipari) kibocsátás, mely ugyanazon időintervallumon belül nagyságrendekkel nagyobb is lehet, mint a természetes forrásból származó elemtartalom [pl.: Cd tizenötszörös, Pb százszoros, Cu tizenháromszoros, Zn huszonnégyszeres, (CAMPBELL et al. 1983)].

## Alumínium

Az alumínium nem tartozik a nehézfémek közé ( $\rho$ : 2,7 g\*cm<sup>3</sup>). Nem esszenciális eleme az eddig ismert élő szervezeteknek. Magasabbrendű növények átlagos Al - tartalma 90-550  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  között változik (INNES, 1995). Repülők, autók gyártására, csomagolóanyagként, festékekben, elektromos vezető huzalokban, szerkezeti elemek gyártására használják főleg ötvözetek formájában. Jelentős kibocsátója a kohászat, szén és lignittüzelésű erőművek. Az elemek Goldschmidt-féle osztályozása szerint erősen litofil elem (elsődlegesen szilikátvegyületekben, az oxigénhez kötődve fordulnak elő, ezek a földkéreg fő alkotói - Goldschmidt szerint (Al, Ca, Cr, Mg, Sr Na, K, V)). Bizonyos trópusi talajok nagy mennyiségben tartalmazhatják.

Az alumínium az emberi szervezet számára nem esszenciális fém. Jelenlétét az ivóvízben összefüggésbe hozták az Alzheimer-kórral. Alumínium-sók lenyelése hányást, száj- és gyomorfekélyt, bőrfekélyt, ízületi bántalmakat, belégzése tüdővizenyőt okozhat.

## Cink

A cinket ( $\rho$ : 7,14 g\*cm<sup>3</sup>) a bázikus talajok 2-4 szer nagyobb mennyiségben tartalmazhatják, a savanyúakhoz képest. Kalkofil elem (amelyek előszeretettel fordulnak elő szulfid fázisokban - Goldschmidt szerint (Cu, Pb, Zn, Cd)). Természetes forrásai lehetnek a kőzetek mállása, vulkánkitörések, erdő és bozóttüzek. A talajból az egyik legkönnyebben felvehető erősen mobilis elem. Széleskörűen használják a fémiparban. A világ fémfelhasználásának negyedik helyén áll. Az autóipar korróziógátlóként alkalmazza, és nagymennyiségű cink van a gumiabroncsokban is. A Zn megtalálható háztartási vegyszerekben, műtrágyákban, cementben, betonban, a kohászatban különböző ötvözőként és növényvédő szerekben. Esszenciális mikroelem, számos növényi enzimben, fehérjében elengedhetetlen azok fiziológiás működéséhez. A növényekben megtalálható átlagos Zn-tartalom 10-100  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (INNES 1995, BUBLINEC 1990) között mozog.

Cink-vegyületek belégzése tüdőödémát és lázat okozhat. A táplálékkal való fölös bejutás hányást, emésztőrendszeri fájdalmat és pancreatitist okozhat. A fölös cinknek szerepe van a rákos daganatok képződésében is. Krónikus mérgezés rézhiányt, bőroregedést, hajöszülést, szexuális fejlődési zavarokat is okozhat. Növényekben nagy koncentrációban gátolja a Ca, Mg, P felvételét (BERRY és WALLACE 1989).

## Kadmium

A Cd ( $\rho$ :  $8,65 \text{ g}\cdot\text{cm}^3$ ) rendkívül és kizárólag toxikus elem, mobilitása miatt veszélyezteti a táplálékláncot, felezési ideje hosszú (emberi szervezetben 10-30 év), jelenlétének hosszú távú következményeivel számolni kell. Természetes forrásai vulkánkitörések, szélfúttá por és tengeri aeroszolok. TYLER (2005) munkájában egy dél-svédországi természetes erdőben magasabb rendű edényes növényekben  $0,1-3,15 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  természetes kadmiumtartalmat mért. A talajba és vízbe antropogén módon legnagyobb mennyiségben a szennyvíziszapok, hulladékok kihelyezésével, a műtrágyák gyártásával és használatával kerül. További forrása a szén égetése, a vas- és acélgyártás. A cinkgyártás is jelentős mennyiségű kadmiummal szennyezi a környezetet (HUTTON 1982). A Cd-ot továbbá felhasználják ötvözetekben galvanizálásra, festékgyártásra, műanyagok (stabilizálásra), gumiabroncsok és akkumulátorok gyártására. Dízel- és a fűtőolajokban is előfordul átlagosan  $7,0\cdot 10^{-4}-0,53 \text{ ppm}$  koncentrációban (PAUKERT 1980). Jelentős légköri forrása lehet a nehézkőolajok és a pakura elégetése.

Rendkívüli toxicitását jelzi, hogy embernél halálos adagja 250-500 mg. A szennyezett étel és a dohányfüst jelentősen megnövelheti a napi bevitelét. Akut, vagy krónikus mérgezés esetén tüdő- és vese elégtelenség és csontlágylás (Itai-Itai betegség) jelentkezhethet. A vesekárosodás már igen alacsony állandó környezeti koncentráció mellett kialakulhat. Egyértelműen összefüggésbe hozható a prosztata és tüdőrák előfordulásával, de számos másfajta rák kialakulásában is szerepe lehet a kadmiumnak (JÁRUP 2002).

## Kobalt

A kobalt ( $\rho$ :  $8,9 \text{ g}\cdot\text{cm}^3$ ) fő ásványai Co/Fe/As - szulfidok. Kationként  $\text{Co}^{2+}$  és  $\text{Co}^{3+}$  formában található meg. Sziderofil elem (gyakran fémes fázisba redukálódnak, vassal együtt fordulnak elő a Föld magjában – Goldschmidt szerint (Fe, Co, Ni,)). A tenger és a felszíni vizek Co-tartalma átlagosan  $8\cdot 10^{-5}$  és  $2\cdot 10^{-4} \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Fő természetes forrása kőzetek mállása. Az iparban főleg ötvözetekben rozsdásodás gátlóként alkalmazzák, de használják festékekben, Li-ion elemekben, acélötvözetű gumiabroncsok gyártásánál. A gombák kivételével esszenciális elem az élőlények számára. Hátterszennyezésnek kitett területeken a növényi Co-tartalom széles határok között változhat ( $0,05-0,54 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , TYLER, 2005).

Magasabb koncentrációban (napi 500 mg bevitel) mérgezési tünetek jelentkeznek az embernél. Immunrendszer-hiperszenzibilizáló hatása van, ami a tüdőben és a bőrön jelentkezik. Szöveti hypoxiát okozhat a bőrben, megakadályozva a piruvát oxidálódását, ezáltal csökkentve a mitokondriális légzést. Bőrkiütéseket és elváltozásokat okozhat. Hiánytünetei főleg a B 12-vitamin hiányként jelennek meg. Állatoknál gyengeséget, anémiát, csökkent nemzőképességet okoz.

## Króm

A króm ( $\rho$ : 7,19 g\*cm<sup>3</sup>) a természetben leggyakrabban Cr<sup>3+</sup> és Cr<sup>6+</sup> formában fordul elő, de ismertek vegyületei nulla és +6 oxidációs szám között. Természetes forrása a bázikus és ultrabázikus kőzetek mállása. A barnaszén 550 mg\*kg<sup>-1</sup>, a nyersolaj átlagosan 0,3 g\*l<sup>-1</sup> krómot tartalmaz. Esszenciális, nem esszenciális és toxikus elem is. Nem esszenciális a baktériumok, gombák és a magasabbrendű növények számára, ellenben a Cr<sup>3+</sup> szükséges az állatok cukoranyagcseréjéhez. BOWEN (1979) a csupán háttérszennyezésnek kitett növényzetben átlagosan 0,03-10  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  Cr-tartalmat állapított meg.

Főként a metallurgia-iparban, pl. rozsdamentes acélötvözetek előállítására használják, valamint cserzőanyagként a bőriparban, katalizátorként a festékgyártásban, galvanizálásra és fakonzerválóként alkalmazzák. Fő antropogén forrása a fémipar és a fosszilis tüzelőanyagok elégetése.

A króm(VI) erős mérég, míg a króm(III) vegyületei nem. Okozhat allergiát, kromoszómasérüléseket, belélegezve tüdőrákot. Mérgezése növényekben kálium, foszfor felvételi zavarokat okoz a gyökérben. Cr (III) hiány emberben vérkoleszterin szint és vérnyomás növekedést, vérrögképződés kockázatának növekedését, csökkent glükóz-toleranciát, növekedési zavarokat és nemzőképesség csökkenést okoz.

## Nikkel

A nikkelt természetes fő forrása az anyakőzet. Legnagyobb mennyiségben az ultrabázikus kőzetek tartalmazzák, sűrűsége 8,9 g\*cm<sup>3</sup>. A talaj Ni-tartalma 1-350  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  között változik, függően az alapkőzettől. A tengervíz 2 $\mu\text{g}$ , a felszíni édesvizek 0,3  $\mu\text{g}$  nikkelt tartalmaznak literenként. Az állatok és bizonyos növénycsoportok számára nélkülözhetetlen elem. Az átlagos

elemtartalom a növényekben  $0,4-5,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  között változik. (BOWEN 1979, MARKERT 1992). Szennyezőforrásai az olaj- és széntüzelés, használják a vegyiparban katalizátorként, az acél és az elektromos iparban ötvözetek, szárazelemek készítésére és galvanizálásra. Legnagyobb mennyiségben acélipari termékek (rozsdamentes acél) gyártásánál használják.

A szerves nikkkel vegyületek a szervesetlenekhez képest nagyságrendekkel mérgezőbbek. Egyik legjelentősebb Ni-bevitel a cigarettával történik. ( $1-3 \mu\text{g}$  Ni/szál cigaretta) Erősen karcinogén elemként ismert, hosszabb időn át tartó nikkkel mérgezés emberben tüdőrákot, allergiát, veseműködési zavarokat, dermatitist okozhat, embrionális fejlődés zavarait és csökkent spermatogenezist figyeltek meg. A légzőszervi rákos megbetegedések kockázata kimutathatóan megnő, ha a levegőben az oldható Ni koncentrációja a  $1 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ , az oldhatatlané pedig a  $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ -t tartósan meghaladja. Növények esetében gyökérnövekedés gátlást és számos oxidatív stresszel szembeni védelmi mechnizmus beindulását okozza. Nikkel hiányában felborul a hormonháztartás, nő a bőr pigmentációja, csökkent hematokrit és megnövekedett vérkoleszterin szint lesz megfigyelhető.

## Ólom

Az ólom ( $\rho: 11,34 \text{ g}\cdot\text{cm}^3$ ) nem tartozik az esszenciális elemek közé. Litolofil (azon elemek, amelyek elsődlegesen szilikátvegyületekben, az oxigénhez kötődve fordulnak elő, ezek a földkéreg fő alkotói) és kalkofil (azok az elemek amelyek a természetben előszeretettel fordulnak elő szulfidok formájában) elem, több mint 200 ásványban megtalálható. A talaj átlagos ólomtartalma  $40 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Az első elemek között van, amit az ember bányászott és jó formálhatósága miatt felhasznált. A legkevésbé mobilis elem. A természetes ólomtartalom növényekben  $0,2-5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Az ólom természetes forrása az anyakőzet, legnagyobb mennyiségben a savas ( $20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), legkisebb mennyiségben a bázikus kőzetek tartalmazzák ( $5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ). A XVI. századtól a nyomdaiparban használták nagy mennyiségben, ennek felhasználása technikaváltás miatt szerencsére már eltűnőben van. A környezetben az ólom felhalmozódás elsősorban a közlekedés hatását tükrözi, sokáig üzemanyagokban használták adalékként (ólom-tetraetil, ólom-tetrametil). Ezen kívül az ólomot az építőiparban, a festékekben, és növényvédő szerekben használják. Legnagyobb nem természetes forrása az ólomgyártás és újrahasznosítás, fosszilis üzemanyagok elégetése.

A lenyelt, belélegzett, vagy bőrön keresztül felvett ólom a véráram útján az agyban, vesében és csontokban rakódik le. Hatással van mind a központi, mind a perifériás idegrendszerre, a vér alakos

elemeire és azok képződésére, a D-vitamin metabolizmusára, a vas és kalcium beépülésére és anyagcseréjére. Erős karcinogén és vesekárosító hatása ismert [(tolerálható napi felvételi mennyiség kb. 430  $\mu\text{g}$  egy egészséges felnőtt számára) SUCHARA et al. 2007]. Kis mennyiségben ( $10^{-8}$  M) növekedéstimuláló hatást figyeltünk meg uborka tesztnövényeken (saját, nem közölt eredmények, ez a hatás általánosnak mondható a toxikus anyagok között).

## Réz

Számos ásványa és vegyülete létezik a természetben. A kéreg átlagos réztartalma  $60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . A tengervíz és az édesvíz természetes Cu tartalma  $3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ . Természetes forrása az ásványok oldódása és az anyakőzet mállása. A Cu ( $\rho$ :  $8,96 \text{ g}\cdot\text{cm}^3$ ) az egyik legrégebb óta használt és megmunkált fém. Emberi eredetű forrásai lehetnek a fémipar (ötvözetekben, kábelekből, vízvezetékben), a bányászat és az elektromos ipar. Valamint Cu kerülhet a környezetbe pl. a fűtőanyagok égetése által, festékekkel, növényvédő szerekkel, állati takarmányokkal. Jelentős és esszenciális elem, számos enzim működéséhez, oxo-reduktáz folyamatokhoz elengedhetetlen. A növényi szövet átlagos réztartalma  $1-20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  intervallumon belül mozog.

A fölös mennyiségben felvett réz az emberi szervezet számára toxikus. Mérgezése többek között emésztőrendszeri zavarokat, hányingert, hányást, hasi fájdalmat, májkárosodást, tüdő fibrózist okozhat. Karcinogén hatását nem írták le egyértelműen. Úgy találták, hogy a rézhiány növeli a lipoprotein peroxidáció mértékét (patkányokban), valamint a DNS oxidatív károsodásának a lehetőségét is. Bizonyos szív- és érrendszeri betegségeket is összefüggésbe hoznak a rézhiánnyal (SUCHARA et al. 2007).

## Vanádium

Hatvanöt különböző ásványa létezik ( $\rho$ :  $6,0 \text{ g}\cdot\text{cm}^3$ ). A természetben +2 – +5 oxidációs számmal fordul elő. A tenger- és édesvíz is egyaránt átlagosan  $1 \mu\text{g}$  vanádiumot tartalmaz literenként. Természetes forrása az anyakőzet mállása, vulkáni tevékenységek. A vanádium elsődleges emberi szennyező forrásai az olajfinomítók és a szén vagy olajtüzelésű hőerőművek és létesítményeik, az acéliparban ötvözetek készítésére, vegyiparban katalizátorként használják. Nagy mennyiségben található a szénben (150-250 ppm), nehézelajban és pakurában, bitumenben (akár



1200 ppm). Esszenciális bizonyos enzimrendszerek működtetésében (pl. ATP-áz), néhány tengeri állatfaj oxigén transzporterként használja. Ennek ellenére nem találták esszenciálisnak a gombák, számos növényfaj és az emberi szervezet számára.

Nagy mennyiségű vanádiummal, vagy vegyületeivel való hosszabb érintkezés, mérgezéshez vezet. Előfordulása a levegőben  $35 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$  koncentrációban vagy fölötte halálhoz vezet. Irritálja a tüdőt, szemet és a bőrt, hányást okoz. Toxicitása az oxidációs számának növekedésével nő. Karcinogén hatását nem írták le. Kis mennyiségű vanádium növekedésstimuláló hatását figyelték meg tesztnövényeken (SUCHARA et al. 2007).

## Vas

A vas a Földkéreg egyik leggyakoribb eleme ( $\rho: 7,86 \text{ g} \cdot \text{cm}^3$ ). Erősen litofil elem. Bizonyos trópusi talajok nagy mennyiségben tartalmazhatják. A tengervíz  $3 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ , a felszíni édesvíz  $670 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  koncentrációban tartalmazza. Természetes forrása az anyakőzet mállása, mobilitása erősen függ az aktuális pH és redox viszonyoktól. A vas aerob körülmények között oxidált, Fe(III) ionos formája a stabil. Esszenciális a növények és az állatok számára is. Fehérjekomplexek és enzimek működéséhez elengedhetetlen. A növényi szövet vastartalma  $40\text{-}500 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$  között változik. A réz után az egyik legrégebb óta és legnagyobb mennyiségben előállított és használt fém. Szennyezésének okozói lehetnek elsősorban a vas- és acéliparhoz kötődő tevékenységek, a fémipar, kohók, széntüzelésű erőművek és bányák.

Nagy mennyiségben adagolva, hosszú távon halálos ( $60 \text{ mg} \cdot \text{ttkg}^{-1} \cdot \text{nap}^{-1}$ ). Emésztőrendszeri panaszokat, székrekedést, hányást, anorexiát, nyálkahártya irritációt okozhat. Mitokondriális funkciócsökkenés miatt máj, szív, vese, tüdő, idegrendszeri zavarok jelentkezhetnek. A vashiány anémiához, szív, tüdő és érrendszeri elváltozásokhoz, immunrendszer zavaraihoz vezethet (SUCHARA et al. 2007).

## 2.2 *A biológiai indikátor és biomonitoring fogalma*

Az élőlények egyik legfőbb sajátossága az ingerelhetőség. Az emberben, az állatokban és a növényekben az ingerek meghatározott folyamatokat indítanak be, melyek általában a szervezet életben maradását szolgálják. Ilyen ingerek lehetnek például a környezetben található káros anyagok, melyek az élőlényekből reakciót, illetve ingerválaszt váltanak ki. Ez a tulajdonság teszi alkalmassá az élő szervezeteket arra, hogy környezeti állapotfelmérésekben jelzőként, indikátorként alkalmazzuk őket. A környezetvédelemben használt szervezeteknek, a bioindikátoroknak a fenti alapvető tulajdonság mellett van még egy rendeltetésük, könnyen kezelhető „műszerként” szolgálnak, vagyis információt adnak számunkra a környezet állapotáról, állapotváltozásáról és a terhelés mértékéről.

**Biológiai indikátornak** tekintjük azon szervezeteket, melyek előfordulása, vitalitása és reakciója stressz hatására megváltozik (SCHUBERT 1985, KOVÁCS 1986a, RÜHLING et al. 1987, CARIGNAN és VILLARD 2002, HOLT és MILLER 2011). Ilyen reakció lehet pl. az ózon hatására szenzitív fehérherén bekövetkező különböző fokú nekrozis, melynek mértéke önmagában kvalitatív mérőnek minősül. Bioindikáció alatt az élő szervezetek, ill. ökoszisztémák azon változásainak mérését értjük, melyeket antropogén hatások idéznek elő.

A *jelző* fajok/társulások olyan bioindikátorok vagy indikátortársulások, melyek a környezet állapotáról szolgáltatnak adatokat. A legegyszerűbb esetekben pl. a közeg pH-értékére, tápanyag- vagy nehézfém-tartalmára utalnak. A környezet minőségének/paramétereinek változását az egyedszám növekedésével, vagy éppen csökkenésével jelzik. Az állat- és növénytársulások faj- és mennyiségi összetétele szintén megváltozik. A vegetáció feltérképezése és megfigyelése gyakran eredményesebb, mint az állatvilág vizsgálata, mivel a növények helyhez kötöttek, nagyobb tömegben fordulnak elő, és környezeti igényüket is könnyebb felmérni. A *tesztfajok* adott szennyezőre szenzitív szervezetek, melyeket főként laboratóriumi toxikológia-tesztekhez és vízminta-vizsgálatokhoz használják fel. Ezek a tesztek jól standardizáltak, és főként arra szolgálnak, hogy az embert fenyegető közvetlen veszélyt jelezzék. Itt többnyire zoo-organizmusokat alkalmaznak. Ezek a mérések már többnyire számszerűsíthető adatokkal szolgálnak (BESCH et al. 1977).

**Monitorozó-fajok** alatt olyan élőlényeket értünk, melyek a környezetben jelenlévő szennyező anyagok mennyiségi és minőségi meghatározására alkalmasak. A monitoring-technikán egy idő- és térbeli megfigyelőrendszert értünk, mely a környezet állapotáról ad kvantitatív információt úgy,

hogy a múlt és a jelen állapot összehasonlítható legyen, vagyis a hangsúly a környezet változásán és annak mérésén van (MARKERT 1991, STEINNES 1994, 1995, WOLTERBEEK 2002). A monitorozó fajok közül a levegő minőségét jelző fajok bírnak a legnagyobb jelentőséggel. A fizikai-kémiai paraméterek közvetlen mérése igen költséges, azonban ez helyettesíthető biomonitorozó vizsgálatokkal, melyekkel a környezetszennyezés mértéke jól megállapítható. Továbbá két vagy több szennyezőanyag együttes hatása már csak biológiai objektumok segítségével tanulmányozható.

Az *akkumulációs* monitorfajok bizonyos szennyező anyagokat károsodás nélkül képesek szervezetükben felhalmozni. Esetükben ez a tulajdonság kifejezetten előnyös, felhasználásukat tekintve kritérium értékű. Ez a tulajdonság kevés kivétellel általánosan jellemző mind a szárazföldi, mind a vízi mohafajokra [pl. a "rézmohák" közé tartozó *Scopelophila cataractae* és *S. ligulata* (BROWN 1982, SHAW 1995)]. Különösen igaz ez az ún. szerpentin fajokra, melyek képesek nagy koncentrációban bizonyos elemeket felhalmozni. A biomonitorozó vizsgálati módszerek más szempontok alapján is feloszthatók:

*Közvetett biomonitorozás/bioindikáció* során a változások követése közvetett módon, biológiai jellegű kritériumváltozók alkalmazásával történik. Alapja az, hogy a környezetben bekövetezett változás, hatással van az élőlényekre. Tehát az élőlények indikálják a környezetet, melyet értelmeznünk kell. Pl. a tőzegmohalápokban élő *Sphagnum* fajok pusztai jelenlétéből következtethetni lehet a víz kémhatására. A közvetett biomonitorozás/bioindikáció értelmezhető citológiai, morfológiai, fiziológiai szinten egyeden belül, de létezik nagyobb léptékű biomonitorozás/bioindikáció, mely populációk vagy társulások szintjén értelmezhető.

*Közvetlen biomonitorozás* során a szennyező anyagok mennyiségét közvetlenül az élőlények szervezetében mérjük folyamatos mintavételek során. Ilyenek a nagy nemzetközi biomonitorozó felmérések is. Mára már több évtizedre visszanyúló felmérések léteznek főleg Európában, amik jelentős információt nyújtanak a környezetterhelés tér- és időbeli változásáról.

A bioindikációra felhasznált faj egyben lehet monitorozó faj is.

### **2.3 A biomonitorozó és bioindikációs módszerek (előnyök és hátrányok)**

A számtalan szennyező anyag és vizsgált terület miatt megkülönböztetünk passzív és aktív technikákat. A passzív bioindikáció/biomonitorzás során a vizsgált területről gyűjtünk be növényeket szennyezőanyagok hatásának kimutatására, mennyiségének megállapítására. Értelemszerűen a helyben megtalálható fajok jöhetnek számításba. Ilyen felméréseket egyszerű kivitelezésük és költséghatékonyságuk, valamint széles körű használhatóságuk miatt előszeretettel alkalmaznak nagy területek (országos, kontinens léptékben) felmérésében (pl. RÜHLING 1994, BERG et al. 1996, HERPIN et al. 1996, RÜHLING 2002, ÖTVÖS et al. 2003, SUCHAROVÁ és SUCHARA 2004, SUCHARA et al. 2007, MIGASEWSZKI et al. 2010, THÖNI et al. 2011, HARMENS et al. 2012). A begyűjtött növénynek nem kell alkalmazkodni a vizsgált terület körülményeihez, nincsen minimális akklimatizációs periódus, hiszen generációk óta megtalálható akár egy iparosított terület közelében is. A módszer hátránya lehet, hogy bár törekednek kozmopolita fajok kiválasztására, de ez sok esetben nehezen megvalósítható. Többek között ezt kiküszöbölendő, a légköri kiülepedő szennyezés nyomon követésére ma már néhány gyakran alkalmazott, széles elterjedésű faj között elem-felhalmozási interkalibrációkat végeztek, melyek jó közelítéssel helytállóak és lehetőséget adnak több faj használatára és a kapott eredmények összehasonlítására (WOLTERBEEK et al. 1995, FERNANDEZ és CARBALLEIRA 2001, FERNANDEZ et al. 2002, GAALSOMIÉS et al. 2003). További befolyásoló tényező lehet a mintavételi helyek közötti nagy tengerszintfeletti magasság különbség (GERDOL et al. 2002, SCHILLING és LEHMAN 2002), éves csapadékmennyiség, valamint közvetlenül a begyűjtés idejekor tapasztalt csapadékos, vagy aszályos időszak, a hóolvadás, melyek bizonyos esetben jelentős elemtartalmat képesek kimosni a mohákból (RÜHLING 1994). Fontos lehet továbbá a vizsgálatot végző laboratóriumok/készülékek közötti interkalibráció is, mely standard növényi anyagok vizsgálatával valósítható meg (RÜHLING 1994).

Az aktív technika során a mohákat meghatározott területre helyezik ki. Fontos, hogy a tesztorganizmusok lehetőleg mindennemű szennyezéstől mentes (csupán a természetes „háttérszennyezéssel” találkozhatnak) területről, egy populációból származzanak (WEGENER et al. 1992). Ilyen aktív módszer a transzplantáció (BROWN 1984), mely során a mohákat eredeti szubsztrátjukkal együtt teszik ki meghatározott időre a vizsgált területekre, hogy egy város vagy ipari körzet levegőjének minőségét megállapítsák (GOODMAN és ROBERTS 1971, LEE 1972, FOLKESON 1981, MEENKS et al. 1991, 1992, TUBA és CSINTALAN 1993a;b;c, FERNÁNDEZ és CARBALLEIRA 2000). Ezt a módszert többnyire rövid, néhány hónapos, esetleg egy vegetációs

időszak hosszan és viszonylag kis területeken alkalmazzák. Az expozíciós technikák hátránya, hogy kihelyezéskor a mohatelepek károsodást szenvedhetnek, ez befolyásolja a kísérleti eredményeket. Ennek elkerülésére bizonyos minimális akklimatizációs időszak szükséges, mely fajonként és vegetációs időszakonként eltérő lehet. A módszer abszolút előnyös abból a szempontból, hogy olyan helyeken is méréseket lehet végezni, ahol esetleg a szennyezés miatt már nem gyűjthetők minták, valamint standardizáltabb körülményeket biztosít a mérésekhez és a későbbi összehasonlításokhoz, állapotfelmérésekhez. Ez a módszer lehetővé teszi a passzív technikához képest bizonyos fiziológiai paraméterek vizsgálatát, melyek megfelelő körültekintéssel alkalmazva plusz információt szolgáltat a vizsgált terület szennyezésének élőlényekre gyakorolt hatásáról. Ilyen paraméterek lehetnek bizonyos makroszkopikus szöveti tünetek (pl. klorózis, nekrózis). Létrejöhetnek fiziológiai, biokémiai, kémiai károsodások, melyek hatására fiziológiai változás (pl. CO<sub>2</sub> gázcsere intenzitásváltozás, fluoreszcencia paraméter változások, klorofill tartalom és klorofill formák arányainak megváltozása), enzimaktivitás módosulás, metabolit felhalmozás vagy különböző szennyezőanyagok (nehézfémek) akkumulációja következik be.

## **2.4 A mohák mint bioindikátor, biomonitorozó szervezetek**

### *2.4.1 Elemek és izotópok biomonitorozása*

A moháknak és a zuzmóknak a magasabbrendű növényekkel ellentétben nincsenek gyökereik, ezért a tápanyagok felvétele a növény teljes felületén keresztül történik. Erre elsősorban az alábbi tulajdonságaik teszik őket igen alkalmassá (LEBLANC et al. 1974, ANDO és MATSUO 1984, PÓCS et al. 1987, MEENKS és TUBA 1992, MARSCHALL és MÉSZÁROS 1994, BADACSONYI és TUBA 2000):

- nincs kutikulájuk és epidermiszük;
- vízleadást szabályozó gázcsere nyílások hiányában vízviszonyaik és anyagcseréjük mindenkor a közvetlen környezet (szubsztrát és a levegő) vízviszonyaitól függ (TUBA 1987, TUBA et al. 1995);

- sok közöttük a kozmopolita, a legváltozatosabb aljzaton (talajon, sziklán, kövön, fatörzsön, ágon, kidőlt fatuskón, tetőn, stb.) fordulnak elő, akár ugyanazon fajok;
- A mohatelepek nagy fajlagos felületük ( $1,6 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ , DARLINGTON et al. 2001) révén fizikailag jól adszorbeálják a légrétegből kiülepedő szennyeződések;
- az ásványi anyagokat közvetlenül a csapadékból és a felületükre rakódott anyagokból, ritkábban a szubsztrátból veszik fel;
- környezetüknél (talaj vagy más szubsztrát) sokkalta nagyobb mennyiségben halmozzák fel a különböző elemeket, ásványi anyagokat;
- sokuk éves növekedése jól elhatárolható szakaszokban történik;
- a mohák egyes részei közötti anyagszállítás az edénnyalábok hiánya miatt nagyon csekély;
- számos elemet, így például a legtöbb nehézfémeket lényegében szelektivitás nélkül akkumulálják;
- többségükben örökzöld évelők, így az egész év folyamán vizsgálhatók;
- számos fajuk nagyon széles elterjedésű, ezért igen nagy földrajzi területen, akár több kontinensen is lehet ugyanazzal a fajjal dolgozni.
- A mohák a ritka fémeket is képesek felhalmozni, még akkor is, ha azok a szubsztrátjukban a kimutathatóság szintje alatt vannak (pl. Ag, Bi és Sn, SHACKLETTE 1965)

Ezek a tulajdonságaik lehetővé tették, hogy a mohákat a zuzmók mellett Európában már 1968-ban a légszennyezés általános biológiai indikátoraként fogadták el (RAO 1982). Az előbbieken alapján alkalmasak nehézfémek (szárazföldi és vízi) monitorozására.

A légköri indikáció során nem csupán nehézfémek kimutatására van lehetőség, hiszen például a  $^{137}\text{Cs}$  természetes körforgásában jelentős szerepe van moháknak (TUBA 1986, STEINNES és NJASTAD 1993, SAWIDIS et al. 1999.). Felhalmoznak nukleáris robbanások során, illetve utána megjelenő egyéb maghasadási termékeket is ( $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ ,  $^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$ , SVENSSON és LEDEN 1965, DARÓCZY et al. 1988). A legtöbb szempont hasonló a légköri kiülepedő elemek monitorozásánál, azonban néhány egyéb szempontot is figyelembe kell venni. Ilyen a növényzet árnyékoló hatása (erdő, tisztás, stb.). DARÓCZI et al. (1988), GUILLITTE et al. (1990), ELSTNER et al. (1989) egy évvel a Csernobili nukleáris erőműbaleset utáni vizsgálataik során még mindig mérhető mennyiségben találtak Cs izotópokat a különböző biológiai mintákban. Az egy évvel korábbi vizsgálatokkal összevetve a  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$  arányokat, egyértelműen bizonyítani tudták, hogy a

terhelés az atomerőmű-baleset következménye, sőt a mohák a talajmintában mért izotópkoncentrációnál is magasabb értékeket jeleztek.

#### 2.4.2 Egyéb szerves és szervetlen, valamint gáznemű anyagok kimutatása

Mohát (*Funaria hygrometrica*) használtak alumíniumgyártás során keletkező fluorid (HF) hatásainak kimutatására, ahol a levélkék csúcsának nekrozisa arányos volt a szennyezés mértékével és a kitétség hosszával (RAO 1982). COMEAU és LEBLANC (1971) ózonszennyezés nyomon követésére használt mohákat. Sokan alkalmaztak mohákat kénterhelés (SO<sub>2</sub>) kimutatására is. A legtöbb mohafaj számára a kén-dioxid és a légköri nedvesség hatására keletkező kénessav letális anyagok (TAODA 1972), bár a letalitás erősen függ a környezet és így a növény vízellátottságától (WINNER és KOCH 1982). Például SZAREK és CHARNOWSKA (1991) a lengyelországi nemzeti parkokban gyűjtött mohák hosszú időtartamra visszatekintő elemzésével azt találta, hogy a mohák a kénterhelés indikációjára nem a legalkalmasabbak, mert a túlevelűekkel kimutatható kénterhelés a mohákban még nem okozott szignifikáns koncentrációemelkedést.

Néhány fajuk [(*Bryum argenteum*, *Ceratodon purpureus*, *Funaria hygrometra* vagy a *Tortula ruralis* (*Syntrichia ruralis* az újabb rendszertani besorolás szerint)] jól tűri a nagyvárosi-ipari környezet okozta szélsőséges körülményeket. A *Ceratodon purpureus* (parázsmoha) még igen savanyú (pH: 3,4) talajon és 0,5 ppm kén-dioxid koncentráció mellett is jól nőtt (RAO 1982). Ezen oknál fogva gyakran használják aktív, légköri transzplantációs vizsgálatokban.

A policiklusos aromás szénhidrogének (PAH) két vagy több kondenzált benzolgyűrűt tartalmazó szerves vegyületek. Minden hőfejlődéssel, égéssel kapcsolatos folyamatban keletkeznek és szilárd részecskékre (por, korom) tapadva nagy utat tesznek meg a levegőben. A PAH szennyeződések természetes forrását jóformán csak az erdőtüzek során lejátszódó tökéletlen égés adja. Mesterséges források közül legjelentősebbek a közlekedés (belső égésű motorok), energiatermelés (széntüzelés, a kokszosító üzemek, olaj- és széntüzelésű erőművek), aszfaltgyártás, krakkolás. A benzin- és dízelüzemű személy- és tehergépkocsik kipufogógázaiból mintegy 150-féle PAH-ot azonosítottak. Számos légköri és vízi bioindikációs tanulmány használt mohákat PAH szennyezés monitorozására (LITTLE 1973, SKAAR et al. 1973, ROY et al. 1996, CHOVANEC et al. 1994, VISKARI 2000.).

Az előbbieken említett PAH vegyületek mellett, a mohák jó monitoring és akkumulátor szervezetei egyéb szerves szennyezőknek, mint a HCH (hexakloro-ciklohexánok) és a PCB (poliklórozott-bifenilek) vegyületeknek (MOUVET et al. 1985, BIDDLEMAN et al. 1987, KNULST et al. 1995, ZECHMEISTER et al. 2003). Ezek főleg peszticidgyártás és használat során, poliaromás szénhidrogének halogénezése és degradációjakor keletkeznek. CHOVANEC et al. (1994) a Duna és a Traun-folyón vizsgálta a különböző peszticid gyártás melléktermékeként keletkező, ez előbbi csoportokba tartozó, szerves szennyezők mennyiségét passzív technika segítségével a *Cinclidotus danubicus* mohával. A mohákkal még olyan esetben is ki lehetett mutatni a vizsgált vegyületeket, mikor a vízben azok a detektálási határ alatt voltak, tehát jó akkumulátor szervezetnek bizonyultak.

A légköri száraz és nedves ülepedésből származó O<sub>3</sub> és NO<sub>x</sub> mennyiségének megállapítására a mohákban enzimaktivitás változást (nitrát-reduktáz aktivitás), az élő szervezetre gyakorolt hatásának és a környezetterhelés mértékének megállapítására a klorofill fluoreszcencia módszerével és infravörös gázanalizátorral CO<sub>2</sub> asszimiláció intenzitás-változást mértek (POTTER et al. 1996, LEE et al. 1998).

## **2.5 Elemterhelés biomonitorozás-bioindikációja**

### **2.5.1 Nagy tér- és időléptékű biomonitorozás-bioindikáció, standardizált módszerek**

Környezetterheléses vizsgálatokban a mohák egyik legkiterjedtebb alkalmazási területe a passzív bioindikáció módszerén alapuló háttérszennyezés vizsgálata, mely az északi államok kezdeményezésére indult még a 60-as, 70-es években (RÜHLING és TYLER, 1968, 1969, 1971, 1970, 1973, 1984). Később hazánk és más európai államok is csatlakoztak a projektekhez (RÜHLING et al. 1987, 1992, 1996, RÜHLING 1994, BERG et al. 1996, HERPIN et al. 1996, RÜHLING és STEINNES 1996, 1998, BERG et al. 1997a, BERG és STEINNES 1997b, SUCHAROVÁ és SUCHARA 1998, GALSOMIES et al. 1999, GERDOL et al. 2000, GORDZINSKA és SZAREK-LUKASZEWSKA 2001, FERNANDEZ et al. 2002, RÜHLING 2002, ÖTVÖS et al. 2003, SUCHAROVÁ és SUCHARA 2004, SUCHARA et al. 2007 stb...). Célja volt mennyiségileg és minőségileg jellemezni a légköri nehézfémterhelés mértékét Európa különböző régióiban kezdetben néhány kiemelt fontosságú nehézfém esetében (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni,



Pb, V, Zn). Ma a vizsgálatok szinte a periódusos rendszer összes fémét magába foglalják (pl. SUCHARA et al. 2007, 41 elem).

Jelenleg nemzetközi összefogásból, Európa területére kiterjedő program működik (ICP Vegetation Programme - "Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe"; <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>). Meghatározták a jelentős nehézfém szennyezőforrásokat és megjelölték azok kiterjedését és terjedési útvonalát. Így, a rendszeresen megismételt vizsgálatokkal időben és térben nyomon lehet követni a légköri ülepedésből származó nehézfém-szennyezést Európában. A lehetőségekhez mérten a módszereket a következőképpen standardizálták (RÜHLING et al. 1987, 1992, 1996, RÜHLING 1994):

A méréseket amennyiben lehetséges 5 évenként megismétlik. Előnyben részesítik a rhizoid nélküli ún. ektohidrikus (a tápelemeket elsősorban a száraz és nedves ülepedésből nyerő) mohákat. Legkedveltebbek a kozmopolita *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme*, *Hylocomium splendens*, de használják még pl. Portugáliában *Scleropodium touretii* és *Rhynchostegium sp.*; Szlovákiában *Dicranum scoparium*, *Brachythecium purum*; Nagy-Britanniában *Eurhynchium praelongum* és *Thuidium tamariscinum* (RÜHLING 1994), Csehországban a *Pseudoscleropodium purum*, *Polytrichum formosum* (MARKERT et al. 1996, SUCHAROVÁ és SUCHARA 1998, HALLERAKER et al. 1998) fajokat is. Az adatokat térképszerűen ábrázolva jól azonosíthatók a szennyezőforrások, valamint meghatározhatók a viszonyításra használt „háttérszennyezési” értékek is. Háttérszennyezésen egy vizsgált terület minden pontján előforduló terhelési értéket értjük (BADACSONYI és TUBA 2000). Ezzel a terheléssel a területen élő valamennyi élőlénynek számolnia kell, ehhez viszonyítva mondhatjuk ki egy-egy terület szennyezettségének mértékét. A háttérszennyezés mérése természetesen nem a szennyezőforrások közelében történik.

Annak érdekében, hogy a különböző kutatócsoportok által mért adatok minél jobban összehasonlíthatóak legyenek RÜHLING (1994) sztenderdizált mintavételi és analitikai eljárásokat javasolt:

A mintavételi pontnak legalább 300 m távolságra kell lennie főúttól vagy lakott területtől, és 100 m-re bármilyen úttól vagy egyedülálló építménytől. Egy-egy mintavételi helyen 5-10 minta kerül begyűjtésre 50x50 m-es kvadráton belül, kerülve a lombkorona és áteső csapadék által szennyezhető helyeket. Mivel egy mintavételi területen belül is előfordulhat lokális variáció, ami maximum 10-20% különbséget okozhat az elemfeltárás során, ezért 5-10 minta keveréke képvisel egy-egy mintavételi helyet. A mintákat 40-70 °C-os szárítás után a talaj hatásának elkerülése végett gondosan meg kell tisztítani a portól, talajszemcséktől és esetleges egyéb szennyeződésektől, de nem szabad mosni (bár ettől bizonyos szerzők a mai napig eltérnek). Feldolgozásra a zöldsé, zöldsé-

barnás, élő, az utolsó három évet reprezentáló részek kerülnek. A minták előkészítése elemtartalom meghatározásra teljes feltárással történik (tömény salétromsavas roncsolás magas nyomáson, vagy mikrohullámú technikával). Az elemek meghatározása különböző atomabszorpciós (FAAS, GFAA, HGAA) spektrometriával, emissziós spektrometriával (ICP-AES) vagy egyéb analízissel (ICP-MS, INAA) történik. Több labor együttműködése esetén a megfelelő összehasonlíthatóság érdekében standard referenciaoldatokat, növényi anyagot használnak (STEINNES és HENRIKSEN 1993, STEINNES és NJASTAD 1993, RÜHLING 1994.).

STEINNES (1995) a biomonitoring módszert boncolgató értékelésében megjegyzi, hogy a bioindikáció során néhány tényező befolyásolhatja az eredményeket:

- a tengerek környékén az elemek természetes körfogása hatással lehet a kapott értékekre-tengeri aeroszolok;
- ásványi elemek kerülhetnek a talajról a szél és por által a növényekre;
- savas esők befolyásolhatják a fémek kötődését;
- hóolvadáskor talaj kerülhet a mohára;
- magasabbrendű növényzetből növényi részekkel a mohára kerülő szennyezés.

Hosszú távú vizsgálatként Norvégiában az atmoszférikus háttérszennyezés monitorozását többek közt elvégezték 1977-ben, 1985-ben és 1990-ben. *Hylocomium splendens* mohafajt gyűjtöttek be 500-500 mintavételi helyről (BERG et al. 1995, 1996). Egész országra kiterjedő vizsgálatukban 4 fő szennyezőforrást és transzportformát tudtak elkülöníteni:

- (LRTP) "long-range" atmoszférikus transzpottal szállított szennyezőanyagok, melyek Európa más országaiból származnak; V, Zn, Ga, As, Se, Mo, Ag, Cd, Sb, Hg, Tl, Pb, Bi;
- lokális szennyezőforrások Norvégián belül vagy közel a határhoz; Co, Ni, Cu;
- szél által szállított ásványi-, talajrészecskék, por, illetve por felszínéhez tapadva; Li, Al, Sc, V, Cr, Fe, Co, Ga, Y, La, Sm, Th, U;
- a tengeri környezet légköri hatása, természetes nyomelemek körfogása; Li, B, Na, Mg, Cl, Ca, Se, Br, Sr, I;

- magasabbrendű hajtásos növények által talajból felvett és szöveteik elhalásával, lebomlásával mohákba visszajutó anyagok; Cs, Rb, Ba, Mn.

STEINNES (1995) azért, hogy abszolút depozíciót tudjanak mérni, a mohákban mért elemkoncentrációkat az egyazon helyen vizsgált nagy mennyiségű csapadékelemzésből származó adatokkal kalibrálták. Jelentős összefüggést találtak a nedves ülepedés és az Pb, Sb, V és Cd koncentrációk között.

Valószínűleg az ilyen hatások országoként különbözőek (RÜHLING 1994), a szezonálisan száraz klímájú területeken (pl. Olaszország vagy Portugália) a szél által szállított pornak, talajnak nagyobb szerepe lehet, mint az állandóan csapadékos helyeken. GERDOL et al. (2002) a tengerszint feletti magasság hatását vizsgálta a mohák elemfelhalmozó képességére. Tanulmányukban azt találták, hogy a csapadéknak és talajnak nincs befolyása a felhalmozásra, viszont a magasság növekedésével csökkentek a fémkoncentrációk. Ez valószínűleg a sejt falban található, a kisebb biomassza tömeg miatt bekövetkező kevesebb extracelluláris kötőhelynek tudható be. A csapadék, különösen a savas eső, felhalmozás és kimosás irányába is módosíthatja a mohák elemtartalmát (FOLKESON 1979) akár azzal, hogy a szubsztrátban mobilizál bizonyos elemeket (TUBA et al. 1994).

Az elemek felhalmozási képessége nem csupán a környezet függvénye, erősen fajfüggő is. A nagy térléptékű felmérésekben nem mindig valósítható meg egyetlen faj gyűjtése, ezért kísérleteket végeztek a fajok közötti interkalibrációra. Durva becslések szerint két különböző faj alkalmazásakor 30-50% különbség is adódhat az akkumulált nehézfém koncentrációjában (WOLTEBEEK et al. 1995). Ma már léteznek kalibrációs faktorok, meghatározott szélességi körök között, adott fajpárokra vegetációs periódusokon belül pl. *Hylocomium-Hypnum*, *Pleurozium-Brachythecium*, *Pleurozium-Hypnum*, *Pleurozium-Hypnum*, *Pleurozium-Hylocomium*, és *Pleurozium-Scleropodium* fajokra (BERG et al. 1997a, BERG és STEINNES 1997b).

## 2.6 Herbáriumi minták elemzése

A mohák az aktuális szennyezés felmérésén kívül alkalmasak a múlt állapotának megállapítására herbáriumi példányok segítségével (RÜHLING és TYLER 1968, 1969, RAO et al. 1977, RASMUSSEN 1977, RAO 1982, WEISS et al. 1999, SHOTBOLT et al. 2007, TONG et al. 2008). HERPIN et al. (1997) Németország területéről 1845-ös és 1974-es időszakból származó

példányokat vizsgált meg és vetette össze az 1991. évi tanulmány adataival. Egyértelműen kimutatható volt a múlt század elején kezdődő és idővel fokozódó iparosodás hatása. Jelentékeny volt ebben az időszakban a hőenergia termelés, fűtés (kőszén és kőolaj) okozta szennyezés. WEISS et al. (1999) az ólomszint változását vizsgálta Svájc területén gyűjtött *Sphagnum* fajok felhasználásával. Százharminc évet felölelő vizsgálati időszakban három csúcsot sikerült elkülöníteni. A XX. század elején a Pb főképp a szénfűtés miatt került a levegőbe. Később az iparosodás fokozott fellendülésével az 50-es évekig leginkább a hulladékégetőkből került ki a szálló hamu révén, majd ezután főképp az ólomtartalmú üzemanyagok elégetése dominált. SHOTBOLT et al. (2007) vizsgálataiban nagyon jól követhető volt az iparosodás hatása. Az Egyesült Királyság területéről 150 évet felölelő időszakot vizsgált 21 elem analízisével. A könnyebb elkülönítés érdekében a főkomponensanalízis eszközét is felhasználták. A nikkel és arzén fő forrásaként a talaj eredetű részecskék bizonyultak, míg az ólom fő eredete a légköri kiülepedés volt. Eredményeiket 2000-ben elvégzett széles körű monitorozással is összehasonlították és szignifikánsan magasabb koncentrációjúnak találták a legtöbb fém esetében a korábbról származó herbáriumi anyagot.

Hosszabb távú elemzést tesz lehetővé a tőzegmohalápok radioaktív izotóp és elemanalízise. MARTÍNEZ et al. (1997, 2002) észak-nyugat spanyolországi tőzegmohalápokból vett mintákat, hogy az Pb koncentrációkat időben visszamenőleg nyomon követhessék. Az ilyen lápok táplálása kizárólag a csapadék útján történik, tehát nincs más vízforrással kapcsolatuk (WEISS et al. 1999). A minták korát  $^{14}\text{C}$  radioizotópos módszerrel határozták meg. A legidősebb (legmélyebbről) származó minták 4600 évesnek bizonyultak. Az ólomszennyezés kezdete 2500 évre visszamenőleg a római birodalom kezdetéig volt visszavezethető. Legmagasabb Pb koncentráció a láp felszíni rétegében volt detektálható ( $84\text{-}87 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  sz. a.), mely a benzin ólomtartalmának volt köszönhető. Az ólommentes benzin használata miatt a lápok legfelső szintjében már csökkenő tendenciák voltak tapasztalhatók.

## 2.7 Kis térléptékű bioindikációs technika

### 2.7.1 Léggöri bioindikáció

A nagy tér- és időléptékű felméréseken túl az előbbieken már részben említett kis térléptékű vizsgálatoknál főleg valamely ipari körzet, erősen szennyezett területének vizsgálatát értjük. Az országnyi, vagy kontinensnyi léptékhez képest kisebb terület miatt lehetőség nyílik aktív technika használatára is. A léggöri transzplantációs-ökoфизиológiai moha-bioindikációs módszer esetében mintavételezésre, mintakezelésre, fiziológiai és analitikai mérésekre már kidolgozott, sztenderd technikák léteznek, melyek az adott időközönként (3-5 év) elvégzett vizsgálatok révén az Európai Unió által támasztott környezetvédelmi irányelvek teljesítésére is lehetőséget adnak. Aktív transzplantációs, mert a csupán háttérszennyezésnek kitett területről származó és a vizsgált területre kihelyezett tesztnövényeken alapul a módszer. Számos tekintetben kedvezőbb a passzívhoz képest. Az ismert egy populációból származó, alacsony biológiai variabilitású egyedeket felhasználó technika segítségével jobban ki lehet zárni a nemkívánatos zavaró tényezőket. Továbbá a háttérszennyezéssel terhelt terület felhasználásával jó kontrollmintát kaphatunk a vizsgált terület összehasonlítása céljából. A moha-technikát hazánkban a SZIE MKK Növénytan és Ökofiziológiai Intézetében *Syntrichia ruralis* (Hedw.) Geartn. *ssp. ruralis* moha fajra fejlesztette ki Tuba Zoltán (TUBA és CSINTALAN 1992, 1993a,b,c) és vizsgálták vele Budapest (TUBA et al. 1994) és többek között Százhalombatta és környéke ipari körzet légszennyezettségét. A módszer ökofiziológiai volta lehetővé teszi, hogy komplexebb képet kapjunk a terhelésről és annak élőlényekre kifejtett hatásáról. A fotoszintetikus légzés és elektrontranszportlánc intenzitásának megváltozása jó indikátora a különböző, növényeket – így a mohákat is – érő stresszhatásoknak (BROWN és WELLS 1990, TUBA és CSINTALAN 1992, 1993a,b). A kadmium intercelluláris mennyisége a *Rhytidiadelphus squarrosus*-nál lineárisan korrelált a fotoszintetikus szén-dioxid fixáció gátlásával (BROWN és SIDHU 1992). TYLER (1990) számos faj esetében végzett vizsgálatokat és több faj közül a *Hypnum cupressiforme* fotoszintetikus aktivitása bizonyult a legkevésbé érzékenynek az ólomterhelésre. Az egyre intenzívebb gátlás oka, hogy az intercelluláris nehézfém-tartalom növekedésével a nehézfém egyre nagyobb hányada jut be a protoplazmába (BROWN és SHIDU 1992, BROWN és BRÚMELIS 1996). MEENKS et al. (1991) a nettó fotoszintetikus asszimiláció, összklorofill tartalom, szénhidrát-tartalom csökkenését tapasztalták szöveti nehézfém tartalom párhuzamos növekedésével, ami ezzel együtt pozitívan korrelált a szennyezőforráshoz való közelséggel. Ezért az általunk is alkalmazott módszerben klorofill-a

fluoreszcencia-indukciós görbét mérnek, melyből számtalan hasznos információt kaphatunk az indikátorszervezetek fiziológiás állapotára vonatkozóan (CSINTALAN et al. 1993). Mind a *Syntrichia ruralis*, mind a *Fontinalis antipyretica* mohán alkalmazott módszernél a minták fotoszintetikus apparátusnak kettes fotokémiai rendszerének (PSII) maximális fotokémiai hatásfokának ( $F_v/F_m$ ) és a vitalitási index (RFd) intenzitásának változását értékeltük [ $(F_v/F_m = (F_m - F_o)/F_m$ ,  $RFd = (F_m - F_s)/F_s$ ] ld 3.1.8 fejezet].

### 2.7.2 *Vízszennyezés biomonitorozása, bioindikációja*

A levegő minőségének akár nagy, akár kis térléptékben és időben történő nyomon követésén túl legalább ugyanolyan jelentőségű a felszíni és felszín alatti vizek minőségének jellemzése. Felszíni vizeinket ivóvízforrásként, szórakozási, sportolási lehetőségként még sokáig nem nélkülözheti az emberiség.

A teresztris ökoszisztémák felmérésekben használt módszerek módosítások nélkül nem alkalmasak az élővizek minőségi vizsgálatára. A közeg számos tulajdonságából fakadóan módosítani kell a technikát. A vízminőség számszerűsítésére a műszeres analitikai módszerek mellett a biológiai tesztek, vizsgálatok is szerepet kaptak. A diverzitás, a fajszám és az egyes fajok abundanciája alapján jól becsülhető a víz minősége. Egyes fajok (pl. tőzegmohák, kékalgák, átokhínár, tócsagaz, plankton fajok minőségi és mennyiségi eloszlása) tömeges előfordulásukkal vagy hiányukkal jelzik az élővíz trofitását, szennyezőanyag-tartalmát (pl. KOVÁCS 1986a,b, BADACSONYI és TUBA 2000).

A mohák jelentős tagjai a makrofita édesvízi vegetációnak és sokszor nagyobb sűrűségben fordulnak elő, mint más magasabb rendű növények. Néhány előnyös tulajdonság, hogy miért használnak mohákat vízi biomonitoringnál:

- a szaprobitás foka korrelált a mohaflórával, és ezáltal a folyószakasz organikus szennyezettségére is utal;
- a vízi mohák a teljes testfelületükön felveszik a szennyező anyagokat, így hatékonyabb akkumulációra képesek;
- sok vízi moha jelentős toleranciát mutat számos szennyezőanyaggal, a nehézfémekkel szemben is;

- gyorsan reagálnak a vízminőség változására;
- stabil és homogén populációkat tartanak fent, még a magasabbrendű növények vegetációs periódusán túl is, ami gyakorlatilag egész éves monitoringot tesz lehetővé a mérsékeltövi éghajlaton is;
- memóriahatással rendelkeznek, vagyis fluktuáló szennyezésnél is képesek megőrizni a kiugró értékeket, a kimosódás csekély mértékű (CESA et al. 2006).

A vízi mohák is, mint a többi szárazföldi növény alkalmasak nehézfémek, radionuklidok, szerves szennyezők (klórozott és fluorozott, valamint poliaromás szénhidrogének) tanulmányozására, bár ezekben az organizmusokban a pH és a hőmérséklet a felvételi folyamatokra erőteljesebben hatnak, mint szárazföldi társaiknál (GLIME és VITT 1984, MERSCH és PIHAN 1993, MERSCH et al. 1993, STEINNES és HENRIKSEN 1993, BRUNS et al. 1997, CENCI 2001, SAMECKA-CYMERMAN et al. 2002, CESA et al. 2006, FERNÁNDEZ et al. 2006). A vízi mohák a telep élettartalmán belüli intervallumon jól használhatóak a múltbéli vízszennyezések detektálására is (CLAVERI et al. 1994, MOUVET és CLAVERI 1999, YOSHIMURA et al. 2000, MARTINS és BOAVENTURA 2002, GAPEEVA et al. 2010). Természetesen a vízi fajoknál is különbség van a különböző fajok és különböző elemek akkumulációs hatékonysága között. A legtöbbjükre jellemző elemfelhalmozó és megtartó képességük (memóriahatás) miatt olyan vizekben is használhatóak, ahol az elemtartalom a vízben alatta van a műszeres kimutathatóság határának (VAZQUEZ et al. 2004).

A vízi biomonitoring esetében a transzplantációs vizsgálatokat lényegesen nagyobb számban alkalmazzák, mint a passzív biomonitoringot (BRUNS et al. 1997, MERSCH és REINCHARD 1998, CENCI 2001, SAMECKA-CYMERMAN et al. 2005, CESA et al. 2006). Számos esetben az aktuális elemtartalom kívül fiziológiai paramétereket is vizsgálnak (légzésintenzitás, fluoreszcencia paraméterek), vagy közvetett módszerekkel is kiegészítik az elemtartalom vizsgálatokat, mint a thiol-kötő peptidok (pl. glutation és származékai) és a fotoszintetikus pigmentmennyiség, pigment arányváltozás vizsgálata.

Fontos paraméter a megfelelő akkumulációs mohafaj kiválasztásánál az ún. akkumulációs faktor (AF), ami jól mutatója a moha elemfelhalmozási képességét (SIEBERT et al. 1996, BRUNS et al. 1997, SAMECKA-CYMERMAN et al. 2005).

Akkumulációs faktor (AF) adott elemre vízi monitoringnál (*Fontinalis antipyretica*):

$$AF = \frac{C_{\text{minta}} - C_{\text{kontrol}}}{C_{\text{víz}}}$$

Ahol az elemkoncentráció a mintában:  $C_{\text{minta}}$ , elemkoncentráció a kontrollban:  $C_{\text{kontrol}}$ , elemkoncentráció a vízben:  $C_{\text{víz}}$  azonos dimenzióban megadva.

Bizonyos elemek esetében különbség van az egyazon fajba tartozó natív és transzplantált egyedek elemfelhalmozó képessége között. SAMECKA-CYMERMAN et al. (2005) *Fontinalis antipyretica* esetében úgy találta, hogy a szennyezetlen területről transzplantált egyedek hatékonyabb akkumulátorok voltak (Al, Cr, Cu, Pb, V, Zn), mint a helyben találhatóak. Tanulmányukban 21 napos kitettséget elfogadhatónak találtak az adott területre kihelyezett mohán belüli maximális elemtartalom eléréséhez. Az elemvesztés abban az esetben volt szignifikánsan jelentős, ha a szennyezés túlságosan nagy stresszhatást okozott a kitett növénynek. Vízi biomonitoring vizsgálatoknál az irodalomban legtöbbször felhasznált fajok: *Fontinalis antipyretica*, *Platyphidnium ruscifforme*, *Fissidens polyphyllus*, *Brachythecium rivulare*, *Rhynchostegium riparioides*, *Scapania undulata*, *Cinclidotus danubicus* (MERSCH et al. 1993, BRUNS et al. 1997, MERSCH és REINCHARD 1998, CENCI 2001, SAMECKA-CYMERMAN et al. 2002, CESA et al. 2006, FERNÁNDEZ et al. 2006). Kozmopolita mivolta és gyors növekedése miatt a mérsékelt égövi vizsgálatokban a *Fontinalis antipyretica*-t részesítik előnyben.

## **2.8 A moha bioindikátor szervezetek bioindikációs tulajdonságait befolyásoló sajátosságai**

### **2.8.1 Kriptogám növények vízháztartása**

A víz a földi élet elengedhetetlen része, többek között molekulaszervezete és elérhető mennyisége teszi nélkülözhetlenné az élő szervezetek számára. Kémiai reakciók, anyagszállítás és tárolás közege, ugyanakkor aktív résztvevője is. Hasonlóan a többi élőlényhez a mohák is vízben oldva veszik fel és szállítják sejtjeik felépítéséhez és működéséhez szükséges szerves és szervetlen anyagokat és molekulákat.



A mohák, ahogy már korábban említettük, poikilohidrikus növények, vagyis víztartalmukat kutikula és gázcserenyílások híján (vagy erősen redukált kutikulával) nem képesek szabályozni, azaz vízháztartásuk közvetlenül a környezetük vízellátottságától függ. A fennmaradásukhoz szükséges vizet a környezet nedvességtartalmából, a csapadékból, a kicsapódó párából, harmatból, dérből veszik fel. A szükséges tápanyagokhoz legtöbbször előbbieken oldva, vagy a kiülepedő porból oldódással jutnak hozzá. Nem rendelkeznek jelentős ellenállással a vízleadást/felvételt tekintve. Jól tűrik a kiszáradást, a nedves mohatelep víztartalmának akár 95 százalékát is képes elveszíteni, majd újranedvesedve életciklusát folytatni (PROCTOR 1981). A máj- és lombosmohák szöveteiben három vízteret különítünk el (BROWN és SIDHU 1992, ORBÁN 1999):

- **külső kapilláris víz**, mely a növény felületén, a levelek és szárok közötti, és a levélfelületen a papillák által létrehozott kapillárisok víztartalmát jelenti.
- **apoplaszt** víz, mely a sejtfalban és a sejt közötti (intercelluláris) járatokban található
- **protoplaszt, szimplaszt** vagyis az intracelluláris víz, a sejthártyán belül a plazmában és vakuólumban van jelen

A mohák vízháztartásuk alapján három csoportba oszthatók:

Az **endohidrikus** fajok: a víz a gyökérszerű képleteken, rhizoidokon keresztül jut a szárhoz, gyengén differenciált belső vízvezető rendszerrel rendelkeznek (hidroid és leptoid sejtek), vízfelvételük, szállításuk a magasabbrendű növényekkel analóg. Többségük kutikulához hasonló viaszréteggel fedett, ami megakadályozza a levél felszínén keresztül történő anyag és vízfelvételt. Az ilyen mohafajok légköri kiülepedő szennyezések vizsgálatára nem alkalmasak. Transzportfolyamataik nem korlátozódnak a víz továbbítására, asszimilátumokat is szállítanak (HAKALA és SEWÓN 1992).

Az **ektohidrikus** fajok. a máj-, és lombosmohák nagy része. Nincs működőképes belső, hosszú távú transzportra differenciálódott rendszerük, víz- és tápanyagfelvételük a gametofiton teljes felszínén történik. A levélkék egy sejtrétegűek és a víz által jól átjárható, így a különböző anyagok könnyen felszívódhatnak a sejtfalakon keresztül (MARKERT és WECKERT 1993).

**Mixohidrikus** fajok: az előző két csoport között képeznek átmenetet (*Marchantiales*, *Metzgeriales*).

## 2.8.2 Anyagfelvétel és szállítás a mohákban

Az ásványi anyagok felvétele a sejtbe a magasabb rendűekhez hasonlóan a sejtmembránon keresztül aktív, illetve passzív transzporttal történik csatornák és szállító komplexek segítségével. A tápanyagfelvételt elősegíti a nagy felület/térfogat arány, valamint az alacsony felületi rezisztencia az ionfelvételben, mely a redukált vagy hiányzó kutikulának köszönhető. Az oldott állapotban lévő elemeknek a sejtbe való bejutáshoz először el kell jutniuk a mohák felületét borító vízréteghez és át kell jutniuk a sejtfalon. Sejtfaluk a többi növényi szövethez hasonlóan számos negatív töltésű csoportot tartalmaz, melyek kationkötő, kationkicserélő helyként funkcionálnak. Kationcserélő molekuláik a cellulóz vagy hemicellulóz molekulák, de találunk nem észterifikált, pektinszerű anyagokat is. Ezek nem észterifikált poliuronsavak, legnagyobb részt galakturonsav (pl. a *Sphagnum* fajoknál), vagy D-mannuronsav. Ezek a savak karboxilcsoportokban igen gazdagok, kationmegkötő kapacitásuk nagyobb, mint a cellulózé vagy hemicellulózé (NIEBOER és RICHARDSON, 1980). Különösen nagy affinitást mutatnak a  $\text{Cu}^{2+}$  és  $\text{Pb}^{2+}$  ionok iránt. A kétértékű ionoknak az egyértékűekkel szemben nagyobb affinitásuk van az ionkötő helyekhez. Az ionok sejten belüli felvételében a plazmamembránok csatornáit és szállító molekuláit is részt vesznek. Például a Na és K általában a sejten belüli oldatban fordulnak elő, míg a Ca extracellulárisan és kicserélhető formában van jelen. A Mg és Zn átmenetet képez az előzők között. A mohák a fémeket a legtöbb esetben szelektivitás nélkül felveszik, mégis található különbség a különböző fémionok felvételi hatékonysága között. A *Hylocomium splendens*-ben az alábbi sorrendben alakult a nehézfémek felvételi hatékonysága:  $\text{Cu}, \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Zn}, \text{Mn}$  (RÜHLING és TYLER 1970). *Hypnum cupressiforme* esetében pedig ROBERTS (1972) a következőket tapasztalta:  $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{Na}$ . Általánosságban elmondható, hogy az ólom egy olyan nehézfém, amit a mohák a legkönnyebben vesznek fel [természetesen bizonyos határok között (GJENGEDAL és STEINNES 1990)]. Éppen ezért előszeretettel használják viszonyításként a felvételi hatékonyság megállapításához (BERG és STEINNES 1997).

A moharész kémiai összetétele függ az életkorától. A szár csúcsán a növekedési zónában, ahol a legfiatalabb részek találhatóak, az egyértékű ionok vannak nagyobb koncentrációban. Az idősebb részekben, elhalt szegmensekben a kétértékű ionok aránya nagyobb, jellemző, hogy nő a kationfelvétel (WEHR és WHITTON 1983, BROWN és BATES 1990). MARSCHALL et al. (1998) *Hypnum cupressiforme*-ben vizsgálták 3 különböző szegmens (zöld, barna, fekete rész) iontartalmát. A legnagyobb koncentrációk az idősebb szegmensekben voltak mérhetőek. Az elhalt

részekben kimosódás volt tapasztalható. BROWN és BRÜMELIS (1996) *Hylocomium splendens*-t vizsgálva megállapították, hogy az intracelluláris Ca és Zn tartalom nőtt a szegmens életkorával, míg a Mg esetében nem lehetett ilyen egyértelmű összefüggést kijelenteni. Nehézfémterhelés hatására a  $Mg^{2+}$ -tartalom csökkenése figyelhető meg, mely a nehézfémionok kationcserélő affinitásának köszönhető az extra- és intracelluláris kötőhelyeken (GOODMAN és ROBERTS 1971, BROWN 1984, BROWN és BUCK 1985). Az ionfelvétel legnagyobb részben a külső környezet ionkoncentrációjától, a pH-tól, és az ion felvételi affinitásától függ, amit nagymértékben befolyásol más ionok jelenléte is (FERNÁNDEZ et al. 2006). Nagy mennyiségben adagolt extracelluláris  $Mg^{2+}$  és  $Ca^{2+}$  és  $K^+$  csökkentheti bizonyos nehézfémek felvételét a sejten belülre (CSEH 2002). Savas esők hatására a sejtfa kationkötő kapacitása csökken. VAZQUEZ et al. (2000) úgy találták, hogy természetes savas kémhatású vizekben a felvétel kapacitása a *Fontinalis antipyreticának* alacsonyabb volt, mint a közel semleges közegben. CESA et al. (2006) azt feltételezték a Cd példáján, hogy a felvételt erősen befolyásolja más elemek jelenléte, és mivel a kadmium gyenge kompetítor, ezért könnyen leszorítható a sejtfa ionkötő helyeiről, így kimosható a szövetből így a növényből is.

### 2.8.3 A vizsgált elemek élettani hatásai

Bioindikációs vizsgálataink középpontjába került elemek, sűrűségüket tekintve az alumínium kivételével a nehézfémek közé tartoznak. Bár számos nehézfém esszenciális, de ismerünk kizárólagosan toxikus elemeket is.

Mint minden szervetlen és szerves anyagot, fiziológiás hatásuk kiváltásához a nehézfémeket is az adott szervezetnek fel kell vennie. A talajban, növényi szövetekben való mozgásukat elsősorban vízben való oldhatóságuk szabályozza, ahol nagy szerepe van a vizes közeg hidrogénion koncentrációjának, kelátképzők jelenlétének, és más kétértékű fémek koncentrációjának (pl.  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ).

A nehézfém toxicitási sorrend a mohákban a virágos növényekéhez hasonló:  $Hg > Pb > Cd > Cu > Cr > Ni > Zn$  (NIEBOER és RICHARDSON, 1980). Mohafajonként apróbb eltérések fellelhetők, valószínűleg az eltérő kationcserélő kapacitás miatt.

A nehézfémek az élő szervezetből nehezen ürülnek, a táplálékláncban felhalmozódnak. Az általunk vizsgált fémek közül az ólom, kadmium és alumínium kivételével mindegyik szerepet játszhat valamilyen formában bizonyos organizmusok életműködésének optimalizálásában. Az

esszenciális (nehéz)fémeknek, hasonlóan más környezeti faktorokhoz, két olyan tartománya van, ami egy élőlény számára stresszhelyzetet jelent. Ez a szükségesnél alacsonyabb és az annál magasabb koncentráció. Előbbi esetben hiánytünetek, utóbbi esetben mérgezési tünetek jelentkeznek. A nem esszenciális (nehéz)fémek (Pb, Cd, Hg, Al) esetében csak mérgezésről beszélhetünk. A nehézfémtoxicitás egyik legrégebben ismert hatása az, hogy más elemek felvételét befolyásolja (WALLACE et al. 1992). Ez a hatás legtöbb esetben akkor állhat fenn, ha az elemeknek közös szállítójuk van a sejtmembránon keresztül (pl: Cd, Cu, Zn). A másik jól ismert hatás az, hogy egyes nehézfémek autooxidációval, vagy  $H_2O_2$  redukciójával reaktív oxigéngyököket generálnak (Haber-Weiss reakció) és a lipidperoxidáció iniciátorai lehetnek. A reakció a szuperoxidból sokkal reaktívabb hidroxilgyököt termel, amely már minden sejt-komponenst és számos Calvin-ciklus enzimet is képes megtámadni és inaktiválni (SMIRNOFF 1993).

A nehézfém felesleg számos enzim működését gátolja olyan módon, hogy vagy kiszorítja az enzim normális működéséhez elengedhetetlen fémet az aktív centrumból, vagy  $-SH$  (tiol) csoportokhoz kötődve azokat képes blokkolni.

A nehézfémek befolyásolhatják a fotoszintetikus folyamatokat, így az egész fényszakasz aktivitása csökken. Az elektrontranszportlánc gátlását a proteinkonformáció és a protein-lipid kölcsönhatás változásai is okozzák (HORVÁTH et al. 1995). A nehézfémek hatására számos enzim aktivitása megváltozhat. Például a gátlódhat ribulóz-1,5-bifoszfát karboxiláz/oxigenáz aktivitása, így a  $CO_2$  fixálás is csökken (VAN ASCHE és CLUSTERS 1986; ROLOFF 1989). Borsó levelében az ólom csökkentette a fotoszintézist a  $\delta$ -amino levulinsav szintézis ( $\delta$ -amino levulinsav szintáz enzim gátlásával, ami a porfin szintézisén első lépése) gátlásával, ami a klorofill bioszintézis egyik kiindulási vegyülete, ezáltal a pigment tartalom csökkenését eredményezi. Az enzim inaktiválódása valószínűleg az aktív centrumában található esszenciális fémion és az ólom közötti kompetícióval magyarázható (SENGAR és PANDEY 1996). Ezek a változások természetesen nehézfémkoncentráció függők. Más nehézfémek szintén változást idéznek elő a pigmentösszetételben, csökken a fotoszintetikus pigmentek szintézise így az összklorofill mennyisége is, viszont a karotinoidoké ezzel szemben növekedhet. A karotinoidok mennyisége hosszú távú nehézfémterhelésnél, vagy nagy koncentrációknál azonban szintén csökken (RAO et al. 1977, MEENKS et al. 1991, CSINTALAN és Tuba 1992, BÖDDI et al. 1995). *Syntrichia ruralis*-ban magas koncentrációjú ólom kezelésnél a  $\beta$ -karotinoidok mennyisége nőtt (CSINTALAN és Tuba 1992). CSINTALAN et al. (1993) *Syntrichia ruralis*-on végzett kísérleteiknél a különböző koncentrációjú kadmium- és ólomkezeléseknél ( $10^{-5}$ - $10^{-2}$  M) a nettó fotoszintézis intenzitása lecsökkent, a légzés aktivitása viszont nőtt. Ugyanakkor *Hypnum*

*cupressiforme*-ban az ólomkoncentráció növekedésével a fotoszintézis intenzitás nem mutatott egyértelmű csökkenést, bár jól indikálta az alkalmazott legnagyobb mértékű ólomterhelést (MARSCHALL 1998).

Nehézfémet hatására a szénhidrát-polimerizációt katalizáló enzimek gátlása miatt a szabad aminosavak és redukáló cukrok mennyisége megnő (MARSCHALL 1998). Ezt támasztja alá a szennyezett növényeknél tapasztalt alacsonyabb keményítő- és cellulóztartalom (GREGER 1989, MEENKS et al. 1991).

#### 2.8.4 Nehézfém tolerancia mechanizmusok

Számos mohafaj a fémszennyezésekkel szemben extrém mértékű toleranciával rendelkezik. Ezek a folyamatok a magasabbrendű növények esetében sem ismeretlenek. Toxikus hatású, magas koncentrációjú ionokkal szemben pufferhatás alakulhat ki a sejtfalak kicserélési zónáiban, és ezért ezen ionok nem vagy csak kis mértékben tudnak behatolni a sejtbe.

Ilyen lehet az extracelluláris kationtárolás, mely passzív folyamat eredménye (CLYMO 1963, BROWN és BATES 1972, BROWN 1984, TYLER 1990), ahol a pozitív töltésű fémionok különböző vegyületek negatív töltésű csoportjaihoz kötődnek. Másik stratégia a nehézfémm-kiválasztás, melyről még nem ismert, hogy aktív vagy passzív módon jön létre. SHIMWELL és LAURIE (1972) kimutatta, hogy bizonyos mohafajoknál a Zn vagy Pb szulfátok formájában porszerű bevonatot képeznek a mohatelepek felszínén vagy a levelek csúcán.

A nehézfémekekkel szemben egy másik tolerancia-mechanizmus a komplexképzés és a sejten belül vakuólumba zárás, ezáltal kizárás az anyagcsere folyamatokból. Ilyen speciális anyagok az oligopeptidek közé tartozó fitokelatinok [általános képlete:  $(\gamma\text{-Glu-Cys})_n\text{-Gly}$ , ahol általában  $n: 2-5$ , SANITÁ DI TOPPI et al. 2003], melyek szintézise glutation felhasználásával történik és néhány mohafajban meg is találták (SMIRNOFF 1993, ZENK 1996, TAKÁCS et al. 2001). Nem minden növényfaj termel bizonyíthatóan fitokelatinokat nehézfémtelhelés hatására, pl. búza és árpa esetében bizonyított, de pl. a *Fontinalis antipyretica* vízi moha esetében BRUNS et al. (1999) kadmium kezelésre sem talált fitokelatinokat. Aktív bioindikációs kísérleteinkben használt *Syntrichia ruralis* mohában  $10^{-5}$ - $10^{-3}$  M kadmium terhelés hatására szintén nem tapasztaltunk fitokelatin termelést (nem közölt eredmények). A fitokelatinok termelése mellett számos más

lehetőség van a növények számára a nehézfémek, illetve az általuk okozott stressz kivédésére. Különböző szerves savak is komplexálhatják a sejtbe már bejutott ionokat. A fent említett  $10^{-5}$ - $10^{-3}$  M kadmiummal kezelt *Syntrichia ruralis* az alkalmazott kezelés hatására az almasav, citromsav és oxálsav mennyiségének növekedésével válaszolt (nem közölt eredményeink).

A sejtbe jutó nehézfém anyagcseréből való kizárásán túl illetve mellett, egy másik lehetőség a védekező folyamatok aktiválása, fenntartása. Ilyen lehet a sejt redox-státuszának biztosítása. CSINTALAN et al. (1993)  $10^{-5}$ - $10^{-3}$  M kadmiummal kezelt *S. ruralis* mohákban glutation akkumulációt mért. A glutation azon túl, hogy a már említett fitokelatin szintézis kiindulási eleme, már magában is véd a nehézfémstressz hatásai ellen egyrészt a sejt redox-státuszának fenntartása, más részről a reaktív oxigéngyökök semlegesítése révén. A *Fontinalis antipyretica*  $10^{-4}$ - $10^{-1}$  M Cu, Pb, Cd, Zn kezelés hatására antioxidáns enzimaktivitás (szuperoxid-diszmutáz, kataláz, glutation-reduktáz, aszkorbát, malon-dialdehid: lipidperoxidáció) növekedéssel válaszolt (DAZY et al. 2009). Ezek a válaszreakciók jó biomarkerk is lehetnek bioindikációs vizsgálatok esetében.

## **2.9 Statisztikai módszerek a bioindikációban**

Az indikátorszervezeteket általában egyszerre több károsító hatás is éri. A mohákban az elemek és anyagok felhalmozását több tényező is befolyásolja. Ezek közül a legtöbbről a szabadföldi kísérletek során tudomást sem szerzünk, rejtve maradnak, az ismertek nagy részét pedig nem tudjuk mérni. Az egyes mintákban felhalmozódó szennyező elemek szintén egyszerre több forrásból is származhatnak, a szennyezők tesztnövény általi felvételi kapacitása a különböző területeken más és más is lehet. Így a különböző források elkülönítése sok esetben egyszerű statisztikai módszerekkel lehetetlen, a minták elemkoncentrációi ezen adatokat nem hordozhatják, de a változók varianciájából ezekre következtethetünk. A különböző hatások elkülönítésében, nagy mennyiségű adat kezelésében, az adatokban rejlő részletek feltárásában a multivariancia analízis különböző módszerei, pl. klasszifikáció, ordináció nyújthatnak segítséget.

FAUSS-KESSLER (2001) és GALSOMIÉS et al. (2003) a fajok közti kapcsolat vizsgálatára Pearson's korrelációt, az elemösszetétel különbségeinek szignifikáns összehasonlításához t-próbát használt. FERNANDEZ et al. (2002) *H. cupressiforme* és *S. purum* biokoncentrációinak összehasonlítására regressziós analízist alkalmazott. Szerintük az ANOVA vagy más egyszerű statisztikai módszer az átlagok összehasonlítására nem alkalmas. A háttérszennyezés

megállapítására olyan analízist (Modal Analízist) használtak, mely elfogadja a mintán belüli alpopulációk meglétét. Az analízis végrehajtásához szennyezetlen területekről származó referenciamintákat is alkalmaztak. Annak érdekében, hogy megállapítsák, vajon az elemkoncentrációk szennyezést jeleznek-e, szennyezetségi faktorokat is (CF) használtak:

$$CF = C_{\text{exp}}/C_k$$

ahol,  $C_{\text{exp}}$ : elemtartalom a mohában a vizsgált területen,  $C_k$ : elemtartalom ugyanazon mohafajban a kontroll területen, azonos expozíció után. A szennyezetségi faktor jó viszonyszám a különböző vizsgálatok során felmért területek és időszakok között.

A klasszifikációs módszerek az egyes objektumokat csoportosítják a kiválasztott változók alapján. Legfontosabb a klaszter-analízis módszere. Ennek segítségével vizsgálhatjuk az egyes mérési pontok (objektumok) hasonlóságát, vagy különbségét a kiválasztott paraméterek (változók, pl. elemkoncentráció) alapján, vagy az egyes paraméterek kapcsolatát az egyes objektumokon tapasztalt értékeik alapján (VIRÁGH 1986, CAMIZ 1994, LOPPI et al. 1994).

Az ordinációs módszerek lényege, hogy a vizsgált rendszert kevés számú független-számított változó segítségével kísérelik meg leírni. Legfontosabbak ezek közül a főkomponensanalízis (PCA, Principal Component Analysis) (BERG et al. 1995, SCHAUG et al. 1990, RIGET et al. 2000), korrespondancia elemzés (pl. LOPEZ et al. 1997), vagy a faktoranalízis (KUIK és WOLTERBEEK 1995, ASTEL et al. 2008). A főkomponensanalízis lényege, hogy az eredeti változókészletet független változókká transzformálja, amik az eredeti változók lineáris kombinációi. Az első főkomponens az adatkészlet maximális varianciájáért felelős változók lineáris kombinációja. A második főkomponens az első által le nem írt variancia maximumát írja le, és így tovább. A főkomponensek statisztikailag függetlenek és az első néhány főkomponens a rendszer varianciájának döntő részét tartalmazza. A többi komponens (számuk függ a változók számától) a variancia elhanyagolható részét tartalmazzák, és magukban foglalják a véletlen hiba nagy részét is. Ezeket a komponenseket a további elemzésből ki szokták zárni.

Az első, nagy volumenű légköri kiülepedő moha-biomonitoring tanulmányt támogató PCA kalkulációt BERG et al. (1995) közölte. Ebben egy 1990-ben kivitelezett norvég vizsgálat során a *Hylocomium splendens* mohafaj adatait (33 elem) elemezték felhasználva korábbi, hasonló vizsgálatok statisztikai tapasztalatait (MALINOWSKI és HOWERY 1980, WOLD et al. 1987). Munkájukban a variancia legnagyobb részét két forrás teszi ki, az LRTP (hosszú távú légköri transzport) által szállított, légköri aeroszolak felszínéhez kötött elemek (első faktor), illetve főleg a

talajszennyezésből és szélfúttá por (második faktor). A harmadik, ötödik, hatodik faktor főként ipari tevékenységből fakadó elemnövekedést jelzett. A negyedik faktor elemei főként tengerből, légkör útján szállított elemek. A hetedik és nyolcadik, igen kis jelentőségű faktorba a magasabbrendű növények gyökérzete által felvett, majd a mohákra jutott elemek tartoznak. Munkájukat számos, hasonló statisztikát alkalmazó légköri moha-bioindikációs tanulmány követte (Németországban - BERLEKAMP 1998, Észak-Európa - REIMANN et al. 2001, Lengyelországban - GRODZINSKA et al. 2003, Szlovákia - FLOREK et al. 2007, Magyarország - SUCHARA et al. 2007).

SHOLTBOLT és munkatársai (2007) elsőnek használták a PCA módszerét, hogy mintegy 150 év brit-szigeteki herbáriumi anyag feldolgozása során képet kapjanak a szennyezőforrások és a szennyezések időbeni változásáról. A réz és ólom, a XIX. sz. elején mért emelkedése után csökkenést tapasztaltak. Hasonló csúcs jelentkezett kadmium és réz esetében, de eltolódva a 1925-1975 időszakra.

FIGUERA és RIBEIRO (2005) szintén a PCA módszerével támogatta meg egy vízfolyás minőségének tanulmányozását a *Fontinalis antipyretica* vízi mohafaj segítségével. A részleges ionkimosásos technika eredményeinek analízise során a faktoranalízis segítségével erősítették meg azt a feltételezést, hogy az intracelluláris Mg-ion és a citoszól K-ion változása ténylegesen összefügg a stresszhatással.





### 3 ANYAG ÉS MÓDSZER

#### 3.1 Kis tér- és időléptékű vízi bioindikáció és bimonitorozás

##### 3.1.1 A vizsgált terület

Vizsgálatunk helyszíne Magyarország középső részén, Budapeستől 27 km-re délre, a Duna mellett fekvő ipari várostól, Százhalombattától délre található nehézipari létesítmény és körzete volt. A térségben két jelentős ipari üzem található: Magyarország legnagyobb kapacitású kőolaj-finomítója (MOL NyRt. Dunai Finomító) és egy korábban olajtüzelésű, 2002. januártól gáztüzelésű hőerőmű (Dunamenti Erőmű ZRt.).

A Dunai Finomító az ország legjelentősebb kőolaj-feldolgozó, és egyik legjelentősebb petrokémiai létesítménye. Az üzem 150 m átlagos tengerszintfeletti magasságon fekszik. Az üzem saját szennyvíztisztító és hulladékégető létesítménnyel rendelkezik és ipari szennyvizét tisztítási eljárást követően juttatja a Dunába. A szennyvízkifolyó átlagos szennyvízkibocsátása 750-1300 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup> csapadékmennyiségtől függően, a Duna ezen szakaszának átlagos vízhozama 138000 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup>. Az olajfinomító mindenkori szennyvize az ipari folyamatok és létesítményeinek kommunális szennyvizéből kerül ki. A keletkező szennyvíz minőségét folyamatosan ellenőrzik (2.; 3.; 4. melléklet).

##### 3.1.2 A vizsgálatra felhasznált mohafaj

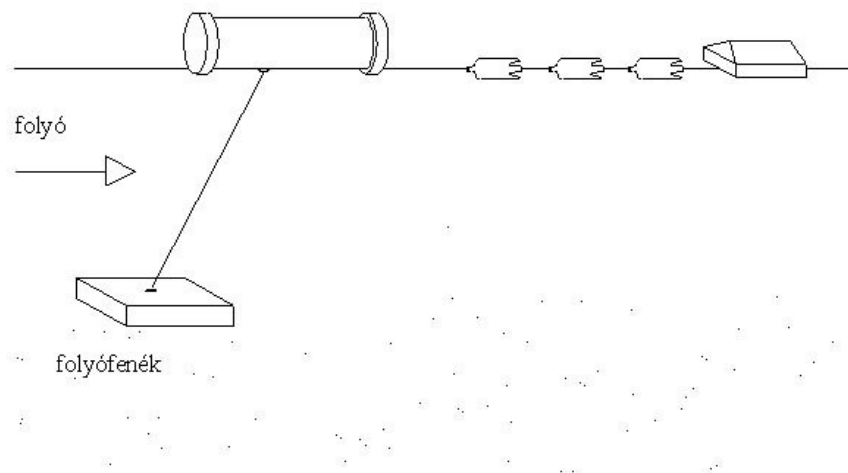
A *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. mohafaj az északi féltekén széles körben elterjedt. Hazánkban hegyi patakokban, folyókban, láperdős vidékeken, főleg andezithegységekben, a Balatonban és a Dunában is megtalálható. Vízfolyások kövein élő, vízben lebegő faj, 10-50 cm-es hosszúságú hajtásai a vízfelszínen lebegnek, élénk olajzöldek, bronz vagy fekete színűek (1. ábra). A szára három sorosan leveles, a levelek a szár mentén lefutók, tojásdad lándzsásak, hegyesek vagy

tompák, tövüknél egyik oldalon visszahajlók. A mérsékeltövi régiókban a leggyakrabban alkalmazott vízi bioindikátor faj (BRUNS et al. 1997, CENCY 2001, FIGUEIRA és RIBIEIRO 2005, SAMECKA-CYMERMAN 2002, 2005).



**1. ábra** *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw.

A *F. antipyretica* mohát egy növénykereskedésre szakosodott cégtől vásároltuk, a gyűjtés helye a tapolcai Alsómalom-tó volt. A növények egy populációból, egy időben gyűjtötték és klimatizált fitotronban tároltuk az expozíció napjáig. A *F. antipyretica* transzplantátumokat perforált, polietilén transzplantációs kamrákba helyeztük ki, melyeket lehorgonyzott bója segítségével rögzítettünk a vizsgálati helyhez a folyómederben és úszó segítségével tartottunk a felszínen (2. ábra). A transzplantációs kamrákat 3-4 hetente elhasználódástól függően cseréltük. A mintarögzítő bóják a parttól kb. 10 m-re voltak kihelyezve, kerülve a pangó vizű részeket. Mintavételi helyenként három expozíciós kamrát helyeztünk ki.

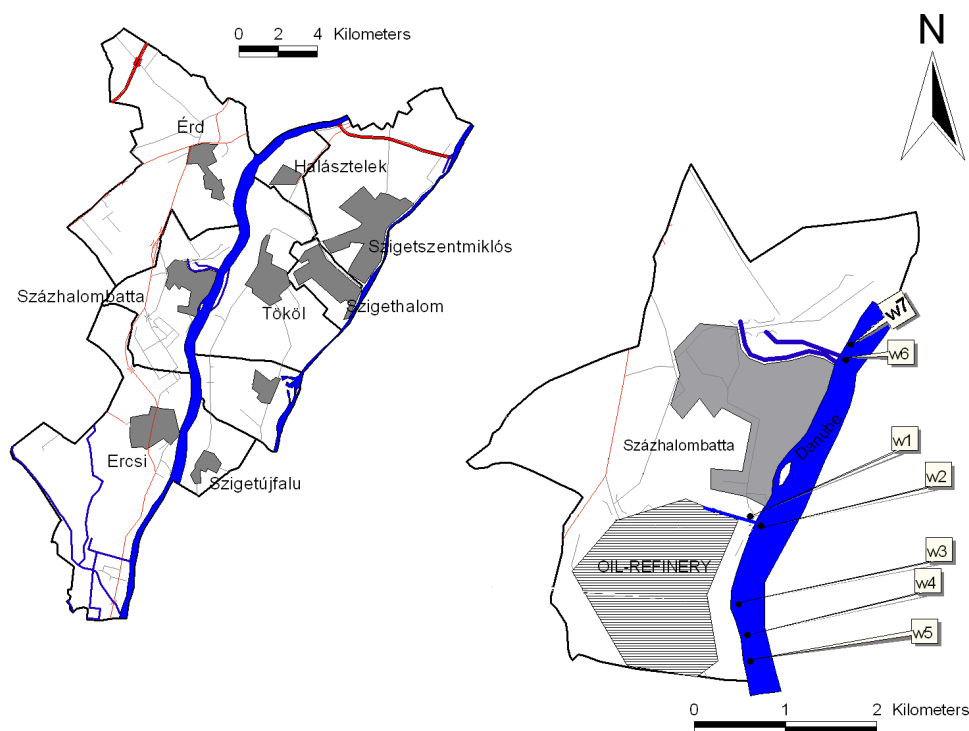
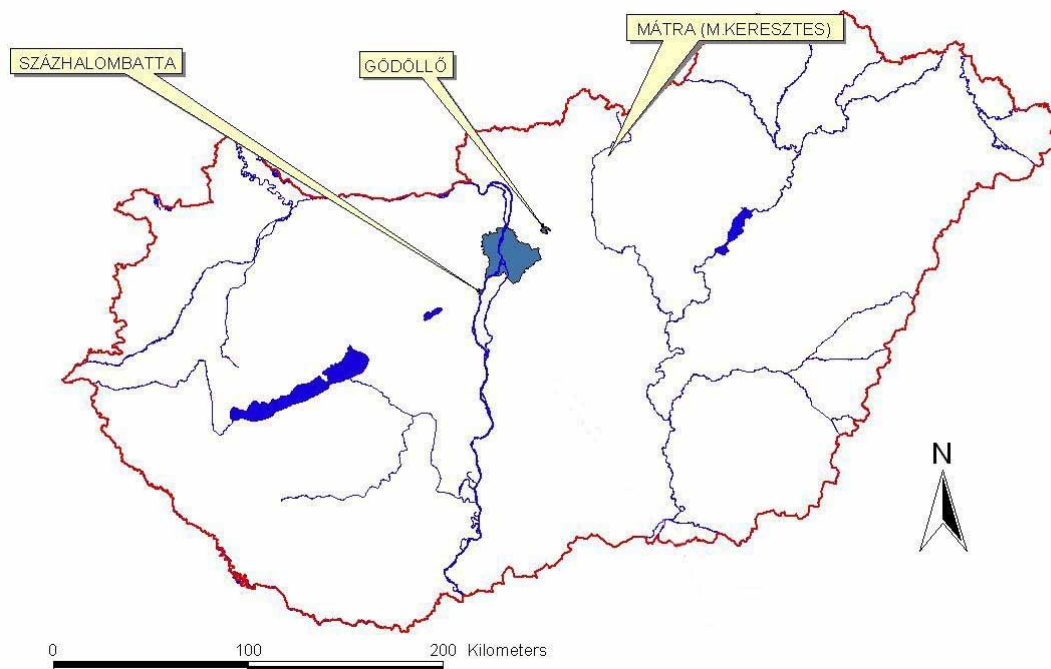


2. ábra *Fontinalis antipyretica* transzplantátumok rögzítésére használt technikai megoldás a Duna-folyón.

### 3.1.3 Vizsgálati pontok a százhalmattai Dunai Finomító térségében

A vízi biomonitring vizsgálatokhoz a transzplantátumokat a százhalmattai Dunai Finomító térségében 2007-ben a két monitoring periódus alkalmával összesen hat vizsgálati helyen, 2008-ban hét vizsgálati helyen helyeztük ki. A 2008-ban kihelyezett 7. számú vizsgálati pontot a százhalmattai hőerőmű „melegvizes” kifolyója felett a folyón felfelé helyeztük el a hőerőmű esetleges hatásait vizsgálva. Az így vizsgált egyes helyeket a 3. ábra, koordinátáit az 5. melléklet szemlélteti.

A kontroll területekre [melyekről csak a háttérszennyezés meglétét tételeztük fel, a Szent István Egyetem (Szie) gödöllői botanikus kertjének mesterséges tavába és a Nyugat-Mátrában található Csörgő-patakba helyeztünk ki mintákat Mátrakeresztes település felett] a tesztnövények kihelyezése/begyűjtése a dunai transzplantációt követő napon, azonos módon, azonos típusú expozíciós kamrákban történt.



3. ábra Vízi bioindikációs vizsgálati pontok Magyarországon és Százhalombatta- Dunai Finomító NyRt. közelében. „w1” Dunai Finomító szennyvízkifolyó, „w2-w7” dunai mintavételi pontok, „w7” csak 2008. április-június expozíciós időszak alatt alkalmazott pont. Gödöllő, Mátra (M. Keresztes): kontroll területek.

A Csörgő-patak a Nyugat-Mátra egyik jelentős vízfolyása, vízgyűjtő területén nincs tudomásunk semmilyen ipari létesítményről, az ide kihelyezett kontroll pont felett pedig semmilyen mezőgazdasági és ipari tevékenységről. A legközelebbi lakott település (Mátrakeresztes) a kontroll kihelyezési pont alatt található. Ettől a helytől öt kilométerrel lejjebb, a tiszta vizű patak felduzzasztásából kialakított mesterséges víztározó látja el Pásztó és a környék kisebb településeit ivóvízzel. Másik kontroll területünk a SZIE botanikus kertjének vízi növénytársulásokat bemutató mesterséges tava volt, feltöltése ivóvíz minőségű vízzel történt.

#### *3.1.4 Vizsgálati időpontok*

A vízi expozíció 2007-2008. évben három időszakban történt:

- I. kihelyezés 2007.04.03. A minták visszasedését 2007.06.07-re terveztük. Különböző, nem várható technikai, időjárási és hidrológiai változások miatt (extrém áradás és felszínen úszó hordalékok) nem tudunk ebből az időszakból használható mennyiségű biológiai anyagot begyűjteni. Ezen tavaszi/kora nyári expozíció ismétlését 2008. évben végeztük, mint 2008. évi megismételt I. kihelyezés, amire 2008.04.21-én került sor, begyűjtésük pedig 2008.06.17-én történt. A mintákat 57 napig exponáltuk. Az esetleges mintavesztést elkerülendő 2007.06.07 után, minden ponthoz párhuzamosan pótponthoz helyeztünk ki az elsődleges mintavételi pontunk mellett.
- II. kihelyezés 2007.06.07-én történt. A mintákat 2007.08.02-án szedtük vissza. A minták 56 napig voltak a vizsgálati területen kitéve.
- III. kihelyezésre 2007.08.02-án került sor, beszedésük 2007.10.15.-én történt. A minták 76 napig voltak a vizsgálati területen kitéve.

A Duna vízállás adatait a vizsgálati időszakban a 6. melléklet tartalmazza. A 2007.08.02-i begyűjtésre egy mérsékelten magasabb áradást követő, apadás utáni viszonylag alacsony vízállásnál került sor. A 2007. október 15. begyűjtést egy jelentős áradás előzte meg, begyűjtéskor a Duna vízállása hasonló volt az előzőleg mérthez. A 2008. június 17. gyűjtéskor a Duna egy apadó periódus elején volt, a folyó vízjárása közepes fluktuációt mutatott, vizsgálati időszak alatt árvízvédelmi készültség nem volt (6. melléklet). Mindhárom mintabevételt egy áradást követő apadási periódus közepén, vagy annak végén történt.

A kontrollként kihelyezett moha-kamrákat a vizsgálati területen elvégzett begyűjtést követő napon gyűjtöttük be.

### *3.1.5 A vízminták gyűjtése*

Mintavételi helyenként 2 x 3 liter vízmintát vettünk, polietilén palackokba, a felszín alatti 5-10 cm-es rétegből. Mintavétel előtt a palackokat háromszor mostuk a minta vizével. Kiegészítő vizsgálatként 2007. 10. 05-én vízmintákat vettünk a jelzett mintavételi helyekről („w1-6”) valamint a kontrollként használt mátrai területről is. Ezeket a mintákat elemanalízisre küldtük és további felhasználásig hűtőben tároltuk (ld. alább, 3.1.7 fejezet).

### *3.1.6 A mohaminták elemtartalom meghatározása*

A begyűjtés során a mintákat a helyszínen a mintavételi hely vizével röviden mostuk az esetleg lerakódott nagyobb méretű iszap és egyéb szennyeződések eltávolítása végett. A laboratóriumba szállítás után a mintákat elemanalízis-feltárási, valamint klorofill-fluoreszcencia mérésig a mintavételi hely vizében, fitotronban tároltuk, levegőztettük. A mohákat a lehető leghamarabb feldolgoztuk.

Az elemanalízishez való feldolgozás előtt a mohatelepeket a mintavételi hely vizében 15 percig rázattuk, mindennemű egyéb mosást mellőztünk. A mosást követően az élő, zöld részekből mintát vettünk és tömegállandóságig (20-24 óra) 65 °C-on szárítószekrényben szárítottuk. A szárított növényi anyagból 200 milligrammot elporítottunk, a porított mintákat teflon bombában 2 ml 65% HNO<sub>3</sub> (Reanal) és 2 ml 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Lachner) hozzáadásával, nyomás alatt, 130 °C-on 45 perc időtartam alatt tártuk fel. Ezt követően a teflonbombák víztiszta tartalmát MN 640-d típusú (Whatman) szűrőpapíron szűrtük és nagy tisztaságú MQ vízzel a végső térfogatra (10 ml) egészítettük ki. Az így nyert oldatok Al, Cd, Cr, Cu, Co, Fe, Ni, Pb, V és Zn tartalmát nagyfelbontású induktív csatolású plazma tömegspektrometriás (ELEMENT2, HR-ICP-MS, Thermo Electron Corp.) berendezés segítségével határozták meg az MTA KFKI Izotópkutató Intézetének laboratóriumában. A trópusi minták esetében a tengeri hatás kiderítésére a vizsgálatban

fontosnak tartott elemeken kívül más fémeket (Ca, Mg, Na, Sr) is megemlítettünk. A készülék, illetve az eredmények kalibrálása a 'Finnish Forest Research Institute, Muhos Research Station' által készített standard referencia anyag felhasználásával („moss No. 508”) történt (TUBA és CSINTALAN 1993b).

Az elemtartalom meghatározásokat expozíciós kamránként 3 ismétlésben végeztük. Az elemtartalmat  $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$  száraz anyag (ppm) értékekben közöljük.

Az akkumulációs faktor (AF) jó mutatója a moha elemfelhalmozási képességének (SIEBERT et al. 1996, BRUNS et al. 1997, SAMECKA-CYMERMAN et al. 2005), és fontos paraméter a megfelelő mohafaj kiválasztásánál (ld. 2.7.2 fejezet). Dolgozatomban az előbb említett szerzők gondolatmenetét követve alkottunk meg egy új formulát és számoltuk ki a *Fontinalis antipyretica* elemfelhalmozási képességét. Véleményünk szerint pontosabb mutatója lesz az adott közegben a növény elemfelhalmozási képességének, hiszen egy adott időszakra vonatkoztatott elemtartalom változással számol. A módosítások után akkumulációs hányadosnak (AR) neveztük el:

$$AR = \frac{C_{KU} - C_{KE}}{C_{VÍZ}}$$

Ahol az elemkoncentráció a mintában kihelyezés után:  $C_{KU}$ , elemkoncentráció a mintában kihelyezés előtt:  $C_{KE}$ , elemkoncentráció a vízben:  $C_{VÍZ}$ .

### 3.1.7 A vízminták elemtartalmának meghatározása

A begyűjtés után hűtőben tárolt vízmintákat, a begyűjtést követő napon készítettük elő elemanalízisre. Az ülepített vízminták 8 ml-ét 2 ml 65%  $\text{HNO}_3$  (Reanal) hozzáadásával 10 ml-re egészítettük ki. Az így nyert oldatok Al, Cd, Cr, Cu, Co, Fe, Ni, Pb, V és Zn tartalmát nagyfelbontású induktív csatolású plazma tömegspektrometriás (ELEMENT2, HR-ICP-MS, Thermo Electron Corp.) berendezés segítségével határozták meg az MTA KFKI Izotópkutató Intézetének laboratóriumában (ld. feljebb, 3.1.6 fejezet).



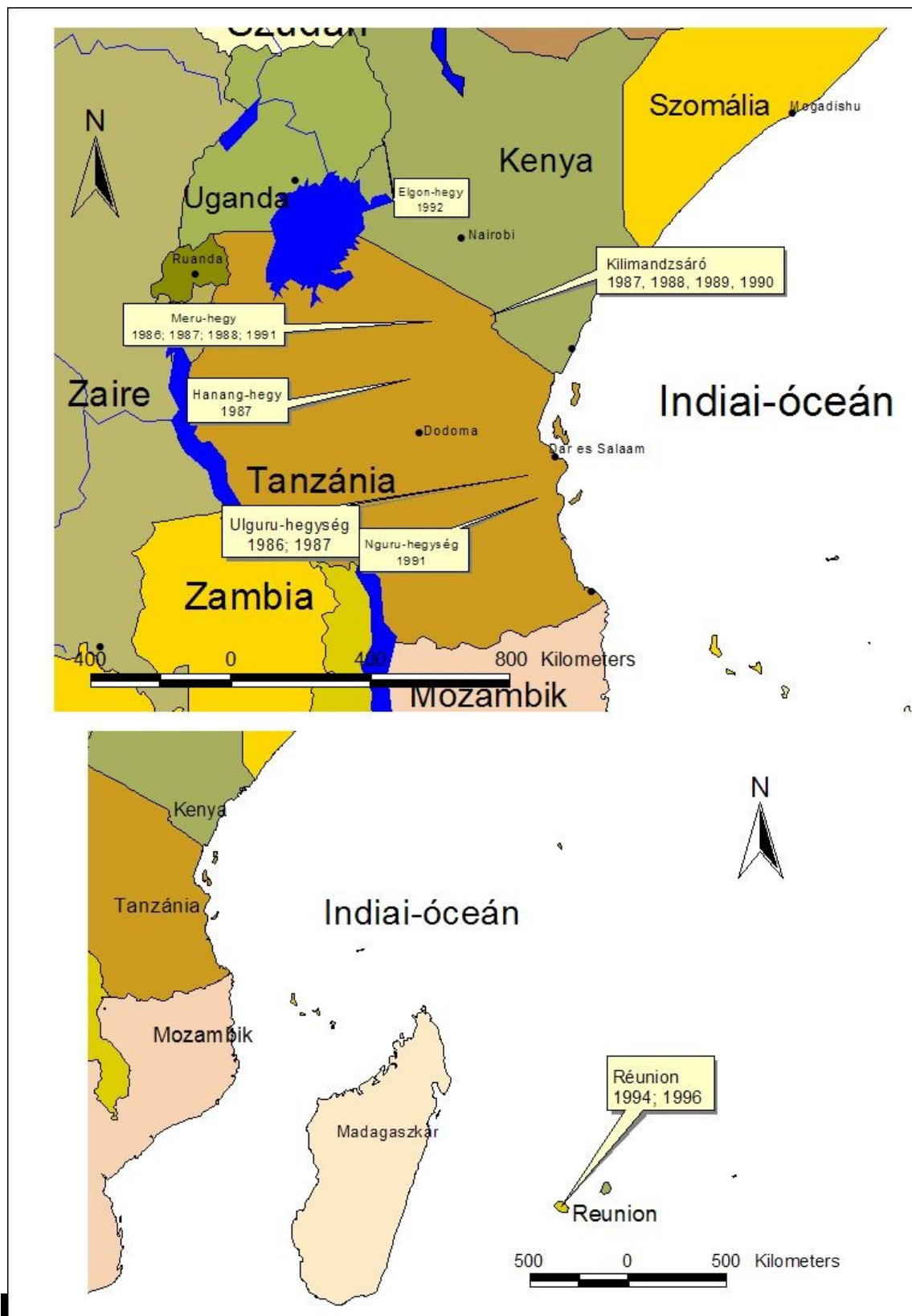
### *3.1.8 Klorofill fluoreszcencia-indukciós kinetika mérése*

A növényt érő hosszan tartó lassú stresszhatások általában következőképpen fejtik ki hatásukat: csökkentik a klorofilltartalmat és közvetlenül károsítják a fotoszintetikus apparátus kettes fotokémiai rendszerét (PSII). Ezt a változást is vizsgáltuk és meghatároztuk a mohatelepek fotoszintetikusan aktív részeinek klorofill fluoreszcencia indukciós kinetikáját. Mérése hordozható klorofill fluorométerrel történt (PEA-Plant Efficiency Analyser, Hansatech, England) 690 nm hullámhosszon. A méréshez a mohatelepek zöld, fiatal hajtásait használtuk, kerülve az alapi részeket. Kihelyezési pontonként 3x3 párhuzamos mérés történt. A mintákat a mérést megelőzően legalább 30 percen keresztül, nedves szűrőpapírban, 21-23 °C hőmérsékleten, minimálisan 30 percig sötétadaptáltuk. A fluoreszcencia-indukciós görbéből meghatározott adatok:  $F_v/F_m = (F_m - F_o)/F_m$ : a fotoszintetikus apparátus kettes fotokémiai rendszerének (PSII) maximális fotokémiai hatásfoka;  $R_{fd} = (F_m - F_s)/F_s$  (vitalitási index) - a potenciális fotoszintetikus aktivitást jellemzi (SCHRIEBER és BILGER 1993).  $F_m$ : maximális fluoreszcencia,  $F_o$ : alap fluoreszcencia,  $F_v$  változó fluoreszcencia, ami a sötétadaptált növény alap és maximális fluoreszcenciájának különbsége,  $F_s$ : egyensúlyi fluoreszcencia. A fiziológiai paraméterek mérését a begyűjtést követően a lehető leghamarabb végeztük el.

## **3.2 Trópusi nagy tér- és időléptékű biomonitorozás**

### *3.2.1 A vizsgált terület és időpontok*

A jelen tanulmányban felhasznált herbáriumi minták az Eszterházy Károly Főiskola botanikai gyűjteményéből származtak. A mohafajok Kelet-Afrika (Tanzánia 1986-1991; Kenya 1992, Réunion 1994; 1996) területén, összesen 82 helyen gyűjtötték. Helyszíneket a 4. ábra, a pontos helyszíneket és időpontokat a 7. melléklet (Tanzánia); 8. melléklet (Kenya); 9. melléklet (Réunion) tartalmazza. A kenyai mintákat az Elgon-hegyen 1992.01.11-27 időszakban gyűjtötték (8. melléklet). A korai gyűjtésekben, mint tanzániai és a kenyai, az akkori GPS technikák nem tették lehetővé a pontos helymeghatározást, ezért ezek beazonosítása utólagosan, helyszínleírások alapján történt.



4. ábra Trópusi herbáriumi minták gyűjtési helyei trópusi Kelet-Afrikában (1986-1992) és Réunion-szigetén (1994-1996).

Tanzánia éghajlata trópusi, ami hőmérsékletét tekintve egy „hűvösebb” (november-február, átlagosan: 15–20 °C és egy melegebb időszakra (május- augusztus, átlagosan: 25-31 °C)) különül el. Csapadék tekintetében száraz és csapadékos periódusok váltják egymást, egy hosszabb (március-május) és egy rövidebb (november-december) nedves időszakot különítünk el. Az évi átlagos csapadékmennyiség összesen 1150 mm. A hegységekben tengerszint feletti magasságtól függően csökken a hőmérséklet. Az uralkodó szélirány észak-keleti.

Kenya, Elgon-hegy. Éghajlatában csapadékos és szárazabb periódusok váltják egymást. A száraz éghajlat júniustól augusztusig és decembertől márciusig tart. Az átlagos éves hőmérséklet 17,9-19,1 °C, a hónapok közti hőingadozás csekély. A csapadékos időszakban havi átlag 140 mm csapadék esik, ez a száraz időszakban 18-90 mm. Az éves csapadékmennyiség összege 1270 mm.

Réunion éghajlata nedves trópusi, mely egy száraz meleg, egy nedves meleg és egy relatív hűvösebb évszakra különül el. A nyár decembertől márciusig tart, a hőmérséklet a partvidéken átlagosan 26 °C, a havi átlagos csapadékmennyiség 150-300 mm. Télen az átlaghőmérséklet 20 °C, az átlagos havi csapadékmennyiség 45-75 mm. Az éves átlagos csapadékmennyiség összege 1600 mm. Az uralkodó szélirány keleti, dél-keleti.

### *3.2.2 Trópusi területek felmérésére felhasznált mohafajok*

A nagy tér- és időléptékű felmérésekben főleg a térbeli, de esetenként az időbeli lépték sem teszi lehetővé az optimálisan megkívánt egyetlen faj használatát. Ez különösképpen igaz az utólagos, herbárium minták feltárására (pl. HERPIN et al. 1997, WEISS et al. 1999). Az általunk vizsgált trópusi területek faj szerinti megoszlását a 7. (Tanzánia), 8. (Elgon-hegy, Kenya), 9. (Réunion) mellékletek tartalmazzák. Amennyiben lehetséges volt, próbáltuk előnyben részesíteni az európai vizsgálatokban közkedvelt, kozmopolita *Hypnum cupressiforme* Hedw., vagy *Hypnaceae* családba tartozó egyéb széles elterjedésű teresztris fajokat. Az Elgon hegyen a kis területű és rövid időintervallumot felölelő begyűjtés miatt, valamint az, hogy az expedíció célja elsősorban botanikai gyűjtés volt, nem tudtuk egyetlen faj egyedeit előnyben részesíteni.

### *3.2.3 A trópusi mohaminták elemtartalom meghatározása*

A begyűjtött mintákat kontamináció szerint szelektáltuk és csak azok kerültek további felhasználásra melyeken nem, vagy minimális makroszkópos talaj, vagy más eredetű szennyeződést tapasztaltunk. Az esetleges szennyeződést a feltárás előtt műanyag csipesszel kézzel eltávolítottuk. A mintákat a 3.1.6 fejezetben leírtak alapján tömegállandóságig szárítottuk, majd feltártuk és elemtartalmát meghatároztattuk. Mintánként 3 párhuzamos mérés átlagát vettük és ezt közöltük.

### *3.2.4 Az adatfeldolgozáshoz használt statisztikai módszerek és szoftverek*

Az elemi statisztikai elemzést MS-Excel 2003 (Microsoft) szoftverrel végeztük. A többváltozós elemzések (multivariancia analízis) MINITAB 12.21 for Windows szoftverrel készültek. Az eredmények grafikus megjelenítésére az Origin 6.0, térképek rajzolására az ArcView GIS 3.3 szoftvert használtuk.

A kiugró értékeket, amennyiben szükség volt rá, Dixon-próbával zártuk ki, majd mind az alapstatisztikát, mind a multivariancia analízist megismételtük, amennyiben volt kiugró érték (SINGH 1996, STANIMIROVA et al. 2007, ASTEL et al. 2008).



## 4 EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

### 4.1 A Dunai Finomító térségében elvégzett kis térléptékű, moha bioindikátorokkal elvégzett vízi biomonitring vizsgálat eredményei

#### 1.1.1 Elemtartalom-változás elemzése

Vízi biomonitring vizsgálatnál a növények kihelyezés előtti elemtartalom átlagához (pontonként önálló kihelyezés előtti átlag) viszonyítottuk a kihelyezés után mért minták értékeit az adott dunai helyszíneken és a kontroll helyeken is. A vizsgált területen a kihelyezés után mért elemtartalmakat a kontroll területek azonos időben begyűjtött mintáinak elemtartalmaival is összevetettük.

A három kihelyezési időszak elemtartalom-változás adatait az 10. melléklet tartalmazza. A kihelyezéskor és begyűjtéskor mért elemtartalom átlag és szórás értékeket a 11. mellékletben ábráztuk. Dunai kihelyezési pontok: 1.-7. helyszín (w1-7), KM (8): mátrai kontroll, KG (9): gödöllői kontroll.

#### *Alumínium*

A három expozíciós időszakból az első kihelyezés (2007. június-augusztus) során a tisztított szennyvíz kifolyójában mért elemtartalom növekedés nem tekinthető szignifikánsnak ( $p < 5\%$ ), ellentétben a többi dunai ponttal. A gödöllői kontrollhoz hasonlítva az „1-6” százhalmobattai helyeken az elemtartalom-növekedés szignifikáns volt és csak a gödöllői kontrollnál tapasztaltunk

jelentős elemtartalom csökkenést. A mátrai kontrolltól csupán a szennyvíztisztító kifolyója és a gödöllői kontroll különbözött jelentősen.

A 2007. őszi (augusztus-október) időszakban az első helyszín és a gödöllői kontroll kivételével mindenhol szignifikánsan nőtt az alumínium tartalom ( $p < 5\%$ ). A mátrai kontrollhoz viszonyítva is ( $p < 2\%$ ) szignifikáns csökkenést mértünk az „1” helyen. A „3” hely ( $p = 8,1\%$ ) és a „6” hely ( $p < 5\%$ ) növekedése mindkét kontrollhoz képest is jelentős volt. A gödöllői kontrolltól minden dunai („2-6”) helyszín és a mátrai kontroll különbözött.

A 2008-ban elvégzett „tavaszi” (2008. április-május) monitoring eredményei szerint az „1” és a gödöllői kontroll hely kivételével minden helyen elemtartalom növekedést figyeltünk meg ( $p < 2\%$ ), a kontrollok esetében mért változás jelentősen különbözött a dunai („2-7” helyek) mért változásoktól. A három időszakot összehasonlítva az alumínium tartalom változás esetében szignifikáns különbséget tapasztaltunk az „1” helyen mindhárom időszak között.

### *Cink*

A Zn tartalom szignifikánsan csökkent a kiindulási értékhez képest 2007. június-augusztus időszakban az „1; 2; 6”, ( $p < 2\%$ ) mintavételi pontokon („3” ponton  $p = 8,72\%$  mellett, míg az „5” pontnál  $p = 7,31\%$ -nál) volt szignifikáns. A gödöllői kontroll ( $p < 5\%$ ) különbözött az „1” helyszíntől, a mátrai kontroll az „1; 3; 5” kihelyezésektől. A „4” és a mátrai kontrollnál gyenge felhalmozást mértünk.

2007. augusztus-október időszakban a cink tartalom szignifikánsan ( $p < 2\%$ ) csökkent az „1; 6” [2. ponton (szennyvíz Dunába ömlése)  $p = 5,6\%$ ] mintavételi pontokon. Mindkét kontroll szignifikánsan különbözött az „1; 3; 5.” sz. helyszíntől ( $p < 5\%$ ). Az „1” helyszínen csökkenés történt, míg a „2; 5” helyszínen elemtartalom növekedés.

2008-ban a Zn tartalom szignifikánsan csökkent az „1; 2; 3; 7” pontokon ( $p < 2\%$ ). A „4”  $p = 5,6\%$  és „6” ponton  $p = 8\%$  valószínűség mellett szignifikáns a Zn tartalom csökkenése a kihelyezés előttihez képest. A gödöllői kontrollhoz képest az „5” mintavételi hely kivételével szignifikánsan csökkent az elemtartalom minden helyszínen. A gödöllői kontroll esetében emelkedést tapasztaltunk.

A 2007. június-augusztus expozíciós időszakhoz és a mátrai kontroll helyhez képest a 2007. augusztus-október expozíciós időszakban nagyobb az elemfelhalmozás a „3”-as, az „5”-ös. A „3”-as és az „5”-ös vizsgálati helyen a 2007. június-augusztus időszakban csökkent az elemtartalom, a

2007. augusztus-október periódusban pedig nőtt. Mindkét kontroll esetében szignifikáns elemfelhalmozás volt 2008-ban.

A 2007. június-augusztus expozíciós időszakban a 2008-as expozíciós időszakhoz hasonlítva az „1”-es vizsgálati helyen szignifikánsan nagyobb mértékű az elemtartalom csökkenés.

### *Kadmium*

A kadmium esetében a 2007. júniusi-augusztusi időszakban szignifikáns felhalmozás volt tapasztalható az „1; 2; 3” mintavételi pontokon, a Dunában illetve a finomító kifolyójában elhelyezett pontok elemtartalom-változása nem különbözött a kontrolloktól (ennél az elemnél csak a gödöllői kontrollt vettük figyelembe. Magyarázat ld. később).

A következő, 2007. augusztus-októberi időszakban a finomítótól a folyásirányban legtávolabbi („5”) és a Százhalombattai Erőműnél („6”) kihelyezett pontoknál mértünk szignifikáns növekedést, az „1; 2” pontnál tapasztalt csökkenés nem volt szignifikáns.

A 2008. április-júniusi vizsgálatnál az összes dunai és az olajfinomítói kifolyójában növekedést tapasztaltunk, melyek nem különböztek egymástól, legnagyobb mértékű emelkedést a mátrai kontrollnál mértük, ez szignifikánsan különbözött az „1-7” helyektől ( $p < 5\%$ ).

### *Króm*

A minták krómtartalma 2007. június-augusztus során az „1-6” vizsgálati helyeken emelkedett meg  $p < 2\%$  szignifikancia szinten. A kontroll helyszíneken csökkent a mintákban ennek az elemnek a mennyisége, ezért a kontrollhoz viszonyítva jelentősen és szignifikánsan nőtt a Cr tartalom minden helyszínen.

Az elemtartalom 2007. augusztus-október intervallumban az „3; 4” vizsgálati helyeken emelkedett meg  $p < 5\%$  szignifikáns szinten. A kontroll helyszíneken nem szignifikánsan csökkent a minták krómtartalma. A kontrollokhoz viszonyítva szignifikánsan nőtt a Cr tartalom a „3; 4; 6” helyszíneken. Az „1” ponton nem szignifikáns csökkenés volt megfigyelhető.

A 2008. tavaszi kihelyezés során a „2-7” vizsgálati helyeken  $p < 2\%$  szignifikáns szinten emelkedést figyeltünk meg. A kontrollhoz viszonyítva szignifikánsan nőtt a Cr tartalom a „2-7” helyszíneken. A dunai („1-7”) minták nem különböztek egymástól. Az „1; 2; 5; 6” helyen szignifikáns különbséget mértünk a 2007-es egymást követő két kihelyezés között. A 2007. augusztus-októberi



kihelyezés „2-6” pontjai szignifikánsan különböztek a 2008-as kihelyezés „2-6” pontjaitól. A kontrollok esetében nem volt szignifikáns különbség a vizsgált időszakok között.

### *Kobalt*

2007. június-augusztusban az „1” sz. pont kivételével minden helyszínen szignifikánsan változott a kobalt tartalom a kihelyezés előtti értékhez képest. Az „1” helyen csökkenés, míg a dunai helyszíneken felhalmozást tapasztaltunk ( $p < 2\%$ ). Mindkét kontrollhoz viszonyítva szignifikáns növekedést mértünk az „2-6” helyszíneken, míg az „1” pont csökkenése nem volt szignifikáns a jelentős szórás miatt.

Az „1; 2; 4; 5” kihelyezésnél  $p < 5\%$  szignifikanciaszint mellett változott a kobalt tartalom 2007. augusztus-októberben. Minden helyen csökkenést tapasztaltunk. A mátrai kontrollhoz viszonyítva szignifikánsan különbözött a „2-6” és a gödöllői kontroll helyszín. A „3-6” pontok szignifikánsan különböztek a kontrolloktól.

A 2008. tavaszi kihelyezésnél az „1” és gödöllői kontroll kivételével nem tapasztaltunk szignifikáns ( $p < 5\%$ ) csökkenést. A kihelyezés előtti értékhez képest nem változott az elemtartalom. A mátrai, gödöllői kontroll és az „1” helyszín  $p < 5$  százaléknál különbözött a dunai helyszínektől. A kontroll helyeken elemtartalom csökkenést tapasztaltunk.

A 2007. június-augusztusi eredményektől szignifikánsan különbözött a későbbi két expozíció a „2; 3; 5; 6” pontoknál. Mindegyik helyszínnél a második-harmadik időszakban csökkent az elemfelhalmozás az első időszakhoz képest. A 2007. augusztus-október és 2008. április-június kihelyezéseknél különbséget az elemfelhalmozásban csak az „1” pont és a gödöllői kontroll esetében tapasztaltunk.

### *Nikkel*

Egyedül az „1” mintavételi helyszínen nem tapasztaltunk statisztikailag értékelhető változást a kihelyezés előtti értékhez képest 2007. június-augusztus időszakban, a többi helyszínen nőtt az elemtartalom ( $p < 2\%$ ). A kontrollokhoz képest szintén a „2-6” helyszín elemtartalma növekedett szignifikánsan. Mindkét kontroll helyen csökkent a Ni tartalom. Az „2-6” helyeken egymáshoz képest nem változott ( $p < 5\%$ ) az elemfelhalmozás mértéke.

Az ezt követő 2007. augusztus-október időszakban az „1; 3; 4; 5” és a kontroll helyeken kimosódást tapasztaltunk  $p < 5\%$  szinten. Az „1” helyszín szignifikánsan különbözött a többi dunai helyszíntől ( $p < 5\%$ ), de nem a mátrai kontrolltól.

Szignifikáns mértékű növekedést tapasztaltunk 2008. tavaszi (április-június) kihelyezés a „3; 4; 6” helyszíneken a kihelyezés előtti értékhez képest:  $p < 2\%$ . A kontrollokhoz képest a „2-7” helyszín különbözött szignifikánsan  $p < 5\%$ . A kontrollhoz képest szintén a „2-7” helyszín növekedett szignifikánsan  $p < 5\%$  a nikkel tartalom 2008-ban. A „3-7” helyszín nem különbözött egymástól szignifikánsan ( $p < 5\%$ ) ebben az időszakban.

Szignifikánsan különbözött ( $p < 5\%$ ) a 2007. augusztus-októberi időszak nikkeltartalom-változása a megelőző és azt követő időszaktól minden helyszínen. A 2007. június-augusztus „2-6” és a 2008. tavaszi (április-június) kihelyezés „2-6” helyei nem különböztek egymástól  $p < 5\%$  szinten.

### *Ólom*

Az ólom esetében a „2” és „3” (átlag: „3.” sz. helyen  $\Delta c$ : +57,1 ppm!) helyszínen tapasztaltunk szignifikáns csökkenést, illetve növekedést 2007. június-augusztusban a kihelyezés előtti értékhez képest. A gödöllői kontrollhoz képest a „2” helyen ( $p = 5,4\%$ ) csökkent az ólomtartalom.

Az ólom esetében a „3” helyszínen tapasztaltunk szignifikáns növekedést  $p < 2\%$  (átlag  $\Delta c$ : + 61,9 ppm!) 2007. augusztus-október időszakban. Nem szignifikáns növekedés volt a „2” és 6. helyen (átlag: „6”  $\Delta c$ : +95,7), míg csökkenés az „1” helyszínen. A kontroll változásához képest egyik helyszínen sem csökkent szignifikánsan az ólomtartalom.

A 2008-ban elvégzett vizsgálat szerint a „1” helyszínen tapasztaltunk nem szignifikáns csökkenést ( $p = 8,52\%$ ) és a „7” kihelyezésnél emelkedést  $p < 5\%$ . A mátrai kontrollhoz képest a „7” helyszínen nőtt meg szignifikánsan az ólomtartalom. A gödöllői kontroll esetében mindhárom időpontban ólomakkumulációt tapasztaltunk.

A legtöbb vizsgálati helyen, az „1” pont és a mátrai kontroll kivételével az ilyen minták esetében megszokotthoz képest markánsabb szórást tapasztaltunk.

### Réz

Szignifikáns mértékű növekedést tapasztaltunk a „2-6” helyszíneken mindhárom időszakban és a „7” ponton is 2008-ban ( $p < 2\%$ ). Az „1” helyszín csökkenése egyik időpontban sem volt szignifikáns.

A mohatelepek réztartalma az „1” helyszín kivételével jelentősen meghaladta mindkét kontroll mintáét (kivéve a 2008. április-júniusi mátrai kontrollnál). A 2007-es két vizsgálati időpont „1-6” mintái nem különböztek egymástól, de nagyobb mértékű felhalmozás volt megfigyelhető a „2; 3” és „6” helyen a 2008. április-júniusi időszakhoz képest.

### Vanádium

A finomító körzetében kihelyezett transzplantátumok vanádium tartalma az „1” helyszínen csökkent és a „3” helyszínen nőtt ( $p < 5\%$ ) 2007. június-augusztusban. A gödöllői kontrollhoz képest az „1” helyen csökkent és a „3” helyszínen nőtt az elemtartalom. A mátrai kontrollhoz képest a „3; 6” helyszín elemtartalma szignifikánsan nőtt.

2007. augusztus-októberben a finomítóban kihelyezett mohatelepek vanádium tartalma az „1; 3; 4” helyszínen változott szignifikánsan. Csökkent az „1” helyszínen, míg nőtt a „3; 4”  $p < 5\%$  helyeken. A mindkét kontrollhoz képest a „3; 4” helyszínen ( $p < 2\%$ ) nőtt a vanádium tartalom.

A finomítóban és körzetében kihelyezett transzplantátumok vanádium tartalma az „1; 2; 3; 4; 5” helyszínen szignifikánsan csökkent ( $p < 2\%$ ). A kontrollhoz képest „1” helyszínen csökkent  $p \leq 5\%$  szinten a vanádium tartalom 2008. április-júniusban.

A 2007. június-augusztus expozíciós időszakban szignifikánsan kisebb mértékű volt az elemtartalom csökkenés a gödöllői kontroll esetében a 2007. augusztus-októberi expozíciós időszak azonos kontrolljánál tapasztalt elemtartalom csökkenéshez képest. A 2008-as expozíciós időszak „1-5” pontján kimosódást tapasztaltunk.

### Vas

2007. június-augusztus. Szignifikáns növekedés történt a „3; 5; 6” pontokon, és csökkenés az „1” helyszínen. A vastartalom a „2-6” helyszínen szignifikánsan megnőtt a gödöllői kontrollhoz képest.

Az elemtartalom változás különbözött az „1” hely kivételével minden pont esetében a mátrai kontrollhoz képest. A szennyvízelvezetőhöz képest („1” pont) a „3; 6” hely különbözött szignifikánsan.

Az ezt követő 2007. augusztus-októberi kihelyezés eredményei szerint szignifikáns növekedés történt az „1” kivételével minden pontokon ( $p < 5\%$ ). A vastartalom a „2; 3; 6” helyszínen szignifikánsan megnőtt a gödöllői kontrollhoz képest ( $p < 5\%$ ).

Szignifikáns változás történt minden ponton ( $p < 2\%$ ) 2008. április-júniusban. A vastartalom az „1” helyszínen szignifikánsan csökkent a kihelyezés előttihez képest. A „2-7” helyszínen szignifikánsan megnőtt a kontrollhoz képest a minták vastartalma.

A „2” helyszín esetében a 2007. június-augusztus elemfelhalmozása szignifikánsan különbözött a 2007. augusztus-októberitől és az utóbbi a 2008. április-júniusitól. A „6” pont – Százhalombattai Erőmű melegvízes kifolyója – esetében mindhárom időszak különbözött egymástól. A mátrai kontrollnál 2007-es őszi elemfelhalmozás különbözött a másik két időszak kimosódásától.

Az elemtartalom változások eredményeit összefoglalva elmondhatjuk, hogy a Dunai finomító szennyvízkifolyójában a három kihelyezés során a legtöbb elem esetében (Al, Zn, Co, Ni, Pb, Cu, V) csökkent az elemtartalom, kimosódást tapasztaltunk. Felhalmozás volt kadmium és króm esetében némely időszakokban. A dunai mintákban a szennyvíz befolyása alatt a folyó kanyarban Cr, Cd, (Ni), Cu, V, Fe felhalmozást mértünk minden időszakban („3” pont), fluktuáló felhalmozás volt Co, Ni, Pb és kimosódás Zn esetében. A mátrai kontroll területeken Al, Fe és Cd elemeknél a legtöbb esetben felhalmozást mértünk, míg a gödöllői kontrollnál főleg az ólom emelkedése volt tapasztalható az expozíció során. A többi elem tekintetében a kontroll területeken főleg a kimosódás, vagy nem szignifikáns felhalmozást mértünk.

### 1.1.2 Vízállás hatása az elemfelhalmozásra

Mindhárom vizsgálati időszak mintabegyűjtése egy áradás utáni apadási periódusban történt (6. melléklet). A két 2007-ben elvégzett vizsgálatnál a begyűjtéskor a vízállás gyakorlatilag megegyezett 2007. 08.02. (149 cm), 2007.10.15.(169 cm) volt. Az októberi begyűjtést megelőző 5. és 4. héten III. fokú árvízvédelmi készültség volt a Dunán. A 2008. évi begyűjtéskor (2008. 06. 17.)

a vízállás 288 cm volt. A lerakódásból (iszap eredetű) származó fémek, mint például az alumínium, vas időszakok közötti elemfelhalmozás mértékében nem volt különbség a három vizsgált időpont között. Az általunk alkalmazott statisztikai módszerekkel nem tudjuk egyértelműen cáfolni az áradás és ennek következtében létrejövő esetleges hígító hatás meglétét a Duna csapadékkal összefüggő vízhozam-változásában, valamint az alkalmazott tesztszervezet elemfelhalmozó képességére. Mégis, a gyűjtéskor fennálló és az azt közvetlenül megelőző hasonló vízállási és mintakezelés körülmények, valamint a *F. antipyretica*, az irodalomban ismert memóriahatásának (CESA et al. 2006) következtében úgy véljük, hogy a három időszak állapota ilyen módon jól összehasonlítható.

### 1.1.3 A környezetállapot klorofill fluoreszcencia paramétereken alapuló jellemzése a *Fontinalis antipyretica* vízimoha segítségével

#### 1.1 A kettes fotokémiai rendszer maximális fotokémiai hatásfoka ( $F_v/F_m$ )

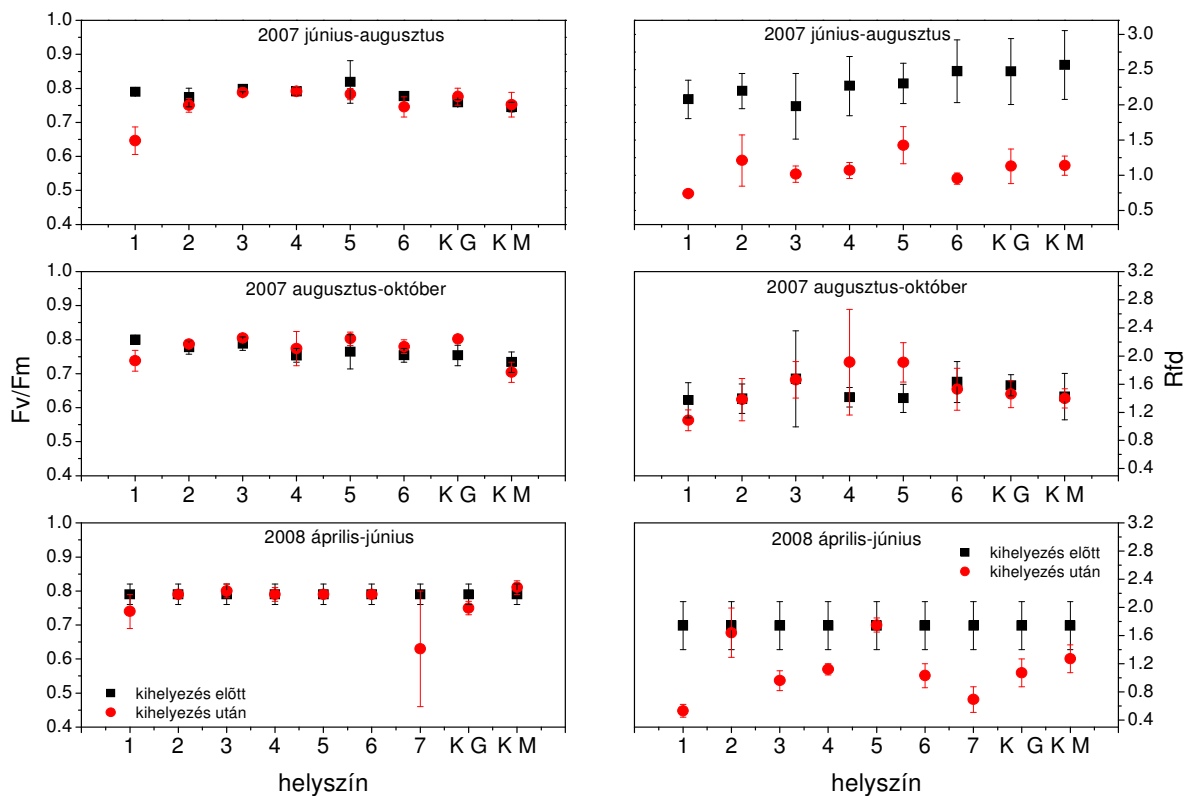
A 2007. június-augusztus időszak alatt az „1” kihelyezési ponton csökkent szignifikánsan a PSII fotokémiai rendszer hatásfoka a kihelyezés előtti értékhez képest (-22%),  $p < 2\%$ . A kontrollhoz képest itt tapasztaltunk jelentős csökkenést ( $p < 5\%$ ). A 2007. augusztus-október kihelyezés ideje alatt az „1” helyszínen csekély mértékben és nem szignifikánsan (-8%;  $p = 10,71\%$ ) csökkent az  $F_v/F_m$ . A kihelyezés utáni kontrollhoz képest egyik helyszín sem különbözött szignifikánsan. Az 2008. április-június megismételt vizsgálatnál egyik dunai helyszín sem mutatott figyelemre méltó csökkenést (5. ábra).

#### 1.2 Vitalitási index (RFd)

A 2007. június-augusztus kihelyezés alkalmával minden helyszínen szignifikánsan csökkent az RFd ( $p < 2\%$ ). A kontrollhoz képest egyik sem különbözött szignifikánsan.

A 2007. augusztus-október kihelyezés során nem mértünk szignifikáns változást egyik kihelyezési ponton sem.

A megismételt 2008. április-június kihelyezés során szignifikánsan csökkent az „1” (-225%), „3” (-80%), „4” (-55%), „6” (-69%), „7” (-150%)  $p < 2\%$  pontok vitalitási indexe a kihelyezési előtti értékhez képest. Az „1” (-58%) és „7” (-45%) helyszín Rfd értékei szignifikánsan alatta voltak a kontroll értéknek. A dunai „3; 4; 6; 7” pontok nem különböztek egymástól szignifikánsan (5. ábra).



5. ábra. Fluoreszcencia paraméterek változása a három vizsgált expozíciós időszak során. Ábrázolt értékek: átlag, hibaszó: szórás, n: 9. KG: gödöllői kontroll, KM: mátrai kontroll, 1: Dunai Finomító szennyvízkezelője, 2-7: dunai pontok (ld. 3. ábra). 7. pont csak a 2008-as kihelyezésnél.

A mért élettani paraméterek változására összefoglalásként elmondhatjuk, hogy az exponált növények klorofill fluoreszcenciája és így fotoszintetikus aktivitása a 2007. augusztus-október időszak

kivételével csökkent az expozíciók során. Szignifikáns csökkenést a szennyvízkifolyóban a 2007-es két vizsgálati időszakban tapasztaltunk a kontrollhoz és a dunai pontokhoz képest is.

#### **1.1.4 A Dunai Finomító térségében elvégzett kis térléptékű vízi moha-bioindikációs vizsgálatok eredményeinek korreláció és multivariancia analízise**

##### **4.4.1 Korreláció-analízis**

A Százhalombattától Délre található Dunai Finomító és körzetében elvégzett környezetterheléses vizsgálat három vizsgálati időpontjából származó elemtartalom (tíz vizsgált elem) felhalmozás/kimosódás eredményeinek és fluoreszcencia paraméterei (Fv/Fm, Rfd) változásának Pearson's korrelációanalízise az egyes kihelyezési időpontok és a három időpont adatainak összevetésével történt. A korrelációanalízisnek alávetett paraméterek a kihelyezés utáni és előtti vizsgált értékek különbségei voltak.

##### **4.4.1.1 Nehézfém tartalom-változás**

2007. június – augusztus időszakban az Al, a V, a Fe, a Co, a Cr, a Ni és a Cu tartalom a vizsgált forrásmoha mintákban egymással erősen és pozitívan korrelált. A Cr erősen korrelál a vassal és a nikkellel, és közepesen korrelál a kobalttal és a rézzel. Az Al-mal és a V-mal a Cr csak közepesen gyengén korrelál. A Zn, a Cd és az Pb egyike elemmel sem korrelál.

A 2007. augusztus – októberi időszakban a Cr, a Fe és a Co egymással erősen korrelálnak, és közepesen pozitívan korrelálnak a Cu-zel. Az Al pozitívan erősen korrelál a Cr-mal és a Fe-sal, közepesen korrelál a Ni-lel és a Cu-zel és közepesen gyengén korrelál a Co-tal valamint a Cd-mal, közepesen korrelál a V-mal. A Zn közepesen korrelál a Cu-zel. Az Pb egyik elemmel sem mutat erős korrelációt, közepesen, de negatívan korrelál a kadmiummal. Az ólom egyedülállósága és időbeli fluktuációja pontszerű, elhatárolt szennyezésre utal. A kadmium és cink esetenkénti párhuzamos változása azonos, petrokémiai eredetű forrásra utalhat azokon a helyeken, ahol azonos volt a változás, hozzájárul némi agrokémiai hatás is a rézzel történt együttes felhalmozás miatt. Ennek forrása véleményünk szerint a „2”-es és „6”-os számú pont között lehet („2”-es ponton csökken az elemtartalom felhalmozás).

2008. április – május. Az Al, a V, a Fe, a Co és a Ni egymással erősen pozitívan korrelálnak. A Cu erősen korrelál a Co-tal és közepesen az Al-mal és a V-mal. A Cd egyik elemmel sem mutat erős korrelációt. A Cd és az Pb inkább negatív korrelációt mutatott a többi elemmel, kivétel ez alól a Zn volt, ahol közepesen pozitív korrelációt tapasztaltunk (12. melléklet).

A három időszakot összevetve kevesebb esetben tapasztaltunk értékelhető korrelációt. Az alumínium erősen és pozitívan változott a vassal, a Co közepesen erős korrelációt mutatott a vanádiummal és a krómmal. A nikkelváltozás nagyon erősen követte a króm és gyengébben a kobalt változását. A réz az alumíniummal és a vanádiummal, valamint a vassal közepesen pozitívan korrelált.

Az alumínium és vas más fémekkel történő erős korrelációja lerakódásból, iszapból való eredetre utalhat. Az ólom, a kadmium, vanádium és cink esetleges együttes magasabb felhalmozódása ezen analízis szerint bizonyos esetekben lehet közös forrás eredménye, de ennek helyét ezzel az analízissel nem tudjuk meghatározni.

Összefoglalva, az alumínium, króm, vas, kobalt, réz, nikkell és vanádium legalább közepes, de sokszor erős korrelációja azonos forrást, iszap eredetű lerakódást jelez. A Zn kimosódását tekintve nem jelenik meg szennyezőként a mintákban. Az ólom és a kadmium szintén nem jelenik meg más elemekkel és ez a két elem egymáshoz képest negatív korrelációja különböző, pontszerű forrásra utal.

#### 4.4.1.2 Fiziológiai paraméterek változása

A fluoreszcencia paraméterek (Fv/Fm, Rfd) és a nehézfém-tartalom változásainak összevetése során a fiziológiai paramétereknél is a kihelyezés utáni és előtti értékek különbségeivel számoltunk. Az elemtartalmakkal való összevetésüknel figyelembe kell venni, hogy az előjelek ellentétes jelentéssel bírnak, vagyis a negatív előjel jelenti azt, hogy az elemtartalom növekedésével a mért vitalitást jelző élettani paraméter csökkent és fordítva, tehát az elemtartalom növekedése hatással van az élettani paraméterek csökkenésére. Ezt a gondolatmenetet követve nagyon gyenge pozitív korrelációt mutatott a kadmium-Fv/Fm (-0,484) és a króm-Fv/Fm (-0,388) 2007. június-augusztus időszakban és a kadmium-Fv/Fm (-0,375) 2008-ban. Negatív közepes korrelációt az Fv/Fm paraméter, valamint az Rfd és a Zn tartalom változása között találtunk a 2007. június-augusztus időszakban. Az ezt követő 2007. augusztus-októberi expozíció során az Rfd erősen negatívan korrelált a cinkkel, az Fv/Fm pedig a kadmiummal erősen, az alumíniummal és a nikkellel közepesen erősen és negatívan. A legkésőbbi, a 2008-ban elvégzett bioindikáció és a



három együttes elemzése során nem tapasztaltunk közepes ( $r^2 > 0,5$ ), illetve erős korrelációt ( $r^2 > 0,75$ ) a vizsgált fiziológiai paraméterek és elemtartalom változások között (12. melléklet).

A nehézfém és fiziológiai paraméterváltozás adatok egyszerű korrelációs mátrix-szal történő elemzés után arra a következtetésre jutottunk, hogy a mohákban felhalmozódott és mért fém tartalmak nem befolyásolták az általunk várt módon, vagyis negatívan a kihelyezett minták itt bemutatott élettani paramétereit.

#### **4.4.2 Főkomponensanalízis és klaszteranalízis eredményei**

Az indikátorként használt szervezeteket egyidejűleg több károsító hatás is éri, azaz a tesztnövényekben felhalmozódó szennyező elemek egyidejűleg több forrásból is származhatnak, melyeket a különböző források más-más arányban bocsátanak ki. A minták elemkoncentráció adatai nyilvánvalóan ezeket az információkat első ránézésre nem hordozhatják, azonban körültekintően megtervezett mintavételezéssel, illetve transzplantációval az adatok variációjából ezekre is következtethetünk. A különböző hatások elkülönítésében, a vizsgálatokkal nyert adatokban rejlő részletek feltárásában a többváltozós analitikai módszerek, mint pl. a klasszifikáció és az ordináció nyújthatnak komoly segítséget.

A klasszifikációs módszerek az egyes objektumokat - esetünkben a vizsgálati helyeket - csoportosítják az objektumokat leíró változók (pl. elemtartalom adatok) alapján. A leggyakrabban – és az általunk is – alkalmazott klasszifikációs módszer a klaszteranalízis, mely ún. dendrogrammon tünteti fel az egyes objektumok közötti kapcsolatokat.

Az ordinációs módszerek lényege, hogy a vizsgált rendszert kevés számú, egymástól független, származtatott változó segítségével kísérlik meg leírni. A legfontosabb módszerek a főkomponensanalízis (principal component analysis - PCA), a korrespondencia elemzés, illetve a faktoranalízis.

A vizsgálati helyek és a vizsgált elemek csoportosítása egyidejűleg elkészíthető az ordinációs módszerek közül leggyakrabban alkalmazott főkomponensanalízis segítségével.

A főkomponensanalízis lényegét tekintve a vizsgált objektumokat leíró, egymással különböző mértékben korreláló változókat helyettesíti azonos számú, egymással egyáltalán nem korreláló komponenssel az eredeti változók lineáris kombinációja révén. Az új komponensek – ez esetben,

mint elkülöníthető szennyező források – közül jelentős súlya csak az összvariancia legnagyobb hányadát magában foglaló első néhánynak, az ún. főkomponenseknek lesz. Az eredeti faktorok – a vizsgált paraméterek – ordinációját, azaz hogy milyen mértékben vesznek részt az egyes komponensekben, a sajátvektorok vagy változósúlyok adják meg. A változósúlyok és egymáshoz viszonyított arányaik alapján az egyes komponensek meghatározott típusú szennyező forrásként azonosíthatók be. Az objektumok, azaz a vizsgálati helyek ordinációját az új komponensek alkotta absztrakt térben a komponens- vagy objektumsúlyok adják meg megmutatva, hogy a vizsgált időszakban az egyes helyszíneken az összes terhelésért az egyes elkülönített szennyező források milyen mértékben tehetők felelőssé.

#### *4.4.2.1 A vizsgált elemek csoportosítása főkomponens- és klaszteranalízis segítségével*

A multivariancia analízist a vizsgált mohafajra végeztük el külön-külön a három expozíciós időszak elemakkumuláció/kimosódás adatai (ppm) alapján. A korreláció mátrixon alapuló, R-típusú (a vizsgálati helyek, mint objektumok és a különböző elemek, mint faktorok) PCA eredményei a következők:

#### **2007. június-augusztus**

Az adott kihelyezési időszakra elvégzett főkomponensanalízis esetében az adatok teljes variációjának 99,0 %-át az első öt komponens tartalmazza, azonban az ötödik komponens sajátértéke csupán 1,6 százalék, ez alapján csak az első négy komponens tekintendő figyelemreméltónak (az összes variancia 97,4%-ért felelősek (13. melléklet).

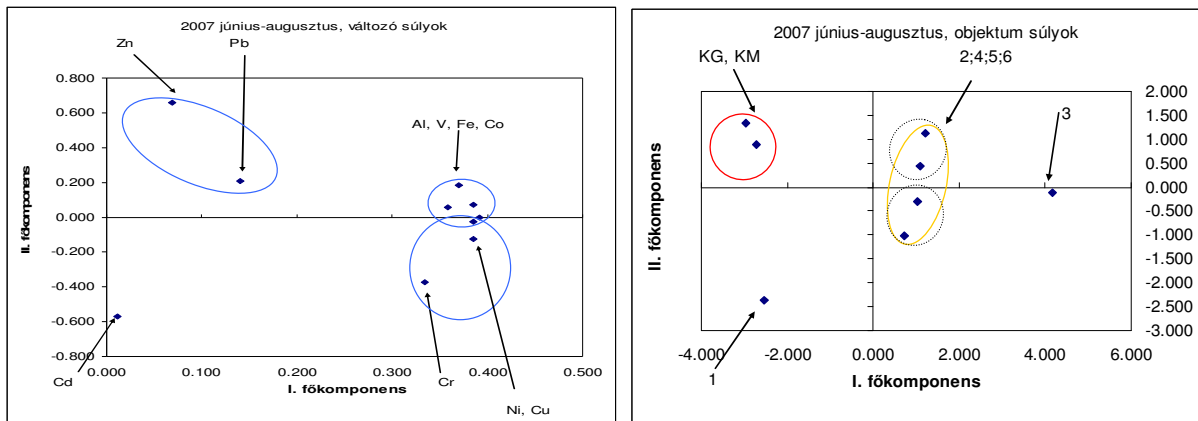
Az első komponensben jelentős súllyal és azonos előjellel az Al, V, Cr, Fe, Co, Ni és a Cu rendelkezik. A fenti elemek összes variációjának 81,9, 87,3 és 71,3, 98,1, 94,9, 94,9, 94,5 százaléka található ebben a komponensben. Ez az említett elemek közös talaj (iszap) eredetét feltételezi.

A második főkomponensben a Zn és Cd rendelkezik jelentős súllyal, a Zn pozitív a Cd negatív előjellel (az összvariancia 67,3 és 50,4 százaléka található ebben a komponensben), ami jól összefügg a cink esetében tapasztalt kimosódással és a kadmiumnál tapasztalt felhalmozással.

A harmadik komponensben az ólom található nagy súllyal, az összvarianciájának 80,7 százaléka kerül ki ebből a komponensből. A negyedik komponensben az Al, Zn, Cd szerepel, az összvariancia csupán 12,3; 23,1 és 47,9 százalékában vesznek részt.

Az első főkomponens az Al, V, Co, Fe, (Cr) (ún. litofil és sziderofil elemek) pozitív korrelációja alapján iszap eredetű szennyezéssel azonosítható. Az első főkomponens a „3” számú Dunában kihelyezett megfigyelési pontnál erős és pozitív súllyal szerepelt, jelentős alumínium és vas felhalmozást tapasztaltunk, ez nagy valószínűséggel erős iszaplerakódásból fakadó szennyezésre utal. A gödöllői (KG) és a mátrai (KM) kontroll területen valamint az „1”-es számú, a szennyvíztisztító kifolyójában elhelyezett ponton volt meghatározó az első főkomponens ellentétes előjelű súllyal, ami kizárja, az iszap eredetű szennyezést. A két kontroll hely és a tisztított szennyvíz kifolyója hasonló komponenssúllyal szerepelt ebben a főkomponensben. A Cr és a Cd ezzel fordítottan arányosan, de súlyozottan változik (6. ábra), ezek az elemek általában ipari (vegyipar, fémipar) forrásokra utalnak (BERLEKAMP et al. 1998, FLOREK et al. 2007), ez estben pedig kizárják a vegyipari eredetet. A második főkomponens az „1; 2; 3; 5” helyeken elemtartalom változás elemzése azonos forrásra utal, míg a kontrollok és „6” sz. helyeken a változás különbözik ettől. A kadmium 40,3%-os összvarianciájával önálló, és nem litofil eredetű, sőt ipari jellegű forrást mutat. Az ólom erős pozitív súllyal a „3”-as (itt felhalmozást tapasztaltunk), míg negatív súllyal a kettős ponton (szennyvízkifolyó Dunába ömlése, erőteljes kimosódás) volt jelen. A negyedik főkomponens egy önálló kadmium és gyenge Zn forrást igazol, az iszap eredetű szennyezést az Al gyenge pozitív jelenléte ebben a komponensben és a Cd szintén gyenge jelenléte az 1. komponensben (ahonnan az Al nagy része származik) nem támasztja alá. A Cd jelentős pozitív súllyal (és koncentrációval is) a mátrai kontroll ponton volt meghatározó (magas koncentrációt tapasztaltunk, az elem összvarianciájának 47,9% található itt).

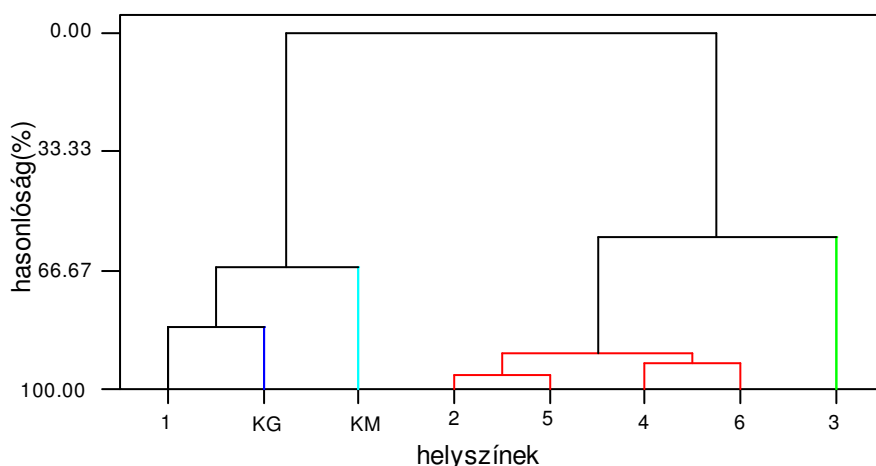
Az első két főkomponens szerint (6. ábra, 10 elem felhasználásával), ami a sajátértékek több mint 78%-t adja, a Dunai Finomítóból kifolyó és a kontroll pontokon tapasztalt elemfelhalmozás/kimosódási értékek jelentősen különböznek a Dunában elhelyezett pontok esetében tapasztalt változásoktól. A két kontroll hasonló volt egymáshoz, míg az „1” pont jelentősen különbözött a többitől, de legjobban a dunai „2-6” pontoktól. A dunai „3” pont szintén jól elkülönült a többitől.



6. ábra. Százhalombattai 2007. június-augusztus *F. antipyretica* transzplantátumok elemtartalom változás adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei. Objektum és változó súlyok az első és második komponens felhasználásával. „KG” Gödöllői Kontroll, „KM” Mátrai Kontroll, „1-6” dunai kihelyezési pontok (ld. 3. ábra).

A kontroll- és a dunai mérőhelyeket a moha teszt növények 10 fémre meghatározott elemtartalom adatainak felhasználásával – Manhattan távolságfüggvényt alkalmazva – csoportosítottuk.

A dendrogramon (7. ábra) 4 csoport különül el élesen. Az első csoportban 1-es szennyvízkifolyó tartozik mely legalább 66%-ban megegyezik a gödöllői kontroll helyszínnel. A mátrai önálló csoport 33%-ban különbözik az előbbi két helyszíntől a „2; 4; 5; 6” dunai helyek elemkülönbség adatai szerint ezek a helyek több mint 80%-ban hasonlóak egymáshoz. A „3” sz. dunai mintavételi hely önálló csoportot alkot. A dunai minták jelentősen különböznek a finomító szennyvizében elhelyezett és a kontroll pontoktól, hasonlóan a 6. ábrához.



7. ábra. A moha transzplantátumok 2007. június-augusztus időintervallum alapján a kihelyezés megkezdéséhez képest mért elemtartalom (10 elem) változás adatai alapján elvégzett, Manhattan (complete) távolságokat figyelembe vevő klaszter-analízis dendrogramja.

### 2007. augusztus-október

Az adott kihelyezési időszakra elvégzett főkomponensanalízis esetében az adatok teljes varianciájának 99,8 %-át az első hat komponens tartalmazza, azonban az ötödik komponens sajátértéke csupán 3,7%, ez alapján csak az első négy komponens tekintendő figyelemreméltónak (az összes variancia 94,0%-ért felelősek (14. melléklet)).

Az első komponensben jelentős súllyal az Al, V, Cr, Fe, Co, (Ni), Cu rendelkezik. A fenti elemek összes varianciájának 87,02; 67,87; 92,30; 89,40; 75,60; (54,79); 80,07 százaléka található ebben a komponensben.

A második főkomponensben az Pb valamint a Cd rendelkezik jelentős súllyal. Az Pb pozitív (azonos forrás), a Cd pedig negatív (az előzőektől különböző eredet, már amennyiben volt felhalmozás) előjellel (az összvariancia 88,34 valamint 45,94 százaléka található ebben a komponensben).

A harmadik komponensben a Ni, valamint és a Zn található nagy súllyal. A Ni pozitív és Zn pedig negatív előjellel (az összvariancia 19,36; valamint 42,45 százaléka található ebben a komponensben). Mindhárom elem esetében főként kimosódást figyeltünk meg.

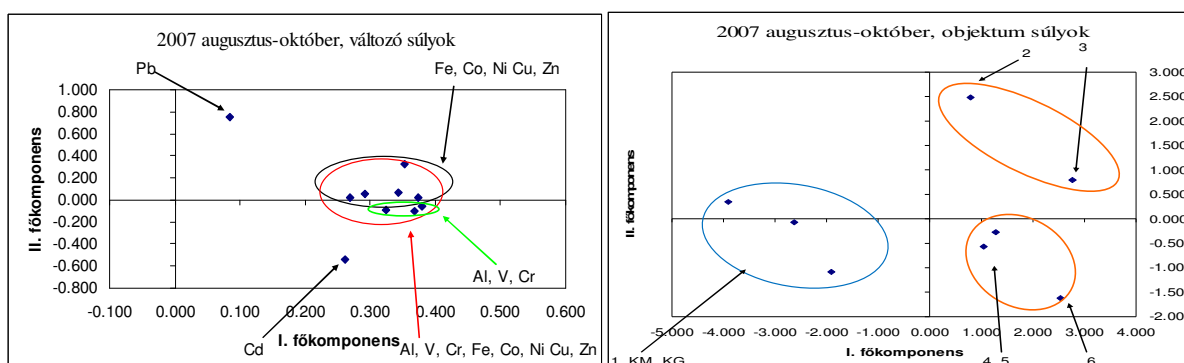
A negyedik komponensben a V, Co pozitív előjellel szerepelnek (az összvariancia 24,03; 21,87 százaléka található ebben a komponensben).

Az első főkomponens az Al, V és Cr pozitív korrelációja alapján iszap eredetű szennyezéssel azonosítható (GRODZINSKA et al. 2003). A „3”. és a „6”. számú Dunában kihelyezett megfigyelési pontnál erősen pozitív súllyal szerepelt, ez az adott elemek megnövekedett mennyiségére és azonos eredetére utal. A gödöllői (KG) és a mátrai (KM) kontroll területen valamint az 1-es számú, a szennyvízkifolyóban elhelyezett ponton meghatározó volt az 1. főkomponens negatív súllyal, ez kizárja az iszap eredetű szennyezést, itt nem volt ebből a forrásból fakadó terhelés. A finomítói szennyvízkifolyó kis mértékben nagyobb súllyal szerepelt ebben a főkomponensben, mint a két kontrollhely, érthetően elkülönülve azoktól.

A második főkomponensben főleg az Pb szerepel pozitív súllyal. Mivel az ólom csak ebben a főkomponensben szerepel, ezért önálló, nem iszap (kalkofil, litofil) eredetű szennyezőként azonosítható („2; 5; 3” mintavételi pont). A Cd ezzel fordítottan arányosan változik. Ez a forrás a „4”-es, „5”-ös, „6”-os és a gödöllői, valamint a mátrai kontroll helyen negatív súllyal (ebben az időszakban felhalmozást mértünk), a „2”-es helyen pedig erősen pozitív súllyal vesz részt az elemek eloszlásában. Mindkét elem származása ipari tevékenység során kerül a környezetbe, de eredetük különböző (8. ábra). A két első főkomponens figyelembevételével a finomító szennyvízkifolyója („1”) és a kontroll helyek (KM, KG), valamint a dunai „4; 5; 6” pontok esnek hasonló negyedbe (8. ábra).

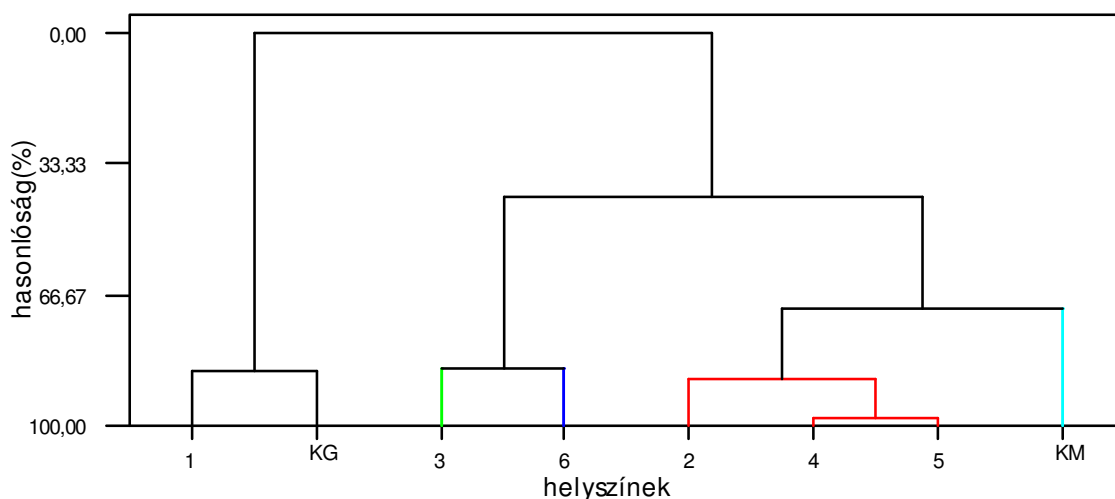
A harmadik főkomponensben meghatározó pozitív súllyal a Ni van jelen, a V és a Zn ezzel ellentétesen változik. Ez, amennyiben volt felhalmozás, nem iszap eredetű forrást jelöl, valamint két különböző forrást, melyek legtöbb esetben jelentéktelenek, hiszen a legtöbb mintavételi ponton inkább kimosódást mértünk. A harmadik főkomponens a 2-es és 6-os megfigyelési helyen van jelen pozitív súllyal, a 3-as, 4-es, 5-ös helyen és a gödöllői kontrollnál pedig negatív súllyal.

A negyedik főkomponensben a V és a Co vannak jelen pozitív súllyal. Az egyes főkomponenstől eltérően ebben a komponensben az Al negatív súllyal van jelen, ami egy önálló, nem iszap eredetű, kismértékű forrást igazol. Ez a főkomponens kizárólag a mátrai kontrollnál van jelen jelentősebb negatív súllyal.



8. ábra. Százhalombattai 2007. augusztus-október, *F. antipyretica* transzplantátumok elemtartalom változás adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei. Objektum és változó súlyok az első és második komponens felhasználásával. „KG” Gödöllői Kontrol, „KM” Mátrai Kontrol, „1-6” dunai kihelyezési pontok ld. 3. ábra.

Az elemtartalom változás adatainak alapján elkészített dendrogramon 4 csoport különül el élesen (9. ábra). Az első csoportba az 1-es szennyvízkifolyó tartozik, mely több mint 66%-ban megegyezik a gödöllői kontroll helyszínnel. Ez a két hely jelentősen különbözik a többi vizsgálati helytől. A „3”-as és a „6”-os mintavételi hely két külön csoportot alkot, de egymással több, mint 66%-ban megegyeznek. A „2”-es, „4”-es és „5”-ös dunai helyek is egy közös csoportot alkotnak, amin belül a „4”-es és „5”-ös helyek majdnem 100%-ban megegyeznek egymással. A mátrai kontroll hely önálló csoport több mint 66%-ban különbözik az előbbi csoporttól.



9. ábra. A moha transzplantátumok 2007. augusztus-október időintervallum alapján a kihelyezés megkezdéséhez képest elemtartalom (10 elem) változás adatai alapján elvégzett, Manhattan (complete) távolságokat figyelembe vevő klaszter-analízis dendrogramja.

## 2008. április-június

Az adott kihelyezési időszakra elvégzett főkomponensanalízis esetében az adatok teljes varianciájának 99,4%-át az első négy komponens tartalmazza, azonban a negyedik komponens sajátértéke csupán 1,4%, ez alapján csak az első három komponens tekintendő figyelemreméltónak (az összes variancia 98,0%-ért felelősek (15. melléklet).

Az első komponensben jelentős negatív súllyal az Al, (V), Cr, Fe, Co, Ni rendelkezik. A fenti elemek összes varianciájának 98,2; (63,9), 95,19; 97,19; 90,27; 97,19 százaléka található ebben a komponensben. Kis mértékű pozitív súllyal szerepel ebben a komponensben a Cd, itt található összvarianciájának 30,72 százaléka, valamint gyenge negatív súllyal a Cu (az összvarianciájának 53%-a található itt).

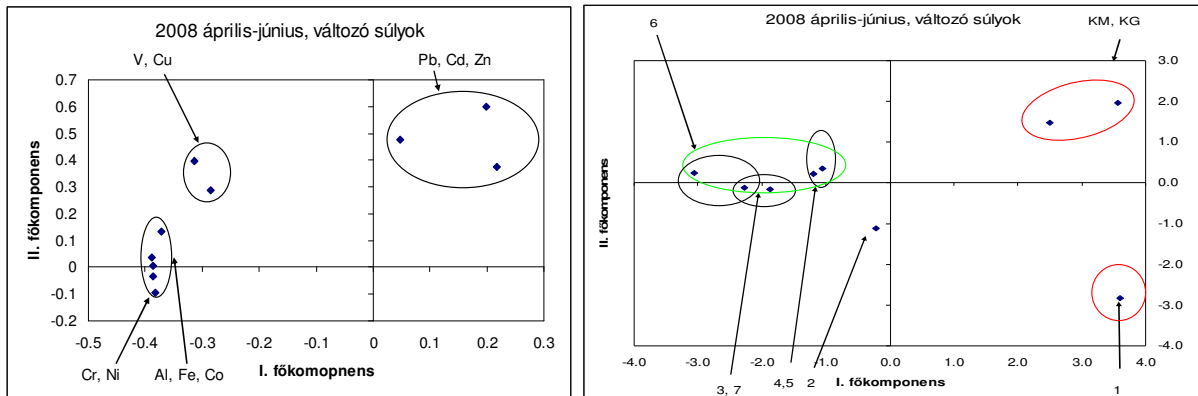
A második főkomponensben a Zn, Cd, (V) és az Pb rendelkezik jelentős súllyal, összvarianciájuk 56,96; 30,72; (25,1) és 35,84 százaléka található ebben a komponensben.



A harmadik komponensben a Cu és a Cd található jelentős negatív súllyal, az Pb pedig pozitív súllyal. Az összvarianciájuk 22,11; 30,90 valamint 39,76 százaléka kerül ki ebből a komponensből. Ez a főkomponens a gödöllői (KG) és a mátrai (KM) kontroll területen valamint az „1”-es számú, a szennyvízkifolyóban elhelyezett ponton szerepel meghatározó súllyal, a többi dunai mérési helyen ez a főkomponens ellentétes (negatív) súllyal szerepel. Ez a hasonlóság a kontroll ponttal nagy mértékű tisztaságára utal a kifolyóból eredő szennyvíznek a vizsgált elemekre vonatkozóan (feltételezve a kontrollok esetében csupán a háttérszennyezést). Figyelembe véve az alumínium és vas litofil és sziderofil eredetét jó eséllyel ezen a területről származó minták mentesek lehetnek iszap eredetű szennyezéstől.

A második főkomponensben a Zn és az Pb jelentős, a V, Cu és Cd szerepelnek kisebb súllyal. Érdekes a 3. főkomponensben meghatározó és egyedüli ólom jelenléte. Ez önálló, bár nem jelentős forrást jelöl, mely az elemfelhalmozás értékeket figyelembe véve a százhalombattai Erőmű és a Dunai Finomító szennyvízkifolyója közé tehető. Az ólom erős pozitív súllyal szerepel a gödöllői kontrollnál, itt akkumulációt is tapasztaltunk. A forrás eredetére egyedüli magyarázatként a botanikuskereszt-tó csapvize tehető felelőssé, amennyiben a feltöltésére szolgáló vízvezeték egy része még ólomcső.

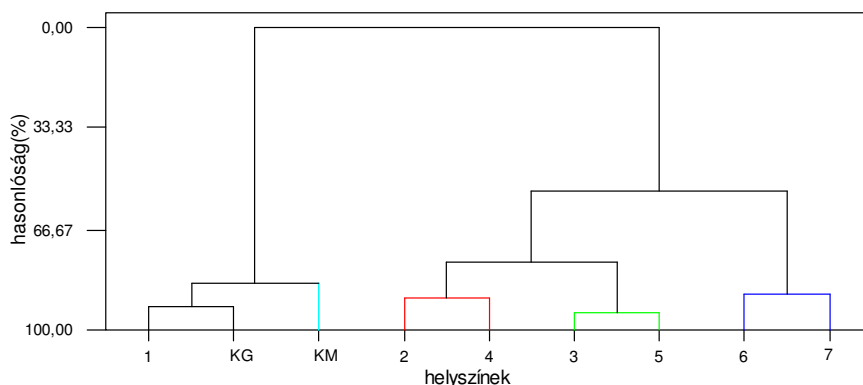
A 2008-as tavaszi monitoring során kihelyezett „7” számú dunai mérési pont teljesen beleillik a többi dunai pont („3; 4; 5; 6”) alkotta halmazba (10. ábra, zöld kör) de legnagyobb hasonlóságot a lejjebb elhelyezkedő „3”-as ponttal mutatta abban az esetben, ha az első két főkomponens adatait vettük figyelembe. A „2”-es pont a „4; 5” és hetes pontokhoz volt a leginkább hasonló. Az egyes és a kontroll pontok jelentősen különböztek a dunai pontoktól és egymástól is, olyannyira, hogy külön negyedbe kerültek (10. ábra).



10. ábra. Százhalombattai 2008. április-június *F. antipyretica* transzplantátumok elemtartalom változás adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei. Objektum és változó súlyok az első és második komponens felhasználásával. „KG” Gödöllői Kontrol, „KM” Mátrai Kontrol, „1-7” dunai kihelyezési pontok lásd. 3. ábra.

A kontroll és a dunai mérőhelyeket a moha teszt növények 10 fémre meghatározott elemtartalom adatai segítségével – Manhattan távolságfüggvényt alkalmazva – csoportosítottuk (11 ábra).

A dendrogramon 3 csoport különül el. Az első csoportban 1-es szennyvízkifolyó tartozik mely több mint 66%-ban megegyezik a gödöllői kontroll helyszínnel. A mátrai kontroll önálló csoportot alkot, de több mint 66%-ban megegyezik az előbbi két helyszínnel. A „2”-es; „3”-as, „4”-es és „5”-ös helyek az elemkülönbség adataik szerint több mint 66%-ban hasonlóak egymáshoz, de ezen belül a „2”-es és a „4”-es, valamint a „3”-as és az „5”-ös külön csoportot alkotnak. A „6”-os és a „7”-es mintavételi hely egymáshoz több mint 66%-ban hasonló, és több mint 33%-ban hasonló az előbbi két csoporthoz. A dunai minták jelentősen különböznek a finomító szennyvizében elhelyezett és a kontroll pontoktól.



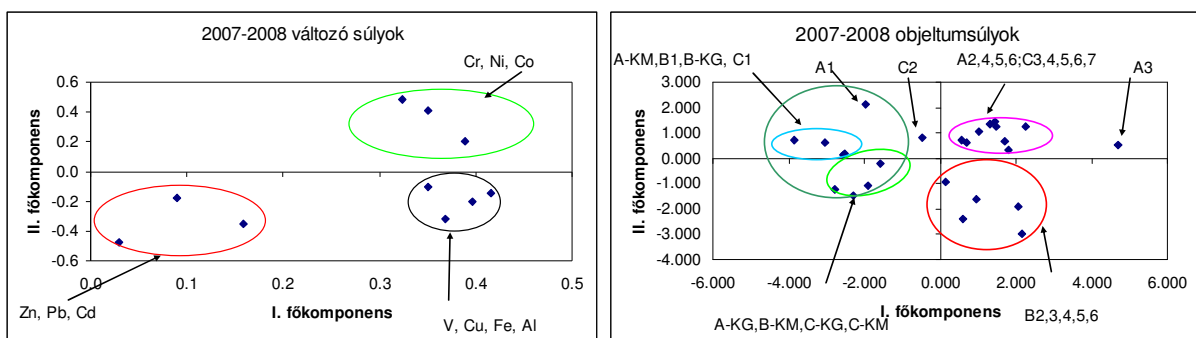
11. ábra. A moha transzplantátumok 2008. április-június elemtartalom (10 elem) változás adatai alapján elvégzett, Manhattan (complete) távolságokat figyelembe vevő klaszter-analízis dendrogramja.

### A három vizsgálat időszak összehasonlító elemzése

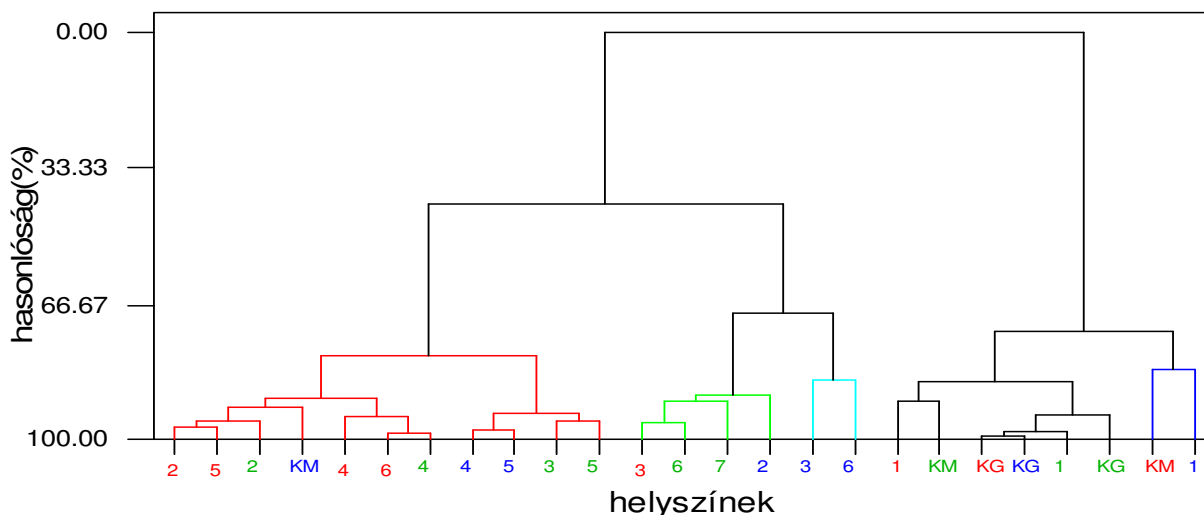
Az elemtartalom változás adatok összehasonlítása során az adott időszakokra elvégzett főkomponensanalízis első hat komponense tartalmazta az összvariancia 96,3%-át. A hatodik komponens az összvariancia 5,4%-ért felelős (16. melléklet). Az első főkomponensben az Al, Cr, Fe, Co, Ni, Cu szerepel jelentősebb és azonos előjelű súllyal, ezek az elemek összes varianciájának 94,4; 57,5; 86,0; 82,9; 67,1; 74,2 százaléka található ebben a komponensben. A második komponensben a Cr, Ni szerepel jelentősebb pozitív súllyal (az összvarianciájuk 30,9; 22,1 százaléka található itt), míg a Zn ebben a komponensben 30,6 százalékkal és negatív súllyal van jelen (főként kimosódást mértünk). A harmadik komponensben a kadmium és az ólom van jelen (főként kimosódást mértünk). A negyedik komponensben a kadmium és az ólom van jelen 46,4, és az ólom 20,6 százalékkal, ellentétes előjellel. A kadmium összvarianciájának jelentős része ebben a komponensben van. A negyedik főkomponensben (a vizsgált 10 komponens összsúlyának 8,4%-át adja) található a Zn összvarianciájának 51,5 százaléka (főként kimosódást mértünk). A három vizsgálati időszak első két főkomponensének (az összvariancia 64,1% tartozott ebbe a két komponensbe) változóinak (elemtartalom-változás) elemzése során (12. ábra) az Al-V-Cu –Fe és a Zn-Pb-Cd (főként kimosódó, illetve gyengén felhalmozódó elemek), Cr-Ni-Co, alkot egy-egy jól

elkülöníthető csoportot. A három vizsgálati időszak helyszíneinek (objektumok) elemzése során a mátrai és gödöllői kontrol megfigyelési pontok alkottak egy csoportot, hozzájuk közel álltak a szennyvízkifolyóban elhelyezett minták eredményei. Teljesen különálló csoportot alkotott a 2007. augusztus-októberi vizsgálati periódus dunai mintái, és ezektől teljesen független, de egymáshoz igen hasonló csoportot alkottak a 2007. június-augusztus és 2008. április-június kihelyezések mintái. Az első kihelyezésben a „3” számú dunai kihelyezési pont (2007. június-augusztus) jelentős súlyát az Al, Cr, Fe, Co, Ni, Cu elemeinek kifejezetten magas felhalmozása okozza. Ugyanezen elemek csekély felhalmozása, vagy éppen kimosódása okozza a kontroll és „1” számú a szennyvízkifolyóban elhelyezett pontok jelentős elkülönülését a többi ponttól és időszaktól, hasonlóságát a kontroll helyekhez.

A három időszak tíz elemre végzett klaszteranalízise során (Manhattan típusú távolságfüggvények figyelembevételével) 66 százalékos hasonlóságnál három csoport különült el. Egy csoportot alkottak a 2007. június-augusztus kihelyezés „2; 4; 5; 6” dunai, a 2007. augusztus-október „4; 5” dunai és mátrai kontroll, április-június „2; 3; 4; 5” dunai pontjai. Második csoportba a 2007. június-augusztus „3.” dunai helyszíne, 2007. augusztus-október időszak „2; 3; 6” helyei, valamint a 2008. április-június „6; 7” pontja tartozott. Jelentősen elkülönült az előző kettőtől, a harmadik csoport, ahova a 2007. augusztus-október mátrai kontroll kivételével az összes többi kontroll terület és a Finomító szennyvízkifolyója tartozott (13. ábra).



12. ábra. Százhalombattai 2007. június-augusztus „A”: 2007. augusztus-október „B”: 2008. április-június „C”: *F. antipyretica* transzplantátumok elemtartalom változás adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei. Objektum és változó súlyok az első és második komponens felhasználásával. „KG” Gödöllői Kontrol, „KM” Mátrai Kontrol, „1-7” dunai kihelyezési pontok lásd. 3. ábra.



13. ábra. A moha transzplantátumok elemtartalom (10 elem) változás adatai alapján elvégzett, Manhattan (complete) távolságokat figyelembe vevő klaszter-analízis dendrogramja (piros: 2007. június-augusztus, kék: 2007. augusztus-október, zöld: 2008. április-június), „KG” Gödöllői Kontrol, „KM” Mátrai Kontrol, „1-7” dunai kihelyezési pontok lásd. 3. ábra.

A PCA eredményeit összefoglalva, mindhárom vizsgált időszakra elmondható, hogy a finomító szennyvízkifolyója és a kontroll pontok erősen különböztek a dunai pontoktól. Ennek fő oka az alumínium, vas, réz, króm, kobalt, nikkell és vanádium eltérő variációjában (végső soron felhalmozódásában/kimosódásában) keresendő, aminek oka az említett helyszínek koncentrációkülönbsége. Ez főleg iszap eredetű lerakódásnak tulajdonítható be. A dunai pontokon belül is, a folyó kanyarulatában elhelyezett pont („3”) elkülönült a többitől, a legtöbb vizsgált elem esetében itt mértük a legnagyobb felhalmozást. A kadmium, nikkell, ólom fluktuáló megjelenése a Dunában és önálló megjelenése kevésbé jelentős főkomponensekben nem iszap eredetű forrásra utal. Ezeknek az elemeknek a felhalmozódása a kontroll területeken szintén hozzájárul a többi vizsgált területről való elkülönüléshez.

#### 4.1.5 Az AR (akkumulációs hányados) és CF (szennyezettségi faktor) vizsgálata

##### 4.1.5.1 Az akkumulációs hányados (AR)

Az akkumulációs faktor (AF) jó mutatója a moha elemfelhalmozási képességének (SIEBERT et al. 1996, BRUNS et al. 1997, SAMECKA-CYMERMAN et al. 2005). Az előbbi szerzők által alkotott formulát módosítva hoztuk létre az akkumulációs hányadost (AR) (ld. 3.1.6 fejezet). Ennek meghatározásához a 2007. augusztus- októberi időszak végén (2007. október 15.) vízmintákat vettünk a vizsgálati pontoknál és meghatároztuk a vízminták elemtartalmát is. Az AR kiszámításánál a minták expozíció során tapasztalt elemtartalom változását (ppm) arányítottuk a Duna vizének aktuális elemtartalmához (ppm). Az elemfelhalmozás, az adott helyeken átlagolva a következő sorrendben alakult: Al (68096)-KM > Pb (33556)-„2” > Fe (25271)-„6” > Cu-„3” (7251) > Cd (2417)-„KM” > V (2120)-„3” > Zn-„5” (693), a legkisebb mértékű felhalmozás a Cr-nál (490)-„6” figyelhető meg (17. melléklet). Az átlagokkal számolva a Co és Ni esetében minden esetben kimosódást tapasztaltunk.

Ezen eredmények ismeretében elmondhatjuk, hogy a *F. antipyretica* a kéthónapos expozíciós időszak alatt hatékony bioakkumulátora volt a vizsgált elemeknek. Sokszor a vizekben a kimutathatóság határához közeli, illetve az alatti elemek is több nagyságrenddel nagyobb koncentrációban akkumulálódtak a tesztnövényen belül.

##### 4.1.5.2 A szennyezettségi faktor (CF) meghatározása az egyes vizsgálati periódusokban

A szennyezettségi faktor (CF) meghatározása a vizsgált területre kihelyezett indikátor növény és a kontrollként használt növény elemtartalom-arányából lehetséges [(ld. 2.9 fejezet), BRUNS et al. 1997, VAZQUEZ et al. 2004, CESA et al. 2006]. Ideális esetben, a kontroll növényben mért elemtartalom megegyezik a háttérkoncentrációval. Háttér koncentrációnak a gödöllői és a mátrai kontrollnál kapott elemtartalom (ppm) átlagát vettük, ezzel osztottuk el a dunai és a Finomító kifolyójánál lévő vizsgálati helyeken az kihelyezés végén mért elemtartalmakat (ppm) elemenként, minden expozíciós időszakban (a Cd esetében a gödöllői, az ólom esetében pedig csak a mátrai területről származó eredményeket vettük figyelembe).

A CF alapján vizsgálati helyenként minden elemet/helyszínt öt szennyezettségi csoportba soroltunk az alábbiak szerint: nem szennyezett:  $CF < 2$ , elfogadható szennyezés  $CF: 2-6$ , enyhe szennyezés

CF: 6-18, erős szennyezés CF: 18-54, extrém szennyezés CF > 54 (MOUVET et al. 1986, NIMIS et al. 2002, VAZQUEZ et al. 2004).

Az első expozíciós időszakban (2007. június-augusztus) erős vagy extrém szennyezettséget egyik elem tekintetében sem tapasztaltunk. Enyhe szennyezettség állapítható meg mindegyik vizsgálati helyen a Cr és a Ni tekintetében, illetve a „2-6”-os vizsgálati helyeken a Co esetében is.

A 2007. augusztus-október expozíciós időszakban nem tapasztalható erős vagy enyhe szennyezettség egyik vizsgálati helyen sem, egyik vizsgált elem tekintetében sem. A kifolyóból kijutó víz nem volt szennyezettnek tekinthető ebben az időszakban a vizsgált elemekre ezzel a módszerrel.

Az utolsó expozíciós időszakban (2008. április-június) a „6”-os vizsgálati helyen állapítható meg enyhe Fe szennyezés. A többi vizsgálati helyen ez a szennyezés nem jelentkezik, ezért valószínűleg valamilyen helyi hatás következménye. Ezen kívül a vizsgálati helyek és a vizsgált elemek tekintetében nincs se erős, se enyhe szennyezés (18. melléklet). A kifolyóból kijutó víz, hasonlóan a megelőző expozícióhoz nem volt szennyezettnek tekinthető. Az összehasonlítások a kontroll területekhez képest értendők.

#### 4.1.6 Értékelés és összehasonlítás más, nemzetközi vizsgálatok eredményeivel

Mivel hazánkban a *F. antipyretica* mohával, a Duna-folyón folytatott vízi ökofiziológiai bioindikációs vizsgálatok közül ez az első ilyen méretű vizsgálatosorozat, ezért az előbb közölt eredményeinket nem tudtuk hazai, korábbi példákhoz hasonlítani. A külföldi szakirodalom következőkben részletezett vizsgálataival vetettük össze:

BRUNS et al. (1997) az Elba folyón végzett hasonló vizsgálatokat 1994-ben, bár itt az expozíciós időszakok rövidebbek voltak (12-16 nap), mégis tájékoztató jelleggel felhasználhatóak jelen munkánkban. Figyelembe véve FERNÁNDEZ et al. (2006) munkáját, ahol nehézfémek felvételi kinetikáját vizsgálta az általunk is használt *F. antipyretica* vízimohán, teljes 35 napos kihelyezési periódus során átlagosan 15 napot elfogadhatónak, 31 napot elegendőnek talált (az általuk vizsgált fémek -Co, Cu, Ni, Zn-, a vízben oldott koncentrációjától, valamint a pH-tól függően) 7-31 napos perióduson belül a mohán belüli telítési koncentráció eléréséhez. A könnyebb összevethetőség érdekében három összehasonlítást végeztünk, 2007. június-augusztus vs. 1994. május-június; 2008. április-június vs. 1994. május-június; 2007. augusztus-szeptember vs. 1994. október-november

időszakokról (1. táblázat). BRUNS et al (1997) tanulmányával közel átfedő, azonos hónapokban elvégzett kihelyezési időszakokról és vizsgált nehézfémekről a következők mondhatóak el:

Alacsonyabb értéket mértünk a kadmium és a cink esetében a 2007. augusztus-október és 2008. április-június időszakokban, míg a réz kontrollhoz viszonyított koncentrációja (CF) 2007. június-augusztusban és 2007. augusztus-szeptemberben magasabb volt Dunán, mint az Elbán, de ebben az esetben is az abszolút elemtartalomak a dunai pontokon „2-6” helyek (átlag: Cd; 32,63 és Zn; 36,64 szórás: 8,13 és 9,94 ppm) alatta voltak az Elbán mért átlag értékeknek (átlag: 166,7; szórás: 26,36 ppm). A szennyvízkifolyóban egyedül a réz koncentráció volt magasabb 2007. június-augusztus során a kontrollokhoz képest (nem szignifikáns), de az abszolút adatokat összevetve tisztább volt mint az Elba. Összességében tekintve mind a Duna, mind a kifolyó szennyvíz jelentősen tisztábbnak tekinthető az 1994. évi elbai, hasonló felméréshez képest figyelembe véve, hogy az akkori kihelyezésnél a minták a még elfogadható minimális ideig voltak kitéve BRUNS et. al (1997) által véghezvitt expozíciós időszak lényegesen rövidebb idő volt az általunk alkalmazottnál), továbbá hogy az itt összehasonlított korábbi tanulmányban minden összehasonlítható elem esetében szignifikánsan magasabb koncentrációkat mértek mind az Elba folyóban, mind a kontroll területeken.

1. táblázat. A Dunai Finomító térségében 2007-2008-ban és az Elba-folyón 1994-ben elvégzett vízi biomonitorozás eredmények összehasonlítása. A közölt adatok az expozíció végén mért eredményeknek az aktuális kontrollokhoz (mátrai és gödöllői átlag) viszonyított elemtartalom arányai (CF). DF = Dunai Finomító, „1” = Finomító Szennyvízkifolyója, „2-6”; „2-7” = dunai minták eredményeit átlagoltuk, a  $p < 0.05$  különbözőket kivettük az átlagból. Vastaggal szedve az Elba-folyón történt felméréstől szignifikánsan különböző értékek,  $p < 0.05$  \*,  $p < 0.01$  \*\*. Adatok, BRUNS et al. (1997). Elba alapadatok ld. 19. melléklet.

hely	időpont	hely	Cd	Cu	Pb	Zn
DF	2007.VI-VIII.	"1"	1,23 ± 0,24	1,31 ± 0,09	0,52 ± 0,03	0,36 ± 0,04
		"2-6"	0,76 ± 0,53	<b>3,58**</b> ± 0,72	1,19 ± 1,11	0,61 ± 0,28
	2007.VIII-X.	"1"	<b>0,43**</b> ± 0,10	0,48 ± 0,04	0,18** ± 0,05	<b>0,28**</b> ± 0,04
		"2-6"	1,02** ± 0,26	<b>3,66**</b> ± 1,19	1,71 ± 1,05	<b>0,76**</b> ± 0,17
	2008.IV-VI.	"1"	<b>0,31*</b> ± 0,10	0,30 ± 0,04	0,49 ± 0,05	0,31 ± 0,04
		"2-7"	<b>0,28**</b> ± 0,08	0,91 ± 0,09	1,16 ± 0,29	<b>0,44*</b> ± 0,09
Elba	1994 V-VI.		1,33 ± 0,33	1,04 ± 0,19	0,93 ± 0,17	0,96 ± 0,09
	1994 X-XI.		3,21 ± 1,89	0,19 ± 0,07	2,42 ± 0,79	2,67 ± 1,43



FERNÁNDEZ és munkatársai (2006) szintén a *F. antipyretica* vízimohával Nyugat-Galíciában végeztek egy kis helyi folyón hasonló vizsgálatokat (1999. június-július). Az általuk kihelyezett vizsgálati pontok felett egy bányá található, mely hozzátartozik a folyóvízgyűjtőjéhez. Eredményeikkel összehasonlítva azt mondhatjuk, hogy a kontrollhoz képest mind a Duna-folyó, mind a szennyvízelvezető az összehasonlított fémek tekintetében tisztábbnak tekinthető, mint az Ulla-folyó az akkori vizsgált időpontokban (2. táblázat).

2. táblázat A Dunai Finomító térségében 2007-2008-ban és az Ulla-folyón június-júliusban elvégzett vízi biomonitoring eredmények összehasonlítása. A közölt adatok az expozíciós időszak végén mért eredményeknek az aktuális kontrollokhoz (mátrai és gödöllői átlag) viszonyított elemtartalom arányai (CF). DF = Duna-folyó, „1” = Finomító Szennyvízkifolyója, „2-6”; „2-7” = dunai minták eredményeinek átlaga, U = Ulla-folyó, a  $p < 0.05$  különbözőket kivettük az átlagból. Vastaggal szedve Az Ulla-folyón történt felméréstől szignifikánsan különböző értékek,  $p < 0.05$  \*,  $p < 0.01$  \*\*. Adatok FERNÁNDEZ et al. (2006),

			Al	Co	Ni	Zn	Cu
DF	2007.VI-VIII.	"1"	<b>1,03**</b> ± 0,26	<b>2,42*</b> ± 0,36	<b>6,13**</b> ± 0,50	<b>0,36**</b> ± 0,04	<b>1,41**</b> ± 0,07
		"2-6"	<b>3,28**</b> ± 0,94	8,07 ± 1,93	<b>9,34**</b> ± 2,11	<b>0,61**</b> ± 0,28	<b>3,84**</b> ± 0,77
	2007.VIII-X.	"1"	<b>0,08**</b> ± 0,03	<b>0,20**</b> ± 0,04	<b>1,27**</b> ± 0,27	<b>0,28**</b> ± 0,04	<b>0,48**</b> ± 0,04
		"2-6"	<b>1,36**</b> ± 0,42	<b>1,82**</b> ± 0,56	<b>4,47*</b> ± 1,15	<b>0,80**</b> ± 0,19	<b>3,81**</b> ± 1,03
	2008.IV-VI.	"1"	<b>0,16**</b> ± 0,02	<b>0,29**</b> ± 0,03	<b>1,02**</b> ± 0,14	<b>0,37**</b> ± 0,07	<b>0,31**</b> ± 0,07
		"2-7"	<b>2,51**</b> ± 0,50	<b>1,63**</b> ± 0,23	<b>3,57**</b> ± 0,66	<b>0,53**</b> ± 0,11	<b>0,94**</b> ± 0,09
U	1999. VI-VII.		4,86 ± 1,13	10,30 ± 11,34	17,85 ± 7,80	12,81 ± 8,06	5,67 ± 1,92

A vizsgált területről a három időszak esetében összességében elmondhatjuk, hogy az Al, V, Cr, Fe, Co, Ni és a Cu a korreláció-analízis alapján erősen, vagy legalább közepesen korrelálnak egymással mindhárom expozíciós időszakban. A főkomponensanalízis is megerősíti az említett elemek közötti összefüggést az elemtartalom változásban, mivel mindhárom vizsgált időszakban az első főkomponensek meghatározó elemei, előfordulásuk együtt, jelentős súllyal történik az adott komponensben. Elemtartalom változás szempontjából a fenti hét elemre jellemző, hogy az „1”-es vizsgálati helyen (tisztított szennyvíz csatornája) csupán néhány esetben kismértékű felhalmozást (pl.: Al – 2007. június-augusztus; Cr – 2008. április-június), de inkább kimosódást tapasztaltunk a

felmérésre használt mohákban, ami a két kontrollnál tapasztalt változáshoz áll a legközelebb. A mátrai kontroll helyen az Al és a harmadik expozíciós időszakban a Cu esetében a dunai vizsgálati helyekhez hasonló mértékű elemfelhalmozás volt tapasztalható. A mátrai kontroll helyen, néhány elem esetében tapasztalt, egy kontroll területhez képest nem várt relatív magas elemtartalmat (Zn, Cr, Cd) tapasztaltunk. Ezt okozhatja az anyaközet minősége miatt megemelkedett háttér koncentráció ([http://193.225.4.50/website/atlasz\\_200/\\_viewer.htm](http://193.225.4.50/website/atlasz_200/_viewer.htm); KABATA-PENDIAS és PENDIAS 1984, KABATA-PENDIAS és PENDIAS 1993, SAMECKA-CYMERMAN és KEMPERS 1999).

A „2-7”-es dunai vizsgálati helyekre általában különböző mértékű elemfelhalmozás jellemző. A felhalmozás mértéke mutat némi ingadozást az egyes expozíciós időszakok között, ami jelentős a Cr, a Co és a Ni esetében. A Cr esetében a 2007. augusztus-október expozíciós időszakban az elemfelhalmozás mértéke jelentősen kisebb, mint az első és harmadik expozíciós időszakban. A csökkenés összevethető a V párhuzamos csökkenésével. Ezt okozhatja a Dunában mérhető „lokális” háttérszennyezés, melynek eredetét nem tudtuk kideríteni. A Co-nál csak az első expozíciós időszakban tapasztaltunk nagyobb mértékű felhalmozást a dunai vizsgálati helyeken, a másik két időszakban inkább a kimosódás, illetve minimális felhalmozás volt jellemző. Ez a felhalmozás nem az olajfinomító hatása, mivel az „1”-es vizsgálati helyen jelentős mértékű elemcsökkenést tapasztaltunk mindhárom expozíciós időszak során. A Ni esetében az első és a harmadik expozíciós időszakra jellemző az elemfelhalmozás a dunai vizsgálati helyeken, a második kihelyezési időszakot a kimosódás jellemzi. Ez mindenképpen valami időszakos forrásra utal a tavaszi-nyári periódusban. Elhelyezkedése mindenképpen a finomító felett található, fő forrása lehet fosszilis üzemanyagok égetése és helyi galván- és fémipar.

A „2-7”-es vizsgálati helyek esetében jellemző tendencia, hogy a legnagyobb mértékű felhalmozást a „3”-as és a „6”-os helyen tapasztaltuk. Kivétel a Co és a Cu, amely elemek esetében a „6”-os vizsgálati helyen mért felhalmozás nem volt kiugró. Erre magyarázat a Duna hidrológiai tulajdonsága lehet, mivel a „3” számú pont a folyó egy kanyarulatában található, ahol elképzelhető a hordalék és a szennyezőanyagok nagyobb mértékű felhalmozása. A „6”-os vizsgálati helynél található a Százhalombattai Hőerőmű hűtővizének a kifolyója, ami esetlegesen okozhat magasabb elemkoncentrációt (Al, Cr, Fe esetében). Az erőmű hatásának a kiszűrése érdekében a 2008. április-június expozíciós időszakban beiktatásra került a „7”-es vizsgálati pont (3. ábra) A „7”-es vizsgálati ponton a felhalmozás mértéke a hat elem tekintetében kisebb, mint a „6”-os ponton, de az eltérés nem szignifikáns, ezért a „6”-os vizsgálati ponton tapasztalt felhalmozás nem minősíthető egyértelműen a hőerőmű hatásának.

A Zn, a Cd és az Pb a többi hét vizsgált elemtől eltérő tendencia szerint változik. A cinkre mindhárom expozíciós időszakban jelentős szórás mellett, általában kimosódás jellemző (ami azért is érdekes, mert 2007. végéig a Dunai Finomító cink-tartalmú olaj-adalékgyártó üzemet működtetett és ennek hatása a párhuzamosan végzett légköri kiülepedő szennyezés-tanulmányon jól követhető-nem közölt adat). A Cd esetében az első expozíciós időszakban jelentősebb felhalmozás volt az „1”-es vizsgálati helyen, a többi dunai helyen is felhalmozás volt, de valamivel kisebb mértékű. A második időszakban az „1”-es és „2”-es vizsgálati helyen kimosódást tapasztaltunk, ebben az időszakban a „6”-os vizsgálati helyen volt jelentősebb felhalmozás. A harmadik időszakban minden vizsgálati helyen kismértékű felhalmozás volt. A Cd forrása lehet valamilyen herbicid-bemosódás, mivel a tavaszi és kora nyári időszakokban tapasztaltuk (SUCHARA et al. 2007). A második expozíciós időszakban lehetséges az is, hogy valamilyen korábbi, az iszapban lerakódott szennyeződést mutatott ki a vizsgálat, mivel ebben az időszakban a Cd közepesen korrelál az Al-mal és a Cr-mal. A mátrai kontrollnál a felhalmozás mértéke mindhárom időszakban a hely elhelyezkedéséhez képest magas volt, amit az anyakőzet minősége indokolhat [Hasznosi és kékesi andezit ([http://193.225.4.50/website/atlasz\\_200/viewer.htm](http://193.225.4.50/website/atlasz_200/viewer.htm), [http://193.225.4.50/website/atlasz\\_200/images/jelkulcs.png](http://193.225.4.50/website/atlasz_200/images/jelkulcs.png), 1. melléklet]. Ez új információt szolgáltat a szakirodalom számára, mivel eddig a Cd anyakőzetből való felhalmozódását nem tapasztalták, bár az ilyen típusú kőzetekben ez az elem nagyobb mennyiségben fordulhat elő (SAMECKA-CYMERMAN et al. 1999).

Az Pb esetében általában kismértékű kimosódást, illetve minimális felhalmozást tapasztaltunk. Jelentősebb felhalmozás az első expozíciós időszakban a „3”-as vizsgálati helyen volt. A második expozíciós időszakban jelentős szórás mellett a „2”-es vizsgálati helyen, valamint a „3”-as vizsgálati helyen volt felhalmozás. Ezek a szennyezések mindkét időszakban önálló, térben és időben pontszerű forrásra utalnak. A főkomponensanalízis alapján a szennyezés kétféle forrásból eredhet. Egyrésztől származhat korábban felhalmozódott szennyezésből (a lerakódás és akkumuláció eredetét nem tudjuk magyarázni), másrészt pedig bemosódás útján a Duna vízébe kerülő terhelésből is. Forrása helyrajzilag Százhalombatta város magassága vagy fölötté a folyón lehet. Ezek a szennyezések nem iszap eredetűek, mivel az Pb nem korrelál se az Al-mal, se a Cr-mal, és az is kijelenthető, hogy sem az olajfinomítóból, sem a hőerőműből nem származhatnak, mivel az „1”-es és a „6”-os vizsgálati helyen mindhárom expozíciós időszakban kimosódást állapítottunk meg.

A biomonitorként használt *F. antipyretica* igen hatékony bioakkumulátora számos elemnek, amit saját eredményeink és nemzetközi tanulmányok és kísérletek is alátámasztanak (BERG és STEINNES 1997a, LEE et al. 2002, FIGUIRERA és RIBEIRO 2005).

A minták kiinduláskor, kihelyezés után mért és kihelyezés során számolt elemtartalom és elemtartalom változás variabilitásai között mért különbségek (PCA) nem voltak számottevőek a kihelyezéseken belül és a kihelyezések között (20. melléklet). Tehát a kihelyezett mintákon belül a kihelyezéskori variabilitás és a kihelyezések közötti induló elemtartalom különbség nem befolyásolta a végkoncentrációkat és az elemfalhalmozás eredményeit, köszönhetően az expozíciós időszak megfelelő hosszú voltának

Összességében elmondható, hogy minden vizsgálati periódusban romlott a csatornakifolyóban elhelyezett minták fluoreszcencia változása alapján mért fiziológiai állapota. A legkisebb mértékű állapotváltozást (csökkenést) a 2007. augusztus-szeptemberi mintákban mértük a kihelyezés előtti értékekhez képest. A dunai mintáknál, amennyiben csökkent a PSII maximális fotoszintetikus hatásfoka (Fv/Fm) illetve a potenciális fotokémiai aktivitása (Rfd), a csökkenés mértéke kisebb volt a kifolyóban mért értéknek. A fiziológiai paraméterek csökkenése nem volt összekapcsolható a vizsgált elemek kihelyezés során történt növekedésével, mindkét itt közölt paraméter csökkenése hosszú távú, mérsékelt stresszhatás eredménye lehetett, amit a nettó fotoszintézis csökkenése is kísért (nem közölt adat). A csökkent túlélés oka más, általunk nem vizsgált szerves szennyezők (PAH, egyéb szerves), illetve a kifolyó szennyvíz időnként magas BOI, KOI igénye lehet.

Kvantitatív hazai vízi bioindikációs összehasonlításra kevés lehetőség adódik, ezért eredményeinket egy külföldi (Elba, 1994), a Dunához hasonló hidrológiájú (bár kisebb vízhozamú), nagy ipari körzet közelében lefolytatott aktív biomonitoringhoz, valamint egy kisméretű hegyi folyóhoz (Ulla, 1999) viszonyítottuk. Az összehasonlított két folyóhoz képest a Dunába folyó megtisztított ipari szennyvíz és a Duna vízminősége mindenképpen jobbnak értékelhető, mint az Elbáé 1994-ben és az Ulla-folyóé volt 1999-ben minden közös vizsgált elem esetében.



## 7.2 Trópusi területeken elvégzett légköri kiülepedő elemek nagy tér- és időléptékű mohabiomonitoring eredményei

### 4.2.1 Tanzánia

A mintavétel az adott években (1986-1991) összesen negyvennyolc helyszínen történt (4. ábra, 7. melléklet). Elemzett fémek: Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn. A vizsgált mohák elemtartalom eredményeit a 21. melléklet tartalmazza.

3. táblázat. Tanzánia, 1986-1991 időszak alatt begyűjtött moha minták elemtartalmának statisztikai adatai ( $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.). n: mintaszám. Begyűjtött fajokat lásd. 7. melléklet.

	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	V	Zn
<b>1986 átlag</b>	<b>821</b>	<b>0,30</b>	<b>0,01</b>	<b>0,18</b>	<b>3,16</b>	<b>441</b>	<b>0,84</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>39,75</b>
n:5 szórás	741	0,66	0,03	0,07	1,88	344	0,58	0,00	0,00	19,79
min	322	0,00	0,00	0,00	1,34	148	0,01	0,00	0,00	22,36
max	1681	1,48	0,06	0,28	6,31	932	1,38	0,00	0,00	61,34
med	460	0,00	0,00	0,08	2,47	343	1,00	0,00	0,00	27,73
<b>1987 átlag</b>	<b>2355</b>	<b>0,21</b>	<b>0,53</b>	<b>1,35</b>	<b>3,88</b>	<b>1940</b>	<b>1,28</b>	<b>1,06</b>	<b>2,27</b>	<b>40,52</b>
n:4 szórás	2004	0,22	0,55	1,05	2,10	1976	1,08	1,13	2,61	5,73
min	544	0,00	0,00	0,00	1,27	353	0,19	0,00	0,00	36,85
max	4422	0,45	1,78	2,40	5,99	4706	3,94	2,25	5,66	47,13
med	2226	0,00	0,16	0,49	4,13	1350	0,50	0,00	0,70	37,60
<b>1988 átlag</b>	<b>1481</b>	<b>0,02</b>	<b>0,12</b>	<b>0,24</b>	<b>3,30</b>	<b>1171</b>	<b>0,89</b>	<b>0,25</b>	<b>0,86</b>	<b>34,82</b>
n:15 szórás	760	0,09	0,28	0,38	1,53	689	0,81	0,95	0,55	13,03
min	225	0,00	0,00	0,00	0,00	196	0,00	0,00	0,00	21,25
max	2702	0,35	1,03	1,27	6,53	2515	2,88	3,57	2,48	72,70
med	1397	0,00	0,00	0,00	3,10	940	0,63	0,00	0,46	32,39
<b>1989 átlag</b>	<b>1103</b>	<b>0,00</b>	<b>0,11</b>	<b>0,31</b>	<b>4,54</b>	<b>1102</b>	<b>0,90</b>	<b>1,53</b>	<b>0,74</b>	<b>50,90</b>
n:4 szórás	841	0,00	0,20	0,30	2,55	944	0,93	1,65	0,68	26,89
min	582	0,00	0,00	0,06	2,32	501	0,00	0,00	0,20	31,88
max	2073	0,00	0,34	0,69	7,32	2191	1,86	4,59	1,75	69,91
med	654	0,00	0,00	0,19	3,98	613	0,84	0,00	0,27	50,91
<b>1990 átlag</b>	<b>861</b>	<b>0,07</b>	<b>0,08</b>	<b>0,16</b>	<b>2,18</b>	<b>608</b>	<b>0,57</b>	<b>1,65</b>	<b>0,39</b>	<b>28,95</b>
n:10 szórás	478	0,22	0,25	0,16	0,76	396	0,52	1,54	0,51	11,16
min	224	0,00	0,00	0,00	1,00	183	0,00	0,00	0,00	17,34
max	1662	0,67	0,74	0,67	3,54	1354	2,03	5,82	1,23	52,48
med	895	0,00	0,00	0,00	2,14	614	0,31	0,00	0,00	27,32
<b>1991 átlag</b>	<b>2029</b>	<b>0,37</b>	<b>0,94</b>	<b>1,06</b>	<b>3,38</b>	<b>1111</b>	<b>0,83</b>	<b>0,51</b>	<b>3,15</b>	<b>41,27</b>
n:10 szórás	1583	0,27	0,52	1,08	1,89	739	0,73	0,00	3,10	18,21
min	242	0,00	0,00	0,00	0,59	229	0,00	0,00	0,00	23,06
max	4202	1,20	2,74	3,51	6,17	2381	1,93	0,00	7,54	58,85
med	1813	0,14	0,77	0,51	2,83	1039	0,73	0,00	2,47	57,23

3. táblázat folytatás

		Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	V	Zn
<b>1986-1990</b>	<b>átlag</b>	<b>1296</b>	<b>0,05</b>	<b>0,15</b>	<b>0,35</b>	<b>3,08</b>	<b>1025</b>	<b>0,84</b>	<b>0,78</b>	<b>0,79</b>	<b>35,14</b>
	n:38 szórás	988	0,19	0,36	0,77	1,57	913	0,70	1,77	1,39	15,17
	min	210	0,00	0,00	0,00	0,00	148	0,00	0,00	0,00	17,34
	max	4422	0,85	1,78	4,40	7,32	4706	3,94	5,82	7,66	72,70
	med	1018	0,00	0,00	0,06	2,73	697	0,61	0,00	0,36	31,88

A 1986-1991 gyűjtési időszak begyűjtött mohák nehézfém-tartalom statisztikai alaperedményeit a 3. táblázat mutatja. Az ott szereplő átlagértékeket elemzem alább.

Nemzetközi összehasonlítás viszonyító értékeit a 22. és 23. melléklet mutatja.

### 2.2.1.1 Elemtartalom, Tanzánia

#### Alumínium

Az alumínium évenkénti változása jelentős emelkedést mutat az első két (1986; 1987) vizsgált évben (821-ről 2355  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.), majd csökkenést tapasztaltunk 1990-ben (861  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.). 1991-ben ismét emelkedést mértünk, de itt sajnos nem volt lehetőség a *Hypnum cupressiforme* feltárására, ezért más fajokat vizsgáltunk. Az évenkénti változás mértéke egyik esetben sem volt szignifikáns. Alumínium mérése a vizsgált időszakban a nagy európai felmérésekben nem történt, ezért egy 2005-ben kivitelezett szlovák-cseh vizsgálattal tudjuk összehasonlítani (22. melléklet, SUCHARA et. al 2007). Az általunk vizsgált minden terület Al tartalma alatta volt a Szlovák átlagnak (3666  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.), de meghaladta a Cseh-köztársaság területén mért átlagot (565  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.).

#### Kadmium

1986 évi mintáknál tapasztalt 0,3  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. koncentráció után csökkenő tendenciát figyeltünk meg 1990-ig. A 1986-os mért értéktől szignifikánsan ( $p < 5\%$ ) különböztek az 1988-as (0,02  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.) és 1989-es (0,00  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.) évi minták. 1991. évben az 1986. évihez hasonló értéket mértünk. Az 1986-os és 1991-es gyűjtés mintái a kevésbé szennyezett kategóriába, míg a 1987-1990-es évek mintái alapján a terület a szennyezetlen kategóriába esett (23. melléklet).

*Kobalt*

Az 1986-os gyűjtés elemzése során tapasztaltuk a legalacsonyabb koncentrációt ( $0,01 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.). A többi gyűjtési időszakban jelentős szórás mellett, de magasabb átlagokat mértünk. A legmagasabbat 1987-ben ( $0,53 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.) és 1991-ben ( $0,94 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.). 1986. és 1991. ( $p=5,7\%$ ), 1988. és 1991. ( $p<5\%$ ), 1990. és 1991. különbözött ( $p<5\%$ ) egymástól szignifikánsan. A tanzániai 1987-es és 1991-es gyűjtés anyagából mért Co koncentrációk meghaladták Cseh-köztársaság átlag értékeit, míg jóval alatta maradtak a Szlovák-köztársaságban mért értékeknek. (22. melléklet).

*Króm*

A legalacsonyabb króm koncentrációt 1986-as évből ( $0,18 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.) mértük. 1987-ben és 1991-ben tapasztaltuk a legmagasabb értékeket ( $1,35$  és  $1,06 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.). Egyik év sem különbözött szignifikánsan a másiktól. Minden általunk vizsgált időszak a kevéssé szennyezett kategóriába esett (23. melléklet).

*Réz*

A réz koncentráció évenkénti átlaga  $2,18$  és  $4,54 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. között változott. Az 1989. évi mintákban mértünk enyhén magasabb értéket a többihez képest, de az évenkénti eloszlás nem mutatott emelkedő, vagy csökkenő tendenciát. A vizsgált évek elemtartalmi között nem tapasztaltunk szignifikáns eltérést. Minden általunk vizsgált időszak a szennyezetlen kategóriába esett (23. melléklet).

*Vas*

A vas koncentrációja erős fluktuációt mutatott a vizsgált perióduson belül, a legalacsonyabb 1986-ban volt ( $441 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.) a legmagasabb 1987-ben ( $1940 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.). 1988-tól csökkent, majd 1990-ben ismét magasabb értéket mértünk. Egyik év koncentráció adatai sem különböztek szignifikánsan a másiktól. Az 1986. év mintái a kevéssé szennyezett, 1988-1991. mintái a közepesen szennyezett, 1987. pedig a nagyon erősen szennyezett kategóriába tartoztak (23. melléklet).



### *Nikkel*

A nikkel tartalom átlaga Tanzániában 0,57 (1990.) és 1,28  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. (1987.) között változott. A vizsgált periódusban nem tapasztaltunk sem szignifikáns változást, sem tendenciát a különböző évek között. Minden vizsgált periódus nikkel tekintetében szennyezetlen területnek tekinthető (23. melléklet).

### *Ólom*

1986-ban és 1991-ben nem mértünk a detektálási határ feletti ólomtartalmat. A többi évben a mért ólom koncentráció átlaga 0,25 és 1,65  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. között változott. 1988. esetében 14,24  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. koncentrációt is mértünk, de ez a statisztikai elemzések során kiugró, egyedi értéknek minősült, így a további vizsgálatokból kivettük. Az évek között nem tapasztaltunk sem szignifikáns különbséget, sem pozitív, vagy negatív tendenciát. Ezek a trópusi területek szennyezetlennek tekinthetőek ólom szempontjából (23. melléklet).

### *Vanádium*

1986-os mintavételnél a detektálási határ feletti vanádium tartalmat nem mértünk. A többi vizsgált gyűjtési évben 0,39 (1990.) és 3,15 (1991)  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. között változott a mohaminták átlagos elem tartalma. Szignifikáns különbséget ( $p < 5\%$ ) 1986.; 1988.; 1989. évek és 1991. között mértünk. A más mohafaj és a jelentős különbség miatt 1991. értékeit a további analízisből kivettük. 1987. évet közepesen szennyezettnek, a többi vizsgálati időszakot szennyezetlennek minősíthetjük (23 melléklet).

### *Cink*

Nem mértünk szignifikáns különbséget a 6 vizsgált időszak átlagos cink koncentrációi között. A legmagasabb átlagértéket 1989-ben mértük (50,90  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.) a legalacsonyabbat 1990-ben (28,95  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.). Cink tekintetében 1989. időszak a közepesen szennyezett kategória alsó határába tartozott, a többi vizsgálati időszak a gyengén szennyezett sávba került (23. melléklet).

Vanádium, kadmium és kobalt-tartalom esetében a legmagasabb koncentrációt 1991-ben mértük. Az 1991 évi mintavételnél a megelőző évekkkel ellentétben más mohafajokat tudtunk feltárni. A további statisztikából ezért ezt az évet kivettük. Az alumínium, króm, réz, vas, nikkel, ólom, cink esetében nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget egyik mintavételi időpont esetében sem.

Az alumínium, vas, és kobalt esetében tapasztaltunk a szennyezetlennél jellemzően magasabb értékeket, a többi fém esetében a mért elemtartalmak a szennyezetlen kategóriába estek.

Azonos mintavételi helyeken, Tanzánián belül a különböző mintavételi időszakokat összehasonlítva nem találtunk szignifikáns eltérést egyik vizsgált elem esetében sem.

Az elemtartalom eredményeket összehasonlítva csupán néhány esetben találtunk pozitív erős korrelációt (4. táblázat).

4. táblázat. Tanzánia 1986-1990 időszak alatt begyűjtött mohaminták elemtartalmának korrelációs mátrixa. Korrelációs koefficiens  $> 0,75$ : vastaggal szedve, korrelációs koefficiens  $> 0,50$  aláhúzva, \*\*  $p \leq 0,01$ ; \*  $p \leq 0,05$ .  $n=44$ .

	<b>Al</b>	<b>Cd</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>V</b>
<b>Cd</b>	0,439**	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Co</b>	<u>0,592**</u>	<u>0,718**</u>	-	-	-	-	-	-	-
<b>Cr</b>	0,488**	<b>0,791**</b>	<b>0,813**</b>	-	-	-	-	-	-
<b>Cu</b>	0,264	0,443**	0,293*	0,346**	-	-	-	-	-
<b>Fe</b>	<b>0,753**</b>	<u>0,545**</u>	<u>0,700**</u>	<b>0,823**</b>	0,367**	-	-	-	-
<b>Ni</b>	0,372**	0,465**	0,473**	<u>0,672**</u>	0,341**	<u>0,716**</u>	-	-	-
<b>Pb</b>	0,092	0,145	0,082	0,122	-0,067	0,034	0,220	-	-
<b>V</b>	<u>0,661**</u>	<b>0,817**</b>	<b>0,757**</b>	<b>0,811**</b>	<u>0,505**</u>	<u>0,735**</u>	<u>0,633**</u>	0,090	-
<b>Zn</b>	0,254	0,45**	0,144	0,282	0,440**	0,257	0,318*	-0,043	0,330*

A Cd-Cr, Cr-Co, Fe-Al, Fe-Cr, V-Cd, V-Co, V-Cr párok egymással erős korrelációt mutatnak. Közepesen gyenge korrelációt mutat a Cd-Co, Co-Fe, Fe-Ni. Ezek mindegyike pozitív korreláció. A Zn és Pb nem mutatott számottevő korrelációt a többi elemmel. Az alumínium erős korrelációja a vassal, valamint közepesen erős korrelációja a vanádiummal és a vas vanádiummal való közepesen erős korrelációja talaj eredetű szennyezésre utal.

A mintavételi időpontok és a csapadékos évszak között nem találtunk szignifikáns összefüggést. Az esetleges kimosódás hatásai nem jelentek meg eredményeinkben. Ez véleményünk szerint nem azt jelenti, hogy nincs jelen ez a hatás, hanem:

a) viszonylag kis mintaszámon a véletlenszerű hiba ezt elfedi; b) a mintavételi helyek többsége

hegyvidéki területeken volt, ahol a csapadék évszakos változatossága csekélyebb, ezért a kimosódás évszakosan változó hatásával is kevésbé kell számolni.

#### *2.2.1.2 Tanzánia moha-elemtartalom adatainak elemzése a főkomponensanalízis felhasználásával*

A Tanzániából (1986-1990) begyűjtött mohamintáinak főkomponensanalízise során az adatok teljes varianciájának 98,0 %-át az első tíz komponens tartalmazza, a kilencedik főkomponens sajátértéke csupán 3 százalék, ez alapján csak az első nyolc komponens tekintendő figyelemreméltónak (az összes variancia 94%-ért felelősek (24. melléklet)).

Az 1 főkomponensbe az Al, Co, Cr, Fe, Ni, V tartozik. Ez a faktor a teljes variancia 33 százalékát adja. Az irodalomban számos norvég és más európai tanulmányban ezek az elemek megtalálhatóak ebben a faktorban. Ezekben a munkákban az első és második faktor szintén magas értékkel tartalmazza többek között az Al, Fe, Cr, Li, Ga, Th (pl. SCHAUG et al. 1990, STEINNES et al. 1992, SHOTBOLT et al. 2007), továbbá oroszországi és finn gyűjtések eredményei alapján a Ni, V, Co (REIMANN et al. 2001) elemeket, így hasonlóan az irodalom idézett munkáihoz esetünkben is ezek magasabb koncentrációja főleg a szélfúttá por hatásának tulajdonítható be.

A második faktor a teljes variancia 18,8 százalékát adja. A Zn, Ca, (Mg), Na, Sr, dominál benne. Ezek az elemek az irodalom szerint a Zn kivételével főként légkörből kiülepedő tengeri hatásként, valamint a szubsztrátból való felvétellel azonosítják a mohákba (BERLAKAMP 1998, STEINNES et al. 1992, SHOTBOLT et al. 2007, ASTEL et al. 2008). A Zn az irodalom szerint kifejezetten antropogén forrásokból kerül a bioszférába, de természetes forrása lehet vulkanikus tevékenység is. Ebben az esetben tapasztalt gyenge terhelés nagy valószínűséggel, a szubsztrátszennyezéssel azonosítható, esetleg hosszabb-rövidebb távú, légköri vulkanikus eredetű transzporttal.

A harmadik faktorban, mely az összes variancia 12,8 százalékát teszi ki, a Cd és a Mg dominál. Az igen alacsony Cd tartalmat tekintve, ez a nem jelentős Mg tartalom részben légkör útján, részben a talaj jellegéből fakadóan szubsztrátból származhat. Ezen a szinten a két hatást elválasztani nem tudjuk. Tengeri hatásra utal a negyedik főkomponens ahol egyedülként jelentős a Sr dominanciája, de a magnézium és a nikkell is megjelenik (más forrás és transzport).

Az ötödik főkomponensben az ólom és a réz jelenléte erős. Mindkét elem kifejezetten emberi hatásra kerül a környezetbe. Az ólom együttes előfordulásával a Cu megjelenése a közúti forgalom igen-igen gyenge nyomának tekinthető ezeken az iparosítástól eldugott helyeken is, bár a behatás nem jelentős, hiszen ez a komponens csupán a variancia 7 százalékát teszi ki. Mégis fontos megjegyezni, hiszen csak ebben a faktorban jelenik meg. Jól mutatja azt, hogy az ilyen gyenge

hatásokat is azonosítani lehet a multivariancia analízis módszereivel, bár az analízis során az esetleges gyűjtési, mérési, stb., hibák is megjelenhetnek elhanyagolható sajátértékű komponensekben. Ennek esetleges jelenlétét itt kizárni nem tudjuk.

A hatodik főkomponensben a Zn, Cd és Na ismételten együtt jelenik meg.

A hetedik komponensben a Cu míg a nyolcadikban az ólom és a nátrium jelenik meg ellentétes előjellel.

A főkomponensanalízis és az elemtartalom eredmények figyelembevételével Tanzánia 1986-1990-os felmérés időszakában a vizsgált elemek mohákban történő megjelenése főként talajszennyezés és/vagy szubsztrátból való felvétel következményeként, kisebb mértékben légköri-tengeri hatásra történő kiülepedésként volt azonosítható. Nagyon gyengén jelentkezett a közúti forgalom hatása. Ez jól korrelál a párhuzamosan elvégzett korrelációanalízis eredményeivel.

### 2.2.2 Kenya

Kenya területén 1992.01.11-27. időszak alatt összesen 21 helyszínen begyűjtött mohaminták elemtartalom eredményeit és faj szerinti eloszlását a 8. melléklet tartalmazza. Minden mintavétel az Elgon-hegyen történt 1992.01.11-27. időszakban. A hegy vulkanikus terület, andezit alapú laterit talajjal. Statisztikai alapadatokat az 5. táblázatban foglaltuk egybe. A gyűjtés elsősorban botanikai céllal volt tervezve, így kevés esetben lehetett herbárium anyagból ugyanazon fajt megtalálni. A gyűjtési ösvényt tengerszint feletti magasság alapján 3 régióra különítettük el: 3000-3250 m (n=6), 3250-3500m (n=8); 3500-4200m (n=8). A három mesterségesen felállított régió között egyik vizsgált elem esetében sem találtunk  $p < 5\%$  szerint szignifikáns különbséget, így a továbbiakban egy „kis” földrajzi terület jellemző értékeként kezeltük.

5. táblázat, Kenya, Elgon hegyen, 1992.01.11-27. időszak alatt begyűjtött mohaminták elemtartalmának statisztika adatai ( $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.). Kiugró értékek statisztikából kivéve. n=16.

	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	V	Zn
átlag	1354	0,62	1,06	2,03	4,18	1143	1,85	0,00	2,37	32,55
szórás	905	0,17	0,56	1,16	2,36	591	0,97	0,00	1,76	9,27
min.	508	0,48	0,56	0,64	0,00	377	0,50	0,00	0,00	16,83
max.	3724	1,10	2,34	4,71	8,32	2533,	4,41	0,00	6,53	47,73
med.	1240	0,54	0,83	1,80	4,08	959	1,78	0,00	2,28	32,57

## 8.1 *Elemtartalom, Kenya*

### *Alumínium*

Az átlagos Al koncentráció jelentős szórás mellett  $1354 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. volt. A mért átlag alapján a terület kevésbé volt terhelve (37%) mint a Szlovák-köztársaság, de közel duplája a Cseh-köztársaságban mértnek (22. melléklet).

### *Kadmium*

Az átlagos kadmium-tartalom  $0,62 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. volt, ami igen magas érték tekintetbe véve azt, hogy a mintavételi terület ipari hatásoktól mentes területen feküdt, csak gyalogosan megközelíthető ösvényeken az Elgon Nemzeti Parkban. Sehol nem mértünk  $0,48 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. alatti értéket. Ezzel a terület a közepesen szennyezett-erősen szennyezett kategóriába esett (23. melléklet).

### *Kobalt*

Az Elgon-hegy átlagos kobalt tartalma  $1,06 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. volt. A legalacsonyabb érték  $0,64$ , a legmagasabb  $2,34 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.. Ez az átlag 70%-a volt a már említett Szlovák felmérésnek és háromszor haladta meg a Cseh felmérés átlagértékét (22. melléklet).

### *Króm*

A  $2,03 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. átlagértékkel sajnos a terület közepesen szennyezettnek tekinthető, még a legalacsonyabb érték is ( $0,64 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.) a kevésbé szennyezett kategóriába tartozik (23. melléklet).

### *Réz*

Átlagos  $4,18 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. tartalommal, az Elgon-hegy réz tekintetében gyengén szennyezett kategóriába esik (23. melléklet). A minták fele a szennyezetlen kategóriába tartozik.

*Vas*

A vizsgált terület a közepesen szennyezett kategóriába esik ( $1143 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. átlagértékkel). A legalacsonyabb érték 377, a legmagasabb  $2533 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. volt. Ezzel a terület felölelte a szennyezettségi besorolás teljes spektrumát (23. melléklet).

*Nikkel*

$1,85 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. átlagos nikkel tartalmat mértünk. Az Elgon-hegy a kevésbé szennyezett kategória alsó határába esett. Néhány esetben mértünk a közepesen szennyezett kategóriába tartozó értéket is (23. melléklet).

*Ólom*

Nem mértünk a detektálási határ fölé eső ólomterhelést ezekből a mintákból, így a terület ólom szempontjából abszolút tisztának tekinthető (kivéve egyetlen, egyedülálló és magas értéke miatt kizárt mintát  $15,84 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. tartalommal, amit csak egyedülálló mintavételi/tárolási hibaként, vagy antropogén szennyezőként tudunk azonosítani) (23. melléklet).

*Vanádium*

Az átlagos  $2,37 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. értékkel, közepesen szennyezett a terület az általunk használt minősítés szerint (23. melléklet). Sajnos mértünk erősen szennyezett kategóriába tartozó eredményeket is ( $8,32 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.). Ezek mindegyike pontszerű szennyezésnek tulajdonítható be.

*Cink*

$32,55 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. átlagértékkel a kevésbé szennyezett kategóriába esett a terület. A medián és az átlag igen közel került egymáshoz (23. melléklet).

Összefoglalva, Kenya területéről származó moha minták elemtartalom szempontjából, összehasonlítva korábbi európai felméréseket Cd, Cr, V szempontjából közepesen, Co esetében erősen, Al, Fe tekintetében erősen fluktuáló szennyezettségi értéket mutatott. Cu, Ni, Zn kevésbé szennyezett, míg Pb esetében a szennyezetlen kategóriába esett.

6. táblázat Kenya, 1992.01.11-27. időszak alatt begyűjtött mohaminták elemtartalmának korrelációs mátrixa. Korrelációs koefficiens > 0,75: vastaggal szedve, korrelációs koefficiens > 0,50 aláhúzva, \*\*  $p \leq 0,01$ ; \*  $p \leq 0,05$ . n=16.

	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	V
Cd	-0,16	-	-	-	-	-	-	-	-
Co	0,04	<b>0,706**</b>	-	-	-	-	-	-	-
Cr	-0,07	-0,28	0,14	-	-	-	-	-	-
Cu	<u>0,615*</u>	0,31	0,46	-0,28	-	-	-	-	-
Fe	0,23	0,05	<b>0,857**</b>	0,33	0,20	-	-	-	-
Ni	0,30	<u>0,689**</u>	<u>0,658**</u>	<u>0,622**</u>	0,14	0,49	-	-	-
Pb	0,13	-0,15	-0,02	0,24	-0,09	0,22	0,32	-	-
V	0,49	0,35	0,42	-0,03	<b>0,815**</b>	0,45	0,05	-0,01	-
Zn	-0,12	0,47	0,42	0,07	0,43	0,35	0,27	0,07	0,43

A Co erősen korrelál a vassal, a Cu a vanádiummal. Közepesen erős pozitív korrelációt találtunk a Co-Cd, Al-Cu, Cd-Ni, Co-Ni, Cr-Ni, elempárok esetében. Az ólom nem korrelált egyik elemmel sem (nem volt mérési határ feletti ólomtartalom). A minták a korrelációanalízis eredményeit használva kevésbé voltak szennyezve talajjal az alumíniumnak a többi elemmel mutatott gyenge korrelációja alapján. Ennek némiképp ellentmond a nikkelt, kadmium, kobalt és króm gyenge-közepes korrelációja (6. táblázat).

A mintavétel időpontja két csapadékos periódus közé esett. A folyamatos esőzések kimosó hatásával nem kellett számolni, de a hely adottságaiból fakadóan véletlenszerű esőzések és éjszakai páralecsapódás gyakoriak. A kimosódás elemfelhalmozást torzító hatásaitól itt véleményünk szerint eltekinthetünk.

## 8.2 Kenya moha-elemtartalom adatainak elemzése a főkomponensanalízis felhasználásával

Kenya, Elgon-hegy (1992) moha-elemaadatainak összvarianciájának 100%-t 6 komponens tartalmazta, ebből az első négy 97 százalékot tett ki. Az ólom adatokat a mért  $0,00 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. tartalom miatt nem vontuk be az analízisbe (25. melléklet).

Az első komponens az összvariancia 52 százalékát teszi ki. Ebben találjuk közel azonos súllyal a Cr és Na kivételével az összes analízisre került elemet. Ez a komoly jelenlét erőteljes, azonos forrásból, a talajból és a szélfúttá porból fakadó szennyezésre utal.

A második komponens is jelentős súllyal (27%) szerepel, itt található a Na és a Cd azonos előjellel és súllyal. Ez hasonló forrást jelenthet. A Fe, V, Cr szintén megjelenik, de az előző pártól eltérő forrásból. Míg az előbbiek egy hosszabbtávú légköri forrásból eredhetnek, az utóbbiak valószínűsíthetően lokálisan a talajból származnak.

A harmadik komponensben a Na és az Al együttes előfordulása talaj eredetű szennyezést jelöl mely a szélfúttá por útján kerülhetett a mintákra. A Mg és Cr előbbiektől különböző forrásból származhat. Más tanulmányok (BERG és STEINNES 1997a, GRODZINSKA et al. 2005) , a magnézium megjelenését magasabbrendű, elhalt hajtásos növényi részekkel történő „szennyezéssel”, és vagy tengeri hatással kötik össze. Véleményünk szerint itt ezek inkább lokálisak, talaj eredetűek.

A negyedik komponensben a Zn önálló jelenléte egy részről gyenge, nem azonosítható antropogén hatásra utalhat. Ezt nem zárja ki a nikkell és a kalcium megjelenése. Figyelembe kell vennünk a vulkanikus terület sajátosságát azon tekintetben, hogy a talajból származóan bizonyos elemek magasabb koncentrációban jelenhetnek meg a vizsgált mintákban. Ilyen elem a cink is.

A tapasztalt jelentősebb szennyezés egyes fémek esetében a szélfúttá por és talaj hatásból adódik, köszönhetően a helyi geológiai (vulkanikus) körülményeknek (KABATA-PENDIAS és PENDIAS 1984, TARDY 1997, 1. melléklet.).

#### **4.2.3 Réunion**

Kelet-Afrika mellett elterülő Réunion-sziget flórájának 1994. és 1996. során történt gyűjtéséből vettünk véletlenszerű mintákat (9. melléklet). Összesen 13 helyszínen mintái kerültek feldolgozásra.

Az eredmények statisztikai alapadatait a 7. táblázat tartalmazza. Réunion 1994-ben és 1996-ban történt mintavétel esetében a helyszínek részben átfedtek.

Az értékelésnél itt is Dixon-próbával előzetesen a kiugró adatokat eltávolítottuk.



7. táblázat, Réunion, 1994.08.21.-09.02.; 1996.07.02.-20. időszak alatt begyűjtött mohaminták elemtartalmának statisztika adatai ( $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.). Kiugró értékek a statisztikából kivéve.

	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Na	Ni	Pb	V	Zn
<b>1994 átlag</b>	<b>392</b>	<b>7,81</b>	<b>0,43</b>	<b>4,87</b>	<b>2,51</b>	<b>346</b>	<b>441</b>	<b>2,97</b>	<b>2,90</b>	<b>1,19</b>	<b>34,96</b>
n: 7 szórás	307	4,27	0,35	2,80	0,66	195	353	1,31	2,06	1,09	9,88
min	82	3,05	0,01	1,37	1,34	138	90	1,24	0,01	0,01	19,98
max	886	15,06	0,81	8,16	3,25	669	1083	4,68	4,74	3,19	47,01
med	286	8,95	0,50	5,62	2,70	324	375	2,54	4,01	0,84	37,95
<b>1996 átlag</b>	<b>98</b>	<b>2,28</b>	<b>0,36</b>	<b>1,88</b>	<b>2,70</b>	<b>140</b>	<b>386</b>	<b>2,81</b>	<b>0,79</b>	<b>0,29</b>	<b>25,55</b>
n: 6 szórás	53	2,05	0,33	1,07	0,73	67	295	3,35	1,33	0,36	9,75
min	26	0,01	0,01	0,57	1,28	32	129	0,01	0,01	0,01	16,73
max	157	7,86	0,73	3,40	3,30	249	877	10,14	2,87	0,86	40,81
med	122	0,57	0,52	1,63	2,95	139	272	1,84	0,01	0,01	21,84
<b>1994 átlag</b>	<b>234</b>	<b>5,05</b>	<b>0,83</b>	<b>3,12</b>	<b>2,60</b>	<b>235</b>	<b>415</b>	<b>2,88</b>	<b>1,84</b>	<b>1,29</b>	<b>30,26</b>
<b>1996 szórás</b>	<b>253</b>	<b>4,52</b>	<b>1,67</b>	<b>2,42</b>	<b>0,67</b>	<b>171</b>	<b>313</b>	<b>2,52</b>	<b>1,99</b>	<b>2,35</b>	<b>10,62</b>
együt											
t min	26	0,01	0,01	0,57	1,28	32	90,1	0,01	0,01	0,01	16,73
n:14 max	886	15,06	6,53	8,16	3,30	669	1083	10,14	4,74	8,91	47,01
med	142	3,88	0,52	2,18	2,82	180	352	2,42	1,30	0,65	30,90

## 9.1 Elemtartalom, Réunion

### Alumínium

Az 1994. évi felmérés során átlagosan  $392 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. (c/v: 78 %) az 1996-os felmérésnél  $98 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. elemtartalmat mértünk. Mindkét érték jelentősen alatta volt az általunk ismert európai felmérések során mért alumínium értékeknek (22. melléklet).

### Kadmium

Jelentős terhelést mértünk mindkét időszakban. Az átlag 1994-ben  $7,81 \mu\text{g g}^{-1}$ , 1996-ban  $2,68 \mu\text{g g}^{-1}$  átlagos sz. a. tartalom volt. A legmagasabb érték  $15,06$  (1994),  $7,86 \mu\text{g g}^{-1}$  (1996), a legalacsonyabb  $3,05$  (1994) és  $0,01 \mu\text{g g}^{-1}$  (1996) között mozgott. Ezzel a kis sziget többszörösen meghaladta a nagyon erősen szennyezett kategóriát (23. melléklet).

### *Kobalt*

Az átlagos kobalt-tartalom  $0,43 \mu\text{g g}^{-1}$  (1994) és  $0,36$  (1996)  $\mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. tartalom között változott. Mindkét év felmérésének átlaga elenyésző mértékben haladta meg a 2005-ben kivitelezett cseh felmérés értékeit és jóval alatta volt a párhuzamosan végzett szlovák felmérés értékeinek (22. melléklet).

### *Króm*

$4,87 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. tartalom átlagértékkel 1994. év az erősen szennyezett, míg 1996. év  $1,88 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. a közepesen szennyezett kategóriába esett (23. melléklet).

### *Réz*

A két vizsgált időszak réz koncentrációi nem különböztek egymástól ( $2,51 \mu\text{g g}^{-1}$ ,  $2,70 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. tartalom). Ezzel az értékkel jóval alatta voltak az Európában mért legtisztább, „szennyezetlen” terület határértékének (23. melléklet).

### *Vas*

$346 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. koncentrációt mértünk 1994-ben, míg 1996-ban az átlag  $140 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. volt. Ezzel az eredménnyel Réunion szigete 1994-ben a kevésbé szennyezett, 1996-ban a szennyezetlen kategóriába esett (23. melléklet).

### *Nikkel*

Mindkét évben egymáshoz nagyon hasonló értékeket mértünk, 1994-ben  $2,97$ , 1996-ban  $2,81 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. volt. Mindkét év a közepesen szennyezett kategóriába esett.

### *Ólom*

1994-ben  $2,90 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. ólom tartalmat mértünk. A medián  $4,01 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. volt. Ez az érték 1996-ban alacsonyabb,  $0,79 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a., itt két kiugró értéket találtunk, melyek még éppen nem estek ki a kizárásnál. Ezek szerint a terület 1994-ben a kevésbé szennyezett kategória aljához állt közelebb, míg 1996-ban a szennyezetlen kategóriába tartozott (23. melléklet).

### *Vanádium*

1994. az  $1,19 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. tartalommal a kevésbé szennyezett kategóriába esik. 1996-ra ez az érték  $0,29 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. tartalomra csökkent, így a terület elemtartalma jóval a szennyezetlen kategória határértéke alá esett (23. melléklet).

### *Cink*

Az 1994. év ( $34,96 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a.) és az 1996. év kissé csökkent  $25,55 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. A sziget légköri kiülepedő Zn tartalom szempontjából a kevésbé szennyezett kategóriába esett (23. melléklet).

Az 1996-os mintavételnél mért elemtartalom értékek a Cu kivételével alacsonyabbak voltak az 1994-ben gyűjtött mintákhoz hasonlítva. A két mintavételi időpont között szignifikáns különbség volt  $p=10\%$  mellett Al, Cd, Cr, Fe, Pb esetében. A  $p<5\%$  nem tapasztaltunk különbséget, ezért a további, más területek összehasonlításánál egy mintaként kezeltük a két időpontot.

Összességében a vizsgált réunioni mohaminták Al, Cu, V, Pb, Co szempontjából szennyezetlen, Fe, Ni, Zn esetében kevésbé-közepesen szennyezett, míg Cr-közepesen, Cd tartalom tekintetében pedig erősen szennyezett kategóriába estek összehasonlítva az európai felmérésekkel.

Erős pozitív korrelációt találtunk 1994. esetében az Al-Fe, Cr-Cu, Cr-Co, Ni-Cu, Co-Cu, Zn-Cr elempároknál. Közepesen erősen és negatívan korrelált a réz, a vas és alumínium elemekkel (8. táblázat).

8. táblázat Réunion, 1994.08.21.-09.02. időszak alatt begyűjtött mohaminták elemtartalmának korrelációs mátrixa. Korrelációs koefficiens > 0,75: vastaggal szedve, korrelációs koefficiens > 0,50 aláhúzva, \*\*  $p \leq 0,01$ ; \*  $p \leq 0,05$ . n=7.

199 4	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Na	Ni	Pb	V
<b>Cd</b>	-0,280	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Co</b>	0,151	-0,212	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Cr</b>	0,168	0,150	<b>0,940**</b>	-	-	-	-	-	-	-
<b>Cu</b>	<u>-0,741</u>	-0,180	<b>0,981**</b>	<b>0,907**</b>	-	-	-	-	-	-
<b>Fe</b>	<b>0,956**</b>	-0,159	0,260	0,455	<u>-0,656</u>	-	-	-	-	-
<b>Na</b>	-0,075	0,475	0,014	0,327	0,004	0,220	-	-	-	-
<b>Ni</b>	<u>-0,599</u>	<u>0,725</u>	<u>0,597</u>	0,283	<b>0,867*</b>	<u>-0,591</u>	0,052	-	-	-
<b>Pb</b>	-0,204	0,455	0,287	<u>0,524</u>	0,354	-0,015	<u>0,587</u>	0,185	-	-
<b>V</b>	<u>0,696</u>	0,434	<u>0,575</u>	0,473	-0,142	<u>0,722</u>	0,192	-0,012	0,369	-
<b>Zn</b>	-0,034	<u>0,543</u>	<u>0,641</u>	<b>0,844*</b>	<u>0,611</u>	0,094	0,417	<u>0,684</u>	0,405	<u>0,512</u>

9. táblázat Réunion, 1996.07.02.-20. időszak alatt begyűjtött mohaminták elemtartalmának korrelációs mátrixa. Korrelációs koefficiens > 0,75: vastaggal szedve, korrelációs koefficiens > 0,50 aláhúzva, \*\*  $p \leq 0,01$ ; \*  $p \leq 0,05$ . n=6.

199 6	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Na	Ni	Pb	V
<b>Cd</b>	-0,352	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Co</b>	<u>0,568</u>	0,136	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Cr</b>	<u>-0,585</u>	<b>0,856**</b>	-0,088	-	-	-	-	-	-	-
<b>Cu</b>	<u>-0,589</u>	0,313	-0,350	<u>0,636</u>	-	-	-	-	-	-
<b>Fe</b>	<b>0,750*</b>	-0,235	<u>0,606</u>	-0,226	-0,263	-	-	-	-	-
<b>Na</b>	<u>-0,572</u>	<u>0,610</u>	-0,314	<b>0,871**</b>	<b>0,906**</b>	-0,205	-	-	-	-
<b>Ni</b>	-0,457	0,463	-0,306	<u>0,739</u>	<b>0,951**</b>	-0,174	<b>0,963**</b>	-	-	-
<b>Pb</b>	<u>0,665</u>	-0,414	0,395	<u>-0,629</u>	-0,224	0,204	-0,461	-0,229	-	-
<b>V</b>	<u>0,664</u>	<u>-0,617</u>	<u>0,622</u>	<u>-0,551</u>	-0,277	<b>0,790*</b>	<b>0,877**</b>	-0,342	0,498	-
<b>Zn</b>	-0,457	<b>0,779*</b>	0,105	<b>0,897**</b>	<u>0,741</u>	-0,026	<b>0,963**</b>	<b>0,789*</b>	-0,429	-0,308

1996-os mintáknál erősen korrelált az Al-Fe, Cr-Cd, Na-Cr, Na-Cu, Na-Ni, Na-Zn, Ni-Cu, Zn-Cd, Zn-Cr, Zn-Na, Zn-Ni (9. táblázat).

Ha a  $p < 5\%$  szignifikancia mellett azonosnak vett két mintavételi időpont adatait közös korrelációs mátrixba rendezzük, akkor az Al-Fe, Al-Zn, Co-Cr, Cu-Pb, Fe-Zn elemek erősen pozitívan korrelálnak egymással. Egyértelműen az Al, Fe, Zn, Cr, Co esetében talaj eredetű szennyezésről beszélhetünk (10. táblázat).

Figyelemreméltó az 1994-es gyűjtésnél a Cd önálló és más elemmel nem korreláló magas értéke, valamint a krómmal korreláló elemek. Ez utóbbi esetben közös forrásból származhat a terhelés, amita vassal történőigen gyenge korreláció miatt részben talaj eredetüként azonosítottunk (8. táblázat).

10. táblázat Réunion, 1994.08.21.-09.02.; 1996.07.02.-20. időszak alatt begyűjtött mohaminták elemtartalmának korrelációs mátrixa. Korrelációs koefficiens > 0,75: vastaggal szedve, korrelációs koefficiens > 0,50 aláhúzva, \*\*  $p \leq 0,01$ ; \*  $p \leq 0,05$ . n=14.

'94;96	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Na	Ni	Pb	V
<b>Cd</b>	0,244	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Co</b>	0,214	0,066	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Cr</b>	<u>0,502</u>	0,497	<b>0,892**</b>	-	-	-	-	-	-	-
<b>Cu</b>	-0,341	-0,018	0,487	0,471	-	-	-	-	-	-
<b>Fe</b>	<b>0,955**</b>	0,314	0,326	<u>0,640*</u>	-0,319	-	-	-	-	-
<b>Na</b>	-0,256	-0,076	-0,239	-0,217	0,384	-0,236	-	-	-	-
<b>Ni</b>	0,034	<u>0,529</u>	0,047	0,409	0,438	0,220	<u>0,589*</u>	-	-	-
<b>Pb</b>	-0,202	0,358	-0,063	0,261	<b>0,879**</b>	-0,171	0,297	-0,042	-	-
<b>V</b>	0,236	0,474	0,376	<u>0,533*</u>	0,017	0,333	0,147	-0,078	<u>0,547*</u>	-
<b>Zn</b>	<b>0,783**</b>	0,489	<u>0,507</u>	<u>0,528</u>	-0,246	<b>0,814**</b>	<u>0,639*</u>	<u>0,670*</u>	0,311	0,390

Mindkét mintagyűjtési időszak a szárazabb évszak közepére esett, de a tenger közelsége miatt máskor is gyakoriak a kisebb-nagyobb esőzések, főleg a magasabban fekvő hegyekben, ahol a gyűjtési pontok jó része volt. A gyakori csapadék jelenléte miatt annak fluktuáció miatti elemtartalom módosító hatásától eltekinthetünk.

## 9.2 Réunion-szigetén gyűjtött mohák Na, Mg, Ca, Sr értékek összehasonlítása Kenyából és Tanzániából származó hasonló értékekkel, a tengeri hatás vizsgálata trópusi területeken a kiüledő légköri elemtartalom tekintetében

Számos korábbi tanulmány az említett 4 fém nagyobb koncentrációjú jelenlétét kifejezetten tengeri behatásnak tulajdonítja. (STEINNES et al. 1992, SHOTBOLT et al. 2007, REIMANN et al. 2001, BERG és STEINNES 1997b, BERG et al. 1997). A két év átlagával számolva ( $p < 5\%$  mellett nem különböztek egymástól a két időszak adatai) és összehasonlítva a kenyai és tanzániai gyűjtések összes eredményeivel elmondhatjuk, hogy  $p < 5\%$  valószínűség mellett Réunion, Kenya és Tanzánia

területéről származó minták szignifikánsan nem különböztek egymástól. Stroncium esetében réunioni mintákból mért koncentrációk alatta voltak a másik két kelet-afrikai országban mértnek.

### 9.3 *Réunion moha-elemtartalom adatainak elemzése a főkomponensanalízis felhasználásával*

Réunion 1994-es és 1996-os mintáinak moha-elemtartalom összvarianciájának 95 százalékát az első öt komponens tartalmazza (26. melléklet).

Az első komponens az összvariancia 42 százalékát tartalmazza. Jelentős súllyal az Al, Cd, Cr, Fe, V, Ca (Sr), szerepel. A Ca, Sr megjelenése a többi elemmel ebben a faktorban jelzi a talaj eredetű szennyezés mellett az erőteljes tengeri hatás megjelenését is, ami a földrajzi elhelyezkedés alapján várható is.

A második komponensben a Ni, Cu és Zn volt megtalálható jelentős súllyal, melyek azonos, antropogén szennyezőtől származhatnak amennyiben szennyezést mérünk, mindhárom fém esetében a terület a szennyezetlen, vagy gyengén szennyezett kategóriába tartozott. A nátrium szintén megjelenik a tenger közelségére utalva.

A harmadik komponensben a Pb, Ca, Mg és gyengén a stroncium jelenik meg együtt. Egyetlen ténnyel tudjuk magyarázni az ólomnak, mint kifejezetten antropogén, azon belül is közlekedést jelző elemnek ezekkel a főként tengeri hatásra utaló elemekkel való előfordulását. Más tanulmányokkal (RÜHLING 1994, BERG és STEINNES 1997b) ellentétben a vizsgált terület szubsztrátja a részben aktív vulkanikus sziget voltából fakadóan magasabb koncentrációban tartalmazza ezeket az elemeket, illetve esetenként nagyobb a minták talajszennyezése, és ezek a korábbi, közúti közlekedéssel, a talajban feldúsult ólommal együtt jelentek meg.

A negyedik komponensben a Co jelenik meg jelentősebb súllyal, jelezve gyenge szélfúttá porból eredő hatást.

Az ötödik komponensben a Cd, Sr és Mg jelenik meg jelentősebben, bár utóbbi két elem esetében ellentétes előjellel, ami jól magyarázza a réz és stroncium párhuzamosan alacsony értékét. (26. melléklet). Kadmium magnéziummal való megjelenése tengeri aeroszolokból való eredetet jelez.

Figyelembe véve az alkalmazott statisztikai módszereket, Réunion esetében számolhatunk számottevő tengeri és talaj eredetű hatással melynek meglétét csupán a főkomponensanalízis alkalmazásával tudtuk alátámasztani. Ez önmagában az elemtartalom figyelembevételével nem lett volna egyáltalán egyértelmű. A tengeri eredetű elemek megjelenése a magas sajátértékkel rendelkező főkomponensekben egyértelműen az óceán közelségének tudható be.

#### 4.2.4 Trópusi területek egymással történő összehasonlítása

A vizsgált trópusi területeken és időszakokon belül előzetesen azon mintákat tekintettük egy „populációnak” melyek nem különböztek egymástól szignifikánsan  $p \leq 5\%$  valószínűség mellett (11. táblázat). Ezek a következők voltak: Kenya 1992.; Réunion 1994. és 1996.; Tanzánia 1986-1990.

A három vizsgált terület (és időszak) mintái Al, Cu és Zn elemek összehasonlításakor nem különböztek egymástól, bár Réunion mintáinak alumínium tartalma lényegesen alacsonyabbnak tekinthető a két afrikai területhez képest, a jelentős szórás miatt az egyszerű leíró statisztika nem talált különbséget. Különbséget találtunk Cd esetében ahol Réunion 1994. és 1996. mintái magasabb koncentrációban tartalmazták ezt az elemet, mint Kenya és Tanzánia mohái. Kenyában szignifikánsan magasabb volt a Co koncentráció, mint Réunion, vagy Tanzánia területén.

Réunion 1994-ben magasabb koncentrációban tartalmazta a krómot Kenyához képest és a Kenyában mért értékek szignifikánsan meghaladták a Tanzániában mért koncentráció átlagot.

Vas esetében mind Kenyában, mind Tanzániában mért elemkoncentráció jóval magasabb volt, mint a réunioni 1996-os gyűjtés során.

Tanzániához képest Kenyában és Réunionban 1994. során jelentősen magasabb koncentrációt tapasztaltunk Ni esetében. A vizsgált területek között a többihez képest jelentősen magasabb volt az ólom terhelés Réunion szigetén és a vanádium Kenya esetében.

11. táblázat. Kenya 1992., Tanzánia 1986-1990. és Réunion 1994.; 1996. összehasonlítása a 10 vizsgált nehézfém elemtartalom átlaga szempontjából. Tukey-féle páronkénti összehasonlítás.  $p \leq 5\%$ . „+” ha terület 1 > terület 2; „-” ha terület 1 < terület 2; „0” ha nincs különbség a két összehasonlított terület között.

terület 1	terület 2	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	V	Zn
Kenya vs Tanzánia		0	0	+	+	0	0	+	0	+	0
Kenya vs Réunion 1994		0	-	+	-	0	0	0	-	0	0
Kenya vs Réunion 1996		0	-	+	0	0	+	0	0	+	0
Tanzánia vs Réunion 1994		0	-	0	-	0	0	-	0	0	0
Tanzánia vs Réunion 1996		0	-	0	-	0	+	0	0	0	0

#### **4.2.5 A három trópusi terület adatainak elemzése a főkomponensanalízis és klaszteranalízis felhasználásával 14 elemre vonatkoztatva**

Réunion 1994.; 1996., Tanzánia 1986-1991., Kenya 1992. mintáinak moha-elemtartalom összvarianciájának 93.5 százalékát az első öt komponens tartalmazza (27. melléklet).

A hetedik komponens varianciája a teljes variancia négy százalékát teszi ki, ezért az elemzésnél az első hat komponenset vettük figyelembe.

Az első komponens az összvariancia 26,4 százalékát teszi ki, jelentős súllyal fordul elő benne a Cd, Cr, Ni és a Na. Az itt található fémek egy része szélfúttá porból (Cr, Ni), másik része (Na) tengeri eredetre utal. Az ehhez kapcsolódó Cd tartalom ezért inkább természetes, mint antropogén eredetűnek tudható be.

A második komponens 21,4 százalékkal vesz részt a teljes varianciában. Legnagyobb súllyal a Co, Al, V és vas szerepel benne. Ez a komponens egyértelműen talaj eredetű forrásokat jelöl.

A harmadik komponens sajátértéke 14,8 százalék, két fém található benne nagy súllyal, a vanádium és a kobalt. Együttes előfordulásuk talaj eredetre utal.

A negyedik és ötödik komponens önmagában 10,4 és 8,7 százalékot vesz ki az összvarianciából és a réznek van jelentős súlya benne. Ez önálló, de gyenge forrásra utal, melynek eredete nem tisztázott (Kenya, Elgon-hegyi eredet).

A hatodik komponens 6,1 százalékát teszi ki a teljes varianciának, egyedülként a Zn fordul elő benne nagy súllyal, melyet más tanulmányok antropogén eredetű hosszú távú légköri transzport elemként tartanak számon, esetünkben eredhet a vulkanikus terület kőzetéből is (BERG és STEINNES 1997b, FAUSS-KESSLER et al. 2001).

A kelet-afrikai és réunioni területek klaszteranalízisét (Manhattan típusú távosságfüggvények figyelembevételével) két módon végeztük el (28. melléklet). Egyik módszernél Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn, Ca, Na, Mg, Sr elemeket vettük figyelembe, a másik esetben a tengeri hatásra utaló elemeket (Ca, Mg, Na, Sr) elhagytuk (maradt: Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn). Mindkét esetben négy jól elkülöníthető csoportot kaptunk. A tanzániai 1987.; 1991., kenyai 1992. helyszínek mindkét esetben egy csoportba tartoztak, amihez a Ca, Sr, Mg, Na analíziskor való elhagyása esetén az 1989. tanzániai helyszín is csatlakozott. Az utóbbi módszernél a tanzániai 1986.; 1988.; 1990. alkotott önálló csoportot, míg az összes elem figyelembevételével Tanzánia 1986.; 1988.; 1989. hely és idő tartozott egybe. A tanzániai 1990-os gyűjtés a 14 elem figyelembevételével önálló csoportot alkot, ahogy egy jól elhatárolható csoportba tartozik a Réunion 1994.; 1996. év gyűjtései is. Ezzel ellentétben, csupán a 10 fém figyelembevételével Réunion 1994. és 1996. év mintái



kettéválnak, mindkét gyűjtés önálló csoportot alkot, ahol a réunioni 1996-os gyűjtés eredményei harminchárom százalékban, a tanzániai 1986.; 1988.; 1990. évi csoporthoz lesz hasonló.

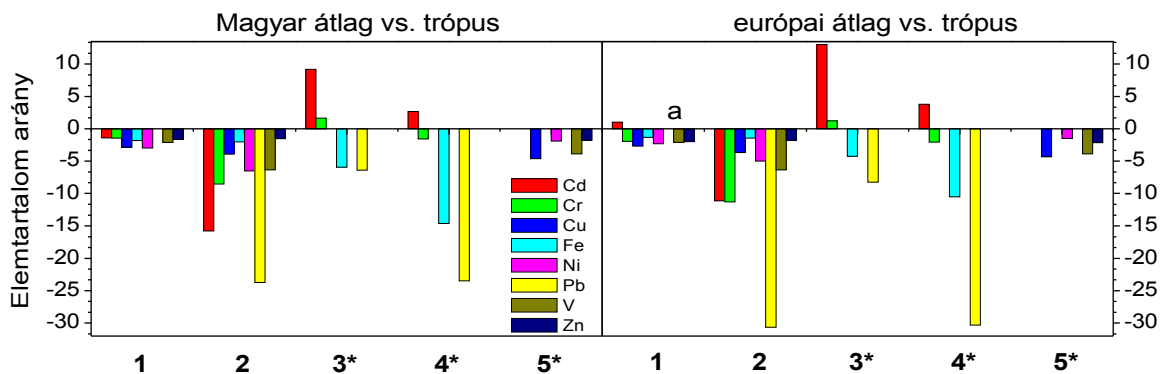
Ez azt jelenti, hogy az itt vizsgált 14 elem esetében bizonyos helyeken a mohaminták kiülepítő összes-elemtartalmára nagy hatása volt a lokális, pl. tengeri eredetű hatásnak, ami a viszonylag alacsony mintaszám és az ebből fakadó relatív magas szórás miatt alap statisztikai módszerekkel nem volt egyértelműen kimondható. Ezek analízisből történő mellőzésekor más, kisebb súlyú faktorok (talaj eredetű, szélfúttá por, csapadék stb.) kerültek előtérbe (27; 28. melléklet).

A három mesterségesen megkülönböztetett terület és időpont összehasonlítása alapján a vélhető szennyezés ez esetben főként talaj, szélfúttá por, kisebb részben tenger felől jövő hatás, valamint csekély mértékben antropogén eredetű. A csekélynek tűnő tengeri hatás jelenlétét is csupán a főkomponens- és klaszteranalízis mutatta ki, mikor is a már korábban említett más szerzők munkáiban tengeri eredetűnek tekintett elemek analízisével a réunioni minták jól elkülönültek a többi kelet-afrikai helyszíntől (28. melléklet). A különbségek főleg lokálisan a talaj elemtartalmának (szélfúttá por) és a tengeri hatásnak tulajdonítjuk be, ami közvetve az anyakőzet geológiai tulajdonságaira vezethető vissza.

Hasonlóan SHOTBOLT et al. (2007) munkájához, ahol moha-minták elemtartalmának multivariancia analízisét végezték el a brit-szigeteken, mintegy 150 évet felölelő herbárium minták feldolgozásával, a mi eredményeink, ahogy ez várható is volt, nem fedték a különálló területenként és időpontonként elvégzett multivariancia analízis eredményét. Így az ebből kapott következtetéseket itt is és hosszú távú projektek esetében, véleményünk szerint, módjával illik kezelni, mivel a kisebb területeken (és időkben) szembejövő hatások elveszhetnek az összesített analízis során.

#### **4.2.6 *Trópusi minták összehasonlítása európai felméréssel***

Az Európai Közösség által 1990-1992-ben elvégzett felmérés (RÜHLING 1994), és az első magyarországi Nemzeti Biomonitoring Felmérés (1997-1998) során mért adatok (ÖTVÖS et al. 2003) eredményeit felhasználva (29. melléklet) összehasonlítottuk az általunk vizsgált kelet-afrikai területek mintáit. A könnyebb összevethetőség érdekében a felmért trópusi területek átlagait hasonlítottuk az európai, illetve az első magyarországi felméréshez (12. ábra).



12. ábra. Vizsgált trópusi területek az 1990-92-es európai (RÜHLING, 1994), valamint a magyarországi 1997-1998 felméréshez (ÖTVÖS et al. 2003) történő hasonlítása az elemtartalom arányok alapján. 1: Kenya, 1992.01.11-27, 2: Tanzánia 1986-1990, 3: Réunion 1994, 4: Réunion 1996, 5: Réunion átlag. \*:azon elemek ábrázolva, ahol a statisztika előzetesen nem talált szignifikáns különbséget a területek között. „a” a kenyai terület esetében a mért ólomterhelés  $0,00 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. volt. Alumínium mérés az összehasonlított európai felmérésekben nem történt.

Összességében elmondhatjuk, hogy az európai 1990-1992. és magyarországi 1986-1987. felméréshez képest magasabb értéket csupán Cd (az európai mintákhoz képest Cr is) esetében a réunioni és a kenyai mintákban találtunk. A trópusi területek laterit típusú talajai gazdagok vas, alumínium, magnézium, cink, réz, kalcium, mangán és kálium elemekben (KABATA-PENDIAS és PENDIAS 1984, ALEVA 1994, TARDY 1997). Mindezek mellett a vizsgált trópusi területek legtöbb felsorolt elem esetében kisebb koncentrációban tartalmazták az adott elemeket, mint az európai vagy magyar átlag. Nagyobb különbséget tapasztaltunk a magyarországi és az általunk vizsgált trópusi minták között, mint amekkora különbséget mértünk az európai és trópusi minták között, köszönhetően a majd minden esetben mért magasabb magyarországi átlagnak (kivéve Pb, Cr és Zn esetében). Az európai és magyar átlaghoz képest tapasztalt magasabb króm és kadmium értékek Kenya és Réunion esetében főként lokálisan, a vulkanikus talajból fakadó szennyezésnek tulajdoníthatók.

A tanzániai kadmium értékek minden időszakban alatta voltak a hasonló időszakban elvégzett európai felmérés átlagértékeinek és a legtisztább északi területeknek is. Elmondhatjuk, hogy az itt közölt adatok legtöbb elem esetében (Pb, V, Zn, Ni, Fe, Cu) jól használhatóak háttér referenciaértékeként jövőbeli hasonló felméréseknél, figyelembe véve az alkalmazott mintavételi, geológiai körülményeket, valamint statisztikai módszereket (12. táblázat).

12. táblázat. Abszolút „hátterszennyezésre” javasolt referenciaértékek ( $\mu\text{g}^*\text{g}^{-1}$  sz. a.) elemtartalomra vonatkoztatva, a származási terület nevével együtt. Réunion1994; 1996, Tanzánia 1986-1990.

<b>Al</b>	<b>Cd</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>
234	0,05	0,15	0,35	3,1
Réunion	Tanzánia	Tanzánia	Tanzánia	Tanzánia
<b>Fe</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>V</b>	<b>Zn</b>
235,7	0,84	0,78	0,79	30,3
Réunion	Tanzánia	Tanzánia	Tanzánia	Réunion

#### 4.2.7 Az eredmények összefoglalása, új kutatási eredmények

Dolgozatom eredményei az alábbiakban foglalom össze:

- 1 Sikerrel módosítottunk és alkalmaztunk a Dunán más vízhozamú és dinamikájú vízfolyásokra kifejlesztett technikát. Jellemeztük a Duna folyó minőségét és összehasonlítottuk más nemzetközi eredményekkel. Kimutattuk néhány egészségügyi szempontból fontos nehézfém (Pb, Ni, Cd, Cu) gyenge, időszakos felhalmozódását a Duna vízében. Ezek pontosan nem meghatározható, lakossági és mezőgazdasági forrásból, illetve korábbi lerakódott szennyezésekből származnak.
- 2 A teresztris ökoszisztémákra kifejlesztett transzplantációs-ökoфизиологikai moha bioindikációs módszert sikeresen adaptáltuk egy eddig még moha módszerekkel nem vizsgált méretű időintervallumra, folyóra és mohafajra (*Fontinalis antipyretica*).
  - Kimutattuk zavaró faktorok, mint az anyakőzetből hatás (kadmium) és más (ólom) elem eddig le nem írt és nem várt megjelenését, melyek befolyásolhatják az eredményeket, például a kontroll területek megválasztása esetében.
  - Aktív bioindikáció esetében (az eddigi gyakorlattal párhuzamosan) egy vizsgálati terület kontroll területtel való összehasonlítása mellett, a leírtak szerint legalább olyan jelentősége van az aktuális felhalmozás/kimosódás megállapításának. Erre az aktív bioindikáció kiválóan alkalmas, mivel lehetővé teszi a vizsgált időintervallumon belül a tényleges elem, vagy vizsgált

anyag felhalmozás/kimosódás megállapítását vizsgálat előtti és utáni paraméterek összehasonlításával.

A felhalmozás/kimosódás mérésével az akkumulációs hányados (AR), mint egy tesztszervezet adott területen való használhatósága is új szempontból, a tényleges felhalmozás/kimosódás szempontjából vizsgálható.

- További megerősítést nyert, hogy a bioindikációs, biomonitorozó felmérésekben pótolhatatlan a multivariancia analízis használata megfelelő körültekintés mellett. Ennek használatával bizonyítottuk, hogy a vízi bioimonitoringban a *Fontinalis antipyretica* mohafaj felhasználásánál legalább elégséges vizsgálati időtartam és mintaszám mellett a mintapopuláción belüli kiindulási variabilitásnak nincs hatása a növény elemfelhalmozására.

3 Transzplantációs-ökoфизиологические моха bioindikációs módszerek segítségével az általunk mért paramétereket vizsgálva nem tudtuk kimutatni a Dunai Finomító vizének szennyező hatását a Duna folyóra.

A fiziológiai paraméterek a tesztnövényeket ért más, ebben a tanulmányban nem mért negatív hatást jeleznek a finomító szennyvízkifolyójában, ennek hatása azonban Dunában már nem volt érzékelhető.

4 Az eddig keveset kutatott afrikai területeket a kenyai, tanzániai és réunioni herbárium minták felhasználásával nagy tér- és időléptékű biomonitoring segítségével jellemeztük. Eredményeinket európai és magyarországi vizsgálatokkal vetettük össze.

5 Az afrikai területek a legtöbb esetben lényegesen kevesebb légköri kiülepedő „szennyezést” kaptak az általunk alkalmazott vizsgálat szerint, mint Európa vagy Magyarország.

6 Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn esetében gyéren lakott és ipari tevékenységtől mentes trópusi területekről (Kenya, Tanzánia, Réunion), nemzeti parkokból származó minták alapján „abszolút” háttérszennyezés adatokat adtunk meg, melyek jól használhatóak referenciaértékként a jövőben, összehasonlító elemzésekben. Ezek az adatok véleményünk szerint jó közelítéssel tükrözik a világ jelenlegi iparosítási szint mellett mérhető „háttérszennyezési értékét”.



## 5 KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Mint ahogy már az irodalmi áttekintésből is kitűnik, ez esetben is újabb eredményekkel támogattuk meg azt, hogy a mohákkal végzett különböző bioindikációs-biomonitoring vizsgálatok valóban hasznos információkat adhatnak a környezet terheltségét illetően. A módszerek aránylag egyszerűek, jól kivitelezhetők, olcsók és reprodukálhatók. Kellő körültekintéssel elfogadható mértékben standardizálhatóak is.

A témát mind az alap kutatás, mind a gyakorlati bioindikáció-biomonitoring alkalmazás területén is szükséges folytatni, nem csupán a tudomány művelése érdekében, de konkrét gazdasági, környezetvédelmi vonatkozásokban is.

Vizsgálatainkból kitűnik, hogy a vízi transzplantációs ökofiziológiai bioindikációs módszer jól alkalmazható egy Duna méretű folyón, így javaslom, hogy a Duna, vagy bármely más folyóvíz és ipari üzem általi kibocsátás rendszeres, de legalább 3-5 évenkénti hasonló módszerrel történő ellenőrzését, kiegészítve békalencse (vagy egyéb teszt), fitoplankton-teszt, BOI, KOI, pH, PAH, vagy olyan egyéb szennyező vizsgálatával, ami az adott ipari tevékenység során számításba jöhet. Ezzel szélesíthetnénk a vizsgálat spektrumát.

Az alkalmazott fluoreszcencia paraméterek mellett érdemes lenne a *Fontinalis antipyretica* tesztnövényen további, már általunk kipróbált, de még teljesen nem standardizált (*Tortula/Syntrichia ruralis ssp. ruralis* mohán már rutinszerű használatban van), például CO<sub>2</sub> gázcseré méréseket alkalmazni, finomítani. Előnyösnek tartom a vízi transzplantációs ökofiziológiai bioindikációs módszerbe további, a *Fontinalis antipyretica* vízi mohafajra az irodalomban laborkörülmények között már leírt fiziológiai paraméterek felvételének megfontolását, mint az aszkorbát peroxidáz, glutation reduktáz, gvajakol peroxidáz, szuperoxid diszmutáz. Ezzel tovább növelhetnénk a módszer érzékenységét.

Megfelelően homogén, kiindulási bioindikátor/biomonitor tesztnövény populáció alkalmazása esetén nem tartom szükségesnek minden alminta külön-külön lemérését a transzplantáció elején. Elégségesen nagyszámú, kiindulási, véletlenszerű mintavétel és az

esetleges kiugrók kizárása után, elégségesen hosszú transzplantációs periódus alkalmazásával az indikátor szervezet jó jelzője a vizsgált környezet állapotának, változásának.

Szükségesnek tartom hidrológiai szempontból is a vízi bioindikációs módszer megtámogatását, hogy valamely szennyező adott mennyiségben az élő vízbe történő befolyása alatt milyen mértékben, milyen távolságra keveredik az élő vízzel, hatásai térben (és időben) meddig mutathatóak ki.

További vizsgálatokkal ellenőrizni kellene, hogy a mátrai kontroll területen a magas kadmium terhelés egyértelműen az anyakőzet hatásának tudható-e be.

Hasznosnak tartom további, csupán háttérszennyezéssel terhelt, például trópusi területek vizsgálatát és az abszolút háttérszennyezés megállapítását más elemek esetében is.

Az európai felmérésekben alkalmazott fajok (*Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*) mellett ismét előnyben kéne részesíteni a *Hypnum cupressiformét*, mint jó elemakkumulátort és az előbbiekhöz képest szélesebb körben elterjedt fajt, hiszen ez afrikai területeken is megtalálható. Ehhez elengedhetetlen további interkalibráció meghatározása a még nem vizsgált, biomonitorozó felmérésekben használt fajokkal.

## 7 ÖSSZEFOGLALÁS

Doktori munkám egyik célja volt, több szempontú és dimenziójú biomonitoring-bioindikációs mérések elvégzése különböző mohafajokkal. Ennek része volt minőségileg és mennyiségileg jellemezni kis tér- és időléptékben egy magyarországi ipari üzemnek a Duna folyóra gyakorolt hatását, valamint felmérni a trópusi Kelet-Afrika (Tanzánia-1986-1991, Kenya-1992, Réunion-1994; 1996) légköri kiülepedő elemterhelését.

A százhalombattai Dunai Finomító szennyvizének és a szennyvíz kifolyónak az élő folyóra gyakorolt hatását vizsgáltuk. A felmérést eredetileg három mintavételi periódusra osztottuk fel (2007.04.03-2007.06.07; 2007.06.07-2007.08.02; 2007.08.02-2007.10.15). A *Fontinalis antipyretica* vízimohával végzett moha-technikát előzetes vizsgálataink alapján (mintavételi, kihelyezési módszer) adaptáltuk a dunai helyszínekre. A mért elemtartalom (Al, Cd, Cr, Cu, Co, Fe, Ni, Pb, V és Zn) és fiziológiai paraméterváltozás (Fv/Fm, RFd) eredményeinket több statisztikai módszerrel elemeztük (korrelációanalízis, főkomponensanalízis, klaszteranalízis), Multivariancia analízis elvégzése után elmondhatjuk, hogy az üzem szennyvíz kifolyója nagyságrendekkel kisebb elemtartalom szennyezést mutatott az élő Dunához képest, sőt a legtöbb elem szempontjából inkább a kontroll területekéhez volt hasonló. Az elvégzett élettani paraméterek csökkenéséből következtetett vitalitás csökkenés más, előre nem tervezhető és a kivitelezett vizsgálat sorozatban nem mért faktor következménye lehet, melyek utólagos megállapítása nem lehetséges. Az élő folyóba jutó szennyvíz esetleges negatív hatásai az általunk mért szennyezők tekintetében - a tisztított szennyvíz Dunához képest mért jobb minősége miatt - nem kimutathatóak.

A Duna folyóban tapasztalt néhány fém (Pb, Ni, Cd, Cu) esetében a nagyobb elemfelhalmozás eredetét nem tudjuk biztosan megállapítani, ennek jelentős része nagy valószínűséggel iszap eredetű, korábbi szennyezések visszamaradt hatása lehet. Sikerült gyenge időszakos szennyezőket is kimutatni (mezőgazdasági, lakossági tevékenység). A Duna aktuális vízminősége összehasonlítva korábbi nemzetközi (Elba, Ulla folyó) tanulmányokkal jelentősen jobbnak mondható a vizsgált szakaszon és időszakban. A *Fontinalis antipyretica* mohafaj, mint bioindikátor felhasználásánál legalább elégségesen hosszú vizsgálati időtartam betartása mellett a kiindulási mintán belüli és minták közötti mért variabilitásnak nincs hatása a növény elemfelhalmozására.



A térben és időben nagy kiterjedésű trópusi területek (Kenya, Tanzánia és Réunion szigete) vizsgálata során a legtöbb mért elem esetében az eddigi európai területeket értékelő tanulmányok háttérszennyezéséhez hasonló, vagy alacsonyabb értékeket is kaptunk. Meg tudunk állapítani egy „abszolút” ipari tevékenységtől mentes kontinensrész „abszolút háttérszennyezését” az adott időszakokra és területekre. A multivariancia analízis segítségével is összehasonlítva a vizsgált időszakokat és mesterségesen kialakított területeket (országhatárok) elmondhatjuk, hogy a vizsgált minták alapján legjobban Réunion szigete különbözött az afrikai kontinens többi területétől és idejétől. Ha olyan elemeket is figyelembe vettünk, melyek kifejezetten óceáni eredetűnek tekinthetőek, ez a hatás még markánsabb lett, ami az elemtartalmak tanulmányozása során nem volt kiütköző. Az afrikai kontinens egyes vizsgálati területei nem különböztek jobban egymástól, mint a vizsgálati időszakok, mégis azt mondhatjuk, hogy bizonyos elemek esetében a kenyai gyűjtésből származó moha anyag (Al, Fe, V, Ni, Cu, Cd) elemtartalmának túlnyomó része lokálisan a szélfúttá porból és kőzetből ered. Ezt alátámasztja a hely geológiai jellege. Hasonló következtetésre jutottunk kadmium és króm esetében Réunion szigetről származó moha anyag elemzése során.

A tanzániai minták esetében a több évet felölelő vizsgálat sorozatban nem sikerült tendenciát kimutatni az elemtartalmak esetleges változásában, sőt valós különbséget is csupán néhány elem esetében találtunk az évek között (Cd, Co, V). Ez alapján az esetleges tapasztalt szennyezés eseti, helyi hatás, következménye lehet. Sikerült Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn esetében gyéren lakott és ipari tevékenységtől mentes trópusi területek (Kenya, Tanzánia, Réunion) nemzeti parkjaiból származó mintái alapján „abszolút háttérszennyezés” adatokat megállapítanunk.

## 7 SUMMARY

Objectives of my doctoral thesis were to carry out different biomonitoring-bioindicative measurements by means of moss species as bioindicators. In one hand the aim was to characterise qualitatively and quantitatively the polluting effects of a heavy industrialized plant to River- Danube during short temporal and spatial trend. In the other hand the atmospheric deposition and pattern of heavy metals in tropical east-Africa (Tanzania-1986-1991, Kenya-1992 and Réunion-1994; 1996) were established.

The effects of drain and waste-water of Danube Refinery near village of Százhalombatta were investigated. The investigation was divided up in three periods (originally: 04.03.2007.-06.07.2007.; 06.07.2007-08.02.2007.; 08.02.2007. -10.15.2007). The moss-technique was carry-out by *Fontinalis antipyretica*. It had been adapted to spots of river-Danube according to our previous investigations. The elemental contents (Al, Cd, Cr, Cu, Co, Fe, Ni, Pb, V, Zn) and physiological parameter (Fv/Fm, RFD) alterations were compared using different statistical methods (multivariate analysis: PCA, correlation and clusteranalysis). After multivariate analysis of data it can be assumed, that the wastewater drain of investigated industrial plant produced magnitudely less pollution compared to river Danube, it was more similar to control areas. The decreased vitality, which was the reason of decreasing physiological parameters was the consequence of other, not investigated and unpredictable factors, which are unidentifiable later. The negative effects of waste-water (if any occurs) flow into living-river in the case of investigated parameters were not detectable.

The origin of some detected metal accumulation (Pb, Ni, Cd, Cu) were not obviously identifiable. Robust amount of this accumulation originated from sludge, may remaining effects of previous pollutions. Weak, periodically polluting agents were also identified (agricultural and population activity). Two international investigations were compared to our study (Elba and river Ulla). The water-quality of river-Danube can may be regarded as clearly better in our investigation area and period than those of the above studies. No effects of variability found inside the pre-transplanted population and between transplanted samples of *Fontinalis antipyretica* bioindicator moss, if the less-enough investigation period is kept.

In the case of most studied elements the metal loads of the long-term and large scale investigated tropical areas (Kenya, Tanzania és Réunion) were similar or lower compared to

background concentration of the elemental values in European campaigns. We could establish the „absolute” background elemental loads from an unindustrialized part of a low-industrialized continent during investigated periods and areas. Comparing the different times and areas (eg. artificial country-borders) by multivariate analysis, it can be concluded that the greatest differences were calculated between the samples from Réunion and the samples gathered from East-Africa in all investigated times. If the so-called ocean-like elements were included in analysis the differences were more robust, what were not evident if elemental contents were compared only. The differences between investigated areas and periods from tropical East-Africa were not significant. But it can be assumed, that in case of some elements (Al, Fe, V, Ni, Cu, Cd), the highest value of elemental content in mosses from Kenya might be originated from windblow dust and soil. It is confirmed if the type of rocks from investigated areas considered. We concluded the same consequences analysing moss samples from Réunion in case of elements cadmium and chromium. No tendencies were found among periods comparing moss elemental results in case of samples Tanzania moreover significant differences were found in case of few elements (Cd, Co, V) between compared years. If any pollution measured, it might be the consequence of local pollutants. Absolute „background concentration” values had been determined in case of elements Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn from material of national reserves of underpopulated, unindustrialized tropical areas (Kenya, Tanzania, Réunion).

## IRODALOMJEGYZÉK

- ALEVA G. J. J. (Szerk.) (1994): Laterites. Concepts, Geology, Morphology and Chemistry. ISRIC, Wageningen, ISBN 906672-053-0, 0-153. p.
- ANDO H., MATSUO A. (1984): Applied Bryology. In: SCHULTZE-MOTEL W., J. KRAMER, VADUZ (Szerk.) Advances in Bryology, 133-224. p.
- ASTEL A., ASTEL K., BIZIUK M. (2008): PCA and Multidimensional Visualization Techniques United to Aid in the Bioindication of Elements from Transplanted *Sphagnum palustre* Moss exposed in the Gdansk City Area. *Environmental Science and Pollution Research*, 15 (1) 41–50. p.
- BADACSONYI A., TUBA Z. (2000): A környezet állapotának jelzése mohákkal. *Botanikai Közlemények*, 86-87 207-219. p.
- BERG E., PEDERSEN U., STEINNES E. (1996): Environmental indicators for long-range atmospheric transported heavy metals based on national moss surveys. *Environmental Monitoring and Assessment*, 43 11-17. p.
- BERG T., RARYSET O., STEINNES E., VADSET M. (1995): Atmospheric trace element deposition: principal component analysis of ICP-MS data from moss samples. *Environmental Pollution*, 88 (1) 67-77. p.
- BERG T., STEINNES E. (1997a): Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium Schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: from relative to absolute values. *Environmental Pollution*, 98 (1) 61-71. p.
- BERG T., STEINNES E. (1997b): Recent trends in atmospheric deposition of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey. *Science of The Total Environment*, 208 197-206. p.
- BERLEKAMP J., HERPIN U., MATTHIES M., LIETH H., MARKERT B., WECKERT V., WOLTERBEEK B., VERBURG T., ZINNER H-J., SIEWERS U. (1998): Geographic classification of heavy metal concentrations in mosses and stream sediments in the Federal Republic of Germany. *Water, Air and Soil Pollution*, 101 177-195. p.
- BERRY W. L., WALLACE A. (1989): Zinc phytotoxicity: physiological responses and diagnostic criteria for tissues and solutions. *Soil Science*, 147 390-397. p.

- BESCH W. K., KEMBALL A. K., MEYER-WARDEN E., SCHARF B. (1977): A biological monitoring system employing rheotaxis of fish. In: CAIRNS Jr., K. L. DICKSON, G. F. WESTLAKE (Szerk.): *Biological Monitoring of Water and Effluent Quality*. In: American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA. 56-74. p.
- BIDLEMAN T. F., WIDEQUIST U., JANSSON B., SÖDERLUND R. (1987): Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenils in the atmosphere of Southern Sweden. *Atmospheric Environment*, 21 641-654. p.
- BÖDDI B., ORAVECZ A.R., LEHOCZKI E. (1995): Effect of cadmium on organization and photoreduction of protochlorophyllide in gark-grown leaves and etioplast inner membrane preparations of wheat. *Photosynthetica*, 31 411-420. p.
- BOWEN H. J. M. (1979): Environmental chemistry of the elements. Acad. Press, London, New York San Fransisco, 333.pp.
- BROWN D. H. (1982): Mineral Nutrition, In: SMITH A. J. E. (Szerk.): *Bryophyte Ecology* Chapman and Hall, London. 383-444. p.
- BROWN, D. H. (1984): Uptake of mineral of elements and their use in pollution monitoring. In: DYER A. F., DUCKETT J. G. (Szerk.): *The experimental biology of Bryophytes*. Academic Press, London. 229-253. p.
- BROWN D. H., BRÚMELIS G. (1996): A biomonitoring method using the cellular distribution of metals in moss. *Science of The Total Environment* 187 153-161. p.
- BROWN D. H., M. SHIDU. (1992): Heavy metal uptake, cellular location, and inhibition of moss growth. *Cryptogamic Botany*, 3 82-85. p.
- BROWN D. H., BATES J. W. (1972): Uptake of lead by two populations of *Grimmia doniana*. *Journal of Bryology*, 7 87-193. p.
- BROWN D. H., BATES J. W. (1990): Bryophytes and nutrient cycling. *Botanic, Journal of the Linnean Society*, 104 129-147. p.
- BROWN D. H., BUCK G. W. (1985): The cellular location of metals in two bryophytes and a lichen. *Cryptogamie, Bryologie et Licheénologie*, 6 (3) 279-286. p.
- BROWN D. H., WELLS J. M. (1990): Physiological effects of heavy metals on on the moss *Rhytidiadelphus squarrosus*. *Journal of Bryology*, 14 367-374. p.
- BRUNS I., FRIESE K., MARKERT B., KRAUSS G.-J. (1997): The use of *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. as a bioindicator for heavy metals. 2. Heavy metal accumulation and physiological reaction of *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. in active biomonitoring in the River Elbe. *Science of The Total Environment*, 204 161-176. p.

- BRUNS I., FRIESE K., MARKERT B., KRAUSS G.-J. (1999): Heavy metal inducible compounds from *Fontinalis antipyretica* reacting with Ellman's reagent are not phytochelatins. *Science of The Total Environment*, 241 215-216. p.
- BUBLINEC E. (1990): Podna zložka. (Soils in Slovak). In: VLADOVIC V. (Szerk.) *Eko, manual for ecological investigations in forests*. In Slovak- Lesnicky vyskumny ústav, Zvolen, 50. p.
- CAMIZ S. (1994): A procedure for structuring vegetation tables. *Abstracta Botanica*, 18 (2) 57-70. p.
- CAMPBELL P. G. C., STOKES, P. M., GALLOWAY J. N. (1983): The effect of atmospheric deposition on the geochemical cycling and biological availability of metals. In: *Heavy Metals in the environment*. Heidelberg International Conference, CEC Consultants Edinburgh.
- CAO T., An L., WANG M., LOU Y., YU Y., WU J., ZHU Z., GLIME J (2008): Spatial and temporal changes of heavy metal concentrations in mosses and its indication to the environments in the past 40 years in the city of Shanghai, China. *Atmospheric Environment*, 42 (21) 5390-5402. p.
- CARIGNAN V., VILLARD M.-C. (2002): Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78 45–61. p.
- CENCI R. M. (2001): The use of aquatic moss (*Fontinalis antipyretica*) as monitor of contamination in standing and running waters: limits and advantages. *Journal of Limnology*, 60 (1) 53-61. p.
- CESA M., BIZZOTTO A., FERRARO C., FUMAGALLI F., NIMIS, P. L. (2006): Assessment of intermittent trace element pollution by moss bags. *Environmental Pollution*, 144 886-892. p.
- CHOVANEC A., VOGEL W. R., LORBEER G., HANUS-ILLNAR A., SEIF P. (1994): Chlorinated organic compounds, PAHs, and heavy metals in sediments and aquatic mosses of two upper Austrian rivers. *Chemosphere*, 29 2117-2133. p.
- CLAVERI B., MORHAIN E., MOUVET C. (1994): A methodology for assessment of accidental copper pollution using the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides*. *Chemosphere*, 28 (11) 2001-2010. p.
- CLYMO R. S. (1963): Ion exchange in *Sphagnum* and its relation to bog ecology. *Annales of Botany*, 27 309-324. p.
- COMEAU G., LEBLANC F. (1971): Influence de l' ozone et de l' anhydride sulfureux sur la regeneration des feuilles de *Funaria hygrometrica* Hedw. *Naturaliste Canadien.*, 98 347-358. p.
- CSEH E. (2002): The physiology of heavy metal toxicity in higher plants, In: M. N. V. PRASAD,

- K. STRZALKA (Szerk.): *Physiology and Biochemistry of Metal toxicity and tolerance in higher plants*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht-Netherlands, chapter 6: 1-37
- CSINTALAN ZS., MEENKS J. L. D., TUBA Z. (1993): Kadmium-és ólomkezelt *Tortula ruralis* ökofiziológiai válaszai. *Botanikai Közlemények*, 80 205-215. p.
- CSINTALAN ZS., TUBA Z. (1992): The effect of pollution on the physiological process in plants. In: KOVÁCS M. (Szerk.): *Biological indicators of environmental protection*. Budapest Akadémiai Kiadó. 169-191. p.
- DARLINGTON A. B., DAT J. F., DIXON M. A. (2001): The biofiltration of indoor air: air flux and temperature influences the removal of toluene, ethylbenzene, and xylene. *Environmental Science and Technology*, 35 240-246. p.
- DARÓCZY S., BOLYÓS A., DEZSŐ Z., PÁZSIT Á., NAGY J., NAGY M. (1988): Could mosses be used for the subsequent mapping of the Chernobyl fallout. *Naturwissenschaften*, 75 569-570. p.
- DAZY M., MASFARAUD J.-F., FÉRARD J.-F. (2009): Induction of oxidative stress biomarkers associated with heavy metal stress in *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Chemosphere*, 75 297-302. p.
- ELSTNER E. F., FINK R., HOLL W., LENGFELDER E., ZIEGLER H. (1989): Radioactivity in mushrooms, mosses and soil samples of defined biotops in SW Bavaria – two years after 'Chernobyl'. *Oecologia*, 80 (2) 173-177. p.
- FAUS-KESSLER T., DIETL C., TRITSCHLER J., PEICHL L. (2001): Correlation patterns of metals in the epiphytic moss *Hypnum cupressiforme* in Bavaria. *Atmospheric Environment*, 35 427-439. p.
- FERNÁNDEZ J. A., CARBALLEIRA A. (2000): Differences in the responses of native and transplanted mosses to atmospheric pollution: a possible role of selenium. *Environmental Pollution*, 110 73-78. p.
- FERNÁNDEZ J. A., CARBALLEIRA A. (2001): A comparison of indigenous mosses and topsoils for use in monitoring atmospheric heavy metal deposition in Galicia (northwest Spain). *Environmental Pollution*, 114 431-441. p.
- FERNÁNDEZ J. A., EDERRA A., NÚNEZ E., MARTÍNEZ-ABAIGAR J., INFANTE M., HERAS P., ELIAS M. J., MAZIMPAKA V., CARBALLEIRA A. (2002): Biomonitoring of metal deposition in northern Spain by moss analysis. *Science of The Total Environment*, 300 115-127. p.

- FERNÁNDEZ J. A., VÁZQUEZ M. D., LÓPEZ J., CARBALLEIRA A. (2006): Modelling the extra and intracellular uptake and discharge of heavy metals in *Fontinalis antipyretica* transplanted along a heavy metal and pH contamination gradient. *Environmental Pollution*, 139 21-31. p.
- FIGUERA R., RIBEIRO T. (2005): Transplants of aquatic mosses as biomonitors of metals released by mine effluent. *Environmental Pollution*, 136 293-301. p.
- FLOREK M., MANKOVSKÁ B., OSZLÁNYI J., FRONTASIEVA M. V., ERMAKOVA E., PAVLOV S. S. (2007): The Slovak heavy metals survey by means the bryophyte technique. *Ekológia (Bratislava)* 26 (1) 99-114. p.
- FOLKESON L. (1979): Interspecies calibration of heavy metal concentrations in nine mosses and lichens: Applicability to deposition measurements. *Water, Air and Soil Pollution*, 11 253-260. p.
- FOLKESON L. (1981): Heavy metal accumulation in the moss *Pleurozium schreberi* in the surroundings of two peat-fired power plants in Finland. *Annales Botanici Fennici*, 18 245-253. p.
- GALSOMIÉS L., AYRAULT S., CARROT F., DESCHAMPS C., LETROUIT-GALINOUE M. A. (2003): Interspecies calibration in mosses at regional scale-heavy metal and trace elements results from Ile-de-France. *Atmospheric Environment*, 37 241-251. p.
- GALSOMIÉS L., LETROUIT M. A., DESCHAMPS C., SAVANNE D., AVNAIM M. (1999): Atmospheric metal deposition in France: initial results on moss calibration from the 1996 biomonitoring. *Science of The Total Environment*, 232 39-47. p.
- GAPEEVA M. V., DOLOTOV A. V., CHEMERIS E. V. (2010): Prospects of Using Mosses (*Fontinalis antipyretica* Hedw. and *Pylaisia polyantha* Hedw. Bruch et al.) as Indicators of Environmental Contamination with Heavy Metals. *Russian Journal of Ecology*, 41 (1) 28-31. p.
- GERDOL R., BRAGAZZA L., MARCHESINI R. (2002): Element concentration in the forest moss *Hylocomium splendens*: variation associated with altitude, net primary production and soil chemistry. *Environmental Pollution*, 116 129-135. p.
- GERDOL R., BRAGAZZA L., MARCHESINI R., ALBER R., BONETTI L., LORENZONI G., ACHILLI M., BUFFONI A., DE MARCO N., FRANCHI M., PISON S., GIAQUINTA S., PALMIERI F., SPEZZANO P. (2000): Monitoring of heavy metal deposition in Northern Italy by moss analysis. *Environmental Pollution*, 108 201-208. p.



- GJENGEDAL E., STEINNES E., (1990): Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 14 77-87. p.
- GLIME J. M., VITT D. H. (1984): The physiological adaptations of aquatic Musci. *Lindbergia*, 10 41-52. p.
- GOODMAN G. T., ROBERTS T. M. (1971): Plants and soils as indicators of metals in the air. *Nature*, 231 287-292. p.
- GREGER, M. (1989): Cadmium effects on carbohydrate metabolism in sugar beet (*Beta vulgaris*). Doctoral Dissertation. Univ. of Stockholm, Sweden.
- GRODZINSKA K., FRONTASYEVA M., SZAREK-LUKASEWSKA G., KLICH M., KUCHARSKA-FABIS A., GUNDORINA S. F., OSTROVNAYA T. M. (2003): Trace element contamination in industrial regions of Poland studied by moss monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, 87 255-270. p.
- GRODZINSKA K., SZAREK-LUKASZEWSKA G. (2001): Response of mosses to the heavy metal deposition in Poland – an overview. *Environmental Pollution*, 114 443-451. p.
- GRODZINSKA K., SZAREK-LUKASZEWSKA G., FRONTASYEVA M., PAVLOV S. S., GUDORINA S. F. (2005): Multielement concentration in mosses in the forest influenced by industrial emissions Niepolomice forest, S Poland at the end of the 20th. Century. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14 (2) 165-172. p.
- GUILLETTE O., DE BRABANT B., GASIA M. C. (1990): Use of mosses and lichens for the evaluation of the radioactive fallout, deposits and flows under forest-cover. *Mem. Soc. Roy. Belg.*, 12 89-99. p.
- HAKALA K, SEWÓN P. (1992): Reserve lipid accumulation and translocation of <sup>14</sup>C in the photosynthetically active and senescent parts of *Dicranum elongatum*. *Physiology Plantarum*, 85 11-119. p.
- HALLERAKER J. H., REIMANN C., CARITAT DE P., FINNE T. E., KASHULINA G., NISKAAVAARA H., BAOGATYREV J. (1998): Reliability of moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as a bioindicator of atmospheric chemistry in the Barents region: Interspecies and field duplicate variability. *Science of The Total Environment*, 218 123-139. p.
- HARMES H., ILYN I., MILLS G., ABOAL J.R., ALBER R. BLUM O., COSKUN M., ZECHMEISTER H.G. (2012): Country-specific correlations across Europe between modelled atmospheric cadmium and lead deposition and concentrations in mosses. *Environmental Pollution*, 166 1-9. p.

- HERPIN U., BERLEKAMP, J., MARKERT B., WOLTERBEEK B., GRODZINSKA K., SIEWERS U., LIETH H., WECKERT V. (1996): The distribution of heavy metals in a transect of the three states the Netherlands, Germany and Poland, determined with the aid of moss monitoring. *Science of The Total Environment*, 187 185-198. p.
- HERPIN U., MARKERT B., WECHERT V., BERLEKAMP J., FRIESE K., SIEWERS U., LIETH H., (1997): Retrospective analysis of heavy metal concentrations at selected locations in the Federal Republic of Germany using moss material from a herbarium. *Science of The Total Environment*, 205 (1) 1-12. p.
- HOLT E. A., MILLER S. W. (2011): Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge*, 2 (2) 8. p.
- HORVÁTH G., DROPPA M., HORVÁTH L. I., SZALONTAI B. (1995): Effects of heavy metal induced stress on the photosynthetic membrane characteristics. *Acta Phytopathology Et Entomol. Hung.*, 30 127-129. p.
- HUTTON M., (1982): Cadmium in the European community: a prospective assessment of sources, human exposure and environmental impact. *MARC Report* 26-99. p.
- INNES J. L., (1995): Influence of air pollution on the foliar nutrition of conifers in Great Britain. *Environmental Pollution*, 88 183-192. p.
- JÁRUP L. (2002): Cadmium overload and toxicity. *Nephrol. Dialysis Transplant*. 17 (2) 35-39. p.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. (1984): Trace Elements in Soils and Plants, CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 315 p.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., (1993): Biochemistry of trace elements. PWN Warszawa (in Polish), Boca Raton, FL: CRC Press.
- KNULST J. C., WESTLING O. H., BRORSTROM-LUNDÉN E. (1995): Airborne organic micropollutant concentrations in mosses and humus as indicators for local versus long-range sources. *Monitoring and Assesment*, 36 75-91. p.
- KOVÁCS M. (1986a): A környezetterhelés biológiai indikátorai. In: KOVÁCS M., PODANI J., TUBA Z., TURCSÁNYI G. (Szerk.): *A környezetszennyezést jelző és mérő élőlények*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 7-15. p.
- KOVÁCS M. (1986b): A vizek terhelésének biológiai indikátorai. In: KOVÁCS M., PODANI J., TUBA Z., TURCSÁNYI G. (Szerk.): *A környezetszennyezést jelző és mérő élőlények*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 99-111. p.

- KUIK P., WOLTERBEEK H. Th. (1995): Factor analysis of atmospheric trace-element deposition data in the Netherlands obtained by moss monitoring. *Water, Air and Soil Pollution*, 84 323-346. p.
- LEE J., JONSHON-GREEN P., LEE E. J. (2002): Chemical Analysis of Transplanted Aquatic Mosses and Aquatic Environment during a Fish Kill on the Chungnang River, Seoul, Korea. *Korean Journal of Biological Sciences*, 6 215 -219. p.
- LEE N. W. (1972): Lead pollution from a factory manufacturing anti-knock compounds. *Nature*, 238 165-166. p.
- LEE. J. A., CAPORN S. J. M., CARROLL J., FOOT J. P., JOHNSON D., L. POTTER L., TAYLOR A. F. S. (1998): Effects of ozone and atmospheric nitrogen deposition on bryophytes. In: KRANNER I., BECKETT R. P., VARMA A. K. (Szerk.) *Bryology for the Twenty-first Century*, 331-338. p.
- LEBLANC F., ROBITAILLE G., RAO G. N. (1974): Biological response of lichens and bryophytes to environmental pollution in the Murdockville copper mine area, Quebec. *J. Hattori Bot. Lab.*, 38 405-433. p.
- LITTLE P. (1973): A study of heavy metal contamination of leaf surfaces. *Environmental Pollution*, 5 159-172. p.
- LOPEZ J., RETUERTO R., CARBALLERIA A. (1997): D665/D665a index vs. frequencies as indicators of bryophyte response to physicochemical gradients. *Ecology*, 78 (1) 261-271. p.
- LOPPI S., CHITI F., CORSINI A., BERNARDI L. (1994): Lichen biomonitoring of trace metals in the Pistoia area (Central Northern Italy). *Environ Monitoring and Assessment*, 29, 17-27. p.
- MALINOWSKI E. R., HOWERY D. G. (1980): Factor Analysis in Chemistry. John Wiley, New York, 251. p.
- MARKERT B. (1991): Inorganic chemical investigations in the Forest Biosphere Reserve near Kalinin, USSR. *Vegetatio*, 95 127-135. p.
- MARKERT B. (1992): Presence and significance of naturally occurring chemical elements of the periodic system in the plant organism and consequence for future investigations on inorganic environmental chemistry in ecosystems. *Vegetatio*, 103 1-30. p.
- MARKERT B., HERPIN U., BERLEKAMP J., OEHLMANN J., GRODINSKA K., MANKOVSKA B., SUCHARA I., SIEWERS U., WECKERT V., LIETH H. (1996): A comparison of heavy metal deposition in selected Eastern European countries using the moss monitoring method, with special emphasis on the 'Black Triangle'. *Science of The Total Environment*, 193 85-100. p.

- MARKERT B., WECKERT V. (1993): Time-and-site integrated long-term biomonitoring of chemical elements by means of mosses. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 40 43-56. p.
- MARSCHALL M., MÉSZÁROS I. (1994): Some data to the applicability of bryophytes as bioindicators. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 5 245-254. p.
- MARSCHALL Z., PÉLI E. R., CSEH R. (1998): Investigation of the photosynthetic properties of *Hypnum cupressiforme* moss types adapted to different stress factors. In: GARAB G. (Szerk.) *Photosynthesis: Mechanism and Effects*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. Vol. V. 4085-4088. p.
- MARTÍNEZ C. A., GARCÍA-RODEJA E., PONTEVEDRA P. X., NÓVOA M. J. C., WEISS D., CHEBURKIN A. (2002): Atmospheric Pb deposition in Spain during the last 4600 years recorded by two ombrotrophic peat bogs and implications for the use of peat as archive. *Science of The Total Environment*, 292 33-44. p.
- MARTÍNEZ C. A., PONTEVEDRA P. X., NÓVOA M. J. C., GARCÍA-RODEJA E. (1997): For thousand years of atmospheric Pb, Cd and Zn deposition recorded by the ombrotrophic peat bog of Penido Vello (Northwestern Spain). *Water, Air and Soil Pollution*, 100 387-403. p.
- MARTINS R. J. E., BOAVENTURA R. A. R. (2002): Uptake and release of zinc by aquatic bryophytes (*Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw.). *Water Research*, 36 5005-5012. p.
- MEENKS J. L. D., TUBA Z. (1992): Bryophytes. In: KOVÁCS M. (Szerk.): *Biological indicators in environmental protection*, Akadémiai Kiadó, Budapest 65-75. p.
- MEENKS J. L. D., TUBA Z., CSINTALAN ZS. (1991): Eco-physiological responses of *Tortula ruralis* upon transplantation around a power plant in West Hungary *Journal of the Hattori Botanical Laboratory*, 69 21-35. p.
- MERSCH J., MORHAIN E., MOUVET C. (1993): Laboratory accumulation and depuration of copper and cadmium in the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* and the aquatic moss *Rhynchostegium ripaioides*. *Chemosphere*, 27 (8) 1475-1485. p.
- MERSCH J., PIHAN J. C. (1993): Simultaneous assesment of environmental impact on condition and trace metal availability in zebra mussels *Dreissena polymorpha* transplanted into the Wiltz River, Luxembourg. comparison whit the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 25 353-364. p.

- MERSCH J., REICHARD M. (1998): In situ investigation of trace element availability in industrial effluents using transplanted aquatic mosses. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 34 336-342. p.
- MIGASZEWSKI Z. M., GALUSZKA A., DOLEGOWSKA S., CROCK JAMES G., LAMOTHE P. J. (2010): Mercury in mosses *Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G. and *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. from Poland and Alaska: Understanding the origin of pollution sources. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73 (6) 1345-1351.p.
- MOUVET C., CLAVERI B. (1999): Localization of copper accumulated in *Rhynchostegium riparioides* using sequential chemical extraction. *Aquatic Botany*, 63 1-10. p.
- MOUVET C., CORDEBAR P., GALLISOT B. (1986): Evaluation de rejets de micropolluants minéraux (métaux lourds) et organiques (organochlorés) par dosages dans les mousses aquatiques. *XIX Journées de l'Hydraulique*, Paris.
- MOUVET C., GALOUX M., BERNES A. (1985): Monitoring of polychlorinated biphenyls (PCBs) and hexachlorocyclohexanes (HCHs) in freshwater using the aquatic moss *Cinclidotus danubicus*. *Science of The Total Environment*, 44 253-267. p.
- NIEBOER E, RICHARDSON D. H. S. (1980): The replacement of the nondescript term „heavy metals” by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environmental Pollution*, 1 3-26. p.
- NIMIS P. L., FUMAGALLI F., BIZZOTTO A., CODOGNO M., SKERT N. (2002): Bryophytes as indicators of trace metals pollution in the River Brenta (NE Italy). *Science of The Total Environment*, 286 233-242. p.
- OLAJIRE A. ABASS (1998): A survey of heavy metal deposition in Nigeria using the moss monitoring method. *Environment International*, 24 (8) 951-958. p.
- ORBÁN S. (1999): Általános Briológia. EKTF Líceum Kiadó. Eger
- ÖTVÖS E., PÁZMÁNDI T., TUBA Z. (2003): First national survey of atmospheric heavy metal deposition in Hungary by analysing of mosses. *Science of The Total Environment*, 309 151-160. p.
- PAUKERT J. (1980): A közlekedés légköri kadmiumszennyezésének mérése. *MIKÖV* 275 (24) 1-3.
- PÓCS T., SIMON T., TUBA Z., PODANI J. (1987): Proceedings of the IAB Conference of Bryoecology. Part A and B. Akadémiai Kiadó, Budapest, 435-437.
- POTTER L., FOOT J. P., CAPORN S. J. M., LEE J. A. (1996): Response of four *Sphagnum* species to acute ozone fumigation. *Journal of Bryology*, 19 19-32. p.

- PROCTOR M. C. F. (1981): Physiological ecology of bryophytes. *Advances in Bryology*, 1 79-166. p.
- RAO D. (1982): Responses of Bryophytes to air pollution. In: SMITH A. J. E (Szerk.). *Bryophytae Ecology* Chapman and Hall, London-New York. 445-471. p.
- RAO D. N., ROBITAILLE G., LE BLANC F. (1977): Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory*, 42 213-239. p.
- RASMUSSEN L. (1977): Epiphytic bryophytes as indicators of the changes in the background levels of airborne metals from 1951-75. *Environmental Pollution*, 14 37-45. p.
- REIMANN C., NISKAVAARA H., KASHULINA G., FILZMOSE P., BOYD R., VOLDEN T., TOMILINA O., BOGATYREV I. (2001): Critical remarks on the use of terrestrial moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for monitoring of airborne pollution. *Environmental Pollution*, 113 41-57. p.
- RIGET F., ASMUND G., AASTRUP P. (2000): The use of lichen (*Cetraria nivalis*) and moss (*Racomitrium lanuginosum*) as monitors for atmospheric deposition in Greenland. *Science of The Total Environment*, 245 (1-3), 137-148. p.
- ROBERTS T. M. (1972): The spread and accumulation in the environment of toxic non-ferrous metals from urban and industrial sources. Ph.D. Thesis. Univ. Wales.
- ROLOFF VON A. (1989): Pflanzen als Bioindikatoren für Umweltbelastungen. II. Moosen und Flechten. *Forscharchiv*., 60 227-232. p.
- ROY S., SEN C. K., HÄNNINEN O. (1996): Monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons using 'moss bags': bioaccumulation and responses of antioxidant enzymes in *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Chemosphere*, 32 2305-2315. p.
- RÜHLING A., (Szerk.) (1994): Atmospheric heavy metal deposition in Europe - estimations based on moss analyses. *NORD 1994*, 9 (Nordic Council of Ministers, Copenhagen)
- RÜHLING A. (2002): A European survey of atmospheric heavy metal deposition in 2000-2001. *Environmental Pollution*, 120 23-25. p.
- RÜHLING A., BRUMELIS G., GOLTSOVA N., KVIETKUS K., KUBIN E., LIIV S., MAGNUSSON S., MÄKINEN A., PILEGAARD K., RASMUSSEN L., SANDER E., STEINNES E. (1992): Atmospheric heavy metal deposition in northern Europe 1990. *Nord*, 12 (Nordic Council of Ministers, Copenhagen)
- RÜHLING A., RASMUSSEN L., PILEGAARD K., MÄKINEN A., STEINNES E. (1987): Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 - monitored by moss analyses. *Nord*, 21 1-44. p. (Nordic Council of Ministers, Copenhagen)

- RÜHLING A., STEINNES E. (Szerk.) (1998): Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-1996. *Nord*, 15 (Nordic Council of Ministers, Copenhagen)
- RÜHLING A., STEINNES E., BERG T. (1996): Atmospheric heavy metal deposition in northern Europe 1995. *Nord*, 12 (Nordic Council of Ministers, Copenhagen)
- RÜHLING A., TYLER G. (1968): An ecological approach to the lead problem. *Botaniska notiser*, 121 321-342. p.
- RÜHLING A., TYLER G. (1969): Ecology of heavy metals- a regional and historical study. *Botaniska notiser*, 122 248-259. p.
- RÜHLING A., TYLER G. (1970): Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. Et Sch. *Oikos*, 21 92-97. p.
- RÜHLING A., TYLER G. (1971): Regional difference in the deposition of heavy metals over Scandinavia. *Journal of Applied. Ecology*, 8 497-507. p.
- RÜHLING A., TYLER G. (1973): Heavy metal deposition in Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollution*, 2 445-455. p.
- RÜHLING A., TYLER G. (1984): Recent changes in the deposition of heavy metals in northern Europe. *Water, Air and Soil Pollution*, 22 173-180. p.
- SAMECKA-CYMERMAN A., KEMPERS A. J. (1999): Background concentrations of heavy metals in aquatic bryophytes used for biomonitoring in basaltic areas (a case study from central France). *Environmental geology*, 39 117-122. p.
- SAMECKA-CYMERMAN A., KOLON A., KEMPERS A. J. (2005): A comparison of native and transplanted *Fontinalis antipyretica* Hedw. as biomonitors of water polluted with heavy metals. *Science of The Total Environment*, 341 97-107. p.
- SAMECKA-CYMERMAN A., KOLON K., KEMPER, A. J. (2002): Heavy metals in Aquatic bryophytes from the Ore mountains (Germany). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 52 203-210. p.
- SANITÁ DI TOPPI L., GREMIGNI B., PAWLIK-SKOWRONSKA B., PRASAD M. N. V., COBBETT C. S. (2003): Response to heavy metals in plants: A molecular approach. In: SANITÁ DI TOPPI L., SKOWRONSKA P. (Szerk.) *Abiotic Stress in Plants*. Kluwer Academic Publisher, Chapter 6, 133-156 p.
- SAWIDIS T., HEINRICH G., CHETTRI M. K. (1999): Cs-137 monitoring using mosses from Macedonia, N. Greece. *Water, Air and Soil Pollution*, 110 171-179. p.
- SCHAUG J., RAMAEK J. P., STEINNES E., HENRY R. C. (1990): Multivariate analysis of trace element data from moss samples used to monitor atmospheric deposition.

- SCHILLING J. S., LEHMAN M. E. (2002): Bioindication of atmospheric heavy metal deposition in the Southeastern US using the moss *Thuidium delicatulum*. *Atmospheric Environment*, 36 1611–1618. p.
- SCHREIBER U., BILGER W. (1993): Progress in chlorophyll fluorescence research: major developments during the past years in retrospect. *Progressin Bototany*, 54 151-173. p.
- SCHRIMPF E. (1984): Air pollution patterns in two cities of Colombia, S. A. According to trace substances content of an epiphyte (*Tillandsia recurvata* L.). *Water Air and Soil Pollution*, 21 279-315. p.
- SCHUBERT R. (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. – Stuttgart, Gustav Fischer Verlag.
- SENGAR R.S., PANDEY M. (1996): Inhibition of chlorophyll biosynthesis by lead in greening *Pisum sativum* leaf segments. *Biologia Plantarium*, 38 459-62. p.
- SHACKLETTE H. T. (1965): Element content of bryophytes. *U.S. Geol. Survey. Bull.*, 1198-D1-21. p.
- SHAW A. J. (1995): Genetic biogeography of the rare “copper moss”, *Scopelophila cataractae* (Pottiaceae). *Plant Systematics and Evolution*, 197 43-58. p.
- SHIMWELL D. W., LAURIE A. E. (1972): Lead and zinc contamination of vegetation in the southern Pennines. *Environmental Pollution*, 3 291-301. p.
- SHOLT BOLT L., BÜKER P., ASHMORE M. R. (2007): Reconstructing temporal trends in heavy metal deposition: Assessing the value of herbarium moss samples. *Environmental Pollution*, 147 120-130. p.
- SIEBERT A., BRUNS I., KRAUSS G. J., MIERSCH J., MARKERT B. (1996): The use of aquatic moss *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. as bioindicator for heavy metals, 1. Fundamental investigation into heavy metals accumulation in *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. *Science of The Total Environment*, 177 137-144. p.
- SINGH A. (1996): Tutorial, outliers and robust procedures in some chemometric applications. *Chem. Intell. Lab. Sys.*, 33 75–100. p.
- SKAAR H., OPHUS E., GULLVAAG N. M. (1973): Lead accumulation within nuclei of moss leaf cells. *Nature*, 241 215-216. p.
- SMIRNOFF N. (1993): The role of active oxigen in the reponse of plants to water deficit and desiccation. *New Phytologist*, 125 27-58. p.
- STANIMIROVA I., DASZYKOWSKI M., WALCZAK B. (2007): Dealing with missing values and outliers in principal component analysis. *Talanta*, 72 172–178. p.



- STEINNES E. (1995): A critical evaluation of the use of naturally growing moss to monitor the deposition of atmospheric metals. *Science of The Total Environment* 160/161 243-249. p.
- STEINNES E., HENRIKSEN A. (1993): Metals in small Norwegian lakes: relation to atmospheric deposition of pollutants. *Water, Air and Soil Pollution*, 71 167-174. p.
- STEINNES E., NJASTAD O. (1993): Use of mosses and lichens for regional mapping of Cs-137 fallout from the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 21 65-73. p.
- SUCHARA I., FLOREK M., GODZIK B., MAŃKOVSKÁ B., RABNECZ GY., SUCHAROVÁ J., TUBA Z., KAPUSTA P. (2007): Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. Part 1: Eight toxic metals. – Expert group of bio-monitoring the atmospheric deposition loads in the Visegrad countries, Průhonice, KLEMO Zvolen, 127. p.
- SUCHAROVÁ J., SUCHARA I. (1998): Atmospheric deposition levels of chosen elements in the Czech Republic determined in the framework of the international Bryomonitoring Program 1995. *Science of The Total Environment*, 223 37-52. p.
- SUCHAROVÁ J., SUCHARA I. (2004): Bio-monitoring the atmospheric deposition of elements in the Czech Republic. Results of of the international bio-monitoring programme UNECE-ICP-Vegetation 2000. Part I.: Elements required for the bio-monitoring programme. *Acta Pruhoniciana*, 77 1-135. p.
- SVENSSON G. K., LEDEN K. (1965): The quantitative accumulation of  $^{95}\text{Zr}$  +  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{140}\text{Ba}$  +  $^{140}\text{La}$  in carpets of forest moss. A field study. *Health Physics*, 11 1033-1042. p.
- SZAREK G., CHRZANOWSKA E. (1991): The total sulfur content in the mosses of Polish National Parks - changes within the last 10 years. *Acta Societatis. Botanicorum. Poloniae*, 60 (1-2) 101-110. p.
- TAKÁCS Z., TUBA Z., SMIRNOFF N. (2001): Exaggeration of desiccation stress by heavy metal pollution in *Tortula ruralis*: a pilot study. *Plant Growth Regulation*, 35 157-160. p.
- TAODA H. (1972): Mapping of atmospheric pollution in Tokyo based upon epiphytic bryophytes. *Japanese Journal of Ecology*, 22 125-133. p.
- TARDY Y. (1997): Petrology of Laterites and Tropical soils. Taylor & Francis, 419. p. ISBN 978-9054-106784.
- THÖNI L., YURUKOVA L., BERGAMINI A., ILYIN I., MATTHAEI D. (2011): Temporal trends and spatial patterns of heavy metal concentrations in mosses in Bulgaria and Switzerland: 1990–2005. *Atmospheric Environment*, 45 (11) 1899-1912. p.

- TUBA Z. (1986): A mohák bioindikációs szerepe (Bioindicator role of bryophytes). In: KOVÁCS M., PODANI J., TUBA Z., TURCSÁNYI G. (Szerk.) *A környezetszennyezést jelző és mérő élőlények* Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 99-111. p.
- TUBA Z. (1987): Light, temperature and desiccation responses of CO<sub>2</sub>-exchange ratio in desiccation tolerant moss, *Tortula ruralis*. In: PÓCS T., SIMON T., TUBA Z., PODANI J. (Szerk.) *Proceedings of the IAB Conference of Bryoecology*. Symp. Biol. Hung. Vol. 35., Part A., Akadémiai Kiadó, Budapest, 137-150. p.
- TUBA Z., CSINTALAN ZS. (1992): Introduction of cryptogamic ecophysiological monitoring system in Hungary for indication of air pollution and other environmental effects. In: SCHLEICHER K. (Szerk.) *Pollution Knows No Frontiers: Priorities for Pan European Cooperation*. Paragon House, New York, 199-211. p.
- TUBA Z., CSINTALAN ZS. (1993a): The use of moss cushion transplatation technique for bioindication of heavy metal pollution. In: MARKERT B. (Szerk.) *Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. VCH Publisher, Inc. Weinheim, New York. 403-411. p.
- TUBA Z., CSINTALAN ZS. (1993b): The use of moss cushion transplantation technique for bioindication of heavy metal pollution of terrestrial environment. In: MARKERT B. (Szerk.) *Plants as biomonitors for heavy metal pollution of terrestrial environment* VHC - Publisher Inc., Weinheim - New York, 329-342. p.
- TUBA Z., CSINTALAN ZS. (1993c): Bioindication of road motor traffic caused heavy metal pollution by lichen transplants. In: MARKERT B. (Szerk.) *Plants as biomonitors for heavy metal pollution of terrestrial environment* VHC - Publisher Inc., Weinheim - New York, 206-215. p.
- TUBA Z., CSINTALAN ZS., NAGY Z., SZENTE K., TAKÁCS Z. (1994): Sampling of terricolous lichen and moss species for trace element analysis with special reference to bioindication of air pollution. In: MARKERT B. (Szerk.) *Sampling of environmental materials for trace analysis* VHC Publisher, Weinheim, New York, Tokyo, 415-434. p.
- TUBA Z., CSINTALAN ZS., SZENTE K., NAGY Z., LICHTENTHALER H. K. L., MARÓTI I., GRACE J., PROCTOR M. C. F., SMIRNOFF N., MASAROVICOVA E., LAITAT E., TAKÁCS Z., KEMÉNY G., BADACSONYI A., PÓCS T., FEKETE G. (1995): Desiccation and revival of desiccation tolerant plants at present and elevated CO<sub>2</sub>. *Bull. of Univ. of Agr. Sci. of Gödöllő (75th Anniversary Edition)*, 2 83-91. p.

- TYLER G. (1990): Bryophytes and heavy metals: a literatur review. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 104 231-253. p.
- TYLER G. (2005): Changes in the concetrations of major, minor and rare-earth elements during leaf senescence and decomposition in a *Fagus sylvatica* forest. *Forest Ecological Management*, 206 167-177. p.
- VAN ASCHE F., CLIJSTER H. (1986): Inhibition of photosynthesis in *Phaseolus vulgaris* by treatment with toxic concentration of zinc: effects on ribulose-1,5 biphosphate carboxilase/oxigenase. *Journal of Plant Physiology*, 125 355-360. p.
- VAZQUEZ M. D., FERNÁNDEZ J. A., LÓPEZ J., CARBALLEIRA A. (2000): Effects of water acidity and metal concentration on accumulation and within-plant distribution of metals in the aquatic bryophyte fontinalis antipyretica *Water, Air and Soil Pollution*, 120 (1-2) 1-20. p.
- VAZQUEZ M. D., WAPPELHORST O., MARKERT B. (2004): Determination of 28 elements in aquatic moss *Fontinalis antipyretica* Hedw. and water from the upper reaches of the river Nysa (Cz., D.), by ICP-MS, ICP-OES and AAS. *Water, Air and Soil Pollution*, 152 153-172. p.
- VIRÁGH K. (1986): The effect of herbicides on vegetation dynamics: a multivariate study. *Abstr. Bot. Hung.*, 10 317-340. p.
- VISKARI E. L. (2000): Epicuticular wax of Norway spruce needles as indicator of traffic pollutant deposition. *Water, Air and Soil Pollution*, 121 327-337. p.
- WALLACE A., WALLACE G. A., CHA J. W. (1992): Some modifications in trace metal toxicities and deficiencies in plants resulting from interactions with other elements and chelating agents - the special case of iron. *Journal of Plant Nutrition*, 15 1589-1598. p.
- WEGENER J. W. M., VAN SCHAIK M. J. M., AIKING H. (1992): Active biomonitoring of PAHs by means of mosses. *Environmental Pollution*, 76 15-18. p.
- WEHR J. D., WHITTON B. A. (1983): Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 3: Seasonal changes. *Hydrobiology*, 100 285-291. p.
- WEISS D., SHOTYK W., KRAMERS J. D., GLOOR M. (1999): Sphagnum moss as archives of recent and past atmospheric Pb deposition in Switzerland: isotopic composition and source assessment. *Atmospheric Environment*, 33 3751-3763. p.
- WINNER W. E., KOCH G. W. (1982): Water relations and SO<sub>2</sub> resistance of Mosses *Journal of the Hattori Botanical Laboratory*, 52 431-440. p.

- WOLD S., ESBENSEN K., GELADI P. (1987): Principal component analysis. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 2 37-52. p.
- WOLTERBEEK H. TH. (2002): Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environmental Pollution*, 120 11-21. p.
- WOLTERBEEK H. TH., KUIK P., VERBURG T. O., HERRPIN U., MARKERT B., THÖNI L. (1995): Moss interspecies comparisons in trace element concentrations. *Monitoring and assessment*, 35 263-286. p.
- ZECHMEISTER H. G., GRODZINSKA K., SZAREK-LUKOSZEWSKA G. (2003): Bryophytes. In: MARKERT B. A., BREURE A. M., ZECHMEISTER H. G. (Szerk.) *Bioindicators and Biomonitors, Principles, Concepts and Applications*. Elsevier 329-377. p.
- ZENK M. H. (1996): Heavy metal detoxification in higher plants- A review. *Gene*, 179 21-30. p.
- YOSHIMURA E., SATO N., NISHIZAWA, N. K., SATAKE K., MORI S., (2000): Accumulation of metals in the cell walls of the liverwort *Scapania undulate*. *Journal of Environmental Science and Health A*. A35 (6) 837-847. p.

## 1. melléklet

Magmás és üledékes kőzetek fémtartalma ( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$  sz. a.) KABATA-PENDIAS és PENDIAS (1984) nyomán.

Ultrabázikus kőzetek: dőnit, periodit, piroxenit.

Bázikus kőzetek: bazalt, gabbró.

Átmeneti vulkanikus kőzetek: andezit, szienit, diorit.

Savanyú mélységi kőzetek: gránit, gneisz.

Savanyú kiömlési kőzetek: riolit, dacit, trachit.

		Cu	Co	Cd	Ni	Pb	Zn
magma	ultrabázikus kőzetek	10-40	100-200	0,03-0,05	1400-2000	0,1-1,0	40-60
	bázikus kőzetek	60-120	35-40	0,13-0,22	130-160	3-8	80-120
	átmeneti vulkanikus kőzetek	15-80	1-10	0,13	5-55	12-15	40-100
	savanyú mélységi kőzetek	10-30	1-7	0,09-0,20	5-15	15-24	40-60
	savanyú kiömlési kőzetek	5-20	15	0,05-0,2	20	10-20	40-100
üledékes	palák	40	11-20	0,22-0,33	50-70	18-25	80-120
	homokkövek	5-30	0,3-10	0,05	5,0-20	10-50	15-30
	mészkövek és dolomitok	2-10	0,1-30	0,035	7,0-20	3-10	10-25

## 2. melléklet

2007-2008 időszakban MOL NyRt. Százhalombatta Dunai Finomító által alkalmazott szennyvízminőség vizsgálati paraméterek. Az itt közölt paraméterek a fontosabb és rendszeresen vizsgáltakat tartalmazzák. Forrás: MOL NyRt.

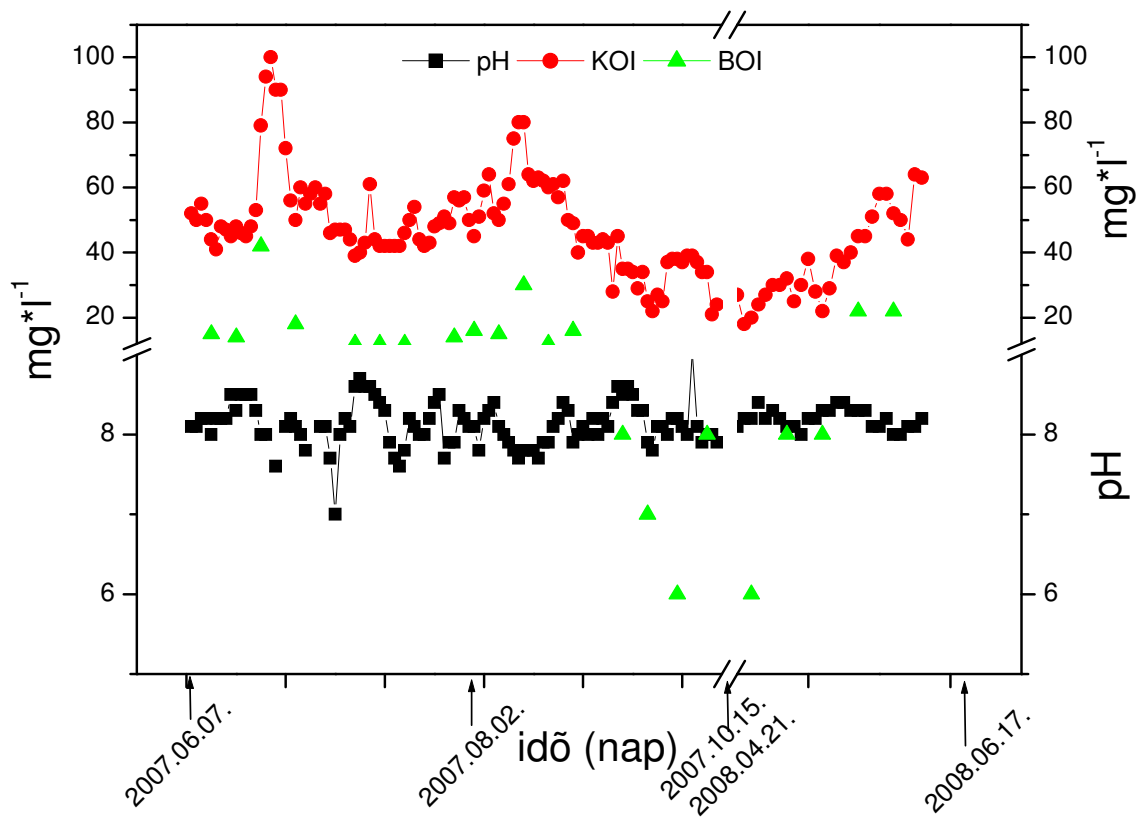
Forrás: a: 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről /3. sz. melléklet; b: <http://tankonyvtar.hu/konyvek/kornyezettechnika-3-2-1-081029-3>.

Vizsgálatok	Módszer	Határérték (MOL) ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )	Határérték <sup>a,b</sup> ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )
Olajindex [ $\text{mg}/\text{l}$ ] heti kétszer	MSZ EN ISO 9377:2001	3	0,05 <sup>a</sup>
BOI <sup>1</sup> ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )		25	3-10 <sup>b</sup>
KOI <sup>2</sup> ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )	ISO 15705	80	15-30 <sup>b</sup>
Fenol ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )	MSZ EN ISO 14402:2000	0,15	0,0003 <sup>a</sup>
Foszfor ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )		1,5	0,2 <sup>a</sup>
Szulfid ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )	APHA 4500-S:1995	0,6	0,2 <sup>a</sup>
pH	MSZ 260/4:1971	6-9,5	9,0-6,5 <sup>a</sup>

<sup>1</sup> Biológiai Oxigén Igény (Az az oxigénigény mennyiség, ami vízben lévő szerves anyagok mikroorganizmusokkal való lebontásához szükséges 20°C-on).

<sup>2</sup> Kémiai Oxigén Igény (vízben lévő szerves anyag mennyiségéről ad kvantitatív adatot).

## 3. melléklet

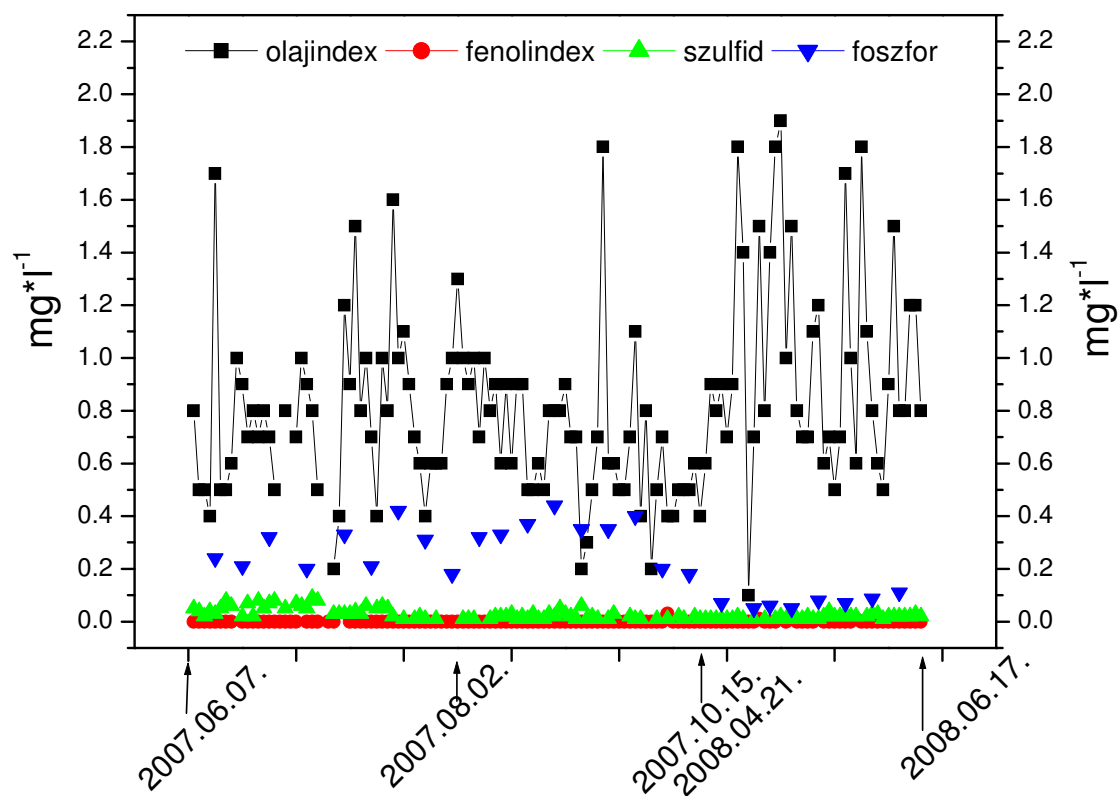


A 2007-2008 időszakban MOL NyRt. Százhalombatta Dunai Finomító által alkalmazott szennyvízminőség vizsgálati paraméterek. pH; KOI, BOI, ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ). Rövidítések ld. 2. melléklet.

Forrás: MOL NyRt.

Mintakihelyezés és begyűjtési időpontok lásd. Anyag és módszer.

## 4. melléklet



A 2007-2008 időszakban MOL NyRt. Százhalombatta Dunai Finomító által alkalmazott szennyvízminőség vizsgálati paraméterek. Olajindex, fenolindex, szulfid-tartalom, foszfor-tartalom ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ).

Forrás: MOL NyRt.

Mintakihelyezés és begyűjtési időpontok lásd. Anyag és módszer.

## 5. melléklet

A 2007-2008 időszakban vízi bioindikációra használt pontok koordinátái.

W1 : Dunai Finomító szennyvízkifolyója,

W2-7 : vízi vizsgálati pont a Dunán,

\*: Csak az 2008 április-júniusi időszakban a Százhalombattai Hőerőmű melegvizes kifolyója felett elhelyezett pont.

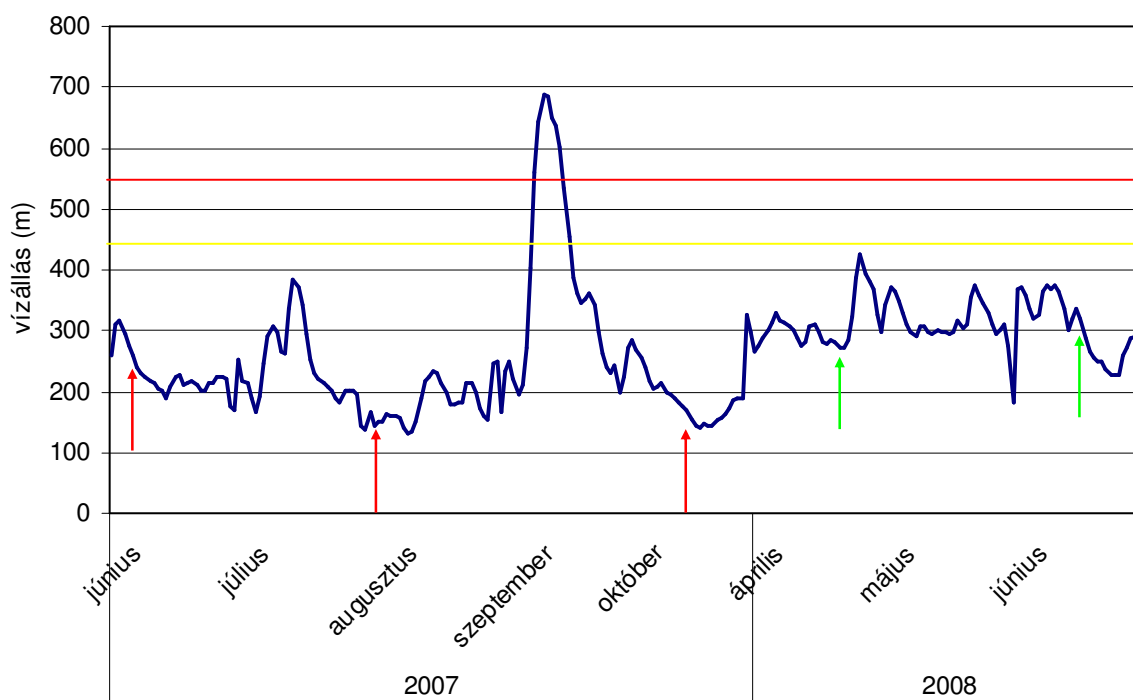
KG: gödöllői kontroll

KM: mátrai kontroll.

	koordináta
<b>W1</b>	N:47°17,831';E:018°54,962'
<b>W2</b>	N:47°17,654';E:018°55,009'
<b>W3</b>	N:47°17,057';E:018°54,774'
<b>W4</b>	N:47°16,953';E:018°54,826'
<b>W5</b>	N:47°16,805';E:018°54,874'
<b>W6</b>	N:47°19,144';E:018°56,061'
<b>W7*</b>	N: 47°19,251';E:018°56,153'
<b>K G</b>	N:47°35,623';E:019°21,978'
<b>K M</b>	N:47°54,407';E:019°48,805'



## 6. melléklet



A 2007-2008 időszakban a Duna vízállása Budapestenél mérve: sötétkék színnel (méter).

Piros nyilak: 2007 évi minta kihelyezés és bevétel

Zöld nyilak: 2008 évi minta kihelyezés és bevétel

Sárga vonal I. fokú árvízvédelmi készültség

Piros vonal: III. fokú árvízvédelmi készültség

([www.hydroinfo.hu](http://www.hydroinfo.hu))

## 7. melléklet

Tanzánia 1986-1991 időszak között begyűjtött moha minták, gyűjtési hely és faj szerinti eloszlása. Fajnevek gyűjtő javaslata , ill. <http://www.theplantist.org/tpl/tro-35172003> szerint.

idő	faj	mintavételi hely	Mintavétel ideje	mintavételi helyek száma
<b>1986</b>	Hypnum cupressiforme Hedw.	Meru-hegy	1986.08.17	2
		Ulguru-hegység	1986.11.27	3
<b>1987</b>	Hypnum cupressiforme Hedw.	Meru-hegy	1987.06.15-18 1987.09.13;	1
		Ulguru-hegység	1987.06.01-04	1
		Hanang-hegy	1987.10.23	1
		Kilimandzsáró	1987.06.13	1
<b>1988</b>	Hypnum cupressiforme Hedw.	Meru-hegy	1988.05.24-25	4
		Kilimandzsáró	1988.06.15-18	10
		Nguru-hegység	1988.06	1
<b>1989</b>	Hypnum cupressiforme Hedw.	Kilimandzsáró	1987.06.23	2
	Hypnum cupressiforme Hedw.	Dél-Pare-hegység	1989.12.04	2
<b>1990</b>	Hypnum cupressiforme Hedw.	Kilimandzsáró	1990.01.18-19	6
	Hypnum macrogynum Besch.	Kilimandzsáró	1990.01.31	2
	Hypnum cupressiforme Hedw.	Dél-Pare-hegység	1990.05.19	2
<b>1991</b>	Pseudosymblepharis angustata (Mitt.) Chen	Meru-hegy	1991.03.04 1991.01.31.-	4
	Tortula fragilis Tayl.	Nguru-hegység	02.10	2
	Hypnum macrogynum Besch.	Ulguru-hegység		4

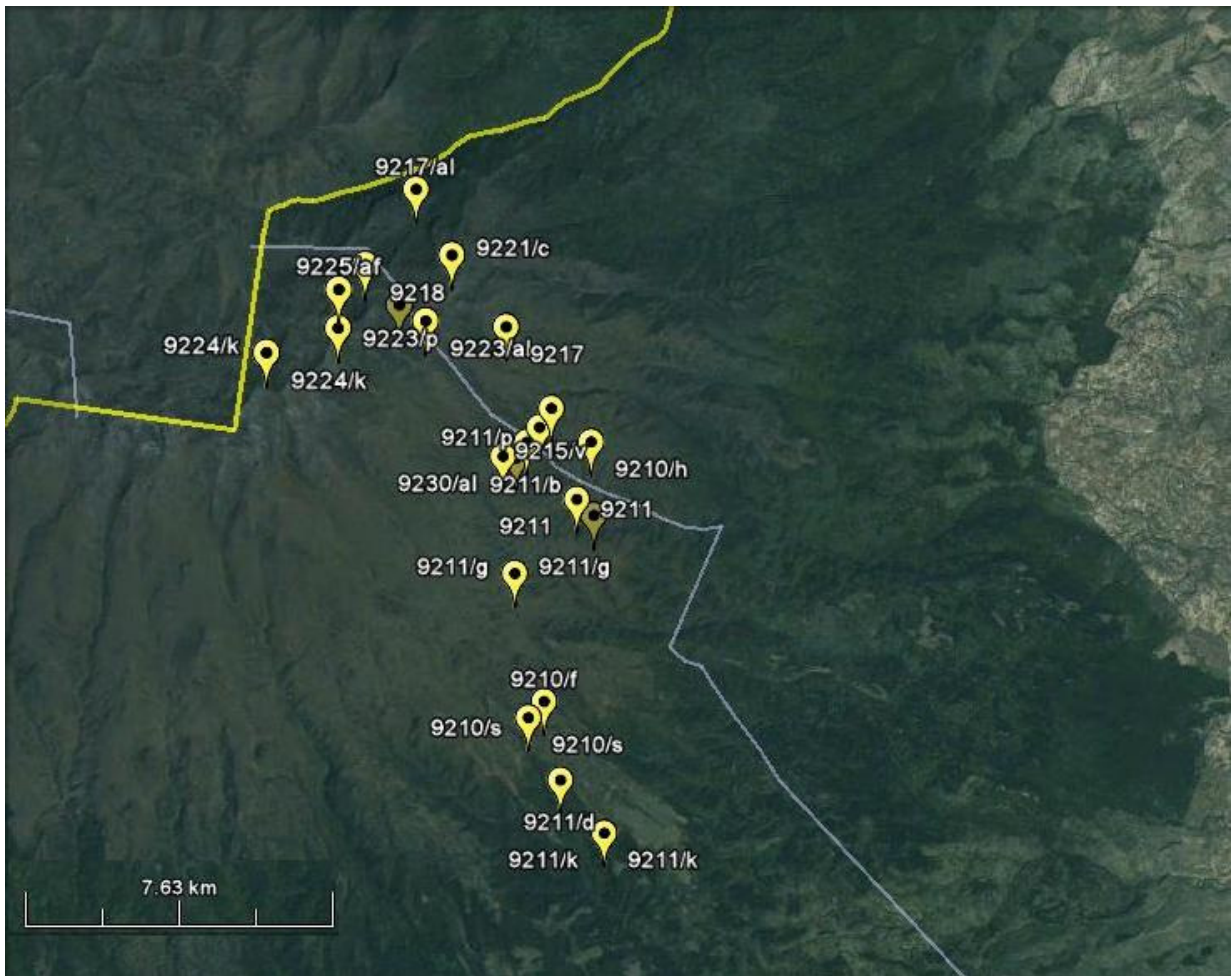
## 8. melléklet

Kenya, Elgon-hegy, 1992.01.11-27 időszak között begyűjtött moha minták faj szerinti eloszlása és elemtartalma ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  sz. a.), valamint a gyűjtési helyszínek (ID) (térképen eredeti azonosítókkal jelölve-googlemaps). \* kiugró adatként kizárva a későbbi statisztikai elemzésből Dixon-próba segítségével. Fajnevek gyűjtő javaslata , ill. <http://www.theplantist.org/tpl/tro-35172003> szerint.

\*\* nemzetség szinten azonosítva.

faj	ID	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	V	Zn
<i>Anonohyllum spp.</i> **	9211/b	7604*	3,76*	8,42*	7,25*	22*	14124*	5,65*	4,14*	26,56*	46,08*
<i>Bryum preussii</i> Broth.	9215/v	575.1	0,61	0,65	1,28	4,08	585	1,29	0	1,01	44,7757
<i>Neckera remota</i> Bruch & Schimp. ex C. Müll. Hal.	9210/h	1348	0,51	0,82	2,55	3,42	1488	2,27	0	2,28	32,35
<i>Amphidium tortuosum</i> (Hornsch.) Robins	9225/af	2941	0,48	0,61	0,64	8,32	882	1,11	0	6,97	21,67
<i>Bryum laevigatum</i> J. D. Hooker & Wilson.	9211/g	4088*	2,08*	4,88*	4,06	12,23*	7948*	3,80*	3,20*	14,38*	31,98
<i>Plagiochila barteri</i> Mitt.	9211/d	5387*	2,12*	6,06*	7,67*	16,4*	8772*	6,91*	0	17,28*	68,50*
<i>Porella sp.</i> **	9211/k	1550	0,71	1,73	1,74	5,14	2533	2,33	0	5	47,73
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.	9217/b	1255	0,51	1	1,88	3,04	1379	2,37	0	2,43	21,47
<i>Plasteurhynchium hedbergii</i>	9217	509	0,5	1,43	1,07	4,77	1659	0,5	0	2,83	30,60
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.	9211/p	781	0,56	0,56	0,69	1,17	377	6,88	0	0,56	16,83
<i>Thuidium sp.</i> **	9224/k	708	0,85	0,85	0,85	3,39	737	0,67	0	1,66	32,21
<i>Tortula sp.</i> **	9230/al	1807	0,65	1,1	1,66	6,5	1779	2,1	0	6,53	32,79
<i>Metzgeria sp.</i> **	9210/s	3806*	2,19*	4,83*	4,71	15,6*	7832*	1,77*	0*	14,41*	42,83
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.	9211/r	608	0,49	0,62	2,59	1,6	750	5,86	0	1,8	18,45
<i>Bryum sp.</i> **	9210/f	3724	2,01	4,22	3,77	12,5	7363*	0,88	0	13,23*	34,58
<i>Campylopus nivalis</i> (Brid.) Brid.	9211	1240	0,51	0,64	1,86	1,64	1449	2,8	0	2,34	22,81
<i>Bryum alpinum</i> Huds. ex With.	9223/b	6316*	0,74	2,11	1,91	7,9	2785*	1,78	0	7,30*	36,68
<i>Tortula sp.</i> **	9217/al	4256	1,1	2,34	5,44*	5,6	4798*	2,3	4,73*	8,12*	52,98
<i>Bryum sp.</i> **	9223/al	838	0,49	0,71	1,71	4,09	841	4,41	0	1,45	40,23
<i>Antitrichia kilimandscharica</i> Broth.	9230/aj	1487	0,53	0,94	2,47	3,64	1636	1,31	15,8*	2,95	35,24
<i>Philonotis sp.</i> **	9223/p	943	0,67	0,79	1,12	6,77	1038	0,92	0	8,32	42,65

### 8. melléklet (folytatás)



## 9. melléklet

Réunion 1994; 1996 időszak között begyűjtött moha minták gyűjtési helyei (ID) (térképen eredeti azonosítókkal jelölve-googlemaps), időpont és faj szerinti eloszlása.

\* A dolgozat megírásáig nem készült el a pontos fajmeghatározás.

koordináta	faj/családt	gyűjtés dátuma	ID
21°0' 20" S 55°28' 40" E	<i>Hypnaceae</i> *	1994.08.21	9414/EH
21°0' 18" S 55°28' 35" E	<i>Hypnaceae</i> *	1994.08.21	9415/EL
21°0' 10" S 55°28' 35" E	<i>Hypnaceae</i> *	1994.08.22	9416/EA
21°5' 20" S 55°38' 10" E	<i>Hypnaceae</i> *	1994.08.29	9434/ED
21°12' 30" S 55°41' 40" E	<i>Hypnum cupressiforme</i>	1994.09.01	9441/EA
21°12' 30" S 55°41' 40" E	<i>Hypnum cupressiforme</i>	1994.09.02	9441/EE
21°21' S 55°42.5' E	<i>Hypnaceae</i> *	1996.06.-07.	9483/EB
21°3' S 55°33' 00" E	<i>Hypnaceae</i> *	1996.07.02-07	9611/DQ
21°4-5' S 55°31.6' E	<i>Hypnum cupressiforme</i>	1996.07.03	9614/AG
21°6' S 55°34' E	<i>Hypnum cupressiforme</i>	1996.07.09	9618/Y
21°6.8' S 55°29.2' E	<i>Hypnum cupressiforme</i>	1996.07.11	9620/D
21°6.8' S 55°29.2' E	<i>Hypnaceae</i> *	1996.07.10	9637/Q
21°16.3' S 55°38.5' E	<i>Hypnum cupressiforme</i>	1996.07.20	9637/Y



## 10. melléklet

Százhalombattai finomítónál elvégzett vízi környezetterheléses vizsgálatok nehézfém tartalom felhalmozás (+), kimosódás (-) eredményei ppm [*F. a* moha kihelyezés előtti elem tartalmának és a kihelyezés utáni elem tartalmának különbsége ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  sz. a.)]. 1-7. helyszín (w1-7) dunai kihelyezések (3. ábra), KG. Gödöllői kontroll, KM: mátrai kontroll. 7. helyszín: csak a 2008 április-június kihelyezéseknél volt. Adott mérési pont (párhuzamosok is) kihelyezés után mért elem tartalma mínusz adott pont kihelyezés előtti elem tartalom átlaga. n:9. rövidítések szintén ld. 3. ábra, 5. melléklet.

2007.VI-VIII	1. helyszín		2. helyszín		3. helyszín		4. helyszín	
Elemek	átlag	szórás	átlag	szórás	átlag	szórás	átlag	szórás
<b>Al</b>	351,7 ± 233,7		2617 ± 640,6		4235 ± 1639,3		2925 ± 1414,9	
<b>Cd</b>	1,4 ± 0,3		1,2 ± 0,9		1,2 ± 0,8		0,6 ± 0,4	
<b>Co</b>	-3,1 ± 1,5		3,0 ± 0,7		6,4 ± 1,0		4,0 ± 2,7	
<b>Cr</b>	5,8 ± 0,6		5,4 ± 1,3		9,5 ± 3,9		6,0 ± 3,1	
<b>Cu</b>	-1,7 ± 0,3		24,7 ± 4,8		31,8 ± 5,2		20,1 ± 4,9	
<b>Fe</b>	-1223 ± 1154		1579 ± 1494		4946 ± 2051		2082 ± 2279	
<b>Ni</b>	-5,2 ± 5,4		19,8 ± 11,9		43,6 ± 13,2		19,6 ± 16,8	
<b>Pb</b>	-20,8 ± 9,3		-48,3 ± 31,1		57,1 ± 39,7		-24,0 ± 31,1	
<b>V</b>	-3,2 ± 1,8		0,2 ± 1,9		4,7 ± 2,2		0,8 ± 3,2	
<b>Zn</b>	-313,9 ± 86,5		-145,8 ± 99,0		-104,8 ± 41,6		54,8 ± 173,7	
	5. helyszín		6. helyszín		"KG"		"KM"	
<b>Al</b>	2560 ± 825,5		2761 ± 402,3		-496,1 ± 131,7		1996 ± 223,7	
<b>Cd</b>	1,1 ± 1,3		0,3 ± 0,3		0,3 ± 0,7		1,2 ± 0,2	
<b>Co</b>	2,9 ± 0,8		2,2 ± 0,8		-1,6 ± 0,2		-3,5 ± 0,1	
<b>Cr</b>	6,1 ± 1,7		6,0 ± 0,8		-1,0 ± 0,3		-1,3 ± 0,2	
<b>Cu</b>	20,9 ± 2,9		16,3 ± 2,0		-1,3 ± 0,4		-1,0 ± 0,3	
<b>Fe</b>	1916 ± 1342		2620 ± 1130		-2286 ± 260,6		-748,6 ± 414,1	
<b>Ni</b>	19,4 ± 10,6		24,3 ± 8,4		-16,6 ± 2,4		-25,9 ± 3,1	
<b>Pb</b>	5,6 ± 3,8		-12,4 ± 25,7		9,1 ± 7,9		-0,3 ± 7,4	
<b>V</b>	0,6 ± 2,6		1,7 ± 1,3		-0,8 ± 0,6		-2,7 ± 0,2	
<b>Zn</b>	-106,8 ± 44,2		-146,5 ± 95,6		-115,6 ± 37,3		20,7 ± 13,9	
2007.VIII-X	1. helyszín		2. helyszín		3. helyszín		4. helyszín	
<b>Al</b>	-177,1 ± 151,1		3061 ± 1473		4593 ± 1072,4		2872 ± 695,6	
<b>Cd</b>	-0,6 ± 0,7		-0,3 ± 0,4		0,8 ± 0,4		1,0 ± 0,6	
<b>Co</b>	-2,2 ± 0,1		-1,0 ± 0,2		-0,8 ± 0,8		-1,1 ± 0,4	
<b>Cr</b>	-0,6 ± 0,3		0,3 ± 0,6		1,4 ± 0,8		0,7 ± 0,1	
<b>Cu</b>	-2,2 ± 0,3		36,5 ± 14,4		38,2 ± 9,6		25,2 ± 5,3	
<b>Fe</b>	-343,8 ± 661,0		5382 ± 2222		6486 ± 2498		3861 ± 1406	
<b>Ni</b>	-27,5 ± 5,7		-0,5 ± 4,0		-12,1 ± 6,2		-13,3 ± 4,7	
<b>Pb</b>	-12,5 ± 5,8		95,7 ± 123,6		61,9 ± 25,3		-11,2 ± 8,8	
<b>V</b>	-3,32 ± 0,6		-1,61 ± 1,0		2,25 ± 1,4		1,13 ± 0,2	
<b>Zn</b>	-150,3 ± 8,3		-77,9 ± 47,2		11,8 ± 45,4		-20,5 ± 80,2	
	5. helyszín		6. helyszín		"KM"		"KG"	
<b>Al</b>	3038 ± 1291,9		4950 ± 706,0		2737 ± 441,4		-471,7 ± 26,1	
<b>Cd</b>	1,2 ± 0,4		1,3 ± 0,6		0,8 ± 0,2		0,3 ± 0,7	
<b>Co</b>	-1,3 ± 1,0		-0,3 ± 0,5		-2,6 ± 0,0		-1,6 ± 0,1	
<b>Cr</b>	0,4 ± 1,5		1,5 ± 1,4		-0,6 ± 0,2		-0,9 ± 0,1	
<b>Cu</b>	33,3 ± 4,2		20,2 ± 0,9		0,3 ± 1,0		-1,2 ± 0,6	
<b>Fe</b>	3938 ± 2885		8217 ± 1844		1144 ± 91,4		-2197 ± 92,6	
<b>Ni</b>	-10,9 ± 4,0		-0,6 ± 3,9		-12,1 ± 0,8		-15,9 ± 0,8	
<b>Pb</b>	2,2 ± 14,7		-62,0 ± 146,7		-31,3 ± 16,9		2,6 ± 4,6	
<b>V</b>	-0,37 ± 3,6		0,34 ± 1,6		-2,27 ± 0,8		-0,72 ± 0,4	
<b>Zn</b>	65,3 ± 69,5		-96,7 ± 30,7		-83,9 ± 21,3		-110,4 ± 14,6	

**10.  
melléklet  
folytatás**

2008.IV-VI	1. helyszín		2. helyszín		3. helyszín		4. helyszín	
Elemek	átlag	szórás	átlag	szórás	átlag	szórás	átlag	szórás
<b>Al</b>	-568,5 ± 30,8		2179,8 ± 264,4		3243 ± 365,9		2667 ± 315,6	
<b>Cd</b>	0,4 ± 0,1		0,3 ± 0,0		0,2 ± 0,0		0,5 ± 0,1	
<b>Co</b>	-4,4 ± 0,1		-1,5 ± 0,3		0,4 ± 0,5		0,1 ± 0,4	
<b>Cr</b>	1,1 ± 0,4		4,6 ± 0,6		7,2 ± 0,8		6,4 ± 0,6	
<b>Cu</b>	-3,2 ± 1,7		9,0 ± 0,8		13,4 ± 1,3		14,0 ± 1,5	
<b>Fe</b>	-2346 ± 118,9		1766 ± 423,7		3517 ± 611,0		2587 ± 494,9	
<b>Ni</b>	-8,4 ± 2,0		14,0 ± 3,1		27,4 ± 4,3		22,8 ± 3,2	
<b>Pb</b>	-5,3 ± 0,2		-3,1 ± 0,5		3,8 ± 1,4		4,8 ± 1,9	
<b>V</b>	-9,3 ± 0,2		-3,8 ± 0,7		-2,8 ± 0,8		-3,5 ± 0,5	
<b>Zn</b>	-90,9 ± 13,8		-82,5 ± 6,9		-68,0 ± 6,9		-46,6 ± 16,2	
	5. helyszín		6. helyszín		7. helyszín		"KM"	
<b>Al</b>	2904 ± 386,1		4295 ± 315,8		3783 ± 767,3		803,5 ± 235,0	
<b>Cd</b>	0,4 ± 0,1		0,2 ± 0,0		0,2 ± 0,0		0,6 ± 0,7	
<b>Co</b>	-0,5 ± 0,0		0,4 ± 0,4		-0,1 ± 0,7		-2,1 ± 0,3	
<b>Cr</b>	6,5 ± 0,7		9,8 ± 0,6		8,5 ± 1,7		-0,1 ± 0,3	
<b>Cu</b>	12,7 ± 0,7		12,7 ± 1,2		9,8 ± 1,6		13,5 ± 4,1	
<b>Fe</b>	3180 ± 451,1		5438 ± 525,4		4490 ± 1179		-1904 ± 171,4	
<b>Ni</b>	23,8 ± 2,9		41,1 ± 3,3		33,9 ± 8,3		-8,7 ± 1,9	
<b>Pb</b>	-0,3 ± 0,3		1,7 ± 0,8		7,9 ± 1,3		-1,4 ± 2,0	
<b>V</b>	-2,3 ± 0,6		-0,5 ± 0,7		-1,6 ± 1,6		-4,2 ± 0,8	
<b>Zn</b>	-27,2 ± 7,2		-44,6 ± 6,8		-80,2 ± 7,3		34,5 ± 27,8	
	"KG"							
<b>Al</b>	-473,7 ± 43,7							
<b>Cd</b>	1,2 ± 0,2							
<b>Co</b>	-3,7 ± 0,3							
<b>Cr</b>	-0,4 ± 0,4							
<b>Cu</b>	0,9 ± 1,9							
<b>Fe</b>	-1666 ± 293,0							
<b>Ni</b>	-10,1 ± 2,1							
<b>Pb</b>	21,7 ± 8,8							
<b>V</b>	-4,0 ± 1,3							
<b>Zn</b>	94,0 ± 52,0							



## 11. melléklet

Százhalombattai Dunai Finomítónál elvégzett vízi környezetterheléses vizsgálatok fémtartalom (10 elem) eredményei ppm ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ).

„1” helyszín: Dunai Finomító kifolyó (w1)

„2-7” helyszín: dunai minták (w2-7)

„7” helyszín: csak a 2008 április-június kihelyezéseknél volt

„8” helyszín: mátrai kontroll (KM)

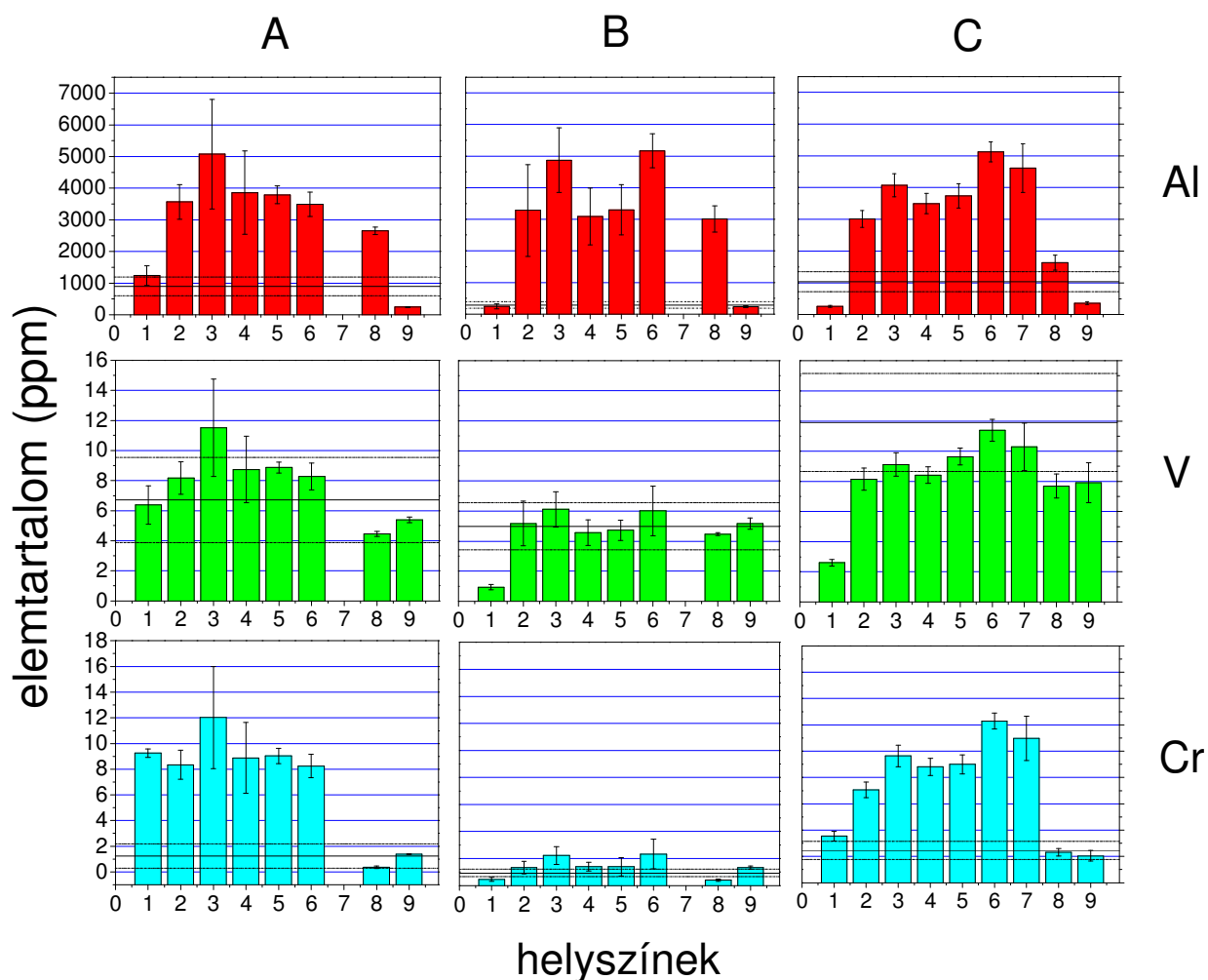
„9” helyszín”: gödöllői kontroll (KG), Ld. még 5. melléklet, 3. ábra.

Oszlopdiaagram: *F. a.* minták kihelyezés utáni elemtartalom értékek (ppm), hibasáv: szórás.

Vízszintes, folyamatos vonal: *F. a.* minták kihelyezés előtti elemtartalom átlagai (ppm).

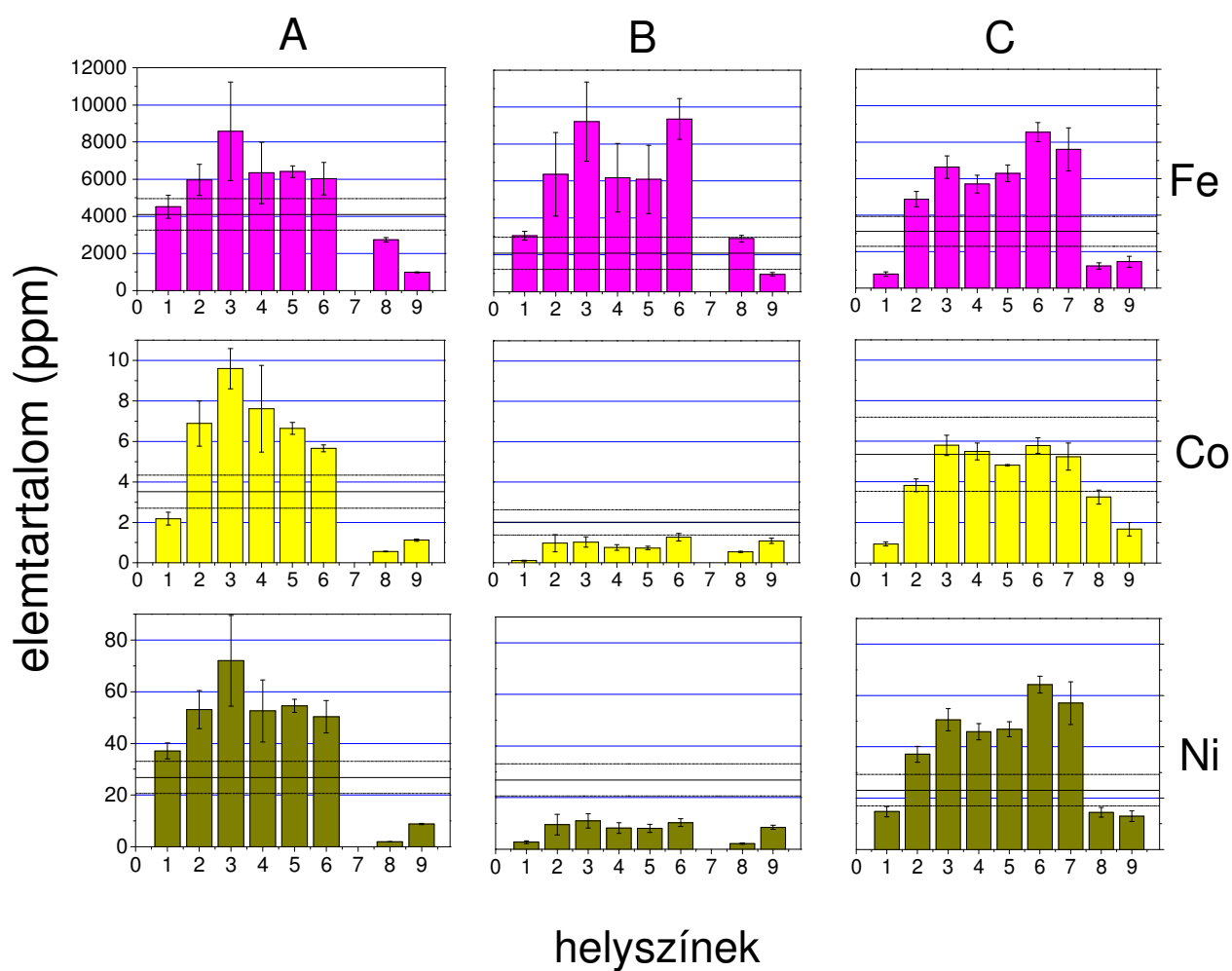
Szaggatott vízszintes vonal: *F. a.* minták kihelyezés előtti elemtartalom szórás.

„A”: 2007 VI-VIII; „B”: 2007.VIII-X; „C” 2008 IV-VI időpontok.

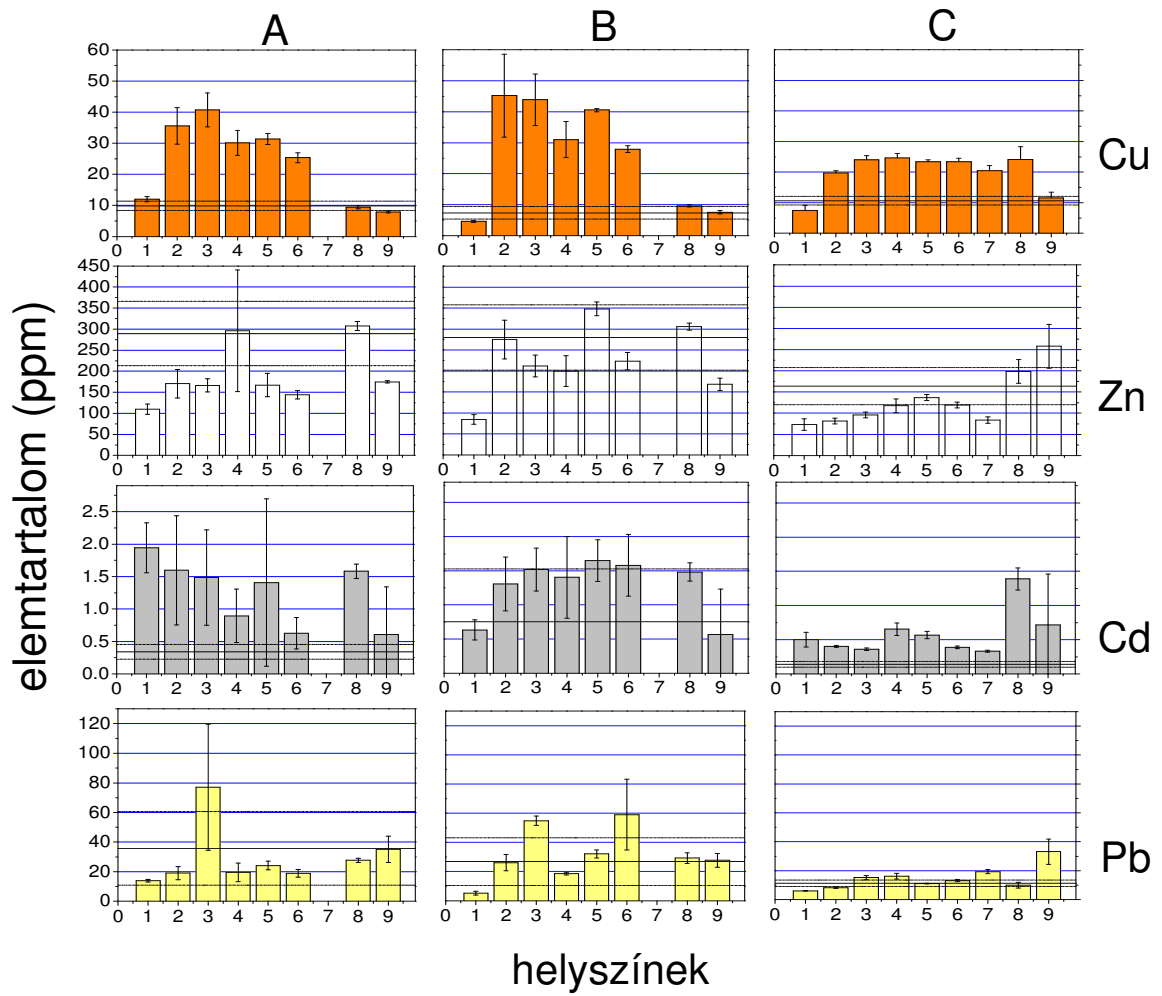




## 11. melléklet (folytatás)



### 11. melléklet (folytatás)



## 12. melléklet

Százhalombattai finomítónál elvégzett környezetterheléses vizsgálat nehézfém tartalom felhalmozás/kimosódás eredményeinek és fluoreszcencia paramétereinek változásának Pearson's korrelációanalízise az egyes kihelyezési időpontok és a három időpont adatainak összevonásával. A korrelációanalízisnek alávetett paraméterek a kihelyezés utáni és előtti vizsgált értékek különbségei voltak minden vizsgálati helyről és a kontrollokról egyaránt. Korrelációs koefficiens > 0,75: vastaggal szedve, korrelációs koefficiens > 0.50 aláhúzva, \*\* ha  $p \leq 0,01$ ; \* ha  $p \leq 0,05$ .

2007.VI-VIII.	Al	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Rfd
V	<b>0,757**</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr	<u>0,675*</u>	<u>0,671*</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fe	<b>0,947**</b>	<b>0,892**</b>	<b>0,823**</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Co	<b>0,818**</b>	<b>0,923**</b>	<b>0,78**</b>	<b>0,918**</b>	-	-	-	-	-	-	-
Ni	<b>0,800**</b>	<b>0,886**</b>	<b>0,917**</b>	<b>0,94**</b>	<b>0,949**</b>	-	-	-	-	-	-
Cu	<b>0,872**</b>	<b>0,87**</b>	<b>0,787**</b>	<b>0,933**</b>	<b>0,974**</b>	<b>0,942**</b>	-	-	-	-	-
Zn	0,390	0,199	-0,271	0,195	0,235	-0,028	0,191	-	-	-	-
Cd	0,181	-0,228	0,235	0,063	-0,088	0,001	0,079	-0,270	-	-	-
Pb	0,259	<u>0,530</u>	0,152	0,344	0,261	0,231	0,191	0,114	0,005	-	-
Rfd	0,481	0,485	<u>0,539</u>	<u>0,519</u>	<u>0,658</u>	<u>0,584</u>	<u>0,718*</u>	0,032	0,461	0,205	-
Fv/fm	0,237	0,36	-0,388	0,138	0,257	-0,015	0,205	<b>0,81*</b>	-0,484	0,253	(0,032)

2007.VIII-X.	Al	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Rfd
V	0,618	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr	<b>0,889**</b>	<b>0,773**</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fe	<b>0,944**</b>	0,591	<b>0,949**</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Co	<b>0,655*</b>	<b>0,738*</b>	<b>0,864**</b>	<b>0,807**</b>	-	-	-	-	-	-	-
Ni	<u>0,734*</u>	0,353	<u>0,579</u>	<b>0,740*</b>	0,663	-	-	-	-	-	-
Cu	<b>0,730*</b>	<u>0,645</u>	<b>0,775**</b>	<b>0,799**</b>	<b>0,728*</b>	0,600	-	-	-	-	-
Zn	<u>0,528</u>	<u>0,633</u>	0,498	0,438	0,349	0,244	<b>0,743*</b>	-	-	-	-
Cd	<u>0,651*</u>	<b>0,655*</b>	<u>0,565</u>	0,486	0,409	0,418	0,325	<u>0,619</u>	-	-	-
Pb	0,062	0,147	0,083	0,148	0,186	0,188	<u>0,578</u>	0,258	-0,448	-	-
Rfd	0,213	0,488	0,266	0,176	0,284	0,148	<u>0,545</u>	<b>0,808*</b>	<u>0,54</u>	0,047	-
Fv/fm	<b>0,743</b>	0,445	0,346	0,455	0,226	<u>0,654</u>	0,371	<u>0,577</u>	<b>0,807*</b>	-0,109	(0,444)

2008.IV-VII.	Al	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Rfd
V	<b>0,829**</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr	<b>0,961**</b>	<u>0,713*</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fe	<b>0,978**</b>	<b>0,815**</b>	<b>0,985**</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Co	<b>0,959**</b>	<b>0,823**</b>	<b>0,888**</b>	<b>0,917**</b>	-	-	-	-	-	-	-
Ni	<b>0,977**</b>	<b>0,770**</b>	<b>0,996**</b>	<b>0,995**</b>	<b>0,915**</b>	-	-	-	-	-	-
Cu	<b>0,770**</b>	<b>0,749*</b>	0,593	<u>0,65*</u>	<b>0,878**</b>	0,639	-	-	-	-	-
Zn	-0,470	0,078	<u>-0,587</u>	-0,473	-0,358	-0,526	-0,099	-	-	-	-
Cd	-0,479	-0,206	<u>-0,667*</u>	<u>-0,624</u>	-0,335	<u>-0,628*</u>	0,123	<u>0,653*</u>	-	-	-
Pb	-0,139	0,289	-0,135	-0,035	-0,077	-0,088	-0,179	<u>0,653*</u>	-0,018	-	-
Rfd	0,436	<u>0,53</u>	0,375	0,447	0,337	0,399	0,305	-0,067	-0,299	0,219	-
Fv/Fm	0,435	<u>0,519</u>	0,401	0,454	0,362	0,425	0,245	-0,04	-0,376	0,409	<b>(0,89**)</b>

## 12. melléklet folytatás

2007-2008	Al	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Rfd
V	<u>0,605**</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr	<u>0,521**</u>	0,297	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fe	<b>0,939**</b>	<u>0,577**</u>	0,433*	-	-	-	-	-	-	-	-
Co	0,569**	<b>0,743**</b>	<b>0,683**</b>	0,483**	-	-	-	-	-	-	-
Ni	<u>0,572**</u>	0,325	<b>0,949**</b>	0,486*	<b>0,741**</b>	-	-	-	-	-	-
Cu	<b>0,725**</b>	<u>0,649**</u>	0,248	<b>0,758**</b>	<u>0,584*</u>	0,335	-	-	-	-	-
Zn	0,167	-0,002	-0,243	0,119	-0,073	-0,1	0,268	-	-	-	-
Cd	0,218	0,27	0,009	0,051	0,143	-0,043	0,231	0,077	-	-	-
Pb	0,095	0,161	-0,006	0,185	0,06	0,062	0,406*	0,216	-0,315	-	-
Rfd	0,38	0,061	-0,101	<u>0,517**</u>	-0,163	-0,043	0,337	0,315	-0,141	0,149	-
Fv/Fm	0,44	0,172	-0,03	0,412	0,031	0,143	0,202	<u>0,535**</u>	-0,109	0,126	<b>(0,65**)</b>

### 13. melléklet

Százhalombattai 2007. június-augusztus *Fontinalis antipyretica* transzplantátumok elemtartalom változás adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei.

<b>Komponensek</b>										
<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>	<b>VI</b>	<b>VII</b>	<b>VIII</b>	<b>IX</b>	<b>X</b>	
<b>Sajátértékek</b>										
6,309	1,5336	0,9589	0,9389	0,1569	0,0977	0,0049	0	0	0	
<b>Sajátérték százalékok</b>										
63,10%	15,30%	9,60%	9,40%	1,60%	1,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
<b>Kumulált sajátérték százalékok</b>										
63,1%	78,4%	88,0%	97,4%	99,0%	100%	100%	100%	100%	100%	
<b>Transzformációs Mátrix (sorok=sajátvektorok vagy változósúlyok)</b>										
<b>Al</b>	<b>V</b>	<b>Cr</b>	<b>Fe</b>	<b>Co</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	
<b>I</b>	<b>0,358</b>	<b>0,370</b>	<b>0,334</b>	<b>0,392</b>	<b>0,385</b>	<b>0,386</b>	<b>0,385</b>	0,069	0,012	0,140
<b>II</b>	0,056	0,181	<b>-0,374</b>	-0,002	0,072	-0,122	-0,025	<b>0,659</b>	<b>-0,571</b>	0,208
<b>III</b>	-0,124	0,193	-0,021	-0,009	-0,110	-0,061	-0,163	-0,243	0,122	<b>0,911</b>
<b>IV</b>	<b>0,360</b>	-0,193	-0,151	0,074	-0,091	-0,192	0,041	<b>0,493</b>	<b>0,710</b>	0,107
<b>(V)</b>	<b>-0,488</b>	0,198	<b>-0,313</b>	<b>-0,370</b>	<b>0,440</b>	0,003	<b>0,460</b>	0,030	<b>0,286</b>	-0,014

## 13. melléklet (folytatás)

## Komponenssúlyok

Vizsgálati helyek	Főkomponensek				
	I	II	III	IV	(V)
	Al-V-Cr- Fe-Co- Ni-Cu	Cr-Cd, Zn	Pb	Al-Zn- Cd	Co, Cu
<b>1</b>	<b>-2,551</b>	<b>-2,360</b>	<b>0,342</b>	-0,277	-0,237
<b>2</b>	<b>0,728</b>	<b>-1,012</b>	<b>-1,386</b>	0,170	0,499
<b>3</b>	<b>4,156</b>	<b>-0,111</b>	<b>1,535</b>	0,370	0,057
<b>4</b>	<b>1,215</b>	<b>1,131</b>	<b>-1,233</b>	0,143	-0,067
<b>5</b>	<b>1,035</b>	<b>-0,308</b>	<b>0,166</b>	0,276	0,213
<b>6</b>	<b>1,090</b>	<b>0,439</b>	<b>-0,373</b>	-1,306	-0,653
<b>KG</b>	<b>-2,960</b>	<b>1,328</b>	<b>0,777</b>	-1,160	0,480
<b>KM</b>	<b>-2,712</b>	<b>0,893</b>	<b>0,172</b>	1,784	-0,290

## 14. melléklet

Százhalombattai 2007 augusztus-október *Fontinalis antipyretica* transzplantátumok elemtartalom változás adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei.

<b>Komponensek</b>										
<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>	<b>VI</b>	<b>VII</b>	<b>VIII</b>	<b>IX</b>	<b>X</b>	
<b>Sajátértékek</b>										
6,174	1,583	1,084	0,600	0,370	0,181	0,008	0,000	0,000	0,000	
<b>Sajátérték százalékok</b>										
61,7%	15,8%	10,8%	6,0%	3,7%	1,8%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	
<b>Kumulált sajátérték százalékok</b>										
62%	78%	88%	94%	98%	100%	100%	100%	100%	100%	
<b>Transzformációs Mátrix (sorok=sajátvektorok vagy változósúlyok)</b>										
<b>Al</b>	<b>V</b>	<b>Cr</b>	<b>Fe</b>	<b>Co</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	
<b>I</b>	<b>0,368</b>	<b>0,325</b>	<b>0,379</b>	<b>0,373</b>	<b>0,343</b>	0,292	<b>0,353</b>	0,269	0,262	0,084
<b>II</b>	-0,103	-0,086	-0,057	0,018	0,063	0,058	<b>0,330</b>	0,018	<b>-0,543</b>	<b>0,753</b>
<b>III</b>	0,156	<b>-0,319</b>	0,113	0,278	0,218	<b>0,445</b>	-0,151	<b>-0,659</b>	-0,238	-0,155
<b>IV</b>	-0,273	<b>0,501</b>	0,279	-0,047	<b>0,478</b>	<b>-0,457</b>	-0,108	<b>-0,319</b>	-0,201	-0,053
<b>V</b>	<b>-0,334</b>	<b>0,292</b>	<b>-0,358</b>	<b>-0,378</b>	<b>0,306</b>	<b>0,587</b>	-0,107	-0,041	0,253	0,130

## 14. melléklet (folytatás)

## Komponenssúlyok

Vizsgálati helyek	Főkomponensek				
	I	II	III	IV	V
	Al-V-Cr-Fe-Co-(Ni), Cu-(Zn-Cd)	Cu-Pb, Cd	Ni, V-Zn	V-Cr-Co, Ni-Zn	V-Co-Ni, Al-Fe-Cr
<b>1</b>	<b>-3,910</b>	<b>0,343</b>	0,289	0,625	<b>-0,947</b>
<b>2</b>	<b>0,790</b>	<b>2,480</b>	1,113	-0,592	0,249
<b>3</b>	<b>2,770</b>	<b>0,788</b>	-0,883	0,633	-0,394
<b>4</b>	<b>1,057</b>	<b>-0,568</b>	-0,683	0,482	0,039
<b>5</b>	<b>1,282</b>	<b>-0,269</b>	<b>-1,349</b>	-0,808	-0,030
<b>6</b>	<b>2,530</b>	<b>-1,619</b>	<b>1,757</b>	0,337	0,025
<b>KM</b>	<b>-1,896</b>	<b>-1,083</b>	0,085	<b>-1,294</b>	-0,148
<b>KG</b>	<b>-2,622</b>	<b>-0,072</b>	-0,329	0,619	<b>1,205</b>



## 15. melléklet

Százhalombattai 2008 április-június *Fontinalis antipyretica* transzplantátumok elemtartalom változás adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei.

<b>Komponensek</b>										
<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>	<b>VI</b>	<b>VII</b>	<b>VIII</b>	<b>IX</b>	<b>X</b>	
<b>Sajátértéke</b>										
6,5695	1,9416	1,2578	0,1371	0,0541	0,0379	0,0018	0,0002	0	0	
<b>Sajátérték százalékok</b>										
65,70%	19,40%	12,60%	1,40%	0,50%	0,40%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	
<b>Kumulált sajátérték százalékok</b>										
66%	85%	98%	99%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	
<b>Transzformációs Mátrix (sorok=sajátvektorok vagy változósúlyok)</b>										
<b>Al</b>	<b>V</b>	<b>Cr</b>	<b>Fe</b>	<b>Co</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	
<b>I</b>	<b>-0,388</b>	<b>-0,313</b>	<b>-0,382</b>	<b>-0,386</b>	<b>-0,372</b>	<b>-0,386</b>	-0,285	0,198	0,217	0,048
<b>II</b>	0,036	<b>0,398</b>	-0,094	0,007	0,135	-0,035	0,288	<b>0,600</b>	<b>0,377</b>	<b>0,476</b>
<b>III</b>	-0,057	0,066	0,095	0,114	-0,141	0,089	<b>-0,472</b>	0,085	<b>-0,558</b>	<b>0,633</b>
<b>IV</b>	0,102	<b>0,487</b>	0,073	0,145	<b>-0,441</b>	0,083	<b>-0,348</b>	<b>0,372</b>	-0,019	<b>-0,515</b>
<b>V</b>	-0,126	<b>0,283</b>	<b>-0,429</b>	-0,067	0,062	<b>-0,328</b>	<b>0,414</b>	0,05	<b>-0,636</b>	-0,162

## 15. melléklet (folytatás)

## Komponenssúlyok

Vizsgálati helyek	Főkomponensek				
	I	II	III	IV	V
	Al-(V)- Cr-Fe- Co-Ni- Cu	V-Cu- Zn-Cd- Pb	Pb, Cd-Cu	V-Zn, Co-Cu- Pb	V-Cu, Cr, Ni, Cd
<b>1</b>	<b>3,601</b>	<b>-2,827</b>	0,156	0,025	-0,196
<b>2</b>	-0,215	<b>-1,117</b>	-0,234	0,168	0,449
<b>3</b>	<b>-1,866</b>	-0,17	0,098	-0,466	0,237
<b>4</b>	<b>-1,054</b>	0,342	-0,386	<b>-0,632</b>	-0,143
<b>5</b>	<b>-1,200</b>	0,221	-0,417	0,348	0,092
<b>6</b>	<b>-3,056</b>	0,239	0,198	<b>0,560</b>	-0,191
<b>7</b>	<b>-2,278</b>	-0,126	<b>0,891</b>	-0,105	-0,241
<b>KM</b>	<b>2,502</b>	<b>1,478</b>	<b>-2,247</b>	0,055	-0,085
<b>KG</b>	<b>3,567</b>	<b>1,960</b>	<b>1,941</b>	0,046	0,080

## 16. melléklet

Százhalombattai 2007 június-augusztus, 2007 augusztus-október, 2008 április-június *Fontinalis antipyretica* transzplantátumok elemtartalom változás adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei.

<b>Komponensek</b>										
<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>	<b>VI</b>	<b>VII</b>	<b>VIII</b>	<b>IX</b>	<b>X</b>	
<b>Sajátértéke</b>										
4,643	1,7677	1,186	0,8372	0,6534	0,5382	0,2477	0,0762	0,0267	0,024	
<b>Sajátérték százalékok</b>										
46,40%	17,70%	11,90%	8,40%	6,50%	5,40%	2,50%	0,80%	0,30%	0,20%	
<b>Kumulált sajátérték százalékok</b>										
46%	64%	76%	84%	91%	96%	99%	100%	100%	100%	
<b>Transzformációs Mátrix (sorok=sajátvektorok vagy változósúlyok)</b>										
<b>Al</b>	<b>V</b>	<b>Cr</b>	<b>Fe</b>	<b>Co</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	
<b>I</b>	<b>0,415</b>	<b>0,351</b>	<b>0,324</b>	<b>0,396</b>	<b>0,389</b>	<b>0,350</b>	<b>0,368</b>	0,029	0,089	0,158
<b>II</b>	-0,144	-0,107	<b>0,482</b>	-0,199	0,206	<b>0,408</b>	-0,320	<b>-0,480</b>	-0,180	-0,348
<b>III</b>	0,048	-0,296	0,071	0,218	-0,174	0,143	-0,053	0,035	<b>-0,746</b>	<b>0,497</b>
<b>IV</b>	0,084	-0,295	0,185	-0,057	-0,027	0,272	-0,023	<b>0,794</b>	-0,046	<b>-0,401</b>
<b>V</b>	-0,254	<b>0,493</b>	-0,227	-0,183	<b>0,394</b>	-0,135	0,154	0,157	<b>-0,571</b>	-0,244
<b>VI</b>	<b>0,369</b>	-0,061	-0,118	<b>0,441</b>	-0,295	-0,214	0,129	-0,26	-0,238	<b>-0,615</b>

## 16. melléklet (folytatás)

## Komponenssúlyok

Vizsgálati időpontok	Vizsgálati helyek	Főkomponensek				
		I	II	III	IV	V
		Al-V- Cr- Fe-Co-Ni- Cu	Cr-Ni, Cu-Zn-Pb	Cd-V, Fe-Pb	Zn, Pb	Cd, V-Co
2007 jún- aug ("A")	1	-1,979	2,144	-1,426	-1,845	-1,606
	2	1,307	1,332	-1,980	-0,034	0,311
	3	4,694	0,521	-0,448	-0,969	0,143
	4	1,799	0,306	-0,826	1,440	1,390
	5	1,714	0,656	-1,060	-0,471	0,232
	6	1,455	1,432	-0,071	-0,466	0,895
	KM	-2,539	0,131	-0,005	-1,075	1,027
	KG	-2,279	-1,452	-0,916	0,405	-0,621
2007 aug- okt ("B")	1	-3,055	0,633	1,334	-0,913	1,471
	2	0,950	-1,630	2,388	-1,027	0,584
	3	2,154	-2,968	0,488	-0,746	-0,017
	4	0,151	-0,949	-1,815	0,573	0,718
	5	0,611	-2,374	-0,901	0,701	-0,061
	6	2,051	-1,918	0,237	-1,458	-1,508
	KM	-1,591	-0,196	-0,732	0,025	-0,276
	KG	-2,520	0,190	-0,088	-0,938	1,100
2008-ápr- jún ("C")	1	-3,841	0,718	0,886	0,461	-0,971
	2	-0,481	0,789	0,833	0,412	-0,326
	3	1,032	1,052	1,049	0,655	-0,296
	4	0,565	0,719	0,620	0,777	-0,522
	5	0,714	0,611	0,645	0,932	-0,353
	6	2,264	1,256	1,060	0,983	-0,407
	7	1,488	1,271	1,237	0,539	-0,504
	KM	-1,892	-1,063	-0,986	0,903	-0,463
KG	-2,774	-1,212	0,475	1,136	0,060	

## 17. melléklet

Elemakkumulációs hányadosa (AR) a *Fontinalis antipiretica* vízimohának az egyes vizsgált elemek tekintetében 2007 augusztus-október expozíciós időszakra.

Ábrázolt értékek az **átlagok\*10<sup>3</sup>**.

Vastaggal szedve legnagyobb elemfelhalmozás, aláhúzva legkisebb elemfelhalmozás.

SIEBERT et al. (1996) és SAMECKA-CYMERMAN et al. (2005) után módosítva.

Vizsgálati helyek	Al	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
1	-1,48	-3,39	-0,13	-1,80	-3,94	-3,76	-0,37	-1,27	-0,47	-3,41
2	16,75	-1,51	<u>0,09</u>	16,55	-2,60	-0,06	6,93	-0,83	-0,40	<b>33,56</b>
3	25,14	<b>2,12</b>	0,47	19,95	-2,27	-1,67	<b>7,25</b>	<u>0,12</u>	1,10	21,70
4	<u>15,72</u>	1,06	0,23	<u>11,88</u>	-3,04	-1,83	4,79	-0,22	1,25	-3,94
5	16,63	-0,35	0,13	12,11	-3,58	-1,50	6,32	<b>0,69</b>	1,61	<u>0,78</u>
6	27,09	<u>0,32</u>	<b>0,49</b>	<b>25,27</b>	-0,87	-0,09	3,83	-1,03	1,63	-21,72
KM	<b>68,10</b>	-31,42	-0,28	22,67	-22,78	-3,42	<u>0,08</u>	-0,87	<b>2,42</b>	-11,11
KG	-11,74	-10,01	-0,45	-43,53	-13,77	-4,51	-0,31	-1,15	<u>0,86</u>	0,91
<b>ÁTLAG</b>	<b>23,99</b>	<b>-4,74</b>	<b>0,14</b>	<b>15,23</b>	<b>-5,58</b>	<b>-1,76</b>	<b>4,12</b>	<b>-0,48</b>	<b>1,02</b>	<b>2,27</b>

## 18. melléklet

Vizsgálati helyszínek és időpontok csoportosítása a szennyezettségi faktor (CF) szerint. CESA et al. (2006) után módosítva.

CF		kihelyezési pontok							
		1	2	3	4	5	6	7	
2007 június- augusztus	nem szennyezett	<b>I</b>	Al, V, Cu, Zn, Cd, Pb	V, Zn, Cd, Pb	Zn, Cd	V, Zn, Cd, Pb	V, Zn, Cd, Pb	V, Zn, Cd, Pb	-
	elfogadható szennyezés	<b>II</b>	Fe, Co	Al, Fe, Cu,	Al, V, Fe, Cu, Pb	Al, Fe, Cu	Al, Fe, Cu	Al, Fe, Cu	-
	enyhén szennyezett	<b>III</b>	Cr, Ni	Cr, Co, Ni,	Cr, Co, Ni	Cr, Co, Ni	Cr, Co, Ni	Cr, Co, Ni	-
	erősen szennyezett	<b>IV</b>	-	-	-	-	-	-	-
	extrém szennyezés	<b>V</b>	-	-	-	-	-	-	-
2007 augusztus- október	nem szennyezett	<b>I</b>	Al, V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb	V, Cr, Co, Ni, Zn, Cd	V, Co, Zn, Cd	Al, V, Cr, Co, Zn, Cd, Pb	V, Cr, Co, Ni, Zn, Cd, Pb	V, Co, Ni, Zn, Cd	-
	elfogadható szennyezés	<b>II</b>	-	Al, Fe, Cu, Pb	Al, Cr, Fe, Ni, Cu, Pb	Fe, Cu, Ni	Al, Fe, Cu	Al, Cr, Fe, Cu, Pb	-
	enyhén szennyezett	<b>III</b>	-	-	-	-	-	-	-
	erősen szennyezett	<b>IV</b>	-	-	-	-	-	-	-
	extrém szennyezés	<b>V</b>	-	-	-	-	-	-	-
2008 április- június	nem szennyezett	<b>I</b>	Al, V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb	V, Co, Ni, Zn, Cd, Pb	V, Ni, Zn, Cd, Pb	V, Ni, Zn, Cd, Pb	V, Ni, Zn, Cd, Pb, Co	V, Ni, Zn, Cd, Pb	V, Ni, Zn, Cd, Pb
	elfogadható szennyezés	<b>II</b>	-	Al, Cr, Fe, Ni	Al, Cr, Fe, Ni, Co	Al, Cr, Fe, Ni, Co	Al, Cr, Fe, Ni	Al, Cr, Ni, Co	Al, Cr, Fe, Ni, Co
	enyhén szennyezett	<b>III</b>	-	-	-	-	-	Fe	-
	erősen szennyezett	<b>IV</b>	-	-	-	-	-	-	-
	extrém szennyezés	<b>V</b>	-	-	-	-	-	-	-
0-2	nem szennyezett	<b>(I)</b>							
2-6	elfogadható szennyezés	<b>(II)</b>							
6-18	enyhén szennyezett	<b>(III)</b>							
18-54	erősen szennyezett	<b>(IV)</b>							
>54	extrém szennyezés	<b>(V)</b>							

## 19. melléklet

Elba-folyón 1994-ben elvégzett vízi biomonitoring vizsgálat fellelhető moha-elemkoncentráció alapadatai ppm ( $\mu\text{g}^* \text{g}^{-1}$  sz. a.).

n.a.: nincs adat

Forrás: BRUNS et al. (1997)

	<b>Zn</b>	<b>Cu</b>	<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	
Elba	1994 V-VI. folyó	2191 $\pm$ 199	159,2 $\pm$ 28,4	17,01 $\pm$ 4,27	194,4 $\pm$ 34,36
	kontroll	2292 $\pm$ n.a.	166,7 $\pm$ n.a.	12,,8 $\pm$ n.a.	205,5 $\pm$ n.a.
	1994 X-XI. folyó	781 $\pm$ 418	36,7 $\pm$ 13,5	2,82 $\pm$ 1,67	14,34 $\pm$ 4,70
	kontroll	293 $\pm$ n.a.	193,0 $\pm$ n.a.	0,88 $\pm$ n.a.	5,92 $\pm$ n.a.

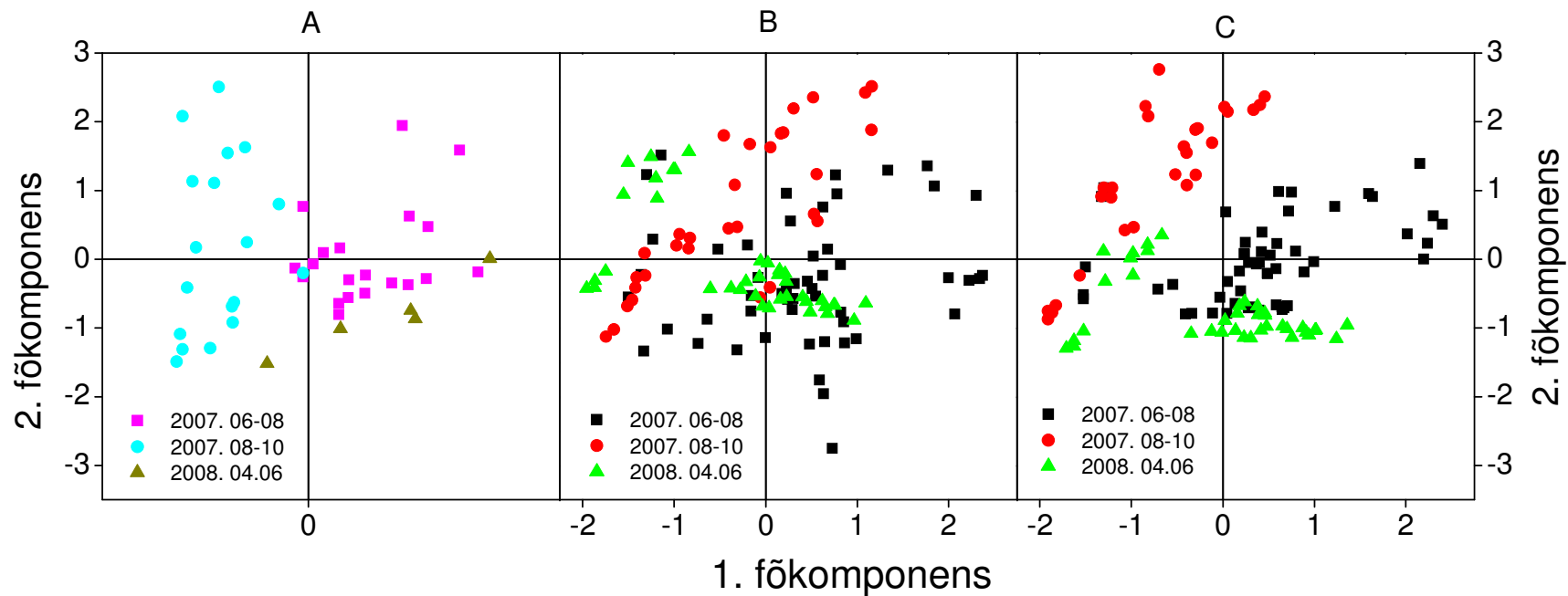
## 20. melléklet

Százhalombattai 2007-2008. felmérés *F. antipyretica* transzplantátumok elemtartalom változás és abszolút elemtartalom adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei az első és második komponens felhasználásával.

**A:** kihelyezés előtti elemtartalom értékekkel elvégzett PCA

**B:** kihelyezés utáni elemfelhalmozás/kimosódás értékekre elvégzett PCA

**C:** kihelyezés utáni abszolút elemtartalmakra elvégzett PCA





## 21. melléklet

Tanzánia 1986-1991 időszak között begyűjtött moha minták elemtartalma ( $\mu\text{g}^* \text{g}^{-1}$  sz. a.).

\* kiugró adatként kizárva a későbbi statisztikai elemzésből Dixon-próba segítségével.

	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	V	Zn
<b>1986</b>	1681	0,00	0,00	0,00	3,23	932,3	1,38	0,00	0,00	61,30
	322,2	0,00	0,00	0,00	2,47	270,4	0,01	0,00	0,00	26,00
	460,9	0,00	0,00	0,58	2,44	416,4	0,49	0,00	0,00	27,73
	21335*	1,48	4,69*	2,30*	6,31	9210*	1,00	0,00	14,02*	61,34
	210,6*	0,00	0,06	0,15	1,34	148,7	1,33	0,00	0,00	22,36
<b>1987</b>	4422	0,00	0,33	0,54	3,17	2003	0,61	4,25	0,62	36,85
	3722	0,85	1,78	4,40*	5,09	4706	3,94*	0,00	7,66*	224,99*
	544,7	0,00	0,00	0,00	1,27	353	0,19	0,00	0,00	47,13
	730,9	0,00	0,00	0,45	5,99	697,1	0,38	0,00	0,78	37,60
<b>1988</b>	1937	0,00	0,00	0,00	3,34	940,2	0,19	0,00	0,36	35,70
	1144	0,00	0,09	0,21	2,69	1455	2,88	0,00	1,63	26,91
	1397	0,00	0,00	0,32	3,76	671,7	0,00	0,00	0,46	21,25
	2702,	0,02	0,00	0,71	2,78	1873	1,57	0,00	2,31	32,19
	886,7	0,00	0,00	0,00	2,02	453,7	0,00	0,00	0,00	21,75
	979,9	0,00	0,00	0,29	4,12	1067	0,63	0,00	0,19	72,70
	374,6	0,00	0,00	0,00	2,66	446,2	0,62	0,00	0,00	36,09
	2140	0,00	0,21	0,00	3,10	1888	1,14	0,00	1,60	36,65
	225,3	0,00	0,00	0,00	3,75	196,2	0,27	0,00	0,00	32,39
	1425	0,00	0,09	0,00	2,97	897,6	1,12	3,57	1,27	25,50
	1018	0,00	0,00	0,00	4,58	737,0	1,38	0,00	0,46	39,41
	1079	0,00	0,00	0,09	6,53	905,5	0,59	0,00	0,82	28,52
	2137	0,35	1,03	0,75	5,25	2515	1,15	0,00	2,48	24,61
	2407	0,00	0,00	0,00	0,00	1314	0,00	14,24*	0,00	50,38
2363	0,00	0,43	1,27	1,88	2215	1,78	0,00	1,27	38,22	
<b>1989</b>	2073	0,00	0,34	0,69	7,32	2191	1,86	0,00	1,75	69,91
	582,2	0,00	0,00	0,19	2,32	613,4	0,84	4,59	0,27	31,88
	654,1	0,00	0,00	0,06	3,98	501,7	0,00	0,00	0,20	384,30*
<b>1990</b>	1019	0,00	0,00	0,00	3,54	651,5	0,22	0,00	0,00	33,37
	690,4	0,00	0,00	0,28	1,41	237,4	0,36	0,00	0,00	27,32
	895,6	0,00	0,00	0,00	2,39	614,7	0,80	3,72	0,52	23,29
	363,1	0,00	0,00	0,00	1,82	284,6	0,00	0,00	0,00	52,48
	488,4	0,00	0,00	0,00	2,14	400,4	0,00	0,00	0,00	20,14
	973,9	0,00	0,00	0,00	1,96	656,6	0,31	0,00	0,62	23,71
	224,9	0,00	0,00	0,00	1,00	183,8	0,00	0,00	0,00	17,34
	1662	0,00	0,00	0,46	2,73	1354	1,42	5,82	1,15	33,92
	1433	0,67	0,74	0,67	2,67	1091,6	2,03	5,34	1,23	518,39*
<b>1991</b>	2158	0,74	0,93	1,23	2,81	1326,9	1,57	0,00	2,47	58,85
	4202	0,55	0,77	0,51	6,17	1236,3	1,04	0,00	7,54	57,48
	15554*	1,20	1,86	3,51	5,50	5509*	1,93	0,00	7,21	57,23
	3516	0,14	2,74	1,89	2,83	2381	0,73	0,00	3,30	24,37
	1469	0,00	0,08	0,00	0,59	843,2	0,00	0,00	0,71	23,06
	242,3	0,00	0,00	0,00	2,59	229,7	0,17	0,00	0,00	26,62
	590,2	0,00	0,23	0,30	3,16	650,7	0,34	0,00	0,80	384,15*

## 22. melléklet

Szlovák-köztársaság (Szk) és Cseh-köztársaság (CZ) alumínium, kobalt és nátrium elemtartalom és alapstatisztikai adatai ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  sz. a.).

Forrás: SUCHARA et al. (2007).

	n	átlag	min.	max.	szórás	med.
<b>Al</b>						
CZ	250	565	197	2391	298,7	500
Szk	86	3666	751	16800	3078	2395
<b>Co</b>						
CZ	250	0,348	0,104	1,244	0,159	0,307
Szk	86	1,5	0,3	8,16	1,53	0,85
<b>Na</b>						
Szk	86	489	181	1874	398	356

## 23. melléklet

Koncentráció szerinti terhelés eloszlás és minősítő határok a 8 legfontosabb kiülepedő nehézfémre. Referencia értékek Európa „legtisztább” Nordikus területeinek moha-biomonitoring eredményének felhasználásával ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  sz. a.).

Forrás: SUCHAROVÁ és SUCHARA (2004b)

	szennyezetlen	Kevésbé szennyezett	Közepesen szennyezett	Erősen szennyezett	Nagyon erősen szennyezett
<b>Cd</b>	<0,07	<0,3	0,3-0,6	0,6-0,8	>0,8
<b>Cr</b>	<0,06	<1,5	1,5-4,0	4,0-6,0	>6,0
<b>Cu</b>	<4,0	<6,0	6,0-9,0	9,0-12	>12
<b>Fe</b>	<250	<500	500-1250	1250-1750	>1750
<b>Ni</b>	<1,8	<2,0	2,0-5,0	5,0-7,0	>7,0
<b>Pb</b>	<2,5	<10	10-25	25-35	>35
<b>V</b>	<1,1	<1,5	1,5-3,0	3,0-4,0	>4,0
<b>Zn</b>	<25	<50	50-80	80-100	>100

## 24. melléklet

Tanzánia 1986-1990 elemtartalom adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei.

	I	II	III	IV	V	VI	Komponensek		IX	X	XI	XII	XIII	XIV
							VII	VIII						
<b>Sajátértékek</b>														
	<b>4,5902</b>	<b>2,5896</b>	<b>1,7669</b>	<b>1,2783</b>	<b>0,9057</b>	<b>0,7089</b>	<b>0,6749</b>	<b>0,5781</b>	0,3833	0,2025	0,1514	0,1188	0,038	0,0134
<b>sajátérték százalékok</b>														
	33%	19%	13%	9%	7%	5%	5%	4%	3%	1%	1%	1%	0%	0%
<b>kumulált sajátérték százalékok</b>														
	33%	51%	64%	73%	80%	85%	89%	94%	96%	98%	99%	100%	100%	100%
<b>Transzformációs mátrix (sorok = sajátvektorok vagy változósúlyok)</b>														
	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	V	Zn	Ca	Mg	Na	Sr
<b>I</b>	<b>0,340</b>	0,301	<b>0,384</b>	<b>0,364</b>	0,184	<b>0,449</b>	<b>0,295</b>	0,068	<b>0,415</b>	-0,002	-0,017	-0,057	0,010	-0,103
<b>II</b>	0,201	0,026	0,045	-0,125	0,157	0,086	-0,039	-0,175	-0,059	<b>0,357</b>	<b>0,526</b>	<b>0,284</b>	<b>0,431</b>	<b>0,451</b>
<b>III</b>	<b>-0,338</b>	<b>0,401</b>	0,206	-0,118	0,317	-0,107	-0,138	<b>-0,439</b>	0,077	-0,252	0,136	<b>0,401</b>	-0,279	-0,135
<b>IV</b>	0,103	0,283	0,284	0,173	-0,261	-0,021	<b>-0,497</b>	-0,052	-0,153	-0,280	0,112	<b>-0,426</b>	-0,094	<b>0,419</b>
<b>V</b>	0,144	0,128	0,023	-0,338	<b>0,355</b>	-0,030	-0,242	<b>0,622</b>	0,016	<b>-0,405</b>	-0,090	0,157	0,281	-0,006
<b>VI</b>	-0,165	<b>0,367</b>	0,314	-0,091	-0,114	-0,058	-0,195	-0,016	-0,203	<b>0,477</b>	-0,334	-0,077	<b>0,417</b>	<b>-0,341</b>
<b>VII</b>	-0,049	0,134	0,157	-0,283	<b>-0,745</b>	0,077	<b>0,299</b>	0,047	0,125	-0,276	0,048	0,325	0,144	0,045
<b>VIII</b>	0,236	-0,229	-0,138	-0,031	0,037	0,112	-0,158	<b>-0,585</b>	0,141	-0,368	-0,317	-0,059	<b>0,471</b>	-0,093
<b>IX</b>	<b>-0,287</b>	0,185	-0,092	<b>-0,441</b>	0,146	-0,061	0,317	-0,075	<b>0,296</b>	-0,031	0,188	<b>-0,633</b>	0,142	0,069
<b>X</b>	0,136	-0,248	0,097	-0,168	-0,161	0,127	<b>-0,389</b>	0,030	0,194	0,046	<b>0,535</b>	-0,113	-0,074	<b>-0,586</b>

## 25. melléklet

Kenya, 1992.01.11-27 időszak alatt begyűjtött moha minták elemtartalom adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei. Az ólom adatai az analízisből a mért  $0,00 \mu\text{g g}^{-1}$  sz. a. tartalom miatt kivéve.

	Komponensek												
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII
<b>Sajátértékek</b>	<b>6,7664</b>	<b>3,4483</b>	<b>1,1359</b>	<b>0,7192</b>	0,5666	0,3635	0	0	0	0	0	0	0
<b>sajátérték százalékok</b>	52%	27%	9%	6%	4%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
<b>kumulált sajátérték százalékok</b>	52%	79%	87%	93%	97%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
<b>Transzformációs mátrix</b> (sorok = sajátvektorok vagy változósúlyok)													
	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	V	Zn	Ca	Mg	Na	Sr
<b>I</b>	<b>-0,25</b>	<b>-0,254</b>	<b>-0,364</b>	0,033	<b>-0,339</b>	<b>-0,305</b>	<b>-0,303</b>	<b>-0,324</b>	<b>-0,316</b>	<b>-0,213</b>	<b>-0,319</b>	-0,071	<b>-0,288</b>
<b>II</b>	-0,291	<b>0,349</b>	-0,106	<b>-0,461</b>	-0,02	<b>-0,304</b>	-0,083	<b>-0,266</b>	-0,022	0,296	0,183	<b>0,466</b>	0,246
<b>III</b>	<b>0,484</b>	-0,079	0,094	<b>-0,437</b>	-0,208	0,189	0,069	0,054	-0,184	-0,378	<b>-0,343</b>	<b>0,394</b>	0,153
<b>IV</b>	<b>-0,118</b>	-0,112	0,052	-0,113	0,213	-0,006	<b>-0,621</b>	0,008	<b>0,51</b>	<b>-0,456</b>	0,066	-0,025	0,233
<b>V</b>	0,111	-0,255	-0,187	-0,187	<b>0,462</b>	-0,109	0,317	<b>-0,263</b>	<b>0,405</b>	0,017	-0,132	0,204	<b>-0,483</b>
<b>VI</b>	-0,006	<b>-0,501</b>	<b>0,31</b>	0,197	0,237	-0,089	-0,213	-0,035	-0,12	<b>0,466</b>	<b>-0,368</b>	<b>0,215</b>	<b>0,301</b>

## 26. melléklet

Réunion, 1994;1996 időszak alatt begyűjtött moha minták elemtartalom adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei.

	I	II	III	IV	V	VI	Komponensek							
							VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV
<b>Sajátértékek</b>	<b>5,9025</b>	<b>3,8314</b>	<b>1,7235</b>	<b>1,0986</b>	<b>0,7854</b>	0,4182	0,1451	0,067	0,0281	0	0	0	0	0
<b>sajátérték százalékok</b>	42%	27%	12%	8%	6%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
<b>kumulált sajátérték százalékok</b>	42%	27%	12%	8%	6%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
<b>Transzformációs mátrix (sorok = sajátvektorok vagy változósúlyok)</b>														
	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	V	Zn	Ca	Mg	Na	Sr
<b>I</b>	<b>-0,319</b>	<b>-0,312</b>	-0,273	<b>-0,366</b>	0,022	<b>-0,347</b>	-0,056	-0,218	<b>-0,371</b>	-0,273	<b>-0,305</b>	0,014	-0,181	<b>-0,288</b>
<b>II</b>	-0,199	0,156	-0,042	0,126	<b>0,464</b>	-0,181	<b>0,483</b>	-0,150	-0,171	<b>0,340</b>	-0,012	0,239	<b>0,437</b>	-0,148
<b>III</b>	-0,130	-0,259	-0,121	-0,254	0,111	-0,072	0,016	<b>0,466</b>	0,031	-0,213	<b>0,435</b>	<b>0,532</b>	0,081	0,277
<b>IV</b>	<b>0,434</b>	0,042	<b>-0,633</b>	0,055	0,095	<b>0,309</b>	0,144	0,240	0,118	-0,137	-0,278	0,136	0,023	<b>-0,306</b>
<b>V</b>	-0,061	<b>0,508</b>	0,171	0,115	<b>-0,378</b>	-0,131	-0,117	0,242	-0,256	0,065	-0,036	<b>0,470</b>	-0,198	<b>-0,365</b>
VI	-0,069	-0,105	<b>0,277</b>	0,051	0,154	-0,192	0,227	<b>0,586</b>	0,079	-0,153	0,088	<b>-0,464</b>	-0,019	<b>-0,443</b>
VII	0,146	-0,203	<b>0,452</b>	-0,259	0,220	0,302	0,292	0,084	-0,066	0,180	<b>-0,395</b>	0,239	<b>-0,418</b>	0,100
VIII	-0,078	0,122	-0,087	0,175	<b>0,441</b>	<b>-0,353</b>	<b>-0,499</b>	0,273	0,196	0,181	<b>-0,398</b>	0,023	-0,114	0,235
IX	<b>0,333</b>	0,299	0,181	<b>-0,664</b>	0,129	0,010	-0,280	0,045	-0,138	-0,011	-0,032	-0,110	<b>0,438</b>	-0,062
X	0,293	<b>0,398</b>	-0,180	-0,079	0,252	-0,269	0,253	-0,083	-0,229	-0,114	0,322	-0,183	<b>-0,501</b>	0,240

## 27. melléklet

Kenya 1992, Tanzánia 1986-1990 és Réunion 1994; 1996 időszak alatt begyűjtött moha minták elemtartalom adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponensanalízis eredményei.

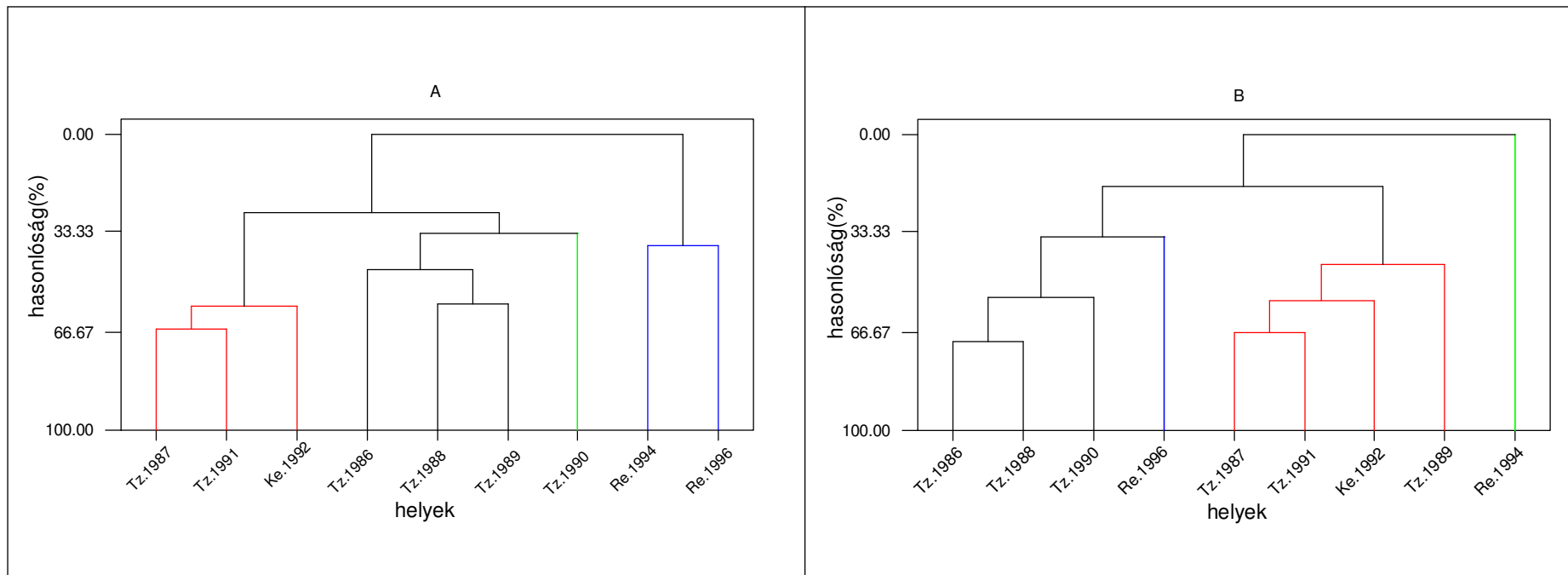
	Komponensek													
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV
<b>Sajátértékek</b>	<b>3,6678</b>	<b>2,923</b>	<b>2,0129</b>	<b>1,4518</b>	<b>1,2067</b>	<b>0,8402</b>	0,5702	0,453	0,2486	0,1909	0,1792	0,1671	0,0573	0,0311
<b>sajátérték százalékok</b>	26%	21%	15%	10%	9%	6%	4%	3%	2%	1%	1%	1%	0%	0%
<b>kumulált sajátérték százalékok</b>	26%	47%	62%	72%	80%	86%	91%	94%	96%	97%	98%	99%	100%	100%
<b>Transzformációs mátrix</b> (sorok = sajátvektorok vagy változósúlyok)														
	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	V	Zn	Ca	Mg	Na	Sr
<b>I</b>	-0,098	<b>0,403</b>	0,236	<b>0,409</b>	0,309	-0,026	<b>0,441</b>	-0,013	0,145	0,191	0,168	<u>0,306</u>	<b>0,366</b>	-0,039
<b>II</b>	<b>-0,460</b>	0,142	<b>-0,329</b>	0,037	-0,016	<b>-0,533</b>	0,076	-0,027	<b>-0,452</b>	-0,187	-0,282	0,150	0,037	-0,161
<b>III</b>	-0,153	0,172	<b>0,343</b>	0,295	-0,213	0,067	0,018	0,032	<b>0,322</b>	-0,357	-0,270	-0,155	-0,358	-0,484
<b>IV</b>	0,235	-0,215	-0,223	-0,205	<b>0,445</b>	0,265	0,297	0,160	-0,015	0,043	-0,463	-0,008	0,120	<b>-0,440</b>
<b>V</b>	-0,266	-0,297	0,171	-0,219	<b>0,287</b>	0,014	0,059	<b>-0,759</b>	0,080	-0,042	0,138	0,170	-0,177	-0,122
<b>VI</b>	0,061	0,191	-0,043	0,194	-0,117	-0,001	-0,005	<b>-0,461</b>	-0,114	<b>0,469</b>	-0,295	-0,595	0,138	-0,011
VII	0,248	0,016	-0,054	0,148	0,172	0,013	0,171	-0,215	-0,051	<b>-0,740</b>	-0,016	-0,297	0,257	<b>0,323</b>
VIII	0,363	0,274	-0,188	0,038	-0,359	0,274	-0,120	-0,351	-0,064	-0,074	-0,258	<b>0,582</b>	0,024	-0,007
IX	0,005	-0,192	0,239	-0,223	-0,432	-0,030	0,015	-0,029	-0,107	-0,096	0,214	-0,049	0,642	-0,431
X	-0,024	0,029	-0,720	0,146	-0,113	0,029	0,118	-0,090	0,348	-0,024	0,453	-0,119	-0,048	-0,281

## 28. melléklet

Kenya 1992 (Ke.1992), Tanzánia 1986-1991 (Tz.1986-1991) és Réunion 1994; 1996 (Re.1994; Re1996) adott időszak alatt begyűjtött moha minták elemtartalom adatainak felhasználásával elvégzett Manhattan (complete) távolságokat figyelembe vevő klaszter-analízis dendrogramjai.

„A”: Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn, Ca, Na, Mg, Sr elemek felhasználásával.

„B”: Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn elemek felhasználásával.



## 29 . melléklet

Nehézfém koncentrációk ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  sz. a.) különböző európai országokban az 1990-92-es felmérés alapján (RÜHLING 1994), valamint a magyarországi Nemzeti Biomonitoring Felmérés során mért adatok (ÖTVÖS et al. 2003)

na.: nincs adat

\*: csak néhány mintavételi pont alapján, mert nem egész országra volt kiterjedő a vizsgálat. Alumínium nem volt mérve az adott időszakban.

Mintavételi helyek	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	V	Zn
Magyarország 1997 <sup>b</sup>	0,9	2,9	12	2025	5	20	5	51
Magyarország 1998 <sup>b</sup>	0,8	3,0	12	2089	6	17	5	56
Románia*	1,1	12,2	25	6900	11	41	14	79
Szlovákia*	1,4	5,2	20	1870	2	61	na,	173
Csehország*	0,4	2,3	9	809	4	19	6	53
Lengyelország	0,6	2,5	10	1498	3	30	5	66
Franciaország	0,4	3,8	13	708	na.	na.	3	55
Oroszország*	0,5	na	5	1370	7	11	6	49
Ausztria	0,4	2,6	7	879	3	16	2	40
Hollandia	1,3	3,1	13	608	3	15	5	57
Németország	0,3	2,1	10	720	3	15	3	55
Svédország	0,3	2,1	6	455	2	13	3	46
Svájc	0,4	2,7	5	441	4	18	3	36
Európai átlag	<b>0,6</b>	<b>3,9</b>	<b>11,2</b>	<b>1478</b>	<b>4,2</b>	<b>23,9</b>	<b>5,0</b>	<b>64,4</b>



## **KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS**

Ezúton mondok köszönetet mindazoknak, akik bármilyen módon is hozzájárultak a munkám elkészítéséhez. Hálával tartozom első témavezetőmnek, Prof. dr. Tuba Zoltán egyetemi tanárnak aki, amíg tehetett figyelemmel kísérte és segítette a munkámat, a mérésektől kezdve az eredmények értékeléséig, valamint pályázataival biztosította a vizsgálatok anyagi hátterét.

Külön köszönet dr. habil. Csintalan Zsolt docens úrnak, hogy Tuba Zoltán sajnálatos távozása után felkarolta témavezetésemet és gyakorlati, valamint elméleti kérdésekben nyújtott magas szintű segítsége, támogatása, biztatása nélkül ez a munka nem készülhetett volna el.

Köszönöm Prof. dr. Pócs Tamás egyetemi tanárnak az Eszterházy Károly Főiskola trópusi herbáriumi anyagának rendelkezésemre bocsátását és önzetlen segítségét.

Külön köszönet dr. Végváry Györgynek, a Corvinus Egyetem Gyümölcsstani Tanszékének egyetemi tanárnak, hogy a szükséges HPLC háttérmérések eszközeit rendelkezésemre bocsátotta.

Köszönöm dr. Fodor Ferencnek és Prof dr. Szigeti Zoltánnak, hogy az ELTE egyetemi graduális, majd szakirányú képzésem során kutatói szemléletet és jó példát adott.

Külön köszönet Balogh Barnabás tanszéki mérnöknek, segítsége nélkül a százhalombattai vízi bioindikációs projekt az árvíz martaléka lett volna.

Köszönet dr. Keresztényi Istvánnak, aki a vízi bioindikációs projektet a MOL részéről minden szempontból és maximálisan támogatta.

Köszönöm a tanszéken dolgozó munkatársak, doktoranduszok segítségét, különös tekintettel dr. Cserhalmi Dániel kollégámra, aki a térképek megrajzolásában volt a segítségemre és Fogarasi Gábor pre-doktorra aki a késő estig nyúló botanikuskerthi mérésekben nyújtott segítségért.

Köszönöm Jócsák Ildikó pre-doktornak az angol cikkek, konferenciaanyagok és fordítások nyelvi lektorálásáért nyújtott segítséget és Rabnecz Ernőnek a 2. ábra megrajzolását.

A laboratóriumi útmutatásokért és segítőkészségéért köszönet illeti Molnár Anikó laboránst.

Az egyéb ügyek elintézésében Hajdu Szilvike nyújtott nagy segítséget.

Külön köszönet illeti családomat, édesanyámat és Helgát, mivel a mérések és a dolgozat megírása alatt megértést és türelmet tanúsított irányomban.

Továbbá köszönöm mindazoknak, akik bármilyen módon előbbre mozdították ezen dolgozat elkészültét, ha itt nem is szerepelnek név szerint az csak feledékenységemnek, helyhiánynak és nem hálátlanságnak tudható be.