

*ERDÉLY FOLYÓINAK
TERMÉSZETI ÁLLAPOTA.
KÉMIAI ÉS ÖKOLÓGIAI VÍZMINŐSÍTÉS
A REKONSTRUKCIÓ MEGALAPOZÁSÁRA*

 SAPIENTIA KÖNYVEK



SAPIENTIA
ERDÉLYI MAGYAR
TUDOMÁNYEGYETEM



SAPIENTIA
ALAPÍTVÁNY



PARTIUMI
KERESZTÉNY
EGYETEM

***ERDÉLY FOLYÓINAK
TERMÉSZETI ÁLLAPOTA
KÉMIAI ÉS ÖKOLÓGIAI VÍZMINŐSÍTÉS
A REKONSTRUKCIÓ MEGALAPOZÁSÁRA***

Szerkesztette
UJVÁROSI LUJZA

| Scientia Kiadó |
| Kolozsvár · 2003 |

SAPIENTIA KÖNYVEK 21.

Természettudomány

A kiadvány megjelenését a Sapientia Alapítvány támogatta.

Kiadja a

Sapientia Alapítvány – Kutatási Programok Intézete
400112 Kolozsvár (Cluj-Napoca), Mátyás király (Matei Corvin) u. 4.
Tel./fax: +40-264-593694, e-mail: kpi@kpi.sapientia.ro

Felelős kiadó:

Tánczos Vilmos

A kötet tanulmányait lektorálták:

Dr. Kiss Szidónia (Románia)
Dr. Szabó Csaba (Magyarország)
Dr. Záray Gyula (Magyarország)

A természettudományi sorozat szerkesztőbizottsága:

Benedek József
Fodorpataki László
Kékedy Nagy László
Nagy László
Szilágyi Pál
Toró Tibor

Szerkesztőségi titkár:

Tőkés Gyöngyvér

Sorozatborító:

Miklósi Dénes



Első magyar nyelvű kiadás: 2003

© Sapientia, 2003

Minden jog fenntartva, beleértve a sokszorosítást, a nyilvános előadást, a rádió- és televízióadást, valamint a fordítás jogát, az egyes fejezeteket illetően is.

Descrierea CIP a Bibliotecii Naționale a României

Erdély folyóinak természeti állapota / ed.: Ujvárosi Lujza. –

Cluj-Napoca: Scientia, 2003.

Bibliogr.

ISBN: 973-7953-05-3

I. Ujvárosi Lujza (ed.)

1. Transilvania

504.06

TARTALOM

ELŐSZÓ	7
PAPP JUDIT Az erdélyi folyók szennyezettségi fokának mikrobiológiai felmérése	11
FODORPATAKI LÁSZLÓ A fitoplankton ökofiziológiai állapotának vizsgálata erdélyi folyószakaszokon	43
MACALIK KUNIGUNDA Ökológiai vízminősítés az erdélyi folyók egyes szakaszain a makrofiták és a benton alapján	65
SÁRKÁNY-KISS ENDRE Az erdélyi folyók vízi puhatestű faunájának egykori és jelenlegi helyzete. A minőségi és mennyiségi dinamikák ökológiai értelmezése, javaslatok	107
UJVÁROSI LUJZA Egyes erdélyi folyószakaszok minősítése és osztályozása jellegzetes tegzesegyütteseik (<i>Trichoptera</i>) alapján	151
KÉKEDY NAGY LÁSZLÓ–BOLLA CSABA–SZABÓ GABRIELLA Egyes erdélyi felszíni vizek nehézfém-tartalmának meghatározása modern elektroanalitikai (stripping analízis) eljárással	217
FORRAY FERENC LÁZÁR A nehézfém-szennyezés megállításának vizsgálata a verespataki bányavidéken	247
A KÖTET SZERZŐI	275
ABSTRACTS	279
REZUMATE	293

ELŐSZÓ

Folyóinkról mint bonyolult ökológiai rendszerekről csak akkor kaphatunk teljes képet, ha a forrástól a torkolatig ismerjük életközösségeit, az őket alkotó élő egységeknek (populációknak) a környezetükhöz és egymáshoz való viszonyát. Jelen kötet szerzőinek előzetes tapasztalatai, melynek célja az egyes erdélyi folyóvölgyek természeti állapotának felmérése, számos tudományos munkában és kötetben részben már eljutott a szakmai közönséghez. Ezen tapasztalatok során egyre nyilvánvalóbbá vált, hogy a Tisza vízgyűjtő területe, ahová az erdélyi folyók nagy többsége is tartozik, egy olyan egységes rendszert alkot, melyet nem lehet vizsgálni egyes szakaszok, vagy csupán egyetlen élőlénycsoport egysíkú megközelítése révén.

Az évek során felépült, de az egyes szerzőknél részekként fellelhető adatbázist a jelen kötetben összefoglalva az érdeklődők elé tárjuk. Ugyanakkor az egyes folyóvizeinkben előforduló élőlénycsoportok jelentőségét is hangsúlyozzuk, amikor ezek veszélyeztetettségi fokára, vagy a vízminősítésben betöltött szerepére világítunk rá.

Az egyre erősödő antropikus eredetű szennyeződéseknek kitett édesvízi környezetekben élő szervezetek tűrő- vagy ellenállóképességének mértéke döntően befolyásolja az illető életközösségek átalakulási irányát, ami végső soron meghatározza az egész vízi léttér és élővilág sorsát.

A tűrőképesség vizsgálatára olyan élettani paraméterek megválasztása szükséges, amelyek elég gyorsan változnak a vízi életkörülmények kedvezőtlenebbé válása során. Mivel a sejtosztódások rátája, az antioxidáns védőenzimek aktivitása és a fotoszintetikus pigmenttartalom dinamikája olyan paraméterek, amelyek rövid időn belül jól mérhető módon változnak stresszkörülmények között, ezek mérése által próbálunk következtetni a fitoplankton elsődleges termelői közé tartozó *zöldmoszatok* környezetminőséget indikáló szerepére és felhasználhatóságára. A folyóvizek szennyezettségi fokának megállapításakor nélkülözhetelen a *mikrobiológiai* vizsgálat, ugyanis a mikroorganizmusok a különböző szennyezőanyagok átalakítását és metabolizálását végzik, semlegesítve, vagy csökkentve ezek toxikus hatását, ugyanakkor a szennyezett vízben elterjedő kórokozó mikroorganizmusok veszélyeztetik a víz minőségét és számos betegség kiváltói lehetnek. A folyóvíz mikrobiológiai vizsgálata az összbaktériumszám meghatározását, az egyes indikátorszervezetek mennyiségi meghatározását és egyes enzimológiai vizsgálatokat foglalja magába. Az erdélyi folyókon

legtöbb esetben az életkörülmények nem felelnek meg egy gazdag *makrofita* állomány megtelepedésének, de ehhez fokozottan hozzájárul a folyók szennyezettségi foka is, ezért tartjuk fontosnak a makrofiták kvalitatív és kvantitatív vizsgálatát és az egyes folyók makrofitáinak monitoring vizsgálatát, melynek módszertanát a jelen kötetben ismertetjük.

Az erdélyi folyók környezeti állapotának felmérésére a *nagykagylók* (Unionida) elterjedésének változásait is felhasználjuk. Az Európai Unió új Vízügyi Kerettörvényének megfelelően ezen kagylók közül sok faj kiemelten védendő és az egész csoportot fontos bioindikátorként tartják számon, akárcsak a *tegzeseket* (Trichoptera). Ez utóbbi rovarcsoport monitorozása, mely a területen végzett kutatások során egy standard fajjegyzék összeállítását eredményezi, kiemelten fontos. A fajdiverzitás növekedése és csökkenése a vizsgált tegzesegyütteseknél az adott élőhely környezeti igényeinek pozitív, vagy negatív változásait tükrözi, a faunisztikai értékelés során a refúgium-jellegű területek tegzesegyütteseinek kiértékelésével a szennyezett szakaszok újranépesülésének lehetőségét kutatjuk.

A vízi környezetet érintő nagymértékű környezetszennyezés napjainkban egyre fenyegetőbbé válik, beépülve mindennapi életünkbe. Elég ha csak arra a cianidszennyeződési hullámra gondolunk, mely a Tisza vízgyűjtő területén 2000. január 31-én levonult, előbb a Lápost szennyezve, később a Szamos révén a Tiszába került, de hatása egészen a Dunáig eljutott. Az európai szabványoknak megfelelően egy folyóvíz cianidtartalmának megengedett maximuma 0,01 mg/l. Január 31. után az említett vízgyűjtő területen a kimutatott cianid-koncentráció elérte a 32,6 mg/l-es értéket is. Ez az igen magas érték katasztrofális hatású volt az illető folyók élővilágára nézve. Az első ijedtséget ki sem hevertük, itt van egy újabb potenciális szennyezőforrás. Az „Eurogold” ausztrál vállalat, mely koncesszióba vette a verespataki bányavidék területét, nemrég jelentős, aranyban gazdag ércesedéseket talált a környéken. Az említett vállalat ércfeldolgozó üzem építését és egy nagymértékű érckitermelés beindítását tervezi, egy újabb ökológiai katasztrófával fenyegetve az Aranyos vízgyűjtő területét, ezáltal a Maros és Tisza amúgy is túlterhelt élővilágát.

Ezért jelen kötetünk hangsúlyosan kitér a nehézfém-szennyezés vizsgálatára folyóvizeinkben, hisz a Kárpátokban működő bányavállalatok nagymértékben hozzájárulnak a környezet szennyezéséhez és folyóvizeink nehézfém-terhelésének legfontosabb forrásai. A kémiai módszerek hosszú távon a szennyeződésnek a vízrendszerre gyakorolt hatását nem tükrözik, azonban a szennyezés meghatározására alkalmasak, s ennek mértékét a mérés pillanatában kimutatják. Az erdélyi felszíni vizek nehézfém-tartal-

mának meghatározására egy modern elektroanalitikai (stripping analízis) eljárást mutatunk be, mely kellőképpen érzékeny a nyomokban előforduló fémek gyors és pontos meghatározására. A fémek mobilitását és környezetbe való vándorlását azonban a különböző geokémiai folyamatok befolyásolják. Külön tanulmányban mutatjuk be a nehézfémek környezetbe való migrációját, a primer és másodlagos ásványok szerepét a környezet nehézfém-terhelésének változásaira Verespatak példáján.

Ezért szükséges hogy mi, biológusok, kémikusok, geológusok és a környezet iránt felelősséget érző érdeklődők ismerjük folyóvizeink tisztóképességét és a legmodernebb kutatási módszerek segítségével, a legjobb tudásunkat adva, nem csak a veszély pillanatában legyünk képesek reagálni. A veszélyeztetettség mértékének idejében jelzésével, valamint egy hosszú távú, komplex monitoring rendszer segítségével hozzájárulhatunk folyóink természetes állapotában való megőrzéséhez.

A szerkesztő

Kolozsvár, 2003 decembere

AZ ERDÉLYI FOLYÓK SZENNYEZETTSÉGI FOKÁNAK MIKROBIOLÓGIAI FELMÉRÉSE

1. A vizeket benépesítő mikroorganizmusok

A folyóvizek mikroflóráját autotróf és heterotróf, obligát vagy fakultatív aerob és anaerob mikroorganizmusok képezik, amelyeknek aktív populációi kölcsönösen és sokoldalúan befolyásolják egymás tevékenységét, és ugyanakkor szoros kapcsolatot alakítanak ki az adott élőhelyet benépesítő különböző makroszervezetekkel is. A biotikus kapcsolatok mellett a folyóvizek mikroorganizmusainak elterjedése, biokémiai aktivitása számos környezeti tényező kedvező vagy kedvezőtlen hatásának is függvénye, így elsősorban a tápanyagok milyensége és mennyisége, a szerves anyagok természete és koncentrációja, az ásványi sótartalom, az oxigén mennyisége befolyásolják a mikroorganizmusok életműködéseit. A hőmérsékleti viszonyok, az esőzések, a víz áramlási sebessége, a vízhozam, a meder típusa, az üledékes kőzetek geokémiai jellegzetességei ugyancsak nagymértékben meghatározzák a mikroorganizmus-populációk összetételét és fiziológiai állapotát (Szabó 1992; Zarnea 1994; Gauthier–Archibald 2001).

A folyóvizek a forrásnál és a kezdeti szakaszokban tápanyagokban szegények, oligotrofikusak, gazdagok elsődleges termelőkben, bennük kevés szaprofita faj található, ami a tápanyagok korlátozott mennyisége mellett a víz nagy áramlási sebességének is tulajdonítható, amely kevésbé kedvez a szervezetek megtapadásának. A forrástól távolodva, a folyók vize tápanyagokban gazdagszik, a vízbe szerves és szervetlen szennyező anyagok is kerülnek természetes úton vagy különböző emberi tevékenységek eredményeként, ennek következtében a mikroorganizmusok száma növekedik, a mikroflóra diverzifikálódik, összetételében az adott feltételekhez legjobban alkalmazkodó fajok dominálnak, amelyek a természetes anyagokat vagy a xenobiotikumokat hasznosítják (*Pseudomonas*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Proteus*, *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Caulobacter*, *Hyphomicrobium* stb.). A szennyezett szakaszokon a mikroorganizmusok robbanásszerű elszaporodása figyelhető meg, a mikroflóra tagjai esetenként nemcsak

tolerálják a szennyező anyagok jelenlétét, hanem a szennyvezető anyagok lebontására és transzformálására specializálódtak, jelentős szerepet töltve be ezek toxikus hatásának semlegesítésében.

A folyóvizek, különösen a szennyezett vizek mikroflórájának tagjai a különböző betegségeket előidéző kórokozó mikroorganizmusok is, amelyek az embereknél és állatoknál leggyakrabban emésztőszervi, légzőszervi fertőzéseket, bőrbetegségeket váltanak ki.

A szennyvizek legfontosabb patogén ágensei a baktériumok soraiból kerülnek ki, így például a *Salmonella*-fajok (*S. typhosa*, *S. paratyphi*, *S. schottmuelleri*) gyakran fordulnak elő a szennyvizekkel fertőzött folyóvizekben és nemritkán komoly veszélyt jelentenek, mivel nagyon ellenállóak és még az ivóvíz céljaira történő kezelést is túlélhetik. A *Shigella*-fajok, amelyek a vérhas kórokozói, ugyancsak előfordulhatnak a szennyezett vizekben, de számukat a viszonylag rövid túlélési idejük a vizekben erősen korlátozza. Az emberi ürülékkel is terjedő *Mycobacterium*ok a háztartási szennyvizekben gyakran előforduló patogén mikroorganizmusok. A kolerá kórokozójának (*Vibrio cholerae*) és más, enyhébb lefolyású gastroenteritist előidéző *Vibrio*-fajoknak a jelenléte az ivóvíz előállítás és a víztisztítási módszerek fejlesztésének következtében erősen lecsökkent, viszont fokozott figyelem irányul az emésztési zavarokat, gyulladós fertőzéseket kiváltó *Yersinia*-fajok (*Y. enterocolitica*, *Y. pseudotuberculosis*) felé, mivel ezeknek a kórokozóknak jellemvonásuk a nagyfokú rezisztencia és a nagy túlélési arány. Ezek mellett még számos más, súlyosabb vagy enyhébb lefolyású fertőzéseket előidéző fajok fordulhatnak elő, így *Escherichia*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Streptococcus*, *Clostridium*, *Leptospira*, *Pseudomonas*, *Staphylococcus*, *Bacillus*, *Brucella*. A vizekben előforduló egyes mikroorganizmusok (koliform mikroorganizmusok, sztreptokokkuszok stb.) a vizek szennyezettségi fokának megállapítására használhatók, megbízhatóan tükrözik a többi makroszervezettel együtt a vizek ökológiai állapotát. Ma már a gyakorlatban számos mikrobiológiai indikátorszervezet alkalmazható a természetes vizek és szennyvizek minősítésében, amelyek szerepéről a későbbiekben lesz szó.

2. A mikroorganizmusok szerepe a vízi környezetben

A természetes vízi környezet változatos fiziko-kémiai folyamatok színhelye, amelyek nagymértékben befolyásolják a mikroorganizmuspopulációk összetételét, diverzitását, elterjedését és élettani aktivitását.

A vizekben a mikroorganizmusoknak változatos szerep jut, amely rendkívül nagy sejtfelület/sejttérfogat arányukból adódó gyors tápanyag-felvételükkel és intenzív anyagcseréjükkel magyarázható, amely a gyors szaporodóképességet vonja maga után. Ugyanakkor a mikroorganizmusok jól alkalmazkodnak a különböző kémiai összetételű anyagok hasznosításához, változatos szintetizáló és lebontó, degradatív tevékenységgel rendelkeznek, részt vesznek az elemek (C, N, S, P, Mn, Fe és toxikus elemek) biogeokémiai ciklusában és számos xenobiotikum metabolizálásával fontos szerepet töltenek be a környezetszennyeződés csökkentésében.

A mikroorganizmusok fontos elemei táplálkozási láncoknak, az autotrófok az elsődleges termelők szerepét töltik be, ugyanakkor az autotróf és heterotróf baktériumok biomasszája a bakteriofág állatok táplálékául szolgál.

A mikroorganizmusok komplex életfolyamataik és aktivitásuk révén nagymértékben befolyásolják a vizek fizikai-kémiai paramétereit (pH, oxigénkoncentráció, troficitás), és ugyanakkor vitaminokat és egyéb növekedési tényezőket biztosítanak más mikroorganizmusok és makroorganizmusok számára, lehetővé téve ezek fejlődését és szaporodását.

Számos geokémiai folyamatban vesznek részt, így jelentős szerep jut a baktériumoknak a Fe- és Mn-konkréciók, a kőolajkészletek és az üledékes kőzetek kialakulásában (Zarnea 1994).

2.1. A mikroorganizmusok részvétele a szén, nitrogén, kén és vas természetes körforgalmában

Az erdélyi folyószakaszok szennyezettségi fokának vizsgálatokor kitértünk egyes fiziológiai csoportok mennyiségi felmérésére, ezért indokolt ezeknek a mikroorganizmusoknak az elemek természetes körforgalmában betöltött szerepük rövid ismertetése.

Az autotróf mikroorganizmusok (fotoszintetizáló és kemoszintetizáló baktériumok) a táplálkozási láncokban elsődleges termelőkként szerepelnek, szerves szénforrás (CO_2) és külső elektrondonorok (H_2S , tioszulfátok, elemi kén, ammónium, nitrátok) felhasználásával állítják elő saját sejttanyagaikat. A fototróf, anaerob baktériumok kizárólagos termelők a mélytengeri vizekben, ahol oxigén már nem található és a fényviszonyok korlátozottak. A szerves szénvegyületek, amelyeket az autotróf mikroorganizmusok és a növények állítanak elő, főként a mikroorganizmusok és kisebb mértékben a makroszervezetek légzési folyamatai során újra CO_2 -dá alakulnak át, amely fenntartja a mikroorganizmusok és a növények

fotoszintézisét. A szerves anyagok lebontásában és ásványosításában elsősorban a mikroorganizmusoknak van szerepük, ezek összességükben minden természetes szerves anyagot és számos xenobiotikumot degradálni képesek. A *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Mycobacterium*, *Nocardia*, *Clostridium* fajok különösen jelentősek a természetes és szintetikus szerves vegyületek aerob és anaerob metabolizálásában és biotranszformációjában.

Az autotróf szervezetek a nitrogént ammóniumsók, nitrátok formájában veszik fel, és ezek szerves kötésbe asszimilálódnak; a nitrogénkötő mikroszervezetek a molekuláris nitrogént hasznosítják és szerves nitrogénvegyületeket állítanak elő. A mikrobiális, növényi és állati eredetű nitrogéntartalmú szerves anyagokat az ammonifikáló mikroorganizmusok bontják le, az ammonifikálás eredményeként ammóniumsók keletkeznek. A heterotróf, szaprofita aerob és anaerob ammonifikálók (*Pseudomonas*, *Bacillus*, *Proteus*, *Clostridium* stb.) által termelt ammóniumot az autotróf nitrítbaktériumok (*Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*) nitrítékké oxidálják, amelyek a nitrátbaktériumok (*Nitrobacter*) tevékenysége során nitrátokká oxidálódnak; ezeket a növények használják fel, illetve a különböző baktériumcsoportok tevékenységének vannak kitéve. A vizekben felhalmozódott nitrátok siettetik az eutrofizációs folyamatokat. A disszimilatív nitrátredukció során újra ammónia keletkezik, míg a denitrifikálás következtében a nitrátokból NO, N₂O és N₂ képződik. A nitrát redukciójára és ammóniatermelésre képes mikroorganizmusok sokkal nagyobb számban fordulnak elő, mint a denitrifikáló baktériumok, amelyek autotróf vagy heterotróf szervezetek és szerves elektronakceptorok oxidálására fakultatív módon hasznosítják a nitrátokat elektronakceptorokként. Fontosabb képviselőjük a *Pseudomonas denitrificans*, a *Paracoccus denitrificans* és a *Thiobacillus denitrificans*. A nitrátok redukálásával keletkezett ammóniumsókat és molekuláris nitrogént újra az autotróf szervezetek, illetve a nitrogénkötők hasznosítják.

A kéntartalmú vegyületek lebontása párhuzamosan folyik a szén- és nitrogénvegyületek degradálásával, a szerves kén kén-hidrogén formájában szabadul fel, amelyet az autotróf fotoszintetizáló kénbaktériumok (*Chlorobium*, *Chromatium*, *Rhodospirillum*) és a szintelen kénbaktériumok (*Beggiatoa*, *Sulfolobus*, *Acidianus*, *Thiobacillus*, *Achromatium*) hasznosítanak. A szulfifikáló baktériumok által termelt szulfátokat az anaerob deszulfifikáló (szulfátredukáló) baktériumok (*Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum*) redukálják kén-hidrogénné, ami a szennyezett vizek kellemetlen szagát idézi elő, és amit újra az autotróf szervezetek hasznosítanak, és a kén újra szerves kötésben asszimilálódik.

A szerves vas asszimilálására mikroorganizmusok és növények egyaránt képesek, a vas felvételében jelentős szerep jut a vasat megkötő sziderofóroknak. A szerves vasvegyületek metabolizálását ugyanazok a mikroorganizmusok végzik, amelyek a többi szerves anyagot is degradálják. A vas természetes körforgalmában a vasat oxidáló és redukáló mikroorganizmusok töltenek be jelentős szerepet. A két vegyértékű vas oxidálását a vasbaktériumok (*Ferrobacillus*, *Siderocapsa*) végzik, három vegyértékű vasat képezve, amelyet a vasredukáló mikroszervezetek hasznosítanak elektronakceptoroként a szerves elektron donorok oxidálására. A vasredukáló szervezetek heterotrófok, elsősorban baktériumok, jelentősebbek a *Shewanella putrefaciens* és a *Geobacter metallireducens*.

A nitrátredukáló, denitrifikáló, szulfátredukáló és vasredukáló baktériumoknak jelentős szerepük van a degradációs folyamatokban anaerob körülmények között, például üledékekben, elárasztott talajokban és kőolajjal szennyezett vizekben ők biztosítják a szerves szennyező anyagok metabolizációját.

2.2. A mikroorganizmusok szerepe a szennyező anyagok hatástalanításában

A mikroorganizmusok gazdag enzimmérettel rendelkeznek és nagyon változatos anyagcsereutakat fejlesztettek ki számos szerves és szervetlen anyagok hasznosítására.

A szintetikus úton előállított, különböző emberi tevékenységekből származó xenobiotikumok (peszticidok, nehézfém-vegyületek) degradálására, biotranszformációjára és semlegesítésére a mikroorganizmusok többféle úton képesek, amelyek nagyon sokfélék lehetnek és gyakran interferálnak. Így egy bizonyos xenobiotikum lebontása természetes úton különböző módon történhet a degradáló mikroflóra összetételétől, aktivitásától és degradációs képességeitől függően, sőt ugyanazon mikroorganizmus-faj is különbözőképpen degradálhatja a xenobiotikumokat, törzstől, élettani állapottól, környezeti tényezőktől függően.

A legfontosabb mikrobiológiai folyamatok, amelyekkel a peszticidok biotranszformációja folyik a következők:

a. A metabolikus út esetén a mikroorganizmusok a szennyező anyag lebontására specializálódott enzimmérettel rendelkeznek, vagy ilyeneket fejlesztenek ki, és a degradált szerves anyag a mikroorganizmus számára szén- és energiaforrásként szolgál.

b. A kometabolikus mechanizmus esetén a mikroorganizmusok nem tudják a xenobiotikumot szén- és energiaforrásként hasznosítani, de más, általuk hasznosítható szerves anyagok metabolizálásával párhuzamosan a peszticidek is degradálódnak, átalakulnak.

c. A konjugációs folyamatok során a mikroorganizmusok olyan köztes termékeket állítanak elő, amelyek konjugálódnak a peszticidekkel, így ezek elvesztik toxikus hatásukat. Meg kell jegyezni azonban azt, hogy a konjugáció esetén a detoxifikáció csak ideiglenes és a kapcsolat felbomlásával a peszticid visszanyeri eredeti toxikus hatását, ugyanakkor az is előfordulhat, hogy a konjugáció során a peszticidnek felerősödik a toxikus hatása.

d. A bioakkumuláció során a mikroorganizmusok holt vagy élő biomassájuk révén aktív vagy passzív mechanizmusokkal felületükön vagy a sejt belsejében halmozzák fel a toxikus anyagokat.

A nehézfém-vegyületek biotranszformációjában is jelentős szerep jut a mikroorganizmusoknak, elsősorban a baktériumoknak, amelyek közvetlenül vagy közvetett módon metabolizálják, átalakítják vagy immobilizálják a nehézfém-vegyületeket, semlegesítve toxikus hatásukat.

A nehézfémek biológiai átalakítása több mechanizmus segítségével valósul meg:

a. A precipitáció (kicsapódás) során a mikroorganizmusok olyan anyagcsere-termékeket állítanak elő, amelyek a vízben levő nehézfémeket kicsapják. Jelentős szerep jut a szulfát-redukáló baktériumoknak, amelyek a szulfátok redukálásával kén-hidrogént képeznek és ez számos fémiot szulfidok formájában csap ki.

b. A bioszorpció esetén egyes fémek adszorbeálódnak élő vagy holt mikroorganizmusok sejteinek felszínéhez. A baktériumok esetén a rögzülést a sejtfall szerkezetében található peptidoglükánon kívül a Gram-pozitív baktériumoknál a teichoinsav és teichuronsav biztosítja, a Gram-negatív baktériumoknál pedig a külső membrán foszfolipid rétegének van jelentős szerepe az adszorpció folyamatában, ugyanakkor a fémek bioszorpciójához a tok és egyes exopoliszacharidok is nagymértékben hozzájárulnak. A gombák bioszorpciók képességét a sejtfallban található kitin vagy kitozán, glükánok, valamint a sejtfelszín negatív töltése határozza meg.

c. Sejten belüli fémakkumuláció (intracelluláris bioakkumuláció) esetén a fémek a sejt belsejében halmozódnak fel, a folyamat speciális transzportrendszereknek és fémmegkötő fehérjéknek tulajdonítható. A felvételben az ATP-áznak, sziderofóroknak, és egyes antiport és kotranszport rendszereknek van szerepük. Sejten belül a fémek ciszteintartalmú fehérjékhez (metallothionein, fitokelatin) kötődhetnek, speciális sejtszer-

vecskékben (cianoficin, polifoszfátok) raktározódhatnak vagy kémiai átalakításokon (redukció, oxidáció, metiláció) esnek át.

3. A vizek szennyeződése

Számos folyó van kitéve időszakosan vagy állandóan a különböző szennyező anyagok hatásának, amelyek természetes úton mosódnak be vagy különböző emberi tevékenységek során keletkeznek és a háztartásokból, állattenyésztésből, mezőgazdaságból és iparból származó szennyvizek beömlésével kerülnek vízi környezetbe. A szennyvizek bejutása a természetes vízi környezetbe megváltoztatja a víz fiziko-kémiai paramétereit és ezáltal befolyásolja a vízi közösségek életfolyamatait is, zavart idézve elő az ökoszisztémák egyensúlyi állapotában. A szennyező anyagok természetét és a szennyezés okait figyelembe véve megkülönböztethető egy természetes szennyezés, amelynek során a szennyezés emberi beavatkozás nélkül következik be, és egy mesterséges szennyezés, amelyben az egyensúlyi zavar az emberi beavatkozás következménye. A természetes szennyeződés esetén a vízi környezetbe olyan elemek kerülnek, amelyek természetes úton keletkeztek és jelenlétükhöz az élő szervezetek alkalmazkodtak. Ebben az esetben a szennyeződés jellege ideiglenes, és az élőközösségek tevékenysége következtében az egyensúlyi állapot visszaáll. Az antropogén szennyezés során a vízi környezetbe számos olyan anyag kerül, amelyek idegenek az adott életközösségek számára és súlyosan károsíthatják a biocönózist (Sárkány et alii 1997).

A szerves anyagokban gazdag szennyvizekben a lebontó mikroorganizmusok szaporodnak el, amelyek a szerves anyagok mineralizációját végzik. A szennyező anyagok kémiai szerkezetétől és koncentrációjától függően a mikroflórában azok a fajok szaporodnak el, amelyek jobban alkalmazkodtak az adott feltételekhez és konstitutív vagy induktív enzimeik segítségével a szennyező anyagokat szén- és energiaforrásként hasznosítani tudják. A szerves anyagok lebontása következtében a víz ásványi sókkal gazdagodik, ami a vízi növények elszaporodását eredményezi, a jelenség köznyelven a vízvirágzás néven ismeretes.

A szennyezett vizek egyik jellegzetes mikroorganizmusa a *Sphaerotilus natans* nevű fonalas baktérium, amelynek kövekhez vagy más szilárd aljzathoz rögzült telepei más mikroorganizmusok megtapadását és elszaporodását biztosítják.

A magas szervesanyag-tartalomnak köszönhetően a szennyezett vizekben egy változatos heterotróf mikroflóra alakul ki, amelyek között aerob, fakultatív, illetve obligát anaerob mikroszervezetek fordulnak elő, és ezek együttesen számos természetes szerves anyagot és xenobiotikumot metabolizálnak.

A szerves anyagok degradációja nagy mennyiségű oxigént igényel, így a vizek oxigéntartalma fokozatosan csökken és egyre inkább anaerob körülmények alakulnak ki és előtérbe kerülnek az erjedési és rothasztási folyamatok, amelyek során különböző gázok (ammónia és kén-hidrogén), valamint toxikus végtermékek keletkeznek. A szennyezett vizekben kialakult anaerobiózis a szulfátredukáló (*Desulfovibrio desulfuricans*) és a denitrifikáló baktériumoknak (*Thiobacillus denitrificans*, *Paracoccus denitrificans*) is kedvez, így ezek számbeli növekedése észlelhető (Zarnea 1994).

4. A vizek természetes tisztulása

A vizek természetes tisztulása komplex folyamat, amelyben fizikai, kémiai és biológiai mechanizmusok játszanak szerepet, és amelyek során a szerves és szervetlen szennyező anyagok lebomlanak vagy átalakulnak, veszítve ezáltal toxikus hatásukból és a szennyezett környezet újra a jellegzetes, természetes egyensúlyi állapotba kerül. A természetes tisztulásnak köszönhetően a folyóvizek esetén a szennyező anyagok beömlési helyétől távolodva a víz fokozatosan tisztul és a szerves anyagokkal erősen terhelt alacsony oxigén tartalmú poliszaprobikus szakaszt egy mérsékelt szennyezett mezoszaprobikus zóna, majd egy oliszaprobikus szakasz váltja fel, amelyben a szennyező szerves anyagok már szinte teljesen mineralizálódtak, a víz szervetlen anyagokban gazdag és az oldott oxigén koncentrációja magas.

A szennyezett vizek természetes tisztulásában elsődleges szerep a baktériumoknak jut. Szerves anyagok beömlésekor a kevésbé érzékeny, heterotróf mikroorganizmusok erősen elszaporodnak, a szaprofita baktérium-populációk összetétele és elterjedése, abundenciája a szennyeződés mértékével arányos. A mikroflóra alkotói között komplex kapcsolatrendszer alakul ki, amelynek alapját elsősorban a táplálkozási viszonyok és igények képezik. A szerves anyagok metabolizálása a degradatív szukcesszió (mineralizációs szekvencia) keretén belül valósul meg, amikor az egymást

követő populációk kommenzalisztikus viszonyban állnak egymással és mindegyik populáció az utána következőnek állítja elő a tápanyagokat.

A természetes tisztulási folyamat igazán hatékonyan aerob körülmények között játszódik le, anaerob körülmények mellett a tisztulási folyamat hatékonysága erősen lecsökken. Az intenzív degradációs tevékenység nagy mennyiségű oxigén elfogyasztásával jár, ami nehezen pótolódik, ugyanis a növényi fotoszintézis a víz zavarossága miatt erősen gátlódik.

A baktériumok esetenkénti robbanásszerű elszaporodását a folyóvizek természetes tisztulási folyamatainak előrehaladtával a szaprofita, lebontó mikroorganizmusok mennyiségének lecsökkenése követi, amely több okra vezethető vissza, így a tápanyagok felhasználása, toxikus végtermékek felhalmozódása, UV-fény általi inaktiválás, antagonistá viszonyok (ragadozás, amenzalizmus). A tisztulási folyamat mértékével párhuzamosan fokozatosan a növények kerülnek előtérbe, amelyek a mikroorganizmusok által termelt szerves tápanyagokat hasznosítják a fotoszintézis során és oxigént termelnek, ami beoldódik a vízbe és biztosítja a további degradációt és mineralizációt és ezáltal a tisztulási folyamatot.

A természetes tisztulás folyamatát nagymértékben befolyásolja a víz szennyezettségi foka, a szennyeződés mértéke és gyakorisága, a víz áramlási sebessége, a hőmérséklet, amely elsősorban a lebontó mikroorganizmusok aktivitását befolyásolja és számos más külső tényező. Ennek megfelelően a vizek természetes tisztulása nem mindig tökéletes, így ha a szennyezés állandóan fennáll, ami a nagyobb, iparral rendelkező emberi településeken áthaladó folyók esetén észlelhető, akkor az ökoszisztémáknak nem áll rendelkezésükre elegendő idő ahhoz, hogy a szennyező anyagok negatív hatását semlegesítsék, és ennek következtében a szennyezettség állandósul és az életközösségek helyrehozhatatlanul károsodnak.

5. A vizek szennyezettségi fokának felmérése

A vízbe jutott szerves és szervesetlen szennyező anyagok, amelyek természetes úton kerülnek a folyók vizébe vagy a különböző emberi tevékenységek következményei, nagymértékben befolyásolják a folyók természetes mikroorganizmus-közösségének diverzitását és anyagcsere-folyamatait.

Minden ökoszisztémában létezik egy igen összetett kapcsolatrendszer a különböző szervezetcsoportok, illetve ezek és környezetük között. A víz természetes paramétereinek bármely változása a biocönózison érzéketi hatását. Ez utóbbi többféle úton, de mindig a megfelelő módon

válaszolhat a módosulásokra. Egy szennyező anyagnak a folyóba bocsátása felborítja annak természetes egyensúlyát. Mind a folyó élő, mind pedig élettelen alkotói védekezni próbálnak a behatás ellen egy olyan mechanizmus-együttessel, amely az eredeti, vagy ahhoz közeli állapotot próbálja visszaállítani. A víz minőségének leromlásával a biocönózis szerkezete is lényeges módosulásokat szenved: egyes populációk számbeli növekedésnek indulnak, mások visszaszorulnak vagy teljesen eltűnnek, helyüket az új környezeti feltételeket eltűrő fajok foglalják el. Általánosságban szólva, ha a környezet változatos feltételeket mutat (ún. heterogén környezet) és igen közel áll a természetes állapothoz, akkor nagy a biodiverzitás (a biológiai sokféleség). Amikor a külső feltételek eltérnek az optimális szinttől, mikor leromlik a környezet vagy homogén az élőhely, a fajok száma csökkenni kezd és az ellenállóbb populációk népesebbek lesznek (Sárkány et alii 1997).

A víz minőségének megállapítása a közösségek faji összetételének és élettani állapotából adódó aktivitásának felmérésével, illetve egyes indikátor-szervezetek vizsgálatával egyaránt történik.

A víz szennyezettségi fokára és terhelésére nem csupán egy adott faj jelenléte, hanem annak egyedszáma és egyedsűrűsége is utal. Egyes fajok csak tiszta, toxikus anyagoktól mentes környezetben fordulnak elő, míg mások elviselik a szennyezettebb környezetet. A biotikus közösségek egy adott élőhelyen nem véletlenszerűen fordulnak elő, jelenlétük a fejlődésükhöz szükséges optimális feltételekre utal, illetve alkalmazkodásukat is jelenti az adott környezeti feltételekhez. Egy adott természetes élőhelyet egy autochton (őshonos) fajkból összetevődő közösség népesíti be, amely maximálisan alkalmazkodott a jelenlevő környezeti feltételekhez. A fizikai és kémiai feltételek módosulásával az addig domináns fajokat kiszorítják az új feltételekhez jobban alkalmazkodók és az autochton populációk módosulnak, visszaszorulnak.

Ennek alapján tehát, ismerve a környezeti feltételeket, következtetni lehet a populációk faji összetételére és fordítva, a közösségek szerkezetének ismeretében információk nyerhetők a környezeti tényezőket illetően, így a víz minőségére, szennyezettségi fokára és a szennyező anyagok természetére a populációk szerkezetéből, diverzitásából és aktivitásából lehet következtetni (Rees et alii 1998; Fodorpataki–Papp 2000; Crowther et alii 2001; Daby et alii 2002).

6. A víz szennyezettségi fokára utaló indikátor mikroorganizetek

A vizekben előforduló kórokozó mikroorganizmusok kitenyésztése egyes esetekben problémákba ütközik, és gyakran ezek a patogén szervezetek viszonylag rövid életűek vízi környezetben, ezért volt indokolt olyan indikátor-szervezetek alkalmazása a vízminősítésben, amelyek könnyebben kitenyészthetők és amelyeknek jelenlétéből, abundenciájából és denzitásából, valamint aktivitásából következtetni lehet a kórokozó mikroorganizmusok jelenlétére és a víz szennyezettségi fokára (Crabill et alii 1999; Dellile–Dellile 2000; George et alii 2001). A mikrobiológiai mutatók a fizikai, kémiai paraméterekkel és egyéb indikátor makroszervezetekkel együtt fontos információt nyújtanak a szennyező anyagok természetéről és a folyóvizek ökológiai állapotáról.

A mikrobiológiában már számos indikátor-szervezetet alkalmaznak a természetes vizek, a szennyvizek és az ivóvíz mikrobiológiai állapotának vizsgálatára, ezek közül egészségügyi szempontból is jelentősek azok, amelyek a szerves anyagok koncentrációjára, illetve a kórokozó mikroorganizmusok esetleges jelenlétére utalnak.

A szerves szennyeződésre és különösen az állati és emberi ürülékekkel való kontaminációra utaló indikátor mikroorganizmusok bizonyos követelményeknek kell eleget tegyenek:

- állandóan jelen legyenek az emberi és állati ürülékekben;
- hiányozzanak vagy csak kis számban legyenek jelen más környezetben;
- ne legyenek szaporodóképesek vízi környezetben;
- a vízben hosszabb ideig életképesek maradjanak, mint a velük együtt előforduló kórokozó mikroorganizmusok;
- könnyen izolálhatók, azonosíthatók és számlálhatók legyenek;
- mennyiségük és a víz szennyezettsége között korrelációt lehessen felállítani (Mănescu 1989; Bruni et alii 1997).

A víz fekális szennyeződésére általánosan elfogadott és a vízminősítésben alkalmazott mikroorganizmusok a koliform baktériumok, valamint a fekális sztreptokokkuszok (enterokokkuszok) csoportja.

A koliform baktériumok az Enterobacteriaceae családba tartozó bélbaktériumok, lekerekített végű pálcikák, amelyek magányosan vagy kettesével-hármasával fordulnak elő. Gram-negatívak, spórát nem képeznek és epesavak jelenlétében szaporodóképesek maradnak, a laktózt gázképződéssel fermentálják 37, illetve 45 °C-on 24–48 óra alatt. Jelentősebb

képviselőik az *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* és *Enterobacter* génezetekbe sorolhatók. A fekál koliformok, amelyek főként az *Escherichia* és *Klebsiella* nemzetségbe tartoznak, a koliformok termotoleráns alcsoportját képezik, és mivel szinte kizárólag a melegvérű állatok ürülékében találhatóak, emiatt a totál koliformoknál megbízhatóbban jelzik a vizek fekális szennyezettségét (Wilkinson et alii 1995; Gauthier–Archibald 2002; Rompre et alii 2002).

A fekál sztreptokokkuszok a Streptococcaceae család tagjai, jelentősebb képviselőik a *Str. faecalis*, *Str. faecium*, *Str. bovis*, *Str. equinus*, *Str. avium*. Gömb alakú sejtjeik magánosan fordulnak elő vagy hosszabb-rövidebb láncokat alkotnak, Gram-pozitívak, csillót és spórát nem képeznek. 37, illetve 45 °C-on, 40%-os epesavak és nátrium-azid jelenlétében fejlődnek, amelyek más baktériumcsoportokra, elsősorban Gram-negatívokra, beleértve a koliformokat is, gátló hatást fejtenek ki.

A fekál sztreptokokkuszok ugyancsak használatosak a vizek, elsősorban a különböző emberi tevékenységekre alkalmazott folyóvizek szennyezettségi fokának felmérésére, mivel ezek hosszabb ideig életképesek maradnak, mint a koliformok.

Az obligát anaerob, szulfitredukáló baktériumok, amelyeknek jelentős képviselőjük a *Clostridium perfringens* a koliform baktériumok és a fekál sztreptokokkuszok mellett ugyancsak a víz ürülékekkel való szennyezettségét jelzik. Ez a baktériumcsoport, amelybe Gram-pozitív, spórás, szulfidokat képező baktériumok tartoznak, kisebb számban ugyan mint a koliformok és a sztreptokokkuszok, de szintén a melegvérű állatok és az ember bélflórájának alkotói. Jelentőségük a vízminősítésben annak is tulajdonítható, hogy spóráik rendkívül ellenállóak a kedvezőtlen környezeti tényezők hatásával szemben és sokáig életképesek maradnak a vízi környezetben, akkor is, amikor más indikátor-szervezetek vegetatív sejtjei már nem mutathatók ki. Jól alkalmazhatóak a régebbi és a hosszú távú szennyeződések, valamint az iszapok szennyezettségi fokának felmérésére.

A *Pseudomonas aeruginosa* használata a vízminősítésben még vitatott, ugyanis a természetben széles elterjedt fajról van szó, amely jóval kisebb számban fordul elő az emberi és állati szervezetek ürülékében, mint a többi indikátor-szervezet. A Pseudomonadaceae családba tartozó, Gram-negatív, nem spórás mikroorganizmus kevésbé alkalmazható a friss szennyeződések kimutatására, de bizonyos esetekben a *Pseudomonas aeruginosa* mennyiségének meghatározása fontos információkat nyújthat a víz minőségének becslésében. Így hasznos adatokat szolgáltathat például a kórházak vízellátásának mikrobiológiai ellenőrzésében, a bepalacko-

zott ásványvizek minőségével kapcsolatosan, a turisztikai és rekreációs célokra használt vizek minőségének felbecsülésében stb.

Egyes bakteriofágok szintén fontos információkat szolgáltatnak a víz minőségének megállapításában, mivel ezek egyes esetekben könnyebben kimutathatók a vizekben, mint a kórokozó gazdaszervezetek. A gyakorlatban a *Salmonella typhi* parazitáló Vi bakteriofágot és a kolifágokat kimutató módszereket alkalmazzák a vízminősítésben az általánosan használt vizsgálatok kiegészítő módszereiként (Mănescu 1989).

7. A víz minősítése és alkalmazási lehetőségei a bakteriológiai mutatók alapján

A folyóvizek alkalmazási területüktől függően bizonyos követelményeknek kell megfeleljenek, amelyek elsősorban a baktériumok teljes csíraszámára, a totál és fekális koliformok számára és a fekális sztreptokokkuszok mennyiségére vonatkoznak. Ezek kiegészítőjeként, bizonyos esetekben (járványok esetén, víztisztítási berendezések hatékonyságának vizsgálata) indokolt más bakteriológiai vizsgálatok elvégzése is, így például a 22 °C-on kifejlődő mikroorganizmusok számának meghatározása, egyes patogén baktériumok (*Salmonella*) jelenlétére utaló bakteriofágok kimutatása.

A román vízügyi törvények által előírt szabvány szerint a kritériumok az ivóvízforrásként, rekreációs célokra és öntözésre használt vizekre vonatkoznak.

Az ivóvízként használt folyóvizek esetén a teljes csíraszám ml-enként 300 alatti kell legyen, a totál koliformok száma literenként nem haladhatja meg a 100-at, míg a fekál koliformoké maximálisan 20 lehet egy liter vízre számolva.

A fürdésre alkalmas folyóvizeknél a totál koliformok száma literenként 10 000 alatt kell legyen, a fekál koliformoké és fekál sztreptokokkuszoké maximálisan 1000, illetve 200 lehet egy liter vízre számítva.

A talajok és gazdasági növények öntözésére hasznosított vizek 3 kategóriába sorolhatók, az indikátor-szervezetek mennyisége alapján:

- minden talaj és gazdasági növény öntözésére alkalmas vizek, amelyekben a totál koliformok száma nem haladja meg literenként a 100-at, a fekál koliformok és sztreptokokkuszok pedig nincsenek jelen;

- minden talaj és növény (kivételet képeznek a nagy áteresztőképességgel rendelkező talajok és azok a növények, amelyek előzetes hőkezelés

nélkül, friss vagy fagyasztott formában szolgálnak táplálékként és a takarmányként használt növények) öntözésére alkalmas vizek, amelyekben a totál koliformok száma literenként 100 és 100 000 között található, a fekáli koliformok és a fekáli sztreptokokkuszok száma maximálisan 10 000;

– csak a 4 m-nél mélyebben levő talajvízzel rendelkező talajok és az iparilag feldolgozott és takarmányként nem használt növények öntözésére alkalmas vizek, amelyekben a totál koliformok száma literenként 100 000 és 10 000 000 között van, a fekáli koliformoké és a fekáli sztreptokokkuszoké 10 000 és 1 000 000 közötti.

8. Célkitűzések

A folyók vízének és élővilágának felhasználása különböző célokra (ivóvíz, ipar, állattenyésztés, öntözés, halállomány fogyasztása, turisztikai és üdülési lehetőségek stb.) szükségessé teszi a folyóvizeket benépesítő közösségek ökológiai állapotának ismeretét, ugyanakkor az egyre nagyobb mértékű környezetszennyeződés és a folyók erőforrásainak felelőtlen kihasználása miatt elengedhetlenné vált a szennyező anyagok károsító hatásának felmérése, amelyek a természetes biotikus közösségeket veszélyeztetik, kihatva előbb-utóbb az emberre is. A folyóvizek szennyezettségi fokának megállapításakor nélkülözhetetlen a mikrobiológiai vizsgálat, ugyanis a mikroorganizmusok gyors szaporodóképességüknek, nagy alkalmazkodóképességüknek és változatos anyagcsere-útjaiknak köszönhetően jelentős alkotói mind a természetes vizek, mind a különböző eredetű szennyvizek életközösségeinek és, mint már tárgyaltuk, ők a felelősek szennyezett környezetünk természetes tisztulási folyamataiért, részt vesznek a különböző elemek (szén, nitrogén, kén, vas, foszfor stb.) természetes körforgalmában és fontos szerepet töltenek be a különböző szennyező anyagok lebontásában, átalakításában és metabolizálásában, semlegesítve vagy csökkentve ezek toxikus hatását. Ugyanakkor a szennyezett vízben elterjedő kórokozó mikroorganizmusok veszélyeztetik a víz minőségét és számos emberi és állati betegség kiváltói lehetnek.

A folyók mikroflórájára vonatkozó vizsgálatok hozzásegítenek a folyók ökológiai állapotának felméréséhez és az ökoszisztémák veszélyeztetettségének felismeréséhez.

A mikrobiológiai vizsgálatok célját egyes erdélyi folyók (Maros, Szamos, Lápos patak) szennyezettségi fokának felmérése képezte, különös tekintettel az ivóvíz minőségére, figyelembe véve egyes mikrobiológiai

paramétereket, amelyeket általánosan alkalmaznak a gyakorlati vízminősítésben. A folyóvizek minőségének megállapítása a következő vizsgálatok alapján történt:

- a heterotróf mikroorganizmusok teljes csíraszámának meghatározása;
- az indikátor mikroorganizmusok kimutatása és mennyiségi meghatározása;
- fiziológiai baktériumcsoportok mennyiségi meghatározása.

9. Vizsgálati módszerek

A víz mikrobiológiai vizsgálata magába foglalta a heterotróf, szaprofita baktériumok össz-számának meghatározását, az indikátor szervezetek (teljes koliformok, termotoleráns koliformok, fekál sztreptokokkusok) és egyes fiziológiai csoportok (ammonifikálók, szulfátredukáló, denitrifikáló és vasredukáló baktériumok) képviselőinek mennyiségi meghatározását.

A mintavételi helyek megválasztása a fontosabb szennyező források figyelembevételével történt, így mintákat gyűjtöttünk a nagyobb települések közelében, valamint a mellékfolyók torkolatánál. A Maros esetén hét mintavételi helyet választottunk: Szenéte, Galonya, Nyárádtó, az Aranyos beömlésénél, a Küküllő beömlésénél (Szentimre), Alvinc és Pécska.

A Szamos szennyezettségi fokának felmérésénél figyelembe vettük a 2000. január 31-i cianidszennyeződést, így mintavételezésre a láposi Nagybozintára, Szamosújfalura és a Láposnak a Szamosba ömlésénél elhelyezkedő Remetemezőre esett a választás.

A vízminták begyűjtése 170 °C-on 1 órán keresztül sterilizált üveglombikokba történt, majd az üvegedények szállítása és tárolása 4 °C-on valósult meg. A begyűjtött vízminták laboratóriumi feldolgozása a mintavételezést követően 48 órán belül megtörtént.

A baktériumszám meghatározására a STAS 3001–91 által előírt módszereket használtuk. A vizsgálatok elvégzésére a vízmintákból 10^{-5} -ig hígítási sort készítettünk.

A baktériumok össz-számának meghatározása

A heterotróf baktériumok számának meghatározásához egyszerű agaros táptalajt használtunk, amelyet 120 °C-on történő 20 perces sterilizálás után steril Petri-csészékbe öntöttünk ki. A táptalaj összetétele:

Húskivonat	3 g
Agar-agar	20 g
Desztillált víz	1000 ml

Megszilárdulás után a táptalajra ráoltottuk a hígított vízmintákat, minden hígítással 2–2 Petri-csészét készítettünk. Az inkubálás 37 °C-on történt, az eredmények leolvasása 24, illetve 48 órás inkubálás után valósult meg. Mindazokat a Petri-csészéket figyelembe vettük, amelyeken a kifejlődött telepek száma 20 és 200 között volt.

Az indikátor-szervezetek (totál és fekál koliformok és fekál sztreptokokkusok) számának meghatározására előzetes és végleges tesztet alkalmaztunk (Mănescu 1989; Szabó 1998).

A koliform baktériumok számának meghatározása

A totál koliformok számának meghatározására az előzetes teszt során egyszeresen és kétszeresen koncentrált lauril-szulfátos táplevest használtunk, amelyeknek összetétele a következő:

	Egyszeres	Kétszeres
Pepton	20,00 g	40,00 g
Na ₂ HPO ₄	2,75 g	5,50 g
Na H ₂ PO ₄	2,75 g	5,50 g
NaCl	5,00 g	10,00 g
Laktóz	5,00 g	10,00 g
Na-lauril-szulfát	0,10 g	0,20 g
Desztillált víz	1000,00 ml	1000,00 ml

A táptalajok pH-ja 6,8, sterilizálásuk 115 °C-on 20 percig tart. Mind-egyik kémcsőbe a tápleves kiöntése előtt szájával lefelé egy-egy Durham-csővet helyeztünk. Mindegyik hígításból 5–5 kémcsövet oltottunk be, az inkubálás 37 °C-on történt. Az eredmények leolvasását 24 órás inkubálás után végeztük el, pozitívnak tekintve mindazokat a kémcsöveket, amelyekben gázképződés volt észlelhető a Durham-csővekben. A koliszám meghatározása a pozitív kémcsövek száma alapján, a McCrady-táblázat szerint történt.

A végleges teszt során olyan szelektív táptalaj használatos, amely gátlóanyagai révén kizárólag a koliform csoportba tartozó baktériumok elszaporodását teszi lehetővé és megakadályozza minden más mikroorganizmus kifejlődését. A teszt során alkalmazott Levine táptalaj összetétele a következő:

Pepton	10 g
K ₂ HPO ₄	2 g
Agar-agar	20 g
20%-os laktózoldat	5 ml
2%-os eozin vizes oldata	2 ml
0,5%-os metilénkék vizes oldata	1,3 ml

A táptalaj sterilizálása 121 °C-on 30 percig tart.

A Petri-csészékbe öntött steril táptalajra megszilárdulás után az előzetes tesztben pozitívnak nyilvánított kémcsövekből oltunk át, az inkubálás 37°-on 24 óráig tart. A szelektív táptalajon pozitív eredmény esetén jellegzetes, fényes rózsaszínes-lilás vagy fémes csillogású szürkés telepek jelennek meg.

A fekál koliformok számának meghatározására a totál koliformok előzetes tesztjének pozitív kémcsöveiből steril lauril-szulfátos táplevesre oltottunk át és 44,5 °C-on inkubáltuk, majd 24 és 48 óra után olvastuk le az eredményt.

A fekál sztreptokokkuszok számának meghatározása

A fekál sztreptokokkuszok számának meghatározási módszere során az előzetes tesztben egyszeresen és kétszeresen koncentrált Na-azidos táptalaj használatos, amelyek összetétele a következő:

	Egyszeres	Kétszeres
Húskivonat	4,5 g	9,0 g
Proteóz-pepton	15,0 g	30,0 g
Glükóz	7,5 g	15,0 g
NaCl	7,5 g	15,0 g
Na-azid	0,2 g	0,4 g
Desztillált víz	1000,0 ml	1000,0 ml

A táptalajok pH-ja 7,2, sterilizálásuk 115 °C-on történik, időtartama 20 perc. A steril táplevest 10–10 ml-enként kémcsövekbe osztottuk szét, majd minden hígításból 5–5 kémcsövet oltottunk be. Az inkubálás 37 °C-on valósult meg. Az eredmények leolvasása 24, illetve 48 órás inkubálás után történt, minek nyomán a pozitív kémcsövekben zavarosodás volt megfigyelhető. A fekál sztreptokokkuszok számát a koliformok esetén is használatos McCrady-táblázat segítségével határoztuk meg, a pozitív kémcsövek alapján.

A végleges teszt szelektív táptalaja, amely a fekál sztreptokokkuszok fejlődését lehetővé teszi, a brómkrezolos-Na-azidos táptalaj, amelyet az előzetes teszt pozitív kémcsöveiből oltottunk be. A táptalaj összetétele:

Proteóz-pepton	20,0 g
Glükóz	5,0 g
NaCl	5,0 g
K ₂ HPO ₄	2,7 g
KH ₂ PO ₄	2,7 g
Na-azid	0,4 g
1,6%-os brómkrezol 98%-os etanolban	2,0 ml
desztillált víz	1000,0 ml

A táptalaj pH-ja 7,2, sterilizálásuk 115 °C-os, 30 perces autoklávozással történik.

Pozitív eredmény esetén a 24 órás 37 °C-on történő inkubálás során zavarosodás és színváltozás (pirosról sárgára) lép fel a tápközegben.

A különböző fiziológiai csoportokba tartozó baktériumok mennyiségi meghatározása ugyancsak a hígítós MPN (most probable number) módszer felhasználásával valósult meg. A mikroorganizmus-csoportok kitenyésztésére speciális, a baktériumok tápigényének megfelelő összetételű táptalajokat használtunk, amelyeket a hígított vízmintákkal oltottunk be, minden hígításból 5–5 kémcsövet.

Az ammonifikáló baktériumok kimutatása

Az ammonifikáló baktériumok tenyésztésére használatos táptalajnak a következő az összetétele:

Pepton	20 g
NaCl	5 g
Desztillált víz	1000 ml

A táptalaj pH-ját 7,9-re kell beállítani, a sterilizése 120 °C-on 1 órát tart. A hígított vízmintákkal beoltott kémcsövek egy hetes 28 °C-on történő inkubálása után az ammonifikáló mikroorganizmusok által termelt ammónium kimutatására a Nessler reagenst használjuk, pozitív reakció esetén sárgás-narancssárgás színeződés figyelhető meg, a keletkezett ammónium mennyiségétől függően. A pozitív kémcsövek száma szolgál alapul az ammonifikáló baktériumok számának meghatározására.

A denitrifikáló baktériumok számának meghatározása

A denitrifikáló baktériumok tenyésztésére a következő összetételű táptalaj használatos:

KNO ₃	2 g
Glükóz	10 g
CaCO ₃	5 g
Vinogradszkij sóoldat	50 ml
Desztillált víz	950 ml

A táptalaj pH-ja 7,2, sterilizálása 20 perces, 115 °C-os hőkezeléssel történik. A kémcsöveket a hígított vízmintákkal oltottuk be. Az egy hetes 28 °C-on történő inkubálási időtartam leteltével a tenyészetekhez Griess–Ilosvay I-et, Griess–Ilosvay II-t és tömény ecetsavat adagoltunk, amelyek jelenlétében rózsaszínű színeződés jelent meg. A denitrifikáló mikroorganizmusok számának meghatározása a pozitív kémcsövek száma alapján történt.

A deszulfifikáló mikroorganizmusok kimutatása

A szulfátokat szulfidokká redukáló baktériumok mennyiségi meghatározására a következő összetételű táptalaj alkalmazható:

Aszparagin	2,0 g
K ₂ HPO ₄	1,0 g
MgSO ₄ ·7 H ₂ O	1,5 g
Na-laktát	5,0 g
FeSO ₄ ·7 H ₂ O	nyomokban
Desztillált víz	1000,0 ml

A táptalaj pH-ját semlegesre kell beállítani, a csíramentesítés 20 perces 105 °C-on történő autoklávozással valósul meg. A beoltott kémcsövek inkubálása 28 °C-on egy hétig tart, ezt követi az eredmények leolvasása. A szulfátok redukciója során keletkezett H₂S kimutatása a kémcső szájához tett ólom-acetáttal átitatott papírcsíkokkal történik, amelyek melegítés hatására, kén-hidrogén jelenlétében megbarnulnak a keletkezett PbS képződésének eredményeként.

A vasredukáló mikroorganizmusok számának meghatározása

A vasredukálók tenyésztése módosított Ottow-féle táptalajon valósult meg, amelynek összetétele:

K_2HPO_4	3,0 g
KH_2PO_4	0,8 g
KCl	0,2 g
$MgSO_4 \cdot 7 H_2O$	0,2 g
Élesztőkivonat	0,5 g
Pepton	5,0 g
Glükóz	20,0 g
$Fe_2O_3 \cdot 3 H_2O$	1,0 g
Desztillált víz	1000,0 ml

A táptalaj pH-ja semleges, sterilizálása 115 °C-on 20 percig tart. A sterilizált táptalajt a hígított vízmintákkal oltottuk be, az inkubálás 28 °C-on egy hétig tartott, majd a vasredukáló mikroorganizmusok által termelt Fe(II) kimutatása α, α' -dipiridil reagenssel történt. Pozitív eredmény esetén, Fe(II) jelenlétében piros színeződés jelenik meg. A vasredukálók mennyiségi meghatározása a pozitív kémcsövek segítségével történt.

10. Eredmények és tárgyalásuk

A mikroorganizmusok környezetük fizikai állapotára, kémiai összetételére és dinamikájára jóval érzékenyebben reagálnak, mint a magasabb rendű állatok és növények, ezért egy adott élőhely ökológiai állapota visszahat a mikrobióta faji összetételére, diverzitására és aktivitására. Bármilyen minőségi vagy mennyiségi változás, amely a természetes mikroorganizmus-populációkban lép fel, fajok eltűnése, illetve egyes fajok túlzott elterjedése következtetni enged a víz minőségére és szennyezettségi fokára (Fodorpataki–Papp 2000; Daby et alii 2002).

A mikroorganizmusok teljes csíraszama, illetve ezek összes mennyisége a folyóvizekben egyik fontos paraméter a folyóvizek minősítésében és általánosan alkalmazott jelzőérték a víz szennyezettségi fokának megállapításában. Annak ellenére, hogy a teljes csíraszám meghatározása a hígítási módszerrel nem mindig pontos és ennek megfelelően téves következtetésekhez vezethet, ez a bakteriológiai mutató még mindig általánosan alkalmazott a gyakorlatban a források, kutak, ivóvíz-ellátó hálózatok, illetve folyók vizének bakteriológiai minősítésében. A totál baktériumszám magas értékei egy gazdag, főként lebontó szervezetekből összetevődő mikroflórára utalnak, amelyben nagy számban fordulnak elő a különböző szennyező anyagok metabolizálásáért és a mineralizációs folyamatokért felelős mikroorganizmusok. Ugyanakkor a heterotróf szervezetek abundenciája a

patogén mikroorganizmusok gyakoriságára is utal, minél nagyobb a baktériumszám, annál valószínűbb, hogy a mikroflórában kórokozók is előfordulnak, amelyek különösen veszélyt jelentenek az ivóvízforrásként és rekreációs célokra hasznosított folyóvizek esetén (Mănescu 1989).

A vizsgált indikátor-szervezetek (teljes és termotoleráns koliformok, fekális sztreptokokkuszok) jelenléte, abundenciája és denzitása a víz fekális eredetű szerves szennyezettségére és ennek mértékére enged következtetni, és közvetett módon a velük társultan előforduló kórokozó mikroorganizmusok jelenlétére is utal. A különböző fiziológiai csoportokba tartozó baktériumok (ammonifikálók, nitrátredukálók, szulfátredukálók és vasredukálók) vizsgálatával ugyancsak az egyes folyószakaszok szervesanyag-tartalmára, az oxigén koncentrációjára, az esetleges anaerob feltételek kialakulására és az elemek körforgalmának dinamikájára lehet következtetni.

A Maros esetében a baktériumok össz-számának és az indikátor mikroorganizmusok számának értékei a folyó felső szakaszában (Szenéte és Galonya) tiszta, kevéssé szennyezett vízre utalnak, ami azzal magyarázható, hogy a folyóvíz itt távol esik az emberi településektől, a vízbe még nem kerülnek szennyező anyagok, illetve a víz szűk mederben, sebesebben folyik, ami kedvezőtlenül befolyásolja a mikroorganizmusok megtelepedését és elszaporodását. A vizsgálatok során itt figyelhetők meg a bakteriológiai mutatók legkisebb értékei, a fekális eredetű koliformok és sztreptokokkuszok kismértékben szennyezik a vizet, a víz alkalmas turisztikai és rekreációs célokra, valamint a nyers állapotban fogyasztott, emberi és állati táplálékul szolgáló növények öntözésére (1–4. ábra).

A nagyobb települések (Szászrégen, Marosvásárhely) háztartásból, iparból, mezőgazdaságból és állattenyésztésből származó szennyvizei kedvezőtlenül befolyásolják a víz minőségét, de megjegyzendő, hogy a Szászrégen alatt januárban felszerelt szűrőberendezés nagymértékben lecsökkentette a Maros szennyezettségi fokát ezen a szakaszon, és míg a

1. táblázat. *A koliformok mennyiségi változása a szűrőberendezés felszerelése előtt és után*

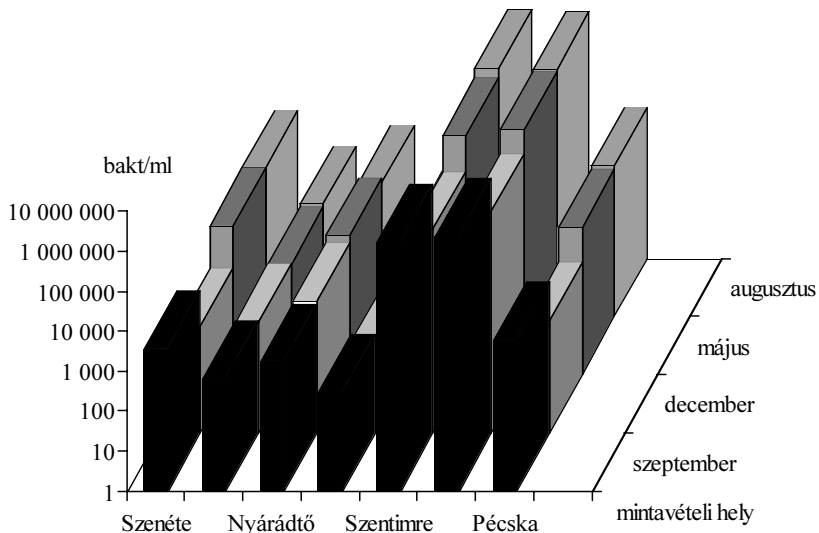
Koliform/ml	Szászrégen felett	Szászrégen alatt	Marosvásárhely felett	Marosvásárhely alatt
október	34,80	34,80	34,80	92,00
november	54,20	54,20	92,00	34,80
január	16,09	34,80	46,00	16,09

szűrőberendezés üzemeltetése előtt a bakteriológiai mutatók, elsősorban koliformok értékei többszörösen meghaladták a megengedett értékeket, különösen Szászrégen alatt, addig a szűrőberendezés elhelyezése után ezeknek az indikátor-szervezeteknek a mennyisége a folyóvízben jelentősen lecsökkent, de még mindig a megengedett értékek felett található (1. táblázat).

A Marosvásárhelynél bekerült szennyező anyagok negatív hatása lecsökken mire a folyó eléri Nyárádtőt. A heterotróf baktériumok számának és az indikátor-szervezetek, elsősorban a fekál sztreptokokkuszok számának újabb növekedése figyelhető meg a vizsgálat egész időtartama alatt az Aranyos beömlésének pontjánál, ami a mellékfolyóból bejutott szennyező anyagok jelenlétével és a Maros újabb szerves terhelésével magyarázható.

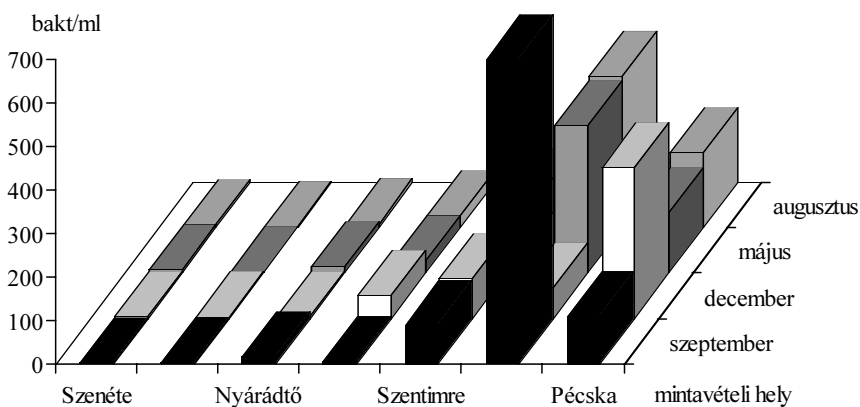
A Maros alsó szakaszán a baktériumok össz-számának, valamint a koliformok és fekál sztreptokokkuszok számának értékei erősen szennyezett vízre utalnak. Így a Maros és a Küküllő egyesülésénél (Szentimre) a víz minősége jelentősen lecsökken az előző szakaszokhoz viszonyítva, és itt is, hasonlóan az Aranyos torkolati pontjánál található mintavételi helyhez, elsősorban a fekális sztreptokokkuszok mennyisége emelkedik meg (4. ábra).

Az ipari szennyvizek magas szervesanyag-tartalma kedvezően befolyásolja a lebontó mikroszervezetek elszaporodását, ami magas összcsíraszámot eredményez. Így a legmagasabb csíraszám-értékek Szentimrénél és

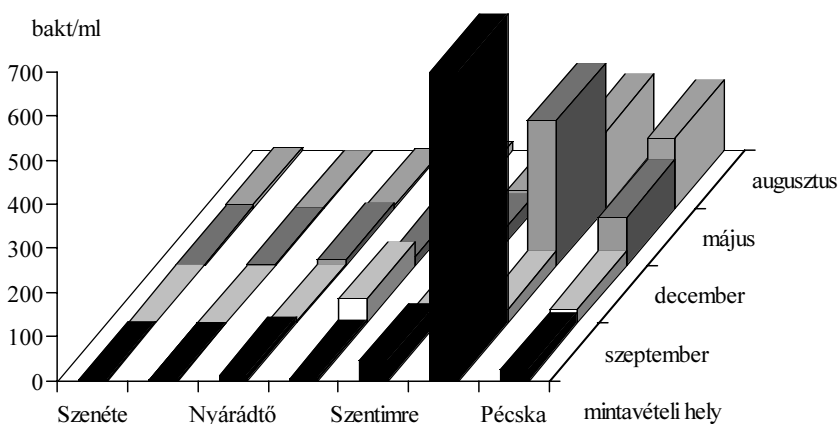


1. ábra. A heterotróf baktériumok össz-száma a Maros mintavételi helyein

Alvincnél figyelhetők meg, a milliós nagyságrendű mutatók poliszaprobikus szakaszra utalnak (1. ábra). A folyóvizekbe jutott háztartási, valamint a mezőgazdaságból és állattenyésztésből származó szennyvizek a folyóvizek állati és emberi ürülékkel való szennyezettségét eredményezi, amit az indikátor-szervezetek, főként koliformok mennyiségének magas értékei tükröznek,



2. ábra. A totál koliformok száma a Maros mintavételi helyein



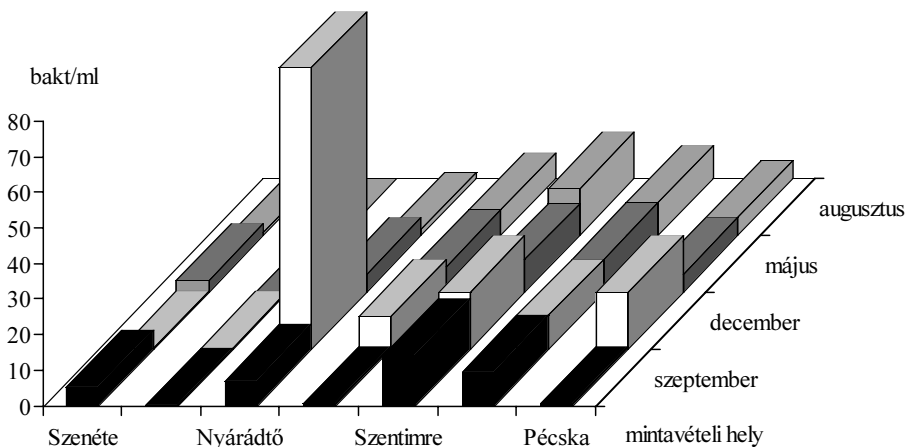
3. ábra. A fekáli koliformok elterjedése a Maros mintavételi helyein

elsősorban a két legalsó mintavételi helyen (Alvinc és Pécska), ahol a vizsgálatok során a legmagasabb értékek figyelhetők meg (2. és 3. ábra).

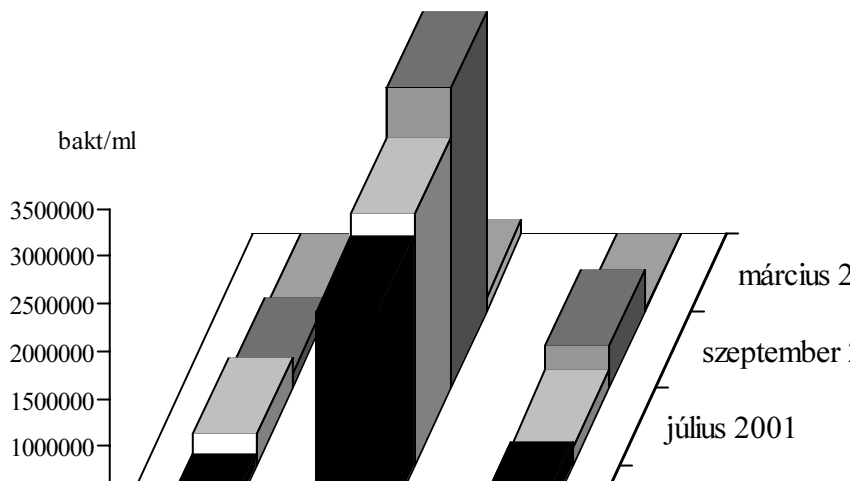
A bakteriológiai indikátor-szervezetek mennyiségi változásai általában nem szignifikánsak a vizsgálati időtartamon belül. Kivételt képeznek a fekál sztreptokokkuszok esetén a Nyárádtónél észlelt feltűnően magas értékek a decemberi mintavételezéskor, ami elsősorban állati ürülékeket tartalmazó szennyvizek bejutására utal (4. ábra). Alvincnél a koliformok számának szeptemberi magas értékeit decemberben számbeli csökkenés követi, majd újabb emelkedés következik. Megfigyelhető az is, hogy Pécskánál a totál koliformok számának decemberi magas értékeit nem követi a termotoleráns koliformok száma, ami a számukra kedvezőtlen feltételekkel és a mezofil fajok dominálásával magyarázható (alacsony hőmérséklet) (2. és 3. ábra).

A bakteriológiai mutatók alapján a folyó középső és alsó szakaszának vize erősen szennyezettnek minősül és előzetes tisztítás nélkül ivóvízként nem használható, alkalmatlan akár rekreációs célokra, akár olyan növények öntözésére, amelyek nyersen vagy fagyasztva, előzetes hőkezelés nélkül szolgálnak emberi táplálékként vagy állati takarmányként.

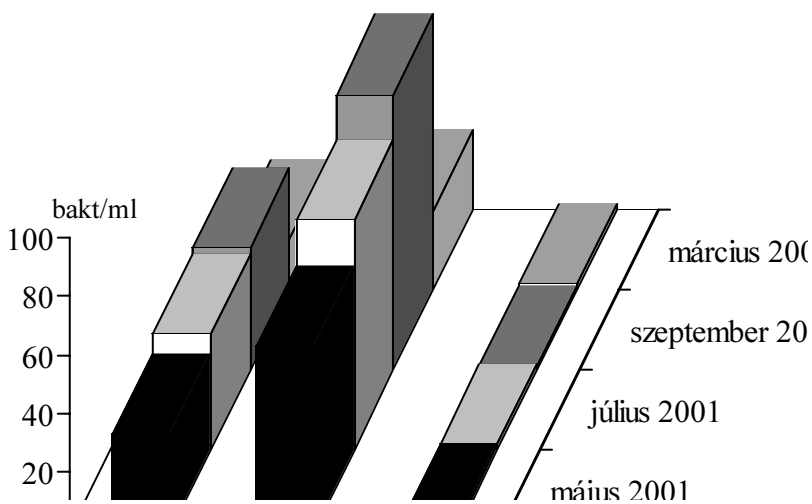
A Laposnál a teljes csíraszám a nyári időszakban a legmagasabb, míg márciusban észlelhetők a legkisebb értékek. Remetemezőnél némileg fordított a helyzet: bár itt is a legkisebb értékek márciusra jellemzőek, a szeptemberi értékek meghaladják a nyári időszakban észlelteket. Általánosan megfigyelhető a csíraszám jelentős lecsökkenése a márciusi mintavételezés esetén (5. ábra).



4. ábra. A fekál sztreptokokkuszok mennyiségi változása a Maros mintavételi helyein



5. ábra. A heterotróf baktériumok össz-száma a Lapos és a Szamos mintavételi helyein

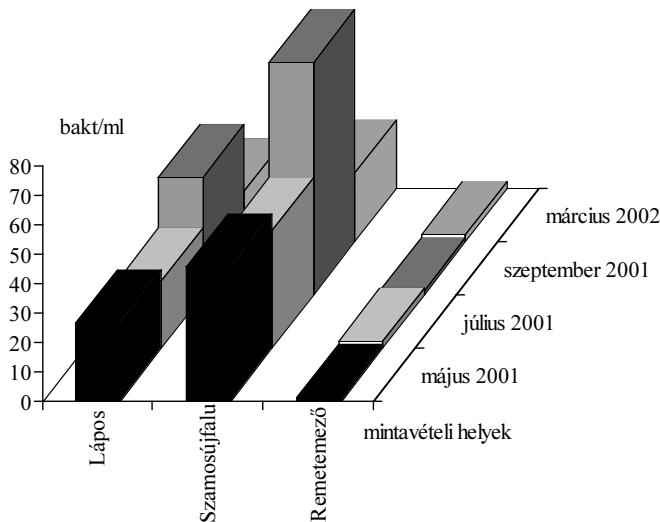


6. ábra. A totál koliformok mennyiségi változása a Lapos és a Szamos mintavételi helyein

Párhuzamosan a baktériumok teljes csíraszámával, Láposnál és Szamosújfalunál a totál és fekál koliformok számbeli csökkenése figyelhető meg márciusban, míg Remetemezőnél az értékek többé-kevésbé állandóak a mintavételezés egész időtartama alatt, és a számbeli ingadozások nem szignifikánsak ökológiai szempontból. Láposnál és Szamosújfalunál a koliformok szeptemberben érik el a maximális mennyiséget, ugyanebben az időszakban Remetemezőnél a legkisebb értékeket regisztrálták. A legkisebb mértékű fekális szennyeződés Remetemezőnél észlelhető, ahol az indikátor-szervezek száma a fürdésre és öntözésre használt vizeknél megkövetelt keretek között van (6. és 7. ábra).

A láposi mintavételi pontnál a fekál sztreptokokkuszok esetén, hasonlóan a koliformokhoz, a legnagyobb értékek szeptemberben észlelhetők és a tavaszi időszakban (márciusban) ezek számbeli csökkenése figyelhető meg. A vizsgálat során ezeknek az indikátor-szervezeteknek a mennyisége itt éri el a legnagyobb értékeket, ami állati ürülékkel történő szennyező forrásra utal. Szembetűnő azonban, hogy míg a májusi, júliusi és szeptemberi időszakban a fekál sztreptokokkuszok mennyiségi változásai többé-kevésbé ugyanazt a dinamikát követik, mint a koliformok, ezeknek az indikátor-szervezeteknek mennyisége az utóbbi mintavételezési időpontban a maximális értékeket éri el Szamosújfalunál és Remetemezőnél (8. ábra).

Az a tény, hogy Szamosújfalunál észlelhető a fekális sztreptokokkuszok számának jelentős megemelkedése, anélkül, hogy ezt a teljes csíraszám és a



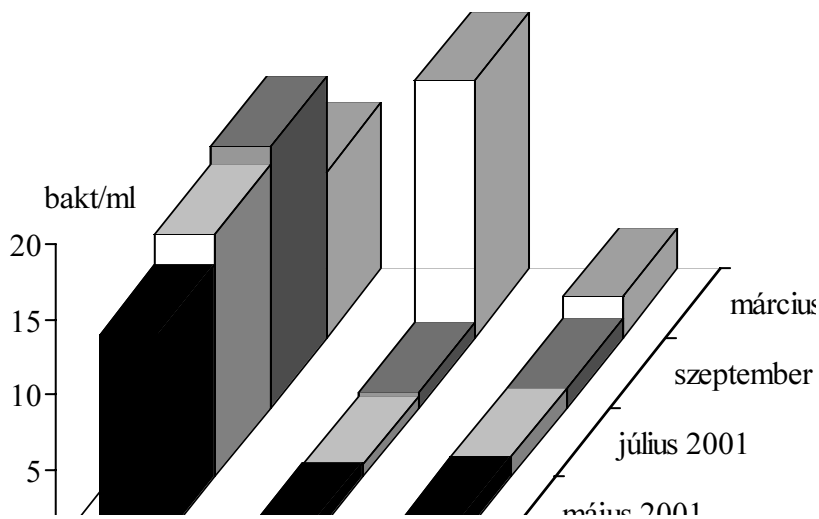
7. ábra. A fekál koliformok számának változása a Lápos és a Szamos esetén

koliform mikroorganizmusok mennyiségi növekedése kísérik, arra enged következtetni, hogy ennél a mintavételi pontnál elsősorban állati ürülékkel tartalmazó szennyvizek mosódtak be a folyóba, és ezek mennyisége még Remetemezőnél is jelentős maradt.

Az összbaktériumok nagy értékeit, valamint a koliformok és az sztreptokokkuszok mennyiségi változásait figyelembe véve, a láposi mintavételi pontnál és Remetemezőnél a folyószakasz kevésbé szennyezett fekális eredetű anyagokkal, mint Szamosújfalunál, ahol a koliformok legnagyobb értékei észlelhetők, de ezek is viszonylag alacsonyok az összcsíraszámhoz viszonyítva, amelyek alapján ez a szakasz poliszaprobikusnak tekinthető.

A Lápos esetén a fekál sztreptokokkuszok száma jóval meghaladja a Szamosújfalunál és Remetemezőnél észlelteket, ami arra enged következtetni, hogy itt elsősorban állati ürülékek jelenlétének tulajdonítható a fekális szennyeződés. Szamosújfalunál a koliformok magas értékei és a sztreptokokkuszok alacsony értékei alapján megállapítható, hogy itt a fekális szennyeződéshez nagymértékben hozzájárulnak az emberi ürülékkel terhelt szennyvizek is.

A magas összcsíraszám-értékek, amelyekhez az indikátor-szervezetek mennyiségének viszonylag alacsony értékei társulnak, különösen



8. ábra. A fekál sztreptokokkuszok elterjedése a Lápos és a Szamos mintavételi helyein

Remetemezőnél, feltehetően összefüggésben van a folyóvizek 2000. januári cianidszennyeződésével, amely akkor következett be, amikor a nagybányai Aurul technológiai hibájából nagy mennyiségű cianidvegyület tartalmazó szennyvíz került a folyókba. A cianidok a porfirin típusú enzimek vasatomjához kapcsolódnak és meggátolják részvételüket a légzésben. A tipikus szaprofita mikroszervezetek cianidok jelenlétében egy cianidrezisztens elektrontranszportláncot fejlesztenek ki, amelyben citokrómok nem szerepelnek. Ehhez az elektronáramhoz azonban nem kapcsolódik foszforilációs folyamat, így lecsökken az energiatermelés mértéke és a sejtek szaporodása lelassul.

Az egyes fiziológiai csoportokba tartozó mikroorganizmusokat illetően megfigyelhető, hogy mindhárom vizsgált mintavételi hely esetén (Lápos, Szamosújfalú és Remetemező) ugyanaz az összefüggés van a mennyiségük között (9. ábra). A maximális csíraszámot a denitrifikáló baktériumok érik el, ezeket követik az ammonifikáló mikroszervezetek. A nitrogén körforgalmában résztvevő szervezetek jelenléte ilyen nagy számban a vízben zajló intenzív bomlási folyamatokra utal és a víz potenciálisan fertőzött lehet. Az ammonifikáció során keletkezett nagy mennyiségű ammóniát a nitrifikáló baktériumok hasznosítják, majd az ezek által termelt nitrátokat a nitrátredukálók és denitrifikálók használják fel, miközben hidroxil-amin, nitritek, dinitrogén-oxid, nitrogén-oxid és molekuláris nitrogén keletkezik.

Kisebbszámban fordulnak elő a három vegyértékű vasat redukáló baktériumok és a szulfátredukáló mikroszervezetek. Az a megfigyelés, hogy a legnagyobb csíraszámot a nitrátredukálók érték el, ezt követték a vasredukálók, majd a szulfátredukálók, megegyezik a szakirodalmi adatokkal, miszerint a nitrátokat elektronakceptoroként hasznosító baktériumok az elektrondonorokért való versengésben kiszorítják a vasredukáló és a szulfátredukáló baktériumokat. A kompetitív gátlás miatt mindaddig, amíg a nitrátok redukálása folyik, a vasredukció és a szulfátredukció kismértékű, illetve korlátozott tápanyagmennyiség esetén szünetel (Lovley–Phillips 1987; Chappelle–Lovley 1992; Achtnich et alii 1995).

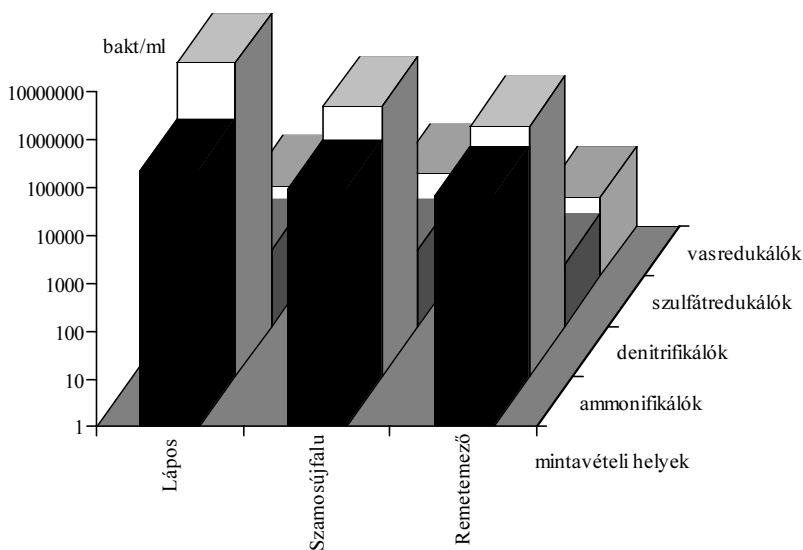
A bakteriológiai vizsgálatok eredményei alapján elmondható, hogy a különböző emberi tevékenységekből származó szennyező anyagok súlyosan károsítják a folyóvizek fizikai és kémiai állapotát és ennek következményeként a természetes életközösségek összetételét és tevékenységét. A magas csíraszám és az indikátorszervezetek mennyisége alkalmatlanná teszi a vizsgált folyószakaszok többségét még fürdési és öntözési célokra is, nem is beszélve a vizek hasznosításáról ivóvízforrásként.

A szennyeződés súlyosságának csökkentése több úton érhető el, figyelembe véve a legfontosabb károsító tényezők hatását:

- a különböző eredetű szennyvizek tisztítási technológiájának korszerűsítésével;
- a szennyező ipar felújításával és környezetbarát technológiák alkalmazásával;
- a háztartási és ipari hulladékok megfelelő módon és helyen való tárolásával, hogy ezek ne mosódjanak be a folyóvizekbe;
- a gátak és egyéb vízszabályozási munkálatok korlátozásával.

A természet minden eleme szoros kapcsolatban áll, egyaránt fontosak, és téves azt képzelné, hogy csak akkor van szó szennyeződésről, amikor annak negatív hatásai már közvetlenül az embert érintik, károsítva az ember egészségét (kórokozó mikroorganizmusok által okozott betegségek vagy egyéb elváltozások), vagy gazdasági károkat okozva. A természetes ökoszisztéma bármely részét érintő pozitív vagy negatív hatás nem lehet lokális jellegű és nem korlátozódhat a közvetlenül érintett fajra vagy populációra, hanem az ökoszisztémára jellemző bonyolult kapcsolatrendszeren keresztül kihat az egész ökoszisztémára és végül az emberre is.

Ennek ismeretében a folyókat nem vízforrásnak, energiaforrásnak és táplálékforrásnak kell tekinteni, amelyeknek erőforrásai korlátlanul



9. ábra. A fiziológiai csoportok elterjedése a Lápos és Szamos mintavételi helyein

felhasználhatók az ember különböző céljaira (háztartásban, állattenyésztésben, mezőgazdaságban és iparban), hanem elsősorban élőhelyeknek, amelyek számos élőlény számára biztosítanak életteret. Az emberi társadalomnak számot kell vetnie a természet törvényeivel és tudatában kell lennie annak, hogy a folyók vizének ellenőrizetlen és felelőtlen szennyezése, a meggondolatlan emberi beavatkozások súlyosan és adott esetben visszafordíthatatlanul károsítják a vízi ökoszisztémákat és ez hosszú távon az emberiség vereségét jelenti.

11. Következtetések

1. A Maros vize a felső két mintavételi helyen (Szenéte és Galonya) kevésbé szennyezettnek bizonyult a bakteriológiai mutatók alapján. A vizsgálat során csak ez a szakasz mutatkozott alkalmasnak ivóvízforrásnak, öntözésre és turisztikai, rekreációs célokra.

2. A Marosnak az emberi településeken áthaladva egyre romlik ökológiai állapota, a Marosba beömlő mellékfolyók (Aranyos és Küküllő) tovább növelik a folyó terhelését szerves szennyező anyagokkal, és növelik az indikátor-szervezetek előfordulási arányát.

3. A legszennyezettebb szakasznak, ahol a bakteriológiai mutatók jóval a megengedett értékek felett vannak, a Maros alsó harmada és különösen a két utolsó mintavételi hely (Alvinc és Pécska) bizonyult.

4. A Lápos és a Szamos mikroflóráját szintén kedvezőtlenül befolyásolják a vízbe bejutó szennyvizek, amelyek szerves szennyező anyagokkal terheltek és megnövelik az indikátor-szervezetek és a szennyező anyagokat metabolizáló mikroorganizmusok mennyiségét.

5. A legkisebb mértékű fekális szennyeződés Remetemezőnél észlelhető, ahol az indikátor-szervezetek száma a fürdésre és öntözésre használt vizeknél megkövetelt keretek között van.

6. Az egyes fiziológiai csoportok különböző arányban fordulnak elő a Lápos és Szamos mikroflórájában, legjobban a szerves nitrogénvegyületet lebontó ammonifikálók vannak képviselve, ezeket követik a nitrátokat redukálók, majd a vas- és végül a szulfátokat redukáló baktériumok.

7. A bakteriológiai mutatók összességükben, néhány mintavételi pontot kivéve, erősen szennyezett vízre utalnak mindegyik vizsgált folyó esetén, amelyek a legtöbb szakaszon ivóvízként, öntözésre, illetve fürdésre nem alkalmas.

SZAKIRODALOM

ACHTNICH, C.–BAK, F.–CONRAD, R.

1995 Competition for Electron Donors Among Nitrate Reducers, Ferric Iron Reducers, Sulphate Reducers and Methanogens in Anoxic Paddy Soils. *Biol. Fertil. Soils*, 19. 65–72.

BRUNI, V.–MAUGERI, T. L.–MONTICELLI, L.

1997 Faecal Pollution Indicators in the Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Marine Pollut. Bul.* 34 (11). 908–912.

CHAPELLE, F. H.–LOVLEY, D. R.

1992 Competitive Exclusion of Sulphate Reduction by Fe(III)-reducing Bacteria: a Mechanism for Producing Discrete Zones of High-iron Groundwater. *Ground Water* 30 (1). 29–36.

CRABILL, C.–DONALD, R.–SNELLING, J.–FOUST, R.–SOUTHAM, G.

1999 The Impact of Sediment Fecal Coliform Reservoirs on Seasonal Water Quality in Oak Creek, Arizona. *Wat. Res.* 33 (9). 2163–2171.

CROWTHER, J.–KAY, D.–WYER, H. D.

2001 Relationships Between Microbial Water Quality and Environmental Conditions in Coastal Recreational Waters: the Fylde Coast, UK. *Wat. Res.* 35 (17). 4029–4038.

DABY, D.–TURNER, J.–JAGO, C.

2002 Microbial and Nutrient Pollution of Coastal Bathing Waters in Mauritius. *Environ. Internat.* 27. 555–566.

DELLILE, D.–DELLILE, E.

2000 Distribution of Enteric Bacteria in Antarctic Seawater Surrounding the Dumont d'Urville Permanent Station (Adelie Land). *Marine Pollut. Bul.* 40 (10). 869–872.

FODORPATAKI L.–PAPP J.

2000 Studies Concerning the Physiology of Microalgal Communities Isolated from Natural Habitats. *Contrib. Bot.* 1. 121–129.

GAUTHIER, F.–ARCHIBALD, F.

2001 The Ecology of Fecal Indicator Bacteria Commonly Found in Pulp and Paper Mill Water Systems. *Wat. Res.* 35 (9). 2207–2218.

- GEORGE, I.–CROP, P.–SERVAIS, P.
2001 Fecal Coliform Removal in Wastewater Treatment Plants Studied by Plate Counts and Enzymatic Methods. *Wat. Res.*, article in press
- LOVLEY, D. R.–PHILLIPS, E. J. P.
1987 Competitive Mechanisms for Inhibition of Sulphate Reduction and Methane Production in the Zone of Ferric Iron Reduction in Sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 53 (11). 2636–2641.
- MĂNESCU, S.
1989 *Microbiologie sanitară*. București, Editura Medicală, 42–143.
- REES, G.–POND, K.–JOHAL, K.–PEDLEY, S.–RICKARDS, A.
1998 Microbiological Analysis of Selected Coastal Bathing Waters in the UK, Greece, Italy and Spain. *Wat. Res.* 32 (8). 2335–2340.
- ROMPRE, A.–SERVAIS, P.–BAUDART, J.–de-ROUBIN, M. R.–LAURENT, P.
2002 Detection and Enumeration of Coliforms in Drinking Water: Current Methods and Emerging Approaches. *J. Microbiol. Methods* 49: 31–51.
- SÁRKÁNY-KISS E.–HAMAR J.–SÎRBU, I.
1997 *Starea ecologică a râului Mureș / A Maros folyó ökológiai állapota*. Marosvásárhely, Lyra Kiadó, 29–65.
- SZABÓ I.
1996 *A bioszféra mikrobiológiája*. Budapest, Akadémiai Kiadó, II. kötet, 743–784.
1998 *A bioszféra mikrobiológiája. A környezet-mikrobiológia vizsgáló módszerei*. Budapest, Akadémiai Kiadó, IV. kötet, 165–286.
- WILKINSON, J.–JENKINS, A.–WYER, M.–KAY, D.
1995 Modelling Faecal Coliform Dynamics in Streams and Rivers. *Wat. Res.* 29 (3). 847–855.
- ZARNEA, G.
1994 *Tratat de microbiologie generală*. București, Editura Academiei Române, 665–749.

A FITOPLANKTON ÖKOFIZIOLÓGIAI ÁLLAPOTÁNAK VIZSGÁLATA ERDÉLYI FOLYÓSZAKASZOKON

A vízi környezetben élő szervezetek az adott körülményekhez adaptálják belső működéseiket. A külső körülmények megváltozása más-más módon hat az egyes élőlényekre. Egyes fajokra nézve kedvezőbb élőviszonyokat jelenthet, más fajok fokozatosan hozzászoknak, ha a változás apránként időben elnyúltnak jelentkezik, vagy kiszorulnak, eltűnnek az életközösségből, ha a hatás erőteljes és hirtelen. Természetesen az ember szempontjából „tiszta” vagy „szennyezett” vizeknek megvan a sajátos élőlényegyüttesük. Más élőlénycsoportok fordulnak elő egy őszi lombbal telített oxigénhiányos vízben és mások egy gyors hegyi patakban. Leggyakrabban emberi tevékenység következtében olyan hatások érik a vizek természetes egyensúlyi folyamatait, melyek módosítják a vizek minőségét. Ennek értelmében vízszennyezés minden olyan hatás, ami a vizek minőségét úgy változtatja meg, hogy annak alkalmassága a benne zajló természetes folyamatok biztosítására és emberi használatra csökken vagy megszűnik. Az élővilág és az élettelen környezet közötti kölcsönhatások következményeként alakul ki a vízi élettér tulajdonságainak összessége. Ezen kölcsönhatások tükrében a fitoplankton algaközösségének egészségi és tűrőképességi állapota, valamint változatossága és fajgazdagsága közvetlen információkat szolgáltat az illető folyóvíz-szakaszoknak élőhelyként történő jellemzéséhez és minősítéséhez. Ez képezi jelen kutatás fő célkitűzésének alapját.

A fitoplankton mintákat december, március, június és szeptember elején ajánlatos gyűjteni az egyes folyószakaszok mentén az egyéb biológiai anyagok gyűjtésére is megjelölt mintavételi helyeken. A planktonháló segítségével a 100 liter folyóvízből vett sűrített mintákat a biomassa meghatározások, citometriai és mikroszkópiás kiértékelések céljából olvadó jég között (4 °C) kell rövid időn belül a laboratóriumba szállítani, míg a klorofill-fluoreszcenciás és spektrofotometriás mérések eredeti állapotukban igénylik az élő fitoplankton mintákat. A tűrőképesség és a szaporodási ráta vizsgálata a mintavételi idők közötti intervallumokban is végezhető

laboratóriumi tenyészetek szintjén. Az esetleges kockázati tényezők elsősorban azzal kapcsolatosak, hogy gyakorlatilag lehetetlen állandó jelleggel, egész év alatt minden folyószakaszból mintákat gyűjteni, így a kapott eredmények csak egy-egy pillanatképet fognak tükrözni az illető folyókat benépesítő szervezetek életéből és a vízi életközösségek alakulásáról. Ennek ellenére, a kutatás várható eredményei olyan, tudományosan megalapozott konkrét javaslatok lehetnek, amelyek az ökológiai monitorizálásban és az ökofiziológia egyetemi oktatásában egyaránt felhasználhatók.

A mintavételi helyeket úgy választottuk meg, hogy a nagyobb erdélyi folyók jellemzőbb szakaszait lehessen átfogni, néhány ismert szennyöződési forrás fölötti és alatti részeken.

A Maros folyó mentén az egyik mintavételi hely a felső szakaszon, Szenétén volt, ahol a víz még viszonylag tiszta, hideg, oxigéndús és oldott ásványi tápanyagokban szegény. Egy másik mintavételi hely a Maros középső szakaszán található (Vajdaszegen), ott, ahol az Aranyos által hozott, érciktermelés miatt nehézfémekkel erősen szennyezett víztömeg beömlik a Marosba. A harmadik mintavételi helyként Pécskára esett a választás, ahol a Maros alsó szakaszán a megnövekedett víztömeg már részleges öntisztuláson ment át és főleg az Aradon beömlő háztartási szennyvizet tartalmazza minőségmódosító tényezőként.

A Szamos mentén szintén három mintavételi helyet választottunk ki a fitoplankton állapotának vizsgálatára. Az egyik a Lápos folyó mentén található (Nagybozintán), amely a ciánszennyeződés fő tovább szállítója volt, egy másik a Szamosnak a Lápos beömlése fölötti szakaszán (Szamosújfalun), egy harmadik mintavételi hely pedig a Szamosnak a Lápos beömlése alatti részén (Remetemező).

1. A fitoplankton faji diverzitásának, abundenciájának és vízminőséget befolyásoló tulajdonságainak áttekintése

A biológiai minősítés lényeges elemei négy tulajdonságcsoporthoz sorolhatók: a halobitás, a trofitás, a szaprobitás és a toxicitás. Ezek szorosan kapcsolódnak egymással. Például nagy szaprobitású, szerves anyagokkal terhelt vizekben élő heterotróf élőlények ásványosítanak, és ebből adódóan a trofitás nő. A mineralizált vegyületek felhalmozódnak, aminek vízvirágzás lehet a következménye. Az elszaporodott algák szer-

vesanyagcseretermékei és testük anyagai újra megnövelik a szaprobitást. Ez az „önszennyezés” jelensége. A szerves anyagokból élő heterotróf mikroorganizmusok felszaporodása nagymértékű oxigénfogyasztással jár, ami végül anoxiához vezet, ez pedig sokféle élőlény pusztulását vagy elvándorlását okozza. Az ammónia, a kén-hidrogén, a foszfin (PH_3) stb. felgyűlése a toxicitás növekedését eredményezi. A víz toxicitása a természetes tisztulást gátolja, a szaprobitás nő, a trofitás pedig csökken. A biológiai vízminősítés csak sokoldalú megközelítéssel végezhető, ami magába foglalja a víz fizikai és kémiai tulajdonságait, a víz mélységét, mozgó vagy pangó voltát, színét, zavarosságát, a partok alakulását, a befolyó vizek minőségi és mennyiségi adatait, a mikrohabitatumok feltérképezését és az élőlényközösségek kölcsönhatását. Ilyen szempontból az algafajok feltárása, fajgazdagsága, bizonyos fajok jelenléte, hiánya vagy túlszaporodása fontos információkat szolgáltat. Nem elegendő viszont egy-egy élőlénycsoport elszigetelt vizsgálata a vízminőség megítélésére, ezért többféle szervezet párhuzamos vizsgálata szükséges.

A biológiai vízminősítés előnye, hogy árnyaltabban és időben visszamenőleg is információt ad a vizek helyzetéről, nem egyszerű számszerű adatokat közöl pusztán, hanem a víz minőségét kapcsolatba hozza az élővilággal. Olyan helyzetekben, amikor a kémiai tesztek alkalmazása csődöt mond (például a szennyvizeket bizonyos időközönként vagy éjszaka vezetik a folyóba), a biológiai tesztek „történelmisségében” is jellemzik a vizet. Természetesen a kétféle típusú módszer kombinált alkalmazása a legjobb. Az ökológiai limitáló hatótényezők jelenlétét jelzi a fogadószervezet populációdinamikája, de nem mindig lehet pontosan tudni, hogy melyik is a tényleges limitáló (például, ha egy algapopuláció negatív osztódási rátát mutat, az oldott Fe hiánya vagy a rézionok többlete lehet az okozója). Ez kémiai mérésekkel pontosítható.

A trofitás azon jelenségek gyűjtőfogalma, melyek szerves anyagokat hoznak létre és ezáltal nagymértékben befolyásolják a vízi életközösségek fejlődését és a víz minőségét. A szerves növényi tápanyagok mennyisége és minősége a vízben változhat a napszakok és az évszakok folyamán, továbbá a fotoautotróf növények anyagcseréje is meghatározója a trofitásnak. A potenciális trofitás a növényi tápanyagkínálat mértéke, főleg a nitrogén és foszfor mennyiségével függ össze, az aktuális trofitás pedig az adott pillanatban kialakuló tápanyagszint. Ezt jellemezni lehet a klorofill mennyiségével, és általánosan a növényi biomasza mennyiségével. A trofitás növekedése az eutrofizálódás, és ez mindig külső anyagok bejutásából adódik, közvetlenül növényi tápanyag

bejutásával vagy szerves anyagok lebomlásából. Leggyakrabban a kettő együtt okozza a potenciális trofitás növekedését.

A természetes eutrofizálódás lassú folyamat, főleg a tavakra jellemző. A tó korának előrehaladtával a bekerülő szerves anyagok lebomlanak és ezáltal a növényi tápanyagok mennyisége nő. Ez általában a fitomaszsa növekedéséhez vezet és együtt jár a tó feltöltődésével, elmocsarasodásával. Az ilyen jellegű eutrofizálódás nem okoz hirtelen változást a tó életében. Ezzel szemben a legtöbbször néhány év leforgása alatt, emberi tevékenység hatására bekerülő szerves és szervetlen anyag drasztikus változást okoz. A mesterséges tápanyagfeldúsulásra bekövetkező természetes válasz a fitoplankton gyors felszaporodása. A planktonikus eutrofizációval párhuzamosan sok esetben bekövetkezik a fonalalgák és hínárnövények elszaporodása, ami az ún. bentonikus eutrofizáció jele. Az okok megszüntetésével a vízi környezetben élő szervezetek szempontjából instabillá vált habitátum újra egészségessé tehető, tehát a mesterséges eutrofizálódás visszafordítható.

A növényi biomaszsa növekedése nagymértékben befolyásolja a víz oxigénkoncentrációját, mely jól tájékoztat a víz trofitási fokáról. Az oligotróf vizek felszíni és mély rétegei közötti oxigénkoncentráció különbsége alacsony, eutróf vizekben viszont a mélység növekedésével az oxigén mennyisége jelentősen csökken és gyakran kialakulhat az anoxia is. Az oxigéntartalom napi ritmust mutat, és minél nagyobb a víz trofitása, annál kifejezettebb a napi ingadozás. Az algavizsgálatok segítségével felbecsülhető a trofitás mértéke. Legegyszerűbb algavizsgálat az egységnyi térfogatra vonatkoztatott a-klorofill meghatározása. Ugyanakkor az algaegyüttes fajösszetétele is jó biológiai vízminőség mutató. Az 50–100 µg/l a-klorofill-koncentrációval jellemezhető algatömeg bőséges tápanyagforrást jelent a vízi fitofág szervezetek számára, ugyanakkor bőséges oxigénellátást biztosít és nem növeli túlságosan a víz szervesanyag-tartalmát. Az ennél nagyobb egyedsűrűségű algapopuláció (200–350 µg/l klorofill-koncentráció) a vízfelszín közelében fokozott oxigéntelítettséget eredményez, de önárnyékolás hatására már 1–2 méteres mélységben az algák kismértékű oxigéntermelőkké, és akár oxigénfogyasztókká válnak. Az oxigénfogyasztás nagymértékű, így nappal is, de főleg éjjel és hajnalban alakul ki anoxiás állapot a víz mélyebb rétegeiben, ami a vízi élővilág pusztulásához vezethet. A túlzott mértékű algásodás tehát oxigénhiányt okoz, emellett az ivóvíztisztításban is komoly gondokat idézhet elő. Megnehezíti a szűrést és mellékízt kölcsönöz a víznek.

A szaprobitás a szerves anyagok szerves anyagokká való lebontási folyamatainak gyűjtőfogalma. Mértékét befolyásolja a szerves tápanyagok minősége, mennyisége és a heterotróf élőlények jelenléte. A szaprobitás két formáját különböztetjük meg. A vízben keletkezett autochton szerves anyagok bomlási folyamata az autoszaprobitás vagy természetes szaprobitás. Ebből következik, hogy a szervesanyag termelése, a trofitás és az autoszaprobitás egymást kiegészítő folyamatok a vízi ökoszisztéma anyagforgalmában, és a természetes körülményeknek megfelelően meghatározott arányban egyensúlyozzák egymást. A kívülről bekerülő allochton szerves anyagok szervesen összetevőkké való lebomlása az alloszaprobitás. Az alloszaprobitás lebomlás forrása is lehet természetes (pl. trágya, avar), de ez nem járul hozzá jelentősen a vízminőség változásához.

A természetes tisztulási folyamat szakaszokra bontható. A poliszaprobitikus vizekben az oxidáció nagymértékű, nagy mennyiségű szerves anyag bomlik le. Élővilága főleg baktériumokból és állati egysejtűekből áll. Az üledékfelszín redukált, nagy mennyiségű kén-hidrogén és szulfidtartalmú üledék jellemzi. Az α -mezoszaprobitikus vizekben az algák fotoszintézise és légzése függvényében széles napi ingadozást mutat az oxigéntartalom, sok aminosav van jelen, mint fehérje-bomlástermék, de az üledék már oxidált. Élénk, de nem teljes a lebomlás, és részben anaerob. Élővilága változatosabb. A β -mezoszaprobitikus zónába az oxigéntartalom a telítettségi szinthez viszonyítva 50% fölötti, napi ritmusa van, a lebomló folyamatok főleg aerob úton zajlanak. Az oligoszaprobitikus vizekben maximális az oxigéntelítettség és az ásványosodás. Természetes élővilág népesíti be, a víz tiszta, az aljzat oxidált. A növények által termelt szerves anyagot a lebontók teljesen feldolgozzák. Algák felhasználásával rendszeresen végeznek szaprobiológiai elemzéseket, hiszen egyes fajok és ökotípusok sajátosan jellemzőek bizonyos szaprobitású vizekre.

A toxicitás a vízi élőlényektől származó természetes eredetű mérgező hatás is lehet (például algatoxinok), de leggyakrabban emberi tevékenység hatására kívülről bekerülő káros anyagok okozzák. A víz mérgezőképessége közvetlenül hat a vízi élőlények anyagcseréjére, ott a káros anyagok azonnal vagy felgyűlve csupán később mérgeznek. Közvetlenül a belső anyagcsereutak fékezésével vagy közvetetten, az oxigéntermelés akadályozásával gátolják a víz természetes tisztulási folyamatait. A szennyvizekben kémiai módszerekkel a mérgek keveredése, a hígítás, az anyagok kölcsönhatása miatt nehéz kimutatni ezeket.

Ha már kis koncentrációban mérgezik a vízi élőlények sejtjeiben lévő enzimeket, a mérge mennyisége sikeresen kimutatható az enzimaktivitás

csökkenéséből. Ha ilyen típusú biokémiai módszer alkalmazására nincs lehetőség, akkor kizárólag biológiai tesztmódszereket lehet használni. Tesztélőlényekként felhasználhatók bizonyos baktériumok, gombák, algák, mohák, zuzmók, gerinctelenek (pl. kagylók, kérészlárvák), virágos növények, békaporontyok, halak stb. Mindig a vizsgálatnak megfelelő tesztélőlényt kell kiválasztani, figyelembe véve ennek természetes környezeti élőhelyét, hiszen a teszt szerkezet bizonyos stresszorhoz már adaptálódhatott, és szem előtt kell tartani azt is, hogy életkorának megfelelően más-más érzékenységgel ugyanazzal a hatással szemben. Legbiztosabb a több tesztélőlényrel párhuzamosan elvégzett vizsgálat.

Az algákkal kapcsolatban érvényesnek mondható két egymástól eltérő jelenség. A jövő táplálkozásában betöltendő szerepük mellett, az 1990-es évek elejétől több tanulmány is foglalkozik a moszatok által okozott mérgezésekkel. A cianobaktériumok mellett toxintermelők egyes *Haptophyta*, *Chrysophyceae*, *Dynophyta*, *Chlorophyceae* stb. fajok. Ez befolyásolja a víz toxicitását. Számolni kell azzal is, hogy egy mérgező jelenléte egy bizonyos élőlényre pozitív hatást is kifejthet, például kompetitíven gátolja a versenytársakat. A *Dynophyta* törzs körülbelül 20 faja termel toxikus vegyületet, közülük a *Peridiniopsis polonicum* édesvízi faj. Nagy tömegben elszaporodva vízvirágzást okoz, toxinja a glenodin.

A toxinok legtöbbször a tápláléklánc szűrő szervezeteiben (kagylók, halak) gyűlnek fel, majd így okoznak betegséget vagy pusztulást az ezeket elfogyasztó állati szervezeteknek. Az egyik legveszélyesebb faj a *Gymnodinium breve*. A hideg zónákra a paralizáló toxinokat termelő fajok jellemzőek. A cianobaktériumok neurotoxinjai vagy hepatotoxinjai az ideg-izom ingerületátvitelt gátolják, illetve vérömlenyeket okoznak a májban, az ezeket elfogyasztó szervezeteknél. A *Microcystis aeruginosa* mérgeanyaga, a mikrocisztin, egy hepatotoxin, amely protein-foszfátázokat gátol, melyek a sejtciklus szabályozásának és az intracelluláris jeléstovábbításnak enzimeit. Az algatoxinok élő szervezetekre való hatásainak szisztematikus kutatása várhatóan az orvostudomány számára is hasznos információkat fog szolgáltatni.

Az emberi tevékenység következményeként a vizek szervesen anyagokkal: N-, P-, Fe-, Ca-, K-, Mg-sókkal stb. töltődnek fel (háztartási és ipari szennyvíz-kibocsátás, mezőgazdasági műtrágyázás). Az ember által a vízbe juttatott tápanyagfelesleg az algák tömeges elszaporodásához vezet. Ez világszerte egyre nagyobb problémát jelent; az európai tavak közel 50 százaléka érintett. Ha az algák egy-két faja szaporodik el, és a víz felszínén lebegő szőnyeget alkot, a jelenséget vízvirágzásnak, ha pedig az

alगतөmeg egyenletesen oszlik el a víz tömegében, akkor ezt vízszíneződésnek nevezzük.

A vízvirágzások valódi oka több tényező egyidejű közrejátszása, de legtöbb esetben közvetlenül a tápanyag feldúsulása okozza. Az utóbbi évek kutatásainak eredményei azt mutatják, hogy a moszatgyüttesek változatossága lecsökkent, de a vízvirágzások száma nőtt. A nagy testű algák helyét főleg a cianobaktériumok, zöldmoszatok és más kisméretű fajok vették át. Ezeket összefoglaló néven pikoplanktonnak nevezzük, vizsgálatukra speciális, ún. epifluoreszcenciás mikroszkóp szükséges. A klorofilltartalmú sejtek fénylenek, és így könnyen megkülönböztethetők a baktériumoktól és egyéb törmelékektől. Testtömegükhöz képest nagy felületük van, gyors anyagcsere-folyamataikkal nagymértékben befolyásolják a vízi élettér anyagforgalmi dimamikáját. A kisméretű algák, gyors alkalmazkodóképességükből és nagy tűrőképességükből adódóan a tápanyagokban dús vizeket gyomként lepik el. Fotoszintézisükkel oxigénben gazdagítják az élőhelyet, szerves anyagokat vonnak ki és szerves anyagot termelnek. A fokozott felszaporodás következtében hajnalban, de már az éjszaka folyamán is, amikor a fotoszintézis szünetel, oxigénhiány lép fel, és ez az élőlények tömeges pusztulásához vezethet.

A legtöbb vízi élőhelyen a növények növekedésének és elszaporodásának a tápanyaghiány szab határt, ami leggyakrabban a nitrogén és a foszfor hiányában mutatkozik. A vizeket érő külső antropikus terhelések hatására megnő a N és a P mennyisége, annyira, hogy ez már nem korlátozó tényező, nem szab határt a továbbszaporodásnak.

Több mint 40 különféle cianobaktérium idézhet elő vízvirágzást, ezeknek nitrogénnel telt gázvakuólumaik vannak, így könnyebbek a víz-nél, jobban hasznosítják a fényt, amellet, hogy a vízben lévő kevés nitrát növekedésüknek nem korlátozó tényezője. Speciális fehérjéik vannak, melyek nem károsulnak hideg vagy túl meleg környezetben, ami ugyancsak egy fontos meghatározó tényezője elszaporodásuknak. A vizsgálatok azt mutatják, hogy ha a foszforkoncentráció meghaladja a 40 $\mu\text{g/l}$ értéket, még a jég alatt is kialakulhat a vízvirágzás. A vízvirágzásokat előidéző tényezők közötti kapcsolatok bonyolultak. Döntő szerepűek lehetnek az anyagcsere-folyamatokból eredő sajátosságok, a fajok közötti kölcsönhatások, a hőmérséklet stb.

A vízvirágzás többnyire hosszú, meleg nyarakon következik be. Bár kialakulásának kedvez a nyugodt, meleg, napos időjárás, megjelenése és mértéke nem jósolható meg előre. Megfigyelték, hogy a pangó vizeknek, például a Duna holtágainak még nedves medrében vörös alगतөmeg

szaporodik el. A vörös vízvirágzást az *Euglena sanguinea* ostorosmoszat okozza. Sejttartalmában a zöld színtestek mellett vörös színű pigmentanyagot is tartalmaz, ez a sajátos színanyag a hematokromnak nevezett karotenoid. A színanyag mennyisége környezeti hatásoktól függően nő vagy csökken. Erős fényben a szemcsék a felső rétegben tömörülnek, árnyékban 20 perc után eltűnnek. Kedvezőtlen hatásokra a sejtek elvesztik ostoraikat, legömbölyödnek, és ilyenkor az úszó sejtek egymással szorosan érintkezve vörös algabevonatot képeznek. E vörös vízvirágzás legfontosabb meteorológiai feltételei a tartós meleg és tiszta idő, ami azt is jelenti, hogy más algafajhoz képest (kovamoszatok, zöldalgák) az *Euglena sanguinea* elszaporodásának a víz hőmérséklet döntő meghatározója.

Némely cianobaktérium elszaporodása az általa kibocsátott illóanyagnak köszönhető, mely gátolja más, jelenlévő moszat szaporodását, csökkenti versenyképességét. Ilyen konkurenciát gátló anyagok a ciklocitrál, a dimetil-diszulfid, a mezitil-oxid, a geranilceton.

A vízi élettér az egyik legsérülékenyebb környezeti rendszer, melyben a szennyező anyagok nagy mennyiségben felhalmozódhatnak rövid idő alatt, és nagyon gyorsan nagy távolságokra eljuthatnak (ahogy erre már számos példa is volt a közelmúltban).

Környezetünk nitráterhelését a jövő egyik katasztrófájaként jövendöli a szakirodalom. A talajban, a növényekben és a talajvízben növekvő nitrátmennyiség mindenekelőtt a szakszerűtlenül tárolt és helytelenül adagolt műtrágyák (főként a házikertekben és üvegházakban), a salétromos esők és a hígtrágyák miatt növekszik. Ebben az esetben tehát halmozott környezeti terhelésről, többirányú szennyezésről van szó. A halmozott terhelésen belül a nagybani természetés térhódításával a talajt és a talajvizet a szerves nitrogéntartalmú vegyületek (a nitrogén-oxid, a műtrágyák) terhelik legjobban, és ezeknek van meghatározó szerepük a talajok savasodásában is.

Modellkísérletek során meg lehetett állapítani, hogy a talaj, a víz és a zöldségfélék nitráttartalma – azonos terhelési feltételek mellett – a talajok savasodásával nő, ami a nitrátredukció csökkenésével magyarázható. A vizsgálatok arra utalnak, hogy a talajban zajló nitrátredukciót befolyásoló tényezők közül a szerves anyag, a vegyhatás és a nehézfémek a döntők (ebben a fontossági sorrendben), ezek azonban egymásra igen bonyolultan ható tényezők.

A nitrátnak nagy a mobilitása a talajban, ezért bemosódhat a mélyebb rétegekbe, így a vizet is szennyezi. A talajvízben lévő nitrát horizontális

terjedése a talaj vegyhatásától és struktúrájától függően több száz méteres is lehet, így a legkülönbözőbb vízgyűjtőkbe juthat el redukálódásig.

A talaj termékenységét limitáló tényezők közül, az erózió és a savasság a foszfor szempontjából kiemelt fontosságú. Az erózió itt lényeges szerepet tölt be, amiatt, hogy talajaink döntő többségében a kijuttatott foszfor a szántott rétegben marad, ott elkeveredik, lekötődik és csak töredéke jut a mélyebb talajrétegekbe, így a területről az erózióval tud csak eltávozni. A savasság pedig lehetőséget ad arra, hogy olyan műtrágyát alkalmazzunk, mely e körülmények között jobban hasznosul. Az erősen savanyú talajok részaránya országunk területének 14,3%-a, míg a gyengén savanyú talajoké további 42,5%.

A foszfor – a szakszerűtlen tároláson és a szállítási veszteségeken túl – terheli a környezetet, a mezőgazdasági táblákról lemosódó mennyiségével elsősorban a felszíni vizeket.

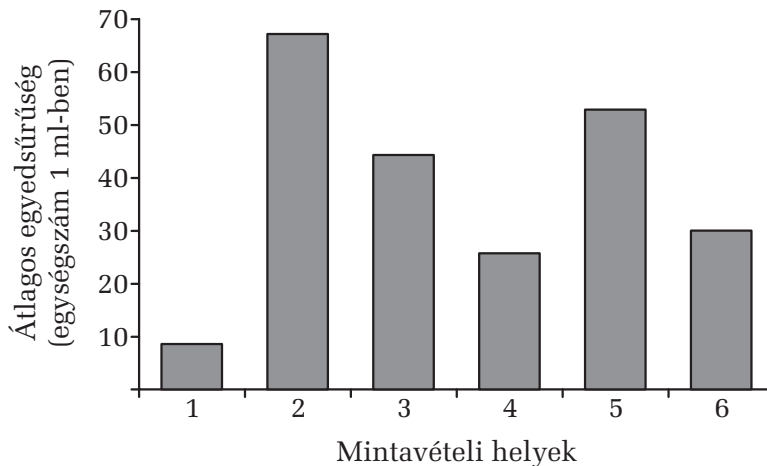
Minden élőlény anyagcseréje és fejlődése összehangolt élettani folyamatok eredménye, melyek szabályozása során számos serkentő és gátló vegyület fejt ki sokszintű hatását. Az élő anyagban zajló vegyi átalakulásokat katalizáló enzimek és az egyedfejlődési változásokat irányító hormonok mellett a bioaktív anyagok körében sajátos helyet foglalnak el a vitaminok. Ezek olyan szerves molekulák, amelyek nem töltenek be közvetlenül szerkezetalkotó vagy energiaszolgáltató szerepet, ellenben jelentős serkentő hatást fejtenek ki számos életműködésre. Egyesek enzimek kofaktoraiként befolyásolják az anyagcsere meghatározott biokémiai reakcióit, mások antioxidáns védő szerepet töltenek be, vagy a biomembránok összetételét és permeabilitását befolyásolják, vagy más, részben még mindig ismeretlen módon fejtik ki hatásaikat a különböző élőlényekben (Bazzaz 1996; Láng 1998).

Bármely vízi életközösség elsődleges szervesanyag-termelői között fontos szerepet töltenek be a planktonikus mikroalgák, ugyanakkor ezek az élőlények, a mikroorganizmusok és a növények élettani tulajdonságait egyesítve, nagymértékben hozzájárulnak a vízben oldódó szennyező anyagok bioakkumulációjához és ezáltal a vizek fokozatos megtisztulásához. Nagy felszívó összfelületük és metabolikus plaszticitásuk által a planktonikus mikroalgák indikátorai lehetnek az egyes szennyező tényezők jelenlétének és a szennyezés mértékének. A vegyi vízszennyezés által kiváltott stresszhatásra tűrőképes ökotípusok jelennek meg és szaporodnak el, ami az eredeti algapopulációk egyedi összetételének és metabolikus válaszáinak a megváltozását eredményezi. Ezáltal a stresszhelyzetekben jellegzetesen módosuló élettani paraméterek vizsgálata

nagymértékben hozzájárulhat az illető ökológiai rendszer szennyezettségi állapotának minősítéséhez, kiegészítve az egyéb élőlények vizsgálata által nyújtott képet.

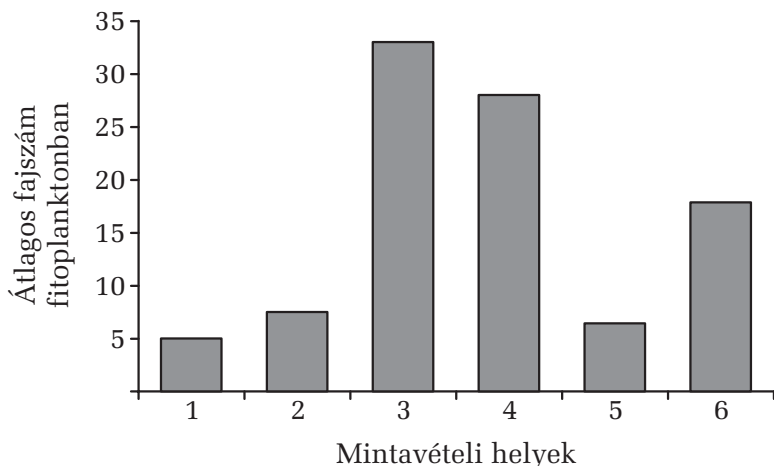
A cianiddal szennyezett vizek algáinak légzésvizsgálata különös figyelmet érdemel, hiszen növényi szervezetekként rendelkeznek egy sajátos, cianid-rezisztens alternatív légzési végoxidázzal, mely katabolikus energiatermelést biztosít cianidok jelenlétében is, habár ez sokkal kevésbé hatékony, mint a cianid által gátolt citokrómok útja.

A faji diverzitás és abundancia vizsgálata az egyes folyószakaszok fitoplanktonjában mikroszkópiás és citometriás úton valósítható meg, ugyanakkor e módszer lehetőséget biztosít a vízminőségre utaló indikátor fajok azonosítására is. Összehasonlítva a különböző vízminőségű folyószakaszok mentén a fitoplankton faji változatosságát és egyedsűrűségét, az állapítható meg, hogy e két paraméter egymással ellentétes irányú változásokat mutat a víz szennyezettségi fokának függvényében (1. és 2. ábra). Viszonylag tiszta folyószakaszokon a fitoplanktont alkotó alga- és cianobaktérium-fajok száma magas, tehát változatos összetételű, nagy



1. ábra. A fitoplankton évi átlagos faji diverzitása erdélyi folyószakaszok mentén [1 – Maros, Szenétén (felső szakasz); 2 – Maros, Vajdaszegen, az Aranyos beömlése alatt; 3 – Maros, Pécskán (alsó szakasz); 4 – Szamos, Szamosújfalun, a Lápos beömlése fölött; 5 – Lápos, Nagybozintán; 6 – Szamos, Remetemezőn, a Lápos beömlése alatt]

diverzitással jellemezhető életközösségek alakulnak ki. Kivételt képeznek a folyók forráshoz közeli legfelsőbb övezetei, ahol az alacsony hőmérséklet, a kis élettér és az ásványi tápanyagok korlátozott mennyisége tartja alacsony értéken a faji diverzitást és eredményezi a planktonikus cianobaktériumok túlsúlyát az ezeknél igényesebb mikroszkopikus mozsztatokhoz viszonyítva. Vegyi szennyező anyagokkal terhelt szakaszokon az erős szelektációs nyomás következtében a faji diverzitás erősen lecsökken, csak néhány toleráns faj marad fenn az érzékenyebbek és nehezebben akkomodálódók eltűnése után, a magasabb tűrőképességű fajok viszont ezen szakaszokon erőteljesen elszaporodhatnak a többi faj konkurrenciájának hiányában és a szerves szennyeződések lebontó mikroorganizmusok metabolizmusa során nagy mennyiségekben felszabaduló ásványi tápvegyületek hatására. A néhány tűrőképes faj egyedsűrűségének túlzott növekedését az egymás beárnyékolása miatt romló megvilágítási viszonyok akadályozzák meg, valamint az, hogy a víz sodrása újabb és újabb mikrohabitatumokba juttatja a fitoplanktont alkotó szervezeteket.



2. ábra. A fitoplankton évi átlagos egyedsűrűsége erdélyi folyószakaszok mentén [1 – Maros, Szenétén (felső szakasz); 2 – Maros, Vajdaszegen, az Aranyos beömlése alatt; 3 – Maros, Pécskán (alsó szakasz); 4 – Szamos, Szamosújfalun, a Lápos beömlése fölött; 5 – Lápos, Nagybozintán; 6 – Szamos, Remetemezőn, a Lápos beömlése alatt]

2. A primer produkció meghatározása különböző folyószakaszok algatársulásaiban

Az emberi tevékenység által különbözőképpen befolyásolt vízi ökológiai rendszerek fennmaradását és változási dinamikáját döntő módon meghatározza a fitoplankton nettó szervesanyag-termelése és oxigénképzése, hiszen ez jelenti az energetikai, illetve táplálkozási alapját a vizeket benépesítő és ezek egészségi állapotát meghatározó összes élő szervezet fejlődésének. Az ipari és háztartási tevékenység az utóbbi években számos változást okozott az erdélyi folyóvizek egyes szakaszai mentén. Ezen szennyeződések hatásaival 1990 után számos vízkémiai és biológiai felmérés is foglalkozott, elsősorban a Maros, a Körösök és a Szamos esetében. A jelzett változások annyira sokrétűek és olyan összetett kölcsönhatásban vannak egymással, hogy az ökológiailag helyes és gyakorlatilag kivitelezhető helyreállítási javaslatok megfogalmazása céljából a meglévő adatokat számos egyéb, elsősorban ökofiziológiai és ökotoxikológiai vizsgálattal szükséges kiegészíteni. Ezek keretébe tartozik a fitoplankton primer produkciójának, élettani állapotának és diverzitásának tanulmányozása az egyes folyószakaszokon vett mintákból kiindulva, az év különböző periódusaiban.

A fitoplanktont alkotó algatársulások primer produkciójának meghatározása egyrészt spektrofotometriai módszerrel valósítható meg, az a-klorofill abszorpciós spektrumának fényelnyelési csúcsai alapján, másrészt pedig ugyanezen cél érdekében hasznos módszer a szárazanyag-mennyiség és a sejtsűrűség gravimetriás, illetve citometriás meghatározása, ami a biomassza-termelési képességet tükrözi.

Mivel a légzés (fénylégzés és mitokondriális légzés, esetenként erjedés) a fotoszintézis termékeiből használ el bizonyos mennyiséget, a növényi élőtömeg gyarapodását (ami minden élelmi lánc alapját képezi) nem a fotoszintézis valódi, abszolút értéke, vagyis a bruttó fotoszintézis, hanem ennek csak a légzési veszteség után megmaradó része, vagyis a nettó fotoszintézis értéke adja meg, amit még látszólagos fotoszintézisnek is nevezünk. A CO_2 és a fény kompenzációs pontjain a nettó fotoszintézis nulla, és független a bruttó fotoszintézis és a légzés intenzitásától.

A kompenzációs pont alatti értékeken a bruttó fotoszintézis pozitív értékű, a nettó fotoszintézis viszont negatív, mert a légzési anyagbontás erősebb. Ilyen körülmények között hosszabb távon az illető növényegyed vagy növénytársulás nem maradhat fenn.

A fotoszintézis általi növényi szervesanyag-előállítás vagy fitomaszsa-termelést egy ökológiai rendszerben elsődleges termelésnek (primer

produkciónak) nevezzük. Ennek a növényi biomasszának 2/3-a a szárazföldön, 1/3-a pedig a tengerekben termelődik. A felvett CO₂ legnagyobb része a növényi sejtfalak cellulózába épül be, és innen ennek egy részét a növényevők mobilizálják. A különböző növényfajok és növénytársulások fotoszintetikus rátája tág határok között változik, hiszen a fotoszintézist befolyásoló környezeti tényezők értékei sokféle kombinációban fordulnak elő. Bármely faj esetében a fotoszintetikus biomassza-termelés maximális hatékonysága csupán alacsony megvilágítási szinten érhető el, és nem a hosszú nappalok erős napsütésében, amikor a szervesanyag-termelés a legnagyobb. Ha az illető terület növényzetét érő teljes fotoszintetikusán aktív besugárzást vesszük figyelembe, akkor a teljes biomassza-termelés hatékonysága minden esetben 18% alatt van. A bruttó primer produkció magába foglalja a producensek fotoszintézise által tárolt napenergiát, beleértve a légzéshez szükséges mennyiséget is. A nettó primer produkció azt a biomassza-termelést jelenti, amely a növényi légzés során elhasználandó molekulák levonása után az ökoszisztéma rendelkezésére áll, értékének kiszámítására pedig a nettó primer produkció = nettó asszimilációs ráta x asszimiláló felület-index x a vegetációs időszak hossza összefüggést alkalmazzuk.

A vizsgált folyószakaszokon a fitoplankton évi átlagos bioproduktivitása széles körben, 50 és 800 mg száraz biomassza/liter között változott.

1. táblázat. *A fitoplankton átlagos bioproduktivitása (száraz biomassza mennyisége) különböző szennyezettégű erdélyi folyószakaszokon 2002 tavaszán és nyarán*

Mintavételek helye	Tavaszi minták átlaga (száraz tömeg)	Nyári minták átlaga (száraz tömeg)
Maros, Szenétén (felső szakasz)	57 mg/l	78 mg/l
Maros, Vajdaszegen, az Aranyos beömlése alatt	680 mg/l	813 mg/l
Maros, Pécskán (alsó szakasz)	544 mg/l	492 mg/l
Szamos, Szamosújfalun, a Lápos beömlése fölött	434 mg/l	417 mg/l
Lápos, Nagybozintán	630 mg/l	752 mg/l
Szamos, Remetemezőn, a Lápos beömlése alatt	511 mg/l	528 mg/l

A legkisebb biomasszamennyiség a folyók felső, forráshoz közeli, viszonylag szennyezetlen, hideg és ásványi tápanyagokban szegény szakaszain volt mérhető. Erősen szennyezett folyószakaszokon, habár a fitoplankton faji diverzitása erősen lecsökkent, a száraz biomassza mennyisége magas értékeket mutatott, mert az a néhány toleráns faj, melynek a vegyi szennyeződés által okozott szükséghelyzet körülményei között sikerült túlélni, versenytársak hiányában erőteljesen elszaporodott és nagy egyedszámmal képviseltette magát, vagy pedig az osztódásra képtelen algasejtek tartaléktápanyagokat halmoztak fel és megnövelték térfogatukat, illetve protoplazmatikus alkotóik mennyiségét (1. táblázat). Vegyi szennyezés következtében tehát nem a produktivitás csökken drasztikusan, hanem a fitoplankton biodiverzitása, és ezáltal megváltozik a mikrofitocönózis minőségi összetétele, maga után vonva a többi élőlénytársulás és az élőhely fokozatos módosulását is. Megjegyzendő, hogy folyóvízben, a folyamatos hígulás és tovaszállítás következtében a vegyi károsító tényezők kevésbé tudnak egy helyben felhalmozódni veszélyes koncentrációkig, mint állóvizekben.

3. A fényelnyelés kvantumhatásfokának meghatározása a fitoplankton szintjén

A fitoplankton ökofiziológiai állapotának egyik legérzékenyebb és legmodernebb módszere a fényelnyelés kvantumhatásfokának meghatározása az indukált klorofill-fluoreszcencia módszerével, mely lehetőséget nyújt a vízből az algasejtek asszimiláló rendszerébe kerülő szennyező anyagok vagy kedvezőtlen fizikai paraméterek hatóhelyeinek és hatásintenzitásának felbecsülésére ellenőrzött laboratóriumi körülmények között. A sötétadaptált algaszuszpenzióknak fénykvantumokkal való gerjesztése utáni néhány percben a fotokémiai reakciókban nem hasznosuló fényenergia azon része, mely klorofill-fluoreszcencia formájában kijut a színtestekből, jellegzetes időbeni intenzitásingadozást mutat, melynek kinetikája közvetlen indikátorként szolgál a primer produkció alapján álló fotoasszimilációs reakciók hatékonyságának megítéléséhez.

A fluoreszcencia-indukció görbéje a tilakoidális fotoszintetikus készülék működésére vonatkozó legfőbb információkat tartalmazza, ezért fluoroasszimilatogramnak is nevezik, és a növények állapotának jellemzésére diagnosztikai céllal is alkalmazzák a stresszélettani és ökofiziológiai kutatásokban. Mivel az elnyelt fényenergiának a fotokémiai reakciókban

való hasznosulása és fluoreszcencia formájában történő leadása egymással versengő folyamatok, a fluoreszcencia-indukció közvetlen információt szolgáltat a fényszakasról, a növényi anyag fotoszintetizáló képességéről. Egy normális fotoszintetikus aktivitású, néhány percig sötétben adaptált levél vagy plasztisz-szuszpenzió fluoreszcenciaszintje, a megvilágítás hatására a kezdeti jellegzetes változási szakaszok után kb. 4–5 perc alatt egy alacsony, állandó egyensúlyi értékre („steady state”) áll be. Ha a fényszakasz valamely folyamata gátlódik, jellegzetes változás észlelhető az indukált fluoreszcencia dinamikájában, és a kibocsátott fluoreszcens fény intenzitása a normálisnál nagyobb lesz.

Mivel a klorofill-fluoreszcencia csaknem teljes egészében a kettes típusú fotokémiai rendszerből (PS II-ből) származik, akkor lesz maximális intenzitású, amikor minden PS II reakciócentruma „zárt”, inaktív, vagyis a QA elsődleges kinonakceptor teljes mértékben redukált állapotban van és így a P680 reakciócentrum fény általi gerjesztése nem eredményezhet stabil töltésszétválást, minden reakciócentrum a Tyr_Z P680 Pheo QA⁻ állapotban van. A stabil egyensúlyi érték beállása előtt, megvilágítás hatására a kibocsátott fluoreszcencia intenzitása jellegzetes változásokat mutat egy gyors (1–2 másodperces) és egy lassú (néhány percig tartó) időtartományban.

A fény bekapcsolásakor a fluoreszcencia nagyon gyorsan (néhány pikoszekundum alatt) egy F₀ alapszintre emelkedik, amely kizárólag a fénybegyűjtő antennakomplexből származik. Értéke nincs kapcsolatban a fotokémiai reakciókkal, és arányos a növényi anyag pigmenttartalmával és a gerjesztési fény intenzitásával. A fotoszintetikus készülék szervezettségével áll összefüggésben, általában a F_{max} 15–20%-át teszi ki. Ekkor még minden PS II reakciócentruma nyitott, vagyis a QA-állomány teljesen oxidált állapotban van (nincs felvett és tovább nem adott elektronja). Az F₀-ról a fluoreszcencia intenzitása néhány milliszekundum alatt enyhén emelkedik egy F_i inflexió ponti értékig, ami a QA részleges fotoredukációjának tulajdonítható, vagyis a gerjesztett P680-ról a QA-ra való elektronátadással függ össze. Értéke a F_{max} 40%-a körül van. Az F_i intermedier értékről a fluoreszcencia valamivel lassabban (kb. egy másodperc alatt), de nagyobb mértékben emelkedik, elérve egy maximális értéket (F_{max}), amikor már valamennyi QA redukált állapotban van, és ennek eredményeként redukálódni fog a plasztikionállomány. Mivel az elektronszállítási folyamatok lassúbbak a PS I donor oldalán, mint a PS II-ben levők, az elektronok időlegesen felgyűlnek a két fotokémiai rendszer között. Ezáltal a gyors szakaszban lejátszódó intenzitásváltozások nemcsak a PS II reakciócentrumában lejátszódó redoxfolyamatok kinetikáját, ill. a QA redoxállapotának

időbeni változását, hanem az egész lineáris elektronszállító lánc működési állapotát tükrözik. Az $F_i - F_{\max}$ szakasz a PS II és PS I közti elektronszállítás kinetikájáról ad információt. Ezen gyors szakasz egyéb fontos paraméterei a változó fluoreszcencia (F_v), a F_v/F_{\max} arány, a $(F_i - F_o)/F_v$ arány, az F_{\max} eléréséhez szükséges idő (T_{\max}), az F_i eléréséhez szükséges idő (T_i), valamint az F_v emelkedési idejének a fele ($T/2$).

A változó fluoreszcencia ($F_v = F_{\max} - F_o$) a PS II fényenergia-befogási határfokával arányos, vagyis az elnyelt energiának fluoreszcenciaként kibocsátott azon része, amely potenciálisan hasznosulni képes a fényszakaszban. Az F_v/F_{\max} hányados fontos mennyiségi paramétere a fotoszintézis fotokémiai hatékonyságának, mellyel egyenes arányban van. Az $(F_i - F_o)/F_v$ arány a QA-tól a plasztokinonállományig haladó, illetve gyakorlatilag a PS II és PS I között zajló elektronáramlás rátáját jellemzi, és minél kisebb az értéke, annál jobb az elektronátvitel. Normálisan 0,2 – 0,3 körül van. A F_v fluoreszcencia-emelkedés félideje ($T/2$) a fotoszintetikus készülék szervezettségére utal, mert értéke annál nagyobb, minél nagyobb a reakciócentrumokhoz kapcsolódó pigmentek száma.

A fotokémiai reakciókat befolyásoló különböző tényezők hatására a fluoreszcencia-indukció görbéje sajátos változásokat mutat. Például DCMU (diklórfenil-dimetil urea vagy diuron néven ismert gyomirtó szer) hatására az F_o és F_{\max} értéke nem változik meg, de a fluoreszcencia nagymértékű kezdeti emelkedése észlelhető (az F_i majdnem egyenlő az F_{\max} -szal), mert a QA⁻ nem tudja átadni elektronfölöslegét a QB-nek. Metilviologén (a paraquat néven is ismert gyomirtó szer) hatására felgyorsul az elektronátvitel az egyes típusú fotokémiai rendszer (PS I) F_e -S központjairól, vagyis nem gyűlhetnek fel ideiglenesen az elektronok a két fotokémiai rendszer között, így erősen lecsökken az F_{\max} értéke, de nem változik az antennakomplexből, ill. a PS II-ből származó F_o és F_i . Ha a vízbontó komplex működése szenved zavart, pl. hidroxil-amin hatására, jelentősen nő az F_i , de az F_{\max} nem módosul, hiszen az elektronszállítás a PS II reakciócentrumának szintjén elégtelen a késleltetett vízbontás miatt. Az F_v csökkenésének alapján a redukált QA⁻ képződésének és ideiglenes felgyűlésének megakadályozása áll. Egyes gátlószerek nem változtatják meg a fluoreszcencia abszolút értékét, hanem módosítják az F_i és/vagy az F_{\max} eléréséig tartó időt.

A klorofill-fluoreszcencia indukciójának lassú (néhány percig tartó) szakaszában a fotokémiai reakciók mellett egyéb tényezők is hozzájárulnak az intenzitás csökkenéséhez, míg be nem áll egy alacsonyabb, állandósult egyensúlyi szint. Ebben a szakaszban a fotokémiai kioltó mechanizmuson

kívül egyéb jelenségek is közrejátszanak, melyek a nem-fotokémiai kioltást eredményezik. Egyik ilyen jelenség a sztróma és a lumen között a fény hatására kialakuló pH-különbség, ami befolyásolja a klorofill-fehérje együttes konformációját, így a gerjesztési energia nagyobb hányada alakul hővé és kisebb része adódik le fluoreszcencia formájában. A pH-függő kioltás mellett fellép az ATP-függő fluoreszcencia-csökkenés is, mert a foszforilációjában (ill. kijutásában a sztrómatilakoidokba), aminek következtében a fényenergia nagyobb része jut a PS I-hez. Tekintve, hogy a fluoreszcencia főleg a PS II-ből származik, a kisebb fénybegyűjtő antennával rendelkező PS II fluoreszcencia-kibocsátása kisebb.

A lassú szakasz fő paraméterei a stacionárius (egyensúlyi) fluoreszcencia (F_s) és a vitalitási index (Rfd). A stacionárius fluoreszcencia a végző egyensúlyi érték, mely azt tükrözi, hogy a Q_A^- reoxidációja és a tilakoidmembrán két felülete között kialakult pH-gradiens következtében a fluoreszcencia intenzitása a tartós megvilágítás során lecsökken egy állandósuló értékre. A vitalitási index az $(F_{\max} - F_s)/F_s$ arány értéke, és a növény élettani állapotának, életképességének (potenciális fotoszintetikus működőképességének) jellemzésére szolgál. Értéke 0 és 5 között változhat, a jó fotoszintetikus aktivitású növényeknél 2-nél nagyobb, 1 alatti értéknel pedig alig van nettó fotoszintézis. Stresszhatások esetén a Rfd értéke csökken, akárcsak a lineáris fotoszintetikus elektrontranszport adott körülmények közötti valós energetikai hatékonyságát tükröző effektív kvantumhatásfok értéke is ($\Delta F/F_m'$).

Az eredmények azt mutatják, hogy a fitoplanktont alkotó algák és cianobaktériumok fotoszintetikus pigmentrendszerének szerveződése és fényelnyelő képessége (amit az F_0 értéke tükröz) nem változik számottevően a vizsgált folyószakaszokon. A fotoszintetikus elektronszállításban szerepet játszó tilakoidális plasztokintonállomány redukáltsági állapota (amit az ideiglenes F_{\max} mutat) enyhén csökken olyan iparilag szennyezett folyószakaszokon, mint a Maros Vajdaszegen és a Lápos Nagybozintán. Ez a káros hatás, amit valószínűleg az ércaktermelés miatti nehézfémes vízszennyezés vált ki, még nyilvánvalóbb a potenciális fotoszintetikus energiaátalakítás kvantumhatásfoka szintjén (F_v/F_{\max}), valamint a fényszakasz teljes folyamategyüttesének összesített reális energetikai hatékonyságát jelző effektív kvantumhatásfok ($\Delta F/F_m'$) szintjén (2. táblázat).

Ezen paraméterek változásainak figyelembevétele elsősorban azért alapvetően fontos, mert a folyóvizekben levő életközösségek energiafluxusának alapját képező folyamat intenzitását jelzik.

2. táblázat. A fényelnyelési kvantumhatásfok fontosabb fluoreszcencia-indukciós paraméterei a fitoplankton szintjén, különböző szennyezettségű folyószakaszok mentén

Mintavételek helye	Ideiglenes maximális klorofill-fluoreszcencia (F_{\max} , relatív egységek)	Potenciális (maximális) kvantumhatásfok (F_v/F_{\max})	Effektív kvantumhatásfok ($\Delta F/F_m$)
Maros, Szenétén (felső szakasz)	41	0,71	0,46
Maros, Vajdaszegen, az Aranyos beömlése alatt	38	0,47	0,28
Maros, Pécskán (alsó szakasz)	47	0,69	0,41
Szamos, Szamosújfalun, a Lápos beömlése fölött	42	0,68	0,44
Lápos, Nagybozintán	32	0,44	0,33
Szamos, Remetemezőn, a Lápos beömlése alatt	44	0,67	0,42

Összevetve az eredményeket, levonható az a következtetés, hogy a fitoplankton érzékenyen reagál a vízminőség változására, ennek tűrőképességétől, alkalmazkodóképességétől, energiaátalakító potenciáljától és nettó bioproduktivitásától döntő módon függ az egész vízi életközösség és ökológiai rendszer stabilitása, fejlődési dinamikája és egészségi állapota, a folyók pedig nem egyszerűen kifogyhatatlan vízforrások, hanem elsősorban összetett és érzékeny egyensúllyal jellemezhető élőhelyek sokféle élőlény számára. Ezen élőlényeket sokrétűen befolyásolja a folyók vizének minősége, ugyanakkor ezek az élőlények is visszahatnak a vízi környezet minőségére. Csakis ezen kölcsönhatások alapos ismerete vezethet folyóvizeink ésszerű felhasználásához és védelméhez.

SZAKIRODALOM

- ANDERSON, D. M.–CEMBALLA, A. D.–HALLEGRAEF, G. M.
1998 *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms*. Heidelberg, Springer
- BAKER, N. L.
1996 *Photosynthesis and the Environment*. Dordrecht, Kluwer Acad. Publ.
- BARGAGLI, R.
1998 *Trace Elements in Terrestrial Plants – An Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery*. Berlin, Springer
- BARÓN, M.–ARELLANO, J. B.–GORGÉ, J. L.
1995 Copper and Photosystem II: a Controversial Relationship. *Physiol. Plant.* 94. 174–180.
- BAZZAZ, F. A.
1996 *Plants in Changing Environments*. Cambridge, Cambridge Univ. Press
- CHERRY, J. H.
1994 *Biochemical and Cellular Mechanisms of Stress Tolerance in Plants*. Heidelberg, Springer
- DE FILIPPIS, L. F.–ZIEGLER, H.
1993 Effect of Sublethal Concentrations of Zinc, Cadmium and Mercury on the Photosynthetic Carbon Reduction Cycle of *Euglena*. *Plant Physiol.* 142. 167–172.
- DEMMIG-ADAMS, B.–ADAMS, W. W. III
1996 Xanthophyll Cycle and Light Stress in Nature: Uniform Response to Excess Direct Sunlight Among Higher Plant Species. *Planta* 198. 460–470.
- DODGE, A. D.
1990 *Herbicides and Plant Metabolism*. Cambridge, Cambridge Univ. Press
- DRAGOȘ, N.–PÉTERFI, L. S.–MOMEN, L.–POPESCU, C.
1997 *An Introduction to the Algae and the Culture Collection of Algae*. Cluj, Univ. Press, 197.
- ENDRESS, R.
1994 *Plant Cell Biotechnology*. Berlin, Springer
- FODORPATAKI L.–PAPP J.
2000 Studies Concerning the Physiology of Microalgal Communities Isolated from Natural Habitats. *Contrib. Bot.* 35. 121–130.

FODORPATAKI L.–TRIFU, M.

1995 Influence of Heavy Metals on Photosynthetic Parameters Under Different Light Conditions in Cultures of *Scenedesmus acutus* M. In: Mathis, P. (ed.), *Photosynthesis: from Light to Biosphere*. Amsterdam, Kluwer Acad. Publ. 529–532.

GAUTHIER, F.–ARCHIBALD, F.

2001 The Ecology of Fecal Indicator Bacteria Commonly Found in Pulp and Paper Mill Water Systems. *Wat. Res.* 35 (9). 2207–2218.

GREENBERG, A. E.–RHODES-TRUSSELL, R.–CLESCERI, L. S.

1985 *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Baltimore, Port City Press

HAMAR J.

1995 Algological Studies of the Maros (Mureş) River. In: Hamar J., Sárkány-Kiss A. (eds.): *The Maros/Mureş River Valley*. Szolnok–Szeged–Tg. Mureş, Tisza Klub, 149–163.

HAMMORD, J.–McGARVEY, P.–YUBISOV, V.

1999 *Plant Biotechnology*. Berlin, Springer

HARBORNE, J. B.

1993 *Introduction to Ecological Biochemistry*. London, Academic Press

HERMSMEIER, D.–SCHULZ, R.–SENGER, H.

1994 Formation of Light-harvesting Complexes of Photosystem II in *Scenedesmus*. *Planta* 193. 398–405.

HIDEG, E.–SPETEA, C.–VASS, I.

1994 Singlet Oxygen Production in Thylakoid Membranes During Photoinhibition as Detected by EPR Spectroscopy. *Photosynth. Res.* 39. 191–199.

JACKSON, M. B.–BLACK, C. R.

1993 *Interacting Stresses on Plants in a Changing Climate*. Berlin, Springer

JENNINGS, R. C.–ZOCHELLI, G.–GHETTI, F.–COLUMBETTI, G.

1996 *Light as an Energy Source and Information Carrier in Plant Physiology*. New York, Plenum Publ.

KEELEY, J. E.

1990 Photosynthetic Pathways in Freshwater Aquatic Plants. *Trends Ecol. Evol.* 5. 330–333.

KULLBERG, R. G.

1995 Decreased Diversity Caused by Differential Inhibition Among Artificial Phytoplankton Communities in an Undisturbed Environment. *Eur. J. Phycol.* 30. 267–272.

- LAMBERS, H.–CHAPIN, S. F.–PONS, T.
1998 *Plant Physiological Ecology*. Berlin, Springer
- LÁNG F. (szerk.)
1998 *Növényélettan*. Budapest, ELTE Eötvös Kiadó, 192–193.
- LAWLOR, D. W.
1995 Photosynthesis, Productivity and Environment. *J. Exp. Bot.* 46. 1449–1461.
- LICHTENTHALER, H. K.
1996 *Vegetation Stress. An Introduction to the Present State of the Art of Plant Stress*. Stuttgart, Gustav Fischer
- MELIS, A.–HARVEY, G. W.
1991 Regulation of Photosystem Stoichiometry, Chlorophyll a and Chlorophyll b Content and Relation to Chloroplast Ultrastructure. *Biochim. Biophys. Acta.* 637. 138–145.
- MUNAWAR, M.
2000 *Bioindicators of Environmental Health*. Backhuys Publ. Leiden
- NAGY-TÓTH, F.–BARNA, A.
1987 Algae Experimented in Laboratory Pure Cultures and Stored in Collection. *Contrib. Bot.* 193–234.
1998 *Alge Verzi Unicelulare*. Cluj, Presa Univ. Clujeană, 176.
- NAGY TÓTH, F.–PÉTERFI, L.–FODORPATAKI, L.
1992 Effect of Carbon Sources on the Morphology and Structure of *Scenedesmus acutus* Meyen. *Acta Bot. Hung.* 37. (1–4). 295–316.
- ORT, D. R.–YOCUM, C. F.
1996 *Oxygenic Photosynthesis: the Light Reaction*. Dordrecht, Kluwer Acad. Publ.
- PUGNAIRE, F. I.–VALLADARES, F.
1999 *Handbook of Functional Plant Ecology*. New York, Marcel Dekker
- RAI, L. C.–GAUR, J. P.
2001 *Algal Adaptation to Environmental Stresses*. New York, Springer
- REDDY, G. N.–PRASAD, M. N. V.
1992 Characterization of Cadmium Binding Protein from *Scenedesmus Quadricauda* and Cd Toxicity Reversal by Phytochelatin-constituting Amino Acids and Citrate. *Plant Physiol.* 140. 156–162.
- SCHULZE, E.-D.–CALDWELL, M. M.
1994 *Ecophysiology of Photosynthesis*. Heidelberg, Springer
- SHEORAN, I. S.–SINGAL, H. R.–SINGH, R.
1990 Effect of Cadmium and Nickel on Photosynthesis and the Enzymes of the Photosynthetic Carbon Reduction Cycle in Pigeon-pea (*Cajanus cajan* L.). *Photosynth. Res.* 23. 345–351.

SIEDLECKA, A.–BASZYNSKI, T.

1993 Inhibition of Electron Flow Around Photosystem I in Chloroplasts of Cd-treated Maize Plants is Due to Cd-induced Iron Deficiency. *Physiol. Plant.* 87. 199–202.

SMITH, T. M.–SHUGART, H. H.–WOODWARD, F. I.

1995 *Plant Functional Types*. Cambridge, Cambridge Univ. Press

SRIVASTAVA, A.–APPENROTH, K. J.

1996 Interaction of EDTA and Iron on the Accumulation of Cd²⁺ in Duckweeds (Lemnaceae). *Plant Physiol.* 146. 173–176.

STREB, P.–MICHAEL-KNAUF, A.–FEIERABEND, J.

1993 Preferential Photoinactivation of Catalase and Photoinhibition of Photosystem II are Common Early Symptoms Under Various Osmotic and Chemical Stress Conditions. *Physiol. Plant.* 88. 590–598.

TRAINOR, F. R.–EGAN, P. F.

1991 Discovering the Various Ecomorphs of *Scenedesmus*; the End of a Taxonomic Era. *Arch. Protistenkd.* 139. 125–132.

TSARENKO, P. M.–HEGEWALD, E.

1999 Variability of *Scenedesmus intermedius* Chod. (Chlorococcales, *Chlorophyta*) in Culture. *Internat. J. Algae* 1(1). 19–35.

VAZQUEZ, M. D. et alii

1990 Localization of Zinc and Cadmium in *Thlaspi Coerulens* (Brassicaceae), a Metallophyte that can Hyperaccumulate Both Metals. *Plant Physiol.* 140. 350–355.

VÖGELI-LANGE, R.–WAGNER, G. J.

1990 Subcellular Localization of Cadmium and Cadmium-binding Peptides in Tobacco Leaves. *Plant Physiol.* 92. 1086–1093.

WEIGEL, H. J.

1985 Inhibition of Photosynthetic Reactions of Isolated Intact Chloroplasts by Cadmium. *Plant Physiol.* 119. 179–189.

WALKER, D.

1993 *Energy, Plants and Man*. Brington, Oxygraphics

WANG, W. W.–GORSUCH, J. W.–HUGHES, J. S.

1997 *Plants for Environmental Studies*. New York, Springer

WILKINSON, R. E.

1994 *Plant-Environment Interactions*. New York, Marcel Dekker

YRUELA, I. et alii

1992 The Inhibitory Mechanism of Cu(II) on the Photosystem II Electron Transport from Higher Plants. *Photosynth. Res.* 33. 227–233.

ÖKOLÓGIAI VÍZMINŐSÍTÉS AZ ERDÉLYI FOLYÓK EGYES SZAKASZAIN A MAKROFITÁK ÉS A BENTON ALAPJÁN

I. Folyóvízi makrofiták

1. Bevezetés. A makrofiták általános jellemzése

A makrofiták szemmel látható, nagy testű vízinnövények. Szemben más csoportokkal, elsősorban a víziállatokkal, melyeket általában rendszertanilag is külön kategóriákba sorolunk, a makrofiták különböző rendszertani egységekhez tartoznak.

Vannak közöttük nagy testű algák, mint pl. a csillárcák, mohák (forrásmoha), páfrányok (métélyfű, moszatpáfrány), de legtöbbjük a virágos növények különböző családjaiba sorolható. Egyes családoknak csak vízi képviselőik vannak (pl. mocsárhúrfélék, tócsagazfélék), de a legtöbb makrofita olyan családba sorolható, melyeknek mind szárazföldi, mind pedig vízi képviselői vannak (boglárcák stb.). Az angol nyelvű szakirodalom a mocsári növényeket is egyértelműen ide sorolja, de mivel a magyar nyelvben már annyira meghonosodott a vízinnövény (hínár), illetve a mocsári növény elnevezés, mi is ezt követjük. Sőt, megkülönböztetjük a lápi növényeket is.

Szemben a szárazföldi növényekkel, a makrofitáknak van pár morfofiziológiai sajátosságuk, mely közös jellemzőjük, és mely a vízi körülményekhez való alkalmazkodásuknak az eredménye.

A szárazföldön minden növény (virágos növény) gyökérrel rendelkezik. A vízinnövények jó részének nincs gyökere, ezek szabadon lebegnek a víz felszínén (pl. békatutaj, békalencsék) vagy a víz tömegében (pl. érdes tócsagaz, keresztcs békalencse). Mások fejlett gyökérrel rendelkeznek (pl. egyes víziboglárcák), vagy csak bizonyos rögzítő járulékokkal, melyekkel többé-kevésbé lazán tapadnak az üledékbe (pl. sima tócsagaz).

A vízinnövények nagy része nem rendelkezik fejlett szállítóedényrendszerrel, legtöbbször testük egész felületén képesek felvenni a vizet, illetve az ebben oldott ásványi sókat. Szilárdítószövetek is fejletlenek. Gázcserenyílásaik csökevényesek, vagy általában zártak, illetve a víz fel-

színén kiterültek esetén (pl. tündérrózsa, vízitök) a levelek színén helyezkednek el. Kutikulájuk is általában fejletlen, nincs szükségük arra, hogy visszatartsák a vizet. Sok faj fejlett aerenchimával rendelkezik, melynek fontos szerepe van a növény fajsúlyának csökkentésében, így a víz felszínén való fenntartásában. Sok vízinövény nem rendelkezik látványos, színes virágokkal, csak apró, sokszor víz alatti, dísztelen virágokkal (pl. tócsagazok). Igen gyakori náluk a vegetatív szaporodás, még azoknál a fajoknál is, melyek fejlett terméseket hoznak létre (pl. sulyom, tócsagazok, kolokán). A mérsékelt égövön a legtöbb faj időszakosan jelenik meg, a telt úgynevezett áttelelő képletekkel, turionokkal (pl. rence) vészeli át a vízfenéken. Ezek a képletek tavasszal megfelelő életkörülmények közé kerülve feljönnek a víz tömegébe, ahol növekedésnek indulnak. A vegetatív szaporodás főleg kedvezőtlen körülmények között igen gyakori, még azoknál a fajoknál is, melyek különben ivarosán szaporodnak.

Egyes fajok viszont még a mérsékelt égövön is képesek áttelelni, természetesen abban az esetben, ha enyhébb tél van, vagy valamilyen okból a víz nem fagy be. Ilyenek a mocsárhúrok, melyek a nagyobb tengerszint fölötti magasságokon időszakos vizekben, illetve hóolvadásból keletkezett időszakos vizekben már kora tavasszal jelen vannak. Egyes folyóvizekben, főleg ahol intenzív a háztartási szennyvizekkel való szennyezés (pl. Kolozsvár területén a Szamosban) a fűzeres süllőhínár és a bodros békaszőlő egész télen át zöldell. Ez utóbbinak még befagyott vízben is megfigyeltük fotoszintézisét, 1999 telén a csörölyei halastavakban. A Maros felső folyásán a Gyergyói-medencében, annak ellenére, hogy ez az ország egyik leghidegebb medencéje, egész télen át aktív az úszó vízboglárka. Itt a folyó nem fagy be, mivel ezen a területen számos borvízforrás található a mederben, illetve a meder közvetlen közelében, melyek ide ömölve nem engedik befagyni a vizet, így az itt nagy mennyiségben található boglárka egész télen át zöldellhet.

2. A makrofiták különböző szempontok szerinti osztályozása

2.1. A makrofiták osztályozása az egyes fajok ökológiai értékszámainak, pontosabban a relatív talajvíz-, illetve talajnedvesség indikátor számainak figyelembevételével

Felmerül az a probléma, hogy melyik rendszer szerint végezzük az elkülönítést, hiszen több munka jelent meg ezen indikátorszámok különböző fajokra vonatkozó értékeivel, melyek különböző skálán mozognak,

és nem fedik teljes mértékben egymást. Ez utóbbi ok miatt döntöttünk úgy, hogy figyelembe vesszük a rendelkezésünkre álló rendszereket (szám szerint ötöt), mindegyik esetben megszabjuk azt az értéket, mely fölött az illető faj hínárnak, mocsárinak, illetve lápnövénynek tekinthető, és ha legalább három rendszer szerint ide sorolható be az adott faj, akkor megtartjuk, ellenkező esetben elvetjük. Kiindulópontként Románia és Magyarország virágos növényfajkészletét vettük, több mint 3500 fajt.

Ekkor újabb gondok merültek fel, hiszen az egyes rendszerek fajlistái sem azonosak, tehát vannak fajok, melyekre nincs öt értékünk, csak négy, vagy kevesebb, sőt egyesek csak egyetlen rendszerben vannak jelen. Ezen esetekben az elkülönítést a következőképpen végeztük: négy, illetve három értékkel rendelkező faj esetében akkor tartottuk meg az adott fajt, ha legalább két rendszer szerint mocsárinak tartható; kettő, illetve egy érték esetén pedig ha egy rendszer szerint tekinthető annak.

Az általunk figyelembe vett öt rendszer a következő:

I. Borhidi (1993) WB-vel jelöli a relatív talajvíz-, illetve a talajnedveség indikátorszámait, Ellenberg 12-fokú skálája szerint, a következőképpen:

- 1: erősen szárazságtűrő növények, gyakorta teljesen kiszáradó, vagy huzamosan szélsőségesen száraz termőhelyeken
- 2: szárazságjelző növények, hosszú száraz periódusú termőhelyeken
- 3: szárazságtűrő növények, alkalmilag üde termőhelyeken is előfordulnak
- 4: félszáraz termőhelyek növényei
- 5: félüde termőhelyek növényei
- 6: üde termőhelyek növényei
- 7: nedvességjelző növények, súlypontosan jól átszellőzött, nem vízenyős talajok növényei
- 8: nedvességjelző, de rövid elárasztást is eltűrő növények
- 9: talajvízjelző növények, súlypontosan átitatott talajokon
- 10: változó vízállású, rövidebb ideig kiszáradó termőhelyek vízínövényei
- 11: vízben úszó gyökerező vagy lebegő vízi szervezetek
- 12: alámerült vízínövények

Ezen a skálán a 8, vagy ennél nagyobb WB értékkel rendelkező fajokat tekintettük mocsáriaknak (a 12-esek víziek, és ugyanakkor a 10- és 11-esek egy része is).

II. Sanda és munkatársai (1983), ugyancsak Ellenberg rendszeréből kiindulva, de az értékeket a román flórát alkotó fajokra alkalmazva, egy

1-től 6-ig terjedő skálát vezettek be (fél értékeket is használva), az alábbiak szerint:

- | | |
|------------------|-------------------|
| 1: xerofita | 5: hidrofita |
| 2: xeromezofita | 6: ultrahidrofita |
| 3: mezofita | 0: amfitoleráns |
| 4: mezohidrofita | |

Az 1.5, 2.5, ..., 5.5 értékek átmenetiek.

Ezen a skálán a 4.5-ös, illetve az e fölötti értékeket vettük figyelembe (6-os értékkel rendelkeznek a hínarak).

III. Kovács (1979) 1-től 10-ig terjedő skálán mozgó értékeket dolgozott ki, melyeknek jelentése a következő:

- 1: nagyon száraz talajok növényei
- 3: száraz talajok növényei
- 5: mérsékelten száraz, nyirkos talajok növényei
- 7: nedves, nem kiszáradó talajok növényei
- 9: nedves-vizes, legtöbbször nem átszellőzött talajok növényei
- 10: elárasztott talajok növényei
 - a 2, 4, 6, 8 a főbb típusok közötti átmeneti értékek
 - x: indifferens faj, nem tekinthető indikátornak

A 7-es, illetve ennél nagyobb értékkel rendelkező fajokat tekintettük mocsáriaknak. (A vízinnövényeknek 10-es értékük van.)

IV. A Simon (1992) által kidolgozott W értékek ugyancsak egy 12 értékű skálán mozognak, akárcsak a kiindulópontként felhasznált Ellenberg skála, a következőképpen:

- | | |
|-----------------------|-----------------------|
| 0: extrém száraz | 6: mérsékelten nedves |
| 1: igen száraz | 7: nedves |
| 2: száraz | 8: mérsékelten vizes |
| 3: mérsékelten száraz | 9: vizes |
| 4: mérsékelten üde | 10: igen vizes |
| 5: üde | 11: vízi |

Ezen rendszerben a 7-es, illetve az e fölötti értékkel rendelkező fajokat tekintettük mocsáriaknak.

V. A Soó (1964–80) által használt értékek megfelelnek az Ellenberg-féle értékek felének. Így egy 1 és 5 között mozgó skálán az értékek értelmezése a következő:

- | | |
|---------------|--------------------------|
| 1: perxerofil | 4: higrofil |
| 2: xerofil | 5: perhigrofil-hidatofil |
| 3: mezofil | |

A 4-es, illetve 5-ös értékkel rendelkező fajokkal dolgoztunk.

Megfigyelhető tehát, hogy mind az öt általunk használt rendszer az Ellenberg-féle ökológiai értékszámokhoz igazodik, kisebb-nagyobb különbségekkel, általában a szűkebb skálán mozgó értékek kétszerese illeszthető az Ellenberg értékekhez.

Az egyes rendszerek értékeinek figyelembevételével első táblázatunkban 636 faj szerepelt, majd ezek közül a fentebb említett szempontok szerint kiválasztva a fajokat a következő Magyarországon és Romániában előforduló 522 vízi-, mocsár- és lápnövényfajt tartalmazó fajlistához jutottunk:

Vízinövények

- | | |
|--|---|
| 1. <i>Aldrovanda vesiculosa</i> L. | 25. <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L. |
| 2. <i>Azolla caroliniana</i> Willd. | 26. <i>Lemna gibba</i> L. |
| 3. <i>A. filiculoides</i> Lam. | 27. <i>L. minor</i> L. |
| 4. <i>Batrachium aquatile</i> (L.)
Dum. | 28. <i>L. trisulca</i> L. |
| 5. <i>B. baudotti</i> (Godr.) F. Schlz. | 29. <i>Marsilea quadrifolia</i> L. |
| 6. <i>B. carinatum</i> Schur. | 30. <i>Myriophyllum spicatum</i> L. |
| 7. <i>B. fluitans</i> (Lam.) Will. | 31. <i>M. verticillatum</i> L. |
| 8. <i>B. giliberti</i> B. Krecz. | 32. <i>Najas graminea</i> Delile |
| 9. <i>B. peltatum</i> (Schrk.)
Bercht, Presl. | 33. <i>N. marina</i> Lem. Asch. |
| 10. <i>B. rionii</i> Lagg. | 34. <i>N. minor</i> All. |
| 11. <i>B. trichophyllum</i> (Chaix)
Bosch | 35. <i>Nuphar luteum</i> (L.) Sm. |
| 12. <i>B. triphyllum</i> (Chaix) Bosch | 36. <i>Nymphaea alba</i> L. |
| 13. <i>Callitriche autumnalis</i> L. | 37. <i>N. candida</i> Presl. |
| 14. <i>C. hamulata</i> Kütz. | 38. <i>N. lotus</i> var. <i>thermalis</i> L.
(DC.) Tuzs. |
| 15. <i>C. platycarpa</i> Kütz. | 39. <i>Nymphoides peltata</i>
(Gmel.) Ktze. |
| 16. <i>C. polymorpha</i> Lonnr. | 40. <i>Polygonum amphibium</i> f.
<i>aquatica</i> L. |
| 17. <i>C. stagnalis</i> Scop. | 41. <i>Potamogeton acutifolius</i>
Link. ex R&Sch. |
| 18. <i>C. verna</i> L. | 42. <i>P. alpinus</i> Balbis |
| 19. <i>Ceratophyllum demersum</i> L. | 43. <i>P. berchtoldii</i> Fieber |
| 20. <i>C. submersum</i> L. | 44. <i>P. coloratus</i> Vahl |
| 21. <i>Elodea canadensis</i> Rich. ex
Mich. | 45. <i>P. compressus</i> L. |
| 22. <i>Groenlandia densa</i> (L.)
Gourr. | 46. <i>P. crispus</i> L. |
| 23. <i>Hippuris vulgaris</i> L. | 47. <i>P. filiformis</i> Pers. |
| 24. <i>Hottonia palustris</i> L. | 48. <i>P. fluitans</i> Roth. |
| | 49. <i>P. gramineus</i> L. |

50. *P. lucens* L.
 51. *P. natans* L.
 52. *P. obtusifolius* M.&K.
 53. *P. panormitanus* L.
 54. *P. pectinatus* L.
 55. *P. perfoliatus* L.
 56. *P. rutilus* Wolfg.
 57. *P. trichoides* Cham. et Schl.
 58. *Ranunculus polyphyllus*
 W.&K. ex Willd.
 59. *Ruppia rostellata* Koch.
 60. *Sagittaria sagittifolia* f.
vallisneriifolia
 61. *Salvinia natans* (L.) All.
 62. *Spirodela polyrrhiza* (L.)
 Schleiden
 63. *Stratiotes aloides* L.
 64. *Trapa natans* L.
 65. *Utricularia australis* R. Br.
 66. *U. bremii* Heer. ex Koell.
 67. *U. intermedia* Hayne
 68. *U. minor* L.
 69. *U. vulgaris* L.
 70. *Vallisneria spiralis* L.
 71. *Wolffia arrhiza* (L.) Wimm.
 72. *Zannichellia palustris* L.
 73. *Z. prodanii* Șerbănescu
 74. *Zostera marina* L.
 75. *Z. nana* Roth

Mocsárnövények

1. *Achillea impatiens* L.
 2. *A. ptarmica* L.
 3. *Acorellus pannonicus*
 (Jacq.) Palla
 4. *Acorus calamus* L.
 5. *Agrostis moldavica* Dobr. et
 Beldie
 6. *Alisma gramineum* C. Gmel.
 7. *A. lanceolatum* With.
 8. *A. plantago-aquatica* L.
 9. *Allium angulosum* L.
 10. *A. suaveolens* Jacq.
 11. *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.
 12. *A. incana* (L.) Moench.
 13. *Alopecurus aequalis* Sobol.
 14. *A. geniculatus* L.
 15. *A. pratensis* L.
 16. *A. ventricosus* Pers.
 17. *Ammania verticillata*
 (Ard.) Lam.
 18. *Angelica archangelica* L.
 19. *A. palustris* (Bess.) Hoffm.
 20. *A. sylvestris* L.
 21. *Apium nodiflorum* (L.) Lag.
 22. *A. repens* (Jacq.) Lag.
 23. *Arabis jacquini* Beck
 24. *Armoracia macrocarpa*
 (W.&K.) Baumg.
 25. *Asperula rivalis* Sibth.
 26. *Aster villosus* (L.) Sch.
 27. *A. tripolium* L.
 28. *Astragalus*
contortuplicatus L.
 29. *Bassia hirsuta* (L.)
 Ascherson
 30. *Beckmannia eruciformis* L.
 31. *Bidens cernua* L.
 32. *B. frondosa* L.
 33. *B. tripartita* L.
 34. *B. vulgata* Greene
 35. *Blackstonia acuminata*
 (Koch et Ziz) Domin
 36. *Blysmus compressus* (L.)
 Panzer

37. *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla
38. *Bromus racemosus* L.
39. *Butomus umbellatus* L.
40. *Calamagrostis canescens* (Weber) Roth
41. *C. pseudophragmites* (Hall.) Koel.
42. *Caldesia parnassifolia* (Bassi) Parl.
43. *Calla palustris* L.
44. *Caltha palustris* L.
45. *Calystegia sepium* (L.) R. Br.
46. *Cardamine parviflora* L.
47. *C. pratensis* L.
48. *Carduus personata* (L.) Jacq.
49. *Carex acutiformis* Ehrh.
50. *C. appropinquata* Shumach.
51. *C. bicolor* Bell.
52. *C. cyperoides* L.
53. *C. buekii* Wimm.
54. *C. buxbaumii* Wahlbg.
55. *C. caespitosa* L.
56. *C. canescens* L.
57. *C. davalliana* Sm.
58. *C. disticha* Huds.
59. *C. elata* All.
60. *C. elongata* L.
61. *C. flava* L.
62. *C. gracilis* Curtis
63. *C. hordeistichos* Vill.
64. *C. hostiana* DC.
65. *C. lepidocarpa* Tausch.
66. *C. leporina* auct. non. L.
67. *C. melanostachya* Willd.
68. *C. oederi* Retz.
69. *C. panicea* L.
70. *C. pendula* Huds.
71. *C. pseudocyperus* L.
72. *C. remota* Juls. ex L.
73. *C. repens* Bell
74. *C. riparia* Curt.
75. *C. rostrata* Stok. in With
76. *C. secalina* Wahlbg.
77. *C. stellulata* Good.
78. *C. vesicaria* L.
79. *C. vulpina* L.
80. *C. vulpina nemorosa* Rebert
81. *Catabrosa aquatica* (L.) P. B.
82. *Cerastium cerastoides* (L.) Britton
83. *Chaerophyllum hirsutum* L.
84. *Chamaenerion palustre* Schreb.
85. *Chlorocyperus glaber* (L.) Palla
86. *C. glomeratus* (Torn.) Palla
87. *C. longus* (L.) Palla
88. *Chrysosplenium alternifolium* L.
89. *Cicuta virosa* L.
90. *Cirsium brachycephalum* Jur.
91. *C. canum* (L.) All.
92. *C. oleraceum* (L.) Scop.
93. *C. palustrea* (L.) Scop.
94. *C. rivulare* (Jacq.) All.
95. *Cnidium dubium* (Schk.) Thell.
96. *Cochlearia pyrenaica* DC.
97. *Crepis palludosa* (L.) Moench.
98. *Cucubalus baccifer* L.
99. *Cuscuta lupuliformis* Krock.
100. *Cyperus difformis* Torn. ex. L.
101. *C. fuscus* L.

102. *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv.
 103. *Dianthus superbus* L.
 104. *Dichostylis hamulosa* (M.B.) Nees
 105. *D. micheliana* (L.) Nees
 106. *Dipsacus gmelinii* Bieb.
 107. *Dryopteris cristata* (L.) A. Gray
 108. *Echinochloa crus-galli* (L.) Beauv.
 109. *E. occidentalis* (Wiegand) Rydb.
 110. *E. phylloponon* Stapf
 111. *Echinocystis lobata* (Michx.) T.&Gr.
 112. *Elatine alsinastrum* L.
 113. *E. hexandra* (Lapierre) DC.
 114. *E. hungarica* Moesz.
 115. *E. hydropiper* L.
 116. *E. triandra* Schkuhr
 117. *Eleocharis acicularis* (L.) R. Br.
 118. *E. austriaca* Hayek
 119. *E. carniolica* Koch
 120. *E. mamillata* H. Lindb.
 121. *E. soloniensis* (Dubois) Mansf.
 122. *E. palustris* (L.) R. Br.
 123. *E. parvula* (Roem. Sch.) Link
 124. *E. quinqueflora* (Hartm.) Schwrz.
 125. *E. uniglumis* (Link) Schult.
 126. *Epilobium adnatum* Gris.
 127. *E. alsinifolium* Vill.
 128. *E. hirsutum* L.
 129. *E. lamyi* F. Schulz
 130. *E. nutans* Schmidt.
 131. *E. obscurum* Schreb
 132. *E. palustre* L.
 133. *E. parviflorum* Schreb.
 134. *E. roseum* Schreb. Pers.
 135. *Epipactis palustris* (L.) Gr.
 136. *Equisetum fluviatile* Lem. Ehrh.
 137. *E. hiemale* L.
 138. *E. palustre* L.
 139. *E. telmateia* Ehrh.
 140. *E. variegatum* Schleich.
 141. *Eriophorum angustifolium* Honck.
 142. *E. latifolium* Hoppe
 143. *Eupatorium cannabinum* L.
 144. *Euphorbia lucida* W.&K.
 145. *E. palustris* L.
 146. *Festuca arundinacea* Schreb.
 147. *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim
 148. *Frangula alnus* Mill.
 149. *Fraxinus angustifolia* Vahl.
 150. *F. pallisae* Wilmott
 151. *Fritillaria meleagris* L.
 152. *Galega officinalis* L.
 153. *Galium boreale* L.
 154. *G. palustre* L.
 155. *G. uliginosum* L.
 156. *Gentiana pneumonanthe* L.
 157. *Geranium palustre* Torn.
 158. *Geum rivale* L.
 159. *Glyceria fluitans* (L.) R. Br.
 160. *G. maxima* (Hartm.) Holmb.

161. *G. nemoralis*
Uechtr.&Körn
162. *G. plicata* Fr.
163. *Gnaphalium uliginosum* L.
164. *Gratiola officinalis* L.
165. *Helianthus decapetalus* L.
166. *Heliotropium supinum* L.
167. *Humulus lupulus* L.
168. *Hydrocotyle vulgaris* L.
169. *Hypericum acutum* Mnch.
170. *Impatiens roylei* Walp.
171. *I. noli-tangere* L.
172. *Iris pseudacorus* L.
173. *I. sibirica* L.
174. *Isolepis setacea* (L.) R. Br.
175. *I. supina* (L.) R. Br.
176. *Juncellus serotinus* (Rotb.)
Clarke
177. *Juncus alpinus* Vill.
178. *J. articulatus* L.
179. *J. atratus* Krocker
180. *J. bufonius* L.
181. *J. bulbosus* L.
182. *J. compressus* Jacq.
183. *J. conglomeratus* L.
184. *J. effusus* L.
185. *J. filiformis* L.
186. *J. gerardi* Lois.
187. *J. inflexus* L.
188. *J. minutulus* Alb. &
Jahandiez
189. *J. subnodulosus* Schrank
190. *J. triglumis* L.
191. *Lathyrus paluster* L.
192. *L. pannonicus* (Kram.)
Garcke
193. *Leersia oryzoides* (L.) Sw.
194. *Leontodon pseudotaraxaci*
Schur
195. *Lepidium latifolium* L.
196. *Leucojum aestivum* L.
197. *Leuzea salina* Spreng.
198. *Ligularia sibirica* (L.) Cass.
199. *Limosella aquatica* L.
200. *Lindernia procumbens*
(Krock.) Borb.
201. *Liparis loeselii* (L.) Rich.
202. *Littorella uniflora* (L.)
Ascherson
203. *Lonicera coerulea* L.
204. *Lotus uliginosus* Schkuhr
205. *Ludwigia palustris* (L.) Ell.
206. *Lychnis flos-cuculi* L.
207. *Lycopus europaeus* L.
208. *L. exaltatus* L.
209. *Lysimachia vulgaris* L.
210. *Lythrum hyssopifolia* L.
211. *L. linifolium* Kar.&Kir.
212. *L. salicaria* L.
213. *L. tribacteatum* Salzm. ex
Spr.
214. *L. virgatum* L.
215. *Matteuccia struthiopteris*
(L.) Tod.
216. *Mentha aquatica* L.
217. *M. carinthiaca* Host
218. *M. dumetorum* Schult.
219. *M. longifolia* (L.) Nath.
220. *M. pulegium* L.
221. *M. verticillata* L.
222. *Mimulus guttatus* DC.
223. *M. moschatus* Douglas
224. *Molinia coerulea* (L.)
Mnch.
225. *M. pocsii* Milkovits
226. *M. ujhelyii* Milkovits
227. *Montia fontana* L.

228. *Myosotis caespitosa* K. F. Schultz
 229. *M. palustris* (L.) Nath.
 230. *Myricaria germanica* (L.) Desf.
 231. *Nasturtium officinale* R. Br.
 232. *Oenanthe aquatica* (L.) Poir. ex Lam.
 233. *O. banatica* Heuff.
 234. *O. fistulosa* L.
 235. *Ol silaifolia* Bieb.
 236. *Orchis incarnata* L.
 237. *O. latifolia* L.
 238. *O. laxifolia* L.
 239. *Parnassia palustris* L.
 240. *Pedicularis limnogenia* A. Kerner
 241. *P. palustris* L.
 242. *P. sylvatica* L.
 243. *Petasites albus* (L.) Gaaertn.
 244. *P. hybridus* (L.) G.M.&Sch.
 245. *Peucedanum palustre* (L.) Monch.
 246. *Phragmites australis* (Cav.) Trin.
 247. *Pinguicula alpina* L.
 248. *P. vulgaris* L.
 249. *Plantago altissima* L.
 250. *P. gentianoides* L.
 251. *Poa palustris* L.
 252. *P. silvicola* L.
 253. *P. trivialis* L.
 254. *Polygala amara amarella* Cr.
 255. *Polygonum amphibium f. terrestre* Leyss.
 256. *P. bistorta* L.
 257. *P. cuspidatum* Sieb. & Zucc.
 258. *P. hydropiper* L.
 259. *P. lapathifolium* L.
 260. *P. minus* Huds.
 261. *P. mite* Schrank
 262. *P. persicaria* L.
 263. *Potentilla erecta* (L.) Raueschel
 264. *P. supina* L.
 265. *Primula farinosa* L.
 266. *Pteris vittata* L.
 267. *Pulicaria dysenterica* (L.) Gaertn.
 268. *Pycnopus flavescens* (L.) Rchb.
 269. *Ranunculus cymbalaria* Pursh
 270. *R. flammula* L.
 271. *R. lateriflorus* DC.
 272. *R. lingua* L.
 273. *R. ophioglossifolius* Vill.
 274. *R. repens* L.
 275. *R. sardous* Cr.
 276. *R. sceleratus* L.
 277. *Rhinanthus glaber* (Schoenheit) Obor.
 278. *Rorippa amphibia* (L.) Bess.
 279. *R. anceps* (Wahlbg.) Fuss
 280. *R. austriaca* (cr.) Bess.
 281. *R. islandica* Borb.
 282. *R. sylvestris* (L.) Bess.
 283. *Rubus caesius* L.
 284. *Rudbeckia hirta* L.
 285. *R. laciniata* L.
 286. *Rumex aquaticus* L.
 287. *R. confertus* Willd.
 288. *R. conglomeratus* Murr.

289. *R. hydrolapathum* Huds.
290. *R. maritimus* L.
291. *R. palustris* Sm.
292. *R. stenophyllus* Ledeb.
293. *Sagina nodosa* (L.) Fenzl.
294. *Sagittaria latifolia* Willd.
295. *S. sagittifolia* L.
296. *Salicornia simonkaiana*
Soó
297. *Salix alba* L.
298. *S. cinerea* L.
299. *S. daphnoides* Vill.
300. *S. fragilis* L.
301. *S. pentandra* L.
302. *S. purpurea* L.
303. *S. triandra* L.
304. *S. viminalis* L.
305. *Samolus valerandi* L.
306. *Sanguisorba officinalis* L.
307. *Saussurea porcii* Degen
308. *Saxifraga aizoides* L.
309. *S. androsacea* L.
310. *S. cernua* L.
311. *S. stellaris* L.
312. *Schoenoplectus*
americanus (Pers.) Volk.
313. *S. carinatus* (Sm.) Palla
314. *S. lacustris* (L.) Palla
315. *S. littoralis* (Schrad.) Palla
316. *S. mucronatus* (L.) Palla
317. *S. tabernaemontani* (C.
Gmel.)
318. *S. triqueter* (L.) Palla
319. *Schoenus ferrugineus* L.
320. *S. nigricans* L.
321. *Scirpus radicans* Schkuhr
322. *S. sylvaticus* L.
323. *Scrophularia umbrosa*
Dum.
324. *Scutellaria galericulata* L.
325. *S. hastifolia* L.
326. *Selinum carviflora* L.
327. *Senecio aquaticus* Huds.
328. *S. barbaraeifolius* (Krock.)
Wimm et Grab.
329. *S. fluviatilis* Wallr.
330. *S. apludosus* L.
331. *S. umbrosus* W.&K.
332. *Sesleria uliginosa* Opiz.
333. *Silaum silaus* (L.)
Sch.&Th.
334. *Sium erectum* Huds.
335. *S. lancifolium* M. B.
336. *S. latifolium* L.
337. *Solanum dulcamara* L.
338. *Solidago gigantea* Ait.
339. *Soldanella montana*
Willd.
340. *S. pusilla* Baumg.
341. *Sonchus paluster* L.
342. *Sparganium emersum*
Rehmann
343. *S. erectum* L.
344. *S. minimum* Hill
345. *Spiraea salicifolia* L.
346. *Spiranthes aestivalis*
(Poir.) Rich.
347. *Stachys palustris* L.
348. *Stellaria aquatica* (L.)
Scop.
349. *S. palustris* Ehrh. ex Retz.
350. *Stenactis strigosa* DC.
351. *Suaeda maritima* (L.)
Dim.
352. *S. pannonica* Beck.
353. *S. splendens* (Pourr) Glen
354. *S. pratensis* Monch.

355. *Succisella inflexa* (Kluk.) Beck.
 356. *Swertia punctata* Baumg.
 357. *Symphytum officinale* L.
 358. *Tanacetum alpinum* Schultz-Bip.
 359. *Taraxacum bessarabicum* (Horn.) Hand-Mazz.
 360. *T. lividum* (Wald. Kit) Peterm.
 361. *T. palustre* (lyons) Symons
 362. *Telekia speciosa* (Schreb.) Baumg.
 363. *Teucrium scordium* L.
 364. *T. scorodonia* L.
 365. *Thalictrum flavum* L.
 366. *T. lucidum* L.
 367. *T. simplex* L.
 368. *Tofieldia calyculata* (L.) Wahlbg.
 369. *Trifolium hybridum* L.
 370. *T. michelianum* Savi
 371. *T. spadiceum* L.
 372. *Triglochin maritima* L.
 373. *T. palustris* L.
 374. *Trollius europaeus* L.
 375. *Typha angustifolia* L.
 376. *T. australis* Schumacher
 377. *T. latifolia* L.
 378. *T. laxmannii* Lepech.
 379. *T. minima* Funck ex Hoppe
 380. *T. schuttleworthii* Koch & Sond.
 381. *Typhoides arundinacea* (L.) Mnch.
 382. *Ulmus laevis* Pall.
 383. *Urtica dioica kioviensis* Rogov.
 384. *Valeriana dioica* L.
 385. *V. officinalis sambucifolia* L.
 386. *V. simplicifolia* (Reishenb.) Kaba.
 387. *Verbena supina* L.
 388. *Veronica anagallis-aquatica* L.
 389. *V. anagalloides* Guss.
 390. *V. aquatica* Bernh.
 391. *V. beccabunga* L.
 392. *V. longifolia* L.
 393. *V. peregrina* L.
 394. *V. scardica* Griseb.
 395. *V. scutellata* L.
 396. *Vicia picta* Fisch&Mey
 397. *Viola palustris* L.
 398. *V. stagnina* L.
 399. *Vitis sylvestris* L.

Lápnövények

1. *Andromeda polifolia* L.
2. *Betula humilis* Schrank
3. *B. nana* L.
4. *B. pubescens* Ehrh.
5. *Calamagrostis neglecta* (Ehrh.) Gaertn.
6. *Cardamine amara* L.
7. *Carex flexuosa* With.
8. *C. chordorrhiza* Ehrh.
9. *C. diandra* Schrank
10. *C. divisa* Huds.
11. *C. lasiocarpa* Ehrh.
12. *C. limosa* L.
13. *C. loliacea* L.
14. *C. paniculata* Jusl. ex L.
15. *C. parviflora* Host.

- | | |
|--|---|
| 16. <i>C. pauciflora</i> Lightf. | 33. <i>Orchis cordigera</i> Fires. |
| 17. <i>C. paupercula</i> Michx. | 34. <i>Osmunda reglais</i> L. |
| 18. <i>Cladium mariscus</i> (L.) Poshl | 35. <i>Pedicularis sceptrum-</i>
<i>carolinum</i> L. |
| 19. <i>Comarum palustre</i> L. | 36. <i>Rhynchospora alba</i> (L.)
Vahl. |
| 20. <i>Drosera anglica</i> Huds. | 37. <i>Salix aurita</i> L. |
| 21. <i>D. intermedia</i> Hayne | 38. <i>S. myrtilloides</i> L. |
| 22. <i>D. obovata</i> Mert. et Koch | 39. <i>S. rosmarinifolia</i> L. |
| 23. <i>D. rotundifolia</i> L. | 40. <i>Saxifraga hirculus</i> L. |
| 24. <i>Empetrum nigrum</i> L. | 41. <i>Scheuchzeria palustris</i> L. |
| 25. <i>Eriophorum gracile</i> Koch
ex Roth | 42. <i>Sedum villosum</i> L. |
| 26. <i>E. shceuchzeri</i> Hoppe | 43. <i>Stellaria alsine</i> Grimm. |
| 27. <i>E. vaginatum</i> L. | 44. <i>S. longifolia</i> Muhl. |
| 28. <i>Lastrea limbosperma</i> (All.)
Holub et Pouz | 45. <i>Swertia perennis</i> L. |
| 29. <i>Lycopodium inundatum</i> L. | 46. <i>Thelypteris palustris</i> Schott |
| 30. <i>Lysimachi thyrsiflora</i> L. | 47. <i>Trichophorum alpinum</i>
(L.) Pers. |
| 31. <i>Menyanthes trifoliata</i> L. | 48. <i>Vaccinium oxycoccos</i> L. |
| 32. <i>Molinia simoni</i> Milkovits | |

2.2. A vízínövények (hínarak) osztályozása életformatípusuk szerint

Vannak a víz felszínén kiterülő levelűek. Ezek lehetnek rögzültek (pl. vízitök, tündérrózsa, úszó békaszőlő, sulyom stb.) vagy szabadon lebegők (pl. békatutaj, békalencsék, rucaöröm).

A következő csoportba az alámerült (szubmerz) fajok tartoznak. Ezek is lehetnek rögzültek (pl. süllőhínarak, bodros, hínáros, fésűs békaszőlő, sima tócsagaz) vagy szabadon lebegők (pl. rencék, érdes tócsagaz).

A harmadik csoportot a víz felszíne fölé emelkedő, emerz fajok képezik (pl. békabuzogányok, vízililiom, nyílfű, virágkáká).

Vannak fajok, melyek átmenetet képeznek a különböző csoportok között. Ilyen pl. a kolokán, mely bizonyos időszakokban rögzült, máskor szabadon lebegő, lehet alámerült, illetve emerz.

Valamennyi fajra jellemző, hogy általában a virágjaikat hosszabb-rövidebb kocsányon a víz felszíne fölé emelik, a megtermékenyítés a levegőben történik. Ez a jelleg arra enged következtetni, hogy ezek a fajok másodlagosan víziek.

3. A makrofiták cönológiai besorolása

A vízinövényeket a különböző cönológiai rendszerek több társulásba sorolják. A Magyarországon érvényben lévő legkorszerűbb besorolás szerint (Borhidi–Sánta 1999) a vízinövényzetet (27 társulás) 4 osztályba, ezeken belül 7 rendbe és 8 csoportba sorolják. A mocsári és lápi növényzetbe (77 társulás) 6 osztály tartozik 9 renddel és 15 csoporttal. A Romániában egyesek által ma is használatos besorolás sokkal több társulást említ. Viszont itt is megvan az a tendencia, hogy a hajdanán leírt hasonló társulásokat összevonva, ezeket kevesebb rendszertani kategóriába sorolják (Coldea).

4. A makrofiták előfordulása

A makrofiták elsősorban álló- vagy lassan áramló vizekben fordulnak elő, ahol megtalálják a számukra szükséges életfeltételeket és forrásokat (elegendő mennyiségű behatoló fény, oldott szervesanyagok, megfelelő hőmérséklet, a rögzültek számára megfelelő üledék stb.). Van azért néhány faj, mely folyóvizekben is gyakori, ezek nagy része jól fejlett gyökérrel rendelkezik. Ezenkívül a folyóvizek part menti, lassabban áramló, úgynevezett lenitikus zónájában található még pár faj, melyek akár lebegők is lehetnek. Egyesek a folyók felső, hideg vizű, gyorsan áramló szakaszaira jellemzők (pl. mocsárhúrok, egyes víziboglárkák, forrásmoha), de legtöbbször a középső, illetve alsó szakaszokon vannak jelen (pl. füzéres süllőhínár, bodros békaszőlő, hínáros békaszőlő). A makrofiták nem is annyira a víz fő folyására jellemzőek, mint a mellékágakra, holtágakra, morotvákra, ártéri, illetve hullámtéri vízterekre. Sajnos ezek a vízterek, melyek hajdanán végigkísérték a legtöbb folyónk alsó szakaszát, a folyószabályozási munkálatok után megszűntek, ezek az életterek eltűntek, s velük együtt számos makrofita is vagy eltűnt, vagy annyira megfogyatkozott, hogy szigorúan veszélyeztetett védelmi kategóriába került.

Ezek a növények a hosszabb vízterek esetében zonálisan helyezkednek el. A nyíltvíz felől haladva ez azt jelenti, hogy előbb az alámerült fajok találhatóak meg, aztán a gyökerező, víz felszínén kiterülő levelűek, majd a mocsári növények, illetve a kiszáradást többé-kevésbé eltűrő magassásosok. Nagyobb, és általában nem megnyúlt formájú vízterek esetében többnyire mozaikosan helyezkednek el ezek a növényállományok, nyíltvízes és hínaras, illetve mocsári növényes foltok váltakoznak. Ez a mozaikosság igen fontos egy változatos vízi élővilág megtelepedéséhez.

5. A makrofiták szerepe a vizek életében

A makrofitáknak hosszú időn át nem tulajdonítottak fontos szerepet a vizek életében, ellentétben a szárazföldi növényekkel, melyekről igen sok ökológiai vonatkozású tanulmány is született. A vizekben az algákat tartották az elsődleges termelőknek, és így a táplálékláncok, illetve hálózatok kiindulópontjának. Elég hosszú időnek kellett eltelnie ahhoz, hogy felismerjék, hogy a makrofiták is igen fontos szereppel bírnak a vízi közösségekben. Elsődleges termelőkként valóban elsősorban az algák a fontosak, mert ők közvetlen táplálékát képezik igen sok vízi szervezetnek. De a makrofiták is igen jelentősek a vizek anyagforgalmában és energiaáramlásában. Ők is autotróf szervezetek, s mint ilyenek, képesek szerves anyagból szerves anyagot állítani elő. Viszont méreteik és „robosztuságuk” miatt kevés az a vízi szervezet, mely közvetlenül fogyasztja őket (a gerinctelenek közül elsősorban csigák, bogarak és bogárlárvák, halak közül csak a betelepített amur és busa, vízimadarak). Viszont igen fontosak a makrofiták azért, hogy nagy mennyiségű elhalt szerves anyaguk a vizekben annyira fontos másik táplálékláncnak, a detrituszon alapuló táplálékláncnak képezik a kiindulópontját. Tehát megkötik a szerves anyagot, azt átalakítják szervessé, majd lebomlásukat elsősorban baktériumok és gombák végzik, melyek a bonyolult anyagokból egyszerűbbeket állítanak elő, hozzáférhetővé téve számos vízi szervezet számára. Fejlődésük és növekedésük során a vízinövények a vízből, sőt a rögzültek az üledékből is képesek megkötni igen sok anyagot, így pl. mérgező nehézfémeket, illetve más szennyezőanyagokat, melyeket ún. bioakkumuláció révén felhalmoznak szervezetükben. Ezáltal igen fontos szerepük van a vizek anyagforgalmában és energiaáramlásában. Életműködéseik (fotoszintézis, légzés) révén módosítják a vizek oldott gáztartalmát, befolyásolják a vizek kémhatását, éjjel csökkentve, nappal pedig növelve azt. Ahol nagymértékben elszaporodnak, beárnyékolják a vizeket, módosítva ezáltal a víz hőmérsékletét, meggátolva a fitoplankton szervezetek fejlődését, ezáltal a planktonikus eutrofizációt úgynevezett bentonikus eutrofizációval váltják fel. A part menti zónában található makrofitáknak igen nagy szerepük van abban, hogy „kifogják” a partról befújt szerves, illetve szerves anyagokat. Hozzájárulnak a meder feltöltéséhez, mind elhalt szerves anyagaik által, mind pedig ún. ülepítési képességük által (ahol jelen vannak, általában csökkentik a víz sebességét, serkentve ezáltal a hordalékanyagok lerakását). Számos vízi szervezetnek képezik élőhelyét, a rögzült hínarak között találjuk az ún. metafiton közösséget,

mely egy igen diverz közösség, sokkal változatosabb, mint a nyíltvízi közösségek. Aljzatot biztosítanak számos apró szervezet számára, ezenkívül búvó-, táplálkozó-, illetve ívóhelyet.

Egyes vízínövényeknek igen érdekes szerepük is van a vízi közösségek életében. A legtöbb vízi gerinctelen a vízben oldott oxigént használja légzése során. Megfigyelték, hogy egyes árvaszúnyogfajokat olyan vizetből gyűjtötték, ahol a víz oxigéntartalma éjszaka 0-ra csökken. Elméletileg ilyen anaerob körülmények között ezek a szervezetek nem élhetnek meg. Kutatva ezen fajok légzését rájöttek, hogy aerenchimával rendelkező növényekbe szúrták „légző csövüket”, felhasználva az itt található oxigénraktárokat.

Ha a fentebb, a teljesség igénye nélkül felsorolt szerepét nézzük a vízínövényeknek, akkor máris beláthatjuk, hogy mennyire komplex szervezetekről van szó, melyek semmiképpen sem elhanyagolhatóak a vízi közösségek létében, és melyeknek tanulmányozására igen nagy szükség van, valószínűleg még sok meglepetést rejtenek a kutatók számára.

6. A makrofiták helye a különböző vízminősítési rendszerekben

A vízminősítést még mai napig is számos Vízügyi, illetve Környezetvédelmi Hivatalnál kizárólag csak a vízkémiai mutatók alapján végzik. Annak ellenére, hogy már rég világhossá vált a kutatók előtt az a tény, hogy a kémiai paraméterek a vizeknek csak pillanatnyi állapotát tükrözik. Ha teljesebb képet akarunk kapni egy víztérről, akkor biológiai, vagy ökológiai vízminősítésre van szükségünk, mely sokkal komplexebb.

6.1. Szaprob rendszerek

A századforduló táján és a század elején a hidrobiológusok a biológiai vízminősítést fajegyüttesekkel végezték. A cél ekkor az egyes vízterek flórájának és faunájának a minőségi elemzésekkel történő feltárása volt. Ezeknek a vizsgálatoknak az eredményeként születtek meg különböző szaprobionta rendszerek, amelyek a vízi szervezeteket aszerint csoportosítják, hogy milyen mértékben viselik el a szervesanyag-terhelést.

Alapja az a megfigyelés, hogy nagy mennyiségű bontható szervesanyag beömlése a befogadó fizikai, kémiai és biológiai viszonyait, ezzel a benne található élővilág összetételét megváltoztatja, de a lassú, egyenletes folyású folyókban a természetes tisztulással párhuzamosan az élővilág is egyenlete-

sen változik úgy, hogy a tisztulás szakasza határozott, minőségileg különböző zónákra osztható és ezek az élőlények segítségével jellemezhetők.

Magyarországon és Romániában a vízügyi és később a környezetvédelmi gyakorlatban elsősorban a szaprobitás meghatározásának a módszere terjedt el, amelyhez nélkülözhetetlen a szaprobiológiai indikátorfajok jegyzéke. Ennek a volt KGST tagországok szakértőinek munkacsoportja több változatát is elkészítette.

A tapasztalati, leíró eljárások közül Európában a Kolkwitz és Marsson (1908, 1909) által kezdeményezett, majd Liebmann (1962) által módosított szaprobiológiai rendszer nevezhető a legklasszikusabbnak. Magyarországon az újabb vizsgálati és kutatási eredmények felhasználásával ezt a régi jegyzéket módosították, és egy korszerűbbet adtak a hidrobiológusok kezébe (Gulyás 1998).

A szaprobiológiai analízis igen sok munkát és szakembert igénylő módszer, mivel lehetőség szerint a víz teljes flórájának és faunájának az ismerete szükséges. Figyelembe véve azt a tényt, hogy már csak rendszertani szempontból is mennyire komplexek a vízi közösségek, és hogy manapság egyre kevesebb a rendszertannal foglalkozó szakemberek száma, igen nehézkes ez a minősítési mód.

A Gulyás Pál által korszerűsített szaprobiológiai index a baktériumoktól a gombákon, algákon, virágos növényeken, különböző gerinctelen csoportokon át a halakig az összes rendszertani kategória képviselőit magába foglalja.

A következőkben ismertetjük az egyes makrofiták szaprobiológiai zónajellegét:

CHAROPHYCEAE – Csillárkamoszatok

<i>Chara aspera</i> (Deth.) Willd. o-b	<i>Nitella flexilis</i> (L.) Agardh o-b
<i>C. contraria</i> Kütz. o-b	<i>N. mucronata</i> A.Braun o-b
<i>C. fragilis</i> Desvaux o-b	<i>N. opaca</i> Agardh o-b
<i>C. hispida</i> L. o	<i>N. syncarpa</i> (Thuill.) Kütz. o-b
<i>C. vulgaris</i> L. o-b	<i>Tolypella prolifera</i> (Ziz.) Leonh. o-b

BRYOPHYTA – Mohák

<i>Amblystegium riparium</i> (L.) Bréb. o-b	<i>Chiloscyphus rivularis</i> Schröder o-b
a makrofiták szempontjából az utóbbi a <i>Calliergonella cuspidatum</i> (Hedwig) Loeske o	<i>Cinclidotus aquaticus</i> (Jack.) Bréb. o
	<i>C. danubius</i> Schiffner & Baumgartn. b

- C. fontinaloides* (Hedwig) P.
 Beauvois b
C. nigricans (Bridel) Loeske b
Cratoneurum commutatum
 (Hedwig) Roth o-b
Drepanocladus aduncus (Hedwig)
 Monk. o-b
Fontinalis antipyretica L. o-b
Jungermania lanceolata L. o
Leptodictyum riparium (L.)
 Warnstorf b
Marchantia polymorpha L. o
Marsupella emarginata (Ehrb.)
 Dum. x-o
Ostodicerias julianum (Savi) De
 Bridel b
Pellia fabbronia Raddi o
Phaeocero laevis (L.) Prosk. o
Platyhypnidium rusciforme Necker b
Riccia fluitans L. o-b
R. glauca L. o-b
Ricciocarpus natans (L.) Corda o-b
Rhynchostegium riparioides
 (Hedwig) Card. b
Scapania undulata (L.)
 Dumortier x-o
Solenostoma crenulatum (Sm.)
 Mitt. x-o
Sphagnum spp. o
Thuidium tamariscifolium
 (Hedwig) Lindb. x-o
Trichocolea tomentella (Ehrb.)
 Dumortier x-o

PTERIDOPHYTA, PTEROPSIDA – Harasztok, Páfrányok

- Azolla filiculoides* Lam. o
Equisetum fluviatile L. em
 Ehrhart o-b
E. palustre L. o
E. ramosissimum (Desf.)
 C. Boerner x-o
Isoetes lacustris L. x-o
Marsilia quadrifolia L. o
Salvinia natans (L.) Allioni o-b

SPERMATOPHYTA – Virágos növények

- Alisma plantago-aquatica* L. o-b
Batrachium aquatile (L.)
 Dumortier b-a
B. circinatum Sibthorp a-b
B. fluitans (L.) Wimm. b
Callitriche cophocarpa Sendtner o
C. verna L. o
C. palustris L. o-a
Ceratophyllum demersum L. b-a
Elatine hydropiper L. em. Oeder o-b
Elodea canadensis Richaed em
 Michaux a-b
Glyceria fluitans L. o-b
Hippuris vulgaris L. b
Hottonia palustris L. b
Hydrocharis morsus-ranae L. b
Lemna gibba L. b-a
L. minor L. b-a
L. trisulca L. b
Myriophyllum spicatum L. b
M. verticillatum L. b
Najas marina L. b
Nuphar lutea (L.) Smith o-b
Nymphaea alba L. b
Nymphoides peltata (Gmel.) O.
 Kuntze o-b

<i>Polygonum amphibium</i> L. a-b	<i>Cicuta virosa</i> L. o-b
<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieber o-b	<i>Glyceria maxima</i> (Hartmann) Holmberg b-a
<i>P. crispus</i> L. b-a	<i>Iris pseudacorus</i> L. o-b
<i>P. gramineus</i> L. o-b	<i>Juncus conglomeratus</i> L. o-b
<i>P. lucens</i> L. o-b	<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poiret o-b
<i>P. natans</i> L. o-b	<i>Phalaris arundinacea</i> L. o-a
<i>P. pectinatus</i> L. b-a	<i>Phragmites australis</i> (Cavanilles) Trinius a-b
<i>P. perfoliatus</i> L. b-a	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla o-a
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L. o-b	<i>Sium erectum</i> Hudson o-b
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleiden b	<i>S. latifolium</i> L. b
<i>Trapa natans</i> L. b	<i>Sparganium erectum</i> L. o-b
<i>Utricularia vulgaris</i> L. b	<i>S. ramosum</i> Hudson o-b
<i>Wolffia arrhiza</i> (L.) Wimmer b	<i>Typha angustifolia</i> L. o-b
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. b	<i>T. latifolia</i> L. o-b
<i>Zannichellia palustris</i> L. b-a	
<i>Bidens tripartitus</i> L. b-a	
<i>Butomus umbellatus</i> L. b-o	
<i>Carex gracilis</i> Curt. x-o	

a – alfa-mezoszaprobiikus (sok bomló szerves anyaggal rendelkező vizek)

b – béta-mezoszaprobiikus (szerves anyagokkal mérsékelten terhelt vizek)

o – oligoszaprobiikus (kis mennyiségű szerves anyagot tartalmazó vizek)

x – xenoszaprobiikus (szerves anyagoktól mentes, teljesen tiszta vizek)

6.2. Ökológiai vízminősítés

A vízszennyezés mértékének a növekedésével azonban fokozatosan bebizonyosodott, hogy a vízminőség – ami a víz tulajdonságainak az összessége – csak ezzel az egyetlen mutatóval nem állapítható meg. Magyarországon a 70-es években Felföldy (1974) fogalmazta meg a biológiai vízminőség ökológiai szempontú jellemzését, mely szerint a biológiai vízminőség mutatói, jelenségei és változásai négy tulajdonságcsoportha sorolhatók. Ezek a halobitás, trofitás, szaprobitás és toxicitás. Ezek számzerű jellemzésére alkalmas kódrendszert is kidolgozott.

Ebben a rendszerben a makrofitáknak a trofitás fejezetben lenne a helyük, de Felföldy nem ad módszert a vizek trofitási szintjének (vagyis a szervesanyag-termelés erősségének) mérésére a nagy testű növények

figyelembevételével. Bár hiányosságként már említi: „a szaprobiológiai rendszer indikátorfajaihoz hasonlóan bizonyára össze lehet állítani a trofitás-fokot jelző élőlények listáit is” (Felföldy 1974). Történetek törekvések ez irányban már a 60-as évektől, de elsősorban algákra. Jelenleg már érvényben van egy minősítési rendszer, mely a makrofiták trofikus rangját veszi figyelembe (lásd alább).

A következő lépést az ökológiai vízminősítésben Dévai et alii (1992) által javasolt módszer jelentette. Ez egy igen komplex minősítési rendszer, melynek kivitelezése egy jól felkészült, sok szakemberből álló csapat munkáját igényli. Ez a rendszer igyekszik figyelembe venni valamennyi tényezőt, mely egy víztér minősítésénél számba jöhet, majd az egyes tényezőcsoportokat mutatókká vonja össze. A mutatóknak két nagy csoportját különíti el, éspedig azokat, amelyek a vízterekre rendszerint hosszabb ideig, legalább egy vegetációperiódus időtartamára jellemzőek (statikus mutatók csoportja) és azokat, melyek korántsem ilyen állandók, hanem az adott tulajdonság természetétől és a víztér sajátosságaitól függően szüntelenül változnak (dinamikus mutatók csoportja).

A makrofiták ezen rendszerben mind a statikus, mind pedig a dinamikus mutatók csoportjában helyet kaptak. Előbbibe a makrovegetáció szerinti tipizálás tartozik.

A meder sajátosságaira vonatkozó tipológián belül található a makrovegetáció alapján történő jellemzés. Nemcsak azért, mert a makrovegetáció jelenléte és mennyisége a vízterek egyik legfontosabb habituális jellemzője, hanem azért is, mert állományai előfordulását és elrendeződését a meder morfológiai adottságai döntő mértékben befolyásolják.

A kódolást két szempont szerint célszerű elvégezni, egyrészt a borítottság mértéke, másrészt a növényzet típusa és összetétele szerint. Az előbbire vonatkozó információt egy különálló négyzetben kell megadni, az utóbbira vonatkozót pedig két különálló négyzetben és egy kétkarakteres mezőben.

Az első négyzetben kell megadni a borítottság mértékét az alábbi kódlista szerint (a vizsgált terület teljes felületére, ill. partszegélyének teljes hosszára vonatkoztatva).

- 1 – makrovegetáció nélküli és nyílt (nem vagy csak kevéssé árnyékolt) vízterek, ill. nagyobb és jól elkülöníthető, vagy egyértelműen lehatárolt víztestek
- 2 – makrovegetáció nélküli, de erősen árnyékolt (pl. égeres láperdőben lévő) vízterek, ill. víztestek

- 3 – a víztérnek, ill. víztestnek kevesebb mint 5%-ában található makrovegetáció (hínár- és mocsári növényzet) és a közvetlen szárazföldi partszegélynek is kevesebb mint egyharmadát szegélyezi magaskórós növényzet vagy bokorfűzes
- 4 – a víztérnek, ill. víztestnek kevesebb mint 5%-ában található makrovegetáció, a partszegélynek azonban több mint egyharmadát, de kevesebb mint kétharmadát szegélyezi növényzet
- 5 – a víztérnek, ill. víztestnek kevesebb mint 5%-ában található makrovegetáció, de a partszegélynek több mint kétharmadát szegélyezi növényzet
- 6 – a víztérnek, ill. víztestnek 5–25%-ában található makrovegetáció
- 7 – a víztérnek, ill. víztestnek 25–50%-ában található makrovegetáció
- 8 – a víztérnek, ill. víztestnek 50–75%-ában található makrovegetáció
- 9 – a víztérnek, ill. víztestnek 75–100%-ában található makrovegetáció

A második négyzetbe kerülő kódszám a makrovegetáció fő típusát jelöli. Itt tehát azokat a növényállományokat kell kódolni, amelyek az adott víztérre (vagy esetleg annak egy nagyobb és jól elkülöníthető, vagy egyértelműen lehatárolt víztestjére) – az általuk borított terület nagyságát tekintve – a legjellemzőbbek. Ezt minden esetben el kell döntení, még akkor is, ha a növényállományok mozaikos elrendeződése miatt ez a feladat többnyire nehéz. Ha az előző kódlista alapján a víztér (vagy annak vizsgált víztestje) 1-es kódszámot kapott, akkor itt és a továbbiakban is értelemszerűen 0-t kell írni a négyzetekbe.

- 1 – vízfenei algaszőnyeggel (pl. *Cladophora*), algagyeppelel (pl. *Chara*, *Vaucheria*) vagy mohabevonattal (pl. *Pellila fabbroniana*) jellemezhető vizek
- 2 – felszínen kiterülő (úszó- és/vagy gyökerező) hínárnövényzettel jellemezhető vizek
- 3 – alámérsült hínárnövényzettel jellemezhető vizek
- 4 – mocsári növényzettel jellemezhető vizek
- 5 – lápi növényzettel jellemezhető vizek
- 6 – láperdei növényzettel jellemezhető vizek
- 7 – lápréti és/vagy mocsárréti növényzettel jellemezhető vizek
- 8 – partszegélyi magaskórós növényzettel jellemezhető vizek
- 9 – partszegélyi bokorfűzesekkel jellemezhető vizek

A mederben sok víztértípusnál kisebb-nagyobb területen olyan foltok és/vagy sávok is találhatóak, amelyek a fő vegetációtípustól többé-kevésbé eltérnek, s a víztér habituális térbeli mozaikosságát okozzák. Ezek az eltérő minőségű foltok igen fontosak az élővilág változatos megtelepedési

feltételeinek biztosításában, ezért feltétlenül szükség van a vegetáció mozaikosságának a kódolására is.

Ezt a kérdést két szempontból lehet megközelíteni. Egyrészt arra kell választ adni, hogy a vegetáció mennyire egyveretű, másrészt arra, hogy a víztérben a fő vegetációtípuson kívül milyen más típusú növényállományokból álló foltok és/vagy sávok, ill. azok milyen kombinációi találhatóak.

A vegetáció egyveretűsége szerinti kódolás egy különálló négyzetben történik, az alábbi kódjegyzék szerint:

- 1 – a meder a makrovegetáció szempontjából habituálisan egyveretű, térbeli mozaikosság nem, vagy csak alig észlelhető
- 2 – a mederre a fő vegetációtípus egyértelmű túlsúlya jellemző, azt azonban helyenként és kis kiterjedésben habituálisan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok tarkítják, s csak gyenge mozaikosság észlelhető
- 3 – a mederre a fő vegetációtípus túlsúlya jellemző, azt azonban több helyen és számottevő kiterjedésben habituálisan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok tarkítják, de csak közepes mértékű mozaikosság észlelhető
- 4 – a mederre a fő vegetációtípus túlsúlya jellemző, azt azonban több helyen és számottevő kiterjedésben habituálisan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok tarkítják, s erős mozaikosság észlelhető
- 5 – a mederre a fő vegetációtípus még jellemző ugyan, de azt több helyen és jelentős kiterjedésben habituálisan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok tarkítják, de csak közepes mértékű mozaikosság észlelhető
- 6 – a mederre a fő vegetációtípus még jellemző ugyan, de azt sok helyen és jelentős kiterjedésben habituálisan eltérő minőségű foltok és/vagy sávok tarkítják, s erős mozaikosság észlelhető
- 7 – a víztér a vegetáció összetétele szempontjából változatos felépítésű, a fő vegetációtípus csak nehezen különíthető el, térbelileg pedig a sávozottság (zonáció) dominál, ezen belül azonban a mozaikos jelleg kis vagy közepes mértékű
- 8 – a víztér a vegetáció összetétele szempontjából változatos felépítésű, a fő vegetációtípus csak nehezen különíthető el, térbelileg ugyan főleg a sávozottság (zonáció) dominál, ezen belül azonban a mozaikos jelleg nagymértékű
- 9 – A víztér a vegetáció összetétele szempontjából habituálisan igen változatos felépítésű, a fő vegetációtípus csak nehezen különíthető el, térbelileg pedig kifejezetten a mozaikos jelleg érvényesül.

Ökológiai szempontból nemcsak a foltok vagy sávok formájában megjelenő változatosság tényének és mértékének a megállapítása lehet fontos, hanem annak ismerete is, hogy ezeket a fő vegetációtípustól eltérő habitusú foltokat vagy sávokat milyen más növényállományok, vagy azok milyen kombinációi alkotják. Ennek a szempontnak a kódolására nyílik lehetőség a negyedik helyen álló kétkarakteres mező kitöltésével. Az alábbi kódjegyzék kétféle kitöltési módot tesz lehetővé. Az egyik szerint csak annak a feltüntetésére kerül sor tapasztalati alapon, hogy a mozaikosságot okozó vegetációtípusok közül hányféle található meg a vízterben. Ha viszont a másik kitöltési módot vesszük alapul, részletesen meg kell vizsgálni a növényállományok összetételét ahhoz, hogy a vízterre jellemző vegetációtípusok szerinti kódokat megállapíthassuk

- 10 – a mederre a makrovegetáció fő típusától eltérő növényborítású helyeken egy-egy további fontosabb és gyakoribb vegetációtípus tekinthető jellemzőnek
- 11 – nyíltvizes (növényzet nélküli) víztestek fordulnak még elő
- 12 – vízfenéki algaszőnyeggel (pl. *Cladophora*), algagyeppelel (pl. *Chara*, *Vaucheria*) vagy mohabevonattal (pl. *Pellila fabbrioniana*) borított területek fordulnak még elő
- 13 – felszínen kiterülő (úszó és/vagy gyökerező) hínárnövényzettel jellemezhető víztestek fordulnak még elő
- 14 – alámerült hínárnövényzettel jellemezhető víztestek fordulnak még elő
- 15 – mocsári növényzettel jellemezhető víztestek fordulnak még elő
- 20 – a fő vegetációtípustól eltérő összetételű víztérrészekre két-két további vegetációtípus kombinációja tekinthető jellemzőnek
- 21 – 11+12 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 22 – 11+13 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 23 – 11+14 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 24 – 11+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 25 – 12+13 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 26 – 12+14 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 27 – 12+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 28 – 13+14 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 29 – 13+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 30 – 14+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 40 – a fő vegetációtípustól eltérő összetételű víztérrészekre három-három további vegetációtípus kombinációja tekinthető jellemzőnek

- 41 – 11+12+13 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 42 – 11+12+14 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 43 – 11+12+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 44 – 11+13+14 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 45 – 11+13+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 46 – 11+14+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 47 – 12+13+14 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 48 – 12+13+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 49 – 12+14+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 50 – 13+14+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 60 – a fő vegetációtípustól eltérő összetételű víztérrészekre négy-négy további vegetációtípus kombinációja tekinthető jellemzőnek
- 61 – 11+12+13+14 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 62 – 11+12+13+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 63 – 11+12+14+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 64 – 11+13+14+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 65 – 12+13+14+15 alatti vegetációtípusok kombinációja jellemző
- 70 – a fő vegetációtípustól eltérő összetételű víztérrészekre mind az öt további vegetációtípus kombinációja (11+12+13+14+15) jellemzőnek tekinthető
- 80 – a fő vegetációtípustól eltérő összetételű víztérrészekre egyéb vegetációtípusok, vagy azok valamilyen kombinációja tekinthető jellemzőnek
- 81 – a fő vegetációtípushoz lápi növényzet elemei keverednek
- 82 – a fő vegetációtípushoz láperdei növényzet elemei keverednek
- 83 – a fő vegetációtípushoz lápréti és/vagy mocsárréti növényzet elemei keverednek
- 84 – a fő vegetációtípushoz partszegélyi magaskórós növényzet elemei keverednek
- 85 – a fő vegetációtípushoz partszegélyi bokorfüzesek elemei keverednek
- 86 – a fő vegetációtípushoz lápi és láperdei növényzet elemei keverednek
- 87 – a fő vegetációtípushoz lápi, lápréti és/vagy mocsárréti növényzet elemei keverednek
- 88 – a fő vegetációtípushoz partszegélyi magaskórós növényzet és partszegélyi bokorfüzesek elemei keverednek

89 – a fő vegetációtípustól eltérő összetételű víztérrészekre a fontosabb és gyakoribb (11–15), ill. az egyéb vegetációtípusok (81–88) valamilyen sajátos kombinációja tekinthető jellemzőnek

A dinamikus mutatók csoportján belül a makrofitáknak a konstruktivitás (építés) tipológián belül van a helyük. Itt a hínárállomány biomasszája alapján történik a tipizálás.

A hínárállomány biomasszáját nedves testtömegre vonatkoztatva kell megadni. Reprezentatív mintavétel szükséges a pontos besoroláshoz!

A globális tipológia megállapításához egy „indexet” használunk: HBmév = a hínárállomány biomasszájának éves változása. Az indexet a következőképpen határozzuk meg:

$$\text{HBmév} = 100 (\text{HBmax} - \text{HBmin}) / \text{HBátlag}$$

Megkülönböztetjük az aktuális tipológiát (az egyes mintavételek alkalmával), és a globális tipológiát, mely a hínárállomány biomasszáját adja meg egy teljes vegetációperiódusra vonatkoztatva.

Aktuális tipológia

- 1 – a hínárállomány biomasszájának mennyisége $0,05 \text{ kg/m}^3$ alatti
- 2 – a hínárállomány biomasszájának mennyisége $0,05\text{--}0,25 \text{ kg/m}^3$ közötti
- 3 – a hínárállomány biomasszájának mennyisége $0,25\text{--}0,75 \text{ kg/m}^3$ közötti
- 4 – a hínárállomány biomasszájának mennyisége $0,75\text{--}1,50 \text{ kg/m}^3$ közötti
- 5 – a hínárállomány biomasszájának mennyisége $1,50\text{--}3,0 \text{ kg/m}^3$ közötti
- 6 – a hínárállomány biomasszájának mennyisége $3,0\text{--}5,0 \text{ kg/m}^3$ közötti
- 7 – a hínárállomány biomasszájának mennyisége $5,0\text{--}10,0 \text{ kg/m}^3$ közötti
- 8 – a hínárállomány biomasszájának mennyisége $10,0\text{--}20,0 \text{ kg/m}^3$ közötti
- 9 – a hínárállomány biomasszájának mennyisége 20 kg/m^3 fölötti

Globális tipológia

- 1 – a hínárállomány biomasszája alacsony (az aktuális kódszámok számtani középáránnya 3, vagy annál kevesebb) és kismértékben változó (Hbmév kisebb, mint 30)
- 2 – a hínárállomány biomasszája közepesen magas (az aktuális kódszámok számtani középáránnya 3–6 közötti) és kismértékben változó (Hbmév kisebb, mint 30)

- 3 – a hínárállomány biomasszája magas (az aktuális kódszámok számtani középarányosa nagyobb, mint 6) és kismértékben változó (Hbmév kisebb, mint 30)
- 4 – a hínárállomány biomasszája alacsony (az aktuális kódszámok számtani középarányosa 3, vagy annál kevesebb) és mérsékelten változó (Hbmév 30–100 közötti)
- 5 – a hínárállomány biomasszája közepesen magas (az aktuális kódszámok számtani középarányosa 3–6 közötti) és mérsékelten változó (Hbmév 30–100 közötti)
- 6 – a hínárállomány biomasszája magas (az aktuális kódszámok számtani középarányosa nagyobb, mint 6) és mérsékelten változó (Hbmév 30–100 közötti)
- 7 – a hínárállomány biomasszája alacsony (az aktuális kódszámok számtani középarányosa 3, vagy annál kevesebb) és nagymértékben változó (Hbmév nagyobb, mint 100)
- 8 – a hínárállomány biomasszája közepesen magas (az aktuális kódszámok számtani középarányosa 3–6 közötti) és nagymértékben változó (Hbmév nagyobb, mint 100)
- 9 – a hínárállomány biomasszája magas (az aktuális kódszámok számtani középarányosa nagyobb, mint 6) és nagymértékben változó (Hbmév nagyobb, mint 100) (Dévai et alii 1992).

Az Európai Unió tagországai próbálnak egy egységes rendszert kidolgozni a folyóvizek és egyáltalán a vizek minősítésére (STAR-program). Ebben a rendszerben igen fontos helyük van a makrofitáknak, éspedig a folyók trofikus állapotának a meghatározásában, az ún. Átlagos Trofikus Rang becslésével. Angliában dolgozták ki ezt a rendszert, és az elmúlt évek során tökéletesítették, úgyhogy ma már az Egyesült Királyságnak rendelkezésére áll egy egész adatbázis, mely az ország valamennyi folyóinak különböző szakaszait randomszerűen lefedi (Dawson et alii 1999).

Ez a minősítés egy, az adott folyó 100 méteres szakaszán található makrofiták borításának a felmérésén alapul. Minden fajhoz hozzárendeltek egy Trofikus Rangot (FTR), annak függvényében, hogy az adott faj hogyan reagál az eutrofizációra (a vízben felhalmozott tápanyagok mennyiségére). Ezt irodalmi adatok és szakértők véleménye alapján dolgozták ki. Értéke 1–10 között mozog. A számszerűen magasabb rang azt jelzi, hogy az adott faj nem tűri az eutrofizációt. Ezzel szemben az alacsonyabb rang arra utal, hogy a faj vagy elviseli az eutrofizációt, vagy semleges, ún. kozmopolita.

Egy folyószakasz Átlagos Trofikus Rangját a következőképpen számolják:

1. az egyes fajok borításának a becslése (Faj Borítási Értéke – FBÉ) a 100 méteres folyószakaszon egy 1–9 terjedő skálán, a következőképpen:

- 1 – a borítás értéke <0,1%
- 2 – a borítás értéke 0,1–1% közötti
- 3 – a borítás értéke 1–2,5% közötti
- 4 – a borítás értéke 2,5–5% közötti
- 5 – a borítás értéke 5–10% közötti
- 6 – a borítás értéke 10–25% közötti
- 7 – a borítás értéke 25–50% közötti
- 8 – a borítás értéke 50–75% közötti
- 9 – a borítás értéke >75%

2. a Borítási Érték Eredményének (BÉE) a kiszámítása: $FTR \times FBÉ$

3. az Átlagos Trofikus Rang (ÁTR) kiszámítása:

$$(\Sigma FBÉ / \Sigma BÉE) \times 100$$

Az így kapott Átlagos Trofikus Rang értéke 10–100 között mozog, minél alacsonyabb az érték, annál erősebb az eutrofizáció mértéke az adott folyószakaszon. Elméletileg elképzelhető, hogy egy érintetlen, természetes állapotban lévő folyószakasz ÁTR elérje a maximális 100-as értéket. A degradált, magas tápanyagtartalommal rendelkező folyószakaszok esetében a várt érték alacsony. A maximális érték időbeni változását használhatjuk a folyószakaszt ért zavarás mértékének a kifejezésére.

Ennél a minősítési rendszerrel a következő makrofitonok jönnek számításba:

<i>Batrachospermum sp.</i> 6	<i>A. riparium</i> 1
<i>Hildenbrandia rivularis</i> 6	<i>Blindia acuta</i> 10
<i>Lemanea fluviatilis</i> 7	<i>Brachythecium plumosum</i> 9
<i>Vaucheria sp.</i> 1	<i>B. rivulare</i> 8
<i>Cladophora agg.</i> 1	<i>B. rutabulum</i> 3
<i>Enteromorpha sp.</i> 1	<i>Brium pseudotriquetrum</i> 9
<i>Hydrodictyon reticulatum</i> 3	<i>Calliergon cuspidatum</i> 8
<i>Chiloscyphus polyanthos</i> 8	<i>Cinclidotus fontinaloides</i> 5
<i>Jungermannia atrovirens</i> 8	<i>Dichodontium flavescens</i> 9
<i>Marsupella emarginata</i> 10	<i>D. pellucidum</i> 9
<i>Nardia compressa</i> 10	<i>Dicranella palustris</i> 10
<i>Pellia endiviifolia</i> 6	<i>Fontinalis antipyretica</i> 5
<i>Pellia epiphylla</i> 7	<i>Hygrohypnum lucidum</i> 9
<i>Scapania undulata</i> 9	<i>H. ochraceum</i> 9
<i>Amblystegium fluviatile</i> 5	<i>Hyocomium armoricum</i> 10

- Philonotis fontana* 9
Polytrichum commune 10
Racomitrium aciculare 10
Rhyncostegium riparioides 5
Sphagnum sp. 10
Thamnobryum alopecurum 7
Azolla filiculoides 3
Equisetum fluviatile 5
E. palustre 5
Apium inundatum 9
A. nodiflorum 4
Berula erecta 5
Callitriche hamulata 9
C. obtusangula 5
Ceratophyllum demersum 2
Hippuris vulgaris 4
Littorella uniflora 8
Lotus pedunculatus 8
Menyanthes trifoliata 9
Montia fontana 8
Myriophyllum alterniflorum 8
M. spicatum 3
M. spp. indet 3
Nuphar lutea 3
Nymphaea alba 6
Nymphoides peltata 2
Oenanthe crocata 7
Oe. fluviatilis 5
Persicaria amphibia 4
Potentilla erecta 9
Ranunculus aquatilis 5
R. circinatus 4
R. flammula 7
R. fluitans 7
R. hederaceus 6
R. omiophyllus 8
R. peltatus 4
R. penicillatus pseudofluitans 5
R. p. penicillatus 6
R. p. vertumnus 5
R. trichophyllus 6
R. sceleratus 2
R. spp. indet 6
Rorippa amphibia 3
R. nasturtium aquatica 5
Rumex hydrolapathum 3
Veronica anagallis-aquatica 4
V. catenata 5
V. anag./cat. indet 4
V. scutellata 7
Viola palustris 9
Acorus calamus 2
Alisma plantago-aquatica 3
Bolboschoenus maritima 3
Butomus umbellatus 5
Cares acuta 5
C. acutiformis 3
C. riparia 74
C. rostrata 7
C. vesicaria 6
Catabrosa aquatica 5
Eleocharis palustris 6
Eleogiton fluitans 10
Elodea canadensis 5
Elodea nuttallii 3
Glyceria maxima 3
Groenlandia densa 3
Hydrocharis morsus-ranae 6
Iris pseudacorus 5
Juncus bulbosus 10
Lemna gibba 2
L. minor 4
L. minuta/minuscula 3
L. trisulca 4
Phragmites australis 4
Potamogeton alpinus 7
P. bertcholdii 4
P. crispus 3

<i>P. friesii</i> 3	<i>P. trichoides</i> 2
<i>P. gramineus</i> 7	<i>Sagittaria sagittifolia</i> 3
<i>P. lucens</i> 3	<i>Schoenoplectus lacustris</i> 3
<i>P. natans</i> 5	<i>Sparganium emersum</i> 3
<i>P. obtusifolius</i> 5	<i>S. erectum</i> 3
<i>P. pectinatus</i> 1	<i>Spirodela polyrrhiza</i> 2
<i>P. perfoliatus</i> 4	<i>Typha latifolia</i> 2
<i>P. polygonifolius</i> 10	<i>T. angustifolia</i> 2
<i>P. praelongus</i> 6	<i>Zannicheliia palustris</i> 2
<i>P. pusillus</i> 4	

1–10 az egyes fajok trofikus rangja.

Figyelembe véve a fentebb ismertetett vízminősítési rendszereket, a makrofiták szempontjából az utóbbi az a rendszer, amelyet nekünk is célszerű lenne alkalmazni. Ehhez azonban még igen sok adatra van szükségünk, mindenekelőtt az erdélyi folyókban található makrofiták elterjedésének a felmérésére. Ezenkívül ismerni kell a pontszerű szennyezések forrását, mivel a felmérést célszerű a szennyezőpontok fölötti és alatti 50–50 méteres szakaszon végezni. Az Angliában használt fajlistát természetesen a helyi körülményekhez kellene igazítani, néhány faj nem található meg Románia flórájában, mások pedig Angliában hiányoznak. Ezenkívül hosszú adatsorokra van szükség ahhoz is, hogy leellenőrizzük, hogy az egyes fajok trofikus rangja a mi körülményeink között megfelelő-e az Angliában tapasztaltakkal.

7. A makrofiták előfordulása az erdélyi folyókban

Az egyes fajok korológiájának a tanulmányozása problémás feladat, több okból is. Először is, mert ezen fajok előfordulása nem állandó az egyes folyószakaszokon, függ a környezeti viszonyoktól. Lévén folyóvizekről szó, a nagyobb áradások során az egyedeket elsodorja a víz, így gyakran előfordul, hogy alacsony vízállásnál megfigyelt előfordulás egy magasabb vízállás után teljesen átrendeződik. Másik nehézség az, hogy sokszor nehéz vizualizálni ezeket a fajokat, igazából csak tiszta vízben látni őket jól. A partról való megfigyelés esetén gyakran előfordulhat, hogy nem vesszük észre az egyedeket. Ideális lenne csónakkal bejárni a folyókat, ez viszont más nehézségekbe ütközik (igen sok folyónk sok szakaszán szinte megvalósíthatatlan). A makrofiták folyóvizeinkben általában csak kis kiterjedésben, sokszor csak szálanként fordulnak elő. Tehát

könnyen előfordulhat, hogy ha a parton se tudunk egy-egy szakaszon közvetlenül a meder mellett haladni, akkor nem vesszük észre őket.

Eddigi terepi megfigyeléseink alkalmával nagyobb folyóvizeinkben a következő fajokat sikerült azonosítanunk:

- Callitriche sp.* (mocsárhúr)
- Fontinalis antipyretica* (forrásmoha)
- Myriophyllum spicatum* (füzéres süllőhínár)
- Najas marina* (nagy tüskeshínár)
- Najas minor* (kis tüskeshínár)
- Nuphar lutea* (vízitök)
- Polygonum amphibium f. aquaticum* (vidra keserűfű)
- Potamogeton berchtoldii*
- Potamogeton crispus* (bodros békaszőlő)
- Potamogeton natans* (úszó békaszőlő)
- Potamogeton nodosus* (imbolygó békaszőlő)
- Potamogeton perfoliatus* (hínáros békaszőlő)
- Ranunculus fluitans* (úszó víziboglárka)
- Ranunculus aquatilis* (nagy víziboglárka)

A **Maroson** már a forrástól pár kilométerre megjelennek a hínarak. Előszörban forrásmohát (*Fontinalis antipyretica*) találunk itt. Aztán fokozatosan megjelenik a mocsárhúr (*Callitriche sp.*) és az úszó víziboglárka (*Ranunculus fluitans*). Ez utóbbi egy kb. 5 kilométeres szakaszon igen nagy mennyiségben van jelen. Egész éven át zöldell, mivel a feltörő borvízforrásoknak köszönhetően ezen a szakaszon nem fagy be a folyó. Igen fontos ennek a fajnak a jelenléte természetvédelmi szempontból is. *Románia flórája* csak az Olt szentkirályi szakaszáról említi még a fajt, de onnan már évtizedek óta eltűnt. Jelenleg a fajnak ez az egyetlen ismert romániai előfordulása, ezért mindenképp védelmet igényelne, annak ellenére, hogy az Oltean et alii 1994 Vörös Listája nem is említi. Alfalu határában már eltűnik a víziboglárka, valószínűleg az üledék minőségi változásának következtében. Innen már csak szálanként vannak jelen hínarak Maroshévízig, éspe dig előszörban a *Potamogeton natans* (úszó békaszőlő). A Maroshévíz–Déda szorosban a *Potamogeton crispus* (bodros békaszőlő) és a *Potamogeton perfoliatus* (hínáros békaszőlő) vannak jelen, helyenként tömegesen. Ez utóbbi faj körülbelül 4 éve jelent meg a Maroson. Általában állóvizekre jellemző faj, ezért itt a gyorsan folyó Marosban kissé megnyúlt levelekkel rendelkezik. Déda alatt a folyóban már csak igen elszórtan vannak jelen hínarak, az Aranyos beömlése alatt találtunk még tömegesen füzéres süllőhínárt (*Myriophyllum spicatum*), érdes tócsagaszt (*Ceratophyllum*

demersum), imbolygó békaszőlőt (*Potamogeton nodosus*) és egy békaszőlő (*Potamogeton* sp.) fajt, melyet mind a mai napig a virágzat, illetve termés hiányában nem sikerült azonosítanunk (Margóczi–Drăgulescu–Macalik 2000, Drăgulescu 1995).

A **Szamos** vízrendszerében a Hideg-Szamos forrásvidékén viszonylag gyakori egy *Callitriche* sp. (mocsárhúr faj). A Meleg-Szamosban egyáltalán nem találtunk hínarakat. A Kis-Szamosban Kolozsvár területén igen elszaporodott a füzéres süllőhínár (*Myriophyllum spicatum*) és a bodros békaszőlő (*Potamogeton crispus*). Valószínűleg a tápanyagban feldúsult víznek köszönhető ezen fajok tömeges jelenléte. Mindkét faj mezoszaproob vizekre jellemző, tehát viszonylag ellenálló a szervesanyag-szennyezéssel szemben. A város területén a folyóba ömlő szennyvizek miatt a víz télen igen ritkán fagy be, ezért ez a két faj egész éven át aktív. Ilyen nagy mennyiségű hínarat a Szamosban csak Bethlen közelében találtunk, a Kis- és Nagy-Szamos összefolyásánál. Az alföldi folyószakaszon már csak itt-ott szálanként található egy-egy füzéres süllőhínár, illetve vidra keserűfű (*Polygonum amphibium* f. *aquaticum*) (Drăgulescu–Macalik 1999).

A **Sebes-Körös** felső szakaszán a *Potamogeton berchtoldii* van jelen, helyenként tömegesen. A Körösrévi-szorosban a hínarak teljes mértékben hiányoznak. Eleds környékén jelenik meg a bodros békaszőlő és a füzéres süllőhínár. Nagyvárad területén viszonylag nagy mennyiségben vannak jelen a folyóban ezek a fajok, sőt még a csendesebb, part menti vizekben úszó békaszőlő (*Potamogeton natans*) és helyenként vízitök (*Nuphar lutea*) is megfigyelhető. Nagyvárad alatt, Körösszeg határában a folyó igen gazdag ez előbbi két fajban, melyek jelenléte újból viszonylag magas szerves szennyezésre utal.

A **Fekete-Körös** hínarakban viszonylag gazdag. Az alsó szorosban nagy tömegben van jelen a füzéres süllőhínár. Nagyzerénd határában kis- és nagy süllőhínárt (*Najas minor*, *Najas marina*) is találtunk, valamint érdes tócsagaszt (*Ceratophyllum demersum*). Ezen a szakaszon a folyó már csatornázott, így az áramlás sokkal lassúbb, ez teszi lehetővé ez utóbbi fajok megtelepedését.

A **Fehér-Körös** hínarakban szegény, csak elvétve találtunk pár szál süllőhínarat, a faj tömeges jelenléte csupán Borosjenőnél figyelhető meg (Drăgulescu–Macalik 1997).

8. A folyóvízi hínarak nehézfém-tartalma

A gyökerező hínárnövények képesek nagy mennyiségű nehézfémet felvenni az üledékből, és azt szervezetükben akkumulálni. ICP módszerrel mértük az egyes folyókon gyűjtött hínaraknak a nehézfém-tartalmát. Még megoldatlan probléma, hogy ezek az adatok nem tükrözik pontosan az adott fajok nehézfém-akkumulációját, mivel a begyűjtött növényekről nem sikerült teljesen eltávolítani az élő bevonatot. Bár átmostuk őket desztillált vízzel, majd ultrahangos készülékkel próbáltunk megszabadulni az élőbevonattól, de a mikroszkópos vizsgálatok azt bizonyítják, hogy ez nem sikerült teljes mértékben. Ezért mért értékeink valamivel magasabbak a valódi értékeknél.

A hínárnövények fémmakkumulációja sajátosan mutatja a Lápos magas fémtartalmát (1. táblázat). A réz, ólom és cink esetében igen magas értékek figyelhetők meg. A Szamosban jól megfigyelhető, hogy közvetlenül a Lápos beömlése alatt vett mintában (Kissikárló) a réztartalom még magas (71,73 mg/kg), amely érték a szamoskrassói mintavételi helyig 47,64 mg/kg-ra csökken, a két mintavételi hely közötti távolság kb. 15 km. Hasonló csökkenő tendenciát figyelhetünk meg az ólom esetében is, viszont a cink esetében sajátos helyzet alakul ki, kisebb a süllőhínár cinktartalma a Láposban, mint a Szamosban a Kissikárló mintavételi helynél, aminek az oka az is lehet, hogy a nagybozintai mintavételi hely alatt egy újabb bányavíz-szennyezés ömlik a Láposba, és a Kissikárló mintavételi hely ezáltal gyarapodhat cinkben.

1. táblázat. A hínárnövények nehézfém-tartalma 2000. augusztus 30-án a Szamoson és Láposon

Minta	Mintavételi hely	Cr	Cu	Pb	Zn
		mg/kg szárazanyag			
Myriophyllum spicatum	Lápos, Nagybozinta	8,51	676,75	238,97	447,22
Myriophyllum spicatum	Szamos, Lápos alatt, Kissikárló	18,64	71,73	31,18	752,86
Potamogeton crispus	Szamos, Lápos alatt, Szamoskrassó	2,81	52,02	13,85	65,61
Myriophyllum spicatum	Szamos, Lápos alatt, Szamoskrassó	6,55	47,64	22,36	89,26

A Maroson a hínarakban mért nehézfém-értékek általában alacsonyabbak (2. táblázat), mint a Szamoson és Láposon. Az összehasonlítást viszont csak ugyanazon fajon belül végezhetjük, mivel az egyes fajok sajátos módon akumulálnak.

Így a *Potamogeton crispus* esetében a réz- és ólom-akkumuláció alacsonyabb, mint a Szamos Lápos alatti szakaszán, viszont a cink esetében magasabb értéket mértünk.

A *Myriophyllum spicatum* esetében az értékek szignifikánsan alacsonyabbak a Maroson, mint Kissikárlón, viszont a cinket illetően itt is a Maroson magasabb az érték.

2. táblázat. A hínárnövények nehézfém-tartalma 2000 augusztusában a Maroson

Minta	Mintavételi hely	Cr	Cu	Pb	Zn
		mg/kg szárazanyag			
Ranunculus fluitans	Újfalu	1	11	1	34
Potamogeton crispus	Vajdaszeg	1	42	3	92
Potamogeton sp.	Vajdaszeg	5	61	7	150
Ceratophyllum demersum	Vajdaszeg	6	45	8	250
Myriophyllum spicatum	Vajdaszeg	7	85	16	180
Potamogeton nodosus	Vajdaszeg	2	23	3	54

II. Bentonvizsgálatok a Szamoson és a Láposon

1. Bevezetés

A Szamos élővilágát két expedíció típusú kutatás során vizsgáltuk a cianidszennyeződést megelőzően, 1992-ben és 1996-ban, hasonlóképpen a Tisza felső folyását, 1995-ben. A bentonikus társulások vizsgálata azt mutatta, hogy a Szamos alsó szakaszát drasztikus antropogén hatások érik, melyek közül legjelentősebbek a kommunális és ipari szennyezések. Létezik ugyan ezen a szakaszon egy természetes víztisztulás, amely a Dés alatti kb. 80–100 km-es szakaszon megy végbe, minek következtében a Cikói-szoros környékén a folyóban már igényesebb állatcsoportok képviselői is előfordulnak, mint pl. a mohaállatok (Bryozoa), nagybaglyók (Unionidae), valamint kérész- (Ephemeroptera) és tegzes- (Trichoptera) lárvák. Már 1992-ben és 1996-ban is megállapítást nyert, hogy a Nagybánya környéki

ipari szennyvizek ezt az alig feljavult bentonikus közösséget drasztikus módon befolyásolják, minek következtében a Lápos beömlése alatt az 1992-es vizsgálat során nem találtunk nagykagylókat, sem kérészlárvákat. A Szamos folyó egész hosszára jellemzőek a szakaszos szennyeződések, melyek az egyes populációk areáljának feldarabolódását vonják maguk után, lehetetlenné téve így a közöttük lévő egyedkicserélődést.

Az ipari tevékenység intenzitásának a csökkenése az 1990-es években oda vezetett, hogy a Szamos szennyezettsége némileg csökkent, és a javulás első jeleit már az 1996-os vizsgálat is kimutatta. Így 1996-ban a Lápos beömlése alatt néhány helyen megtaláltuk a nagykagylók közül az *Unio crassus* és az *Anodonta cygnea* fajokat. Hasonló képet mutat a kérészlárvák elterjedésének a változása is, ugyanis ezen az erősen szennyezett szakaszon 1996-ban két fajt találtunk (*Acentrella sinaica*, *Caenis macrura*). A javulás ellenére a bentonban továbbra is dominánsak maradtak a kevésértéjű férgesek (Oligochaeta) és az árvaszúnyog (Chironomida) lárvák, amelyeknek tűréshatára közismerten szélesebb. Ez a helyzet azzal is magyarázható, hogy az ide beömlő szennyvizek nagy mennyiségű nehézfémeket hoznak magukkal, amit a bentonikus szervezetek felhalmozhatnak. Például az itt élő kagylókban 1996-ban 288 mg/kg rezet és 913,5 mg/kg cinket találtunk. Már az 1999-ben megjelent Szamos-kötetben leszögeztük, hogy jelentős mértékben szennyezik a Nagybánya környéki bányavizek a Szamos alsó szakaszát (Sárkány–Macalik 1999).

2. Anyag és módszerek

Közvetlenül a 2000. január 31-én történt cianidszennyezés után a károk felmérésére kutatási programot terveztünk, melynek fő elemeit az üledék nehézfém-tartalmának vizsgálata, a bentonikus és a halfauna tanulmányozása alkotja.

Eredményeinket összehasonlítjuk az 1992-es és 1996-os vizsgálatokkal, de ugyanakkor a mintavételezést úgy terveztük meg, hogy a nem károsodott szakaszokról vett minták alapján fel tudjuk mérni a változások mértékét. Mivel katasztrófa jellegű kártételről van szó, melynek következtében a közösségek súlyos károkat szenvedtek, vizsgálatunkat hosszú távúra (3–5 évesre) terveztük, évszakonkénti mintavételezéssel, minden mintavételi helyen 3 mintával.

A kijelölt mintavételi helyek a következők:

Lápos, Nagybozinta (Bozinta Mare) község határában – L

Szamos, a Lápos beömlése felett 20 km távolságon, 5 mintavételi hely:

- Sz I. – Szamostóhát (Tohat)
- Sz II. – Szélszeg (Sälsig)
- Sz III. – Gardánfalva (Gârdani)
- Sz IV. – Tomány (Tămaia)
- Sz V. – Szamosújfalú (Buzeşti)
- Szamos, a Lápos beömlése alatt kb. 20 km távolságon, 5 mintavételi hely:
- Sz VI. – Szamosmonostor (Merişor)
- Sz VII. – Kissikárló (Bârgău)
- Sz VIII. – Remetemező (Pomi)
- Sz IX. – Szamosborhíd (Valea Vinului)
- Sz X. – Szamoskrassó (Cărăşeu)

A felsorolt mintavételi helyeken minden alkalommal random módon 3–3 bentonmintát vettünk bentométer segítségével, így a mintáink az egyes bentonikus szervezetek minőségi és mennyiségi megoszlását tükrözik.

A Szamoson a 20–20 km-en kijelölt 5–5 mintavételi hely pontos képét adja az illető szakasz bentonikus faunájának.

A bentonmintákat sztereomikroszkóp alatt válogattuk taxonómiai csoportokra, az egyes egyedek faji meghatározása folyamatban van.

A cianidszennyezés következtében történt változásokat a bentonikus közösségek minőségi és mennyiségi összetétele alapján ítéltük meg, figyelembe véve a régebbi adatokat is.

3. Eredmények

A 2000-ben begyűjtött minták csoportokra való válogatása teljes mértékben megtörtént (3–6. táblázat), a fajsztípus meghatározás bizonyos csoportok esetében folyamatban van.

A Lápos folyón Nagybozintán, közvetlen a cianidszennyezés után vett három bentonmintát elemezve, egyetlen élő szervezetet sem találtunk. A mintákban csupán erősen oszlásnak indult kevéssertéjű férgeket és két hasonlóan elpusztult árvaszúnyoglárvát leltünk.

Összevetve a Szamos bentonikus faunáját a Lápos fölött és alatt, elmondhatjuk, hogy februárban és novemberben nem tapasztaltunk lényeges különbséget. Viszont júniusban és augusztusban a Lápos fölött nagyobb a bentonikus fauna diverzitása, mindkét hónapban magasabb a kérészlárvák száma a Lápos fölött, sőt augusztusban a Lápos fölött még álkérészlárvák is kerültek a mintába. Ezek a szervezetek általában igényesebbek a víz minősége iránt.

3. táblázat. *A bentonikus fauna rendszertani csoportjainak megoszlása és egyedsűrűsége 2000 februárjában*

Mintavé- teli hely	SZ I	SZ II	SZ III	SZ IV	SZ V	SZ VI	SZ VII	SZ VIII	SZ IX	SZ X
Csoport	egyed/m ²									
Oligo- chaeta	900	90	770	200	520	1170	70	10	70	0
Ephe- meroptera	30	10	0	0	10	0	10	0	0	0
Plecop- tera		0	0	0	10	0	0	0	0	0
Trichop- tera	100	10	0	0	30	0	0	10	10	0
Chirono- mida	1130	1160	2340	260	740	290	230	370	620	180
Egyéb	70	70	80	60	0	60	10	0	0	40

4. táblázat. *A bentonikus fauna rendszertani csoportjainak megoszlása és egyedsűrűsége 2000 júniusában*

Minta- vételi hely	SZ I	SZ II	SZ III	SZ IV	SZ V	SZ VI	SZ VII	SZ VIII	SZ IX	SZ X
Csoport	egyed/m ²									
Oligo- chaeta	9140	400	5670	300	20	760	450	120	160	180
Epheme- roptera	1060	770	3860	1440	200	0	0	30	60	250
Plecop- tera	820	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichop- tera	120	80	410	820	110	10	20	360	870	230
Chirono- mida	18000	7020	19990	14820	1810	1410	1700	5160	10850	8520
Egyéb	440	50	180	80	10	80	100	50	310	60

5. táblázat. *A bentonikus fauna rendszertani csoportjainak megoszlása és egyedsűrűsége 2000 augusztusában*

Mintavé- teli hely	SZ I	SZ II	SZ III	SZ IV	SZ V	SZ VI	SZ VII	SZ VIII	SZ IX	SZ X
Csoport	egyed/m ²									
Oligo- chaeta	140	80	110	60	30	750	1780	1380	760	1490
Epheme- roptera	100	660	360	210	150	0	90	10	320	20
Plecopt- tera	0	30	0	30	20	0	0	0	0	0
Trichop- tera	0	510	100	10	100	0	1590	40	3420	0
Chironomida	460	19250	7220	2310	4910	2150	8540	1800	5850	2790
Egyéb	10	70	280	70	220	230	560	310	50	2620

6. táblázat. *A bentonikus fauna rendszertani csoportjainak megoszlása és egyedsűrűsége 2000 novemberében*

Mintavé- teli hely	SZ I	SZ II	SZ III	SZ IV	SZ V	SZ VI	SZ VII	SZ VIII	SZ IX	SZ X
Csoport	egyed/m ²									
Oligochaeta	680	1650	160	4680	100	1360	40	290	1930	370
Epheme- roptera	40	0	20	0	10	0	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	1430	30	320	30	40	0	10	90	80	90
Chirono- mida	1530	420	8790	7780	2030	3650	60	3220	850	1550
Egyéb	390	120	30	70	80	160	30	90	360	150

A 2002-ben vett minták egy részét is sikerült kiválogatni, ebben az esetben is elmondhatjuk, hogy az igényes szervezetek száma jóval magasabb a Lápos beömlése fölött. Érdekes viszont, hogy általában az egyedszám magasabb a Lápos beömlése fölött, még kevésértéjű férgesből és árvaszúnyoglárvákból is többet gyűjtöttünk a Lápos fölött, mint alatt.

7. táblázat. *A bentonikus fauna rendszertani csoportjainak megoszlása és egyedsűrűsége 2002 augusztusában*

Mintavé- teli hely	SZ I	SZ II	SZ III	SZ IV	SZ V	SZ VI	SZ VII	SZ VIII	SZ IX	SZ X
Csoport	egyed/m ²									
Oligochaeta	503	473	840	–	–	70	70	–	–	10
Epheme- roptera	780	1443	256	–	–	13	26	–	–	280
Plecoptera	10	6	10	–	–	0	0	–	–	0
Trichoptera	1353	1716	50	–	–	46	313	–	–	203
Chirono- mida	8066	21450	5966	–	–	816	1033	–	–	7950
Egyéb	933	786	426	–	–	180	106	–	–	150

Végül meg kell jegyeznünk, hogy átfogó minősítést csak akkor végezhetünk a bentonikus fauna alapján, mikor minden mintát sikerül kiválogatnunk és az egyes csoportoknak a faji szintű meghatározása is megtörténik.

SZAKIRODALOM

BORHIDI A.–SÁNTA A. (szerk.)

1999 *Vörös Könyv Magyarország növénytakarsulásairól*. Budapest, TermészetBúvár Alapítvány Kiadó

BORHIDI A.

1993 *A Magyar flóra szociális magatartástípusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. Pécs, A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a JPTE kiadványa

DAWSON, F. H. et alii

1999 *Assessment of the Trophic Status of Rivers Using Macrophytes. Evaluation of the Mean Trophic Rank*. R&D technical Report E39. Bristol, Environment Agency

DÉVAI Gy. et alii

1992 A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. In: Dévai György (szerk.): *Vízminőség és ökológiai vízminősítés*. Acta Biol. Debr. Oecol. Hung. 4. 1992

DRĂGULESCU, C.

1995 The Flora and Vegetation of the Maros (Mureş) Valley. In Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Maros/Mureş River Valley*, Tiscia Monograph Series, Szolnok–Szeged–Tg. Mureş, 47–112.

DRĂGULESCU, C.–MACALIK, K.

1997 The Aquatic and Paludal Flora and Vegetation from the Criş/Körös Valleys. In: Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Criş/Körös Rivers' Valleys (A Study of the Geography, Hydrobiology and Ecology of the River System and its Environment)*. Tiscia Monograph Series, Szolnok–Szeged–Târgu Mureş, 47–80.

1999 The Aquatic and Paludal Flora and Vegetation from the River Someş/Szamos Valleys. In: Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Someş/Szamos River Valley*, Tiscia Monograph Series, Szolnok–Szeged–Tg. Mureş, 77–104.

FELFÖLDY L.

1974 *A biológiai vízminősítés*. VHB 9.

1990 *Hínárhatározó*. Vízügyi Hidrobiológia 18.

GULYÁS P., Dr.

1998 Szaprobiológiai indikátorfajok jegyzéke. In: *Vízi környezet- és természetvédelem*. 6 kötet

KOLKWITZ, R.–MARSSON, M.

1908 Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Deutsche Bot. Ges.* 26a

1909 Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Inr. Rev. Ges. Hydrobiol.* 2.

KOVÁCS, J. A.

1979 *Indicatorii biologici, ecologici și economici ai florei pajiștilor*.

Centrul de material didactic și propagandă agricolă, București,
Redacția de propagandă tehnică agricolă

LIEBMANN, H.

1962 *Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie*. Bd. I. 2. Aufl.

Jena, VEB, G. Fischer Verl.

MACALIK, K.

1999 Szelek szárnyán, vizek hátán – Behurcolt növények a Körösök mentén / Pe aripile vânturilor, pe spinarea apelor – Plante adventive în bazinul Crișurilor. In: Sárkány-Kiss, A.–Sîrbu, I.–Kalivoda, B. (eds.): *A Körös-medence folyóvölgyeinek ökológiai állapota / Starea naturală a văilor din Bazinul Crișurilor*.

Szolnok–Tg. Mureș, 204–209.

MARGÓCZI, K.–DRĂGULESCU, C.–MACALIK, K.

2000 Vegetation Description of Representative Habitat Complexes

Along the (Maros) Mureș River I. The Upper Section

(Vasláb/Voșlobeni). In: Gallé, L.–Körmöczi, L. (eds.): *Ecology of River Valleys*. Tiscia Monograph Series, Szeged, 23–29.

OLTEAN, M. et alii

1994 *Lista Roșie a plantelor superioare din România*. Studii, sinteze, documente de ecologie. Acad. Rom. Inst. de Biologie

SANDA, V.

1983 Caracterizarea ecologică și fitocenologică a speciilor spontane din flora României. *Studii și comunicări nr. 25 Științe Naturale*.

Supliment, Sibiu

SÁRKÁNY-KISS, A.–MACALIK, K.

1999 Conclusions of the Someș/Szamos Rivers' Researches. In:

Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Someș/Szamos River Valley*.

Tiscia Monograph Series, Szolnok–Szeged–Tg. Mureș, 343–347.

SÁRKÁNY-KISS E.–HAMAR J.–SÎRBU, I.

1997 *Starea ecologică a râului Mureş / A Maros folyó ökológiai állapota*. Fluvii Carpatorum, Szolnok–Târgu Mureş, Ed. Tisza Klub & Liga Pro Europa, 194.

SIMON, T.

1992 A magyar edényes flóra értékelő táblázata. In: *A magyarországi edényes flóra határozója*. Budapest, Tankönyvkiadó

SOÓ, R.

1964–1980 *Synopsis systematico-geobotanica florae vegetationisque Hungariae*. VI. Budapest, Akadémiai Kiadó

xxx

1952–1976 *Flora R. P. R. I–XIII*. Bucureşti, Edit. Acad. R.S.R.

AZ ERDÉLYI FOLYÓK VÍZI PUHATESTŰ FAUNÁJÁNAK EGYKORI ÉS JELENLEGI HELYZETE

A minőségi és mennyiségi dinamikák
ökológiai értelmezése, javaslatok

1. Az erdélyi hidromalakovológiai kutatások rövid története

Az első puhatestű gyűjtemények és tanulmányok Erdélyben ezelőtt két évszázaddal születtek. A fajok első felsorolását *A bécsi Múzeum katalógusa* tartalmazza, amelyet a gyulafehérvári születésű Born Ignác (Ignatius Born) 1778-ban közölt (ap. Csiki 1906; Grossu 1986). 1835-től 1920-ig megjelenik az *Iconographie der Land- und Süßwasser-Mollusken* több kötete, amelynek kiadását az első időszakban Rossmäsler, majd pedig Kobelt irányít. Michael Bielz 1843-ban a *Kronstädter Zeitung* melléklapjában, a Transylvániában, az Erdélyben honos puhatestűek első jegyzékét közli. 1850-ben megalakul az Erdélyi Természettudományos Egyesület Szebenben, amelynek kiadványában, a *Verhandlungen und Mitteilungen des Siebenbürgischen Vereins für Naturwissenschaften zu Hermannstadt*-ban több, Erdélyre vonatkozó malakovológiai tanulmány is megjelenik. A fenti szerzők közül kiemelkedő munkát végeznek Albert E. Bielz (M. Bielz fia) és Mauritius von Kimakowicz, akiknek gyűjteményeit a szebeni Természettudományi Múzeum őrzi. 1853-tól A. E. Bielz nagyon intenzív malakovológiai kutatásokba kezd, melynek nyomán 1862-ben kiadja Erdély malakofaunájának monografikus kötetét német nyelven: *Fauna der Land- und Süßwasser-Mollusken Siebenbürgens*. Ez a nagylélegzetű tanulmány 125 puhatestű fajt sorol fel, amelyekből 45 vízi és palusztris faj. Az egyes fajok tárgyalásánál feltünteti a lelőhelyet, leírja az élőhelyet, a fajok preferenciáját és nagyon gyakran utal a morfológiai változékonyságra is. M. Kimakowicz több cikket közöl, melyekben főleg a szárazföldi fajokat foglalkozik. 1890-ben ő is megjelentet egy monografikus kötetet, de ebben a vízi fajok tárgyalása meglehetősen hiányos. Mocsáry Sándor (1868, 1872,

1891) Nagyvárad és Bihar megye faunájáról közöl több tanulmányt, C. F. Jikeli (1878, 1884, ap. Csiki 1906) tovább gyarapítja a fajismeretet. Zahno és J. Kroll (1870) Máramaros és Bukovina faunáját, majd I. Friwaldski (1865, 1875) és Kardos Károly (1876) a máramarosi és Kertész M. (1890, 1891) a Várad környéki faunát írja le (ap. Csiki 1906). 1908-ban és 1910-ben Kobelt munkáiban Közép-Európa nagybaglyóit tárgyalva leírja az *Unio crassus marissiensis* alfajt a Marosból, amelyet ma ökológiai formának tekintünk. A XIX. században szórványos adatokat több budapesti és bécsi átutazó kutató is említ munkáikban, közülük elsősorban S. Clessin, P. D. Heynemann, C. Pfeiffer, O. Reinhardt és Charpentier nevei kiemelkedők. Clessin 1887-től 1890-ig 5 füzetben megjelenő munkájában (*Die Molluskenfauna Oesterreich-Ungarns und der Schweiz*) főleg irodalmi adatok alapján összegzi a fenti szerzők adatait, de nem említ pontos lelőhelyeket; elterjedésként az egyes országokat és régiókat említi.

A XX. században jelennek meg Ana és Mircea Paucă (1933), M. Paucă (1936) munkái Püspökfürdő és a Pece-patak malakofaunájáról. M. A. Ionescu (1933, 1934), S. Jaeckel (1939), M. Rotarides (1941, 1943), J. Wagner (1941) a Gutin-hegységre vonatkozóan közölnek adatokat, majd pedig 1928-tól R. von Kimakowicz főleg a Déli-Kárpátok faunáját vizsgálja, de figyelme kiterjed egész Erdély területére. Fiának, Richard v. Kimakowicznak nagy érdeme, hogy hatalmas gyűjteményét a szebeni Természettudományi Múzeumnak adományozta. Apja halála után ő elsősorban a szárazföldi orsócsigákkal (Clausilidacea) foglalkozott.

Ebben az időben több endemikus fajt írnak le, mint például a *Paladilhia carpaticát* Soós (1940), *P. transsylvanicát* Rotarides (1943) *P. leruthit* R. C. Boetger (1940) az Erdélyi-Szigethegység barlangjaiból, a *Bithynella molcsanyt* J. Wagner a Gutin-hegységből, *B. dacicát* Grossu (1946) a Cserna völgyéből, a Bánátból és az Erdélyi-Szigethegységből.

Soós Lajos 1943-ban megjelent munkájában *A Kárpát-medence Molluska-faunája* feldolgozza az addigi irodalmi adatokat, pontosan leírja a fajokat, és részletesen foglalkozik azok elterjedésével és a malakofauna alapján a Kárpát-medence új zoogeográfiai felosztását adja. Al. V. Grossu (1962) ugyanezt a munkát elvégzi egész Románia területére, de adatai szórványosak és a fajoknak csak kevés élőhelyét ismeri. 1969-től kezdődően Sárkány-Kiss Endre több munkát közöl az erdélyi folyóvizek malakofaunájáról. 1991–2002 folyamán a marosvásárhelyi Pro Európa Liga és a szolnoki Tisza Klub szervezésében multidiszciplináris munkacsoport járja be az erdélyi és egyes Kárpát-medencei folyókat (1991-ben a Marost, 1992-ben a Szamost, 1993-ban a Maros középső szakaszát és a Kis-Küküllőt, 1994-ben a Fehér-

és Fekete-Köröst, 1995-ben a Sebes-Köröst és Berettyót, valamint 1995-ben a Felső-Tiszát, 1996-ban a Szamost, Lápost, Túrt és Nyárádot). Ezeknek az expedícióknak a malakológiai közleményei a *Tiscia Monograph Series*ben (szegedi egyetem kiadványa) jelentek meg a következő sorrendben: Maros (Sárkány-Kiss 1995), Körösök (Sárkány-Kiss et alii 1997), Kis-Küküllő és Nyárád (Sárkány-Kiss-Sírbu 1998), Szamos (Sárkány-Kiss-Sírbu-Bába 1999), Túr (Sárkány-Kiss-Sírbu 1999). A későbbiekben a Babeş-Bolyai Tudományegyetem biológia karának magyar tagozata hoz létre hasonló munkacsoportot, közösen a szegedi és a debreceni egyetemekkel (1999–2000-ben a Maros folyót, 1999–2001-ben a Maros völgyét, 2000–2002-ben a Szamost vizsgálják). Hasonló kutatásokat végez a szebeni egyetem munkacsoportja, amelyben mi is részt vettünk 1998–99-ben az Olt felső és középső szakaszán (Sírbu et alii 1999). Egy másik tanulmány pedig az Erdélyi-Mezőség tavainak malakofaunáját vizsgálta (Sárkány-Kiss-Sírbu 2000).

Erdély területén, a vízi puhatestűek ismerete szempontjából még mindig léteznek „fehér foltok”, ilyen például az Ér folyó és az Érmellék, valamint a gleccsertavak.

Az utóbbi évtizedek antropogén változásainak következtében beállott areálmódosulások követése kiemelkedő feladat a malakológusok számára.

2. Erdély területéről leírt vízi puhatestűek (Mollusca: Gastropoda, Bivalvia) rendszertani katalógusa

Az egykori és az újabb tanulmányok eddig összesen 65 (44 Gastropoda és 21 Bivalvia) vízi puhatestű fajt azonosítottak.

Ez a katalógus rendszertani és zoogeográfiai kutatásaink eredményeinek az irodalmi adatokkal való összevetésével jött létre. Az erre vonatkozó véleményeinket a következő fejezetekben tárgyaljuk, de a jobb megértés érdekében a fajok felsorolásával kezdjük.

Az alábbi fajlista nagy vonalakban követi a Közép-Európára is vonatkozó CLECOM I. katalógus rendszertanát (Falker-Bank-Proschwiz 2001, ap. Fehér-Gubányi 2001), de egyes fajoknál ettől eltérő véleményt tükröz. Indokainkat és bizonyítékainkat egy későbbi munkában tárgyaljuk. A CLECOM I. katalógus egyes fajokat genetikai vizsgálatok alapján több fajra tagol anélkül, hogy morfológiai vagy anatómiai bélyegekre alapozna. Ezekben az esetekben természetesen csak az egyedek egyenkénti genetikai vizsgálatával követhetnénk az ajánlott rendszertant, ami ilyen volumenű kutatásnál kivitelezhetetlen.

Alexandru Grossu *The Catalogue of the Molluscus from Romania* 1993-ban kiadott munkájában minden olyan fajt és alfajt felsorol, amelyet valaha is leírtak az ország területéről, attól függetlenül, hogy azokat a jelenlegi ismereteink alapján már nem ismer el a tudományos világ. Ennek eredményeként körülbelül megháromszorozta a vízi puhatestűek fajsámát. Ezért ezt a katalógust az alábbi fajlista összeállításakor figyelmen kívül hagytuk.

Amint azt a következő fejezetekben látni fogjuk, több faj léte veszélyeztetett, vagy egyesek kipusztultak. Ezeket a tanulmány végén külön, Erdély puhatestűinek „Vörös Lista” javaslatában tüntettük fel.

Osztály: GASTROPODA – Csigák

Alosztály: Streptoneura – Keresztezettidegűek
(=Prosobranchia – Elölkopoltyús csigák)

Rend: Archaeogastropoda

Család: Neritidae

THEODOXUS Monfort, 1810

1. *Theodoxus transversalis* (C. Pfeiffer, 1828) – Bödönccsiga
2. *Theodoxus prevostianus* (C. Pfeiffer, 1828) – Fekete csiga

Rend: Mesogastropoda

Család: Viviparidae

VIVIPARUS Monfort, 1810

3. *Viviparus contectus* (Millet, 1813) – közönséges fialócsiga
4. *Viviparus acerosus* (Bourguignat, 1862) – hegyes fialócsiga

Család: Valvatidae

VALVATA O. F. Müller, 1774

5. *Valvata cristata* (O. F. Müller, 1774) – korongos kerekszájúcsiga
6. *Valvata piscinalis* (O. F. Müller, 1774) – kerekszájú csiga
7. *Valvata naticina* (Menke, 1845) – kúpos kerekszájúcsiga

Család: Hydrobiidae

POTAMOPYRGUS Stimpson, 1865

8. *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith, 1889) – (adventív, nincs magyar neve)

PALADILHIA Bourguignat, 1865

9. *Paladilhia leruthi* Botger, 1940 – vakcsiga

10. *Paladilhia transsylvanica* Rotarides, 1943 – erdélyi vakcsiga

BYTHINELLA Moquin-Tandon, 1855

11. *Bythinella austriaca* (Frauenfeld, 1856) – forráscsiga

LITHOGLYPHUS Hartmann, 1821

12. *Lithoglyphus naticoides* (C. Pfeiffer, 1828) – kavicscsiga, gyöngycsiga

Család: Bithyniidae

BITHYNIA Leach, 1818

13. *Bithynia tentaculata* (Linné, 1758) – közönséges vízicsiga

14. *Bithynia leachi* (Sheppard, 1823) – kis vízicsiga, kis csiga

Család: Melanopsidae (=Melaniidae)

FAGOTIA Bourguignat, 1884

15. *Fagotia acicularis* (Férussac, 1823) – folyamcsiga

MELANOPSIS Férussac, 1807

16. *Melanopsis parreyssi* Philippi, 1847 – bordás toronycsiga

Alosztály: Euthyneura – Egyenesidegűek

Rend: Pulmonata – Tüdőscsigák

Család: Acroloxidae

ACROLOXUS Beck, 1837

17. *Acroloxus lacustris* (Linné, 1758) – pajzscsiga, mocsári csészecsiga

Alrend: Basommatophore – Ülőszeműek

Család: Lymnaeidae

LYMNAEA Lamarck, 1799

18. *Lymnaea stagnalis* (Linné, 1758) – nagy mocsárcsiga

19. *Stagnicola (Lymnaea) palustris* (O. F. Müller, 1774) – karcsú mocsárcsiga

20. *Galba (Lymnaea) truncatula* (O. F. Müller, 1774) – májmételycsiga

21. *Radix (Lymnaea) auricularis* (Linné, 1758) – fülcsiga

22. *Radix (Lymnaea) peregra* (O. F. Müller, 1774) – pocsolyacsiga

Család: Physidae

APLEXA Fleming, 1820

23. *Aplexa hypnorum* (Linné, 1758) – nagy balogcsiga

PHYSA Draparnaud, 1801

24. *Physo fontinalis* (Linné, 1758) – hólyagcsiga

25. *Physo acuta* (Draparnaud, 1805) – jövevény hólyagcsiga

Család: Planorbidae

PLANORBARIUS Froriep, 1806

26. *Planorbarius corneus* (Linné, 1758) – nagy tányércsiga

PLANORBIS O. F. Müller, 1774

27. *Planorbis planorbis* (Linné, 1758) – éles csiga

28. *Planorbis carinatus* (O. F. Müller, 1774) – tarajos csiga

ANISUS Studer, 1820

29. *Anisus septemgyratus* (Rossmässler, 1835) – vízi korongcsiga

30. *Anisus leucostoma* (Millet, 1813) – fehérszájú korongcsiga

31. *Anisus spirorbis* (Linné, 1758) – vízicsiga

32. *Anisus vortex* (Linné, 1758) – lemezcsiga

33. *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) – pogácscsiga

34. *Anisus rotundatus* Poiret, 1801 – magyar neve nem ismeretes

BATHYOMPHALUS Charpentier, 1837

35. *Bathyomphalus contortus* (Linné, 1758) – pogácscsiga

GYRAULUS Charpentier, 1837

36. *Gyraulus albus* (O. F. Müller, 1774) – rácsoscsiga

ARMIGER Hartman, 1843

37. *Armiger crista* (Linné, 1758) – magyar neve nem ismeretes

HIPPEUTIS Charpentier, 1837

38. *Hippeutis complanatus* (Linné, 1758) – peremescsiga

SEGMENTINA Fleming, 1817

39. *Segmentina nitida* (O. F. Müller, 1774) – gombcsiga

Család: Ancyliidae

ANCYLUS O. F. Müller, 1774

40. *Ancylus fluviatilis* (O. F. Müller, 1774) – sapkacsiga

FERRISSIA Walker, 1903

41. *Ferrissia wautieri* (Mirolli, 1960) – magyar neve nem ismeretes

Rend: Stylommatozoa

Család: Succineidae

SUCCINEA Linné, 1758

42. *Succinea oblonga* Draparnaud, 1805 – kis borostyánkőcsiga

43. *Succinea putris* (Linné, 1758) – borostyánkőcsiga
44. *Succinea elegans* Risso, 1826 – nagy borostyánkőcsiga

Osztály: BIVALVIA – Kagylók

Rend: Unionida

Család: Unionidae

UNIO Retzius, 1788

1. *Unio pictorum* (Linné, 1758) – festőkagyló
 2. *Unio tumidus* (Retzius, 1788) – folyamkagyló
 3. *Unio crassus* (Retzius, 1788) – tompa folyamkagyló
- ANODONTA Lamarck, 1799
4. *Anodonta anatina* (Linné, 1758) – magyar neve nem ismeretes
 5. *Anodonta cygnea* (Linné, 1758) – tavikagyló
 6. *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) – amuri kagyló
- PSEUDANODONTA Bourguignat, 1876
7. *Pseudanodonta complanata* (Rossmässler, 1835) – lapos tavikagyló

Rend: Cyrenodonta

Család: Dreissenidae

DREISSENA Beneden, 1835

8. *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) – vándorkagyló, zebrakagyló

Család: Sphaeriidae

SPHAERIUM Scopoli, 1777

9. *Sphaerium corneum* (Linné, 1758) – gömbkagyló
10. *Sphaerium rivicola* (Lamarck, 1799) – nagy gömbkagyló
11. *Sphaerium lacustre* (O. F. Müller, 1774) – törékeny kagyló

Család: Pisidiidae – borsókagylók

PISIDIUM C. Pfeiffer, 1821

12. *Pisidium amnicum* (O. F. Müller, 1774)
13. *Pisidium casertanum* (Poli, 1791)
15. *Pisidium subtruncatum* Malm, 1855
16. *Pisidium obtusale* (Lamarck, 1818)
17. *Pisidium milium* Held, 1836
18. *Pisidium nitidum* Jennyns, 1832

19. *Pisidium pseudosphaerium* Schlesch, 1947
20. *Pisidium personatum* Malm, 1855
21. *Pisidium lilljeborgii* Clessin, 1886

3. Az édesvízi puhatestűek, mint a vízszennyezés indikátorai és a természetes tisztulási folyamatok fontos tényezői

Annak érdekében, hogy megértsük a malakofauna válaszait a környezetből jövő ingerekre és védelmük szükségességét, meg kell ismernünk biológiájukat, ökológiai jelentőségüket és elterjedésüket, valamint a társulások és az élőhelyek jelenlegi helyzetét. Szükséges tanulmányoznunk a populációk szerkezetét, dinamikáját, a környezeti tényezőkkel való kapcsolatukat, de különösképpen a szennyező anyagokra és a medermódosításra adott válaszukat.

A puhatestűek létét elsősorban a vízszennyezés, a nem megfelelő hidrotechnikai munkálatok és a kavicskitermelés fenyegeti.

A szakembereknek is tudomásul kell venniük, hogy még mindig nem rendelkezünk elegendő ökológiai ismerettel, például kevés faj esetében ismerjük a toleranciahatárokat a különböző szennyező és mérgező anyagokkal (nehézfémek, peszticidek stb.) szemben, ami megnehezíti ezen anyagok hatásának az előrejelzését.

Az erdélyi folyókban élő puhatestűek mindkét osztályának fajai és fajegyüttese, a csigák (*Gastropoda*) és a kagylók (*Bivalvia*) jelző értékűek. Vízminőségi indikátor szervezetekként való alkalmazásuk azért is lehetséges, mert az egyes fajok ökológiai tűréshatárai nagy különbségeket mutatnak (Mălăcea 1969; Mihăiță 1970; Pónyi et alii 1974; Sárkány-Kiss 1977; 1983). Jelenlétük, egyedsűrűségük, vagy hiányuk, pontos indikációt ad a vizek minőségéről.

Az édesvízi csigák különböző élőhelyeken fordulnak elő: az áramlat mosta köveken, vagy azok alatt (*Ancylus fluviatilis*), az iszapos aljzaton, a hínár és a palusztris növények víz alatti részein, a parti fűvenyen a víz közvetlen közelében (*Galba truncatula*), ritkábban a homokos aljzaton, és végül egyesek „kétéltűek”, vagy mások obligát víziek. A víz hőmérsékletével szembeni preferenciájuk faji sajátosság, egyesek akár hévizekben is megélnek (Püspökfürdő, Robogány). Ilyenek például a *Melanopsis parreyssi* és a *Theodoxus prevostianus* reliktum fajok, amelyeket nagymértékben

fenyeget az emberi beavatkozás. Az ülőszeműek (Basomatophora) hőmérsékleti toleranciaspektruma szélesebb, mint az előlkopoltys (Prosobranchiata) csigáké. A *Radix peregra* ugyanúgy benépesíti a hegyi patakokat és gleccsertavakat, mint a szubtermális vizeket, például a Maros menti Hévízfürdő közelében. A hévízi populáció egyedei sokkal kisebb termetűek, mint más élőhelyeken előfordulók (Sárkány 1983a). Az ártéri élőhelyek tüdőcsigái közül egyesek akár az időszakos kiszáradást is elviselik, mint például a *Planorbis planorbis* (egy-két hónapig).

A kagylók (Bivalvia) közül a borsókagylók (Sphaeridae) kevésbé tanulmányozottak, ezért ökológiájukat nem ismerjük eléggé, de taxonómiai leírásuk is vita tárgyát képezi a szakirodalomban. Általában euritóp fajok, a gleccsertavaktól és hegyi pataktól a legnagyobb folyókig előfordulnak. Érdekes sajátosságuk, hogy hermafrodita szervezetek lévén, önmegtermékenyítésre is képesek (Thomas 1959; ap. Fuller 1974). Ez a tulajdonságuk képessé teszi őket arra, hogy nagy területen elterjedjenek, és ha a kedvezőtlen körülmények elpusztítják a populációt, az akár egyetlen példányból is regenerálódhat. Az oxigénhiányt is jobban elviselik, mint a nagykagylók, és akár az időszakos kiszáradást is átvészelik. Főleg a *Pisidium* genus fajainak igen széles az ökológiai valenciája, és képesek nagyon heterogén környezetben megélni, sok esetben a drasztikus zavaró tényezőket is átvészelik. A borsókagylók általában nagy fenotipikus plaszticitással rendelkeznek, de kismértékű a genetikai variabilitásuk (Hornbach et alii 1980; McLeod et alii 1981; ap. Burky 1983). Ennek a családnak a fajai rendszerint nagy kiterjedésű areállal rendelkeznek, amely sokszor több zoogeográfiai régiót is magába foglal. Diszperziójukat passzív mechanizmusok segítik.

A nagykagylók nagyobb kiterjedésű és stabilabb habitátokban fejlődtek ki. Fajaik a földrajzi elszigetelődés következtében nagyfokú specializáltsággal rendelkeznek, különböző genetikai vonalaik vannak, amelyek képesek a habitát differenciált kihasználására, amellyel az intraspecifikus versengést csökkentik (McLeod et alii 1981; ap. Burky 1983). A nagykagylók mint szűrő szervezetek jelentős szerepet játszanak a szivacsokkal és mohaállatokkal együtt a vizek természetes tisztulási folyamataiban. Egy kagylópéldány 24 óra alatt 40 liter vizet képes átáramoltatni a köpenyüregén (Botnariuc–Negrea–Tudorancea 1964), amelyből minden lebegő részecskét kiszűr. Ellis (1978) szerint az *Anodonta* genus fajai naponta 36 liter vizet képesek átszűrni, míg az *Unio pictorum* teljesítménye 80 liter/nap×egyed. Ennek a tevékenységnek mértékére az égési folyamatokban felhasznált nagy mennyiségű energiából is következtethetünk (Picoş–Chenzbraun 1968).

Úgy tűnik, hogy nincs nagy különbség a nagykagyló-fajok táplálkozásában. Fő táplálékukat baktériumok, fitoplankton, zooplankton, lebegő szervesanyag-részecskék és iszap képezik. Egyes vélemények szerint elsősorban a zooplanktont preferálják a fitoplanktonnal szemben (Fuller 1974). Táplálékuknak jelentős kiegészítését képezik a lebegő, vagy kolloidális szervesanyag-részecskék. Burky szerint (Burky 1983) a szervesanyag részaránya a táplálékukban 4–100% közt váltakozhat. Green (1971) szoros összefüggést mutat ki a nagykagylók elterjedése és a táplálékbőség közt, és rámutat, hogy a fiziko-kémiai tényezők kevésbé meghatározóak az elterjedés szempontjából (ap. Fuller 1974). Ismeretes a táplálkozásnak az a módja is, amikor a nyitott kagylóhéjon keresztül detrituszt fogyasztanak szelektív módon. Gorka Sándor (1916), napjaink szakirodalmában sajnos elégtelenül ismert, úttörő munkájában, szövettani vizsgálatok segítségével bebizonyította, hogy a kagylók a kopoltyúhámon keresztül képesek felvenni a szappanoldatból a zsírsavakat. A baktériumokat, a fito- és zooplankton szervezeteket, valamint a szervesanyag-részeket a táplálkozásuk során felhasználják, míg a vízből kiszűrt üledékrészecskéket a köpenyüreg által termelt nyálkával összeragasztva, a kagylóhéjak megnyitásával kiürítik. Biomasszájuk, esetenként a zoobenton 90%-át is képezheti (Botnariuc–Negrea–Tudorancea 1964), következőképpen fontos szerepet töltenek be a vizek anyagforgalmában, felhasználva, vagy a bioakkumuláció során tartósan raktározva a szennyező, esetenként mérgező anyagokat (xenobiotikumokat). Figyelembe véve azt a tényt, hogy az erdélyi folyókban a kagylók száma a kedvező élőhelyeken akár az 162 példány/m² egyedsűrűséget is elérheti (Sárkány-Kiss 1997a), számot adhatunk víztisztító szerepük mértékéről. Elsősorban a szerves szennyeződést szűrik ki, de ugyanakkor algafogyasztásukkal, szabályzó szerepet is játszanak a vízvirágzásra hajlamos vizekben.

A két osztály nagyon különböző felépítése és a lényeges életmódbeli különbségeik következtében más-más módon töltik be szerepüket az életközösségekben. Az édesvízi csigák és kagylók annak ellenére, hogy esetenként hasonló szerepet játszanak a közösségekben, nincsenek közvetlen ökológiai kapcsolatban egymással.

A puhatestűek a vizek kalciumtartalmát használják fel házuk felépítéséhez, és rendszerint nem fordulnak elő a 21–47 ppm határérték alatt. Egyes borsókagyló fajok (Pisidae) akár a 6,7 ppm határértéknél is előfordulnak (Dussart 1967; ap. Burky 1983). A puhatestűek képesek felvenni a kalciumot közvetlenül a vízből is, de ennek elsődleges forrása az elfogyasztott táplálék (McMahon 1983). A kagylók a víz pH-ját 5,6–8,3 határértékek közt képesek elviselni (McMahon 1983). Sajátos alkalmazkodásuk

következtében a kagylók vérenek a kémhatása a semlegestől az enyhe savasig változhat, de kipusztulnak vagy nem fordulnak elő az erősebben savas Lápos, Kapnik vizekben, mint például a bányavizek által szennyezett vizeiben. Ilyen kagylópusztulásnak voltunk szemtanúi a Túr folyón a Turc mellékpatak beömlése után (Sárkány-Kiss-Sírbu 1999). Hartman és Berg (1971, ap. Burky 1983) 41 tündős csigán és 570 biotópban végzett megfigyelései alapján a tűrés-határok szélső értékeit 6,7 és 9,0 között határozta meg. Richnovszky az erősen lúgos (pH=10) alföldi szikes vizekben is azonosít néhány fajt (Richnovszky 1971). Az előlkopoltyús csigák tűrés-határa 7,4 és 8,3 között váltakozik.

Sajátos felépítésüknek és viselkedésüknek köszönhetően jól ellenállnak az időszakos vízszennyezésnek, tehát részleges, vagy teljes pusztulásuk a súlyos és tartós szennyezést indikálja.

4. Az erdélyi folyók jelenlegi környezeti állapotának felmérése a malakofauna alapján

4.1. A Szamos vízgyűjtő medencéje

A Szamos vízgyűjtő medencéjének vízi puhatestű együtteseire vonatkozó irodalmi adatok nagyon hiányosak, a szerzők (Bielz 1867; Clessin 1887; Rotarides 1941; Soós 1943; Csiki 1906; Grossu 1962, 1986, 1987) csak néhány fajt és lelőhelyet említene. Újabb adatok közlését (Sárkány-Kiss-Sírbu-Bába 1999) teljes körű felmérések előzték meg az 1992-ben és 1996-ban végzett terepmunkák alapján. Annak ellenére, hogy a régebbi adatok szórványosak, ez a kutatás drasztikus változásokat mutat ki a folyó szennyezettsége és a hidrotechnikai munkálatok következtében. A vízi puhatestű fauna 1996-ig és a jelenlegi kutatásokig (2002) bekövetkezett változásainak kiértékelése pontos képet ad a folyó természeti állapotáról.

A Szamosból összesen 25 puhatestű fajt jeleztek, amiből az 1992–96-ban végzett felmérések 22-t azonosítottak.

A Meleg-Szamos felső hegyvidéki szakasza a Szamosbazár alatt (Ic Ponor) gyors vizű, ahol a kis sapkacsiga (*Ancylus fluviatilis*) a mederben, míg a pocsolyacsiga (*Radix peregra*) az ártéri tócsákban fordul elő. A Meleg-Szamos alsó szakaszán a mesterséges vízgyűjtő tavakban (Jósikafalva, Tarnica I, Tarnica II és Gyalu), sem a part mentén, sem a 46 m mélyről gyűjtött mintákban nem találtunk puhatestűeket. A Hideg-Szamos felső szakaszának vizei főleg a környék (Blezsaja) tőzeglápjaiból származik.

Ez a savas kémhatású víz nem kedvez a csigáknak és a kagylóknak, mi- nek következtében csak a blezsajai erdészházzal egy irányban található gyűjtőtóban fordul elő népes populációja a *Pisidium casertanum* és a *Radix peregra* fajoknak. A Kis-Szamosban (a Meleg- és a Hideg-Szamos egyesülése után) kis part menti csoportokban az *Unio crassus* példánya- it azonosítottuk. Ez a faj, kevés egyeddel, de egészen Kolozsvárig benépe- síti a folyót. A város területén a Babeş sportpark alatt létrehozott duz- zasztás lassú folyású vízében 1993-ban megjelent az *Anodonta cygnaea*, amelynek aránylag népes populációja máig fennmaradt. Gyalutól Kolozs- várig szintén folyamatos az *Ancylus fluviatilis* elterjedése is, de a város te- rületén a nagyfokú szennyezés miatt hiányzik. Ez a faj a oxigénszükség- letét a kis felületű köpenyszegélyen keresztül veszi fel, ezért csak az oxigénben gazdag, tiszta és viszonylag hideg vizekben képes megélni. A. E. Bielz (1867) ezt a fajt a város területéről is említi. Kis Béla zoológus 1954-ben a kolozsvári Malomárokából szintén *A. fluviatilis* gyűjt (ezeket a példányokat személyesen is alkalmam volt meghatározni), ami arra utal, hogy abban az időben ez a ma annyira szennyezett víz még oxigén- ben gazdag és tiszta volt. Kolozsvár alatt a Kis-Szamos súlyosan szennye- zett aljzatát vastag, rothadó iszap borítja. Ezeket a szélsőséges körülmé- nyeket csak a mediterrán eredetű *Physa acuta* euritóp faj viseli el.

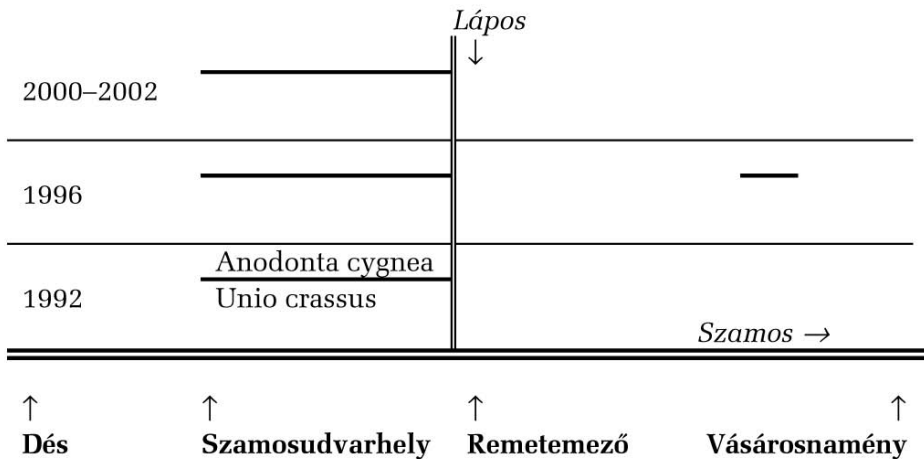
A Nagy-Szamos felső szakaszán (Újradna felett) érdekességként em- lítjük meg az *Anisus spirorbis* előfordulását, a Nagy-Mária (Măriei Mare) nevű patak menti időszakos tócsákból 600 m tengerszint feletti magas- ságban. Ezt a fajt a szakirodalom (Grossu 1987) az alföldi vizek tipikus képviselőjének tekinti. A pataknak a Szamossal való találkozásánál, a fel- hagyott pisztrángtenyésztő tóban pedig a *Radix peregra* és a *Pisidium amnicum* abundens populációi fordulnak elő. Már Újradna felett a Nagy- Szamos vízminőségét súlyosan károsítják a színesfém-kitermelésből származó flotációs vizek és az intenzív fafeldolgozásból származó fűrész- por, amit gyakran a folyópartra hordanak. Annak ellenére, hogy a meder kedvező feltételeket kínálna egyébként az *Ancylus fluviatilis* számára, tel- jesen eltűnt ebből a folyóból az említett szennyezés miatt. Ez a helyzet érvényes a Nagy-Szamos több mellékvizére is, mint például az Ilva pataka, amelynek medrét Kisilva felett a bomló fűrészpor vastagon borít- ja. A fűrészpor lebomlása, különösen, ha a szervesetlen üledékkel kevere- dik, akár több évig is eltarthat, és nagyon oxigénigényes folyamat. Itt csak a part menti iszapos üledéken tenyésző és a mótely köztesgazdája- ként ismert *Galba truncatula* fordul elő. Oláhszentgyörgynél, ahol a víz lassúbb folyású, a parti lenitikus vizekben megtalálható még a *Radix*

peregra és a palusztris növényzeten a *Succinea putris* és az *Oxyloma elegans*. Szálvánál egy kis holt mederben a *Lymnaea stagnalis* és a *Sphaerium lacustre* előfordulását figyeltük meg. Bethlen alatt 1996-ban az *Unio crassus* kagyló egyetlen példányát gyűjtöttük. Jelenlétére az 1992-es kutatások alkalmával is gyanakodtunk, mert ugyanezen a mintavételi helyen a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus ammarus* Bloch) is nagy számban előfordul, és ez a halfaj ikráit a kagylókba teszi le hosszú tojócsöve segítségével. 2002-ben – újra megvizsgálva ezt a szakaszt – nem sikerült megtalálni az *U. crassust*, ami nagy valószínűséggel arra utal, hogy az egyetlen példány valamely tisztább víző mellékpartakból került a Nagy-Szamosba. A szivárványos ökle, más halakhoz hasonlóan, időszakosan is benépesítheti a Szamosot és feltételezzük, hogy ikrázás idején a kagylókban bővelkedő mellékvizeket keresi fel.

A Kis- és Nagy Szamos találkozása után a folyó által hozott szennyező anyaghoz még hozzáadódik a dési cellulózgyár szerves anyagokban gazdag szennyvíze. A víz felszínén labdaszerű, nagy habok úsznak és az aljzatot vastag szerves üledék borítja. 1992-ben a Cikói-szorosig két igénytelen csigafajt találtunk: *Physa acuta* és *Radix auricularia*. 1996-ban és 2002-ben már csak a fülcsiga (*R. auricularia*) fordult elő. Nagy-kagylót (Unionidae) egyáltalán nem találtunk a folyóban, de a parti üledékben gyakran előkerültek az üres *Unio crassus* héjak, amelyek a faj egykori jelenlétét jelzik. A nagy-kagylók tehát teljesen kipusztultak a Kis-Szamos Kolozsvar alatti szakaszáról, a Nagy-Szamosból és az „egyesült” Szamos Dész-Szamoscikó szakaszáról. Az utóbbi helyen Soós Lajos (1943) még olyan igényes kopoltyús csigát talált, mint a *Theodoxus transversalis*, amely azóta teljesen kipusztult az összes erdélyi folyóból. Dész alatt egy 80 km-es szakaszon újabb szennyezés már nem éri a folyót. A természetes (fiziko-kémiai és biológiai) tisztulási folyamatok során a szerves anyagok lebomlanak és a bányavizekből származó nehézfémek nagy része lerakodik az üledékbe. Déstől Szamoscikóig jellegzetes szukcesszióban követik egymást a bentonikus faunaközösségek. Először a kevéssertéjű férgek (Oligocheta), majd az árvaszúnyog lárvák (Chironomidae) és végül a mohaállatkák (Bryozoa) fajai a dominánsak. Az utolsó 20 km-es szakaszon, Szamosudvarhelytől kezdődően, egyes években annyira felszaporodnak a mohaállatkák (*Plumatella emarginata* Allman var. *spongiosa* Krapelin) telepei, hogy a part menti iszapos sávon kívül a meder majd minden kövét beborítják, majd a Lápos beömléséig abundanciájuk újra csökken (Sárkány-Kiss 1999). Az utóbbi szakaszon a tegzeslárvák (Trichoptera) is előfordulnak. Ezek a szervezetek a lebontó

baktériumokkal együtt aktívan részt vesznek a víztisztítási folyamatokban, táplálékként használva fel a szerves anyagokat, ezért helytelen egyszerűen öntisztulásról beszélni. A Cikói-szorosban újra megjelennek az *Unio crassus* és *Anodonta anatina* kagylók. Egyedsűrűségük átlagosan 5,4 példány a part menti sávokban. Az *Anodonta anatina* fajt még a gyakorlott malakológusok is gyakran összetévesztik az *Anodonta cygnae*-vel, ennek a két fajnak rendszertani vizsgálatát 2002-ben főleg a Maros vízrendszerében előforduló populációi alapján végeztük el (lásd a rendszertani következtetéseknél).

A Lápos beömlése után, amely a Zazar és a Kapnik vizét is magával hozza, nagyon sok nehézfém-tartalmú bányavíz és szerves anyag jut a Szamosba. Ez a drasztikusan szennyezett víz a Tiszáig terjedő szakaszon már nem alkalmas élőhely az igényesebb szervezetek számára. A csigák közül csak a *Physa acuta* van jelen. 1992-ben egyetlen kagylót sem találtunk. Valamelyest javult a helyzet 1996 után, amely időszakban több gazdaságtalan bánya és más ipari létesítmény beszüntette tevékenységét. Így 1996-ban Szatmárnémetinél újra megjelent néhány példány *Unio crassus*, és 1997-ben az anyaországi kollégák szintén jelezték kagylók előfordulását a Szamosban. A vízminőség javuló tendenciáját 2000. január 30-án bekövetkezett cianidszennyezés teljesen leállította, így a szakaszon megjelent kagylók is újra kipusztultak (1. ábra).



1. ábra. A nagy kagylók elterjedésének változásai a Szamosban

4.1.1. A 2000. január 30-i cianidszennyezés okozta változások és következményei

2000 februárjában kutatócsoportunk egy hosszú távú vizsgálatba kezdett, amely jelenleg is tart, ennek során a cianidszennyezés következményeit és a rehabilitációs szukcesszió fázisait követtük.

A cianidszennyezés hatását a bentonikus állatközösségek, a puhatestűek és a halfauna változásain igyekeztünk lemérni. Annak érdekében, hogy a nehézfémek jelenlétét nyomon tudjuk követni, az üledék, valamint egyes szervezetek nehézfém-tartalmát is vizsgáltuk. A szervezetek által bioakkumuláció során felvett nehézfémek kimutatására igen alkalmas állatcsoport a nagybagolyok (Unionidae), de amint arra az előbbieken rámutattunk, a bagolyok teljes mértékben hiányoznak a Szamos alsó szakaszáról, és csak a Lápos beömlése felett fordulnak elő (1. ábra). Már az 1999-ben megjelent Szamos-kötetben leszögeztük azt a tényt, hogy a Szamos alsó szakaszán jelentős szennyezés történik a Nagybánya környékéről származó bányavizekkel (Sárkány-Kiss-Macalik 1999b). Itt jegezzük meg, hogy a Lápos beömlése feletti szakasz sem mentes a nehézfém-szennyezéstől. A Cikói-szorosból származó bagolyokban 1996-ban 288 mg/kg rezet és 913,5 mg/kg cinket találtunk.

Bagolyok hiányában megpróbáltuk a nehézfém-akkumulációt a halakon kimutatni, de sajnos ezen a szakaszon előforduló halak kipusztultak és az általunk kihalászott példányok már a mellékpatakokból és a felsőbb szakaszokról vándoroltak be. Következésképpen, az ilyen nagy mobilitású szervezetek nem alkalmasak a helyi szennyezések kimutatására.

2001 őszén egy olyan kísérletsorozatot terveztünk, melynek során a Lápos-szorosból kalitkázott bagolyokat telepítettünk a Szamosba, a Lápos beömlése alatti szakaszon, Szamosmonostor helységgel egy irányban. Az *Unio crassus* bagolyok kihelyezése 2001. november 18-án történt, amikor tíz példányt analízisre küldtünk (zérós minta), majd egy hét után, november 25-én újabb tíz példány nehézfém-tartalmát vizsgálva nagyon nagy mértékűnek bizonyult a réz, stroncium és az ólom bioakkumulációja, főleg a kopoltyúban és kisebb mértékben az izomzatban. November 25-e után nagyon lehűlt a víz (4–5 °C-ra), aminek következtében a következő 25 napban, vagyis december 8-ig, az újabb tíz bagoly vizsgálata arra mutatott rá, hogy táplálkozási intenzitásukat nagyon lecsökkentették, és saját anyagaikat katabolizálva a nehézfémekből is kiürítették. A tél folyamán végig jég borította a folyót, ezért újabb példányokat nem tudtunk megvizsgálni csak 2002. március 14-én, azaz

újabb 147 nap múlva, amikor a nehézfém-tartalom még a zérus minta értékeinél is alacsonyabb volt (1. táblázat). Ez a kísérlet inkább arra szolgált, hogy a módszer használhatóságát vizsgáljuk, a bioakkumuláció

1. táblázat. A Láposból származó *Unio crassus* kagylók analízisének eredményei (a nehézfémek előfordulása mg/kg-ban van megadva)

Minta-vétel	izom	kopoltyú	kopoltyú	izom	kopoltyú	izom	kopoltyú	izom
helye	Lápos-szoros (zérus minta)		Szamosmonostor (kalitkázott)					
ideje	2001. 10.18.	2001. 10.18.	2001. 10.25.	2001. 10.25.	2001. 11.08.	2001. 11.08.	2002. 03.14.	2002. 03.14.
Li	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
B	<1	<1	7	1	1	6	<1	<1
Na	983	1196	2708	982	2110	795	893	843
Mg	1765	1309	2057	1356	1680	1520	881	934
Al	28	106	935	18	52	52	116	18
P	9660	41354	70397	7923	56504	7895	30735	6911
S	9200	5596	9215	7937	7617	7854	4073	7439
K	3360	1694	2841	2863	2583	2950	1100	2552
Ca	3937	80115	134939	2308	106420	2032	60539	1724
V	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Cr	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Mn	194	10617	18220	11	14438	<1	8193	0
Fe	2257	2522	4654	1959	3547	1855	2595	1974
Ni	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Cu	14	144	259	10	171	5	77	8
Sr	5	165	284	2	235	2	122	1
Mo	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Ba	22	493	823	6	619	4	359	6
Pb	1	14	19	<1	27	<1	13	<1

csakis a melegebb évszakokban lehetséges ezeknél az alacsonyabb rendű szervezeteknél.

Ugyanezt a kísérletet megismételtük 2002. június 23-án, szintén a Lápos-szorosból hozott kagylókkal, és újra kéthetenként tíz példányt vettünk ki analízis céljából. A nyári meleg vízben a xenobiotikumokkal telített folyóban a kalitkázott kagylók közel 70%-a elpusztult, így a kilencedik hét után az utolsó 12 példányt vettük ki. Ezeknek az analíziseknek az eredményei még nem állnak rendelkezésünkre, de feltételezzük, hogy a bioakkumuláció intenzitása még hangsúlyozottabb volt, mint az őszi kísérlet első hetében.

A nagy kagylók jelenlegi elterjedése a Szamosban egyáltalán nem hasonlít az általunk feltételezett régebbi folyamatos elterjedéshez, több szakaszon kipusztultak. Ez a tény azt jelenti, hogy a fennmaradt populációk kis egyedszámúak, és alacsony mértékű a fajon belüli diverzitásuk. A Kis-Szamosban Kolozsvár felett élő *Unio crassus* populáció csak egy nagyon rövid szakaszt népesít be, ezért az állomány sérülékeny és kérdéses a fennmaradása. Hasonló helyzetben van a Cikói-szorosban élő *Unio crassus* és *Anodonta anatina* populáció is, következésképpen ez a két rövid benépesített szakasz nem biztosíték a fajok fennmaradására a folyóban. Az ilyen szervezetek végleges kipusztulása, amelyek fontos szerepet játszanak a víz természetes tisztítási folyamataiban, a szennyezettség növelésének irányába hatnak.

4.2. A Körös vízgyűjtő medencéje

A három Körös malakofaunájának első vizsgálatát 1994–95-ben végeztük (Sárkány-Kiss–Boloş–Nagy 1997).

A Fehér-Körös mentén nagy kagylókat Peleskefalva helység után találunk egészen a Tiszába való beömlésig. A folyó medre kedvező életteret nyújtana ezeknek a szervezeteknek a felsőbb szakaszokon is, de a Brád helység által kibocsátott ipari és kommunális szennyvizek ezt nem teszik lehetővé. A folyó felső szakaszán az *U. crassus* a domináns faj, míg az alsó szakaszon ezt a szerepet az adventív *Anodonta woodiana* tölti be. 1997-ben és 1998-ban Borosjenőnél és Köröskisjenőnél 15–20%-os kagylópusztulást figyelhettünk meg. Köröskisjenőnél átlagosan 42 példány/m²-es abundenciát mértünk 1994-ben, de a maximális egyedsűrűség 162 példány/m² értékű volt. 2002 nyarán ugyanezen a helyen, ahol a kagylók az egész folyómeder felületét benépesítették, már csak a part menti sávokban foglaltak helyet. A Fehér-Körös nagy kagyló-együttese igen kedvező

képet mutatott, hiszen az erdélyi folyóvizekből ismeretes összes faj képviselői jelen voltak (*Unio crassus*, *U. pictorum*, *U. tunidus*, *Anodonta cygnaea*, *A. anatina*, *A. woodiana* és *Pseudanodonta complanata*).

Jelenleg is megtalálható az összes faj, de figyelmeztető jel a *Pseudanodonta complanata* és az *A. anatina* példányainak számbeli csökkenése.

A Fekete-Körös helyzete hasonló a Fehér-Köröséhez, de ez az előbbi szennyezettebb a felső szakaszán, ezért nem találhatóak nagybagylók Stejvaspatak és Borz helységek között. A bagylók állománya fajokban változatos és nagy egyedsűrűségű, különösen a tenkei szakaszon. Nagyzerédnél a folyó felgyorsul a töltések által leszűkített mederben, így az *U. crassus* faj dominanciáját okozza, akárcsak a folyó felső szakaszán.

A Sebes-Körös nagybagylók szempontjából sajátos képet mutat, ugyanis a forrás és Élesd között nincsenek kedvező élőhelyek. Élesd alatt, pontosabban Mezőtelegd helységtől Fugyivásárhelyig a medret teljesen átalakították a hidrotechnikai munkálatok során. Mezőtelegdnél egy nagy kiterjedésű vízgyűjtő tavat hoztak létre és alatta újabb kettőnek az építése folyamatban van. A gyűjtőtavak között a meder mesterséges, helyenként betonozott, következőképpen alkalmatlan a fenéklakó szervezetek számára. A mezőtelegdi gyűjtőtóban egyetlen példány *A. cygnaea*t találtunk 1995-ben, de azóta ez a faj benépesítette a tavat. Fugyivásárhely és a Kettős-Körösig tartó szakaszon a lassúbb vizekben dominánsként jelenik meg az *A. woodiana*, míg a gyors vizekben az *U. crassus*.

A három Körös közül már egyiknek sincs árterülete az alsó szakaszon, mivel ezeket a folyókat közvetlen a meder menti töltések határolják. Az ártér hiánya ugyanakkor azt is jelenti, hogy a puhatestű fajoknak semmiféle menedékhelye nincs, és egy esetleges vízszennyezés a mederben élő példányokat végképp elpusztítja.

A Berettyón erős szennyezettsége miatt egyetlen nagybagylót sem találtunk, csak a viszonylag ellenálló *Sphaerium corneum* faj fordul elő.

A Kettős- és Hármas-Körösben ugyanazok a fajok fordulnak elő, akárcsak a romániai szakaszon, azzal a különbséggel, hogy itt egyedüli domináns faj az *A. woodiana*.

A három Körös és a Berettyó csigafaunáját illetően nincsenek megelőző adataink, csak az 1994-ben és 1995-ben végzett vizsgálatokra támaszkodhatunk. Ez a fauna igen szegény éppen az árterület hiánya miatt. Mindhárom Körösben csak a Limnaeidae és a Planorbidae családok kozmopolita fajai fordulnak elő. A hegyvidéki szakaszokon megtalálható ugyan az *Ancylus fluviatilis*, amelyről feltételezzük, hogy eredeti elterjedéséhez képest lecsökkentette az areálját a szennyezett szakaszok következtében: Brád

a Fehér-Körösön és Stejvaspatak a Fekete-Körösön. Egyetlen kopoltyús csiga fordul elő a Körösökben, a *Lithoglyphus naticoides*, de ezt a fajt is csak kevés példány képviseli.

A Körös-medencére vonatkozó irodalmi adatok (Boettger 1940; Rotarides 1943; Soós 1943; Grossu–Negrea 1984) főleg a krenobionta és hipogeikus fajokat tárgyalják. Ezek közül a fajok közül három endemikus az Erdélyi-Szigethegység barlangjaiban, egyesek pedig reliktum fajok és a különböző mellékpatatokban fordulnak elő, mint a Robogány (Grossu 1936, 1986) és a Pece pataka (Paucă 1933; 1936).

Az Ér folyó a puhatestű fajok biodiverzitását illetően még mindig magas értékű, annak ellenére, hogy medre mesterséges és az Érvidék mocsarait lecsapolták. Ezek a fajok főleg a megmaradt mocsaras területeken fordulnak elő, következésképpen a folyó vízminőségének jelzése szempontjából nem használhatók.

4.3. A Maros és vízgyűjtő medencéjének főbb folyóvizei

A Maros malakofaunájára vonatkozó régebbi irodalmi adatok ugyanolyan hiányosak, mint a többi erdélyi folyó esetében. Mégis ennek a folyónak és néhány mellékvizének régebbi helyzetét jobban ismerjük, hiszen a folyó 1966-ban, amikor tanulmányozását elkezdtük, még megközelítőleg természetes állapotú volt. A Maros folyót egész hosszában, a Tiszába való beömléséig, tanulmányoztuk, és annak több mellékfolyóját, mint például az Egres, Luc, Nyárád, Kis-Küküllő, Nagy-Küküllő, Gombás, valamint a Kelemen- és a Görgényi-havasokból a Marosba ömlő 46 hegyi patakot. A Maros-medencében azonosított nagybagoly fajok a következők: *U. crassus*, *U. pictorum*, *U. tumidus*, *A. cygnaea*, *A. anatina* és *Pseudanodonta complanata*. 1978-ig a Maros teljes hosszát benépesítették. Az 1980-as évek gyorsabb ütemű ipari fejlődése és a nagyvárosok szennyvíztermelése következtében, már 1989-ben kipusztultak a bagolyok a Küküllő beömlésétől a Tiszáig, ami a Maros 718 km-es teljes hosszából összesen 420 km-t tesz ki. A bagolypusztulás fő oka a kiskapusi és a dicső-szentmártoni ipari létesítmények nehézfém-kibocsátásának következménye. Ugyanakkor az 1999-es vizsgálat azt is kimutatta, hogy a folyó középső szakaszán is lényegesen csökkent a bagolyok egyedszáma és csak elszórtan találtunk kisebb bagolycsoportokat. Az alsó szakaszon viszont már 1997-ben és 1999-ben újra megjelentek a bagolyok Marosszentimrénél, Enyednél, Alvincnél és Gyulafehérvárnál. A helyzet javulása egyértelműen a ipari létesítmények tevékenységének a felfüggesztésében keresendő

(dicsőszentmártoni vegyipari művek). A 2000-es és 2002-es években végzett felmérések a helyzet további romlását mutatták ki a Régen–Ludas szakaszon, ahol a vízszennyezés mellett az igen intenzív kavicskitermelés is szerepet játszott a folyamatban. Ugyanakkor szintén ebben az időszakban a folyó felső szakaszán Vasláb és Csomafalva között, ahol egykor az *U. crassus* népes populációja élt, már csak szórványosan találunk kagylókat. Vízkémiai vizsgálataink kimutatták, hogy ezen a szakaszon igen magas a szervesanyag-tartalom, amely egyértelműen a falvak szennyvizéből származik. Itt fel kell figyelnünk egy újabb jelenségre, amely általában veszélyezteti az erdélyi folyók élővilágát, nevezetesen arra a tényre, hogy a falusi településeken modernizálják a lakóházakat, fürdőszobákat alakítanak ki, de ugyanakkor a szennyvíz-elvezetés nincs megoldva, és a szennyvíz közvetlenül a folyóba kerül. A mellékfolyók vize sem jobb. Itt teljesen kipusztultak a kagylók a Nagy- és Kis-Küküllőből, az Aranyosból, drasztikusan csökkent az egyedszámuk a Nyárádban és az Egres patakban (Sárkány-Kiss és Sírbu 1998). 1969 és 1998 között az árterület nedves élőhelyeinek körülbelül 70%-a megszűnt létezni a különböző beavatkozások következtében. Az árterületet ért károsodás ugyanakkor azt is jelenti, hogy a Maros vízminőségének javulása után sem problémamentes a folyó újranépesítése, hiszen ennek a mellékfolyók és az árterületek kéne a forrásai legyenek. Így például a *Pseudanodonta complanata* faj végképp kipusztult a Marosból, és annak újratelepedésében egyetlen forrás a Tisza lehet. Hasonló a helyzet a *Sphaerium corneum* esetében is. Ami a *Theodoxus transversalis* fajt illeti, annak utolsó példányait Enyedről Soós Lajos jelzi (Soós 1943), és 1956. szeptember 16-án Bába Károly Makónál több példányát gyűjti (Bába 1958). Az árterület állóvizeiben élő fajok közül szintén végleg eltűntek a *Bathyomphalus contortus* és az *Armiger crista*. Ott ahol ezek a vizek még léteznek, ritkán ugyan, de még előfordulnak a *Physa fontinalis*, *Aplexa hypnorum* és az *Anisus septemgyratus*. A folyó medrében néhány kozmopolita faj nagy egyedszámú populációit azonosítottuk: *Radix peregra*, *R. auricularia*, *Planorbarius corneus* és *Lymnaea stagnalis*. Erősen lecsökkent az *Ancylus fluviatilis*, *Lithoglyphus naticoides* fajok egyedszáma. Az *A. fluviatilis* faj 1954-től (Gyurkó-Nagy 1965) 1987-ig (Sárkány-Kiss 1986) 70 km-rel csökkentette elterjedési területét, vagyis kipusztult a Marosvásárhely–Déda szakaszon. A *L. naticoides* faj 1978-ban még folyamatosan benépesítette a Maros medrét Marosvásárhelytől a határig, de jelenleg csak szórványos csoportokban fordul elő.

A 43 édesvízi puhatestű fajból, amelyről biztosan tudjuk, hogy egykor benépesítette a Maros-medencét, három végleg eltűnt, és kettőt nem

sikerült megtalálni, de valószínű, hogy részletesebb vizsgálatok sem járnának több sikerrel.

4.4. Az Olt felső és középső szakasza

Azok az információk, amelyek rendelkezésünkre állnak a XIX. és XX. század természettudósainak írásaiból, nagyszerű összehasonlítási alapot kínálnak a bekövetkezett változások illusztrálására. Az 1996-ban és 1998-ban végzett kutatások (Sîrbu et alii 1999) és a régebbi adatok alapján 50 vízi puhatestű faj ismeretes az Olt vízgyűjtő medencéjéből (36 csiga, 14 kagyló). Ezek közül 45 fajt már a 19. században leírtak (Bielz 1862). Az újabb kutatások három fajról biztosan kimutatták azok végleges kipusztulását (*Theodoxus transversalis*, *Valvata cristata* és *Pseudanodonta complanata*). Négy fajt nem találtunk meg, de ezeknek a kipusztulása is valószínű (*Valvata piscinalis*, *Lithoglyphus naticoides*, *Bithynia leachi* és *Anisus vortex*). A következő négy fajt (*Unio pictorum*, *Pisidium milium*, *P. nitidum*, *P. personatum*) sem találtuk meg, de ezeknek az előfordulása a nedves területeken valószínű. 39 fajt sikerült azonosítani, amelyből kettő (*Ferrissia wautieri* és *Anisus vorticulus*) előfordulása új Erdély területén. Ennek ellenére 41 faj előfordulása valószínű, hiszen Al. V. Grossu (1962, 1993) a Fogaras-hegység glaciális tavaiban leírta a *Pisidium milium* és a *P. nitidum* fajokat, amelyeknek az eltűnése ezekről az alpesi területekről nem valószínű. 2002-ben csak szórványos vizsgálatokra adódott alkalmunk, amelyek erről a vidékről nem gyarapították fajismeretünket. Az Olt malakofaunáját összehasonlítva a többi erdélyi folyó faunájával, arra a következtetésre juthatunk, hogy ennek a legmagasabb a fajdiverzitása és csökkenő sorrendben a Maros, Fekete-Körös, Szamos, Sebes-Körös, Fehér-Körös majd a Túr követi. A magas fajdiverzitás (annak ellenére, hogy az Olt középső folyását az utóbbi években drasztikusan átalakították, több duzzasztást hozva létre) annak köszönhető, hogy a folyószabályozás után több holt meder megmaradt, amelyek őrzik az egykori vízi puhatestű közösségeket. Ugyanakkor ezek a holt medrek azért, hogy a folyótól teljesen elszigetelődtek, gyors ütemben elmocsarasodnak, mivel a szabályzott folyó nem frissítheti fel a vizüket. Az azonosított 39 fajból 29,3%-ot képeznek a jelenleg nagyon ritka fajok (egy, esetleg két élőhelyen fordultak elő), 29,3% ritkának nevezhető, míg a többi faj euriök tündős csiga. A kopoltyús csigák közül a múlt században hét volt ismeretes az Oltból, jelenleg csak a *Bithynia tentaculata* a Hortobágy patakából és a *Viviparus viviparus* a Fekete folyóból ismeretes. Az Olt-medencéből több fajt kéne vöröslistás fajnak

nyilvánítani, mint pl. az *Anisus vorticulust*, *Bathyomphalus contortust*, vagy sérülékeny (vulnerábilis) fajnak, mint pl. az *Anisus septemgyratus*, *Anodonta anatina*, *Pisidium subtruncatum*, *Pisidium obtusale*, *Sphaerium corneum* fajokat. Valamikor az Olt és Csibin medrében népes populációi éltek az *Unio crassus*nak és az *Anodonta cygnaea*-nak. Az előbbi fajt nem találtuk meg az Oltban, csak a mellékfolyókban, például a Fekete folyóban Székelykeresztúrnál. Az A. E. Bielz által jelzett *Unio pictorum* kagylónak egyik folyóban sem sikerült nyomára bukkani. Az Olt legszennyezettebb szakasza a felső szakasz, Balánbányától Tusnádig, valamint a Fogarasi-medence felső szakasza, ahol csak kozmopolita fajok fordulnak elő.

Az Olt malakofaunájának vizsgálata mutat rá a legjobban azokra az antropogén változásokra, amelyek az utolsó évtizedekben különösen felgyorsultak. Az érzékeny fajok eltűntek, vagy nagyon leszűkítették elterjedési területüket. Annak ellenére, hogy a folyó medre fajokban szegény az Olt vízgyűjtő medencéjében, még léteznek olyan nedves területek, amelyek képet adnak az egykori faunaállományról. Feltétlen szükséges lenne a Nagyajta, Lüget, Vöröstorony, Szentivánlaborfalva közelében található holt medrek, valamint a Csibin nedves területeinek a védelme. A Rétyi nyír rezervátum és a Herman–Prázsmár mocsarak állapota, annak ellenére, hogy természetvédelmi területekként vannak nyilvántartva, igen degradált a konkrét természetvédelmi intézkedések hiánya miatt.

5. Rendszertani következtetések

A szakirodalomban nincsen egy elfogadott álláspont az *Anodonta* genus fajait és alfajait illetően. Zsadin (1952) mint önálló fajokat írja le az *Anodonta anatinát* és az *Anodonta piscinalist*. Horváth (1957) úgy tartja, hogy az *A. anatina* az *A. piscinalis*nek egy változata. Jaeckel (1957) és Soós (1955) összevonja az *Anodonta cygnaea piscinalis* és az *Anodonta cygnaea anatina* alfajokat *Anodonta anatina* néven. Grossu (1962) szintén alfajoknak tekinti az *Anodonta cygnaea anatinát* és az *Anodonta cygnaea piscinalist*. Ellis (1978) angol malakológus csak a két fajt (*Anodonta cygnaea* és *Anodonta anatina*) fogadja el, és elmarasztalja a kontinens malakológusait a *piscinalis* alfaj elismerése miatt. Nagel (1998) az európai nagy kagylókat anatómiai és genetikai szempontból vizsgálta, és főleg genetikájuk alapján önálló fajnak minősíti az *Anodonta anatinát*.

Az erdélyi folyókból rendelkezésünkre álló anyag alapján úgy tűnik, hogy komoly bizonyítékokat tudunk felsorakoztatni Ellis álláspontja

mellett, mely szerint két jó fajról beszélhetünk, és a *piscinalis* formát az *Anodonta cygnaea* ökológiai változatának tekintjük, amely főleg az ártéri vizekben fordul elő. Lényeges különbséget találtunk a két faj élőhely preferenciájában és ennek megfelelően elterjedésében. Az *Anodonta anatina* minden esetben a kisebb folyóvizekben fordul elő és nem népesíti be az árterület víztesteit. Például a Maros esetében az *Anodonta anatina* a folyó felső szakaszán, Salamás és Hévíz között található, valamint a Maros kisebb mellékvizeiben, mint például a Luc, Egres, Nyárad és más mellékfolyókban. Az *Anodonta cygnaea* pedig Déda alatt Oroszfalunál jelenik meg és a folyó beömléséig benépesíti azt az árterületével együtt. A két faj területi elszigetelődése nem jelentene reproduktív izoláltságot is, hiszen a glochidiumok a halak segítségével nagy távolságra eljuthatnak. A Szamosban az *Anodonta anatina* a Cikói-szoros területére korlátozza elterjedését. Egyetlen esetben gyűjtöttük ugyanarról a helyről a két fajt, Borosjenőnél a Fehér-Körösből. Az *Anodonta anatina* lelőhelyei minden esetben a folyók olyan szakaszain találhatók, amelyekre aránylag gyors víz és többé-kevésbé köves, kavicsos aljzat jellemző.

A két fajt jól el lehet különíteni, annak ellenére, hogy a múzeumi gyűjteményekben sok a téves meghatározás és a szerzők véleménye is különböző ebből a szempontból. Jelen munkában nem írjuk le részletesebben a fajokat. Ellis (1978) munkájában megtalálható, de egyezik Grossu leírásával is, azzal a különbséggel, hogy ő alfajoknak minősíti ezeket. Az *Anodonta anatina* morfológiai megjelenése (a kagylóhéj alakja és színezete) sokkal állandóbb, míg az *Anodonta cygnaea* egy közismerten polimorf faj.

Munkánk során arra törekedtünk, hogy egy biztos elkülönítő határozó bélyeget találjunk az *Anodonta anatina* határozásának megkönnyítésére. A rendszertani leírás és a statisztikai összehasonlítás minden esetben megköveteli, hogy valamely fajt minél több példány alapján írjunk le. Ez elég nehezen kivitelezhető az *Anodonta anatina* esetében, mert rendszerint kis példányszámú populációkban fordul elő, és az egyedek sem csoportosulnak, hanem szétszórtan találhatók nagy egyedszámú *Unio crassus* egyedei közt. Mivel a legtöbb példányt a Marosból sikerült gyűjtenünk, ezt az állományt hasonlítottuk össze a Marosvécsről származó *Anodonta cygnaea* egyedeivel. Azért választottuk a marosvécsi példányokat, mert ezek földrajzilag is közel találhatóak a Galócás környékéről gyűjtött *Anodonta anatina* példányokhoz (70 km).

A két faj statisztikai összehasonlítása:

A szétválasztott kagylóhéjakat egyenként milliméterpapírra helyeztük és lerajzoltuk azoknak kontúrját, pontosan megjelölve a búb (unbone) helyét. A rajz alapján lemértük a kagylóhéj teljes hosszát („L”) és a kagylóhéj középvonala mentén mért távolságot az unbonétól a hátsó szegélyig („l”). A méretek alapján minden egyednél kiszámítottuk a következő indexet: $I=l/L \times 100$. A 2. táblázatban a két populáció statisztikai karakterisztikáit tüntettük fel.

Az így kapott paraméterek alapján kiszámoltuk a két populáció („A”, „C”) közti különbség koefficiensét $CD_{AC}=2,02$. Figyelembe véve azt a tényt, hogy $2,02 > 1,28$, kijelenthetjük, hogy a két populáció közti különbség szignifikáns. A továbbiakban kiszámítottuk a Student tesztet, $t=5,68$, amely szintén szignifikáns különbséget mutat, mivel $5,68 > 2$.

2. táblázat. Az *Anodonta anatina* és az *Anodonta cygnaea* fajok statisztikai paraméterei

Faj	n	min.	$\bar{x} \pm m$	max.	q	CV
<i>A. anatina</i>	34	71,1	$77,25 \pm 0,54$	85,5	3,16	4,10
<i>A. cygnaea</i>	48	63,8	$67,16 \pm 0,26$	70,7	1,84	2,71

Annak ellenére, hogy fennáll a polimorfizmus az *Anodonta* génusznál, a választott stabil karakter alapján jól elkülöníthetők a fajok. Ezt a tényt alkalmunk volt leellenőrizni a Richnovszky Andor gyűjteménye alapján is. A Répce-patakból származó egyedeket lemérve, azoknak „CD”-értéke szinte teljes mértékben egyezett a marosvécsi populáció „CD”-értékével.

5. A folyók árterületének szerepe a biodiverzitás fenntartásában

A folyók árterületén található vizes élőhelyek fejlődésük során a folyóvízi élőhelyektől az elmocsarasodott élőhelyekig a következő szukcessziós stádiumokon haladnak át: *mellékágak* (folyóvizek), *holt medrek* (csak időszakosan folyik át rajtuk a meder vize), *ártéri tavak*, mocsaras területek és szemisztatikus vizű nedves területek. A tavaszi és az őszi áradások fontos szerepet töltenek be ezeknek a vízi élettereknek a fenntartásában és fejlődésében. A folyók felső és középső szakaszán az áradások okozta változások az első három típusnak bármelyikét kialakíthatják, de a további evolúciójuk a felsorolt szukcessziót követi. Az

élőhely-típusoknak ezt a szukcesszióját mintegy kötelezően követi a puhatestű közösségek szukcessziós sora (Sárkány-Kiss 1977, 1983, 2000). Ennek szabályszerűségére a Maros folyó tanulmányozása alkalmával először az 1970-es években figyeltünk fel, amikor annak árterülete még természetközeli állapotú volt. A Szamos, Körösök, Bodrog, Túr meg az Olt tanulmányozása alkalmával külön figyelmet fordítottunk erre a tényre, amely rávilágít az árterület szerepére a biodiverzitás fenntartásában, és arra, hogy a folyó csak az árterületével együtt alkot önszabályzó ökológiai rendszert.

A felsorolt folyók árterületének tanulmányozása alkalmával 85 ilyen természetes állapotú élőhely-típust sikerült azonosítani, amelyeket a következőképpen osztályoztunk (az élőhely-típus előtt szereplő kód egyezik a 3. táblázatban feltüntetett kóddal):

I. – Folyóvízű mellékágak

A) – köves aljzatú, vegetáció nélküli mellékágak

B) – iszapos aljzatú, vegetációval rendelkező mellékágak

II. – Holt medrek (holt ágak)

A) – köves vagy homokos aljzatú, vegetáció nélküli holt medrek

B) – iszapos aljzatú, vegetációval rendelkező holt medrek

III. – Ártéri tavak

A) – köves vagy durva homok aljzatú, vegetáció nélküli ártéri tavak

B) – iszapos aljzatú, vegetációval rendelkező ártéri tavak

IV. – Szemisztatikus vízi nedves területek

A) – tipikus vízi növényzet nélküli szemisztatikus vizek

B) – vízi növényzettel borított szemisztatikus vizek

A 3. táblázatban szereplő „c%”- érték rámutat arra, hogy az illető faj milyen mértékben jellemző az adott habitát típusra. A „c%” jel alatt a megfelelő típusból tanulmányozott élőhelyek számát is feltüntettük.

Fajonként vizsgálva a táblázat eredményeit, könnyűszerrel leolvasható, hogy a legeuritóbb faj a *Radix auricularia*. Ez a pionír faj nagyon gyorsan megtelepszik az árvizek által hátrahagyott vizes élőhelyeken és fennmarad a szukcesszió során az előrehaladott eutrofizációs állapotokig. Hasonló tulajdonságokkal rendelkezik a *Radix peregra* faj is, amely viszont eltűnik az erősen eutrofizált élőhelyekről. Még ezeknél az euriók fajoknál is kimutatható a preferencia optimuma, amit a „c” értékből olvashatunk le. Az egyes fajok jelenléte a különböző élőhelyek altípusaiban (vegetációval borított vagy anélküli, a táblázatban „A”-val és „B”-vel jelöltük) az élőhely minősége iránti preferenciát mutatja. Ennek megfelelően

például a *Viviparus contectus*, *V. acerosus*, *Bithynia leachi*, *B. tentaculata*, *Acroloxus lacustris*, *Lymnaea stagnalis* és sok más faj csak a vízínövényekben gazdag habitátokban fordul elő.

Az a sorrend, ahogyan felsoroltuk az élőhely-típusokat, a természetes időbeni szukcessziós fejlődésüknek felel meg. Ezt a sorrendet követve, a fajok növekvő számát figyelhetjük meg a „II. B” típusig (vegetációval rendelkező holt medrek), hogy azután a fajok száma csökkenő tendenciát mutasson az ártéri tavak és a szemisztatikus vizek irányába. A holt medrek még sok olyan fajnak biztosítanak kedvező élőhelyet, amelyek a folyó medrében is előfordulnak, de ugyanakkor megfelelő élőhelyei azoknak a fajoknak is, amelyek az állóvizet kedvelik. Fel kell figyelniük arra a tényre, hogy az élőhelyek szukcesszióját a molluszkák közösségek megfelelő szukcessziója követi. Feltűnő ez a jelenség, ha külön-külön követjük a folyamatot az „A” és „B” altípusok mentén.

Első ránézésre lehet, hogy érthetetlennek tűnik miért tüntetünk fel „A” és „B” altípusokat minden élőhely típus esetében, de ha ismerjük azokat a drasztikus változásokat, természetes zavarásokat, amelyeket az áradások okoznak, akkor megérthetjük, hogy egy ilyen áradás bármikor valósággal kisseperheti a „B” típusba eljutott élőhely egész közösségét és csak kavicsos aljzatot hagy hátra maga után. Ezek az így keletkezett élőhelyek mintegy újrakezdi fejlődésüket az evolúciós sor mentén, miközben aljzatukra finom iszapos üledék rakódik le, és megtelepednek a vízínövények. Ennek a fordítottja is érvényes, vagyis a kavicsos aljzatú élőhelyet az áradó víz iszapos üledékkel is feltöltheti. Abban az esetben, ha a fejlődés során valamely élőhely az „A” típusból a „B” típusba kerül át, további fejlődése a „B” altípusok mentén történik. Ismerve azt aényt, hogy a természetes állapotú árterületeket főleg tavasszal és ősszel gyakran látogatják az áradások, a fentiek értelmében az árterületek inkább egy nagyon aktív dinamikával, nem pedig egyensúllyal jellemezhetők. Egészében az árterület úgy fogható fel, mint egy olyan élőhely, amelyet a földdinamikát fenntartó diszturbancia jellemez (Gallé 1998).

A természetben valójában a szukcessziós közösségeknek sokkal finomabb átmeneti aspektusai vannak, amelyeket jól szemléltet egy ártéri tó eutrofizációs fejlődése során tett több éves (1970-től 1975-ig) megfigyelésünk. 1970-ben ebben a Maros menti ártéri tóban csak a *Radix auricularia* faj fordult elő. 1971-ben az *R. auricularia* domináns, a *Stagnicola palustris* karakterisztikus és a *Galba truncatula* akcesszorikus fajként fordulnak elő. 1972-ben megjelenik a *Planorbis planorbis* és ugyanabban az évben dominánssá válik a *S. palustris* a *R. auricularia*

mellett. 1973-ban, amikor a tavat vízzel ellátó kis csatorna leiszapolódott, elkezdődött egy gyorsabb eutrofizáció, melynek következtében lassan eltűnt a *R. auricularia* faj és a *Planorbis planorbis* őszig lényegesen csökkentette egyedsűrűségét a *Stagnicola palustris*sal együtt. Ugyanebben az évben megjelent a *Hippeutis complanatus* és az *Aplexa hypnorum*, melyek közül az első őszire erősen felszaporodott. 1974-ben már az *Aplexa hypnorum* lett a domináns és megjelent a *Gyraulus albus*, amelynek natalitása jóval túlhaladta a *Planorbis planorbis* fajt; ez mindvégig jelen van ugyan, de kisebb létszámmal. Az 1974-ben beállott alacsony vízállás következtében a megfigyelt tó teljesen kiszáradt és az 1975-ös tavaszi áradások teljesen feltöltötték a tó medrét.

3. táblázat. A különböző habitát típusok csiga-közösségeinek összetétele

Habitát típusok	I. mellék- ágak		II. holt medrek		III. ártéri tavak		IV. szemisztatikus vizek	
	A	B	A	B	A	B	A	B
Altípusok								
Vizsgált habitát altípusok	(7)	(14)	(3)	(18)	(11)	(18)	(7)	(7)
A faj gyakorisága	c%	c%	c%	c%	c%	c%	c%	c%
Species								
<i>Viviparus contectus</i>				16				
<i>Viviparus acerosus</i>				16				
<i>Lithoglyphus naticoides</i>				5				
<i>Bithynia leachi</i>				5				
<i>Bithynia tentaculata</i>				11				
<i>Acroloxus lacustris</i>				38		11		
<i>Physa fontinalis</i>				5		5		
<i>Physa acuta</i>				5		17		
<i>Aplexa hypnorum</i>						11	14	28
<i>Lymnaea stagnalis</i>				50		17		14
<i>Stagnicola palustris</i>				22	9	41	57	42
<i>Radix auricularia</i>	57	50	66	38	27	29	14	14
<i>Radix peregra</i>	28	14	33	16	45	17		

3. táblázat. A különböző habitát típusok csiga-közösségeinek összetétele (folytatás)

Habitát típusok	I. mellék- ágak		II. holt medrek		III. ártéri tavak		IV. szemisztati- kus vizek	
	A	B	A	B	A	B	A	B
Altípusok								
Vizsgált habitát altípusok	(7)	(14)	(3)	(18)	(11)	(18)	(7)	(7)
A faj gyakorisága	c%	c%	c%	c%	c%	c%	c%	c%
Species								
<i>Galba truncatula</i>	14	50		33	27	23	28	
<i>Planorbarius corneus</i>		7		72		52	14	42
<i>Planorbis planorbis</i>				27		47	14	57
<i>Gyraulus albus</i>				27	9	11		14
<i>Anisus spirorbis</i>			33	11			14	28
<i>Anisus vorticulus</i>				5				
<i>Bathymphalus contortus</i>				5		5		
<i>Armiger crista</i>						5		
<i>Hippeutis complanatus</i>				16		5		
<i>Ancylus fluviatilis</i>	14			5				
<i>Ferrissia wautieri</i>				5				
<i>Unio pictorum</i>	14	7		38				
<i>Unio tumidus</i>	14			22				
<i>Unio crassus</i>	14		33					
<i>Anodonta cygnaea</i>		14		50		29		
<i>Anodonta anatina</i>	14							
<i>Anodonta woodiana</i>		7		5				
<i>Sphaerium corneum</i>				5				
<i>Sphaerium lacustris</i>				11		11		

A fenti példa rámutat, hogy ezeken a kis felszínű élőhelyeken a szukcessziós fejlődés üteme igen gyors, és az általunk különböző altípusokba sorolt élőhelyek tulajdonképpen a szukcessziós sor egy-egy intermediális

fázisának képviselői. A molluska közösségek minőségi és mennyiségi összetételét nyilván az abiotikus tényezők konfigurációja limitálja, de háttal vannak rájuk az interspecifikus kapcsolatok is (Padisák 1998).

Az utóbbi években végzett kutatások elsősorban arra mutatnak rá, hogy a molluska fauna biodiverzitását a Kárpát-medence folyóiban nem ezek a természetes folyamatok határozzák meg, hanem az antropogén behatások. 2002 nyarán erről meggyőződhattünk a Maros Szászrégen és Marosludas közti szakaszán, ahol az ártér súlyosan károsodott a kavicski-termelés következtében. Erre jó példát szolgáltat az Olt folyó esete is, amelynek vize erősen szennyezett és medrét a hidrotechnikai munkálatok erősen módosították, mégis a megmaradt meánderek (holt medrek) 41 fajt tudtak megőrizni. Sajnos ezek az élőhelyek a medertől végképp elszigetelődtek, és evolúciójuk nagyon gyors lehet, elérve a teljes feltöltődés állapotát. A helyzeten csak az változtathatna, ha ezeket az élőhelyeket időnként vízzel árasztanák el, mintegy imitálva a természetes zavarások fenntartó diszturbanciáját. Amint arra már rámutattunk, az Olt esetében a fajok száma már így is csökkent, hiszen a szakirodalomban szereplő 50 faj közül már csak 41-nek lehetséges az erőfordulása (Sîrbu et alii 1999). Az édesvízi csigafajok számát illetően az Oltot a Maros (31), a Fekete-Körös (25), a Szamos (23), a Sebes-Körös (21), a Fehér-Körös (20) és a Túr (17) követi. A Kárpát-medencében jelenleg a legtermészetesebb állapotban a Bodrog vízrendszere található, de sajnos ennek vizsgálatára csak egy gyors, expedíció típusú kutatás adott alkalmat.

A nagybaglók esetében a folyónak az árterülettel való kapcsolata különösen a középső és alsó szakaszon játszik szerepet az állományok és a közösségek fenntartásában. Az alhavasi szakaszokon nem beszélhetünk kiterjedtebb árterületről, ezeket a kimondottan folyóvizet kedvelő fajok (*Unio crassus*, *Anodonta anatina*) népesítik be. A lassúbb vizű folyószakaszokat, valamint az árterület nagyobb kiterjedésű víztesteit pedig az *U. pictorum*, *U. tumidus*, *A. cygnaea*, *Pseudanodonta copmanata* és az *A. woodiana*. Az utóbbi fajok szaporodásában és elterjedésében meghatározó jelleggel bír az árterület. A folyóval állandóan vagy időszakosan kapcsolatban levő ártéri víztestekben ezeknek a fajoknak mindegyikét megtalálhatjuk, de a folyótól elszigetelt vagy csak nagyon ritkán elárasztott vizekben csupán az *A. cygnaea* fordul elő (Sárkány 1977).

Az ártéri élőhelyek evolúcióját a baglóknál is – a folyóvizektől az eutróf ártéri tavakig – a közösségek megfelelő szukcessziója követi (amint azt a csigáknál már leírtuk).

Kagylók esetében, akárcsak a halaknál, az árterület vizei kitűnően alkalmasak szaporodásra és a fiatal egyedek növekedésére. Több szerző rámutat arra, hogy amelyik évben elmaradnak az áradások, a kagylók nem, vagy csak kismértékben szaporodnak (Botnariuc–Negrea–Tudorancea 1964; Sárkány 1977).

A szennyezett erdélyi folyókban a puhatestűek mederben való újratelepedését mintegy forrásként szolgálhatja az árterület, de annak lecsapolása vagy töltésekkel való elszigetelése meggátolja ezt a folyamatot. Jelenleg a Körösök kagylóállománya még aránylag természetesnek minősíthető, de a folyók alsó szakaszán lévő töltések miatt ezek a közösségek különösen sérülékenyek.

A fentiekből egyértelműen következik, hogy a folyók malakofaunájának biodiverzitása szoros összefüggésben áll az árterületük természeti állapotával.

6. Az erdélyi folyók szinttájakra tagolása a nagy kagylók alapján

A forrástól a beömlésig vizsgálva, akárcsak más élőlény-csoportoknál, a kagylók fajszáma is gyarapszik, de utóbbiaknál a fajok csak kivételesen váltják egymást. Legtöbb faj a legfelső elterjedési pontjától jelen van a beömlésig, de az egyes fajok a folyó különböző szakaszain jelennek meg. Következésképpen, fentről lefelé haladva, az egyes folyószakaszokon fajokban egyre gazdagodó sajátos közösségek jelennek meg. A fajok szakaszos megjelenése és a közösségek egyedi összetétele lehetővé teszi a folyók hosszanti szinttájainak elkülönítését. Hasonló felosztást ismerünk a halközösségek alapján (Illies–Botoșaneanu 1963), de a kagylók szerint ezek a szinttájak pontosabban meghatározhatók.

Az erdélyi folyókban a forrástól a beömlésig az egyes szinttájakon a fajok megjelenési sorrendje a következő: *U. crassus*, *A. anatina*, *U. pictorum*, *U. tumidus*, *A. cygnaea*, *P. complanata* és *A. woodiana*. Az egyes fajok a folyók megfelelő szinttájait jelzik a legfelsőbb megjelenésüktől a következő faj megjelenéséig. Ennek megfelelően a kagylók alapján történő felosztás hét szinttájat különböztet meg, amelyeket az ott megjelenő újabb faj nevével illetünk.

Az *U. crassus* a folyókat szinte egész hosszukban benépesíti, amit a faj nagyfokú plaszticitása magyaráz. Két ökológiai változata figyelhető meg, valamint ezeknek köztes formái. Ezeket a formákat H. Modell (1949)

leírása alapján különböztetjük meg, de megjegyzendő, hogy „ökológiai formáknak” tekintjük őket, nem pedig rendszertani megkülönböztetésnek. A felső szakasz sekély és gyors vizeiben a *rivularis* forma fordul elő, amelynek példányai lekerekítettek és csenevészek, a periosztrákumuk sötétbarna. A középső és alsó szakaszon előforduló *fluviatilis* formát magas, nagyobb és keskenyebb egyedek képviselik, amelyeknek barnás-zöldes színét élénk zöld radiális csíkok díszítik. A Marosból és több folyóból származó példányok alapján megállapíthattuk, hogy a *fluviatilis* forma azonos a Kobelt (1911) által a Marosból leírt *Unio crassus marisaensis* (Kobelt 1911) alfajjal, amit mi valamennyi erdélyi folyóban megtaláltunk.

A tanulmányozott folyókban általában dominánsak az *Unio* genus fajai, az *Anodonta* fajok a középső szakaszokon karakterisztikusak és a lassú vizű alsó szakaszokon dominánsakká válhatnak. Egyedül az *Anodonta anatina* faj fordul elő szórványos példányokkal a felső szakaszon, de az *Anodonta cygnaea* megjelenése után eltűnik. Az *Anodonta woodiana* Erdélyben először a cséfa halastavakban jelent meg (Sárkány-Kiss 1986), ahonnan a Körösökön keresztül mintegy kirajzott, és sok esetben a Tisza közvetítésével benépesítette a többi erdélyi folyót is. Kimondottan a lassú folyású alsó szakaszokat kedveli, ahol ma már az állományok 50%-át is kiteheti.

Az *Unionida* fajok hasonló ökológiai niche-t foglalnak el, főleg a táplálkozásuk alapján, de a társulások összetételét nem a táplálékért való konkurencia határozza meg, hanem a víz sebességéhez és az aljzathoz való alkalmazkodás. A víz sebessége határozza meg a megtelepedés lehetőségét és ennek toleranciája csökkenő sorrendet mutat a szinttájak mentén lefelé haladva. A víz sebessége azon kívül, hogy közvetlenül is hat a kagylókra, az aljzat mélységét (az üledékszemszék nagyságát) és a lebegő táplálékszemszék bőségét is meghatározza.

A folyómedret csak nagyon ritka esetben népesítik be egészében a kagylók, az egyes szinttájakon különböző megoszlástípusok váltják egymást, a meder heterogenitásának megfelelően. Mivel közismerten „r” stratégista szervezetek, a medernek minden alkalmas felületét könnyen benépesítik. Így a mederben való megoszlásuk elsősorban az alkalmas élőhelyek megoszlásától függ. Az alkalmas habitátok nagysága a forrástól a torkolatig növekvő tendenciát mutat. A felső szakaszon part menti kis csoportokban (2–5 példány) fordulnak elő, majd az alsóbb szakaszokon a csoportok egyedszáma egyre nagyobb. Megtelepedésre alkalmas élőhelyeknek minősítjük a medernek azon felületeit, ahol „stabil” üledék található, vagyis az üledék nem növekszik vastagságában oly mértékben, hogy a kagylókat betakarja, vagy a kisebb áradások nem költöztetik ezt az

üledéket. Ilyen üledék elsősorban a part menti régiókban fordul elő, kivételesen a meder más részein, ha a víz útjában valamilyen akadály található. Lefelé haladva a folyón, ezt a csoportos, part menti aggregált megoszlást több erdélyi folyóban olyan szakasz váltja fel, ahol a kagylók a meder középső részét széles sávban benépesíthetik, és csak a part menti vízszint-ingadozásnak kitett szegélyek maradnak lakatlanok. Ezek rendszerint alhavasi vagy dombvidéki szakaszok, ahol a folyó szélessége 15–20 méter, és a medret egyenletesen borítja az apró kavicsos aljzat. A kavicsos aljzaton elsősorban az *Unio crassus* és ritkábban az *Anodonta anatina* fordul elő. A fennsíki vagy alföldi lassúbb folyású vizekben hosszabb-rövidebb szubmarginális csíkokban telepednek meg a kagylók, végül pedig az alföldi nagy folyókban ezek a szubmarginális élőhely-csíkok többé-kevésbé folyamatossá válnak.

Az egyedsűrűséget illetően jelentős különbségek mutatkoznak a különböző szakaszokon, de rendszerint a torkolat irányába növekvő az abundencia. Az egyedsűrűséget nagyjából ugyanazok a tényezők határozzák meg, mint a disztribúciót, de az egyes fajok sajátos preferenciájának megfelelően más-más szakaszon válnak dominánssá. Általában elmondható, hogy az egyedsűrűség azokon a részeken nagy, ahol a vízáramlat elősegíti a stabil üledék kialakulását, és megfelelő mennyiségű táplálék szemcsét szállít.

7. Erdély vízi puhatestűinek Vörös Listája (javaslat)

A Vörös Lista javaslatban szereplő fajokat az IUCN kategorizálás szerint állítottuk össze. A felsorolásban szereplő 31 faj közül az Erdély területén azonosított 65-ből csak a reliktumfajként ismert *Melanopsis parreyssi* élvez törvényes védeltséget. Nagy szükség lenne az E és V kategóriába sorolt fajok védelmére, valamint a magas biodiverzitású vizes élőhelyeknek természetvédelmi területként való kezelésére.

Itt jegyezzük meg: az Európai Unió Vízügyi Kerettörvénye szigorú védelmet ajánl az *Unio crassus* fajra, és védendő indikátor fajokként kezeli az összes nagykagylót.

a) Kipusztult fajok (Ex.)

Theodoxus transversalis

Valvata cristata

b) Veszélyeztetett fajok (E.)

Theodoxus prevostianus

- Bithynia leachi*
Melanopsis parreyssi
Esperiana acicularis
Armiger crista
Pseudanodonta complanata
Sphaerium riviculum
Unio crassus
- c) Sérülékeny fajok (V.)
Viviparus contectus
Lithoglyphus naticoides
Anodonta anatina
Unio pictorum
Unio tumidus
- d) Ritka fajok (R.)
Anisus vorticulus
Bathymphalus contortus
- e) Meghatározatlan helyzetű fajok (I.)
Physa fontinalis
Anisus vortex
Anisus spirorbis
Sphaerium lacustris
Sphaerium corneum
Pisidium personatum
Pisidium obtusale
Pisidium milium
Pisidium nitidum
Pisidium pseudosphaerium
Pisidium lilljeborgii
- f) Erdélyben elégtelenül ismert fajok (K.)
Valvata pulchella

8. Általános következtetések

A kutatás bebizonyította, hogy a vízi csigák, a kagylók populációi és közösségeik érzékenyen indikálják a környezeti tényezők változásait. Ökológiájuknak ismeretében a változásokra adott válaszaikat összefüggésbe hozhatjuk a hatótényezőkkel. Válaszként kell értékelnünk a közösségek összetételének módosulásait, az areálváltozásokat, a populációk

abundancia-változásait, vagy szélsőséges esetekben az állományok kipusztulását.

Az erdélyi folyók és vízgyűjtő medencéinek puhatestű faunáját vizsgálva és eredményeinket a szakirodalom adataival összehasonlítva, egyértelműen kimondhatjuk: az erdélyi folyók, kivétel nélkül, súlyosan szennyezettek, de más természetű emberi beavatkozás is károsította természetes állapotukat. Mindez nemcsak a vízminőség leromlásában nyilvánul meg, hanem a folyószabályzások és a lecsapolások a folyómedret és árterületét alkalmatlanná tették a vízi élet számára. Egyes folyószakaszok drasztikusan degradálódtak.

A folyók állapotának leromlása a következő okokra vezethető vissza:

– A duzzasztótavak és a környékükön felépített hétvégi házak lakói által gyakorolt civilizálatlan turizmus gyökeresen megváltoztatták a táj arculatát és minőségét.

– A forrásvidékeken gyakorolt intenzív erdőkitermelés és a rendezetlen körülmények közt gyakorolt fafeldolgozás miatt a hegyi patakok áradásai rendszertelené váltak, medrüket pedig a lassan bomló fűrészpor szennyezi.

– A folyók középső és alsó szakaszáról hiányzanak az egykori ligeterdők, nagy kiterjedésű mezőgazdasági területek határolják a folyómedret annak minden káros következményével (a lefolyó vizek bemossák a műtrágyákat és a peszticideket).

– Kiterjedt mederszakaszok válnak alkalmatlanná az intenzív kavicskitermelés következtében. Ez a tevékenység sok esetben az anyakőzetig mélyítette a medret, minek nyomán a környező területekről leszivárog a talajvíz és forrásként tör fel a meredek martok tövében (a Maroson 100 km-es szakaszon).

– A települések környékén a lakosság törmelék- és szemétkerakóhelyként használja a folyómedret.

– Az alsó szakaszokon annyira közel épültek a töltések (gátak) a mederhez, hogy ezáltal teljesen megszűnt az árterület.

– A színesfém-kitermelésből és -feldolgozásból származó bányavizek, nehézfémekkel és más toxikus anyagokkal, drasztikusan szennyezik az Olt, a Nagy-Szamos és az Aranyos felső szakaszát, valamint a Szamos Nagybánya alatti szakaszát.

– A kommunális és az ipari vízszennyezés annyira erőteljes, hogy kiterjedt szakaszokon degradálta az életközösségeket és egyes fajok végleg elpusztultak.

– A szakaszos szennyezés elszigetelte a helyi populációkat, felszabdalta az egykor a folyó hosszában elterjedt fajok életterét, ami azzal járt együtt, hogy egyes szakaszokra jellemző ökológiai formák kipusztultak, csökkentve az intraspecifikus diverzitást.

– A folyóvölgyekben még fennmaradtak értékes természetes állapotú területek és léteznek még tiszta vizű mellékpatakok, amelyek sürgős védelemre szorulnak.

– A puhatestűek esettanulmánya bebizonyította, hogy a folyó csak az árterületével együtt alkot önszabályzó ökológiai rendszert. Következésképpen a folyók védelme elképzelhetetlen az ártéri nedves területek rekonstrukciója nélkül.

– A megmaradt természetes területek csak akkor őrizhetik meg biodiverzitásukat, ha azokat a berkes, ligeterdős folyóvölgyek ökológiai folyosókként kötik össze, biztosítva a flóra- és faunaelemek kicserélődését, vándorlását.

SZAKIRODALOM

ALDRIDGE, D. W.

1983 Physiological Ecology of Freshwater Prosobranchs. In: Russell-Hunter, W. D. (ed.): *The Mollusca 6, Ecology*. Orlando, San Diego, San Francisco, New York, London, Toronto, Montreal, Sydney, Tokyo, Sao Paulo, Academic Press, Inc. 330–360.

BÁBA, K.

1958 Die Mollusken des Inundationsraums des Maros. *Acta. Biol. Szeged* 4. 67–71.

BIELZ, A. E.

1867 *Fauna der Land- und Süßwasser-Mollusken Siebenbürgens*. Zweite aufl., Hermannstadt, Comissions-Verlag v. Filtsch

BIELZ, M.

1843 Aufzählungen der Siebenbürgischen Land- und Süßwasser-Mollusken. *Kronstädter Zeitung*

BOETTGER, C. R.

1940 Zur kenntnis der subterranean Molluskenfauna Siebenbürgens. *Bull. us. Hist. Nat. Belge* 16. 1–42.

BOTNARIUC, N.–NEGREA, A.–TUDORANCEA, CL.

1964 Rolul moluștelor în economia Complexului de bălți Crapina–Jijila. *Hidrobiologia* 5. 95–105.

BURKY, A. J.

1983 Physiological Ecology of Freshwater Bivalves. In: Russell-Hunter, W. D. (ed.): *The Mollusca 6, Ecology*. Orlando, San Diego, San Francisco, New York, London, Toronto, Montreal, Sydney, Tokyo, Sao Paulo, Academic Press, Inc. 281–330.

CLESSIN, S.

1887–1890 *Die Molluskenfauna Oesterreich–Ungarns und der Schweiz*. Lieferung 1–5, Nürnberg, Verlag von Bauer und Raspe

CSIKI, E.

1906 *Fauna Regni Hungariae – Mollusca*. Budapest, Reg. Soc. Scien. Nat. Hungariae

DOMOKOS T.

1978 Az *Anisus septemgyratus* (Rossmassler) faj növekedési vonalairól. *Soósiana* 6. 45–50.

ELLIS, E. A.

1978 *British Freshwater Bivalve Mollusca*. London, New York and San Francisco, Academic Press

FEHÉR Z.–GUBÁNYI A.

2001 *A magyarországi puhatestűek elterjedése. Az MTM Puhatestű-gyűjteményének katalógusa*. Budapest, Magyar Természettudományi Múzeum

FRIWALDSKI, I.

1856 Magyarország és Erdély édesvizi és földi puhányai. *Magy. Akad. Értesítő* 16.

FULLER, S. L. H.

1974 Clams and Mussels (Mollusca: Bivalvia). In: Hart C. W. Jr., Fuller, S. L. H. (eds.): *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. New York, San Francisco, London, Acad. Press, 215–273.

GALLÉ L.

1998 Ekvilibrum és nem-ekvilibrum koegzisztencia életközösségekben. In: Fekete G. (ed.): *A közösségi ökológia frontvonalai*. Budapest, Scientia 11–33.

GORKA, S.

1916 A hazai édesvizi kagylók kopoltyújának és szájvitorlájának szerepe a táplálkozásban. *Állattani Közl.* 15. 281–318.

GROSSU, AL. V.

1962 *Bivalvia, Fauna R.S.R.* București, Edit. Acad. 3. 3.

1986 *Gastropoda Romaniae*. București, Edit. Litera, 1.

1987 *Gastropoda Romaniae*. București, Edit. Litera, 2.

1993 The Catalogue of the Mollusca from Romania. *Trav. Mus. Hist. nat. „Grigore Antipa”* 33. 291–366.

GROSSU, AL. V.–NEGREA, A.

1975 Eine reliktere Gattung der rumanischen Fauna: *Ferrissia* WALKER, 1903. *Malakologische Abhandlungen* 4. 21. 191–196.

1984 Nouvelles données sur la présence du genre *Paladilhia* Bourguignat, 1805 (Gastropoda Prosobranchia, Moitesseridae) en Roumanie. *Trav. Mus. Hist. nat. „Grigore Antipa”* 25. 47–49.

GYURKÓ ŠT.–NAGY Z.

1965 Dynamik der Erneuerung des Semlings (*Barbus meridionalis petenyi* Heckel). *Acta Zool.* 11. 121–136.

HARTMAN, W. N.

1974 Snails (Mollusca: Gastropoda). In: Hartman C. W. Jr.–Fuller, S. L. H. (eds.): *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. New York, San Francisco, London, Acad. Press, 275–312.

HORVÁTH A.

1957 Über die Molluskenfauna der Strecke zwischen Tiszabecs und Tiszafüred. *Acta Biol. Szegediensis* 3. 1–2. 94–97.

ILLIES, J.–BOTOSANEANU, L.

1963 Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologiques eux courantes surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Int Limnol.* 12. 1–57.

IONESCU, M. I.

1933 Cîteva animale rare în fauna României. *Bul. Soc. Nat. din România*, 4. 3–7.

JAECKEL, S.

1936 Zur Kenntnis der Molluskenfauna Rumäniens. *Arch. Moll.* 71. 149–153.

JIKELI, C. F.

1878 Zur Molluskenfauna Siebenbürgens. *Verh. Mitt. Siebenb. Ver. Naturw.* Hermannstadt, 28.

KISS, A.–PETRÓ, E.

1992 Distribution and Biomass of Some Chinese Mussel (*Anodonta woodiana woodiana* Lea, 1834) (*Bivalvia: Unionacea*) Population in Hungary. In: Giusti, F.–Manganelli, G. (eds.): *Abstr. 11-th Intern. Malacol. Congr., Siena 1992*, Siena, Unitas Malacologica 31–33.

KISS, J. B.–RÉKÁSI, J.–RICHNOVSZKY, A.

1995 Data on the Mollusc (*Mollusca*) Consumption of Birds in the Danube Delta, Romania. *Aquila* 102. 99–107.

KOBELT, W.

1908–1910 Beiträge zur Kenntniss der Mitteleuropaischen Najaden. *Beilage z. Nachs. Bl. d. Deutsch. Malacol. Ges.*

KIMAKOWICZ, M. v.

1883–1884 Beitrag zur Molluskenfauna Siebenbürgens. *Verh. Mitt. Siebenb. Ver. Naturw.* Hermannstadt 33. 13–83, 34, 57–116.

MARGÓCZI KATALIN

1998 *Természetvédelmi biológia*. Szeged, JATE Press

MĂLĂCEA, Ioan

1969 *Biologia apelor impurificate*. București, Ed. Acad. R. S. Romania

McMAHON, R. F.

1983 Physiological Ecology of Freshwater Pulmonates. In: Russel-Hunter, W. D. (ed.): *The Mollusca 6, Ecology*. Orlando, San Diego, San Francisco, New York, London, Toronto, Montreal, Sydney, Tokyo, Sao Paulo, Academic Press, Inc. 360–431.

MIHĂIȚĂ, A.

1970 Cercetări saprobiologice în bazinul râului Jiu. *An. Univ. București, Biologie Animală* 19. 101–107.

MOCSÁRY S.

1868 Adatok Nagyvárad és vidéke puhányainak ismeretéhez. Nagyvárad. *Természetrizsi Szemelvények*, 108–119.

1872 Adatok Biharmegye faunájához. *Mathem. Termtud. Közlem.* 10. 163–200.

1891 Újabb adatok Biharmegye Mollusca-faunájához. *Magyar orvosok és természetvizsg. Nagyváradon tartott XXV. vándorgyűl. munkálatai*. 455–456.

MODELL, H.

1942, 1949 Das natürliche System der Najaden. *Arch. f. Moll.* 74, 78.

NAGEL, K. O.–BADINO, G.–CELEBRANO, G.

1998 Systematics of European naiades (Bivalvia: Margaritiferide and Unionidae): A Review and Some New Aspects. In: Burch, B. J.–Heard, H. W. (eds.): *Bivalvia I. Malacological Review, Supplement 7*, Ann Arbor, Michigan, Society for Experimental and Descriptive Malacology, 83–104.

PADISÁK J.

1998 A fitoplankton diverzitásának változásai a szukcesszió során: egybevetés teresztris növényközösségekkel. In: Fekete G. (ed.): *A közösségi ökológia frontvonalai*. Budapest, Scientia, 87–104.

PAUCĂ, M.

1936 Les Mollusques pléistocenes de Băile Episcopescu. *Bul. Soc. Rom. Geol.* 3. 130–142.

PETRÓ, E.

1984 The Occurrence of *Anodonta woodiana woodiana* in Hungary. *Állatt. Közl.* 71. 189–191.

PICOȘ, C. A.–CHENZBRAUN, E.

1968 Contribuții la studiul metabolismului la *Anodonta cygnaea* L. *Stud. și Cerc. Biol. Seria Zoologie* 5. 5. 493–499.

- PÓNYI, J. E.–TUSNÁDI, GY.–VAGNER, E.–RICHNOVSZKY, A.
1974 Investigation with Computer ICL System 4 on the Morphometry and Composition of the Population of *Dreissena* Shells From the Upper Sediment Layer of Lake Balaton. *Anal. Biol. Tihany* 41. 217–234.
- RICHNOVSZKY A.
1971 Über die Molluskenfauna der Natrongewässer der Ungarischen Tiefebene. *Sitzungsberichten der Österr. Akademie der Wissenschaften, Mathem.-naturw. Kl. Abt. I*, 179. 8–10.307–311.
- RICHNOVSZKY A.–PINTÉR L.
1979 *A vízicsigák és kagylók (Mollusca) kishatározója*. Budapest, VÍZDOK.
- ROSSMÄSSLER, E. A.
1835–1920 *Iconographie der Land- und Süßwasser-Mollusken* (fortgesetzt von W. Kobelt und Fr. Haas). Wiesbaden-Berlin, Kreidel's C. W. Verlag
- ROTARIDES M.
1941 Erdély csiga faunájának állatföldrajzi érdekességei. *Állatt. Közl.* 37. 1–2. 92–112.
1943 Eine neue Paladilhiosis-Art (Gastr. Prosobr.) aus einer siebenbürgischen Höhle, nebst einer Bestimmungstabelle der ungarischen Paladilhiosis-Arten. *Fragm. Faun. Hung.* 6. 25–28.
- SÁRKÁNY E.
1977 Előzetes tanulmány a Maros folyó Unionidae kagylópopulációjára vonatkozóan. *Aluta 1976–77*. Muz. Sf. Gheorghe, 273–287.
- SÁRKÁNY-KISS, A.
1983a Contribuții la cunoașterea populațiilor și asociațiilor de gastropode acvatice din valea râului Mureș, sectorul Izvorul Mureșului – Tg. Mureș. *Marisia* 11–12, *Stud. scient. nat.* 1. 105–113.
1983b Note preliminare la cunoașterea faunei de moluște dulcicole a văii Mureșului între Tîrgu Mureș și Arad. *Marisia*, 11–12. *Stud. scient. nat.* 1. 121–123.
1986 Die Verbreitung, Dynamik und die Rolle der Art *Ancylus fluviatilis* O. F. Müller in den Zoozönosen der Gewässer des Mures Fluss-Bassins. *Proceedings of the 8th Int. Malacol. Cong. Budapest, 1983*. Budapest, Unitas Malacologica, 235–238.

1986 *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) a New Species in Romania (Bivalvia, Unionacea). *Trav. Mus. Hist. nat. „Grigore Antipa”* 28, 15–17.

1988 Răspîndirea, structura, dinamica și rolul populațiilor de moluște în ecosistemele acvatice de-a lungul râului Mureș și a unor afluenți. *Ziridava* 17. 313–315.

1992 The Mollusk Fauna of the River Mureș as Bio-indicator of Pollution. In: Giusti, F.–Manganelli, G. (eds.): *Abstr. 11-th Intern. Malacol. Congr., Siena, 1992*. Siena, Unitas Malacologica, 502–503.

1995 Malacological Survey on the Mureș (Maros) River. In: Hamar, J.–Sárkány-Kiss, A. (eds.): *The Maros/Mureș River Valley*.

Szolnok–Szeged–Târgu Mureș, Tiscia Monograph Series, 193–201.

1997a Structure and Aspects of Dynamic of the Unionid Associations of the Crișul Alb/Fehér-Körös River at Ineu. In: Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Criș/Körös Rivers' Valley*. Szolnok–Szeged–Târgu Mureș, Tiscia Monograph Series, 203–207.

1997b The Present-Day Situation of the Unionidae (Mollusca, Bivalvia) in the Transylvanian Tributaries of the Tisa River (Romania). *Trav. Mus. Hist. nat. „Grigore Antipa”* 37. 213–224.

1999a Study on Aquatic Molluscs in the Upper Tisa River. In: Hamar, J.–Sárkány-Kiss, A. (eds.): *The Upper Tisa Valley*. Szeged, Tiscia Monograph Series, 359–364.

1999b The Occurrence and Significance of Moss Animals (Bryozoa). In: Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Someș/Szamos River Valley*. Szolnok–Szeged–Târgu Mureș, Tiscia Monograph Series, 193–195.

2000 Changes of the Molluscs Community in Flood Area During Succession. In: Gallé, L.–Körmöczi, L. (eds.): *Ecology of River Valleys*. Szeged, Tiscia Monograph Series, 49–52.

SÁRKÁNY-KISS, A.–BOLOȘ, F.–NAGY, E.

1997 Freshwater Molluscs from the Criș/Körös Rivers. In: Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Criș/Körös Rivers' Valley*.

Szolnok–Szeged–Târgu Mureș, Tiscia Monograph Series, 195–202.

SÁRKÁNY-KISS, A.–CENTERI, I.

1983 Ervorschung betreffend die Ökologie der Population von *Unio crassus decurvatus* Rossm. aus dem Bach Niraj. *Marisia* 11–12.

Stud. scient. nat. 1. 115–120.

SÁRKÁNY-KISS, A.–FODOR, A.–PONTA, M.

1997 Bioaccumulation of Certain Heavy Metals by Unionidae Molluscs. In: Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Criş/Körös Rivers' Valley*. Szolnok–Szeged–Târgu Mureş, Tiscia Monograph Series, 209–219.

SÁRKÁNY-KISS, A.–MACALIK, K.

1997 Ecological Condition and the Recommended Red List of the Criş/Körös River System. In: Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Criş/Körös Rivers' Valley*. Szolnok–Szeged–Târgu Mureş, Tiscia Monograph Series, 381–395.

1999 The Ecological State of the Eastern-Tributaries of the Tisa River – Based on Characteristics of the Physico-chemical Parameters, the Flora and Fauna. In: Kate Lajtha and Kristin Vanderbilt (eds.): *Proceedings of the ILTER Regional Workshop 22-25 June, 1999* Budapest, Hungary, Budapest, 1. 97–99.

1999a Bioaccumulation of Certain Toxic Metals by Fish and Unionidae Shells in River Someş/Szamos. In: Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Someş/Szamos River Valley*. Szolnok–Szeged–Târgu Mureş, Tiscia Monograph Series, 269–273.

1999b Conclusions of the Someş/Szamos Rivers' Researches. In: Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Someş/Szamos River Valley*. Szolnok–Szeged–Târgu Mureş, Tiscia Monograph Series, 343–347.

SÁRKÁNY-KISS, A.–SÎRBU, I.

1998 Beitrage zur kenntnis der Unioniden (Unionidae, Bivalvia, Mollusca) aus den flüssen Niraj, Târnava Mare und Târnava Mică in Siebenbürgen, Rumanien. *Mauritiana* (Altenburg), 16. 3. 565–572.

1999 Aspects Concerning the Structure and the Biometry of Some Freshwater Mollusk Communities from the Tur River (Romania). *Acta Oecologica* 6. 1–2. 63–75.

2000 Modificări ale structurii comunităţilor de moluşte acvatice în lacurile din Câmpia Transilvaniei, sub influenţa impactului antropic. *Studii şi Comunicări–Ştiinţele naturii* 1. 141–146.

SÁRKÁNY-KISS, A.–SÎRBU, I.–BÁBA, K.

1999 Freshwater Mollusc Species from the River Someş / Szamos, Related to Their Ecological Conditions. In: Sárkány-Kiss, A.–Hamar, J. (eds.): *The Someş/Szamos River Valley*. Szolnok–Szeged–Târgu Mureş, Tiscia Monograph Series, 197–202.

SÁRKÁNY, ZS.–DORDEA, M.–SÁRKÁNY-KISS, A.–
FODOR, A.–PONTA, M.

1995 The Importance of Mollusc Communities as Pollution Indicators in the White Criş River. In: Guerra, A.–Rolan, E.–Rocha, E. (eds.): *Abst. 12 – th Intern. Malacol. Congr. Vigo 1995*. Vigo, Unitas Malacologica, 255–256.

SÎRBU, I.–SÁRKÁNY-KISS, A.–HULEA, O.

2000 Expansion of the Adventive Species *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca, Bivalvia, Unionidae) in Central and Eastern Europe. *Acta Oecologica* 7. 1–2, 49–57.

SÎRBU, I.–SÁRKÁNY-KISS, A.–PETRESCU, M.–LAZĂR, M.–BUIAN, G.

1999 Contribution to the Knowledge of the Freshwater Molluscafauna from Upper and Middle Olt River Basin. *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res.* 1. 111–122.

SOÓS LAJOS

1943 *A Kárpát-medence Molluska faunája*. Budapest, Magyar Tudományos Akadémia

1956 Csigák I. Gastropoda I. In: Székessy V. (ed.): *Magyarország állatvilága. Fauna Hungariae* 19. 3. Budapest, Akadémiai Kiadó.

ÚJVÁRI, I.

1972 *Geografia apelor României*. Bucureşti, Ed. Ştiinţifică

WAGNER, J.

1941 Die Grundlage der Weichtiere des Gutin-Gebirges. *Állatt. Közl.* 38. 197–210.

1943 Az 1942. évi erdélyi kutatóutak malakológiai eredményei. *Állatt. Közl.* 40. 35–49.

ZSADIN, V. I.

1952 *Molluski presneh vod CCCR*. Moskova, Leningrad, Ed. Akad. CCCR

EGYES ERDÉLYI FOLYÓSZAKASZOK MINŐSÍTÉSE ÉS OSZTÁLYOZÁSA JELLEGZETES TEGZESEGYÜTTÉSEIK (*TRICHOPTERA*) ALAPJÁN

1. Bevezető

1.1. A tegzesek (*Trichoptera*) mint bioindikátor szervezetek

A természetvédelem egyik feladata vizeink élő és élettelen elemeinek, ökológiai rendszereinek főként antropogén eredetű szennyeződésektől való védelme, tulajdonképpen a vízi természeti környezet megóvása, valamint fenntartása. Ez utóbbi megvalósításához elengedhetetlen követelmény a vízminőség meghatározása.

A feladat elvégzéséhez különösen alkalmasak a vízi élővilág táplálékláncában oly fontos tegzesek. A tegzesek (*Trichoptera*), lárváik összességét tekintve, a vízi biomassza igen jelentős hányadát teszik ki, ennélfogva a vízi életközösségek anyag- és energiaforgalmában szerepük meghatározó. A fajok többsége meglehetősen érzékeny a környezet mechanikai, fizikai és kémiai komponenseinek változásaira. Ezért környezetük bármilyen változására erőteljesen reagálnak, és ezt a tulajdonságukat az élőhelyek minősítésében felhasználhatjuk.

1.2. A tegzesek erdélyi kutatásának előzményei

Az erdélyi folyók *Trichoptera* kutatásai a múltban, néhány évtizeddel ezelőttig, meglehetősen alacsony intenzitással folytak. A századfordulón a *Fauna Regni Hungariae* csak érintőlegesen ismertette ennek a rovarrendnek Kárpát-medencei képviselőit (Mocsáry 1900). Pongrácz (1914) összefoglalója a *Fauna Regni Hungariae*-hoz képest az erdélyi folyók tegzesfajainak ismeretében alig jelentett előrelépést, jórészt csak annak eredményeit ismételte meg. További négy évtizeden keresztül csak kisebb résztanulmányok jelentek meg egyes folyószakaszokon végzett vizsgálati eredményekről (Boga 1943–1945; Jászfalusi 1947). A hatvanas és hetvenes években a hazai tegzeskutatás újabb lendületet vett, nagy

jelentőségű Botoșăneanu (1952–1978) és Murgoci (1951–1972) munkássága. Ekkor történt a hazai tegzesfauna első, átfogó jellegű felmérése, a tudomány számára számos új faj leírása és egyes folyószakaszok tegzeslárva-állományának felmérése.

A hetvenes évek végén a hazai tegzesfajok száma mintegy 200 körül volt, de egyes tájegységek tegzeseiről még mindig csak szórványos vagy hiányos ismereteink voltak.

A nyolcvanas évektől kezdődően a hazai tegzeskutatás szünetelt, csupán néhány, régebbi gyűjtések adatait felhasználó faunisztikai munka jelent meg, melyek az erdélyi folyók tegzeseinek megismeréséhez igen csekély mértékben járultak hozzá (Botoșăneanu 1993, 1994; Mey et Botoșăneanu 1985; Nógrádi 1989). Ekkor jelenik meg a hazai tegzesek összefoglalója (Ciubuc 1993), mely a hazai tegzesek addigi irodalmi adatait tájegységekként csoportosítja és az összfajszámot 267-re becsüli. A munkát szerény saját kutatási tapasztalat kísérte, mely nemhogy elősegítette volna a rovarrend hazai viszonyainak korszerűbb és alaposabb megismerését, hanem – rendkívül sok hibája miatt – sokkal inkább zavart okozott a csoporttal foglalkozó szakemberek körében.

Ez volt az egyik oka, hogy a kilencvenes évek második felétől rendkívül intenzív gyűjtő- és feldolgozó munkába kezdtünk, mind saját gyűjtőútjainkon, mind azokon a folyókutató expedíciókon, amelyek során az erdélyi folyók ökológiai állapotát felmértük. Célunk elsősorban az volt, hogy a módszeres és rendszeres gyűjtésekkel minél alaposabban megismerjük a Keleti-Kárpátok, később az erdélyi folyók (Maros, Szamos, Körösök) tegzesfaunáját, felszámoljuk a jelentősebb „fehér foltokat”, az itt élő fajok ökológiáját és állatföldrajzi viszonyait, és a lehetőségekhez képest minél jobban feltárjuk (Ujvárosi 1994, 1995, 1997a, 1997b, 1998a, 1998b, 1999, 2000, 2002; Ujvárosi et Chișu 1999; Ujvárosi et Nógrádi 1999; Ujvárosi, Nógrádi et Uherkovich 1995). Jelenleg az erdélyi folyók tegzesegyütteseiről egy olyan adatbázissal rendelkezünk, mely lehetővé teszi az egyes folyószakaszok összehasonlító vizsgálatát.

1.3. A vízminősítésről

Közép-Európában a vízszennyezés indikálására alkalmas módszerek a 150 évvel ezelőtti próbálkozásoktól, a szaprobionta rendszeren keresztül (Moog 1995) napjainkig állandó fejlődésben vannak. Egyre több országban használják a bentikus gerinctelen makrofaunát a folyóvizek hosszú távú monitorizálására, olyan besorolási rendszerek kidolgozásában, melynek

segítségével lehetővé válik a folyóvizek biológiai osztályozása. Ennek alapján mérhetővé válik az illető vízi életközösségekre ható, az emberi tevékenységből származó zavarás foka (erőssége) is. A 2000. évben az Európai Unió a folyókutatásokkal kapcsolatosan egy új Vízügyi Direktívát dolgozott ki, melynek célja a folyóvizek átfogó, hosszú távú kutatásainak ösztönzése, a bioindikátor szervezetek révén a vízminősítés egységes elvek alapján történő megszervezése.

Ezen irányelvek alapja az egyes kutatások során meghatározott vízi szervezetek (taxonok) alkalmazása bizonyos biotikus indexek kiszámítására, a kapott értékek összevetése a vízi környezetre ható antropikus hatás, zavarás erősségével.

Egy bizonyos folyóvíz besorolása valamilyen minőségi kategóriába csak akkor lehetséges, ha az illető folyóvizet összehasonlítjuk más, hasonló jellegű folyóvízzel, amelynek élő közössége (jelen esetben tegzesegyüttese) referencia értékű, zavarásmentes vízi környezetben fejlődik. Ennek a módszernek nagy előnye, hogy figyelembe veszi a helyi viszonyokat és az ott élő közösségek természetes változékonyságát.

Jelenleg minden európai országnak sajátos módszere van a folyóvizek minősítésére, a mai napig nem létezik olyan egységes besorolási rendszer, mely általánosan alkalmazható lenne Európa bármely földrajzi egységére. Gyakran alkalmazzák a folyóvizek *víz kémiai elemzését* és a *szaprobionta rendszert*, de egyre inkább szükségessé válik olyan új módszerek bevezetése, amelyek a vízminősítést a hegyi, sajátos geológiai és hidrológiai viszonyok között kifejlődött élőközösségekhez igazítja. Ennek fontosságát ma már egyre többen felismerik (Malicky et Reisinger 1997; Uherkovich et Nógrádi 2001).

A *víz kémiai mérések* nagy hátránya, hogy csupán a pillanatnyi vízminőséget jelzi, másfelől egyetlen felmérés alkalmával lehetetlen az illető folyóvíz összes abiotikus paraméterét lemérni. Így hasonló eredményekre juthatunk különböző mértékű antropikus hatásnak kitett vizek esetében is. Ez a módszer a folyómedreket egyszerű vízelvezető csatornákként kezeli, figyelmen kívül hagyva az ott élő közösségeknek bonyolult kapcsolatát egymással és az élettelen környezettel. Így ez a módszer nem alkalmas a folyóvizek árnyaltabb minősítésére.

A *szaprobionta rendszer* bioindikátor szervezeteket (köztük tegzeseket is) használ a víz szervesanyag-terhelésének megállapítására, kidolgozása folyamán a vizek szennyezettségi fokának megállapításakor az eredmények standardizálása, egységesítése volt a cél. Nagy hátránya, hogy az

egyed élőlények azonosítása felszínes, nem követeli meg a pontos fajismeretet, így az eredmények gyakran félrevezetőek.

A szaprobionta rendszer szerint, tekintettel a vízminőségre ható cönózisfüggő szaprobitási állapotokra, illetve a szennyeződésre, a terhelés függvényében, az élő és könnyen lebomló anyagtartalom alapján különféle vízminőségi osztályok határozhatók meg. A vízminőségi osztályok meghatározásának alapját Moog (1991) munkája adja. Ha egy élőlény nem csak egy vízminőségi osztályban fordul elő, akkor is hiteles szaprobitási valencia készíthető (Kiss 2001). A szaprobitási valencia információt nyújt egy faj toleranciájáról az élő, könnyen lebomló anyaggal szemben. Az illető vízi cönózis szaprobitási valenciája alapján a vízminőség megállapítható.

Moog (1991) alapján a következő vízminőségi osztályokat határoljuk el:

I. Minőségi osztály (oligoszaprob). Szennyezettségi fokozat: a nem szennyezettől a nagyon kevésbé szennyezettig.

a) Xenoszaprob fokozat. Szennyezettségi fokozat: nem szennyezett.

A xenoszaprob folyószakaszok, amelyek az I. minőségi osztályhoz tartoznak, a gleccseriszap kivételével, állandóan tiszta, világos és jó oxigénellátottságú vizet szállítanak. A víz nem tartalmaz lebegő szerves anyagot, leveleket, humuszt, detrituszt vagy más természetes szerves anyagot. Az alapszubsztrátumban redukciós folyamatok nem figyelhetők meg. Ebbe a minőségi osztályba főleg a források és a szélsőségesen tiszta hegyi patakok felszíni vizei sorolhatók. A tiszta, sziklás gyűjtőterületüknek köszönhetően nagyon világos és szennyeződésektől mentes csapadékot és vizet szállítanak.

b) Oligoszaprob fokozat. Szennyezettségi fokozat: nagyon kis mértékben szennyezett.

Az oligoszaprob fokozat azokra a folyószakaszokra jellemző, amelyek tiszta, világos, állandóan magas oxigéntelítettségű és tápanyagban szegény vizet szállítanak. Kis mennyiségű szuszpendált szervesanyag- és csekély baktériumtartalom állapítható meg. A finom szemcsék minden régióban állandóan barnák, vagy világos színűek és magas az ásványi anyag-tartalmuk. Redukciós jelenségek nem lépnek fel. Az aljzatot túlnyomórészt algák, mohák, örvényférgék és rovarlárvák lakják. Ehhez a minőségi osztályhoz tartoznak általában a forrásterületek és a kevésbé szennyezett, nyáron is hideg folyóvizek forrás közeli szakaszai.

I-II. Minőségi osztály (oligoszaprobtól a béta-mezoszaprobig). Szennyezettségi fokozat: enyhén szennyezett. Ehhez az átmeneti osztályhoz a kevés anorganikus anyagú és organikus tápanyagtartalmú vizek tartoznak.

A szervesanyag-tartalom magas, de a szerves részecske áramlás mértéke alacsony. A finom szemcsék minden szinten barnák, vagy világos színűek, a kövek alatt sehol sem találtunk fekete elszíneződést.

II. Minőségi osztály (béta-mezozaprob). Szennyezettségi fokozat: közepesen szennyezett.

Ehhez a minőségi osztályhoz tartozó folyószakaszokra a szerves anyaggal közepesen szennyezett, a lehetséges oxigéntelítettség ellenére magas tápanyagtartalmú vizek tartoznak. A vizek középső és felső rétegében legtöbbször tiszta, átlátszó és legfeljebb csak csekély szerves részecske sodródása mutatható ki. A víz alsó rétegében a lebegő anyagok szállítása a terület természeti adottságai miatt megnőhet. Az üledék itt lehet világos vagy sötét, de nem fekete, az algák elszaporodásával gyakran csúszós. A kövek alsó oldalát nem lakják heterotróf élőlények, nem színezik el a redukációs foltok, s gyakran találunk finom üledéket a durva szubsztrát felett (eliszaposodás).

A lebontó folyamatok az aerob régiókban mennek végbe. Csak a potamon vizek stagnáló régióiban léphetnek fel helyenként redukációs folyamatok. Az algák nagy fajgazdagsága és egyedsűrűsége jellemző, valamint több más vízínövény és majdnem minden állatcsoport is megjelenik.

II–III. Minőségi osztály (a béta-mezotól az alfa-mezozaprob vizekig). Szennyezettségi fokozat: kritikusan szennyezett. Ehhez az átmeneti minőségi osztályhoz olyan folyószakaszok tartoznak, melyekben az eutrofizáló tápanyagok, valamint a szerves anyagok kimutathatók. Az erősebb szennyezés miatt a víz enyhén zavaros, helyenként a lenitikus területeken a nagy kövek alatt megjelenhet rothadt iszap is. Az apró szemcsés anyagok a felszín közeli rétegekben barnák vagy világosak, a mélyben pedig sötétek (kémiai bomlás). A kövek hátoldalán fekete foltok jelenhetnek meg.

III. Minőségi osztály (alfa-mezozaprob). Szennyezettségi fokozat: erősen szennyezett.

Ez a fokozat olyan vízszakaszokra jellemző, melyek szennyezettek és legtöbbször szervesanyag-, illetve oxigénhiány jeletkezik. A víz a belevezetett szennyvíz, ill. annak hordaléka miatt időnként feltűnően zavaros. Helyenként a gyenge sodrásban poshadt iszap rakódik le. A köves, mállott kavicsos, homokos aljzaton vas-szulfid okozta fekete foltok tűnnek fel. Az enyhe vízmozgású területeken majdnem minden kő hátoldala feketére színeződhet. A finomszemcsés aljzat gyakran síkos, a mélyben fekete, rothadt és iszapszerű.

III–IV. Minőségi osztály (az alfa-mezotól a poliszaprobig). Szennyezettségi fokozat: nagyon szennyezett. Ezen folyószakaszokban az erős

szennyezés és oxigénhiány messzemenően behatárolt életfeltételeket teremt. Időszakosan oxigénhiány léphet fel a szennyvíz bevezetése nyomán. A lebegtetett hordalék és a gombák sodródása miatt a víz gyakran elszíneződhet és erősen zavarossá válhat. Az aljzat gyakran eliszaposodott. A finomszemcsés aljzat majdnem teljesen fekete, iszapszerű, olykor tisztán érezhető kén-hidrogén szagot áraszt. A gyenge vízmozgású helyeken majdnem minden kő hátoldalának felülete feketére színeződik.

IV. Minőségi osztály (*poliszaprob*). Szennyezettségi fokozat: mértéken felül szennyezett.

E vízszakaszok teljesen elszennyeződtek, jellemző az oxigénhiány. A víz a szennyvíztől gyakran elszíneződik. A szennyvíz lebegő anyagai és a gombák sodródása miatt a víz erősen zavaros az aljzatig. Legtöbbször erős, rothadt iszaplerakódás jellemzi. Az áramlatban a kövek hátoldalán több-kevesebb nagy fekete vas(II)-szulfid-foltokat találunk, a lenitikus területeken pedig már a kövek felső és alsó oldala is fekete. Rothadási folyamatok uralkodnak, és a vizek sok helyen kén-hidrogén-szagot árasztanak. Az oxigén koncentrációja nagyon lesüllyedhet, vagy időnként teljes oxigénhiány léphet fel.

A fenti rendszer alkalmas a folyóvizek minősítésekor a szennyeződés mértékének a becslésére, az illető élőközösségre kifejtett összetett hatásoknak a vizsgálatára, de nem ad pontos képet olyan lassan folyó vizek esetében, amikor az allochtonus szerves szennyeződés mellett az illető vízben saját szervesanyag-lerakódás is történik. Ilyen esetekben a kapott szaprobitási index nem tükrözi megfelelő módon az illető folyóvíz degradációjának valós mértékét (Berlin et Thiele 2002).

Az alábbiakban néhány, a szaprobionta rendszer szerint a vízminősítésre alkalmas, az erdélyi folyókban is előforduló tegzesfaj szaprobitási indexét (SI) mutatjuk be (Kiss, 2001): *Agapetus fuscipes* (SI 0,7), *Agapetus ochripes* (SI 1,4), *Anabilia furcata* (SI 2,1), *Ceraclea dissimilis* (SI 2,1), *Cheumatopsyche lepida* (SI 2,2), *Crunoecia irrorata* (SI 0,2), *Drusus annulatus* (SI 0,7), *Eclysopteryx madida* (SI 0,8), *Ecnomus tenellus* (SI 2,7), *Ernodes articularis* (SI 0,5), *Glyphotaelius pellucidus* (SI 2,2), *Goera pilosa* (SI 2,1), *Grammotaulius nigropunctatus* (SI 2,1), *Halesus digitatus* (SI 1,6), *H. tesellatus* (SI 1,5), *Hydropsyche angustipennis* (SI 2,3), *H. bulbifera* (SI 2,3), *H. contubernalis* (SI 2,8), *H. fulvipes* (SI 1,1), *H. instabilis* (SI 1,4), *H. pellucidula* (SI 2,1), *H. saxonica* (SI 1,6), *H. forcipata* (SI 2,2), *Lepidostoma hirtum* (SI 1,8), *Leptocerus tineiformis* (SI 2,5), *Limnephilus decipiens* (SI 2,3), *L. extricatus* (SI 2,2), *L. rhombicus* (SI 2,0), *L. stigma* (SI 2,0), *Lithax obscurus* (SI 0,6), *Mystacides longicornis* (SI 2,4), *M. nigra* (SI

2,4), *Neureclipsis bimaculata* (SI 2,1), *Odontocerum albicorne* (SI 1,2), *Oecetis furva* (SI 2,5), *Oe. lacustris* (SI 2,3), *Oe. ochracea* (SI 2,4), *Oligotricha striata* (SI 1,1), *Parachiona picicornis* (SI 0,4), *Plectrocnemia conspersa* (SI 1,7), *P. brevis* (SI 0,4), *Polycentropus flavomaculatus* (SI 2,0), *P. irroratus* (SI 1,5), *Potamophylax nigricornis* (SI 0,5), *Rhyacophila fasciata* (SI 1,2), *Rh. nubila* (SI 2,0), *Rh. obliterata* (SI 1,6), *Sericostoma personatum* (SI 1,0), *Silo nigricornis* (SI 1,6), *S. pallipes* (SI 1,4), *Synagapetus moselyi* (SI 0,3), *Tinodes rostocki* (SI 1,3), *Wormaldia occipitalis* (SI 0,2).

A fent bemutatott módszerek hátrányait felismerve, és az azonos típusú, de különböző mértékben szennyezett folyóvizek összehasonlító vizsgálata során (főleg a folyóvizek dombi és alföldi szakaszainak esetében, melyek leginkább veszélyeztetettek az emberi tevékenységek által) Berlin és Thiele (2002) egy újabb bioindikációs módszer bevezetését javasolja, melyet *Standorttypeindex*nek neveztek el (később STI). Az STI egy olyan minőségi biotikus index, melyet nemcsak a folyóvíz esetében, hanem annak árterületén is alkalmazható. Ez a módszer bioindikátor szervezetekként makrofitákat, a rovarok közül pedig a tegzeseket (*Trichoptera*kat) és lepkéket (*Lepidoptera*) javasolja. A fent említett élőlénycsoportokat könnyen lehet gyűjteni, besorolásuk a szakemberek számára nem okoz nagyobb nehézséget. A módszer figyelembe veszi az említett bioindikátor csoportok összefajszámát az illető folyóvíz esetében, vagy a folyó árterületén. Végző soron a víz minőségét vagy az árterület természetességi fokát egy értékben mutatja, mely az illető élőhelyen a sztenotop és euritop fajok arányát fejezi ki. Azonos víztípus esetében az eltérő értékek az illető vizek degradációjának mértékét hívebben tükrözi, mint a szaprobiotikus index.

A bemutatott módszerek közül az erdélyi folyószakaszok minősítésére ez utóbbi a legalkalmasabb, mely a tegzesek ökológiai igényét figyelembe véve, bizonyos földrajzi egységen belül, egy referencia értékű folyóvíz tegzesegyütteseivel viszonyítja a többé-kevésbé szennyezett vizek tegzesegyütteseit, és a változás mértéke adja a denaturáció és az antropogén stressz mértékét.

A tegzesek mint bioindikátor szervezetek igen érzékenyek a folyóvizek és árterületük bármilyen mértékű átalakulására, hisz lárvaként a vízben, kifejlett egyedként a folyóparti növényzet között tartozkodnak, a kifejlett egyedek rajzásához a folyóparti növényzet megfelelő architektúrája szükséges.

A módszer javaslatai szerint a tegzesfajokat különböző ökológiai kategóriába sorolhatjuk, melyek az illető folyószakaszra vonatkoztatott fajspecifikus adaptáció (alkalmazkodás) fokának tükrözik.

A következő ökológiai kategóriákat különböztetjük meg (e.c. = ökológiai kategória):

- 1. kategóriájú fajok (e.c. = 1,0): tegzesfajok, melyek a legkülönbözőbb folyószakaszokban élnek (euritopikus fajok);
- 2. kategóriájú fajok (e.c. = 2,0): tegzesfajok, melyek tavakban és lassan folyó vizekben élnek;
- 3. kategóriájú fajok (e.c. = 3,0): tegzesfajok, melyek előnyben részesítik a folyóvizeket;
- 4. kategóriájú fajok (e.c. = 4,0): tegzesfajok, melyek kizárólag folyóvizekben élnek.

A fent javasolt módszer feltételezi, hogy valamely víz stabil tegzesegyüttese csak természetes feltételek mellett alakulhat ki. Ha antropikus zavarás hatására a közösség összetétele megváltozik, a folyóvízben megjelenhetnek az eredeti közösség ökológiai kategóriáihoz képest teljesen más kategóriájú fajok is. Ilyenkor a folyószakasz minősítését a még érintetlen, de hasonló hidroökológiai paraméterekkel rendelkező folyószakasszal vetik össze. Ilyen esetben mindkét folyószakaszra kiszámítják az STI-T indexet, a kettő közötti különbség adja a változás mértékét.

Ez a besorolási rendszer csupán 5 minősítési osztállyal dolgozik, szemben az ennél jóval bonyolultabb szaprobita rendszerrel, és a vízminősítésben az Európai Unió legújabb javaslatait követi, hisz a minősítési kategóriák megnevezése megfelel az Európai Unió által javasolt felszíni vizek harmonikus monitorozásának és ökológiai minősége szerinti osztályozásának irányelveivel.

Ezek a kategóriák a következők:

1. *minőségi osztály (magas ökológiai minőség)*: olyan vizek, ahol az élő közösségekre ható antropogén nyomásnak igen enyhe vagy semmimérvé hatása nem mutatható ki. A közösség természetessége (faji összetevői és diverzitása) és státusa (produktivitása) azt tükrözi, hogy az illető közösség természetes úton alakult ki egy háborítatlan élőhelyen.

2. *minőségi osztály (jó ökológiai minőség)*: olyan vizek, ahol az élő közösségekre és természetes élőhelyeikre kimutatható, de alacsony szintű mesterséges beavatkozás figyelhető meg. A közösség a zavarás jeleit mutatja, de még teljesen önszabályozó rendszer, és csak kismértékben tér el a természetes körülmények között létrejött közösségektől.

3. *minőségi osztály (elfogadható ökológiai minőség)*: A közösségekre és élőhelyeikre jelentős zavaró hatás nehezedik, a közösség mérsékelt eltérést mutat a természetes körülmények között kialakult közösségekhez képest.

4. *minőségi osztály (alacsony ökológiai minőség)*: A közösségekre és élőhelyeikre súlyos antropogén behatás nehezedik. A közösség nagy eltéréseket mutat a természetes közösségekhez képest.

5. *minőségi osztály (kifejezetten rossz ökológiai minőség)*: Csupán néhány széles ökológiai tűréshatárral rendelkező faj van jelen, vagy ők is kispusztultak.

Azonos meder típussal (szerves, szervesetlen) rendelkező folyóvizek esetében ez a minősítés azt mutatja, hogy nagymértékű kapcsolat van az ember által okozott és látható folyóvíz-leromlás és a kiszámított STI–T index értéke között. Így a megadott 5 minőségi osztály (mely a behatás mértékét tükrözi) a különböző mértékben denaturált folyóvizekre vonatkoztatható. Ez alapján egyes folyókat a következőképpen minősíthetjük: természetes, majdnem természetes, részlegesen természetes, nem természetes, súlyosan zavart.

2. Anyag és módszer

2.1. Vizsgálati módszerek

Vizsgálataink során a főbb erdélyi folyók mentén (Szamos, Maros, Körösök) a kifejlett egyedek mellett lárvákat is gyűjtöttünk.

A tegzesek imágóinak nagyobb része éjjel rajzó, pozitív fototaxisú rovar. Éppen ezért gyűjtésünk legeredményesebb módszere a lámpázás, illetve a fénycsapdákkal történő gyűjtés. Éjjeli gyűjtéseink során higanygőzlámpát használtunk (160 watt), amelyet többnyire hordozható áramfejlesztő (Honda EG 550 típus) látott el árammal. A lámpa mögött 2 m² felületű, áttetsző anyagú lepedőt feszítettünk ki. Ennek előnye az volt, hogy a közvetlen erős fényt kerülő fajok a lepedő hátsó, kevésbé élesen megvilágított részén gyűltek össze, viszont az erős ultraibolya fényt kedvelők (számos *Limnephilidae*) gyakran a lepedő lámpa felőli oldalára ültek.

Fénycsapdát két helyen, a Maros egyik mellékfolyója, az Aranyos vízgyűjtő területén helyeztünk el (Járavize), valamint a Szamos mellett, Szászfenesnél. A fénycsapdás gyűjtés előnye, hogy egyszerre több helyen, a gyűjtő jelenléte nélkül folyamatos gyűjtés folyhat. A csapda ölü-

és konzerváló anyaga etilénlikol volt. Az etilénlikol használata különösen előnyös, mert a behullott tegzesek teljesen épen maradnak.

A fénycsapdák vagy a lámpák hatáskörzete – ahonnan a begyűlt anyag származik – egyértelműen nem határozható meg. Azt elmondhatjuk, hogy átlagos körülmények között egy rosszul repülő faj egyedei még száz méterre sem hagyják el a vízpartot. Viszont a jól repülő fajok, s különösen azok, amelyek vagy szaporodásuk, vagy nyári nyugalmi helyük felkeresése miatt mozgékonyak, teljesen száraz területen is megtalálhatók.

A tegzesek egy része csak felületesen rejtőzik el a nappali órákban, vagy kifejezetten nappal aktív. Ezeket a vízparti növényzet – bokrok, lágyszárú növényzet, lelógó faágak – hálózásával eredményesen gyűjtöttük. Kis hegyipatakok mentén a nappali hálózás sokszor eredményesebb, mint az ugyanott végzett éjjeli, fényen történő gyűjtés.

A lárvák gyűjtése standard módszerrel, vízhálóval és Surber típusú bentométerrel történt. A lárvákat 70%-os etil-alkoholban konzerváltuk.

A kifejlett és lárva alakok egyidejű begyűjtésével az illető élőhely teljesebb képét kapjuk (Bournaud et alii 1983; Fontaine 1982).

A gyűjtések májustól októberig történtek, 1995–2002 között.

A tegzesek (kifejlettek és lárvák) határozását Edington és Hildrew (1981), Malicky (1983), Waringer és Graf (1997) munkái alapján végeztük. A nomenklatúra Botoșăneanu és Malicky (1978) munkáját követi. Kutatásaink során 133 fajt sikerült kimutatni, amely az erdélyi folyók mentén ez idáig jelzett tegzesfajok 66,83%-a.

Az erdélyi folyók vízgyűjtő területén, az egyes folyószakaszokon előforduló tegzesfajokat, eloszlásukat és ökológiai igényüket figyelembe véve, különböző ökológiai kategóriába soroltuk. Az egyes folyószakaszok tegzesegyütteseit ez alapján osztályoztuk, és a folyószakaszokat Berlin és Thiele (2002) javaslatai szerint minősítettük.

2.2. Gyűjtőhelyek

A Maros, Szamos és Körösök vízgyűjtő területén a gyűjtőpontokat mind a forrásvidéken, mind a hegyvidéki, dombvidéki és alföldi szakaszokon kijelöltük (110 és 1400 tengerszint fölötti magasságok között). Az elmúlt hét évben legfőbb feladatunk az volt, hogy az említett folyók vízgyűjtő területéről széles körű és több módszerrel folyó gyűjtés eredményeképpen minél több előfordulási adatot szerezzünk, amelyek mind a tegzesek élőhelyeit, mind az illető folyók vízgyűjtő területeit illetően reprezentatívak legyenek. A gyűjtőpontok a következők:

A Szamos vízgyűjtő területe:

1. Árokalja, Sajó patak, 330 m
2. Kolozsvár, Szamos partja, 340 m
3. Szászfenes, 350 m
4. Kajántó, mesterséges csatornák és halastavak, 380 m
5. Doda Pili, Meleg-Szamos, 940 m
6. Ponor-Ék, Meleg-Szamos, 950 m
7. Szamos-bazár, Meleg-Szamos, 1070 m
8. Meleg-Szamos forrásvidéke, 1100 m

A Maros vízgyűjtő területe:

1. Régen, Maros-part, 390 m
2. Torockó, források, forráspatakok, Aranyos vízgyűjtő területe, 400 m
3. Túri-szoros, patak, Aranyos vízgyűjtő területe, 410 m
4. Zeteváralja, Nagyküküllő, 465 m
5. Ratosnya, hegyi patakok a Maros mellett, 490 m
6. Andronyásza, Maros folyó, 500 m
7. Poruc-telep, Jára völgye, Aranyos vízgyűjtő területe, 500 m
8. Felső-Podsága, Szkerice-Bélavár természetvédelmi terület, Aranyos vízgyűjtő területe, 520 m
9. Parajd, Kis-Küküllő, 550 m
10. Remete, Gyergyói-medence, 730 m
11. Vasláb, Fenek rétláp a Maros partján, 780 m
12. Retyezát, Gura Zlata, hegyi patakok, 800 m
13. Aranyosfő, Aranyos forrásvidéke, 840 m
14. Kisbányai-havasok, hegyi patakok, 1385 m

A Körösök vízgyűjtő területe:

1. Cséffa, halastavak, mesterséges csatornák, 110 m
2. Körösrév, Sebes-Körös a Révi-szorosban, 260 m
3. Ácsfalva, Fehér-Körös mellett, 300 m
4. Ácsva (Avram Iancu), Fehér-Körös vízgyűjtő területe, 330 m
5. Dregán völgye, Dregán patak mentén, Sebes-Körös vízgyűjtő területe, 400 m
6. Jád völgye, hegyi patakok, 420 m
7. Blezseny, Fehér-Körös, 470 m
8. Vlegyásza, források és forráspatakok fenyőerdőben, 1400 m

3. Eredmények, következtetések

3.1. Az erdélyi folyók vízgyűjtő területén kimutatott tegzesfajok ismertetése

Az erdélyi folyók (Maros, Szamos, Körösök) vízgyűjtő területéről ez idáig 190 tegzesfajt jeleztek, melyből saját gyűjtéseink során 133 tegzesfajt mutattunk ki. Összesen 31 gyűjtőpont tegzesanyagát dolgoztuk fel.

A továbbiakban a Maros, Szamos és Körösök vízgyűjtő területéről eddig gyűjtött tegzeseket mutatjuk be. Botoșăneanu és Malicky (1978) rendszerét követjük, ettől csak néhány esetben térünk el. A faj ismertetésénél gyakoriságukra, ökológiai igényeikre és veszélyeztettségükre fektetünk nagyobb hangsúlyt, részben az irodalmi adatokra, részben saját megfigyeléseinkre támaszkodva.

3.1.1. *Rhyacophilidae*

Rhyacophila aquitanica McLachlan, 1879

Európai elterjedése főleg az Alpok és a Kárpátok hegyvidékére korlátozódik. Balkáni elterjedése szórványos.

A Szamos és Maros vízgyűjtő területein szórványosan előforduló ritka tegzesfaj. Gyors folyású hegyi patakok lakója. Irodalmi adatai csupán a Bánság és a Retyezát hegyvidéki patakjaira vonatkoznak (Botoșăneanu 1959, 1961). Később saját gyűjtéseink során mind a Szamos, mind a Maros forrásvidékéről is előkerült. Veszélyeztetett faj.

Rhyacophila fasciata Hagen, 1859

Európa legnagyobb részén él, hegyvidékinek tartott faj, az egyik leggyakoribb hazai *Rhyacophila*. Hegyvidéken mindenhol előfordul és helyenként gyakori. Kisebb hegy- és dombvidéki patakokban él, ha azok szennyezettsége csekély mértékű. Az irodalmi adatok számos hazai élőhelyét említik (Ciubuc 1993). A vizsgált folyók vízgyűjtő területén a hegyvidéken mindenhol gyakori.

Rhyacophila furcifera Klapalek, 1904

Európai elterjedése csupán a Kárpátok romániai szakaszára és a balkáni hegyvidékre korlátozódik (Botoșăneanu et Malicky 1978). Hazai előfordulása irodalmi adatokból ismert, főként a Déli-Kárpátokból (Retyezát magashegységi vizes élőhelyei). A Maros és Körös vízgyűjtő területén a forrásvidékről ismert néhány irodalmi adata. Jelenlegi természetvédelmi státusa ismeretlen.

Rhyacophila laevis Pictet, 1834

Közép-Európában (az Alpokban és a Kárpátokban), valamint Dél-Európában él. Az Erdélyi-Szigethegységből és a Déli-Kárpátokból számos irodalmi adata ismert. Saját gyűjtéseink a Szamos, Maros és a Körösök vízgyűjtő területének hegyvidéki szakaszáról származnak, tekintettel a kis vízfolyások sérülékenységre, ahol ennek a fajnak a lárvája él; veszélyezett fajnak kell tekinteni.

Rhyacophila mocsaryi Klapalek, 1898

Európai elterjedése a romániai Kárpátok és a balkáni hegyvidék gyors folyású, bővizű hegyi patakjaira korlátozódik (Botoșăneanu et Malicky 1978). A Déli- és Keleti-Kárpátok hegyvidékén, mindhárom általunk vizsgált folyó vízgyűjtő területéről kimutattuk. Kizárólag a tiszta hegyvidéki patakok lakója, védelmet érdemel.

Rhyacophila motasi Botoșăneanu, 1957

Igen értékes bennszülött tegzes, melyet a Sebes-Körös vízgyűjtő területéről, a Dregán völgyéből írt le Botoșăneanu 1957-ben. Később az Aranyos forrásvidékéről is előkerült (Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink eredményeképp elsőként említjük a Szamos vízgyűjtő területéről, a Meleg-Szamos forrásvidékéről. Tekintve a faj korlátolt elterjedését, kis egyedszámát közvetlenül veszélyeztetett fajnak tekintjük.

Rhyacophila nubila (Zetterstedt, 1840)

Közép- és Észak-Európában fordul elő, de nem találták az Alpokban, a nyugat-mediterráneumban és a Brit-szigeteken. A Közel-Keleten (Irán, Irak) ugyancsak él. Nálunk hegy- és dombvidéken elterjedt és gyakori, számos irodalmi adattal. Saját gyűjtéseink a vizsgált folyók hegy- és dombvidéki szakaszain tömeges előfordulását bizonyítják. Nem veszélyeztetett.

Rhyacophila obliterata McLachlan, 1863

A palearktikum nagyobb részének hegyvidékein elterjedt, Kelet-Szibériából nem ismerik. Hazai nagy mennyiségű lelőhelyi adata szintén hegyvidékről származik (Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink az erdélyi folyók mentén, hegyvidéki és dombvidéki előfordulását is kimutatták. Nem veszélyeztetett.

Rhyacophila orghidani Botoșăneanu, 1957

Az Erdélyi-Szigethegység egyik fokozottan védett bennszülött tegzesfaja. Irodalmi adatai az Aranyos és Körösök hegyvidéki szakaszáról származnak. Személyes gyűjtéseink során előfordulását a Szamos forrásvidékéről is sikerült bizonyítani (Meleg-Szamos forrásvidéke). Fokozottan védett tegzesfajunk, mely a gyűjtések során csupán kis egyedszámmal fordult elő.

Rhyacophila philopotamoides Schmid, 1970

Európában szórványosan előforduló faj, a Pireneusokból, Alpokból, a balkáni hegyvidékről és a Kárpátokból említik. Forráspatakok és kisebb hegyi patakok lakója. Hazai adatai is a hegyvidékre korlátozódnak, főleg a Déli-Kárpátok és a Keleti-Kárpátok északi részéről (Ciubuc 1993). Saját adatunk nincs. Jelenlegi természetvédelmi státusa ismeretlen.

Rhyacophila polonica McLachlan, 1879

Közép-európai elterjedésű tegzes, a Balkánon és Kis-Ázsiában is többféle előfordul. Jellegzetesen hegyvidéki faj, hazai bőséges adata is a hegyvidékre vonatkozik. Saját gyűjtéseink mindhárom erdélyi folyó hegyvidéki szakaszán igazolta jelenlétét.

Rhyacophila torrentium Pictet, 1834

Európai elterjedése csupán az Alpokra és a Kárpátok vonulatára korlátozódik. Hazai irodalmi adatai bizonytalanok, megbízható jelzés csupán a Déli-Kárpátokból származik (Maros vízgyűjtő területe). Saját gyűjtéseink során a Keleti-Kárpátokból számos példányát fogtuk tiszta, gyorsan folyó hegyi patakok mentén, később a Szamos vízgyűjtő területén is. Az erdélyi folyók vízgyűjtő területéről csupán saját gyűjtéseink révén ismert. Veszélyeztetett faj, a fokozott erdőirtás élőhelyét közvetett módon veszélyezteti (a patakok hő- és vízháztartásának módosulása miatt).

Rhyacophila tristis Pictet, 1834

Közép- és Dél-Európában, valamint Kis-Ázsia északnyugati részén elterjedt tipikus hegyvidéki faj. Hazai előfordulási adatai is a hegyvidékre korlátozódnak, gyors folyású hegyi patakok lakója. Az általunk vizsgált erdélyi folyók esetében a hegyvidéki szakaszon mindhárom esetben kimutattuk.

3.1.2. *Glossosomatidae*

Glossosoma boltoni Curtis, 1834

Európa nagyobb részén előfordul, bár a következő fajjal történt összekeverésével egyes lelőhelyi adatai nem biztosak. Folyó- és pataklakó, alacsonyabb térszínen is tenyészik. Hazai irodalmi adatai szórványosak, a Maros, Szamos és Körösök vízgyűjtő területéről ez ideig nem volt ismert. Saját gyűjtéseink a Maros hegyi és dombvidéki szakaszán és a Körösök hegyvidéki szakaszain bizonyították jelenlétét. Kis egyedszáma miatt veszélyeztetett.

Glossosoma conformis Neboiss, 1963

Európa nagyobb részén előfordul, elterjedésére vonatkozóan érvényesek az előző fajnál elmondottak. Inkább hegyvidéki, patak lakó. Hazai szórványos adatai is a hegyvidékre vonatkoznak. Saját gyűjtéseink a faj jelenlétét mindhárom erdélyi folyó hegyvidéki szakaszai esetében igazolta.

Glossosoma discophorum Klapalek, 1902

Igen ritka tegzesfaj, elterjedési adatai a Balkánról és a Kárpátok térségéről származnak. Előzetes hazai adatai csupán a Keleti-Kárpátokból és a Dregán völgyéből (Körösök vízgyűjtő területe) említi (Botoșăneanu 1961; Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink a Körösök vízgyűjtő területén a faj előfordulását igazolta, emellett a Maros hegyvidéki szakaszán, az ide ömlő hegyi patakok mentén is előkerült kis egyedszámban. Fokozottan védett faj.

Glossosoma intermedium Klapalek, 1892

Északi holarctikus faj, mely Európában, főleg az északi területekről említene. Az Alpokból, Kárpátokból és a balkáni hegyvidékekről csupán szórványos adataink vannak. Hegyvidéki faj, csupán szórványos hazai előfordulással. A vizsgált erdélyi folyók vízgyűjtő területén mindössze a Maros hegyvidéki szakaszának mentén sikerült kimutatni kevés példányban. Fokozottan veszélyeztetett, feltehetően jégkori reliktum.

Synagapetus armatus (McLachlan, 1879)

A Délkeleti-Alpokban, a Kárpátokban és az Észak-Balkánon fordul elő, patak- és forráslakó faj. Hazai előfordulási adatai igen szórványosak, az erdélyi folyók vízgyűjtő területéről csupán irodalmi adattal rendelkezünk (Szamos vízgyűjtő területe, Gutin-hegység). Jelenlegi természetvédelmi státusa ismeretlen.

Synagapetus iridipennis McLachlan, 1879

Az Alpokban és környékén, a Kárpátokban, valamint a Balkánon él. Forráslakó. Hazai előfordulása a Bánságra és a Déli-Kárpátokra korlátozódik. Csak irodalmi adatokból ismert, az erdélyi folyók vízgyűjtő területén csupán a Maros vízgyűjtő területéről említik (Klapalek 1904; Pongrácz 1914). Újabb adatai az említett folyók vízgyűjtő területéről nem ismertek.

Synagapetus mosely (Ulmer, 1938)

A Kelet-Balkánon, a Kárpátokban és az Alpoktól északra terjedt el. Hazai irodalmi adatai főleg a Bánságból származnak. Az erdélyi folyók vízgyűjtő területéről előzetes jelzés csupán a Maros hegyvidéki szakaszára vonatkozik (Ciubuc 1993). Innen származik saját gyűjtésünk is.

Agapetus delicatulus McLachlan, 1884

Nyugat- és Közép-Európában, a Brit-szigeteken, a Balkánon, valamint Kis-Ázsia nyugati részén találták, viszont nem fordul elő Skandináviában

és a Német–Lengyel- és a Kelet-európai-síkságon. A hazai adatok nagy többsége Máramaros és Bukovina térségéből származik (Botoșăneanu 1957, 1961), de a Keleti-Kárpátok középső részének hegyi patakjai mentén is igen nagy mennyiségben került elő (Ujvárosi et alii 1995). Az erdélyi folyók vonatkozásában csupán saját gyűjtéseinkre hivatkozhatunk, a Maros vízgyűjtő területén, számos hegyi patakban, valamint a Marosból Andronyászánál szép számmal gyűjtöttük.

Agapetus fuscipes Curtis, 1834

Európa északi és déli tájairól hiányzik, egyébként hegy- és dombvidéken sokfelé él, ahol számára ökológiailag megfelelő körülmények alakultak ki. Egyetlen irodalmi hivatkozást kapunk a faj hazai elterjedésére vonatkozóan, az Erdélyi-Szigethegységből, az Aranyos mentén (Botoșăneanu 1952). A határozásokat csupán lárva jellegek alapján végezték, így a faj hazai előfordulása bizonytalan. Kutatásaink során a faj jelenlétét az említett erdélyi folyók mentén nem sikerült igazolni.

Agapetus laniger (Pictet, 1834)

Nyugat-, Közép- és Dél-Európában, Kis-Ázsiában elterjedt és gyakori faj, amely elsősorban folyókban, alacsonyabb térszíneken tenyészik. Hazai adatai kisebb-nagyobb folyókra vonatkoznak, melyek mentén elterjedt, inkább a felső, kevésbé szennyezett szakaszok mentén (a Szamos dombvidéki szakasza, a Maros hegy- és dombvidéki szakasza, Körösök hegyvidéki szakasza). Saját adataink szintén ezt igazolták, a Maros mentén Andronyászánál igen nagy számban gyűjtöttük.

Agapetus ochripes Curtis, 1834

Európában egyetlenül elterjedt pataklakó tegzes, egészen a Kaukázusig nyomul kelet felé. Hazánk területéről eddig csak az Aranyos vízgyűjtő területéről és a Motru völgyéből jelezték (Botoșăneanu 1957, 1961). Saját gyűjtéseink során a Keleti-Kárpátokból tömegesen fordult elő hegyi patakok mentén, így igazoltuk a fajnak a Maros hegyvidéki szakaszán való általános előfordulását.

Agapetus rectigonopoda Botoșăneanu, 1957

Igen ritka hazai bennszülött tegzesfajunk, melyet ez idáig Herkulesfürdő környékéről és az Aranyos forrásvidékéről említettek (Botoșăneanu 1957, 1961). Saját gyűjtéseink során újabb hazai előfordulását nem tudtuk igazolni.

3.1.3. *Hydroptilidae*

Stactobia machlachlani Kimmins, 1949

Európában szórványosan előforduló faj, a nyugati mediterráneumból, Kelet-Balkánból és a Kárpátokból ismert, mely vizes kövi, ún. higropterikus életközösségekben fordul elő. Hazai előfordulása főleg a Bánságra korlátozódik (Botoșaneanu 1959, 1961). Emelett adatunk csupán a Vöröstoronyi-szorosból és a Jád völgyéből származik (Ciubuc 1993). Gyűjtéseink során a faj jelenlétét nem tudtuk igazolni az erdélyi folyók vízgyűjtő területén, előfordulása a Maros hasonló részén várható.

Ortothrichia angustella McLachlan, 1865

Európában sokféle előfordul, korábban kérdéses volt a Kárpátokból és a Duna-medencéből. Észak-Afrikában is él. Romániai előfordulása szórványos, főleg az alföldi vizek mentén gyűjthető. A Maros mentén, Régen közeléből származó előfordulási adat bizonytalan (Mocsáry 1900). Jelenlétét az erdélyi folyók alsóbb szakaszán további kutatásokkal szükséges igazolni.

Oxyethira flavicornis (Pictet, 1834)

Európában szórványosan terjedt el, számos régióból nem ismerik, de egyiptomi előfordulásáról tudunk (Nógrádi et Uherkovich 2002). Hasolón a család fajainak többségéhez, erről a fajról is csupán néhány előfordulási adat ismert, jobbra az 1900-as évek elejéről. Ilyen például a Körösök mentéről, Borosjenőnél említett lelőhelyi adat. Saját gyűjtéseink ennek ellenére azt igazolták, hogy ez a faj nálunk is elterjedt és gyakori, bizonyos típusú álló- és lassan folyó vizekben magas dominanciaértéke lehet. Ezt igazolta a Kolozsvár előtt, a Szamos mellett felállított fénycsapda anyaga is, mely több ezer egyedet gyűjtött be csupán ebből a fajtól. Így megbízható adatunk csupán a Szamos vízgyűjtő területéről van, de a faj előfordulása a két további erdélyi folyó domb- és alföldi szakaszán is várható.

Itytrichia lamellaris Eaton, 1873

Európa-szerte elterjedt, s délkelet felé Kis-Ázsiáig és Izraelig megtalálható. Nálunk meglehetősen szórványos előfordulású, több lelőhelyi adata is ellenőrzésre szorul, hisz lárvahatározáson alapszik, az 1900-as évek elejéről. Megbízható adata Régen mellől a Marosból származik (Botoșaneanu et Schneider 1978). Saját gyűjtéseink szintén a Maros dombvidéki szakaszáról jelzi ezt a fajt.

Hydroptila forcipata (Eaton, 1873)

Európa-szerte elterjedt és jól ismert, ezenkívül Kis-Ázsiában és a Kaukázusban is előfordul. Bár könnyen felismerhető, romániai adatai meglehetősen szórványosak, főleg a Bánságból említik (Botoșăneanu 1961). Saját kutatásaink azt bizonyítják, hogy a hegyvidéken és dombvidéken tömegesen előfordul, így mindhárom vizsgált erdélyi folyó vízgyűjtő területéről nagy példányszámban tudtuk igazolni, mind a hegyi, mind a dombvidéki szakaszokon.

Hydroptila lotensis Mosely, 1930

Európa-szerte szórványosan előforduló faj, Iránból is ismerjük. Mindössze három előfordulási adatot ismer a hazai szakirodalom (Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink azt igazolták, hogy mindhárom erdélyi folyó vízgyűjtő területén előfordul, helyenként és időnként nem ritka, például tömegesen fogtuk a Szamos mentén, Kolozsvár fölött. Így előfordulását a Szamos dombvidéki, a Maros hegy- és dombvidéki és a Körösök hegyvidéki szakaszán is igazolni tudtuk.

Hydroptila simulans Mosely, 1920

Európában szórványosan, kelet felé egészen Afganisztánig és Pakisztánig fordul elő. A *sparsa*-csoport e nehezen elkülöníthető tagjának első hazai példányait Botoșăneanu (1961) fogta Tusnádfüdüln, az Olt mentén. Saját gyűjtéseink során a Keleti-Kárpátok egyéb területéről is sikerült befogni, így a Maros folyó hegyvidéki szakaszán igazoltuk jelenlétét.

Hydroptila sparsa Curtis, 1834

Az egyik legelterjedtebb nyugat-palearktikus faj, alacsonyabb vidékekről (alföldi tájakról) gyakran jelzik, kivéve az északi tájakat. Magyarországon gyakori, a nagy folyók mentén időnként tömegesen rajzik, a kisebb, legfeljebb mérsékelt szennyezett vizek mellől is sok helyen előkerült (Nógrádi et Uherkovich 2002). Ezért meglepő a hazai igen kevés előfordulási adat, csak Régen és Brăila mellől gyűjtötték (Murgoci 1953). Kutatásaink során egyetlen vizsgált folyó vízgyűjtő területéről sem került elő, de előfordulása várható, főleg a folyók alföldi szakaszain.

Agraylea sexmaculata Curtis, 1834

Európa-szerte elterjedt, kelet felé Iránig és Turkesztánig. Hazai adatai főleg alföldi elterjedését igazolják. Szikes állóvizekben, de általában mindenféle állóvízben tenyészik, még az enyhén eutrofizálódott vizekben is, halastavakban, kubikokban. Gyűjtéseink alapján a Maros dombvidéki szakaszáról és a Körösök alföldi szakaszáról említjük.

Allotrichia pallicornis (Eaton, 1873)

Észak-Európa kivételével az egész kontinensen, délkelet felé Irán északi részéig elterjedt. Hazai előfordulásáról csak keveset tudunk, eddig három lelőhelye ismert, kettő Herkulesfürdő környékéről, egy Tusnádfürdőről (Botoșăneanu 1959, 1961). Az általunk vizsgált erdélyi folyók vízgyűjtő területeiről elsőként említjük.

*3.1.4. Philopotamidae**Philopotamus montanus* (Donovan, 1813)

Európában nemzetsége legelterjedtebb faja, hegy- és dombvidéken általánosan előfordul. Az egyik legismertebb hazai hegyvidéki fajunk, hegyi patakok mentén gyakran gyűjthető. Számos irodalmi adata és saját gyűjtéseink is a faj előfordulását mindhárom erdélyi folyó hegyvidéki szakaszáról igazolta.

Philopotamus variegatus (Scopoli, 1763)

Az előző fajhoz képest jóval kisebb területen él Európában, hiányzik a Brit-szigetektől és Skandináviából, viszont megtalálták Kis-Ázsiában. Hazai viszonylatban legalább annyira gyakori, mint az előző faj, hegyvidéken általánosan elterjedt, az irodalmi adatok, de saját gyűjtéseink is a faj jelenlétét mindhárom erdélyi vízrendszer hegyvidéki szakaszáról igazolták.

Wormaldia occipitalis (Pictet, 1834)

Nyugat- és Közép-Európában elterjedt, a Balkánon sokfelé él, viszont hiányzik Skandináviából és a Német–Lengyel- és Kelet-európai-síkságon. Románia területén számos lelőhelyről jelezték előfordulását, főleg hegy- és dombvidéken (Ciubuc 1993). A vizsgált erdélyi folyók vízgyűjtő területeinek hegy- (Maros, Szamos, Körösök) és dombvidéki szakaszán (Maros) is kimutattuk.

Wormaldia pulla (McLachlan, 1878)

Közép-Európa hegyvidékén elterjedt, főleg a forráspatakokat és kisebb hegyi patakokat népesíti be. Hazai előfordulása is a Kárpátokra korlátozódik, főként a Keleti-Kárpátok északi részéről és a Déli-Kárpátokból jelezték (Ciubuc 1993). Csupán a Szamos és Maros hegyvidéki szakaszáról sikerült a fajt begyűjteni.

Wormaldia subnigra (McLachlan, 1865)

Európa-szerte elterjedt, főleg a patakok és nagyobb folyók mentén gyűjthető. Hazai előfordulási adatai elég bizonytalanok, a Domogled egyes helyein sikerült kifejlett egyedeket is begyűjteni (Ciubuc 1993). Emellett Botoșăneanu (1961) az Aranyos vízgyűjtő területéről is közöl

egyetlen adatot. Saját gyűjtéseink a faj jelenlétét a vizsgált vízgyűjtő területeken nem igazolták.

3.1.5. *Hydropsychidae*

Hydropsyche angustipennis (Curtis, 1834)

Európa-szerte elterjedt és gyakori. Ugyancsak nagyon gyakori nálunk is, csaknem minden nagyobb földrajzi térségből jelezték előfordulását. Elsősorban dombvidéki patakokban él és a mérsékelten szennyezett vizet is tűri, kisebb patakok, csatornák mentén olykor nagy tömegben rajzanak az imágók. Ritkán nagyobb folyókban is megtalálható, de ott egyéb *Hydropsyche*-fajoknál ritkább. Az erdélyi folyók esetében saját gyűjtéseink a faj jelenlétét a Szamos dombvidéki, a Maros hegy- és dombvidéki szakaszán, míg a Körösök vízgyűjtő területének alföldi szakaszán igazolták.

Hydropsyche botosaneanui Marinkovic, 1966

A Balkán és Kárpátok igen ritka endemikus faja, mely a patakok és kisebb folyók mentén fordul elő szórványosan és nagyon ritkán. Hazai egyetlen előfordulása a Szamos hegyvidéki vízgyűjtő területére esik, a Keleti-Kárpátok északi részén (Ciubuc 1993). Saját adataink a faj hazai előfordulását tekintve nincsenek.

Hydropsyche bulbifera McLachlan, 1878

Európa-szerte elterjedt, a Brit-szigeteken és Skandináviában nem találták, a mediterrán vidékeken is elvétve fordul elő, viszont areája kelet fele Irakig és Iránig terjed. Romániában főleg a Román-alföldről vannak irodalmi adataink, de saját gyűjtéseink során a vizsgált erdélyi folyók mentén több helyről is előkerült, főként dombvidéken, kivételesen hegyvidéken (Maros vízgyűjtő területén).

Hydropsyche bulgaromanorum Malicky, 1977

A két és fél évtizede leírt faj európai jelenléte nem pontosan tisztázott, de valószínű, hogy Közép- és Dél-Európában általánosan elterjedt és igen gyakori. Ismerik Angliából, sőt Finnországból is. Korábban a *Hydropsyche guttata*-csoport fajait rendszeresen összetévesztették egymással, amint erre Malicky (1977) is rámutatott. Ennek megfelelően a romániai irodalmi adatok is megbízhatatlanok. A Román-alföldön működtetett fénycsapda anyagának feldolgozása során bizonyíthatjuk, hogy ott az egyik leggyakoribb *Hydropsyche*-faj. Valószínű, hogy nagy folyóink mentén mindenhol megtalálható, gyakran kisebb vízfolyások mentén is gyűjtöttük, így a Maros és Körösök alföldi szakaszáról bizonyító példányaink vannak.

Hydropsyche contubernalis McLachlan, 1865

Európai elterjedése – éppen a rokon fajokkal történt korábbi összetévesztése miatt – nem megbízhatóan ismert, de valószínű, hogy Európa-szerre elterjed és gyakori, talán nyugaton és a legészakibb tájakon hiányzik, viszont Kis-Ázsiában és Afganisztánban megtalálták. Romániában az egyik legközönségesebb tegzesek egyike, főleg a Bánságból említik, de minden nagyobb földrajzi egységből jelezték vagy bizonyítottuk előfordulását. A vizsgált erdélyi folyók mentén a hegyvidéki szakaszokon kisebb számban, a domb- és alföldi szakaszokon egyre tömegesebben fordul elő. Nagyobb, szennyezettebb folyókban is él itt az utolsó még fellelhető tegzes.

Hydropsyche fulvipes (Curtis, 1834)

Nyugat-palearktikus, de Délnyugat- és Észak-Európából nem ismert. Előzetes szórványos előfordulási adatai Romániából bizonytalanok, csupán lárvá és báb jellegeken alapszanak, ilyenformán romániai előfordulása ez idáig kétséges volt (Ciubuc 1993). Bizonyító példányaink a Maros vízgyűjtő területéről, hegyvidékről származnak, ahol kisebb patakokban él. Nálunk a ritkább fajok közé tartozik.

Hydropsyche instabilis (Curtis, 1834)

Európa északkeleti részén nem él, kelet felé viszont Kis-Ázsián keresztül egészen Iránig megtalálták. Romániában hegy- és dombvidéken sokfelé előfordul, itteni elterjedési adatai arra utalnak, hogy kisebb, kevésbé szennyezett patakokban fejlődik. Gyűjtéseink nem igazolták a Szamos vízgyűjtő területén való előfordulását, a Maros és Körösök hegy- és dombvidéki szakaszain azonban számos példányát gyűjtöttük.

Hydropsyche modesta Navas, 1925

Európai elterjedése hiányosan ismert, Botoșăneanu és Malicky (1978) szerint Észak-Európában, valamint a Német–Lengyel- és Kelet-európai-síkságon nem fordul elő. Romániai előfordulási adatai teljesen bizonytalanok, a Román-alföld különböző helyeiről szórványosan jelezték jelenlétét. Az erdélyi folyókon végzett kutatásaink arra engednek következtetni, hogy a faj Erdélyben nem ritka, a nagyobb folyók kevésbé szennyezett szakaszán gyakori, sőt tömeges is lehet, de a szennyeződést nem tűri olyan mértékben, mint a *H. contubernalis* vagy a *H. bulgaromanorum*. Kisebb vízfolyások mentén is gyakran gyűjtöttük. Így elsőként a Szamos és Maros dombvidéki szakaszai, illetve a Körösök hegyvidéki szakaszába ömlő kisebb patakok mentén.

Hydropsyche ornatula McLachlan, 1878

Akárcsak a *guttata*-csoport többi tagjáié, ennek is hiányosan ismert európai elterjedése, nyugatról és északról nincsenek biztos adatai, viszont

kelet felé megtalálható a Volga mentén, a Kaukázusban és Türkmenisztánban. Romániában az alföldi térségekből szórványosan említik, így irodalmi adatok alapján például a Maros dombvidéki szakaszáról (Botoşăneanu 1961). A faj romániai elterjedésének tisztázása érdekében további kutatások szükségesek.

Hydropsyche pellucidula (Curtis, 1834)

Gyakori nyugat-palearktikus faj, elsősorban nagyobb folyók mérsékelt szennyezett szakaszán, valamint hegy- és dombvidékek kisebb vízfolyásai mentén. Romániában is számos lelőhelyi adata ismert, főleg a nagyobb folyók hegy- és dombvidéki szakaszán. Saját gyűjtéseink az irodalmi adatokat igazolták, így az erdélyi folyók irányában a hegy- és dombvidéken nagy számban a folyók, illetve a beleömlő kisebb patakok mentén is felleltük.

Hydropsyche saxonica McLachlan, 1884

Európa nagy részein elterjedt, de Nyugat-Európában csak bizonytalan adatai vannak. Romániai irodalmi adatai is elég szórványosak, a közlés helyenként igen régi, ami a faj helyes beazonosítását bizonytalaná teszi. Az erdélyi folyókat illetően csupán a Szamos vízgyűjtő területéről nem sikerült kimutatni, a Maros mentén mind a hegyvidéki, mind a dombvidéki szakaszokon előfordult, kevés példányát a Körösök hegyvidéki szakaszáról is gyűjtöttük. Elsősorban kisebb, dombvidéki, ritkábban hegyvidéki patakok mellől került elő.

Hydropsyche tabacarii Botoşăneanu, 1960

Igen ritka tegzes, mely a Balkánról és a Kárpátokból került elő. Hazai előfordulása szórványos, a Kárpátok hegyvidékére korlátozódik, a Keleti-Kárpátokból csak saját gyűjtéseink révén ismert. Az erdélyi folyók esetében mindössze a Maros és Körösök forrása közelében ömlő tiszta források mentén gyűjtöttük, a szennyeződésekre szélsőségesen érzékeny, szigorúan védendő tegzesfajunk.

Cheumatopsyche lepida (Pictet, 1834)

Nyugat-palearktikus, egész Európában elterjedt, kelet felé Iránig és Közép-Ázsiáig hatol. Romániából főleg a Bánságból és a Keleti-Kárpátokból került elő, többnyire a folyók felső szakasza mellől, de hegyvidéken kisebb patakok mentéről is. Saját gyűjtéseink során mindhárom kutatott folyó vízgyűjtő területéről előkerült, mind hegy- és dombvidéken (Maros, Körösök vízgyűjtő területe), mind pedig domb- és alföldi vidékeken (Szamos vízgyűjtő területe).

3.1.6. *Polycentropodidae*

Neureclipsis bimaculata (Linné, 1758)

Holarktikus. Romániában általánosan elterjedt. Széles ökológiai tűrészhatárú faj, szennyezett vizekben is él, táplálkozásmódja miatt (hálópépítő) bizonyos helyeken tömegesen építi cső alakú fogóhálóit, a kisebb vízfolyásokat ezáltal fel tudja duzzasztani. A Szamos és Maros domb- és alföldi szakaszai mentén mi is gyűjtöttük.

Plectrocnemia brevis McLachlan, 1871

Közép-Európában és a Balkánon elterjedt, északon ritkább (Brit-szigetek), Skandináviából hiányzik. Romániai adatai szórványosak, a Bánságból egyetlen lelőhelyi adat ismert, emelett a Fogarast, a Csalhót, az Aranyos vízgyűjtő területét említik az irodalomban (Ciubuc 1993). A gyűjtéseink azt igazolták, hogy a faj kis egyedszámban gyűjthető, de jóval elterjedtebb a Kárpátok hegyvidékén, a Maros forrásvidékén számos példányát fogtuk. Igen ritka, tiszta hegyi patakokat kedvelő faj, fokozott védelmet érdemel.

Plectrocnemia conspersa (Curtis, 1834)

Európa-szerte elterjedt. Romániában a hegy- és dombvidéken általánosan, olykor a síkságon is megtalálható. Egészen kis vízfolyások, sőt vízszivárgások mentén is él. Saját gyűjtéseink csupán a Maros és Körösök hegyvidéki szakaszain igazolták jelenlétét.

Plectrocnemia kisbelai Botoșăneanu, 1976

A csupán néhány évtizede Románia területéről leírt tegzesfaj egyetlen irodalmi adata a Szkerice-Bélavár természetvédelmi területen található források és vízszivárgások voltak. Eddig csak néhány példányát ismerték. Igen értékes új lelőhelye saját gyűjtéseink eredményeképpen a Járavize helységen átfolyó Járapatak felső szakasza, mely az Aranyos és így a Maros vízgyűjtő területén található. A környék nagyfokú leromlása következtében ez utóbbi lelőhelye veszélyben van, élőhelye szigorú védelmet érdemelne.

Polycentropus excisus Klapalek, 1894

Közép-Európa hegyvidékein előforduló ritka tegzesfaj. Romániából eddig két helyről említik, egyik a Bánság (Mehedint), a másik az Aranyos középső szakasza. A Maros vízgyűjtő területéről mi is csak ebből az egyetlen irodalmi adatról ismerjük, erdélyi előfordulásának tisztázására további kutatások szükségesek.

Polycentropus flavomaculatus (Pictet, 1834)

Palearktikus faj. Romániában elég gyakori, elsősorban hegyvidéki patakok mentén gyűjtötték, de irodalmi adataink vannak domb- és síkvidéki

előfordulására is. Gyűjtéseink is az erdélyi folyók hegyvidéki szakaszairól származnak, kivéve a Szamos, ahol a dombvidéki szakaszon, Kolozsvár előtt került elő számos példánya.

Polycentropus irroratus Curtis, 1835

Egész Európában elterjedt. Hazai előfordulása elég szórványos, kevés lelőhelyről ismert, ezek közé tartozik a Bánság egy része, Gyilkos-tó, Tusnádfürdő, és a a Visó folyó mellől. Eddig az erdélyi folyók vízgyűjtő területéről irodalmi adatok nem voltak, elsőként említjük a Maros forrásvidékéről.

Holocentropus picicornis (Stephens, 1836)

Holarktikus faj, amely Európa nagy részén is előfordul. Romániában bővebb irodalmi adatok csupán a Román- és a Tisza-alföldjéről származnak, egyetlen adat említi a fajnak a Maros vízgyűjtő területén (dombvidéken) való előfordulását. Saját adataink nincsenek, erdélyi elterjedésének tisztázására további kutatások szükségesek.

Cyrnus trimaculatus (Curtis, 1834)

A nyugat-palearktikumban széles körben elterjedt folyóvízi faj. Romániában csupán kevés adat említi, főleg a Duna-deltából, szórványosan a Bánság, Keleti-Kárpátok és Erdélyi-Szigethegység térségéből. A kisebb, esetleg enyhén szennyezett vízű patakokban fordul elő, de nagyobb folyók mentén is gyűjtötték. Saját gyűjtéseink az erdélyi folyók hegyvidéki szakaszain igazolták jelenlétét (Maros, Körösök), a Szamos vízgyűjtő területéről ez idáig ismeretlen.

3.1.7. *Psychomyiidae*

Psychomyia pusilla (Fabricius, 1781)

A teljes nyugat-palearktikus régióban elterjedt és közismert. Romániában is egyik leggyakoribb tegzesfajunk a folyók dombvidéki szakaszán. Tipikus folyóvízi faj, nagyobb folyók kevésbé szennyezett szakaszán tömeges, de kisebb vizekben is él. Az erdélyi folyók mentén is gyakori a hegy- és dombvidéken, alföldi szakaszon csak a Körösök esetében említik.

Lype phaeopa (Stephens, 1836)

Európában elterjedt, Észak-Iránig nyúlik elterjedési területe. Romániai adatai szórványosak, gyakoribb a Bánság és Román-alföld vidékén, ahol a nagyobb, de kevésbé szennyezett folyók lakója. Ismeretes a Maros dombvidéki szakaszán; a Szamos és Körösök esetében elterjedése ismeretlen. Saját gyűjtéseink során nem került elő.

Lype reducta (Hagen, 1836)

Elterjedési területe az előző fajhoz hasonló, nálunk gyakoribb fajnak bizonyul, mint az előbbi, leginkább hegyvidéki patakok mentén, források körül, de olykor a nagyobb folyók tisztább szakaszain is. Eddig csupán a Maros vízgyűjtő területéről gyűjtöttük, dombvidéki szakaszon.

Tinodes kimminsi Sykora, 1962

A néhány évtizede leírt faj Európában csupán az Alpokból, a Kárpátokból és a balkáni hegyvidékről került elő. Tipikus forráslakó, a mészkősziklákon lefolyó vízzel átítatott mohapárnákban él. Romániából csupán Herkulesfürdő környékéről és a Fogarasok néhány pontjáról említik, az Argeş folyó forrásvidékéről. Erdélyben új tegzesfaj, mely gyűjtéseink során a Maros vízgyűjtő területéről, Torockóról került elő. Fokozott védelmet érdemel.

Tinodes rostocki McLachlan, 1878

Közép- és Dél-Európából ismerjük, északon pedig Angliából. Romániai elterjedése főleg a Bánságra és a Déli-Kárpátokra vonatkozik, a Keleti-Kárpátokból és az Erdélyi-Szigethegységből csak szórványosan említik. Saját gyűjtéseink során a Szamos és Körösök hegyvidéki szakaszáról került elő. A Maros folyó vízgyűjtő területéről ez idáig ismeretlen.

3.1.8. *Ecnomidae*

Ecnomus tenellus Rambur, 1842)

A palearktikumban, még a legészakibb területeken is, és az orientális régió egy részén (India, Srí Lanka) fordul elő. Romániában eddig főleg a Duna-deltából és a Román-alföldről említik (Ciubuc 1993); itt közönséges faj. Helyenként tömeges, elsősorban állóvizek nádas-sások parti zónájában, holtágakban, mesterséges vizekben (halastavak, kavicsbányagödrök, állóvízű árkok, szikes tavacsák). Saját gyűjtéseink ugyanilyen élőhelyekről származnak a Szamos és Maros domb- és alföldi szakaszán.

3.1.9. *Phryganeidae*

Trichostegia minor (Curtis, 1834)

Európa-szerte szórványosan elterjedt, délen nem él.

Romániából mindössze három lelőhelyi adat ismert, Kolozsvár mellől, Brassó és Prahova környékéről (Ciubuc 1993). Az erdélyi adatok még Mocsáry (1900) közléséből származnak, ezért feltétlenül revideálásra szorulnak. A lelőhelyek közül a kolozsvárit kerestük fel, ott jelenlétét

nem tudtuk bizonyítani, az eredeti élőhely valószínűleg már leromlott. Egyéb adattal, romániai elterjedését tekintve, nem rendelkezünk. A szomszédos országok (Magyarország) esetében jóval több az információnk (Nógrádi et Uherkovich 2002), ahol a Dél- és Nyugat-Dunántúlon elterjedt és tömeges. Elsősorban erdei lápok, holtágak környékén lehet gyakori, ilyen élőhelyeket felkeresve valószínűnek tűnik, hogy az erdélyi folyók vízgyűjtő területéről kimutatható lesz.

Agrypnia pagetana Curtis, 1835

Holarktikus elterjedésű, de Európa délebbi tájairól hiányzik. Romániában hegy- és dombvidéken szórványosan fordul elő, rendszerint ritka (Ciubuc 1993). Gyűjtéseink során csupán a Szamos dombvidéki szakaszáról került elő kis példányszámban.

Agrypnia varia (Fabricius, 1793)

Nyugat-palearktikus faj, amely Iránig nyomul kelet felé. Romániai adatai azt bizonyítják, hogy nálunk jóval gyakoribb az előző fajnál, bár tömegesen sehol sem tenyészik. Gyűjtéseink során csupán a Maros hegy- és dombvidéki szakaszáról került elő.

Phryganea bipunctata Retzius, 1783

A palearktikum északi részén általánosan elterjedt, délen egyre ritkább. Romániából csak bizonytalan irodalmi adatok alapján ismerjük. A jó oxigénellátottságú, sűrű gyökerezőhínár-társulásokkal borított olyan mélyebb állóvizet kedveli, amelyeknek bizonyos mértékű frissvíz-utánpótlása van (Nógrádi et Uherkovich 2002). Egyetlen adat ismert Mocsáry (1900) után a Szamos vízgyűjtő területéről, Kolozsvár mellől (Botoșăneanu 1957, 1961; Ciubuc 1993). Ez lárvahatározás alapján történt, ezért erdélyi előfordulását további kutatásokkal kell igazolni.

Phryganea grandis Linné, 1758

Nyugat-palearktikus faj, amelynek közeli rokonai a palearktikumban mindenütt élnek.

Romániai előfordulása szórványos, néhány lelőhely csupán a Bán-ságból, Erdélyből, a Román-alföldről és a Duna-deltából ismeretes. Erdélyi adatai még az 1900-as évek elejéről származnak, ezért feltétlenül ellenőrzésre szorul, habár hatalmas termete minden más hazai fajtól jól elkülöníti. Bizonyítható példányait nem sikerült begyűjteni az erdélyi folyókon végzett kutatások során. Az állóvizet kedveli, ahol az eutrofizáció előrehaladott. Nagy tömegben gyűjtöttük a kutatott területen kívül eső Gyilkos-tó partján. Valószínű előfordulása a vizsgált erdélyi folyók (Szamos, Maros, Körösök) vízgyűjtő területén található egyéb állóvizek mentén is.

Oligotricha striata (Linné, 1758)

Európában – kivéve a délnyugati tájakat (Pireneusok és Apennini-félsziget) – általánosan elterjedt. Romániában is hasonlóképpen, de ritka tegzesfaj. Az erdélyi folyók vízgyűjtő területéről csak irodalmi adataink vannak, ezek alapján a Szamos hegy- és dombvidéki szakaszán, a Maros hegyvidéki szakaszán, a Körösök hegy- és alföldi szakaszáról említik (Mocsáry 1900; Botoșăneanu 1961).

Oligostomis reticulata (Linné, 1761)

Európában a déli tájak és a Brit-szigetek kivételével elterjedt. Romániában igen kevés lelőhelye ismert, két erdélyi adata az 1900-as évek elejéről származó gyűjtés (Maros dombvidéki szakasza). Gyűjtéseink során nem került elő, így erdélyi előfordulását további kutatások során tisztázni kell. Fő előfordulási helyei kisebb, időszakos vízű árkok, láprétek (Nógrádi et Uherkovich 2002). Erdélyben is hasonló helyeken várható előkerülése.

3.1.10. *Brachycentridae*

Brachicentrus montanus Klapalek, 1892

Közép-Európa hegyvidékein, egészen a Balkánig, elterjedt hegyvidéki tegzesfaj. Hazai adatai főleg a Bánságra, a Déli-Kárpátokra és az Erdélyi-Szigethegységre vonatkoznak, ahol szórványosan fordul elő. Csupán irodalmi adatok jelzik a Maros és Körösök vízgyűjtő területének hegyvidéki szakaszáról (Botoșăneanu 1957, 1961).

Brachicentrus subnubilus Curtis, 1834

Palearktikus faj, amely a nyugati tájakról még nem került elő, keleten viszont Japánban is él. Romániában meglehetősen szórványos, néhány nagyobb folyónk tisztább, felső szakasza, illetve olykor kisebb, oxigéndús vízű patakok mentén is megtalálható. A Maros felső és a Körösök alsóbb szakaszáról gyűjtöttük.

Oligoplectrum maculatum (Fourcroy, 1785)

Európa-szerte szórványosan előforduló faj, mely az északi tájakról hiányzik.

Romániai előfordulása főként a Bánságra és a Déli-Kárpátokra korlátozódik. Emelett néhány erdélyi és keleti-kárpátoki előfordulása ismert. Gyűjtéseink során nem került elő, a Szamos dombvidéki szakaszáról és a Maros hegy- és dombvidéki szakaszairól az adatok több évtizedesek (Jászfalusi 1947; Botoșăneanu 1961), ezért ellenőrzésre szorulnak.

Micrasema minimum McLachlan, 1876

Közép-Európa egyik jellegzetes, hegyvidéki tegzese, mely a nagyobb, tiszta vízzű patakoktól a kisebb folyókig megtalálható. Romániai előfordulását is számos irodalmi adat bizonyítja, az erdélyi folyók esetében a Maros és Körösök hegyvidéki szakaszain sikerült a faj néhány példányát begyűjteni.

3.1.11. *Limnephilidae**Ironoquia dubia* (Stephens, 1837)

Nyugat-Európában és a Balkán nagyobb részén hiányzik, az Alpoknak csak a peremén fordul elő, Közép-, Kelet- és Észak-Európában elterjedt. Romániából egyetlen irodalmi adat néhány lárvát közöl a Küküllő vidékéről (Botoşaneanu 1957, 1961). Saját adatunk is a Maros vízgyűjtő területéről származik, a hegyvidékekről, kisebb, enyhén szennyezett patakok mentéről.

Apatania carpathica (Schmid, 1954)

Elterjedési területe Bosznia és a Kárpátok vonulata. Tipikus hegyvidéki, forráspatakok mentén gyűjthető faj, mely igen érzékeny a folyók forrásvidékének bolygatására. Romániai irodalmi adatait főleg a Déli-Kárpátokból jelzik, de gyűjtéseink során a Keleti-Kárpátokból is számos példánya került elő. Nem gyűjtöttük az említett folyók vízgyűjtő területén, irodalmi adatok a Szamos forrásvidékéről jelzik néhány példányát (Botoşaneanu 1961).

Drusus biguttatus (Pictet, 1834)

Közép-európai faj, amely az Alpokban és az azt körülvevő hegyvidékeken, valamint a Balkán-félszigeten él. Romániából csupán irodalmi adatait ismerjük, előfordulása bizonytalan, hisz a határozások lárva alapján történtek (Ciubuc 1993), így a Maros forrásvidékét is kétséges lelőhelynek tartjuk.

Drusus brunneus Klapalek, 1898

A Kárpátok vonulatának endemikus faja, mely a beerdősödött, magasabb hegyvidéket kedveli.

Romániai bőséges irodalmi adatai színén a magasabb hegyvidékekről származnak (Ciubuc 1993). A vizsgált erdélyi folyók esetében saját gyűjtéseink során a Szamos és Maros forrásvidékéről került elő, fenyőerdőn átfolyó, hideg és tiszta patakok mentén.

Drusus buscatensis Botoşaneanu, 1960

A Déli- és Keleti-Kárpátok igen értékes bennszülött faja, mely 1000 m felett a Szebeni-havasokból és a Nagyhavasról (Buscat-hegy) került elő (Botoşaneanu 1960, 1961), ez utóbbi lelőhely a Maros vízgyűjtő területére esik. Azóta további példányait nem sikerült begyűjteni. Az élőhelyek

leromlásának felgyorsulása az utóbbi években a hegyvidéket is egyre erőteljesebben érinti (erdőirtás, fokozott legeltetés, szabályozatlan turizmus), így a faj előfordulását újabb kutatásokkal szükséges igazolni.

Drusus discolor (Rambur, 1842)

Európában főként a nyugat-mediterráneumból, az Alpokból, a Balkán-félszigetről és a Kárpátokból említik. Hegyvidéki faj. Romániából irodalmi adataink főleg a Déli- és a Keleti-Kárpátokból származnak. A Szamos és Maros forrásvidékéről mi is gyűjtöttük, nagyobb hegyi patakok mentén.

Drusus romanicus Murgoci & Botoșăneanu, 1954

A Déli-Kárpátokból, Bánságból és az Erdélyi-Szigethegységéből ismert néhány lelőhelyi adata. Nagyon ritka bennszülött fajunk, mely a magasabb hegyvidéken, főleg a Retyezátban gyakori. A Körösök vízgyűjtő területének forrásvidékéről vannak irodalmi adataink (Botoșăneanu 1957, 1961). Saját gyűjtéseink során ezt a fajt a Maros, szintén hegyvidéki vízgyűjtő területéről ismerjük.

Drusus tenellus (Klapalek, 1898)

Ritka hegyvidéki faj, melyet eddig a Balkán nyugati részéről és a Kárpátokból gyűjtöttek. Romániai adatai szórványosak. Botoșăneanu (1957, 1961) a Bánságból, Déli-Kárpátokból és a Körösök hegyvidéki szakaszán említi. Saját gyűjtéseink jelenlétét az erdélyi folyók forrásvidékén nem igazolták.

Drusus trifidus McLachlan, 1868

Az Alpokban, a közép-európai hegyvidéken, továbbá a Kárpátokban honos. Az Északi-Kárpátok közepes és magasabb régióiban elterjedt és helyenként nem ritka. Romániai irodalmi adatai főleg a Déli-Kárpátok esetében gyakoribbak, szórványosan a Keleti-Kárpátokból is előkerült. Az irodalmi adatok a Maros vízgyűjtő területének magasabb hegyvidéki régióiból említik (Botoșăneanu 1957, 1961). Saját adataink a fajra vonatkozóan nincsenek.

Ecclisopteryx dalecarlica Kolenati, 1848

Közép- és észak-európai faj, a Balkánon is megtalálták. Romániában gyakori, hegyi patakok mentén tömegesen jelentkeznek (Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink során a faj mindhárom erdélyi folyó hegyvidéki szakaszán gyakorinak bizonyult.

Ecclisopteryx madida (McLachlan, 1867)

Az Alpokban, a környező hegyvidékeken és a Kárpát-medencében él. Romániai irodalmi adatai szerint a faj lárvája hegyi patakokban fejlődik, így a hegyvidék egyik jellemző faja. Az erdélyi folyók vízgyűjtő területén hegyvidéken mi is gyakran fogtuk, szórványosan a Körösök vidékén, dombvidéki patakok mentén is.

Limnephilus affinis Curtis, 1834

Paleartikus faj, nálunk országszerte elterjedt és gyakori (Ciubuc 1993). Gyűjtéseink során az erdélyi folyók vízgyűjtő területén változó intenzitással fogtuk mind a hegy- és dombvidéken (Szamos, Maros), mind az alföldi szakaszok mentén (Körösök).

Limnephilus auricula Curtis, 1834

Nyugat-paleartikus faj, kelet felé Turkesztánig terjed. Nálunk csaknem olyan közönséges, mint az előző faj, és hasonló élőhelyeken és folyószakaszok mentén gyűjtöttük.

Limnephilus bipunctatus Curtis, 1834

Európa-szerte és Kis-Ázsiában elterjedt. Romániában is gyakori (Ciubuc 1993).

Saját gyűjtéseink során jelenléte a Szamos, Maros hegy- és dombvidéki szakaszán igazolódott, és a Körösök egész vízgyűjtő területén gyűjtöttük.

Limnephilus coenosus Curtis, 1834

Hegyvidéki faj, mely Európa-szerte előfordul kis példányszámban egészen Szibériáig. Romániai adatai főleg a hegyvidék magasabb régióiból származnak (Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink során a faj jelenlétét a Maros hegy- és dombvidéki szakaszának vízgyűjtő területéről sikerült igazolni.

Limnephilus decipiens (Kolenati, 1848)

Nyugat-palearktikus faj, amely délnyugaton (Pireneusi-félsziget) hiányzik, viszony Nyugat-Szibériában él. Nálunk hegy- és dombvidéken elterjedt, igen gyakori (Ciubuc 1993).

Limnephilus extricatus McLachlan, 1865

Európában elterjedt faj. Nálunk főleg a hegy- és dombvidéken, de ritkább mint az előbbi faj (Ciubuc 1993). Gyakran gyűjtöttük a vizsgált folyók vízgyűjtő területén a hegy- és dombvidéken.

Limnephilus flavicornis (Fabricius, 1789)

Paleartikus faj, melynek areája Észak-Afrikába is lenyúlik (Egyiptom). Nálunk is igen elterjedt, inkább az alföldi területeken gyűjthető, mindenféle álló és lassan folyó vízben előfordul, szórványosan a hegyvidékre is feljut. Ezt igazolják saját gyűjtéseink is, mely során a fajt mindhárom erdélyi folyó esetében, nagyobb példányszámban a dombvidéken és a folyók alsó szakaszán fogtuk be. A Szamos hegyvidéki szakaszáról származó példányaink a tegzesnek nem a származási helyét bizonyítja, hisz a faj olykor nagyobb távolságokra is elvándorol.

Limnephilus flavospinosus (Stein, 1874)

Európa-szerte megtalálható, elterjedési területe egészen a Kaukázusig és Kis-Ázsiáig terjed. Nálunk főleg az alföldi területeken és a Duna-deltában

gyakori, de szórványosan a domb- és hegyvidékről is említik, itt valószínűleg vándorló példányokról van szó. Ilyen példányokat sikerült fogni a Maros hegyvidéki szakaszán. A faj erdélyi folyók menti élőhelyének felderítése céljából további kutatások szükségesek.

Limnephilus fuscicornis Rambur, 1842

Észak-palearktikus elterjedésű, Európa nyugati és déli részén (Pireneusi- és Appennini-félsziget) nem fordul elő, a Kaukázusban viszont igen. Szórványos hazai előfordulására vonatkozó adatok az erdélyi folyók vízgyűjtő területét is érintik (a Szamos és a Maros dombvidéki szakasza, a Körösök alföldi szakasza). Saját gyűjtéseink során azonban újabb adatokkal nem sikerült igazolni a faj erdélyi előfordulását.

Limnephilus griseus (Linné, 1759)

A palearktikumban általános, sőt még Grönlandon is él (Botoșăneanu et Malicky 1978). Romániában, így Erdélyben is mindenütt előfordul, hegy- és dombvidéken éppen úgy, mint az alföldeken. Az általunk vizsgált erdélyi folyók egész vízgyűjtő területén, a magas hegyvidéket leszámítva, mindenhol gyakori.

Limnephilus hirsutus (Pictet, 1834)

Európában (az északi tájak kivételével) és Kis-Ázsiában elterjedt. Hazai adatai főleg a Román-alföldről származnak, csupán szórványosan említik a Bánságból, egészen szórványos irodalmi adatai vannak Erdélyből és a Déli-Kárpátokból (Ciubuc 1993). Ennek ellentmond az a tény, hogy saját gyűjtéseink eredményeképpen a Keleti-Kárpátok számos pontjáról előkerült már, és a vizsgált erdélyi folyók mentén sem ritka, a Maros és Körösök hegy- és dombvidéki szakaszán. A Szamos vízgyűjtő területéről ez idáig ismeretlen.

Limnephilus ignavus McLachlan, 1865

A nyugat-palearktikumban Turkesztánig elterjedt faj. Nálunk hegy- és dombvidéken gyakori. Kutatásaink a faj jelenlétét csupán a Maros hegyvidéki szakaszának vízgyűjtő területéről igazolták.

Limnephilus incisus Curtis, 1834

Palearktikus, de Délnyugat-Európában (Appennini- és Pireneusi-félsziget) és Észak-Afrikában nem találták. Romániai előfordulása szórványos, gyakoribb a Román-alföldön. Erdélyben a Maros felső szakaszán elsőként említjük.

Limnephilus lunatus Curtis, 1834

A nyugat-palearktikumban általánosan elterjedt, kelet felé Kis-Ázsiában és Iránban is él. Nálunk is minden földrajzi térségből ismert. Az erdélyi folyók mentén sem ritka, főleg a hegy- és dombvidéki szakaszokon.

Limnephilus rhombicus (Linné, 1758)

Holarktikus. Hazai viszonylatban is elterjedt, élőhelyei igen változatosak, mindenféle típusú állóvízben megtalálható, néha lassan folyó vizekben is. Az erdélyi folyók hegy- és dombvidéki szakaszán nem ritka.

Limnephilus sparsus Curtis, 1834

Palearktikus faj. Románia területéről szórványosan több helyről is jelezték, gyakrabban a Déli- és Keleti-Kárpátokból. Saját gyűjtéseink azt igazolják, hogy a Szamos és Maros hegyvidéki szakaszán nem ritka, a Szamos esetében dombvidéki előfordulását is igazoltuk. A további kutatások a Körösök mentén is igazolni fogják a faj jelenlétét.

Limnephilus stigma Curtis, 1834

Holarktikus faj, Európa délebbi és nyugati részeiről hiányzik. Romániában néhány lelőhelyi adata ismert a Bucsecs-, Trascău-hegységből. A faj hazai viszonylatban jóval gyakoribb, ezt igazolják gyűjtéseink a Keleti-Kárpátokban, ahol számos példányát fogtuk. Így elsőként említjük az általunk vizsgált erdélyi folyók esetében a Szamos dombvidéki és a Maros hegyvidéki szakaszáról.

Limnephilus vittatus (Fabricius, 1798)

A palearktikum nagy részén elterjedt. Európában szinte mindenütt él. Romániában is elterjedt és gyakori a hegyvidéktől egészen a Duna-deltáig. Az erdélyi folyók esetében csupán a Körösök mentén nem tudtuk igazolni jelenlétét.

Limnephilus xanthodes McLachlan, 1834

Közép- és Észak-Európában, Kis-Ázsiában, Dél-Oroszországban fordul elő, a síkvidékek lakója. Hazai adatai szórványosak, az erdélyi adatok bizonytalanok (Mocsáry 1900; Pongrácz 1914), melyek a Körösök alföldi szakaszára vonatkoznak. Saját gyűjtéseink a faj jelenlétét nem igazolták, további kutatások szükségesek. Magyarországon alacsonyabb területeken, különösen nagyobb tavak körül gyakori (Nógrádi et Uherkovich 2002).

Grammotaulius nigropunctatus (Retzius, 1783)

Európában széles körben elterjedt palearktikus faj, nálunk is mindenhol megtalálható, az imágók a vizektől nagyobb távolságra is elköborolnak. Romániában szinte minden nagyobb földrajzi térségből jelezték előfordulását. Az erdélyi folyók mentén igen gyakori, a folyók vízgyűjtő területén mindenholonnan gyűjthető. A Szamos és Körösök alföldi szakasza mentén még nem mutattuk ki.

Grammotaulius nitidus (Müller 1764)

A nyugat-palearktikum középső sávjában, egészen Iránig és Szibériáig él, viszont Nyugat-Európában, a nyugati és déli Balkánon, valamint

Skandináviában nem találták. Nálunk kifejezetten ritka, mindössze néhány irodalmi adata ismert Dobrudzsából, Erdélyből és az alföldi vidékekről, így a Szamos domb- és alföldi szakaszáról is (Mocsáry 1900; Pongrácz 1914). Tekintve a közel egy évszázados adatot, a faj erdélyi elterjedését további kutatásokkal kell tisztázni. Valószínűleg a nagyobb síkvidéki állóvizekben tenyészik (Nógrádi–Uherkovich 2002).

Glyphotaelius pellucidus (Retzius, 1783)

Csaknem egész Európában (kivéve a Pireneusi-félszigetet) elterjedt, Nyugat-Szibériában is él. Hazai adataink zöme a Keleti-Kárpátok északi részéről származik, csak szórványos adatokkal rendelkezünk a faj bántárgi, erdélyi és alföldi elterjedését illetően, így pl. a Szamos dombvidéki, a Maros hegyvidéki és a Körösök alföldi elterjedéséről. Saját gyűjtéseinkkel azonban nem sikerült igazolni a faj erdélyi előfordulását.

Anabolia brevipennis (Curtis, 1834)

Észak-palearktikus faj, amely ennek megfelelően Európa délebbi tájain nem él. Románia területéről alig rendelkezünk irodalmi adatokkal. A Bucsecsből, Poiana Stampeiről és a Szamos mentén, Kolozsvár környékéről említik (Botoșăneanu 1961). Saját gyűjtéseink során a Keleti-Kárpátok néhány helyéről előkerült már, de az erdélyi folyók vízgyűjtő területeiről eddig nem gyűjtöttük. Megfigyeléseink azt bizonyítják, hogy a lápok környékén fordul elő, tehát a savanyú kémhatású lápvizek lakója lehet.

Anabolia furcata Brauer, 1857

Nyugat-palearktikus faj, amely Európa délebbi tájain, de ugyanúgy északon (Skandinávia, Brit-szigetek) sem él. Hazai viszonylatban rá vonatkozó irodalmi adatok csupán a Keleti-Kárpátok északi részéről vannak és egy bizonytalan adat Szeben mellől is ismeretes (Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink ugyanakkor azt igazolták, hogy hegy- és dombvidéken kis és nagyobb folyók mentén is előfordul, helyenként közönséges. Elsőként gyűjtöttük a Maros hegyvidéki szakaszán, a további két erdélyi folyó esetében előfordulási adataink nincsenek.

Rhadicoleptus alpestris (Kolenati, 1848)

Nyugat-palearktikus, Délnyugat-Európában hiányzik, de a Balkánon előfordul.

Hegyvidéki faj, nálunk a Kárpátok térségében szórványosan gyűjthető. Saját adataink a faj jelenlétét a Szamos, Küküllők és Maros felső szakaszának vízgyűjtő területén igazolta, ahol helyenként tömeges rajzását észleltük. A hegyvidék bővizű és tiszta folyóvizeit népesíti be.

Potamophylax cingulatus (Stephens, 1837)

Európai faj, általánosan elterjedt.

Romániai adatai elég bizonytalanok, a korábbi *Potamophylax latipennis* Curt. alatt közölt adatok egy része is erre a fajra vonatkozik. A két egymáshoz közelálló, de biztosan különálló fajt a legutóbbi időig gyakran összekeverték, így az irodalmi adatokra alig, csupán saját határozásainkra hivatkozhatunk. A gyűjtések során, az erdélyi folyók esetében, azok hegyvidéki szakaszának vízgyűjtő területéről mutattuk ki, hegyi patakokból.

Potamophylax jungi Mey, 1976

A néhány évtizede leírt, hazai endemikus tegzesfaj romániai elterjedése a mai napig bizonytalan. A leírásakor csupán a Dregán völgyéből és Szeben mellől begyűjtött néhány hím példánya volt ismeretes. A Keleti-Kárpátokban folyó több éves kutatásaink során (Ujvárosi–Nógrádi, 1999) egyre több példányát sikerült begyűjteni hegyi patakok mellől és azonosítani, illetve leírni a nőtényt is. A Maros forrásvidékén, a Szenéta melletti Fenek-rétlápból több példánya is előkerült (hímekek és nőtények), lárváinak alakja a mai napig nem ismert.

Potamophylax latipennis Curtis, 1834

A nyugat-palearktikumban általánosan elterjedt. A *P. cingulatus* esetében megjegyezettek itt is érvényesek. A romániai adatok sok esetben bizonytalanok. Saját gyűjtéseink azt bizonyítják, hogy a faj hegyvidéken tömegesen tenyészik hegyi patakokban, a dombvidéken is szórványosan előfordulhat. Az erdélyi folyók esetében főleg hegyvidéki adatokkal rendelkezünk, a Körösök alföldi szakaszáról közölt irodalmi adat valószínűleg téves határozás (Botoșăneanu 1961).

Potamophylax luctuosus (Piller–Mitterpacher, 1793)

Az Alpokban és a környező hegyvidéken, a Balkánon, a Német–Lengyel-síkságon, valamint a Kaukázusban és Kis-Ázsiában honos. Nálunk hegyvidéken általánosan elterjedt és gyakori, olykor tömegesen rajzik hegyi patakok mentén, szórványosan a dombvidéken is előfordul. Saját gyűjtéseink a faj jelenlétét, az erdélyi folyók mentén a hegyvidéki vízgyűjtő területeken mutatták ki.

Potamophylax milleni (Klapalek, 1898)

A Kárpátok endemikus faja, nagy gyakorisággal a Déli-Kárpátokban és a Bánságban gyűjthető. Az erdélyi folyók esetében csupán irodalmi adatokkal rendelkezünk (Botoșăneanu 1957, 1961), a Maros és Körösök hegyvidéki szakaszának vízgyűjtő területéről említik. Tekintve, hogy az adatok több évtizedesek, a további kutatások a faj jelenlegi státusáról egy

pontosabb képet adhatnak. Valószínűleg egy igen érzékeny, tiszta vizet kedvelő tegzesről van szó, mely fokozott védelmet érdemel.

Potamophylax nigricornis (Pictet, 1834)

Európában általánosan elterjedt (kivéve a Brit-szigeteket), kelet felé a Urálig terjed. Nálunk a hegyvidéken általános és gyakori, a forráspatakoktól egészen a folyók hegyvidéki szakaszáig (Ciubuc 1993). Gyűjtéseink az erdélyi folyók vízgyűjtő területén, a Szamost kivéve, szintén a faj hegyvidéki jellegét hangsúlyozza.

Potamophylax pallidus (Klapalek, 1900)

A Balkánról és a Kárpátok térségéből említik, az Alpokból csupán szórványos adattal rendelkezünk (Botoșăneanu et Malicky 1978). Romániából főleg a Bánságból és a Déli-Kárpátokból ismert, szórványos adatai az Erdélyi-Szigethegységből is. Az erdélyi folyók esetében az irodalmi adatok csupán a Körösök hegyvidéki szakaszán említik, saját gyűjtéseink a Maros vízgyűjtő területéről, szintén hegyvidékről, a Keleti-Kárpátokból származnak, ahol a Kis-Küküllő mentén tömeges rajzását észleltük.

Chionophylax mindszentyi Schmid, 1951

A romániai Kárpátok endemikus tegzese. Főleg a Déli-Kárpátokban gyakori hegyvidéki faj, emellett előfordul a Bánságban, az Erdélyi-Szigethegységben és a Keleti-Kárpátok északi részén. Az irodalmi adatok szerint szórványosan a Maros, Szamos és Körösök forrásvidékén is megtalálható, késő őszi, magas hegységi faj. Saját gyűjtéseink a faj újabb előfordulását nem igazolták, további kutatások szükségesek jelenlegi hazai előfordulásának tisztázására.

Halesus digitatus (Schrank, 1781)

Egész Európában él, kelet felé a Kaukázusig és Észak-Iránig.

Romániai adatai szórványosak, a Déli-Kárpátokból és a Bánságból gyakrabban említik. Őszi faj, valószínűleg gyakoribb, mint azt az irodalmi adatok tükrözik, hisz ökológiailag nem igényes. Saját gyűjtéseink a faj előfordulását a Szamos felső szakaszáról, a Maros felső, hegyvidéki és alsóbb, alföldi szakaszáról is bizonyították.

Halesus tessellatus (Rambur, 1842)

Nyugat-palearktikus faj, de a déli részeken (Pireneusi- és Appennini-félsziget) és a Brit-szigeteken hiányzik. Romániai adatai szórványosak, csupán néhány lelőhelyről ismert a Bánságból, Erdélyből, az Erdélyi-Szigethegységből és a Keleti-Kárpátokból. Előfordulását a Szamos dombvidéki és a Maros hegyvidéki szakaszán tudtuk igazolni.

Melampophylax nepos triangulifera Botoșăneanu, 1957

Egy igen ritka kárpáti endemikus alfaj, kifejezetten hegyvidéki és romániai adatai igen szórványosak. A retyezáti és Páring-hegységi előfordulási adatai közel egy évszázadosak, későbbi adatai a Déli- (Botoșăneanu, 1957, 1961) és Keleti-Kárpátokból (Ujvárosi 2002) származnak. A Maros vízgyűjtő területén, magasabb hegyvidékről, csupán irodalmi adataink vannak (Mocsáry 1900; Pongrácz 1914), melyeket újabb kutatásokkal igazolni kell.

Melampophylax polonicus gutinicus Botoșăneanu, 1994

Egy újabb értékes, bennszülött tegzes taxonunk, a 90-es években írták le a Keleti-Kárpátok északi részéből, magas hegységi patakok mentén, melyek a Szamos vízgyűjtő területéhez tartoznak. A leírás régebbi, 60-as évekből származó példányok alapján történt, ilyenformán a faj újabb adatai a későbbi kutatásoktól várhatók. Ezt a fajt mi nem gyűjtöttük.

Isogamus aequalis (Klapalek, 1907)

A Kárpátok endemikus tegzese. Románia területén tömegesen fordul elő a Déli-Kárpátokban, de a Bánságból és a Keleti-Kárpátokból is ismert néhány lelőhelye. Magas hegységi faj, mely a forráspatakokat, kisebb patakokat népesíti be. Csupán irodalmi adatok alapján ismerjük, a Szamos forrásvidékéről.

Parachiona picicornis (Pictet, 1834)

Európa középső és északi részein elterjedt, a Balkánon a Rila-hegységben él (Kumanski 1988). Románia területén a hegyvidéken szórványosan jelzik, így a vizsgált erdélyi folyók vízgyűjtő területéről is (Ciubuc 1993). Saját adataink is ezt igazolják, a hegyvidéken kis vízszivárgások mellett, gyakran nagy tömegben gyűjtöttük.

Stenophylax permistus McLachlan, 1895

Európában és Kis-Ázsiában elterjedt.

Romániában egyik igen gyakori fajunk, hegy- és dombvidéken nem ritka. Kutatásaink során a Szamos hegy- és dombvidéki szakaszán, a Maros és Körösök hegyvidéki szakaszain gyűjtöttük. A Körösök alföldi szakaszán fogott kifejlett egyedek valószínűleg a dombvidékről elkóborolt példányok voltak.

Stenophylax vibex (Curtis, 1834)

Nyugat-Európában, az Alpok vidékén és a Brit-szigeteken él. Romániában főleg az Erdélyi-Szigethegységből említik, ahol nem ritka. Saját gyűjtéseink során mindhárom erdélyi folyó forrásvidékéről előkerült.

Micropterna nycterobia McLachlan, 1875

A nyugat-palearktikum déli részén Turkesztánig elterjedt, viszont nem él a Brit-szigeteken és Skandináviában. Romániában a hegyvidéken

nem ritka, de dombvidéki adatai is ismertek. Saját gyűjtéseink során a Szamos és Maros hegy- és dombvidéki szakaszáról, valamint a Körösök hegyvidéki szakaszáról sikerült kimutatni. Pataklakó.

Micropterna sequax McLachlan, 1875

Európai és Kis-Ázsiai faj. Romániában a hegyvidéken gyakori. Ezt igazolják gyűjtéseink is, mindhárom vizsgált erdélyi folyó hegyvidéki szakaszáról előkerült.

Micropterna testacea (Gmelin, 1798)

Közép-, Nyugat- és Dél-Európában elterjedt.

Romániai adatai főleg az Erdélyi-Szigethegységből származnak, emelett szórványosan a Bánságból és a Déli-Kárpátokból is ismert (Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink azt igazolják, hogy mindhárom vizsgált folyó hegyvidéki szakaszán előfordul, de nem gyakori.

Allogamus auricollis (Pictet, 1834)

Európában a nyugat-mediterráneumból, az Alpok vidékéről, az európai Középhegységből, szórványosan a Balkánról említik. Romániában csupán néhány elterjedési adata ismert a Déli-Kárpátokból (Retyezát és Fogarasi-havasok) és az Erdélyi-Szigethegységből (Bihari-hegység). Hegyi patakok mentén késő ősszel rajzik, tehát gyűjtése nehézkes. Többek között ezzel magyarázzuk a faj szórványos jelzését, a későbbi kutatások valószínűleg jóval több lelőhelyről igazolják majd jelenlétét. Saját gyűjtéseink is ezt bizonyítják, a Szamos-bazár környékén (Szamos forrásvidéke) nagy mennyiségben gyűjtöttük, emellett a Maros forrásvidékéről is előkerült.

Allogamus dacicus Schmid, 1951

A romániai Kárpátok egyik igen ritka bennszülött faja, magas hegy-ségekben forrás-patakok és kisebb hegyi patakok mentén gyűjthető késő ősszel. Irodalmi adatok csupán a Déli-Kárpátokból említik (Botoșăneanu 1957, 1961; Botoșăneanu et Schneider 1978). Elsőként sikerült gyűjtőnünk a Keleti-Kárpátokból is, a Maros vízgyűjtő területének hegyvidéki szakaszáról.

*Allogamus uncatu*s (Brauer, 1857)

Közép-Európa hegyvidékein a magasabb hegyvidék patakjainak lakója, a kifejlett egyedek késő ősszel rajzanak. Az Alpokban, az európai Középhegységben és a Kárpátokban gyakori. Romániában a Kárpátokból gyűjtötték nem nagy számban. Kutatásaink során a faj jelenlétét mindhárom erdélyi folyó gyűjtőterületén, a hegyvidéken sikerült igazolni.

Hydatophylax infumatus McLachlan, 1865

Európában általánosan elterjedt. Az Alpokból, Nyugat-Balkánról, a Középhegységből és a Kárpátokból, a Német-Lengyel- és Kelet-európai-

síkságról, a Brit-szigetetről és a Skandináv-félszigetről vannak irodalmi adatok (Botoşăneanu et Malicky 1978). A hideg és tiszta patakokat, kisebb folyókat kedveli. Romániában a fajról eddig egyetlen biztos adat sem létezett. Jászfalusi (1947) a Maros és mellékpatakjain végzett tegzeslárva gyűjtéseket Gödemesterháza közelében (Keleti-Kárpátok), és ekkor említi a Zebrák-patakból. Ciubuc (1993) ezt az adatot nem vette komolyan és a faj nevét törölte a hazai tegzesfajok listájáról. 2002-ben a Maros forrásvidékét mértük fel, különös tekintettel a Maros mentén elterülő, Vasláb határában fekvő ősláp élővilágára (Fenek-rétláp), amikor is több tíz más tegzesfajjal közösen ezt a fajt is sikerült fénnel gyűjteni. Ez az első olyan adat, mely a faj jelenlétét a Maros felső szakaszán bizonyítja. A faj szigorú védelmet igényel, ugyanis csak az igen tiszta, oxigénben gazdag, nagyobb folyóvizekben képes megélni.

Chaetopteryx biloba Botoşăneanu, 1960

Igen ritka kárpáti endemikus tegzesfaj, melyet eddig csak Románia területéről mutattak ki. Akárcsak a nemzetség többi tagja, gyenge röpképességű, vagy kifejezetten röpképtelen állatok, szárnyuk erőteljesen kitenizált, vastag és igen hosszú szőrök borítják. Az imágók ősszel kelnek, aktivitásuk decemberben, sőt olykor január elejéig tart. Ezzel magyarázható a hazai *Chaetopteryx*-fajok hiányos kutatása és szórványos adatai, annak ellenére, hogy nagyon sok közülük bennszülött faj, mely csupán egyetlen földrajzi tájra jellemző. Előzetes adatai az Erdélyi-Szigethegység néhány helyére, a Déli-Kárpátokban a Fogaras és Bucsecs hegységekre, kivételesen a Bánság és a Gorbó völgyére (Kolozsvár mellett) korlátozódnak. Saját gyűjtéseink során a fajt a Szamos és Maros forrásvidékén sikerült befognunk. A tiszta hegyi patakokban tenyészik.

Chaetopteryx bosniaca cissylvanica Botoşăneanu, 1994

A fent elmondottak itt is érvényesek. Románián kívül csak a Balkánról ismert. A faj romániai elterjedése még kevésbé tisztázott. A Bánság több pontjáról is gyűjtötték, és csak szórványosan a Déli- és Keleti-Kárpátokból (Botoşăneanu 1957, 1961). Gyűjtéseink során a Szamos és Maros hegyvidéki szakaszáról, valamint a Körösök dombvidéki szakaszáról került elő. Pataklakó.

Chaetopteryx polonica Dziedzielewich, 1889

Igen ritka faj, mely a Kárpátokból és a Középhegységből ismert. Forráspatakok, hegyi patakok mentén jelenik meg késő ősszel. Romániai adatai szórványosak. Eddig a Déli- és Keleti-Kárpátok északi feléből gyűjtötték (Botoşăneanu 1957, 1961). Saját adataink a faj hazai elterjedésével

kapcsolatosan nincsenek, irodalmi adatok említik a Szamos forrásvidékéről (Ciubuc 1993).

Chaetopteryx sahlbergi McLachlan, 1876

Európában a Kárpátokban és a Skandináv-félszigeten él. Míg a délebbi részeken szórványos és főleg a hegyvidék hideg patakjait népesíti be, északon a nagyobb folyók mentén is megtalálható, de akár állóvizek mentén is. Feltehetően egy jégkori reliktumfajról van szó, mely északról terjedt el Európában, később az eljegesedést követő melegebb periódusokban európai populációi a hidegebb hegyi patakokban találtak menedéket. Romániai adatai szórványosak, a Kárpát-kanyarban és a Keleti-Kárpátok néhány pontján él (Gyilkos-tó környéke). Egyetlen adat említi a Körösök alföldi szakaszáról (Pongrácz 1914), de tekintve, hogy egy hidegkedvelő fajról van szó, ez az adat valószínűleg téves. Gyűjtéseink során a faj jelenlétét csupán az Olt folyó felső szakasza mentén sikerült igazolni, ami a jelenleg kutatott területen kívül esik.

Psilopteryx curvicalvata Botoșăneanu, 1957

Az egyik igen értékes, csak az Erdélyi-Szigethegységben élő endemikus *Trichopteránk*. Bőséges irodalmi adata nem lépi túl a fent említett földrajzi egységet. Irodalmi adatai a Bihari-hegységből és az Aranyos forrásvidékéről származik. Újabban a Vlegyászáról is számos példányát fogtuk. Az Erdélyi-Szigethegységből eredő mindhárom erdélyi folyó ágának forrásvidékén kimutattuk. A kipusztulás veszélye a fajt egyelőre nem fenyegeti, hisz nagy egyedszámban figyelhető meg késő őszi hegyi patakok mentén, de a korlátlan erdőirtás során valószínűleg állománya rohamosan csökkenni fog.

Psilopteryx psorosa carpathica Schmid, 1952

Románia területén a nevezéktani törzsalak nem fordul elő, adatai csak az európai Középhegységből vannak és a Kárpátok Románián kívül eső területeiről. Nálunk 4 alfaj él, a fent említett *carpathica*, továbbá a *P. p. gutinensis*, *P. p. retezatica* és a *P. p. transsylvanica*. Késő őszi hegyvidéki tegzes taxonjaink, melyek csökkent röpképességük folytán csupán szűkebb földrajzi egységeket népesítenek be, ezért fokozott védelmet érdemelnek. Magasabb hegyvidékeken hegyi patakok lakója. Csak irodalmi adatát ismerjük a Szamos északi-kárpátokbeli ágának forrásvidékéről (Mey et Botoșăneanu 1985).

Psilopteryx psorosa gutinensis Mey & Botoșăneanu, 1985

Schmid vizsgálatai alapján és a romániai magasabb hegyvidék alaposabb felmérése során Mey és Botoșăneanu (1985) biometriai méréseket végeztek a Kárpátok egyéb hegyvidékein is, a kapott adatokat statisztikailag

értelmezték és kimutatták, hogy a romániai Kárpátokban minden szűkebb földrajzi egységben egy morfológiailag is jól elkülöníthető faj él. Csak a Gutinban él a fent említett alfaj, melyet az emített szerzők a Szamos vízgyűjtő területéről említenek. Saját adattal nem rendelkezünk.

Psilopteryx psorosa retezatica Mey & Botoșăneanu, 1985

Az előbb említettek itt is érvényesek. Ez az alfaj csak a Retyezátban él, noha a Maros vízgyűjtő területéről is ismerjük (Mey et Botoșăneanu 1985).

Chaetopterygopsis maclachlani Stein, 1874

Európában korlátolt elterjedésű. Az Alpokból, a Balkán északi részéről, a Középhegységéből, a Kárpátokból és a Kelet-európai-síkság északi részéről ismerik. Nálunk hegyvidéki faj, melyet főleg a Keleti-Kárpátok északi feléből gyűjtöttek, emellett csupán a Békási-szorosból és Biharfüredről jelezték. Csak irodalmi adatok is említik a Körösök forrásvidékéről (Ciubuc 1993).

Annitella lateroprodacta (Botoșăneanu 1952)

Kárpáti endemizmus, mely a hegyvidéken főleg a Déli-Kárpátokban fordul elő nagyobb számban, máshol csak szórványosan. Saját gyűjtéseink során mindhárom erdélyi folyó hegyvidéki szakaszán kimutattuk.

Annitella obscurata (McLachlan, 1876)

A nyugat-palearktikum északi és középső részének nagy területén elterjedt, egészen Szibériáig. A hegyvidékeken közönséges, úgy nálunk is mindenféle gyűjtötték (Ciubuc 1993). Meglepő, hogy az előbb említett folyók hegyvidéki szakaszáról eddig nem jelezték. Saját gyűjtéseink azt igazolják, hogy a Maros hegyvidéki vízgyűjtő területén közönséges.

Goeridae

Goera pilosa (Fabricius, 1775)

Egész Európában általánosan elterjedt, kelet felé a Kaukázusig és az Urálig, Kis-Ázsiában is. Hegy- és dombvidéken nagyobb vízfolyások mentén nálunk is gyakori, ezt főleg saját megfigyeléseink igazolják, hisz irodalmi adata szórványos, csupán a Bánság egy részéről gyűjtötték nagyobb számban (Botoșăneanu 1957, 1961). Saját gyűjtéseink során a faj a Maros és Körösök hegyvidéki, a Szamos dombvidéki szakaszáról került elő.

Lithax niger (Hagen, 1859)

Az Alpokban, a Kárpátokban és a Balkánon él. Romániában főleg a Déli-Kárpátokban és a Keleti-Kárpátok északi részén lévő hegyi patakokban tenyészik, de előfordulási adatai vannak a Bánságból és az Erdélyi-Sziget-hegységéből is. Saját gyűjtéseink a faj jelenlétét a Szamos és Maros hegyvidéki szakaszáról igazolta.

Lithax obscurus (Hagen, 1859)

Közép-Európában, a Német–Lengyel- és Kelet-európai-síkságon és a Kelet-Balkánon elterjedt, de az Alpokban még nem találták. Hazai irodalmi adatok a fajt a Román-alföldről említik, a Bánságból és Erdélyből csupán egyetlen lelőhelye van (Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink elsőként igazolták a faj jelenlétét a Maros vízgyűjtő területének hegyvidéki szakaszán.

Silo graellsii Pictet, 1865

Hegyvidéki faj, mely a nyugat-mediterráneum hegyvidékén, a Kárpátokban és a Balkánon fordul elő. Hazai viszonylatban az egyik leggyakoribb hegyvidéki fajunk, bőséges irodalmi adattal rendelkezünk mindhárom általunk vizsgált erdélyi folyó vízgyűjtő területének hegyvidéki szakaszáról (Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink ezt a megállapítást megerősítik.

Silo pallipes (Fabricius, 1781)

Európa-szerte általánosan elterjedt. Nálunk főleg a Bánságból ismert, szórványosan a Keleti- és Déli-Kárpátokból. Saját gyűjtéseink a faj jelenlétét a Maros hegyvidéki szakaszáról igazolták.

Silo piceus (Brauer, 1857)

Európában – Skandinávia kivételével – elterjedt.

Nálunk a Bánságban elterjedt és gyakori, de a Déli- és Keleti-Kárpátokból és az Erdélyi-Szigethegységből is gyűjtötték már (Botoșăneanu 1957, 1959, 1961). Saját gyűjtéseink során az erdélyi folyók esetében a Maros és Körösök vízgyűjtő területének hegyvidéki szakaszáról, a Szamos dombvidéki szakaszáról, a Körösök alföldi szakaszáról határoztuk meg példányait.

*Lepidostomatidae**Lepidostoma hirtum* (Fabricius, 1775)

A Távols-Kelet kivételével az egész palearktikumban elterjedt. Romániában csak szórványos adataink vannak elterjedését illetően, a Keleti-Kárpátokból gyakrabban, a Bánságból, az Erdélyi-Szigethegységből, Bukarest és Szováta környékéről említik (Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink azt igazolják, hogy ez a faj a hegyvidéken gyakori, így a vizsgált folyók vízgyűjtő területének hegyvidéki (Maros, Körösök) és dombvidéki (Körösök) szakaszáról is sikerült kimutatni.

Crunoecia monospina Botoșăneanu, 1960

Európában eddig mindössze a Balkán nyugati feléről és a Kárpátokból említik. Igen ritka forrás- és pataklakó faj, mely nálunk is szórványos előfordulású. Eddig a Bánságból, a Déli-Kárpátokból és az Erdélyi-Szigethegységből gyűjtötték (Botoșăneanu 1961; Botoșăneanu et Tăbăcaru

1963). Így a Maros vízgyűjtő területéről, az Aranyos forrásvidékéről is említik (Botoșăneanu 1961). Saját adataink nincsenek.

Lasiocephala basalis (Kolenati, 1848)

Európában – Skandinávia kivételével – elterjedt.

Romániában ritkán gyűjtötték, bőségesebb adatokat a Bánságból és a Déli-Kárpátokból találunk, említik az Erdélyi-Szigethegységből, a Kárpátok északi részéről, Szováta, Szeben és Borosjenő környékéről is (Botoșăneanu 1957, 1961; Botoșăneanu et Schneider 1978; Mocsáry 1900; Pongrácz 1914). Saját gyűjtéseink azt igazolják, hogy a Maros vízgyűjtő területén, főleg a hegy- és dombvidék találkozásánál gyakori, Parajd mellett több száz rajzó példányát számoltuk.

Leptoceridae

Athripsodes albifrons (Linné, 1758)

Európa-szerte széles körben elterjedt. Romániában meglehetősen szórványos elterjedésű. Nyáron rajzó, folyóvízi faj, így a közel egy évszázados hivatkozások a Maros és Körösök alföldi szakaszára (Mocsáry 1900; Pongrácz 1914), tekintettel az azóta bekövetkezett folyóvíz-minőség romlásra, valószínűleg megerősítést követelnek. Saját gyűjtéseink során a faj nem került elő.

Athripsodes bilineatus (Linné, 1758)

Európában általánosan elterjedt (Skandináviában nem él), kelet felé Kis-Ázsiáig és Turkesztánig előfordul. Romániában főleg a Bánságból és a Keleti-Kárpátokból gyűjtötték, de említik Petrozsény, Fundu Moldovei környékéről és az Aranyos völgyéből is (Botoșăneanu 1961). Saját gyűjtéseink során a Maros felső-, hegy- és dombvidéki szakaszáról került elő, kisebb hegy- és dombvidéki patakokban helyenként gyakori.

Athripsodes cinereus (Curtis, 1834)

A palearktikum nagyobb részén él, Közép-Ázsiában is. Európában általánosan elterjedt. Romániában eddig mindössze három lelőhelyi adatot ismerünk a Beszterce mentén, Kolozsvár és Torockó környékén, ezek többnyire egy évszázadosak (Pongrácz 1914), így a faj előfordulását a Maros vízgyűjtő területén további kutatásokkal kell igazolni. Ehhez képest viszonylag újabb közlésnek kell tekinteni a fajnak a Román-alföldről származó adatát (Botoșăneanu 1961), mely azonban jelen kutatási területünkön kívül esik. Saját adataink is csupán az Olt felső szakaszáról származnak. A Szamos, Maros, Körösök vízgyűjtő területéről tehát biztos adataink nincsenek.

Athripsodes commutatus (Rostock, 1874)

A nyugat-palearktikum északi részén általánosan elterjedt. Romániai területéről az előző fajnál megjegyzettek érvényesek. Saját adatunk nincs. A régebbi adatok ma már a nagyobb folyókban tenyésző tegzesekre nem érvényesek, vagy feltétlenül igazolni kell jelenlétüket, hisz a nagyobb folyóvizek tegzesfaunája az utóbbi években bekövetkezett erőteljes szennyezés következtében Erdélyben is nagymértékben átalakult.

Ceraclea annulicornis (Stephens, 1836)

Holarktikus faj, amely Európa nyugati és déli részein (Pireneusi- és Appennini-félsziget, a Balkán nagyobb része) nem él. Nálunk mindössze négy lelőhelyi adata ismert a Duna mellől, Orsovánál, a Vöröstoronyiszorosban, Beszterce mellől és a Szamos mellett Kolozsváron (Botoșăneanu 1961). Saját adataink a fajra vonatkozóan nincsenek.

Ceraclea dissimilis (Stephens, 1836)

Európai faj, a legdélibb tájak kivételével általánosan elterjedt. Meglepően kevés irodalmi adat létezik a faj romániai elterjedését illetően, eddig a Bánságból, Bukarest mellől és Nyárádszereda környékéről említettek (Ciubuc 1993). A Keleti-Kárpátokban folytatott gyűjtéseink során hegy- és dombvidéki patakok mentén meglehetősen elterjedt és gyakori. Elsőként igazoltuk előfordulását a Körösök hegyvidéki és a Maros dombvidéki szakaszán.

Ceraclea fulva (Rambur, 1842)

A nyugat-palearktikum középső és északi részén (a Pireneusi-félszigeten hiányzik), Nyugat-Szibériáig terjed. Romániából nagyon szórányosan említik a Duna-deltából, Brăila mellől és Erdélyben Szamosújvár környékéről; erdélyi adata több mint százéves (Mocsáry 1900). Valószínű állóvízi faj, melyet eddig még nem gyűjtöttünk.

Ceraclea senilis (Burmeister, 1839)

A palearktikum nagy részén él (viszont a Pireneusi- és az Appennini-félszigetről nem ismerik), Nyugat-Szibériáig és Észak-Iránig elterjedt. Nálunk a hegyvidékről teljesen hiányzik, dombvidéken csak szórányosan lehet gyűjteni. Tipikusan alföldi faj, a Román-alföldről és a Duna-deltából többfele is gyűjtötték. A Maros vízgyűjtő területének dombvidéki szakaszáról említi Botoșăneanu (1957, 1961). Saját adataink nincsenek.

Mystacides azurea (Linné, 1761)

Palearktikus faj. Eddig nálunk igen kevés helyről gyűjtötték, az adatok gyakran évszázadosak. Tekintve, hogy a környező országokban ez a faj gyakori, kis számú jelzését Románia területéről azzal magyarázzuk, hogy míg a hegyvidék és a dombvidék tegzes faunája meglehetősen

ismert, a nagyobb folyók alföldi szakasza igen kis mértékben vagy egyáltalán nem kutatott, így még számos olyan folyóvízi tegzesfaj előkerülése várható, melyet még hazai területekről nem, vagy csak szórványosan ismerünk. Saját gyűjtéseink a faj jelenlétét a Szamos hegyvidéki és a Maros hegy- és dombvidéki szakaszán igazolták.

Mystacides longicornis (Linné, 1761)

Európában széles körben elterjedt, de például a Kelet-Balkánon még nem találták (Kumanski, 1988). Romániában az alföldi tájakon gyakori, ahol a növényzettel dúsan benőtt álló- és lassan folyó vizekben egyaránt megtalálható (Ciubuc 1993). Erdélyi adatai bizonytalanok, a Maros és a Szamos dombvidéki szakaszáról említik (Mocsáry 1900; Pongrácz 1914; Boga 1943), mi viszont ezt a fajt gyűjtéseink során nem találtuk.

Mystacides nigra (Linné, 1761)

Palearktikus, Európában széles körben elterjedt.

Romániában gyakoribb, mint az előző két faj, nemcsak az alföldön, hanem a domb- és hegyvidéken is, a növényzettel gazdagon benőtt, lassan folyó patakok mentén megtalálható (Ciubuc 1993). Saját gyűjtéseink azt igazolták, hogy a Maros hegyvidéki és a Szamos dombvidéki szakaszán is gyakori.

Ylodes kawraiskii (Martynov, 1909)

Európa középső sávján, valamint kelet felé a Kaukázusban, Iránban és Afganisztánban él. Romániai adatai bizonytalanok, így a Maros hegyvidéki és a Szamos dombvidéki szakaszáról sem elfogadhatóak, hisz ezek az adatok több mint egy évszázadosak (Mocsáry 1900; Pongrácz 1914), a régebbi *Y. conspersus* meghatározásokat ma hazánkban *Y. kawraiskii*ként tartjuk számon (Botoșăneanu 1994). Saját gyűjtéseink során az említett folyók vízgyűjtő területéről nem sikerült kimutatni. Megbízható adataink saját gyűjtéseink révén csak a Kászoni-medencéből vannak, ami viszont nem esik a vizsgált területre.

Oecetis furva (Rambur, 1842)

Palearktikus, délen és nyugaton megritkuló faj (a Pireneusi-félszigetről nem ismerjük). Alföldi elterjedésű, melyet nálunk a Román-alföldről és a Duna-deltából ismerünk. Eddig az erdélyi folyók vízgyűjtő területén elsőként fogtuk a Szamos dombvidéki szakaszán, a folyót kísérő mesterseges halastavak és vízvezető csatornák mellől.

Oecetis lacustris (Pictet, 1834)

Palearktikus, délen és nyugaton szórványosan fordul elő (a Pireneusi-félszigeten és a Dél-Balkánon nem él). Az előbb említett fajhoz hasonló hazai elterjedésű, azonban jóval gyakoribb a dombvidéken. Saját gyűjtéseink

is ezt igazolták, dombvidéki állóvizek mentén olykor tömegesen jelentkezik, például a Szamos dombvidéki szakasza állóvizeinek partján.

Oecetis notata (Rambur, 1842)

A nyugat-palearktikum egész területén, Szibériáig elterjedt. A román faunára elsőként jeleztük a Körösök hegyvidéki szakasza mentén (Ujvárosi 1996), újabb példánya azóta sem került elő. A környező országok nagyobb folyóvízei mentén igen gyakori (Nógrádi et Uherkovich 2002).

Oecetis ochracea (Curtis, 1825)

Holarktikus. Romániában az alföldön egyik legelterjedtebb és leggyakoribb faj, csaknem minden típusú állóvízben megtaláljuk, az alföldi, enyhén szikes tavakban éppen úgy, mint a növényzettel benőtt vízű holtágakban, s nagyon gyakori a halastavakban is. Saját gyűtéseink is ezt igazolják; a Szamos dombvidéki szakaszán, valamint a Körösök alföldi szakaszán hasonló jellegű élőhelyek mentén gyűjtöttük.

Oecetis testacea (Curtis, 1834)

Európa nagy részén szórványosan elterjedt.

Romániából egyetlen bizonytalan adat ismert Dobrudzsából (Kempny 1905). A Körösök vidékén végzett felméréseink során, egyetlen alkalommal a Körösök egyik mellékpatakjából, a hegyvidéken két példánya került elő (Ujvárosi 1996). Fokozott védelmet érdemlő, a kipusztulás szélén álló faj, a vízszabályozást nehezen viseli.

Oecetis tripunctata (Fabricius, 1793)

A nyugat-palearktikumban, Szibériáig szórványosan megtalálható.

A Maros dombvidéki szakaszáról csupán irodalmi adatok alapján ismerjük (Botoșăneanu et Schneider 1978), emellett csak Lugos mellől említik (Mocsáry 1900). A faj romániai elterjedése a későbbi kutatások során vár tisztázásra.

Setodes punctatus (Fabricius, 1793)

A palearktikumnak csaknem egész területén előfordul.

Romániában csak szórványosan gyűjtötték, melyek közül az erdélyi adatok igen régiiek (Pongrácz 1914). Saját gyűjtéseinknek a Szamos dombvidéki, a Maros hegyi és alföldi, a Körösök alföldi szakaszáról sikerült kimutatni. Nagyobb folyók jellemző faja, de olykor oxigéndús állóvizekben is gyakori lehet (halastavak mentén).

Setodes viridis (Fourcroy, 1785)

A nyugat-palearktikum nagyobb részén (kivéve a Pireneusi-félszigetet és Észak-Európát), egészen Iránig és Izraelig elterjedt faj. Romániai elterjedése kérdéses, amennyiben egyetlen hazai előfordulását Pongrácz (1914) említi Apahida környékéről, mely a Szamos vízgyűjtő területének

dombvidéki szakaszára esik. Saját gyűjtéseink nem igazolták romániai előfordulását.

Leptocerus interruptus (Fabricius, 1775)

Szórványos elterjedésű európai faj, amely délen és északon (Skandináv-félsziget) többfelé hiányzik. Romániai elterjedése szórványos, a Bánságból és a Román-alföldről vannak újabb adataink (Botoșăneanu 1961). Erdélyi adata bizonytalan, Pongrácz (1914) a Körösök alföldi szakaszáról említi. Saját adataink nincsenek.

Leptocerus tineiformis Curtis, 1834

Európában az északi és legnyugatibb tájak (Pireneusi-félsziget) kivételével mindenütt általánosan elterjedt. Romániában főleg az alföldről és a Duna-deltából származnak adatok, egyéb tájakról csak szórványosan jelezték (Ciubuc 1993). Gyűjtéseink azt igazolták, hogy a Szamos és Maros dombvidékén gyakori és közönséges, sűrű vegetációjú holtágak, öreg halastavak mentén tömeges.

Adicella filicornis (Pictet, 1834)

Európa nagy részén, kivéve az északi tájakat, elterjedt. Nálunk főleg a Bánságban és az Erdélyi-Szigethegységben gyakori, de a Déli-Kárpátokból is több helyről gyűjtötték (Ciubuc 1993). A Keleti-Kárpátokban és a Román-alföldön előfordulása szórványos. Irodalmi adatok alapján a Maros és Körösök hegyvidéki szakaszáról ismert.

Sericostomatidae

Notidobia ciliaris (Linné, 1761)

Egész Európában általánosan elterjedt, de Dél- és Kelet-Balkánról nem ismerik. Romániában főleg a Keleti-Kárpátok északi részén gyakori, de dombvidéken és alföldi tájakon is említik, igaz, csak szórványosan. Saját gyűjtéseink a Szamos hegy- és dombvidéki szakaszáról származnak.

Oecismus monedula (Hagen, 1859)

Közép-Európában, a Balkánon és Kis-Ázsiában él.

Nálunk a hegyvidéken mindenhol gyűjtötték, helyenként gyakori. Saját gyűjtéseink során jelenlétét mindhárom erdélyi folyó hegyvidéki szakaszán igazolni tudtuk.

Sericostoma flavicorne Kolenati, 1848

Dél- és Nyugat-Európában elterjedt, emellett Kis-Ázsiából és Libanonból is ismerik. Romániában a hegyvidéken elterjedt és gyakori, olykor tömegesen jelentkezik. Az irodalmi adatok közül a Körösök alföldi szakaszára vonatkozó közlést (Pongrácz 1914) nem fogadhatjuk el. A Szamos és Maros vízgyűjtő területének hegyvidéki szakaszán gyakori.

Sericostoma personatum (Kirby et Spence, 1826)

Európában általánosan elterjedt, de például a Kelet-Balkánon még nem találták (Kumanski 1988). Hazai előfordulása szórványos és elég bizonytalan, főleg ami a Szalonta mellől származó évszázados adatot illeti (Pongrácz 1914), további irodalmi adata a Szamos és Maros hegyvidéki szakaszáról származik (Botoșăneanu 1961). A Keleti-Kárpátokban biztosan él, ezt gyűjtéseinkkel is igazoltuk.

*Bereidae**Beraea pullata* (Curtis, 1834)

Egész Európában és Kis-Ázsiában széles körben ismert.

Romániában igen elterjedt és mindenütt megtalálható a számára alkalmas élőhelyeken, kisebb vízerek, hegyi patakok, források körül (Ciubuc 1993). A Szamos és Maros vízgyűjtő területének hegy- és dombvidéki szakaszán, de a Körösök alföldi szakaszán, kis vízfolyások mentén mindenhol gyakori.

Beraeodes minutus (Linné, 1761)

Európa nagy részéről ismert. Romániából gyakrabban a Déli-Kárpátokból említik, Szeben és Szalonta mellőli adatai revideálásra szorulnak. Kisebb vízfolyások mentén, égerligetekben olykor tömeges, előfordul időszakos kisvízfolyások mentén is. Csak irodalmi források alapján a Maros vízgyűjtő területének hegyvidéki szakaszáról ismert.

Ernodes articularis (Pictet, 1834)

Európa nagy részéről – az északi tájak (Skandinávia) kivételével – ismert. Nálunk elterjedt és gyakori, mi is fogtuk a Szamos és Maros vízgyűjtő területének hegyvidéki szakaszán.

*Odontoceridae**Odontocerum albicorne* (Scopoli, 1763)

Európa sok táján megtalálható, több helyen viszont hiányzik. Románia területén elég gyakori, elterjedéséről pontos adataink nincsenek, hisz a régebben *O. albicorne*-nek meghatározott példányok egy része az igen hasonló *O. hellenicum*-nak bizonyult. Így csak saját adatainkra hivatkozhatunk. A Szamos és a Maros vízgyűjtő területén hegyi patakok mentén tömeges.

Odontocerum hellenicum Malicky, 1972

Európai elterjedését Malicky (1972) újraértékelte. Ez utóbbi faj a Balkánon mindenütt gyakori, de a Kárpátokban is egészen a Maros forrásvidékéig felhatol, valószínűleg itt van a faj elterjedésének legészakibb

határa. Irodami adatokra itt sem hivatkozhatunk a sok bizonytalanság és félrehatározás miatt. A keleti-kárpátoki elterjedését nemrég tisztáztuk (Ujvárosi, 2002). Gyűjtöttük a Maros és a Körösök vízgyűjtő területének hegyvidéki szakaszán is.

1. táblázat

Folyóvízrendszerek: **S** – Szamos vízgyűjtő területe, **M** – Maros vízgyűjtő területe, **K** – Körösök vízgyűjtő területe, **H** – hegyvidék, **D** – dombvidék, **A** – alföldi szakasz. Ökológiai kategória: **E**, 1 – legkülönbözőbb folyóvizekben élő fajok, 2 – tavak és lassan folyó vizekben élők, 3 – előnyben részesítik a folyóvizeket, 4 – kizárólag folyóvizekben élnek.

Az adat eredete: * – csak személyes gyűjtés, ° – csak irodalmi hivatkozás, . – az illető folyóvízi szakasról eddig nem került elő, + – jelezték, – – hiányzik.

Veszélyeztetettség: 0 – ismeretlen, nem kielégítően ismert; 1 – elpusztult vagy eltűnt; 2 – közvetlenül veszélyeztetett; 3 – veszélyeztetett; 4 – sérülékeny; n – jelenleg nem veszélyeztetett.

	E	S	H	D	A	M	H	D	A	K	H	D	A
Rhyacophilidae													
<i>Rhyacophila aquitanica</i> (McLACHLAN, 1879)	4	3	+	–	–	3	+	–	–
<i>Rhyacophila fasciata</i> (HAGEN, 1859)	3	n	+	–	–	n	+	–	–	n	+	–	–
<i>Rhyacophila furcifera</i> (KLAPALEK, 1904) [°]	4	3	+	–	–
<i>Rhyacophila laevis</i> (PICTET, 1834)	4	0	+	–	–	4	+	–	–	0	+	–	–
<i>Rhyacophila mocsaryi</i> (KLAPALEK, 1898)	4	4	+	–	–	4	+	–	–	0	+	–	–
<i>Rhyacophila motasi</i> (BOTOȘĂNEANU, 1957)	4	2	+	–	–	0	+	–	–	0	+	–	–
<i>Rhyacophila nubila</i> (ZETTERSTEDT, 1840)	4	n	+	+	–	n	+	+	–	n	+	+	–
<i>Rhyacophila obliterata</i> (McLACHLAN, 1863)	4	n	+	+	–	n	+	+	–	n	+	+	–
<i>Rhyacophila orghidani</i> (BOTOȘĂNEANU, 1952)	4	3	+	–	–	3	+	–	–	0	+	–	–
<i>Rhyacophila philopotamoides</i> (McLACHLAN, 1879) [°]	4	0	+	–	–	0	+	–	–
<i>Rhyacophila polonica</i> (McLACHLAN, 1879)	4	4	+	–	–	4	+	–	–	0	+	–	–
<i>Rhyacophila torrentium</i> (PICTET, 1834)	4	0	+	–	–	4	+	–	–	0	+	–	–
<i>Rhyacophila tristis</i> (PICTET, 1834)	4	0	+	–	–	4	+	–	–	0	+	–	–
Glossosomatidae													
<i>Glossosoma boltoni</i> (CURTIS, 1834)*	3	4	+	+	–	0	+	–	–
<i>Glossosoma conformis</i> (NEBOISS, 1963)	4	0	+	–	–	3	+	–	–	0	+	–	–
<i>Glossosoma discophorum</i> (KLAPALEK, 1902)	4	0	+	–	–	0	+	–	–
<i>Glossosoma intermedium</i> (KLAPALEK, 1892)	4	2	+	–	–	1	–	–	+
<i>Synagapetus armatus</i> (McLACHLAN, 1879) [°]	4	0	+	–	–
<i>Synagapetus iridipennis</i> (McLACHLAN, 1879) [°]	4	2	+	–	–
<i>Synagapetus mosely</i> (ULMER, 1938)	4	2	+	–	–
<i>Agapetus delicatulus</i> (McLACHLAN, 1884)	3	4	+	+	–

	E	S	H	D	A	M	H	D	A	K	H	D	A
<i>Agapetus fuscipes</i> (CURTIS, 1834) ^o	4	0	+	-	-
<i>Agapetus laniger</i> (PICTET, 1834)	3	0	-	+	-	n	+	+	-	0	+	-	-
<i>Agapetus ochripes</i> (CURTIS, 1834)	3	n	+	-	-
<i>Agapetus rectigonopoda</i> (BOTOȘĂNEANU, 1957) ^o	4	2	+	-	-
Hydroptilidae													
<i>Stactobia maclachlani</i> (KIMMIS, 1949) ^o	4	0	+	-	-
<i>Orthotrichia angustella</i> (McLACHLAN, 1865) ^o	1	0	-	+	-	0	-	-	+
<i>Oxyethira flavicornis</i> (PICTET, 1834)	1	n	-	+	-	0	-	-	+
<i>Itytrichia lamellaris</i> (EATON, 1873)	3	0	-	+	-
<i>Hydroptila forcipata</i> (EATON, 1873)	3	n	-	+	-	n	+	+	-	n	+	-	-
<i>Hydroptila lotensis</i> (MOSELY, 1930)	3	0	-	+	-	3	+	+	-	0	+	-	-
<i>Hydroptila simulans</i> (MOSELY, 1920)	3	0	+	-	-
<i>Hydroptila sparsa</i> (CURTIS, 1834) ^o	3	0	-	+	-
<i>Agraylea sexmaculata</i> (CURTIS, 1834)	2	n	-	+	-	0	-	-	+
<i>Allotrichia pallicornis</i> (EATON, 1873)*	3	3	+	-	-
Philopotamidae													
<i>Philopotamus montanus</i> (DONOVAN, 1813)	4	0	+	-	-	n	+	-	-	n	+	-	-
<i>Philopotamus variegatus</i> (SCOPOLI, 1763)	4	n	+	-	-	0	+	-	-	0	+	-	-
<i>Wormaldia occipitalis</i> (PICTET, 1834)	4	0	+	-	-	4	+	+	-	0	+	-	-
<i>Wormaldia pulla</i> (McLACHLAN, 1878)	4	0	+	-	-	2	+	-	-
<i>Wormaldia subnigra</i> (McLACHLAN, 1865) ^o	3	0	+	-	-
Hydropsychidae													
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (CURTIS, 1834)	3	n	-	+	-	n	+	+	-	1	-	-	+
<i>Hydropsyche botosaneanui</i> (MARINKOVIC, 1966) ^o	4	0	+	-	-
<i>Hydropsyche bulbifera</i> (McLACHLAN, 1878)	3	n	-	+	-	n	+	+	-	0	+	-	-
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i> (MALICKY, 1977)	3	0	-	-	+	0	-	-	+
<i>Hydropsyche contubernalis</i> (McLACHLAN, 1865)	3	n	-	+	+	n	+	+	-	n	+	+	+
<i>Hydropsyche fulvipes</i> (CURTIS, 1834)	4	0	+	-	-	0	+	-	-
<i>Hydropsyche instabilis</i> (CURTIS, 1834)	4	n	+	+	-	n	+	-	-
<i>Hydropsyche modesta</i> (NAVAS, 1925)	3	n	-	+	-	n	-	+	-	n	+	-	-
<i>Hydropsyche ornatula</i> (McLACHLAN, 1878) ^o	3	0	-	+	-
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (CURTIS, 1834)	3	n	+	+	-	n	+	+	-	n	+	+	-
<i>Hydropsyche saxonica</i> (McLACHLAN, 1884)	4	4	-	+	-	4	+	+	-	0	+	-	-
<i>Hydropsyche tabacarui</i> (BOTOȘĂNEANU, 1960)	4	2	+	-	-	2	+	-	-
<i>Cheumatopsyche lepida</i> (PICTET, 1834)	3	n	-	+	+	4	+	+	-	4	+	+	-
Polycentropodidae													
<i>Neureclipsis bimaculata</i> (LINNÉ, 1758)	3	4	-	+	-	4	-	+	-
<i>Plectrocnemia brevis</i> (McLACHLAN, 1871)	4	3	+	-	-
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (CURTIS, 1834)	4	4	+	-	-	4	+	-	-

	E	S	H	D	A	M	H	D	A	K	H	D	A
<i>Plectrocnemia kishelai</i> (BOTOȘĂNEANU, 1976)	4	2	+	-	-
<i>Polycentropus excisus</i> (KLAPALEK, 1894) [°]	4	0	+	-	-
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (PICTET, 1834)	1	0	-	+	-	4	+	-	-	0	+	-	-
<i>Polycentropus irroratus</i> (CURTIS, 1835)	4	2	+	-	-
<i>Holocentropus picicornis</i> (STEPHENS, 1836) [°]	2	2	+	-	-
<i>Cyrnus trimaculatus</i> (CURTIS, 1834)	2	4	+	-	-	0	+	-	-
Psychomyiidae													
<i>Psychomyia pusilla</i> (FABRICIUS, 1781)	1	n	+	+	-	n	+	+	-	n	+	-	+
<i>Lype phaeopa</i> (STEPHENS, 1836) [°]	1	0	-	+	-
<i>Lype reducta</i> (HAGEN, 1868)	4	0	+	-	-	3	+	+	-
<i>Tinodes kimminsi</i> (SYKORA, 1962)*	4	2	+	-	-
<i>Tinodes rostocki</i> (McLACHLAN, 1878) [°]	4	4	+	-	-	4	+	-	-
Ecnomidae													
<i>Ecnomus tenellus</i> (RAMBUR, 1842)	2	n	-	+	+	n	-	+	-
Phryganeidae													
<i>Trichostegia minor</i> (CURTIS, 1834) [°]	2	1	-	+	-
<i>Agrypnia pagetana</i> (CURTIS, 1835)	2	4	-	+	-
<i>Agrypnia varia</i> (FABRICIUS, 1793)	2	n	-	+	-	n	+	+	-
<i>Phryganea bipunctata</i> (RETZIUS, 1783) [°]	2	1	-	+	-
<i>Phryganea grandis</i> (LINNÉ, 1758) [°]	2	1	-	+	+	0	-	+	-
<i>Oligotricha striata</i> (LINNÉ, 1758) [°]	2	0	+	+	-	0	+	-	-	1	+	-	+
<i>Oligostomis reticulata</i> (LINNÉ, 1761) [°]	1	1	-	+	-
Brachycentridae													
<i>Brachicentrus montanus</i> (KLAPALEK, 1892) [°]	4	1	+	-	-	0	+	-	-
<i>Brachicentrus subnubilus</i> (CURTIS, 1834)	3	4	+	-	-	0	-	-	+
<i>Oligoplectrum maculatum</i> (FOURCROY, 1785) [°]	3	0	-	+	-	0	+	+	-
<i>Micrasema minimum</i> (McLACHLAN, 1876)	4	3	+	-	-	0	+	-	-
Limnephilidae													
<i>Ironoquia dubia</i> (STEPHENS, 1837)	4	3	+	+	-
<i>Apatania carpathica</i> (SCHMID, 1954) [°]	4	0	+	-	-
<i>Drusus biguttatus</i> (PICTET, 1834) [°]	4	0	+	-	-
<i>Drusus brunneus</i> (KLAPALEK, 1898)	4	0	+	-	-	4	+	-	-
<i>Drusus buscatensis</i> (BOTOȘĂNEANU, 1960) [°]	4	2	+	-	-
<i>Drusus discolor</i> (RAMBUR, 1842)	4	0	+	-	-	0	+	-	-
<i>Drusus romanicus</i> (MURGOCI&BOTOȘĂNEANU, 1954)	4	2	+	-	-	0	+	-	-
<i>Drusus tenellus</i> (KLAPALEK, 1898)	4	0	+	-	-	0	+	-	-	0	+	-	-
<i>Drusus trifidus</i> (McLACHLAN, 1868) [°]	4	0	+	-	-
<i>Eclysopteryx dalecarlica</i> (KOLENATI, 1848)	4	n	+	-	-	n	+	-	-	n	+	-	-
<i>Eclysopteryx madida</i> (McLACHLAN, 1867)	4	0	+	-	-	4	+	-	-	0	+	+	-

	E	S	H	D	A	M	H	D	A	K	H	D	A
<i>Limnephilus affinis</i> (CURTIS, 1834)	1	n	+	+	-	n	+	+	-	0	-	-	+
<i>Limnephilus auricula</i> (CURTIS, 1834)	2	n	+	+	-	n	+	-	-	0	+	-	+
<i>Limnephilus bipunctatus</i> (CURTIS, 1834)	2	4	+	+	-	4	+	+	-	1	+	+	+
<i>Limnephilus coenosus</i> (CURTIS, 1834)	4	3	+	+	-
<i>Limnephilus decipiens</i> (KOLENATI, 1848)	2	4	-	+	-	n	+	-	-	4	+	-	-
<i>Limnephilus extricatus</i> (McLACHLAN, 1865)	1	n	+	+	-	n	+	+	-	4	+	-	-
<i>Limnephilus flavicornis</i> (FABRICIUS, 1789)	2	4	+	+	-	0	-	+	-	4	-	+	+
<i>Limnephilus flavospinosus</i> (STEIN, 1874)*	2	0	+	-	-
<i>Limnephilus fuscicornis</i> (RAMBUR, 1842)°	2	1	-	+	-	0	-	+	-	1	-	-	+
<i>Limnephilus griseus</i> (LINNÉ, 1759)	1	n	+	+	+	n	+	+	-	0	+	-	+
<i>Limnephilus hirsutus</i> (PICTET, 1834)	1	4	+	+	-	3	+	-	-
<i>Limnephilus ignavus</i> (McLACHLAN, 1865)	1	4	+	-	-
<i>Limnephilus incisus</i> (CURTIS, 1834)*	2	0	+	-	-
<i>Limnephilus lunatus</i> (CURTIS, 1834)	2	n	+	+	-	n	+	+	-	0	-	-	+
<i>Limnephilus rhombicus</i> (LINNÉ, 1758)	1	n	-	+	-	n	+	+	-	0	+	-	-
<i>Limnephilus sparsus</i> (CURTIS, 1834)	1	n	+	+	-	n	+	-	-
<i>Limnephilus stigma</i> (CURTIS, 1834)	1	4	-	+	-	0	+	-	-
<i>Limnephilus vittatus</i> (FABRICIUS, 1798)	1	n	+	+	-	n	+	+	-
<i>Limnephilus xanthodes</i> (McLACHLAN, 1834)°	2	1	-	-	+
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i> (RETZIUS, 1783)	1	4	+	+	-	4	+	+	+	0	+	+	-
<i>Grammotaulius nitidus</i> (MÜLLER, 1764)°	2	1	-	+	+
<i>Glyphotaelius pellucidus</i> (RETZIUS, 1783)°	1	0	-	+	-	4	+	-	-	0	-	-	+
<i>Anabolia brevipennis</i> (CURTIS, 1834)°	2	0	-	+	-	3	+	-	-
<i>Anabolia furcata</i> (BRAUER, 1857)*	2	4	+	-	-
<i>Rhadicoleptus alpestris</i> (KOLENATI, 1848)	4	3	+	-	-	3	+	-	-	0	+	-	-
<i>Potamophylax cingulatus</i> (STEPHENS, 1837)	4	3	+	-	-	4	+	-	-	0	+	-	-
<i>Potamophylax jungi</i> (MEY, 1976)	4	2	+	-	-	2	-	+	-
<i>Potamophylax latipennis</i> (CURTIS, 1834)	4	4	+	-	-	4	+	-	-	0	+	-	+
<i>Potamophylax luctuosus</i> (PILL. & MITT., 1793)	4	4	+	-	-	4	+	-	-	4	+	-	-
<i>Potamophylax milleni</i> (KLAPALEK, 1898)°	4	3	+	-	-	1	+	-	-
<i>Potamophylax nigricornis</i> (PICTET, 1834)	4	3	+	-	-	0	+	-	-
<i>Potamophylax pallidus</i> (KLAPALEK, 1900)	4	3	+	-	-	0	+	-	-
<i>Chionophylax mindszentyi</i> (SCHMID, 1951)°	4	0	+	-	-	0	+	-	-	0	+	-	-
<i>Halesus digitatus</i> (SCHRANK, 1781)	1	0	+	-	-	4	+	-	+
<i>Halesus tessellatus</i> (RAMBUR, 1842)	1	4	-	+	-	0	+	-	-
<i>Melampophylax nepos triangulifera</i> (BOTOŞ., 1957)	4	3	+	-	-
<i>Melampophylax polonicus gutinicus</i> (BOTOŞ., 1994)°	4	2	+	-	-
<i>Isogamus aequalis</i> (KLAPALEK, 1907)°	4	3	+	-	-
<i>Parachiona picicornis</i> (PICTET, 1834)	4	3	+	-	-	3	+	-	-	1	+	-	+

	E	S	H	D	A	M	H	D	A	K	H	D	A
<i>Ceraclea senilis</i> (BURMEISTER, 1839) ^o	2	0	-	+	-
<i>Mystacides azurea</i> (LINNÉ, 1761)	2	4	-	+	-	4	+	+	-
<i>Mystacides longicornis</i> (LINNÉ, 1761)	2	n	-	+	-	1	-	+	-
<i>Mystacides nigra</i> (LINNÉ, 1761)	2	0	-	+	-	4	+	-	-
<i>Ylodes kawraiskii</i> (MARTYNOV, 1909) ^o	3	2	-	+	-	2	+	-	-
<i>Oecetis furva</i> (RAMBUR, 1842)	2	1	+	-	-
<i>Oecetis lacustris</i> (PICTET, 1834)	2	4	-	+	-
<i>Oecetis notata</i> (RAMBUR, 1842)*	2	0	+	-	-
<i>Oecetis ochracea</i> (CURTIS, 1825)	2	n	-	+	-	0	-	-	+
<i>Oecetis testacea</i> (CURTIS, 1834)*	2	2	+	-	-
<i>Oecetis tripunctata</i> (FABRICIUS, 1793) ^o	2	1	-	+	-
<i>Setodes punctatus</i> (FABRICIUS, 1793)	2	0	-	+	-	0	+	-	+	0	+	-	-
<i>Setodes viridis</i> (FOURCROY, 1785) ^o	3	1	-	+	-
<i>Leptocerus interruptus</i> (FABRICIUS, 1775) ^o	3	1	-	-	+
<i>Leptocerus tineiformis</i> (CURTIS, 1834)	2	n	-	+	-	n	-	+	-
<i>Adicella filicornis</i> (PICTET, 1834) ^o	4	0	+	-	-	0	+	-	-
Sericostomatidae													
<i>Notidobia ciliaris</i> (LINNÉ, 1761)	1	n	+	+	-	0	+	-	-	0	-	-	+
<i>Oecismus monedula</i> (HAGEN, 1859)	4	3	+	-	-	1	+	-	-	3	+	-	-
<i>Sericostoma flavicorne</i> (KOLENATI, 1848)	3	n	+	-	-	1	+	-	+
<i>Sericostoma personatum</i> (KIRBY & SPENCE, 1826)	4	0	+	-	-	1	+	-	-	1	-	-	+
Bereidae													
<i>Beraea pullata</i> (CURTIS, 1834)	1	3	+	+	-	3	+	+	-	1	-	-	+
<i>Beraeodes minutus</i> (LINNÉ, 1761) ^o	1	0	+	-	-	1	-	-	+
<i>Ernodes articularis</i> (PICTET, 1834)	4	0	+	-	-	3	+	-	-
Odontoceridae													
<i>Odontocerum albicorne</i> (SCOPOLI, 1763)	4	4	+	-	-	4	+	-	-
<i>Odontocerum hellenicum</i> (MALICKY, 1972)	4	3	+	-	-	0	+	-	-

Az erdélyi folyók vízgyűjtő területéről ismert tegzesek száma 190, melyből 133 fajt az utóbbi hét év gyűjtései során nekünk is sikerült igazolni. Ez a hazai tegzesfauna 71,16%-a, illetve 49,81%-a. A 133 faj közül 11 fajt elsőként említünk a fent említett folyók mentén, ezek a következők: *Allotrichia pallicornis*, *Glossosoma boltoni*, *Tinodes kimminsi*, *Limnephilus flavospinosus*, *Limnephilus incisus*, *Anabolia furcata*, *Hydatophylax infumatus*, *Annitella obscurata*, *Lithax obscurus*, *Oecetis notata*, *Oe. testacea*. Közülük a *Hydatophylax infumatus* Románia faunájában új faj, míg a *Tinodes kimminsi*t és az *Oecetis testacea*t ez idáig Erdélyből nem ismerték. 57 fajt, melyet az említett folyók vízgyűjtő

területéről irodalmi adatok említenek, a hétéves felmérés során nekünk nem sikerült gyűjteni. Ezek a következők: *Rhyacophila furcifera*, *Rh. philopotamoides*, *Synagapetus armatus*, *S. iridipennis*, *Agapetus fuscipes*, *A. rectigonopoda*, *Stactobia maclachlani*, *Ortotrichia angustella*, *Hydroptila sparsa*, *Wormaldia subnigra*, *Hydropsyche botosaneanui*, *H. bulgaromanorum*, *H. ornatula*, *H. tabacarui*, *Polycentropus excisus*, *Holocentropus picicornis*, *Lype phaeopa*, *Tinodes rostocki*, *Trichostegia minor*, *Phryganea bipunctata*, *P. grandis*, *Oligotricha striata*, *Oligostomis reticulata*, *Brachicentrus montanus*, *Oligoplectrum maculatum*, *Apatania carpathica*, *Drusus biguttatus*, *D. buscathensis*, *D. trifidus*, *Limnephilus binotatus*, *L. fuscicornis*, *Grammotaulius nitidus*, *Glyphotaelius pellucidus*, *Anobolia brevipennis*, *Potamophylax milleni*, *Chionophylax mindszentyi*, *Melampophylax polonicus gutinicus*, *Isogamus aequalis*, *Anisogamus difformis*, *Micropterna sequax*, *Chaetopteryx polonica*, *Ch. sahlbergi*, *Psylopteryx psorosa carpathica*, *P. p. gutinensis*, *P. p. retezatica*, *Chaetopetygopsis maclachlani*, *Lithax niger*, *Crunoecia monospina*, *Athripsodes albifrons*, *A. cinereus*, *Ceraclea annulicornis*, *C. fulva*, *C. senilis*, *Ylides kawraiskii*, *Y. simulans*, *Oecetis furva*, *Oe. tripunctata*, *Setodes viridis*, *Leptocerus interruptus*, *Adicella filicornis*, *Sericostoma personatum*, *Beraeodes minutus*. A fajok közül figyelemre méltó a folyók alsó szakaszán élők nagy száma, melyeket az említett folyók mentén közel egy évszázada vagy jó néhány évtizede nem gyűjtöttek. Ez a tény mindenképpen a folyók alsóbb szakaszán a vízminőség drasztikus és folyamatos leromlását tükrözi.

Az erdélyi folyók vízgyűjtő területén kimutatott tegzesfajok előfordulását, ökológiai minősítésüket és veszélyeztetettségüket az 1. táblázat mutatja.

A fenti táblázatból megállapítható, hogy a vizsgált erdélyi folyók esetében a felső és alsó szakaszok tegzesegyüttesei nagy eltérést mutattak. A hegyvidéki vízgyűjtő területek, mindhárom folyó esetében, igen gazdag tegzesfaunával rendelkeznek, a fajszám 71-től (Szamos esetében) a 141-ig változott (Maros esetében). Ezen a szakaszon mindhárom folyónál a ritka és bennszülött fajok magas száma főleg a forrásvidékeken tapasztalható. A bennszülött fajok közül néhány csak egy vagy két folyó forrás-patakjaiban, hegyi patakjaiban tenyészik, míg mások hegy- és dombvidéki tisztább patakok, folyószakaszok mentén mutathatók ki. Ezek a következők: *Rhyacophila aquitanica*, *Rh. laevis*, *Rh. motasi*, *Rh. orghidani*, *Wormaldia pulla*, *Hydropsyche tabacarui*, *Plectrocnemia brevis*, *P. kisbelai*, *Tinodes kimminsi*, *Micrasema minimum*, *Drusus buscathensis*, *D. romanicus*, *Rhadicoleptus alpestris*, *Potamophylax jungi*, *P. pallidum*,

Allogamus dacicus, Hydatophylax infumatus, Chaetopteryx biloba, Lithax obscurus, Oecetis testacea.

A folyók domb- és alföldi szakaszain a tegzesfauna diverzitása rohamosan csökken, egyhangúvá válik, a ritka és érzékeny fajok eltűnnek, csupán néhány széles ökológiai tűréshatárral rendelkező faj marad meg. Így a Maros alsó szakaszán a következő tegzeseket gyűjtöttük: *Hydropsyche bulgaromanorum, Grammotaulius nigropunctatus, Halesus digitatus, Setodes punctatus*. A Szamos esetében az alábbi fajokkal jellemezhető az alsóbb szakasz: *Hydropsyche contubernalis, Cheumatopsyche lepida, Ecnomus tenellus, Limnephilus griseus, Leptocerus tineiformis, Notidobia ciliaris*. A Körösök mentén az eddig jelzett tegzesek száma látványlag magas (33), ez a valóságban jóval kisebb, hisz az adatok nagy része több évtizedes irodalmi hivatkozás.

A valós helyzet felmérésére, a folyók alsó szakaszának hosszú távú monitorozására van szükség.

Az egyes folyók szakaszait összehasonlítva azt látjuk, hogy a legváltozatosabb tegzesegyüttes a Marosban tenyészik, a teljes vízgyűjtő területen 164 tegzesfajról van adatunk, a legtöbb a hegyvidéki szakaszon található (141), a dombvidéken, az erőteljes mezőgazdasági és ipari szennyeződés a fajszám zuhanásával érzékeltethető, itt mindössze 57 tegzesfaj előfordulásáról tudunk. Az alsó szakasz csupán 5 tegzesfaja azt mutatja, hogy a folyó természetes tegzesegyüttese teljes mértékben megváltozott, a folyó denaturálódott.

A helyzet a Szamos folyó vízgyűjtő területén is hasonló, az egész vízgyűjtő területről 113 tegzesfaj került elő, a hegyvidéken a tegzesfajok száma 71. A Szamos esetében a dombvidéki szakasz is meglehetősen magas tegzesfajszámmal bír (61), de az alsóbb szakasz itt is mindössze 7, ökológiailag széles tűréshatárral rendelkező fajnak ad menedéket.

A Körösök esetében a teljes vízgyűjtő területről kimutatott tegzesfajok száma 103, ezek nagy része a hegyvidéken (is) fejlődik (82). A Körösök esetében a dombvidék fajszáma igen szegényes (11), addig az alsóbb szakaszok esetében az előbbi folyókhoz képest jóval gazdagabb tegzesfauna tenyészik.

3.2. Az erdélyi folyók tegzéseinek kategorizálása, veszélyeztetettségük alapján

Amint azt az 1. táblázatban követni lehet, az erdélyi folyók vízgyűjtő területén igen sok, valamilyen szinten veszélyeztetett faj él. Ennek

ellenére, a mai napig egyetlen faj sem részesül törvényes védelemben, és a romániai tegzesek vörös listája a mai napig nem készült el. Bár elvileg a nemzeti parkokban, tájvédelmi körzetekben, melyek közül néhány az említett folyók vízgyűjtő területére esik, a területi védelmet minden élőlény elméletileg megkapja, ez – különösen a folyóvízi fajok esetében – nagyon labilis védelem. Egyetlen nemzeti park sem tudja kivédeni a területére érkező vízszennyezést, pedig az a vízi életközösségekben olykor helyrehozhatatlan károkat okoz. De nem mentesülnek ez alól egyéb vízi biotópok sem, például hegyvidéken a fakitermelés, vízszennyezés, a vízadó rétegek sérülése teszi tönkre a vízfolyásokat, így az ott élő fajok populációi súlyosan sérülhetnek.

A hét éve folyó kutatásaink során számos esetben egy faj nem, vagy csak nagyon elvétve került elő, a többszöri megismételt gyűjtés ellenére is. Ezeknek a ritka fajoknak, ha az élőhelye veszélyeztetett, akkor magának a fajnak a hazai léte is közvetlenül veszélyeztetett. Az erdélyi folyók vízgyűjtő területén kimutatott fajok nagyobb hányada a három veszélyeztetettségi kategória valamelyikébe tartozik, egyes fajok időközben el is tűntek.

Jelen ismereteink szerint az egyes veszélyeztetettségi kategóriába a következő fajok tartoznak:

Ismeretlen vagy nem kielégítően ismert. Az erdélyi folyók vízgyűjtő területéről nagyszámú tegzesfaj ide sorolható, hisz az utóbbi 20–30 évben a tegzeskutatások hazai viszonylatban szüneteltek, egy-két faunisztikai munka az erdélyi folyókra nézve többletinformációval nem szolgált. A hétéves kutatómunkánk nem elégséges mindhárom folyó azonos szintű megismerésére, így egyes fajok státusát a jövőben ellenőrizni kell, ez hangsúlyosan a dombi és alföldi faunára vonatkozik. A Szamos esetében 40, a Maros esetében 46, a Körösök esetében 65 faj ebbe a kategóriába sorolható (1. táblázat).

Kipusztult vagy eltűnt. Ide azokat a tegzesfajokat sorolhatjuk, melyek előzetesen ismert lelőhelye megszűnt, vagy igen súlyosan szennyezett, így bizonyító példánya az utóbbi 50–60 évben nem került elő. Az erdélyi folyók alsóbb szakaszairól nincsenek frissebb elterjedési adataink, ha elfogadjuk, hogy a régebbi közlések mindegyike érvényes határozáson alapszik. A lápok és holtágak, pl. a Kolozsvár környéki igen értékes természetvédelmi területek ma már igen leromlott állapotban vannak, így az innen jelzett, Európa-szerte igen ritka, láplakó *Trichostegia minor* valószínűleg azóta már kipusztult. Ide sorolhatunk a Szamos esetében 11, a Maros esetében 16, a Körösök esetében 11 tegzesfajt (1. táblázat).

Közvetlenül veszélyeztetett. A kutatott területen az ide sorolható fajoknak csak néhány elszigetelt populációja van, igen alacsony abundenciával. A kedvező lokális feltételeknek köszönhetően az illető fajok egyedszáma még magas lehet. A kutatott területen előforduló összes bennszülött, reliktum jellegű vagy ritka fajunk ebbe a kategóriába sorolható, melynek populációi Európa-szerte csökkenő tendenciát mutatnak. A Szamos és Körösök esetében 4–4, a Maros esetében 16 faj tartozik ide (1. táblázat).

Veszélyeztetett. Felméréseink során az irodalmi adatokhoz képest egyre kisebb populációt mutató tegzesfajok tartoznak ide, vagy bizonyos fajok elterjedési területe az utóbbi években bekövetkezett élőhelyleromlás következtében összeszűkülte. A Szamos esetében 8, a Maros esetében 21, míg a Körösök esetében 2 faj ilyen (1. táblázat).

Sérülékeny. Jelenleg még erőteljes populációit találjuk az említett folyók vízgyűjtő területén, de a közeljövőben, a szennyeződés fokozásával, ezek a populációk sérülhetnek vagy teljesen el is tűnhetnek. A Szamosból 22, a Marosból 39, a Körösökből 10 tegzesfajt feltétlenül ebbe a kategóriába kell sorolnunk (1. táblázat).

Jelenleg nem veszélyeztetett. A fennmaradó fajokat foglalják magukba, melyek jó alkalmazkodóképességük folytán elviselik élőhelyeik egyre fokozódó szennyezését. Azonban az egyes fajok reakciói különböző szennyezési forrásra más és más, így a közeljövőben az egyes fajok toleranciahatárát a különféle szennyezésre tisztázni kell. A Szamos esetében 30, a Maros esetében 29, a Körösök esetében 11 fajt sorolhatunk ide (1. táblázat).

3.3. Monitorozás és a rehabilitáció lehetőségei

Hatékony védelem, legyen szó bármilyen élőlényről, csakis az élőhelyek állapotának fenntartásával oldható meg. A vízi élőlények különösen ki vannak téve a változó hatásoknak, közösségeik folyton változó összetétellel követik nyomon ezeket a változásokat, így az együttesek érzékenyebb (sztenok) elemei rövid időn belül kipusztulnak.

Az erdélyi folyók esetében a tegzes-fajdiverzitás kisebb-nagyobb mértékű csökkenése, el egészen a csupán néhány hipereuriocikus faj túlélését biztosító erősen szennyezett vizekig, számos okra vezethető vissza.

Az egyik legfontosabb a nagyarányú folyószabályozás. A nagyobb kanyarokat átvágták, a medret, többnyire csak egy viszonylag keskeny árteret hagyva, gátak közé szorították. Az ártereken marad ugyan egy-egy régebbi holtág-maradvány, vagy a szabályozás során vágtak le bizonyos mederrészeket, kanyarokat, melyeket a gyors eutrofizáció hamarosan

gyökeresen átalakított. A természetes vagy ahhoz közeli állapotot ma már csak kevés folyónk esetében tanulmányozhatjuk, és ez szinte kizárólag csak a folyók hegyvidéki szakaszaira vonatkozik. Az alföldi szakaszokon a nagyobb folyók bizonyos jellemző fajai közül kerülnek ki azok, amelyek időlegesen vagy véglegesen eltűntek a vizsgált folyók vízgyűjtő területeiről (pl. *Athripsodes commutatus*, *Setodes viridis*).

A szennyezés sokszor még a mederszabályozásnál is nagyobb kárt okoz a tegzesek esetében. Végeredményben csak 2–3 olyan faj van, amely a súlyos szennyezést elviseli, vagy kifejezetten ilyen vizekben él hatalmas mennyiségekben (*Hydropsyche contubernalis*, *Neureclipsis bimaculata*, *Oecetis ochracea*). Folyóvizeinken időről időre váratlan és erős szennyezéshullámok vonulnak le, mint például a legutóbbi hírhedt cianid-, majd nehézfémion-szennyezés, a károsító hatások összeadódásából a folyó már nem kerülhet ki győztesen, élővilága denaturálódott, öntisztulási képessége megszűnt (pl. a Szamos alsó szakasza).

A folyóvizek élővilágának egyik el nem hanyagolható zavaró tényezője a vízierőmű-építés. Ilyenkor drasztikusan megváltoznak a folyó hidrológiai viszonyai. A tározótérben lelassul a víz áramlása, csökken az oxigéntartalom, a szennyezések lebomlása ezáltal lassul, káros vízkémiai folyamatok indulhatnak meg. Mindenképpen háttérbe szorulnak a gyors folyást és természetes mederveviszonyokat kívánó közösségek. A kisebb vízfolyások, mint a domb- és síkvidéki patakok szabályozása ugyancsak széles körű, ilyen jellegű természetes állapotú folyóvizet ma már csak ritkán találunk.

A mederszabályozás mellett súlyos teher e vizek mezőgazdasági eredetű szennyezése (műtrágya és növényvédő szer bemosódások). Kifejezetten kultúrterületeken, ahol állandó szennyvíz, vegyszer és műtrágya hatásának vannak kitéve a vizek, csak kevés faj lehet gyakori.

Sok mocsár, láp száradt ki, többségük ugyancsak emberi beavatkozás hatására. A meglevők is egyre rosszabb állapotba kerülnek, mint azt több helyen magunk is megfigyeltük. A folyóvizek mentén, pl. a Maros felső szakaszán, igen értékes rétlápok vannak, melyeket csak érintőlegesen kutatott szakember (leszámítva a florisztikai kutatásokat). Saját gyűjtéseink során számos, a hazai faunára új és bennszülött taxon került elő (pl. *Potamophylax jungi*, *Hydatophylax infumatus*), melyek igen értékes komponensei a hazai faunának.

A hegyi patakok többségét ugyan nem szabályozzák, azonban itt is számos károsító tényező léphet fel. Többek között a vízáradó rétegeket (pl. karsztvíz-medencét) teheti tönkre a bányászat, máskor a tarra vágott erdőállomány okoz jelentős mikroklimatikus változásokat.

Az erdélyi folyók hosszú távú monitorozása és a szennyezett szakaszok rehabilitációja természetesen csak a fent ismertetett okok azonnali és hatékony megszüntetésével lehetséges. Ha a hegyvidéken a folyók vízgyűjtő területén számos, még érintetlen, referencia értékű élőhely létezik, mint kiváló refúgiumterületek, a szennyezett szakaszok állandó újranépesülését biztosítják. Így a hegyvidéken a folyó felső szakaszának jó esélye van a szennyezési források megszűnésével a természet közeli állapot elérésére, hisz a bővebb hegyi patakok hasonló faunaképet mutatnak. A dombvidéken és főleg az alföldi szakaszokon ez nem valósítható meg. A síkvidék kisebb vízfolyásai teljesen más ökológiai igényű fajoknak adnak otthont, mint a nagyobb folyók, így faunacsere csak a széles ökológiai tűréshatárral rendelkező fajok esetében lehetséges. A tegzesközösségek visszafordíthatatlanul károsodtak, és még ha a szennyezőforrások meg is szűnnének, a természetes állapot nem állhat vissza. Ezért a folyók alsóbb szakaszainak rehabilitációja csak olyan referencia értékű folyószakaszok hosszú távú kutatásával valósítható meg, mely során a természet közeli állapot megőrizhető. A folyók alföldi szakaszának legtöbb tegzesfaja igen jó repülő, így ezen természetes folyószakaszok olyan refúgiumterületekké válnak, ahonnan a szennyezettebb folyószakaszok, a szennyezettségi szint csökkenésével természetesen is megújulhatnak. A további kutatások éppen ezért ezen referencia értékű folyószakaszok pontos megjelölésének és egy hatékony védelem megszervezésének irányába kell mutatniuk. A Körösök alsóbb szakasza, erdélyi viszonylatban, mindenképpen nagy figyelmet érdemel.

4. Összefoglalás

Jelen dolgozatunk elsőként foglalja össze az erdélyi folyók (Maros, Szamos, Körösök) tegzesfaunáját. A több mint hét éve folyó tegzeskutatásaink eredményeképpen az említett folyókra vonatkozóan a legújabb eredményeinket összegeztük. Saját vizsgálatainkat 1996–2002 között végeztük, kezdetben csak kifejlett példányokat gyűjtöttünk, később, a korszerűbb határozók megjelenésével, tegzeslárvákat is begyűjtöttünk. Ez idő alatt több mint 20 000 tegzesimágót és legalább ennyi tegzeslárvát dolgoztunk fel, mintáinkat jegyzőkönyveztük, majd számítógépes adatbázisban rögzítettük.

A dolgozatban 190, az erdélyi folyók vízgyűjtő területéről eddig jelzett tegzesfajt mutatunk be, melyeknek adatait összevetjük a saját gyűjtéseinkből származó adatokkal, tanulmányozzuk a legfontosabb

élőhelyeket és azok tegzesállományait. Így az említett folyókon az elmúlt évtizedek folyamán bekövetkezett változásokat pontosabban nyomon tudtuk követni, az egyes folyószakaszokat folyónként össze tudtuk hasonlítani. Természetvédelmi kérdéseket is tárgyalunk, az erdélyi folyók tegzeseit veszélyeztetettségük alapján kategorizáljuk, kihangsúlyozva az élőhelyeket leginkább károsító hatásokat és ennek megfelelően az erdélyi viszonylatban leginkább veszélyeztetett tegzesfajokat felsoroljuk.

Jelen dolgozatunkat olyan előtanulmánynak szántuk, mely egy gazdag adatbázisra támaszkodva, kiindulópontja lehet az erdélyi folyókat érintő későbbi természetvédelmi kutatásoknak. A folyók vízgyűjtő területén a referencia értékű élőhelyek vagy folyószakaszok további kutatásával és a szennyezett szakaszokkal való állandó összehasonlításával az erdélyi folyók kutatásának egy újabb, modernebb megszervezését indítjuk el, mely a tegzeseket, mint bioindikátor szervezeteket használja az egyes folyószakaszok és kisebb vízfolyások minősítésére és osztályozására. Ez összhangban van az Európai Unió folyóvízeket érintő legújabb ajánlásával és az európai víztartalékok minősége pontosabb felmérésének lehetőségét adja.

SZAKIRODALOM

ANDRIKOVICS S.–KISS O.

1999 A gerinctelen makrofauna funkcionális táplálkozásbiológiai csoportjai az Eger-patak mentén. *Hidrológiai Közlöny* 79 (6). 300–302.

2000 Bioindikáció vízi gerinctelenekkel a Dunában. 3. Vízirovarvizsgálatok a Duna magyarországi szakaszán. *Hidrológiai Közlöny* 80 (5). 272–274.

BERLIN, A.–THIELE, V.

2002 Trichoptera in Assessment and Clasification of Streams in the Lowlands of North-Eastern Germany. *Proc. 10th Int. Symp.*

Trichoptera – Nova Suppl. Ent. Keltern 15. 481–490.

BOGA L.

1943–1945 Erdélyi tegzesek vagy szőrösszárnyúak (Trichoptera).

Múzeumi Füzetek. 3. 1–4.

BOTOȘĂNEANU, L.

1952 *Rhyacophila furcifera* (Klapalek) Botos. syn. *Rhy. mayeri* var *furcifera* Klapalek, 1904. *Comun. Acad. R.P.R.*, 2. 9/10. 547–550.

1955 Note trichopterologice I. *Bul. științ. Sect. Șt. Biol.* 7. 3. 791–802.

1956 Contributions à la connaissance des stades aquatiques des Trichopteres crenobiontes: *Rhyacophila laevis* Pict., *Wormaldia triangulifera* McLach., *Drusus romanicus* Murg. et *Botosaneanu, Silo varipilosa* Bots. (Trichoptera). *Beitr. Entom.* 6. 590–624.

1957 Recherches sur les Trichopteres (imagos) de Roumanie. *Tjdsch. Ent.* 100. 2. 179–194.

1958 Sur quelques *Triaenodes* (Trichoptera, Leptoceridae) du groupe *conspersa* CURTIS. *Opusc. Ent.* 28. 123–128.

1959 Cercetări asupra trichopterelor din Masivul Retezat și Munții Banatului. *Bibl. Biol. Anim.*, Ed. Acad. R.S.R. 1. 1–166.

1960 Description de quatre nouvelles especes de Trichopteres de Roumanie. *Ann. Mag. Nat. Hist.* 13. 3. 113–120.

1961 Materiaux pour servir à la connaissance des Trichopteres d'Europe orientale et centrale. *Folia Ent. Hung.*, Ser. nov. 14. 2. 11–91.

1965 Neue trichopterologische Fänge in Poland, Rumanien und Bulgarien. *Latv. Ent.* 10. 53–60.

- 1966 Genurile *Stenophylax* și *Micropterna* STEIN (Trichoptera) în România. Prezentare cu caracter sistematic. *Lucr. Inst. Speol. „E. Racoviță”* 5. 99–114.
- 1967 Sur quelques *Plectrocnemia* des Carpates de Roumanie (Trichoptera, Polycentropodidae). *Reichenbachia* 8. 23. 269–273.
- 1972 Pour une melleure connaissance des *Micrasema* d'Europe (Trichoptera, Brachicentridae). *Fragmenta Entomologica* 10 (2). 65–106.
- 1973 Les Trichopteres (Insecta, Trichoptera) de l'espace carpatobalcanique, fournisseurs de documentes pour l'évolution. *Riv. Idrobiol. (Perugia)* 12. 2/3. 119–152.
- 1975 Die endemischem Trichopteren der Karpaten. *Verh. Sechsten Int Symp. uber Entomofaunistik in Mitteleuropa*, 91–103.
- 1993 A New Caddisfly Species from Romania and Several Species New to the Country's Fauna (Trichoptera). *Ent. Zeitsch.* 103/21. 399–404.
- 1994 Additional Documents to the Knowledge of the Trichoptera of Romania, with Data on European Taxa from Outside this Country (Insecta, Trichoptera). *Faun. Abh. Mus. Toerk. Drezden* 20. 6. 57–88.
- BOTOȘĂNEANU, L.–MALICKY, H.
1978 Trichoptera. In: J. Illies (ed.): *Limnofauna Europea*. Gustav Fischer Verlag et Swets Zeitlinger, 2. 333–359.
- BOTOȘĂNEANU, L.–SCHNEIDER, E.
1978 Die Köcherfliegen (Trichoptera) in den Sammlungen des naturwissenschaftlichen Museums Sibiu. *Stud. Comun. Șt. Nat. Muz. Bruckenthal, Sibiu*, 22. 307–326.
- BOTOȘĂNEANU, L.–TĂBĂCARU, I.
1963 Ephemeropteres, Plecopteres et Trichopteres des Monts de Făgărașch (Alpes Transylvanie). *Bull. I.R.N.B.* 39. 1–58.
- BOURNAUD, M. et alii
1983 Les Hydropsychidae (Trichoptera) du Haut-Rhone entre Genève et Lyon. *Annl. Limnol.* 18 (1). 61–80.
- CIUBUC, C.
1993 Checklist of Romanian Trichoptera (Insecta). *Extr. des Trav du Mus. d'Hist. Nat. Gr. Antipa, București*, 23. 11–147.
- EDINGTON, J. M.–HILDREW, A. G.
1981 A Key to the Caseless Caddis Larvae of the British Isles with Notes on Their Ecology. *Freshwater Biol. Ass., Sci. Publ.* 43. 1–91.

JÁSZFALUSI, L.

1947 Description hydrobiologique et hidrologique des environs de Gödemesterháza. *Fragm. Faun. Hung.* 10.1. 10–20.

KEMPNY, M.

1905 Beitrag zur Neuropteroiden fauna Rumaniens. *Bul. Soc. Științ. București*, 14. 665–671.

KISS O.

1976 A „mosaic-pattern” elv bemutatása a Bükk-hegységi Szalajka patakrendszer Trichopteráin. *Fol. Hist. Nat. Mus. Matr.*, 4. 63–69.

1979 A folyóvizi társulások mozaikelvének értelmezése és az ökológiai niche. *Acta Acad. Ped. Agr. Nova Series*, 15. 453–466.

2001 A vízminősítésben felhasználható bioindikátor tegzések. *Hidrobiológiai Közöly.* 81 (3). 173–176.

KISS, O.–ANDRIKOVICS, S.

2000 Functional Feeding Groups Along a Lowland Astream (Eger Stream, Hungary). *Verh. Intern. Verein. Limnol.* 27. 1490–1493.

KISS O.–KÓKAI E.–KONCZ G.

1995 Az Uppony környéki patak Trichopterái. In: *Refúgiumterületek géntartalékainak vizsgálata az Északi-Középhegységben.* Acta Acad. Agr. Nova Series 21 (1). 327–339.

KISS, O.–SCHMERA, D.

1996 Die Köcsherfliegen der Quellregionen des nord-ungarischen Bükk Gebirges. *Crunoecia* 5. 67–70.

KLAPALEK, F.

1904 Zprawa a vysledieich cesty di Transylvanskych Alp a Vysokych tater. *Vestn. Cesk. Akad.*, 8.

KUMANSKI, K.

1988 Trichoptera. Integripalpia. *Fauna Bulgarica.* Sofia, 15. 1–244.

MALICKY, H.

1983 Atlas of European Trichoptera. Jung. (ed.) The Hauge. X+298.

MALICKY, H.–REISINGER, W.

1997 Lichtfallenfang von Köcherfliegen (Trichoptera) an der Gmundner Traum (Oberösterreich). *Z. Arb. Gem. Österr. Ent.*, Wien, 49. 9–20.

MEY, W.–BOTOȘĂNEANU, L.

1985 Glazial-refugiale subspeciación von *Psylopteryx psorosa* s. l. (KOLENATI, 1890) in den karpaten und angrenzenden Mittergebirgen Zentraleuropas. *Dtsch. Ent. Z.*, 23. 1/3. 109–127.

MOCSÁRY S.

1900 Ordo Neuroptera. In: *Fauna Regni Hungariae*. Budapest, 33–44.
MOOG, O.

1991 Biologische Parameter zum Bewerten der Gewässergüte von Fließgewässern. *Landschaftswasserbau*, Wien, 11. 235–266.

MOOG, O. (ed.)

1995 *Fauna Aquatica Austriaca*. Wien, 1–200.

MURGOCI, A.

1951 Contribuții la cunoașterea trichopterelor din peșterile Munților Apuseni și din regiunile Hunedoara și Severin. *Bull. Sect. Șt. Biol.* 3. 4. 751–764.

1953 Câteva genuri și specii noi de trichoptere pentru fauna României. *Bull. Sect. Șt. Biol.* 5. 1. 29–36.

1959 Données sur les imagos et les larves des Leptocerides (Trichoptera) de la R. P. R. *Lucr. Ser. Șt. Stațiunii Zool. Mar. Agigea*, 445–452.

NÓGRÁDI, S.

1989 Trichoptera Data of the Hungarian Natural History Museum Concerning the Northern Mountains, Hungary. *Folia Historiconaturalia Musei Matrensis*, Gyöngyös, 14. 99–106.

NÓGRÁDI S.–UHERKOVICH Á.

2002 Magyarország tegzesei (Trichoptera). *Dunántúli Dolgozatok (A). Természettudományi sorozat*, Pécs, 11. 1–386.

PONGRÁCZ S.

1914 Magyarország Neuropteroidái. Ennumeratio Neuropteroideum Regni Hungariae. *Rovartani Lapok* 21. 109–155.

UHERKOVICH, Á.–NÓGRÁDI, S.

2001 The Trichoptera of the Szigetköz, Upper Hungarian Danube Region (Northwest Hungary), I. Compendium of the Faunistical Research. *Folia Hist. Nat. Mus. Matrensis (Gyöngyös)* 25. 91–110.

UJVÁROSI L.

1994 Contribuții la cunoașterea faunistică a trichopterelor (Insecta: Trichoptera) din Depresiunea Ciuc. *Bul. inf. Soc. lepid. rom.* 5 (2). 149–163.

1995 Two New and Some Rare Trichoptera Species in the Romanian Fauna. *Bul. inf. Soc. lepid. rom.* 6 (1–2). 151–155.

1997a Study on the Trichoptera Fauna in the Romanian Section of the River Crișul Alb Catchment Area. *Tiscia monograph series*. Szolnok–Szeged–Tg. Mureș, 295–299.

- 1997b Fauna de trichoptere din Masivul Retezat și Valea Cernei (Insecta: Trichoptera). In: Rákossy László (ed.): *Entomofauna parcurilor naționale Retezat și Valea Cernei*. 75–86.
- 1998a Trichopterele (Insecta: Trichoptera) din zona Cheile Someșului Cald (Ic Ponor). *Bul. inf. Soc. lepid. rom.* 9 (3–4). 265–268.
- 1998b Four Trichoptera Species New in the Romanian Fauna. *Entomol. Rom.* 3. 73–78.
- 1999 Contribuții la cunoașterea faunistică a Trichopterelor (Insecta, Trichoptera) din Grupa Centrală a Carpaților Orientali. *Analele Univ. Oradea, Fac. Biologie* VI. 49–87.
- 2000 Angaben über die Köcherfliegen (Trichoptera) des Macin Gebirges. In: Rákossy, L.–Weiser, C. (ed.): *Das Macin Gebirge (Rumänien, Nord-Dobrukscha)*. *Carinthia II*, Klagenfurt (Austria), 190/110. 110.
- 2002 The Present Stage of Knowledge on the Trichoptera of the Central Group of the Eastern Carpathians in Romania. *Proc. 10th Int. Symp. Trichoptera – Nova Suppl. Ent.*, Keltern 15. 379–394.
- UJVÁROSI, L.–CHIȘU, S.
1999 Contribution to the Knowledge of the Caddis Flies (Insecta: Trichoptera) Fauna of the Olt River Basin. *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res.* 1. 129–142.
- UJVÁROSI, L.–NÓGRÁDI, S.
1999 The Female of *Potamophylax Jungi* Mey, 1976 (*Trichoptera, Limnephilidae*). *Braueria* (Lunz am See, Austria), 26. 24.
- UJVÁROSI, L.–NÓGRÁDI, S.–UHERKOVICH, Á.
1995 Studies on the Trichoptera Fauna of the Ciuc Basin and Harghita Mountains. *Folia Hist. Nat. Mus. Matraensis (Gyöngyös)*, 20. 99–113.
- WARINGER, J.–GRAF, W.
1997 Atlas der Österreichischen köcherfliegenlarven. *Facultas Universitätsverlag*, Wien, 1–286.
- ZSUGA K.–KISS O.–BARTA K.
2000 A Közép-Tisza vidék vízminőségi állapota környezetvédelmi szempontból. *Hidrológiai Közlöny*, 80 (5). 396–397.

EGYES ERDÉLYI FELSZÍNI VIZEK NEHÉZFÉM-TARTALMÁNAK MEGHATÁROZÁSA MODERN ELEKTROANALITIKAI (STRIPPING ANALÍZIS) ELJÁRÁSSAL

1. Bevezetés

Napjainkban az ipari termelés és más emberi tevékenység folytán a környezet és ezen belül a természetes vizek szennyezettsége egyre nagyobb méreteket öltött, globális problémává vált. A veszélyes szennyező anyagok között szerepelnek a nehézfémek is. Ezek meghatározása lehetővé teszi a szennyezettség fokának, a víz alkalmazhatóságának megállapítását (ipar, mezőgazdaság, emberi fogyasztás stb.), a szennyező források feltárását, a víztisztás hatékonyságának követését. A felszíni vizek (forrás-, kút-, folyó-, tó-, tengervíz stb.) fémtartalmának meghatározására leggyakrabban atomspektroszkópiai [ICP plazma, atomabszorpciós analízis (AAS)], elektrokémiai, ionkromatográfiás analitikai eljárásokat alkalmaznak. A stripping analízis (SA) a legalacsonyabb kimutatási határral rendelkező elektrokémiai eljárás, főleg fémek nyomokban történő gyors, pontos meghatározására. Elméleti tanulmányok egész sorozata (Schmidt 1966, De Vries 1967, Brainina 1977) írja le az SA elméletét, bizonyítva a módszer előnyeit: alacsony kimutatási határ, a zavarások (interferenciák) kis száma, relatív egyszerű és olcsó berendezések használata, terepviszonyokra való alkalmazás lehetősége.

A módszer a 90-es években valódi reneszánszát éli, mivel igen széles körű alkalmazást nyert a környezeti, orvosi és élelmiszer-analízis során (Brainina 2000). Érzékenysége a legalacsonyabb kimutatási határokkal rendelkező analitikai eljárásokkal (neutron-aktivációs analízis, AAS, ICP plazma) vetekszik. Lényege, a meghatározandó anyagot (alkotót) először egy elektród felületén (munkaelektrod) leválasztják, dúsítják, majd valamilyen voltammetriás eljárással visszaoldják (Kékedy 1998). Az analitikai információt a visszaoldás során nyerik, amikor is mérik a visszaoldás során fellépő csúcsáram erősségét, értéke az alkotó koncentrációjával

arányos. A dúsítás általában ellenőrzött potenciálon való elektrolízissel történik, az elektrolízisidő 30 másodperctől 30 percig tarthat, az alkotó mennyiségének függvényében. Más eljárás szerint az alkotót adszorpció révén dúsítják fel az elektród felületén (adszorpciós stripping analízis, AdSA). Eme folyamatok révén az alkotó mennyisége (koncentrációja) az elektródon akár 10^6 arányban is feldúsul a mintában levő mennyiségéhez képest. Ez lehetővé teszi, reverzibilis elektrokémiai rendszerek esetén 10^{-10} mól, irreverzibilis rendszerek esetében pedig 10^{-9} mól anyagmennyiségek meghatározását. Munkaelektrodként főleg Hg elektródot alkalmaznak [függő higanycsepp-elektrod (HMDE), higanyfilm-elektrod (MFE)], de alkalmaznak platina, ezüst, arany, üvegszén (glassy carbon, a továbbiakban: GC) vagy szénpaszta elektródot (CPE) is, a meghatározandó alkotó természetének, illetve az alkalmazott dúsítási eljárás függvényében. Az SA során a legfontosabb a munkaelektrod megválasztása. A legáltalánosabban használt elektród a függő higanycsepp-elektrod volt, újabban a higanyfilm-elektrod. Az SA területén a kutatások olyan irányban is folynak, hogy a mérgező higanyt, illetve a higanysókat más, környezetbarát anyagokkal helyettesítsék. Ennek ellenére megemlíthetjük, hogy elég elterjedten használják környezeti minták vagy élelmiszerek nehézfém-tartalmának a meghatározására (Kazakov 1996, Vega 1997, Locatelli 1997, Potin-Gautier 1995). A szilárd elektródok, mint a nemesfém-szál, üvegszén és a szénpaszta elektródok a mérések során többszöri regenerálást igényelnek (Lange 1997, Wahdat 1995, Petrov 1998). Ezen okok miatt SA még jelenleg sem annyira elterjedt, mint amennyire a módszer előnyei alapján várnánk. A Bi, Cu, Cd, Pb, Mn, Zn, Fe stb. elektrolízissel leginkább higanyelektrodra választják le, az arzén, higany, ón dúsítása arany-elektrodon a legmegfelelőbb, az anionok dúsítása higany-, illetve ezüst-elektrodon történik, a szénpaszta-elektrod anyagába kelátképzőt keverve elősegítik egyes fémionok gyors és szelektív adszorpcióját az elektródon. Más esetekben az elektród felületét módosítják, ioncserélő anyaggal vonva be az elektród felületét (Nafion membrán), vagy elektrokémiai úton elektromosan vezető membránok létrehozásával (polipirrol, polianalin stb.). Az SA második lépése a visszaoldás. Voltammetriás eljárások során a visszaoldást különböző időfüggvények szerint változó elektródpotenciálon valósítják meg, mint pl. a lineáris pásztázó voltammetria (LSV), váltóáramú voltammetria (ACV), négyszöghullámú voltammetria (SWV), differenciálimpulzus-voltammetria (DPV). Az SA újabb változata a potenciometrikus stripping analízis (PSA). Itt a visszaoldás állandó áramerősség mellett történik, követve a munkaelektrod potenciáljának időbeni

változását. Ebből meghatározható az alkotó teljes visszaoldásához szükséges idő, mely az anyagmennyiség lineáris függvénye. Más analitikai eljárásokkal összehasonlítva, a stripping analízis előnyei a következők: 1. gyors, nem igényel különleges minta előkészítést, egyszerre több fém is meghatározható, 2. a leválasztási potenciál megfelelő megválasztásával a dúsítással egy időben elválasztás is megvalósítható, az elektród anyagának kiválasztásával, felületének módosításával, a szelektivitás is széles határok között változtatható, 3. az elektromos jel elektronikus számítógéppel könnyen feldolgozható, az eljárás könnyen automatizálható, 4. az alkalmazott mérőműszerek olcsók, fenntartásuk sem igényel nagyobb összeget, ugyanakkor hordozható készülékek is készíthetők, melyekkel terepen is „in situ” lehet meghatározásokat végezni. 5. lehetővé teszi az alkotók hosszabb idejű (napok, hetek, hónapok stb.) folytonos monitorizálását. Mivel a nehézfémek kis mennyiségben, nyomokban találhatóak a természetes vizekben, ugyanakkor több fémfajta is előfordul egy időben egy adott vízben, ezért az SA kimondottan előnyös analitikai eljárás ezen anyagok meghatározására. Hazai viszonylatban az SA eljárást nem alkalmazzák a vízanalízisben, nemzetközi viszonylatban is az atomspektroszkópiai eljárásokat részesítik előnyben, standard eljárásokként. Mindezeket figyelembe véve, az SA eljárást könnyen lehetne alkalmazni szélesebb körben, alternatív analitikai eljárásként, a vízanalízisben, alkalmazási területét más szennyező anyagokra is kiterjeszteni. Az eljárás gyors, pontos adatokat szolgáltat mind a vízügyi, mind az ökológus szakember számára, segítségével olcsón és gyorsan fel lehetne mérni Erdély területén a különböző természetes vizek nehézfém-szennyezettségét, lehetővé tenné a szennyezőforrások feltárását, illetve azok felszámolását.

A következőkben, a teljesség igénye nélkül egy néhány új módszer leírását adjuk meg, irodalmi adatok alapján. Üvegesszén elektródot használnak (van Staden 2000) pirofoszfát alapú elektrolitban a Cu, Cd, Fe, Pb és Zn egyidejű meghatározására. A szerző a fellépő zavarásokat is tanulmányozta, és javaslatot tesz ezek megelőzésére. Talajminták Cd, Pb és Zn tartalmára az SA módszerrel azonos értékeket nyertek, mint az atomabszorpciós spektroszkópiával (Gunkel 1999). A függő higanycsepp-elektrod és a higanyfilm-elektrod teljesítményének összehasonlítását Powell végezte el (Powell 2000).

A szennyvizek egyidejű Zn-, Cu-, Pb- és Cd-tartalmának meghatározására az egyik legjobb módszer az SA (El-Hasani 1999) bizonyult. Merkoci (Merkoci 2000) üvegesszén elektródra HgCl_2 oldatból leválasztott higanyfilmet használ Pb és Cu meghatározására. Optimalizált körülmények

között határozott visszaoldási csúcsokat nyert. Locatelli (Locatelli 2001) tengervízben határoz meg Cu-, Pb-, Cd-, Zn-, Mn-, As- és Se-ionokat egy három elektródos cellában, higanyfilmet használva munkaelektrodként. A referencia elektród telített AgCl elektród volt, a kiegészítő (ellen)elektrod pedig egy Pt szál. Az eredmények az interferenciák ellenére is igen jók, a relatív standard deviáció kisebb, mint 5%. Platinaszálra felvitt higanyfilm segítségével Yun (Yun 2000) a Cd-ionok kimutatási határát 0,2 ppb értékre szorítja le. Az Pb-ionok esetében a kimutatási határ 0,4 ppb.

A jelen dolgozat célja egyes amalgámképző nehézfémek (Cu, Cd, Pb és Zn) meghatározása stripping technikával természetes vizekből, mint olcsó műszerezésű eljárással történő meghatározás, mely kiegészítő eljárás lehet más, nagyon drága multielementes eljárással kapott (pl. ICP, ICP-MS stb.) eredmények kontrolljára. Ugyanakkor, megfelelő hordozható műszer kifejlesztésével, lehetővé válna ezen elemek terepviszonyok közötti, gyors, szűrőjellegű meghatározása, monitorizálása.

2. Kísérleti rész

2.1. Alkalmazott műszerek, eszközök

Az elektrokémiai meghatározásokat háromelektrodos cellában végeztük. Több típust készítettünk, a legmegfelelebbnek a következő bizonyult: egy 25 mL-es lapos aljzatú műanyag edény, melyre egy 40 mm hosszú, műanyagból készült, gallérral ellátott hengert rögzítettünk. A hengerbe, hossz tengelyével párhuzamosan, 4 darab 7 mm átmérőjű lyukat fúrtunk, melyekbe az elektródokat helyeztük. A lyukakat egymáshoz a lehető legközelebb fúrtuk, úgy, hogy az elektródok között a távolság minimális, nem több mint 3–4 mm legyen. Így a cellán a feszültségesést gyakorlatilag kiküszöböltük, a cellára kapcsolt polarizáló feszültség a munkaelektrodra kapcsolt feszültséggel volt azonos. Az egyik lyukba egy végén kihúzott üvegcsővet rögzítettünk, mely az oxigénmentes metángáz bevezetésére szolgált. A cellába üveggel bevont keverőrudat tettünk, a cellát pedig egy mágneses keverőre helyeztük (IOR, Bukarest), az anyagtranszportot az oldat keverésével segítve elő. Kisebb térfogatú edényben (10 mL-es), a helyhiány miatt, a keverőrúd akadozva forgott, nagyobb térfogatú edényekben (100 mL, 250 mL) pedig a keverés nem volt elég egyenletes és intenzív. Másrészt a 20 mL vízminta kellő mennyiségű

nyomelem alkotót tartalmaz, melyek, a műszereink érzékenységét szem előtt tartva, elfogadható pontossággal meghatározhatók.

Munkaelektrodként Pt korong, illetve üvegesszén (GC) korong elektródra felvitt Hg-film elektródot (mercury film electrode, továbbiakban: MFE) használtunk. A platina korongelektródot úgy készítettük, hogy egy 20 mm hosszú, 0,4 mm átmérőjű Pt-szálat, melyhez előzőleg szigetelt rézdrótot forrasztottunk, egy 7 mm átmérőjű, 100 mm hosszú üvegcső egyik végébe forrasztottuk. Az így nyert elektródot, nedves körülmények között, egyre finomabb szemcsenagyságú (500 – 100 μm) csiszolóporral (karborundum) simára csiszoltuk, majd a csiszolást 100 μm szemcsenagyságú Al_2O_3 porral (Merck, Darmstadt, Germany) kb. 1 órán át folytattuk, míg az elektródfelület tükörfényessé vált. A fényezést, polírozást szarvasbőrön fejeztük be, ugyancsak nedves körülmények között. Ezután az elektródot etilalkohollal többször lemostuk (a zsírnymok eltávolítása végett), majd desztillált vízzel leöblítettük és levegőn, szobahőmérsékleten szárítottuk. A Pt korongelektród felülete 0,125 mm^2 .

A GC korongelektródot az előbbiekhöz hasonló módon alakítottuk ki: egy 2 mm átmérőjű és 20 mm hosszú GC-rudat először etil-alkoholban zsírtalanítottuk, vízzel lemostuk és levegőn, szobahőmérsékleten szárítottuk. Ezután a rúd egyik végét, 5 mm hosszban, 1 M ammóniás CuSO_4 oldatba merítettük és katódként kapcsolva, -500 mV-on, egy kb. 300 μm vastagságú rézréteggel vontuk be (a kiegészítő elektród Pt-lemez volt). Mosás és szárítás után a rézzel bevont részhez egy szigetelt rézhuzalt forrasztottunk. Az így előkészített GC-rudat ezután egy 7 mm átmérőjű műanyagcső végére ragasztottuk gyorsan keményedő epoxigyanta segítségével. Az elektródot 4 órán át állni hagytuk, majd az előbbiekhöz hasonló módon felületét tükörfényesre políroztuk. A polírozást, nedves körülmények között, a 100 μm szemcsenagyságú Al_2O_3 porral, majd szarvasbőrön, a meghatározásokat megelőzően, minden alkalommal megismételtük. Az elektród felülete 3,141 mm^2 .

Segédelektrodként egy gyári készítésű, 0,5 cm^2 felületű Pt-lemez elektródot és egy házilag készített inoxidhenger elektródot használtunk. Ez utóbbit úgy készítettük, hogy egy 2 mm átmérőjű, 100 mm hosszú inox rúd egyik végéhez szigetelt rézhuzalt forrasztottunk, majd a rudat egy 20 mm hosszú 7 mm átmérőjű üvegcsőbe ragasztottuk epoxigyantával. Az elektródot 0,1 mol/L-es acetát, illetve ammóniás pufferben teszteltük egy hónap át úgy, hogy a méréseket a Pt-lemez elektróddal, mint referencia-elektroddal, párhuzamosan végeztük. Az inoxidhenger elektród felülete nem változott a tesztelés során, az eredmények a Pt-lemez elektróddal azonosak

voltak, így a továbbiakban csak ezt az elektródot alkalmaztuk. Előnye, hogy olcsó, könnyen elkészíthető, sikeresen helyettesíti a drága platinát.

A referencia-elektrod egy gyári készítésű (nagy felületű, polarográfiás meghatározásokra szánt) telített kalomel elektrod (TKE) és egy saját készítésű kvázi-referenciaelektrod volt. Ez utóbbit egy 100 mm hosszú, 1 mm vastag ezüstszálból készítettük, melyhez szigetelt rézhuzalt forrasztottunk és egy 7 mm átmérőjű, 20 mm hosszú üvegcsőbe ragasztottunk epoxigyanta segítségével. Az elektródot minden használat előtt tömény NH_4OH oldatban tartottuk 2 percig, majd desztillált vízzel lemostuk. Mivel az elemzendő minták összetétele nagyon hasonló, és a meghatározások ugyanazon összetételű alapoldatban történtek, az elektród potenciálja ezen oldatokban gyakorlatilag állandó. Értéke a 0,1 mol/L-es acetát-pufferben ($\text{pH} = 4,5$) +178 mV a TKE-dal szemben. A tesztelési eredményeink azt mutatták, hogy az elektród referencia-elektrodként alkalmazható, potenciálja időben csak kismértékben változik (± 15 mV), a meghatározások ideje alatt pedig állandó. Alkalmazása előnyös minden olyan esetben, amikor a TKE-ből kiszivárgó elektrolit a meghatározásokat zavarja, ilyenkor nem lép fel a folyadék–folyadék határfelületi potenciál, széles körben alkalmazható átfolyó elektrokémiai cellákban. Használatakor természetesen figyelembe kell venni, hogy potenciálja a TKE-hoz képest lényegesen pozitívabb.

A lineáris és ciklikus voltammetriás méréseket egy Potentiostat PS4 (WLW, Mainsberg, Germany) potenciosztáttal végeztük. A berendezés egy kapcsoló átállításával amperosztát üzemmódban is működtethető. A potenciosztátot egy kolozsvári műszerkészítő magáncég (Electronic April kft.), erre a célra kifejlesztett, elektronikus jelgenerátorával vezéreltük. A voltammogramokat egy X–Y koordináta-íróval rögzítettük (Endim 620.02, MWS, Germany) oly módon, hogy az X bemenetelén a munka-elektrod potenciálját, míg az Y bemenetelén a cellán áthaladó áramerősséget (az árammal arányos feszültség formájában) mérhessük. A munka-elektrod mindenkor potenciálját egy digitális voltmérővel (MT 100, Metra Blansko, Czechoslovakia) követtük. A pásztázási sebesség, a kísérletileg megállapított optimális, $v = 100$ mV/s volt minden esetben.

A négyzőghullámú voltammogramokat egy OH–104 típusú (Radelkis, Budapest, Hungary) négyzőghullámú polarográffal rögzítettük. A polarografiás meghatározásoknál a csepegő higanyelektrodot egy Tast Rapid Adapterhez (OH–991, Radelkis, Budapest, Hungary) kapcsoltuk. Ezáltal biztosítottuk a higany egyenletes csepegését, azonos méretű higanycseppek előállítását, ami jelentősen megnövelte a mérések reprodukálhatóságát.

Másrészt az egyenletes csepegés folytán pontosan lehetett szinkronizálni az árammérést a lecseppenés időpillanatával a meghatározások egész ideje alatt. A meghatározásokat a 25 mL-es műanyag elektrokémiai cellában végeztük, esetenként az oxigén előzetes eltávolítása után. E célból 10 percig KMnO_4 -dal tisztított hálózati metángázt buborékkoltattunk a vizsgálandó oldatba, a meghatározások ideje alatt pedig a metángázt az oldat felett áramoltattuk, változatlan hozammal.

Az atomabszorpciós méréseket egy AAS-1 (Carl Zeiss Jena, Germany) készülékkel végeztük metánlevegő lángban. Először 10–15 mL desztillált vizet porlasztottunk a készülékbe, mellyel a porlasztóködkamra-égő rendszert kitisztítottuk, majd a mintát porlasztottuk, míg stabil elnyelést mértünk. Minden egyes mérés után a rendszert desztillált víz beporlasztásával tisztítottuk.

2.2. Felhasznált anyagok, vegyszerek

A meghatározásokhoz analitikai tisztaságú (p. a.) vegyszereket használtuk, vagy annál tisztábbakat. Oldószerként kétszer desztillált vizet alkalmaztunk minden esetben. A felhasznált vegyszerek a következők voltak: sol. CH_3COOH 90% (Reactivul, București, România), CH_3COONa (Reactivul, București, România), KNO_3 (Reactivul, București, România), HNO_3 63% (Merck, Darmstadt, Germany), HCl 32% (Reactivul, București, România), NH_4OH 25% (Reactivul, București, România), NH_4Cl (Reactivul, București, România), sol. $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ 60% (Reactivul, București, România), Hg (Reactivul, București, România), Cu (Specpure, Johnson Metthey Chemicals Ltd., London, England), Zn (Specpure, Johnson Metthey Chemicals Ltd., London, England), Pb (Specpure, Johnson Metthey Chemicals Ltd., London, England), Cd (Specpure, Johnson Metthey Chemicals Ltd., London, England). A vegyszereket eredeti kicsomagolásban használtuk, nem tisztítottuk tovább.

A koncentrált, 1000 mg/L töménységű, standard Cu, Cd, Pb, Zn törzsoldatokat úgy készítettük, hogy 1,000 g fémet megfelelő savban feloldottuk, a teljes oldódás után a tiszta oldatot 1–2 percig főztük, majd lehűlés után 1000 ml-es mérőlombikban desztillált vízzel a jelig feltöltöttük. A hígabb standard oldatokat, közvetlenül a meghatározás előtt, a tömény törzsoldatokból, hígítással készítettük.

A munkaelektrod felületének módosítására, a higanyfilm-réteg elektrokémiai kialakítására 10^{-3} mólos $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ oldatot használtunk, melyet

közvetlenül a felhasználás előtt az 1 mol/L-es acetát-pufferrel 1:1 arányban felhígítottuk.

1 mol/L töménységű vezetősó oldatot KNO_3 -ból készítettük, míg az 1 mol/L-es acetát-, illetve az ammónia-puffert az CH_3COOH és CH_3COONa és az NH_4OH és NH_4Cl megfelelő arányban való keverésével. A pufferoldatok végső pH értékét (4,5, illetve 10), üvegelektrod segítségével, tömény HCl vagy NaOH hozzáadásával állítottuk be. A meghatározásokat 0,1 mol/L-es pufferekben (és 0,4 mol/L-es vezetősó oldatkeverékben) végeztük.

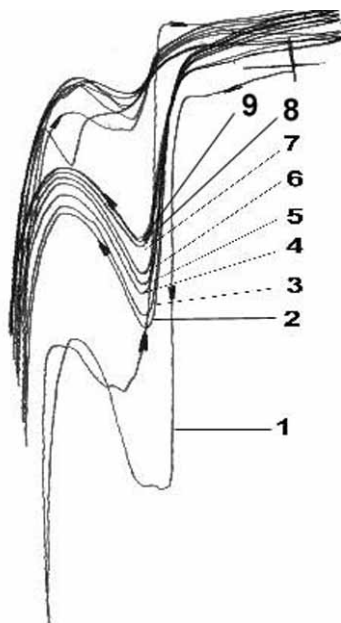
2.3. Mintavétel, a vízminták tartósítása

A vízmintákat 250 ml-es polietilén flakonokba gyűjtöttük és tároltuk, melyeket előzőleg 0,1 N sósavval többször átmostunk, majd desztillált vízzel kiöblítettünk. A különböző eredetű vízmintákat az EPA előírásainak megfelelően gyűjtöttük, kezeltük és tároltuk. Folyóvizek esetében a mintát a folyó fő áramlási vonalában vettük, a parttól 1–2 m távolságra, 20–25 cm mélységben. A vízmintákat a Tiszából (Máramarosszigetnél), a Szamosból (Kolozsvárnál, a Grigorescu lakónegyednél, a vonatállomás mellett, illetve Szamosfalván) gyűjtöttük. Kútvizek esetében a mintákat vederrel vételeztük, a vízfelszín alatt 1–2 m mélységből. A kútvizek Tordaszentlászló község (Kolozs megye) magánkútjaiból származtak. A forrásvizeket az áramlás közepéről vételeztük, vigyázva arra, hogy szilárd szennyeződés a mintába ne kerüljön. A forrásvíz-mintákat a Kolozsvár környéki forrásokból vételeztük (Majláth-kút, Hidegforrás). A mintákat helyben, 1 mL tömény sósavval megsavanyítottuk ($\text{pH} < 2$), a meghatározásokig pedig jégszekrényben, 4 °C-on tároltuk. A folyóvizeket tárolás előtt a laboratóriumban leszűrtük, hogy a szilárd szennyeződéseket eltávolítsuk. Az ivóvizet közvetlenül a meghatározások előtt vételeztük a csapból az elektrokémiai cellába.

3. Kísérleti módszerek, eredmények, értékelésük

3.1. A munkaelektrod tisztítása

A tükörfényesre polírozott munkaelektrod, a felületén található fémnyomok és más szennyeződések, valamint oxid- és hidroxidréteg miatt nem megfelelő, melyre nem lehet egyenletes, jól tapadó higanyréteget kialakítani. Ahhoz, hogy reprodukálható eredményhez jussunk, megfelelő



1. ábra. A Pt elektród ciklikus voltammogramja 0,1 mol/L acetát-pufferben ($pH=4,5$), $v=100\text{mV/s}$, 160 ciklus. 1. 1. ciklus; 2. 10. ciklus; 3. 20. ciklus; 4. 40. ciklus; 5. 60. ciklus; 6. 80. ciklus; 7. 120. ciklus; 8. 140. ciklus; 9. 160. ciklus (a nyilak a görbén a pásztázás irányát jelölik)

előkezeléssel reprodukálható felületet kell létrehozni. A szennyeződések eltávolítását, valamint a felület előkezelését elektrokémiai úton valósítottuk meg úgy, hogy a munkaelektrodót 0,1 mol/L-es acetát-pufferben, állandó keverés mellett, +450 mV-on (TKE-dal szemben) 3 percig tartottuk. Ezen a potenciálon a fémszennyeződések teljes mértékben leoldódnak. Ezután friss acetát-puffer oldatban az elektródot ciklikus voltammetriás eljárással ciklizáltuk (160 ciklus) a $-1300\dots+250$ mV potenciáltartományban. Az oxigént az oldatból nem távolítottuk el. A Pt ciklikus voltammogramja az 1. ábrán látható.

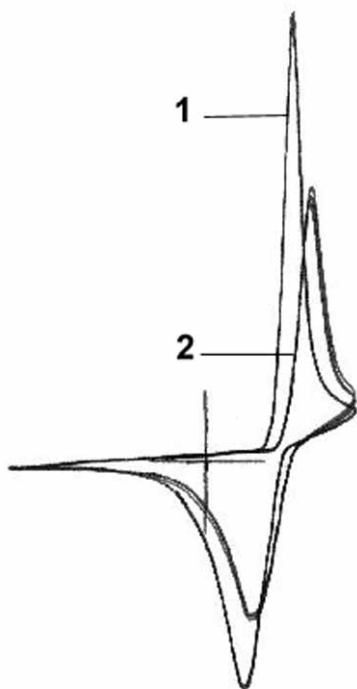
A voltammogramokból látható, hogy az első katódos pásztázás során -780 mV-on egy nagyon magas redukciós csúcs jelentkezik, mely feltehetően egy felületi platina-oxidtól származik, mely koncentrációja idővel csökken, de még hosszabb idő után sem tűnik el. A hidrogénleválás a szennyezett felületű elektródon -1150 mV-on kezdődik, mely érték a tisztulás során anódos irányban kb. 200 mV-tal eltolódik. A 120. ciklus után (22 perc ciklizálás) a voltammogramok alakja gyakorlatilag nem változik, ami egy stabil platinafelület kialakulására utal. Ugyancsak látható,

hogy a felületen levő szennyeződések miatt a maradékáram értéke nagy, a ciklusok számának növelésével ez fokozatosan csökken. Egyórás ciklizálás szükséges a tiszta platinafelület kialakításához, melyen a hidrogénleválás már -500 mV-on (TKE-dal szemben) megindul, a maradékáram értéke pedig minimális. Használat közben, ha az elektródot nem polarizáljuk nagy pozitív feszültséggel (<800 mV), a tiszta platinafelület már 3–4 perc ciklizálással is kialakul. A GC elektród tisztítása is hasonló módon történt, itt a jelentkező nagy töltőáram miatt, két nagyságrenddel kisebb érzékenység mellett tudtunk csak dolgozni, a faradaikus áram változása a potenciál és idő függvényében sokkal nehezebben követhető. Ezért a szakirodalmi adatok alapján az elektródot első alkalommal 180 percig tisztítottuk a felületet ciklizálással, a meghatározások előtt, a polírozást követően, pedig 15 percig.

3.2. A higanyfilm kialakítása, vastagságának optimalizálása

A stripping analízis eljárás érzékenységét, a mérések megismételhetőségét, az alkalmazható technikai eljárást nagymértékben befolyásolja a munkaelektrodra felvitt higanyfilm (mint felületmódosító réteg) fizikai, mechanikai tulajdonságai, valamint annak vastagsága. A cél minél vékonyabb, mechanikailag minél stabilabb film kialakítása, mely jelentősen lecsökkenti a meghatározás idejét (lehetővé téve a mintaoldat intenzív áramlását az elektród körül anélkül, hogy a réteg leválna), ugyanakkor rövid ideig tartó elektrolízissel nagy amalgám-koncentráció valósítható meg, ami a meghatározásoknak jelentős érzékenységet biztosít. Az amalgám rövid idő alatt (10–20 s) homogenizálódik, ami jelentős időnyereséget jelent. A vastag higanyfilmnek más hátránya is van. Az alkotó diffúziója miatt a higanyban nagyon aszimmetrikus leoldási görbét eredményez, így a felbontást jelentős mértékben csökkenti. Emiatt a mennyiségi meghatározásoknál a kiértékelést megnehezíti, főleg akkor, ha az alkotók standard redoxipotenciálja közeli értékek, és ha ezek nagyon eltérő koncentrációban vannak jelen a mintában.

Első lépésben a higany elektrokémiai viselkedését tanulmányoztuk ciklikus voltammetriás eljárással. A megtisztított Pt elektródot 5×10^{-4} M Hg(II) és 0,5 mol/L-es acetát-puffert tartalmazó elektrolit oldatban, a $-1300 \dots +250$ mV potenciáltartományban ciklizáltuk 4 percen keresztül (20 ciklus), mely idő alatt összefüggő higanyfilm alakult ki a felületen. Az összefüggő film kialakulását bizonyítja, hogy a maradékáram értéke negyedére csökkent mind a katódos, mind az anódos tartományban, ugyanakkor



2. ábra. A higanyfilm elektród ciklikus voltammogramja a $-900 - +700$ mV potenciáltartományban, $v=100$ mV/s. 1. ciklizálás eredeti oldatban; 2. ciklizálás $0,1$ mol/L acetát-pufferben

a hidrogén leválása 500 mV-tal a katódos irányba tolódott el, leválása kb. -1050 mV-nál kezdődött és időben már nem változott. A következő lépésben, az eredeti oldatban, majd tiszta $0,1$ mol/L-es acetát-pufferben, $v = 100$ mV/s pásztázási sebességgel, felvettük az előzőekben kialakított higany-elektrod ciklikus voltammogramját a $-900 \dots +700$ mV potenciáltartományban. Az elektród ciklikus voltammogramját a 2. ábrán mutatjuk be.

Látható, hogy anódos irányban haladva a higany oxidációja Hg(II)-ionokat tartalmazó oldatban $+260$ mV-nál kezdődik, az anódos csúcs maximuma pedig $+400$ mV-nál jelentkezik. Katódos irányban a redukció $+340$ mV-nál kezdődik, a katódos csúcs pedig $+180$ mV-nál jelentkezik. A tiszta acetát-pufferben ezek az értékek kb. 60 mV-tal anódos irányban vannak eltolódva. Az anódos és katódos csúcspotenciál között 210 mV a különbség, ami az elektródreakciók nagyfokú irreverzibilitására utal. A voltammogramokból több gyakorlati következtetés is adódik. Egyrészt, a higany már $+100$ mV-on is szelektíven, kellő sebességgel redukálható, ami biztosítja egy tiszta higanyréteg kialakítását a munkaelektrod felületén, még az oldatban

levő fémszennyeződések jelenlétében is. Másrészt, lehetővé teszi a meghatározások során az anódos pásztázást +250 mV-ig, ami elégséges a Cu meghatározásához is, anélkül, hogy közben a higany akár részlegesen is feloldódna. Ez jelentős időmegtakarítást jelent az analízisben, mivel az elektród a további meghatározásokhoz közvetlenül felhasználható.

A stripping analízis gyakorlatában előnyösebb, ha a higanyfilmet potenciosztatikus körülmények között hozzák létre a munkaelektrod felületén. Ebből a célból 20 mL 5×10^{-4} M Hg(II) és 0,1 mol/L acetát-puffer elektrolitban +100 és -200mV tartományban, 100 mV-os lépésekben, állandó keverés közben, 30 másodperc és 5 perc közötti elektrolízisidővel higanyt redukáltunk a Pt elektródra, majd minden esetben ciklikus voltammetriás eljárással követtük a higany leoldódását. Meghatároztuk az öt egymást követő leoldási csúcs magasságát, melyből következtettünk a réteg vastagságára. Megállapítottuk, hogy az optimális higanyréteg-vastagságot 0 mV-on, kétperces elektrolízisidővel, az oldat intenzív keverésével alakíthatjuk ki. A szakirodalmi adatokból is kitűnik, hogy az így kialakított Hg-film elektrokémiai tulajdonságai javíthatók, ha az elektródot az alapoldatban katódos (a hidrogén leválási potenciáljánál negatívabb) értéken polarizálják 1–2 percre. Ezt mi úgy valósítottuk meg, hogy 5 percre 0,1 N acetát-pufferben -1300...+250 mV potenciáltartományban ciklizáltuk az elektródot. Így nyomon követhettük az időben fellépő változásokat. Azt tapasztaltuk, hogy a pásztázás során a maradékáram nagysága nem változott, de a hidrogén leválási potenciálja 150 mV-tal katódos irányba eltolódott, elérve a -1200 mV értéket. Kísérletileg megállapítottuk, hogy -1300 mV-on polarizálva az elektródot az alapoldatban 3 perc időtartammal ugyanazt a hatást érzük el, mint ciklizálással. A továbbiakban a Hg utókezelését így végeztük. A későbbi tapasztalataink alapján, az utókezeléssel jelentősen megnőtt minden alkotóra nézve az analitikai meghatározások érzékenysége is, a Zn(II) dúsítása pedig így megvalósítható, anélkül, hogy ezzel egy időben hidrogén válna le az elektródon. A GC elektród esetében ugyanúgy jártunk el, az eredmények a Pt elektróddal hasonlóak.

Követtük a higanyfilm időbeni stabilitását is. Az elektródot, használat nélkül, 0 V polarizációs feszültségen tartva, a higanyfilm 5–6 óra múlva sem oldódott le az elektród felületéről, még az elektrolitban levő oxigén jelenlétében sem. A meghatározások során jelentős érzékenységsökkenést észleltünk (3–4 meghatározás után), ami a higanyfilm részleges oldódásából, valamint a felület fizikai jellemzőinek változásából (ún.

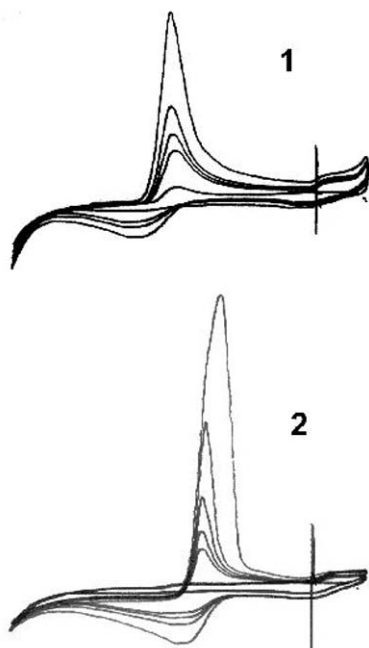
öregedés) származott. Ezért az elektródot 2–3 meghatározás után elektrokémiailag újra tisztítottuk és friss higanyfilmmel vontuk be a felületét.

A további kísérleteinket az ismertetett tisztítási és felületmódosítási eljárásokkal készített munkaelektrodokkal végeztük. Figyelembe véve a minták eredetét (természetes víz kevés szerves anyagtartalommal), nem tartottuk szükségesnek a munkaelektrod felületének további módosítását egy védőfilm (Nafion, polipirrol, cellulóz-acetát stb.) kialakításával, melyre a szennyvizek analízisének feltétlenül szükség van.

3.3. A Cu(II)-, Cd(II)-, Pb(II)-, és Zn(II)-ionok dúsításának és visszaoldásának optimalizálása

A stripping analízis első, a végső eredményeket döntően befolyásoló, lépése az alkotó dúsítása a munkaelektrod felületén, melyet leggyakrabban elektrokémiai úton (elektrolízissel) valósítanak meg. A cél nagy mennyiségű alkotó gyors, szelektív leválasztása a mintaoldatból. A leválasztott alkotó mennyisége adott mintából a munkaelektrod potenciáljától, az elektrolízis időtartamától és a rendszer hidrodinamikai sajátosságaitól függ (nyugvó oldat vagy az oldat keverése, áramoltatása stb.). A szelektivitás pedig a munkaelektrod potenciáljának megválasztásával szabályozható. Munkaelektrodként a felületileg módosított Pt elektródot használtuk, a méréseket ciklikus voltammetriás eljárással végeztük. A felületileg módosított GC elektród nem alkalmas ezen eljárással történő mérésekhez, mivel a nagy töltőáram miatt egy meredeken változó egyenesen jelentkeznek a kis voltammetriás csúcsok. Emiatt a görbék kiértékelése nehéz és pontatlan. Az elektrolit összetételét, illetve koncentrációját a szakirodalmi adatok alapján választottuk meg. A 0,1 mol/L-es acetát-puffer a leggyakrabban használt elektrolit a stripping analízisben ezen elemek meghatározásánál. Először az acetát-puffer elektrolitoldat tisztaságát ellenőriztük. E célból 20 mL pufferoldatot -1200 mV-on 10 percig elektrolizáltunk, állandó keverés mellett. A keverés megállítása után 45 s vártunk, hogy az oldat nyugalomba jusson és az amalgám homogenizálódjon. Ezután $-1300 \dots +250$ mV potenciáltartományban felvettük az oldat ciklikus voltammogramját (5 ciklus). Mivel a voltammogramon nem jelentek meg mérhető voltammetriás csúcsok, következtettünk, hogy az elektrolit nem tartalmaz zavaró mennyiségben fémnyomokat.

Első lépésben a Cu(II)-, Cd(II)-, Pb(II)- és Zn(II)-ionok elektrokémiai viselkedését tanulmányoztuk a ciklikus voltammetriás eljárás segítségével. Minden elemre külön-külön 1 mg/L koncentrációjú standard oldatot



3. ábra. 1 perc elektrolízis idővel, -1000 mV leválasztási potenciálon dúsított 1 mg/L Cd(II)- (1) és Pb(II)- (2) oldat ciklikus voltammogramja $0,1$ mol/L-es acetát-pufferben

készítettünk $0,1$ mol/L-es acetát-pufferben. Ismerve az alkotók normál redoxipotenciálját, a Zn(II)-t -1200 mV-on, a többi iont -1000 mV-on választottuk le, 1 perc elektrolízis idővel, állandó keverés közben. Az elektrolízis idejét előzetes kísérletezéssel állapítottuk meg, figyelembe véve a redukált fém oldhatóságát a higanyban, valamint azt, hogy a kivált alkotó csak nyomokban legyen jelen az elektródon. A keverés megállítása után 45 s vártunk és az $-1300 \dots +250$ mV potenciáltartományban felvettük az adott ion ciklikus voltammogramját (5 ciklus) az eredeti oldatban. Meghatároztuk az anódos és katódos csúcsok kezdetének, végének, illetve a csúcsnak megfelelő potenciálértéket (E_a , E_k). A Cd(II) és Pb(II) ciklikus voltammogramja a 3. ábrán látható, eredményeinket pedig az 1. táblázatban foglaltuk össze.

A táblázat adataiból kitűnik, hogy a tanulmányozott ionok kvázi-reverzibilisen viselkednek, feltételezhetően a nagy pásztázási sebesség miatt is. Az anódos és katódos csúcsoknak megfelelő potenciálok a szakirodalmi adatokhoz közeli értékek. Zn(II) esetében a katódos csúcs nem észlelhető a hidrogén kiválása miatt, mivel az alkalmazott alapelektrolit

1. táblázat. A Cu(II), Cd(II), Pb(II) és Zn(II) ciklikus voltammetriás csúcsainak főbb paraméterei

Ion	$E_{a, \text{kezdet}}$ (mV)	$E_{a, \text{csúcs}}$ (mV)	$E_{a, \text{végső}}$ (mV)	$E_{k, \text{kezdet}}$ (mV)	$E_{k, \text{csúcs}}$ (mV)	$E_{k, \text{végső}}$ (mV)
Cu(II)	-140	+60	+130	+20	-100	-300
Cd(II)	-780	-610	-400	-510	-690	-800
Pb(II)	-600	-480	-320	-400	-550	-900
Zn(II)	-1180	-1020	-880	-1100	-	-

pH-ja túl alacsony. A Cu(II)-, Cd(II)-, Pb(II)-, Zn(II)-ionok leválási potenciálja esetünkben +20, -510, -400, illetve -1100 mV. Ezekben a potenciálokban az anyagkiválás nagyon lassú, ezért a dúsítási lépés lerövidítése érdekében ajánlatos legalább 150–200 mV-tal negatívabb feszültséggel polarizálni az elektródot. Kísérletileg meghatároztuk [a Zn(II) kivételével], hogy a leválási potenciálhoz viszonyított 100 mV-os katódos polarizáció négy-hatszoros anyagkiválást jelent. A nagy negatív potenciál tehát gyors anyagkiválást jelent, de egyes esetekben a szelektivitás rovására. A Zn(II)-ion esetében a katódos polarizációs feszültség nem haladhatja meg a -1200 mV-ot, mivel a hidrogénkiválás miatt az elektrolízis határfoka jóval 100% alá csökken, emiatt a kivált Zn mennyisége az elektródon változik, ez pedig a mérési eredmények nagyfokú szórásához vezet. Adatainkból következik, hogy az anódos kioldást a -1300...+250 mV tartományban végezhetjük, a higany oldódása nélkül.

Meghatároztuk az ionokra külön-külön a mérések ismételhetségét is. 10 párhuzamos mérést végeztünk minden esetben, az előbbiekkal azonos körülmények között. A Cu(II)-ionokat -200 mV-on, a Cd(II)-ionokat -1000 mV-on, a Pb(II)-ionokat -600 mV-on, a Zn-ionokat pedig -1200 mV-on dúsítottuk. A higanyréteget csak egy sorozatmeghatározás után újítottuk meg. Minden meghatározás után a munkaelektrodot 2 percig +250 mV-on tartottuk az oldat állandó keverése mellett, hogy az alkotókat teljesen kioldjuk a higanyból. Megmértük az anódos csúcsok magasságát (mm-ben), kiszámítottuk az átlagértékeket, a négyzetes szórás (variancia), valamint a relatív standard deviáció értékeit (RSD). Eredményeinket a 2. táblázatban foglaltuk össze.

Az első három ionfajta esetében közeli variancia- és RSD-értékeket kaptunk, feltételezhetően a kísérleti körülmények jó reprodukáltsága, a higanyfilm stabilitása miatt. Ezen értékek más analitikai eljárással történő meghatározásokkal azonos, elfogadható nagyságrendűek. A Zn(II) esetében kiugróan magas értékek adódtak, amiatt, hogy a dúsítási potenciálon

2. táblázat. A Cu(II)-, Cd(II)-, Pb(II)- és Zn(II)-ionok meghatározásának ismételtetősége

Ionfajta	Átlagérték (mm) (n=10)	Szórásnégyzet (s ²)	Relatív standard deviáció (%)
Cu(II)	71,27	6,6178	3,32
Cd(II)	42,15	3,4595	4,43
Pb(II)	42,20	2,9553	4,07
Zn(II)	50,45	70,0803	16,59

már jelentős a hidrogénkiválás, az elektrolízis határfoka időben változik, értéke <100%. A meghatározásokat megismételtük úgy, hogy a kioldást tiszta 0,1 mol/L-es acetát-pufferben végeztük. Az eredmények az előzőkkel azonosak voltak, így tehát a kioldást az eredeti oldatból is végezhetjük, ami a stripping eljárást leegyszerűsíti.

Napjainkban az elektrokémiai kutatások, beleértve a stripping analízist is, abban az irányban folynak, hogy a mérgező Hg-t és vegyületeit más, környezetbarát anyagokkal helyettesítsék. Egy ilyen lépés volt a Cu(II)-, Cd(II)- és Pb(II)-ionok sikeres meghatározása természetes vizekből csupasz Pt munkaelektroddal. E közlemény alapján mi is leválasztottuk ezeket az ionokat az elektrokémiailag tisztított Pt elektródunkra. A meghatározásokat az előbbiekkal azonos módon hajtottuk végre, felvettük az ionok ciklikus voltammogramját, meghatároztuk az anódos csúcsmagasságokat és a kapott értékeket a felületileg módosított elektróddal nyert értékekkel hasonlítottuk össze. Tapasztaltuk, hogy a módosított felületű elektróddal az érzékenység jelentősen nagyobb: Cu(II) esetében ez mintegy 2-szeres, Cd(II) esetében 1,4-szeres, míg Pb(II) esetében 1,6-szoros a jelnövekedés. A csökkent érzékenység abból adódik, hogy a belső rétegekből a fém csak akkor tud leoldódni, ha már a külső rétegek leoldódtak, míg a higanyfilmben szabadon diffundálhatnak és a kioldás sebességét a felületre diffundáló fématomok diffúziós sebessége határozza meg. Ez a tény is alátámasztja a Pt felület módosításának szükségességét.

A szakirodalomból ismeretes, hogy a higanyfilmben leválasztott egyes fémek stabil, jól meghatározott összetételű intermetallikus vegyületet képeznek egymással, melynek összetétele és stabilitása az amalgámban a két fém koncentrációjának arányától függ. Emiatt lecsökken a kioldási csúcs magassága a második fém távollétében észlelt csúcshoz képest (kémiai zavarás). Az intermetallikus vegyületképzést úgy lehet megakadályozni, hogy egy harmadik elemet adnak az oldathoz (ez stabilabb vegyületet képez a zavaró fémmel), vagy szelektív, mennyiségi elválasztással (pl. kimerítő

elektrolízis). A bennünket érdeklő fontosabb intermetallikus vegyületek a Cu–Cd és Cu–Zn. Ez utóbbi esetben úgy járnak el leggyakrabban, hogy a mintához Ga(III)-ionokat adagolnak, így pontosan meghatározható a Zn(II)-ion Cu(II)-jelenlétében. A következőkben a kémiai zavarást tanulmányoztuk minden alkotópárra, kiváltképpen a Cu(II) hatását a Cd(II) és Zn(II) voltammetriás viselkedésére. Tájékoztató kísérleteink alapján megállapítottuk, hogy híg oldatokban ($C < 0,1$ mg/L), rövid dúsítási idővel (~1 perc) az amalgám-koncentráció kicsi, az interferencia kismértékben jelentkezik: a Cu(II) ionok csökkentik a Zn(II) és Cd(II) kioldási csúcs magasságát. Töményebb oldatokban ($C > 1$ mg/L), hosszabb dúsítási idő mellett (>2 perc) az amalgám rohamosan telítődik és nagymértékű analitikai jelcsökkenést eredményez minden alkotóra vonatkozóan.

Ahhoz, hogy mind a négy alkotót egy lépésben leválaszthassuk, a munkaelektrod potenciálját legalább -1200 mV-on kell tartani, ezért a zavarás tanulmányozására a dúsítás ezen a potenciálon történt. Az első mérésorozatban 20 mL $0,1$ mol/L-es acetát-pufferhez 20 μ L 100 mg/L töménységű Zn(II) standard oldatot adagoltunk, állandó keverés mellett 1 percig dúsítottuk és 45 s várakozási idő után felvettük a ciklikus voltammogramját. Az elektródot ezután $+250$ mV-on tartottuk 2 percen át, hogy a teljes cinkmennyiség az elektródból kioldódjon. Továbbá rendre 20 μ L 100 mg/L töménységű Cd(II), Pb(II) és Cu(II) standard oldatot adagoltunk az oldathoz, minden adagolás után az eljárást megismételtük. A második mérésorozatban ugyanúgy jártunk el, csak az ionokat fordított sorrendben adagoltuk. Mértük az ionok kioldási áramcsúcsának magasságát, melyből következtettünk a zavarás jelenlétére és nagyságára. A Cd(II), Pb(II) és Zn(II) esetében elhanyagolható mértékű zavarás jelentkezik a kísérleti körülményeink között. A Cu(II) jelenlétében a Zn(II) és Cd(II) anódos csúcsai 80% -kal, illetve 35% -kal csökkennek, az intermetallikus vegyületek képződése miatt. A kísérletsorozatban az alkotók koncentrációja azonos volt ($0,1$ mg/L) a pufferben, de a zavaró ionok mennyiségének csökkenésével a jelcsökkenés is kisebb mértékben jelentkezik, vagy el is tűnik. Ezért, ha a vízminták elemzésekor a Cu(II) zavarására gyanakodtunk, a meghatározásokat megismételtük két lépésben: -300 mV-on a Cu(II)-t szelektíven leválasztottuk, és visszaoldását tiszta alapoldatban végeztük. A második lépésben -1200 mV-on dúsítottuk a többi nehézfém iont, visszaoldásuk pedig a mintában történt.

A dúsítási lépésben a cél minél nagyobb mennyiségű alkotó leválasztása lehető legrövidebb idő alatt. A maximálisan leválasztható anyagmennyiség, melynél a rendszer még ideálisan viselkedik, a Hg-film

térfogatától és az adott alkotó higanyban való oldhatóságától függ. Dúsítás során ellenőrzött kísérleti paraméterek: a dúsítási idő, a leválasztási potenciál, illetve a dúsítás hidrodinamikai körülményei (nyugalomban levő oldat, az oldat keverési vagy áramlási sebessége az elektród körül, az elektród forgási sebessége a nyugvó oldatban). Ezen paraméter értékeit együttesen úgy kell megválasztani, hogy a higanyt egyik alkotóval se telítsük. Ugyanakkor figyelembe kell vennünk a visszaoldási lépésnél alkalmazott voltammetriás eljárás és berendezés érzékenységét is. A dúsítás általában 30 s-tól 5–10 percig tart, kivételes esetekben hosszabb ideig (30 perc–1 óra), intenzív hidrodinamikai körülmények mellett. A leválasztási potenciál az alkotó normál redoxipotenciáljától függ, figyelembe véve a szelektivitás szempontját is. Általában ez utóbbi értékét rögzítik, a dúsítás optimális időtartamát ennek a függvényében, kísérletileg határozzák meg. A természetes vizekben ezen nehézfémek nyomokban vannak jelen (0,01 – 0,001 mg/L nagyságrendben), eltérő mennyiségben. Ugyanakkor a víz eredete függvényében széles határok között változik a nehézfém-tartalom és az egyes fémek aránya is. Emiatt a dúsítási lépés optimális kísérleti körülményei is változnak vízmintánként és alkotóként, figyelembe véve az alkalmazott voltammetriás kioldási eljárás és a mérőberendezés érzékenységét is. Ezért nem lehetséges egy általános érvényű, minden típusú vízmintához az ellenőrzött kísérleti paraméterek optimális értékeit előzőleg pontosan megadni.

3.4. A Cu(II), Cd(II), Pb(II) és Zn(II) mennyiségi meghatározása (kvantálása)

A stripping analízis második lépése a leválasztott alkotó visszaoldása. Az ekkor kapott analitikai jelet használják fel az alkotó kvantálására. A visszaoldásra különböző voltammetriás és kémiai eljárásokat alkalmaznak. A voltammetriás analitikai jel minden esetben csúccsal rendelkező haranggörbe, a csúcsáram pedig az alkotó koncentrációjával arányos a mintában. Ez a feltétel a gyakorlatban csak akkor teljesül, ha a kivált fém csupán nyomokban van jelen a higanyban és intermetallikus vegyület sem képződik az amalgámban. A kvantálásnál a stripping analízis során általában a többszörös standard addíció módszerét használják, és mi is ezt használtuk, a higanyréteg időbeni kis stabilitása miatt.

Először a lineáris pásztázó- és a négyszöghullámú voltammetriás eljárás linearitását ellenőriztük. Az első eljárás esetében a potenciosztát-regisztráló rendszert arra a maximális érzékenységre állítottuk be,

melynél a voltammogramokat kellő pontossággal rögzíthettük. Ezt az értéket többet nem változtattuk. A dúsítás minden alkotó esetében -1200 mV-on történt állandó keverés mellett, a pásztázás a $-1300\dots+250$ mV tartományban történt. 20 mL acetát-pufferhez $20\ \mu\text{L}$ 100 mg/L koncentrációjú standard oldatot adagoltunk, egymás után háromszor, minden adagolás után az alkotót azonos ideig dúsítottuk és felvettük kioldási voltammogramját. Az eljárást mindegyik alkotóra elvégeztük. A dúsítási időt alkotónként úgy választottuk meg ($2\text{--}3$ perc), hogy a legtöményebb oldat voltammogramja is a regisztrátor mérési tartományába beférjen. Meghatároztuk a voltammetriás csúcsok magasságát, referenciaként a $0,1$ mol/L-es acetát-puffer voltammogramját használtuk. Megállapítottuk, hogy minden alkotó esetében ebben a koncentráció-tartományban ($0,1\text{--}0,3$ mg/L) a kioldási csúcs lineárisan növekszik az alkotó koncentrációjával, ami ugyanakkor bizonyítja az alkotók ideális viselkedését is.

A kimutatási határokat 30 perces dúsítási idővel is meghatároztuk, $0,016$ mg/L koncentrációjú híg standard oldatokból. Eredményeinket a 3 . táblázat tartalmazza.

3. táblázat. A *Cu(II)*-, *Cd(II)*-, *Pb(II)*- és *Zn*-ionok kimutatási határai lineáris voltammetriás kioldással

Ionfajta	Leválasztási potenciál (mV)	Kimutatási határ ($\mu\text{g/L}$)	Kimutatási határ (mol/L)
Cu(II)	-1000	$0,35$	$5,51 \cdot 10^{-9}$
Cd(II)	-1000	$3,20$	$2,84 \cdot 10^{-8}$
Pb(II)	-1000	$1,23$	$5,93 \cdot 10^{-9}$
Zn(II)	-1200	$1,14$	$1,74 \cdot 10^{-8}$

A kimutatási határok alacsonyak, a szakirodalmi értékekkel azonos nagyságrendűek. Az eljárás érzékeny, analitikai szempontból megfelelő ezen ionok meghatározására természetes vizekből.

A négyszöghullámú voltammetriás eljárás linearitását és érzékenységét polarográfiás módszerrel határoztuk meg. Az ionok polarogramjait $0,1$ mol/L-es acetát-pufferben vettük fel, 20 mV lépcső- és 40 mV négyszöghullám amplitúdóval, 1 s csepegési idő mellett. A tájékozódó kísérletek a meghatározások kis érzékenységét mutatták, az érzékenység KNO_3 vezetősó hozzáadásával kb. 40% -kal nőtt. Ezek után a négyszöghullámos meghatározásokat $0,4$ mol/L-es KNO_3 -ot tartalmazó acetát-puffer oldatban végeztük. A réz meghatározásánál a -100 mV-on jelentkező oxigén redukciós csúcsa a meghatározásokat zavarta a nagy és változó értékű maradékáram

miatt. Ezért előzőleg az oldatból 10 perces metángáz buborékoltatásával az oxigént kiűztük, így a maradékáram 90%-kal csökkent, az alapvonal magassága stabilizálódott, a kalibrációs görbék meredeksége nőtt. Kalibráló oldatsorozatokat készítettünk a 100–0,1 mg/L koncentráció-tartományban, egy sorozat egy koncentráció-nagyságrendet ölelt fel, 6 szinten. Minden koncentrációsinten 5 párhuzamos mérést végeztünk, meghatározva a csúcsok magasságát (mm-ben). Kiszámítottuk az átlagértékeket és lineáris regresszióval, a kalibrációs görbék egyenleteit, valamint a korrelációs koeficiens (r^2) értékeit. A Neymann–Pearson kritérium segítségével meghatároztuk a kimutatási határokat 95% valószínűség mellett. Eredményeinket a 4. táblázatban foglaltuk össze.

A Cu(II) kalibrációs görbéje a 10–100 mg/L tartományban nem lineáris, egyenlete egy másodfokú függvénnyel írható le a legpontosabban. Hígabb oldatokban az i - C összefüggés lineáris. A többi ion esetében a teljes koncentráció-tartományban lineáris kalibrációs görbéket nyertünk, a kimutatási határok alacsonyak, de nem teszik lehetővé az ionok közvetlen meghatározását a vízmintákból. Ugyanakkor kis koncentrációknál az eredmények szórása nagy, mivel a megbízhatósági sáv a kalibrációs görbe kezdetén és végén nagyon széles, ez pedig az eredmények nagyfokú bizonytalanságát eredményezi. Zn(II)-ionok esetében acetát-pufferben egy kb. 400 mV szélességben jelentkező, változó magasságú, kvantifikálásra alkalmatlan polarogramokat nyertünk. Ammónia-pufferben a polarogramok ugyanúgy

4. táblázat. A Cu(II)-, Cd(II)- és Pb(II)-ionok négyzöghullámos polarográfiás kalibrációs adatai

Ion	Koncentráció-tartomány (mg/L)	Kalibrációs görbe egyenlete	Kimutatási határ (mg/L)
Cu	100–10	$i = -0,0016 \cdot C^2 + 0,389 \cdot C + 0,095$; $r^2 = 0,9954$	–
	10–1	$i = 1,872 \cdot C - 0,04$; $r^2 = 0,9982$	$0,23 \pm 0,14$
	0,1–1	$i = 42,2 \cdot C + 0,44$; $r^2 = 0,9968$	$0,012 \pm 0,009$
Cd	100–10	$i = 0,263 \cdot C - 0,11$; $r^2 = 0,9954$	$2,73 \pm 0,9$
	10–1	$i = 3,17 \cdot C - 0,99$; $r^2 = 0,9999$	$0,47 \pm 0,08$
	0,1–1	$i = 28,3 \cdot C + 0,72$; $r^2 = 0,9969$	$0,03 \pm 0,01$
Pb	100–10	$i = 1,83 \cdot C - 1,93$; $r^2 = 0,9959$	$3,2 \pm 1,9$
	1–10	$i = 15,79 \cdot C + 3,087$; $r^2 = 0,9975$	$0,30 \pm 0,20$
	0,1–1	$i = 134,29 \cdot C + 3,086$; $r^2 = 0,9998$	$0,015 \pm 0,01$

jelentkeztek, alakjuk nem változott. Következésképpen a Zn(II)-ionokat a négyszöghullámú polarográfiás eljárással nem tudtuk meghatározni, meghatározásuk differenciál-impulzus technikával lenne a legalkalmasabb, melyhez viszont nem rendelkezünk megfelelő felszereléssel.

A kvantálási eredményeink összehasonlítása céljából referencia-eljárásként a láng-atomabszorpciós analízist (AAS) választottuk, mint a víz-analízisben alkalmazott standard eljárást. A meghatározásokat, az egyes elemekre általunk előzőleg meghatározott optimális kísérleti körülmények között (lángösszetétel, megfigyelési magasság, ürekatódos lámpa-áram) végeztük, minden elem legérzékenyebb, ún. rezonancia-vonalának megfelelő hullámhosszon: Cu: 324,8 nm; Cd: 213,9 nm; Pb: 228,8 nm; Zn: 217,0 nm. A kalibrációs görbe módszerét használtuk, minden elemre azt a legkisebb koncentráció-tartományt választottuk, melyben az adott elem elnyelése még kellő pontossággal mérhető. Hat különböző koncentrációjú standard oldatot készítettünk, minden koncentrációsinten hat párhuzamos mérést végeztünk. Kiszámítottuk az elnyelések (A) átlagértékeit, meghatároztuk a kalibrációs görbék egyenleteit (a lineáris regressziós módszerével), a korrelációs koefficiens értékeit és a Neymann–Pearson kritérium segítségével kiszámítottuk a kimutatási határokat 95% valószínűség mellett. Eredményeinket az 5. táblázatban foglaltuk össze.

A táblázatból látható, hogy minden elem esetében az A–C összefüggés lineáris. A kimutatási határok Zn kivételével magasak, legalább 1–2 nagyságrenddel nagyobbak, mint a C₂H₂-levegő lángban, és mint a természetes vizek nehézfém-tartalma. Emiatt, esetünkben az atomabszorpciós eljárás csak a Zn meghatározása esetén alkalmazható referenciaként. A többi elemre érzékenyebb eljárás (pl. ICP–AES) lenne megfelelő, vagy

5. táblázat. A Cu, Cd, Pb és Zn atomabszorpciós kalibrációs adatai

Elem	Koncentráció-tartomány (mg/L)	Kalibrációs görbe egyenlete	Kimutatási határ (mg/L)
Cu	1–10	$A = 0,0434 \cdot C + 0,0128$, $r^2 = 0,9954$	$0,3 \pm 0,17$
Cd	0,1–1	$A = 0,0588 \cdot C + 0,0009$, $r^2 = 0,9989$	$0,08 \pm 0,05$
Pb	1–10	$A = 0,0176 \cdot C + 0,0089$, $r^2 = 0,9991$	$0,9 \pm 0,34$
Zn	0,1–0,01	$A = 0,4089 \cdot C + 0,0024$, $r^2 = 0,9974$	$0,006 \pm 0,004$

a láng-atomabszorpció, ha az alkotókat előzetesen dúsítjuk, de ez már más kutatási téma alapját képezi.

3.5. A Cu, Cd, Pb és Zn kvantálása természetes vizekből lineáris pásztázó voltammetriás kioldással

Munkaelektrodként a felületileg módosított Pt munkaelektrodot használtuk. A kvantálást az alábbi módon végeztük (két párhuzamos meghatározást): 25 mL vízmintához 2,5 mL 1 mol/L-es acetát-puffert adagoltunk, a meghatározást 20 mL oldatból végeztük. Tájékozódó kísérletekkel meghatároztuk minden alkotóra az optimális dúsítási időt. A kétszeres standard adagolást alkalmaztuk (20 μ L), az összes alkotót tartalmazó standarddal, olyan koncentrációban, hogy az alkotók csúcsáramai adagolás után megduplázódjanak (a módszer hibája így a legkisebb). Egyes alkotó koncentrációját a standardban a minta voltammogramos csúcsmagasságából, becsléssel állapítottuk meg. Ha az alkotók nagyon eltérő koncentrációban voltak egy vízmintában, a kvantálást két lépésben végeztük: -550 mV-on dúsítottuk a Cu(II)- és Pb(II)-ionokat és határoztuk meg tiszta alapoldatban, ezután a Cd(II)- és Zn(II)-ionokat -1200 mV-on történő dúsítás után a mintából. Eredményeinket a 6. táblázat tartalmazza.

Látható, hogy a csővezetékben több órán át pangó ivóvíz a galvanizált fémcsővekből az egészségre káros, nagy mennyiségű fémet (Zn, Pb, Cu) old ki, ezen nehézfémek koncentrációja kb. két nagyságrenddel meghaladja az ivóvizekre nemzetközileg megengedett értéket. 15 perc intenzív kifolytatás után a nehézfémek koncentrációja állandó, alacsony értékre csökken, a víz egészségügyi szempontból is ivásra alkalmas. Ezért tanácsos az ivóvizet egészségügyi (és nem csak élvezeti) szempontból a csapból 1–2 perc kifolytatás után inni. A Tisza vize nehézfém-szennyezettsége alacsony, ebből a szempontból az első tisztasági kategóriába sorolható. A Szamos vize is ebbe a kategóriába tartozik, a városon áthaladva a nehézfém-szennyezettsége nő, a városon túl 2–3 km-re (öntisztulás folytán) csökken. A forrásvizek nehézfém-tartalma megfelel az ivóvizekre támasztott eme követelményeknek, emberi fogyasztásra alkalmasak. A kútvizek nehézfém-tartalma magasabb, mint a folyóvizeké, rétegvizetről lévén szó. A nehézfémek eltérő mennyiségben vannak jelen, habár az 1, 2, 3, illetve 4, 5 számokkal jelzett kutak egymáshoz nagyon közel (20–40 m), gyakorlatilag ugyanabban a geológiai rétegben voltak ásva. A két csoport egymástól távol (300–500 m) van a község szélén, illetve központjában. Az 1-gyel, 3-mal, 4-gyel jelzett kutak magas

6. táblázat. A természetes vízminták Cu(II)-, Cd(II)-, Pb(II)- és Zn(II)-tartalma

Víz minta	Lineáris pásztázó voltammetria				Láng AAS
	Cu(II) (mg/L)	Cd(II) (mg/L)	Pb(II) (mg/L)	Zn(II) (mg/L)	Zn(II) (mg/L)
Ivóvíz					
csapvíz*	0,100	0,035	0,900	0,810	0,911±0,03
csapvíz**	0,030	0,004	0,050	0,065	0,071±0,012
Folyóvíz					
Tisza	0,040	< 0,003	0,045	0,048	0,045±0,012
Szamos ¹	0,028	0,004	0,050	0,030	0,038±0,012
Szamos ²	0,041	0,007	0,075	0,070	0,072±0,012
Szamos ³	0,037	0,007	0,071	0,058	0,066±0,012
Forrásvíz					
Majláth-kút	0,012	0,004	0,005	0,380	0,45±0,02
Hidegvölgy	0,009	0,004	0,008	0,101	0,088±0,028
Kútvíz					
Nr. 1	0,050	0,005	0,080	2,610	2,25±0,95
Nr. 2	0,041	0,003	0,069	0,450	0,39±0,06
Nr. 3	0,040	0,005	0,065	0,540	0,58±0,06
Nr. 4	0,045	0,007	0,077	0,730	0,65±0,06
Nr. 5	0,017	< 0,003	0,040	0,005	< 0,006

* közvetlenül a csap kinyitása után

** 15 perc intenzív kifolyatás után

¹ Grigorescu lakónegyednél² vasútállomás mellett³ Szamosfalvánál

Zn-tartalma abból is adódik, hogy belőlük a vizet a kútba telepített mérülő pumpával és a hozzá csatlakoztatott galvanizált vascső-rendszer segítségével termelik ki, 10–12 m mélységből, a cink nagy része pedig a kioldódott galvánrétegből származik. Az elektrokémiai és atomabszorpció eljárásokkal kapott eredmények a hibahatárokon belül egyeznek, ami az elektrokémiai eljárásunk pontosságát és alkalmazhatóságát bizonyítja erre az ionra.

3.6. A Cu, Cd, Pb és Zn kvantálása természetes vizekből négyoszög hullámú voltammetriás kioldással

A kvantálást az előző eljárással azonos módon végeztük el, a meghatározások előtt az oxigént a mintákból eltávolítottuk. A meghatározásokat párhuzamosan a felületileg módosított GC munkaelektroddal is elvégeztük, szignifikáns eltéréseket a két elektroddal nyert értékek között nem tapasztaltunk. Az eredmények a két elektroddal meghatározott koncentrációk átlagértékét jelentik, melyeket a 7. táblázat tartalmaz.

A két voltammetriás eljárással meghatározott értékek között jelentős eltérések tapasztalhatók, ezek feltehetően egyrészt abból adódnak, hogy nem sikerült a hidrodinamikai feltételeket hosszabb időn át reprodukciósan biztosítani, (pl. a Cd(II) dúsítása 30 percig tartott, amikor a kiold-

7. táblázat. A természetes vízminták Cu(II)-, Cd(II)- és Pb(II)-tartalma

Vízminta	Cu(II) (mg/L)	Cd(II) (mg/L)	Pb(II) (mg/L)
Ivóvíz			
csapvíz*	0,150	0,016	1,010
csapvíz**	0,045	0,006	0,0073
Folyóvíz			
Tisza	0,070	0,003	0,028
Szamos ¹	0,020	0,005	0,031
Szamos ²	0,033	0,008	0,090
Szamos ³	0,031	0,007	0,075
Forrásvíz			
Majláth-kút	0,027	0,006	0,010
Hidegvölgy	0,012	0,005	0,007
Kútvíz			
Nr. 1	0,030	0,007	0,101
Nr. 2	0,046	0,006	0,078
Nr. 3	0,061	0,007	0,064
Nr. 4	0,052	0,009	0,083
Nr. 5	0,024	0,003	0,030

* közvetlenül a csap kinyitása után

** 15 perc intenzív kifolyatás után

¹ Grigorescu lakónegyednél

² vasútállomás mellett

³ Szamosfalvánál

dást lineáris voltammetriás eljárással végeztük), az analízis során a cellát nem termosztatáltuk. Másrészt, az analízis időigényessége miatt csak két párhuzamos meghatározást tudtunk végezni egy adott minta esetében. A négyszöghullámú voltammetriás eljárás érzékenysége és felbontóképessége jóval nagyobb, mint az előzőé, a berendezéssel egy nagyságrenddel kisebb áramot tudtunk mérni, mely az analízis idejét egyharmadára csökkentette. Feltételezhetően az amalgámkoncentráció is kicsi, emiatt az alkotók ideálisan viselkedtek, az interferencia is csak kismértékben jelentkezett. Ezért a Cu(II), Cd(II) és Pb(II) kvantálásánál a négyszöghullámú voltammetriás kioldást tartjuk előnyösnek, ezt az eljárást szeretnénk további kísérletekkel finomítani, pontosítani.

3.7. A Cu, Cd, Pb és Zn mennyiségi meghatározása természetes vizekből potenciometrikus stripping eljárással

A potenciometrikus stripping analízis során az alkotót elektrolízissel választják le a munkaelektrodra, a visszaoldás valamilyen oxidálószerrel [O₂, Hg(II) stb.] történik, vagy elektrokémiai úton, anódosan. Ez utóbbit úgy valósítják meg, hogy kis anódos áramot engednek át a cellán. Méri a munkaelektrod potenciáljának változását az idő függvényében. Az alkotó oxidálására szükséges idő, mely alatt az elektród potenciálja állandó, az anyagmennyiséggel arányos.

Munkaelektrodként a felületileg módosított Pt elektródot használtuk. A dúsítási lépés kísérleti körülményei az előző eljárásokkal azonosak voltak, a PS4 potenciosztót alkalmazva. Szintetikus mintaoldatot készítettünk 0,1 mol/L-es acetát-pufferben, melyben az alkotók (Cu(II), Cd(II), Pb(II), Zn(II)) koncentrációja egyaránt 1 mg/L volt. A dúsítást 2 percig végeztük, -1200 mV-on, állandó keverés mellett. A dúsítás befejeztével a berendezést gyorsan amperosztatikus üzemmódra kapcsoltuk és az előzőleg beállított legkisebb anódos áramot, $i_a = 2 \mu\text{A}$, bocsátottuk át a cellán. A kronopotenciogramokat az Endim X-Y koordinátaíróval regisztráltuk. A kis anyagmennyiség miatt, a potenciálváltozás nagyon gyors volt, kb. 2 s, mely alatt a görbét felvettük. A gyorsan lefutó görbén nem tudtuk az inflexiós pontokat pontosan meghatározni, még a regisztrátor legnagyobb lefutási sebessége mellett sem. Ezért megpróbáltuk az analitikai jelet hangkártyán keresztül közvetlenül a számítógépbe vinni, a Matlab 5.3.0.10183 (The MathWorks, Inc., USA) programcsomag segítségével. E szoftver lehetővé teszi hangfrekvenciás elektromos jel (max. 1 V) bevitelét, illetve azok számítógépes feldolgozását. Számítógép

programot készítettünk a Matlab 5.3 program keretén belül az adatbevitelre és -feldolgozásra, egy kisfrekvenciás négyszög- és szinuszhullámú jelgenerátorral a rendszert kalibráltuk. Ezután az analitikai feszültségjel (elektrodpotenciál) a hangkártyán keresztül közvetlenül a számítógépbe vittük. Nagyon kis, feldolgozhatatlan jelváltozást észleltünk, feltehetően amiatt, hogy az analitikai jel frekvenciája túl alacsony a hangkártya számára. Mint látható, a jelenleg rendelkezésünkre álló műszerezettség nem alkalmas potenciometrikus stripping meghatározásokra, a jövőben adatgyűjtő lap beszerzésével kísérleteinket ez úton szeretnénk tovább folytatni.

Kísérleteink, elért eredményeink biztató kezdetet jelentenek további kutatásainkhoz ebben a témában: a stripping analízis eljárás további finomítása, pontosságának, szelektivitásának növelése új, módosított felületű elektrodokkal. A meghatározásokat ki szeretnénk terjeszteni más alkotókra is, az áramló rendszerekben történő meghatározásokra, a kísérleti adatok számítógépes feldolgozására, a potenciometrikus stripping analízis alkalmazására.

Következtetésként megállapíthatjuk, hogy az általunk megvalósított elektrokémiai rendszer és az alkalmazott voltammetriás eljárások megfelelőek a Cu(II)-, Cd(II)-, Pb(II)- és Zn(II)-ionok stripping analízissel történő meghatározásához felszíni vizekből.

Ezúton is köszönetünket és hálánkat fejezzük ki a Sapientia Alapítvány Kutatási Programok Intézetének a kutatási pályázathoz nyújtott segítségért és támogatásért.

4. Kivonat

Egyes erdélyi felszíni vizek (folyó, kút, forrás) Cu(II)-, Cd(II)-, Pb(II)-, illetve Zn(II)-tartalmát határoztuk meg stripping analízis eljárással. Egy saját készítésű 20 mL térfogatú elektrokémiai cellából, Pt- és GC-korong munkaelektrodokból, valamint inoxhenger ellen- és Ag kvázireferencia elektrodokból álló elektrokémiai rendszert építettünk meg és egy hónapig teszteltünk. Kidolgoztuk a Pt és GC korongelektrodok mechanikai és elektrokémiai tisztítását. A munkaelektrodok felületét Hg-film, elektrokémiai úton történő kialakításával módosítottuk, a réteg tulajdonságait javítottuk, ugyancsak elektrokémiai úton. Az optimális tulajdonságú munkaelektrod 5×10^{-4} M Hg(NO₃)₂-ből 0,1 mol/L-es acetát-pufferben (pH=4,5) 2 percig 0 V-on történő elektrolízisével nyerhető, melyet 3 percig -1300 mV-on kell

még polarizálni tiszta acetát-pufferben. Optimalizáltuk a dúsítási és kioldási lépések kísérleti paramétereit külön minden ionra 0,1 mol/L-es acetát-pufferben (leválasztási idő és potenciál, hidrodinamikai körülmények), valamint a dúsítás reprodukibilitását. Az ionok kvantálására a kioldási lépésben a lineáris pásztázó- és négyszöghullámú voltammetriás eljárást alkalmaztuk, referencia eljárásként pedig a láng-atomabszorpciós eljárást. Meghatároztuk ezen eljárások érzékenységét, linearitását, az elérhető kimutatási határokat. A kimutatási határok (30 perces dúsítási idő, lineáris pásztázó voltammetriás eljárással meghatározva) a Cu(II)-, Cd(II)-, Pb(II)- és Zn(II)-ionokra a következők: 0,35 µg/L ($5,51 \times 10^{-9}$ M), 3,20 µg/L ($2,84 \times 10^{-8}$ M), 1,23 µg/L ($5,93 \times 10^{-9}$ M), valamint 1,14 µg/L ($1,74 \times 10^{-8}$ M). A felszíni vizek Cu(II)-, Cd(II)-, Pb(II)- és Zn(II)-tartalmának kvantifikálását a többszörös standard addíció módszerével végeztük. A lineáris pásztázó voltammetriás eljárással mind a négy kation kvantálása lehetséges, a négyszöghullámú voltammetriás eljárás a Zn(II) kvantálására alkalmatlan. Az atomabszorpciós analízissel csak a Zn határozható meg közvetlenül a mintákból, a többi elemekre érzékenysége alacsony.

SZAKIRODALOM

- BRAININA, Kh.
1974 *Stripping Voltammetry in Chemical Analysis*. Wiley & Sons, New York
- BRAININA, Kh. Z.–MALAKHOVA, N. A.–STOJKO, N. Yu.
2000 Stripping Voltammetry in Enviromental and Food Analysis. *Fresenius J. Anal. Chem.* 368. 307–325.
- CLESCERI, L. S.–GREENBERG, A. E.–TRUSSEL, R. R. (eds.)
1989 *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, (17th Edition), APHA – AWWA – WPCF 1-30.
- DE VRIES, WT-WAN DALEN, E. J.
1967 *Electroanal Chem.* 14. 315–327.
- EL-HASANI, S. R. et alii
1999 Polarographic and Voltammetric Determination of Some Toxic Heavy Metal Ions in the Treated Wastewater at Abu-Dhabi. U.A.E. *Water Sci. Technol.* 40. 7. 67–74.
- ESTELA, J. M. et alii
1995 Potentiometric Stripping Analysis, *Critical Review in Analytical Chemistry*, 25. 2. 91–141.
- FRESENIUS, W.–QUENTIN, K. E.–SCHNEIDER, W. (eds.)
1988 *Water Analysis, A Practical Guide to Physico-Chemical, Chemical and Microbiological Water Examination and Quality Assurance*. Berlin, Hiedelberg, New York, London, Paris, Tokyo, Spinger Verlag
- GUNKEL, P. et alii
1999 Ion Chromatographic and Voltammetric Determination of Heavy Metals in Soils. Comparison with Atomic Emission. *Spectroscopy Analysis* 27. 10. 823–828.
- HUNT, D. T. E.–WILSON, A. L.
1995 *The Chemical Analysis of Water. General Principles and Techniques* (Second Edition). Cambridge The Royal Society of Chemistry, Thomas Graham House, The Science Park
- KAZAKOV, V. E.–BUDNIKOV, G. K.–POLYAKOV, Yu. N.
1996 *Zh. Anal. Khim.* 51. 272–278.

KÉKEDY László–KÉKEDY NAGY László

1998 *Műszeres analitikai kémia II*. Kolozsvár, Az Erdélyi Múzeum-Egyesület kiadása

KÉKEDY NAGY L.–CORDOȘ, Emil A.

2000 Flame Atomic Absorption Determination of Zinc in Natural Waters Using the Methane-Air Flame. *Studia Universitatis Babeș-Bolyai, Chemia XLV*, 1–2, 273–280.

LANGE, B.–SCHOLZ, F.

1997 *Fresenius J. Anal. Chem.* 358. 736–740.

LOCATELLI, C.

1997 *Electroanalysis* 9. 1014–1017.

LOCATELLI, C.–TORSI, G.

2001 Voltammetric Trace Metal Determinations by Cathodic and Anodic Stripping Voltammetry in Environmental Matrices in the Presence of Mutual Interference. *J. Electroanal. Chem.* 509 1. 80–89.

MERKOCI, A. et alii

2000 Determination of Pb and Cu by Anodic Stripping Voltammetry Using Glassy Carbon Electrodes Modified with Mercury or Mercury-Nafion Films. *Mikrochim. Acta* 135. 1–2. 29–33.

PETROV, S. I.–KUKHNIKOVA, L. V.–IVANOVA, Zh. V.

1998 *ZavLab.* 64. 13–16.

POTIN-GAUTIER, M.–SEBY, F.–ASTRUC, M.

1995 *Fresenius J. Anal. Chem.* 351. 443–448.

POWELL, M. et alii

2000 Square Wave Anodic Stripping Voltammetry at Mercury-Plated Electrodes. Simulation of Surface Morphology Effects on Electrochemically Reversible, Irreversible, and Quasi-reversible Processes: Comparison of Thin Films and Microdroplets. *Phys. Chem. B.* 104. 34. 8268–8278.

SCHMIDT, E.–GYGAX, H. R.

1966 *J. Electroanal. Chem.* 12. 300–319.

SVEHLA, G. (ed.)–SMYTH, M. R.–VOS J. G. (vol. ed.)

1992 *Comprehensive Analytical Chemistry, vol. XXVII, Analytical Voltammetry*. Amsterdam–London–New York–Tokyo, Elsevier

VAN STADEN, J. F.–MATOETTOE, M. C.

2000 Simultaneous Determination of Copper, Lead, Cadmium and Zinc Using Differential Pulse Anodic Stripping Voltammetry in a Flow System. *Anal. Chim. Acta*, 411. 1–2. 201–207.

VEGA, M.-VAN DEN BERG, C. M. G.

1997 *Anal. Chem.* 69. 874–881.

WAHDAT, F.-HINKEL, S.-NEEB, R.

1995 *Fresenius J. Anal. Chem.* 352. 393–394.

YUN, Kwang-Seok et alii

2000 Analysis of Heavy-Metal Ions Using Mercury Microelectrodes and a Solid-State Reference Electrode on a Si Wafer. *Jpn. J. Appl. Phys., Part 1* 39. 12B. 7159–7163.

A NEHÉZFÉM-SZENNYEZÉS MEGÁLLÍTÁSÁNAK VIZSGÁLATA A VERESPATAKI BÁNYAVIDÉKEN

1. Bevezető

A környezetszennyezés rohamos ütemben fejlődött, beleépülve mindennapi életünkbe. A szennyezés elsősorban az ipari ágak fejlődésének és a fogyasztói társadalom kialakulásának a következménye (Papp–Kümmel 1992).

Az Erdélyi-Érchegységben működő bányavállalatok, települések nagymértékben hozzájárulnak a környezet szennyezéséhez (Williamson et alii 1996; Forray–Hallbauer 2000; Forray 2001a, b).

Sok esetben a szennyező anyagok a környezetben kis koncentrációban fordulnak elő, ezért ezek mérésére nagy érzékenységű műszerekre van szükségünk, melyek nagyon költségesek. Kisebb koncentrációban is, egyes anyagok súlyosan felboríthatják a természet egyensúlyát.

Korábbi tanulmányaink kimutatták, hogy a verespataki bányakitermelésnek, ahol már a római kortól kezdve bányásztak ki aranyat, rendkívül negatív hatása van az élő környezetre (Forray 1999). Az Eurogold ausztrál vállalat, mely koncesszióba vette a területet, nemrég jelentős (aranyban gazdag) ércesedéseket talált. Az említett vállalat, ércfeldolgozó üzem építését és egy nagyméretű érckitermelés beindítását tervezi. Éppen ezért itt olyan tanulmányokra van szükség, melyek felmérik a környezet nehézfém-szennyezési fokát és a különböző geokémiai folyamatok hatását a fémek mobilitására.

A nehézfémek környezetbe való migrációját, a primer és a másodlagos ásványok nagymértékben befolyásolják. Ezért fontos, hogy a bányavizek tisztítási módszerének meghatározásánál vegyék figyelembe a geokémiai folyamatokat.

A környezetben lezajló kémiai folyamatok nagymértékben meghatározzák a fémek mobilitását. Egyes ásványok adott környezetben képesek a nehézfémek (pl. jarosit, agyagásványok) megkötésére és ezáltal a környezetbe kerülő fémek koncentrációja nagymértékben csökken. A környezet termodinamikai változása során egyes ásványok, amelyek a

fémeket megkötötték, felbomlanak és ezáltal a fémek újra mobilizálódnak. Ezek a geokémiai folyamatok termodinamikai modellezése hasznos információkat nyújt különböző fémek mobilitásáról. Az ásványtani és geokémiai információk birtokában lehetőség adódik a megfelelő tisztítóberendezések alkalmazhatóságának megvizsgálására.

2. Földrajzi elhelyezés

A kutatási terület az Erdélyi-Szigethegység központi részén található, az Aranyos folyó felső szakaszán, az Abrud-patak gyűjtőmedencéjében. Az Abrud-pataknak hossza 22 km és gyűjtőmedencéje 229 km² (Duma 1998b 168). A patak átlagos vízhozama adatok hiányában a becslések szerint 3 m³/s. Vízhozamának csúcsa tavasszal van, amikor a hóolvadás jelentős. A környék dombos-hegyes jellegű, a tengerszint feletti magasság 550 és 1000 m között változik.

A kutatási területen lévő települések közül a legfontosabbak Verespatak (Roşia Montană) (1. ábra), Verespatakorka (Gura Roşiei) és Topánfalva (Câmpeni).



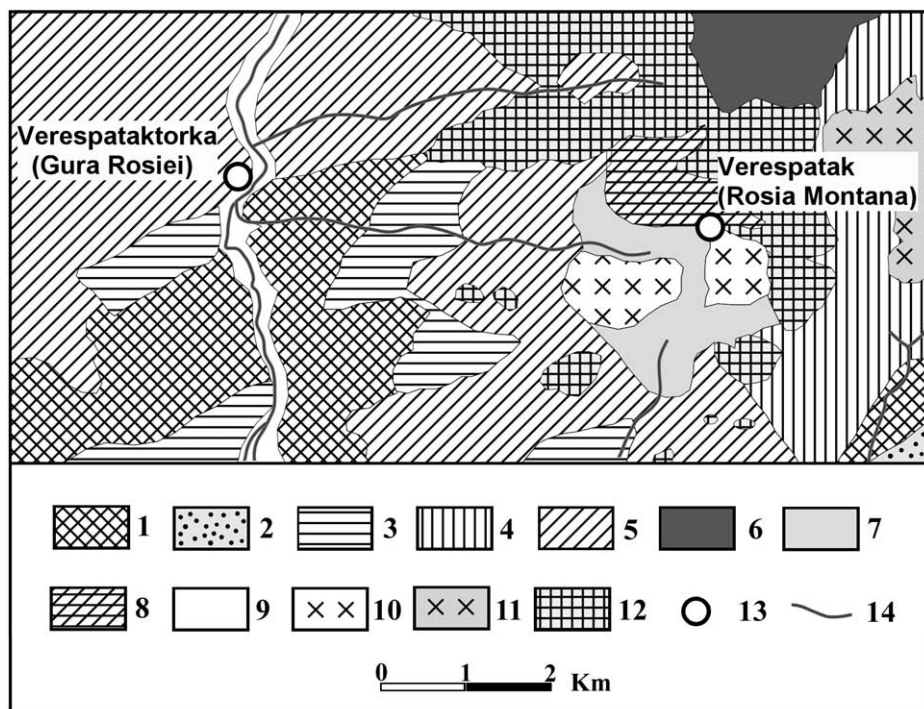
1. ábra. Verespatak felszíni bányakitermelése

3. Verespatak geológiai viszonyai

A verespataki érctelep egy low sulfidation típusú (Mârza-Tâmaş 1997; Tâmaş-Bailly 1999) hidrotermás ércesedés, melyet a római kortól napjainkig, kisebb-nagyobb megszakítással, bányásznak elsősorban aranyért, illetve kisebb mértékben cinkért, ólomért és rézért (az utóbbiakat az arany ércdúsítás melléktermékeként vonják ki).

Verespatak környékén, a kristályos alapra (ott ahol nincsenek feltárások) mezozoikumi üledékek települnek (2. ábra).

A hauterivi–alsó apti rétegsorozatot karbonátos homokkővek és szürke agyagok alkotják (Ianovici et alii 1976). Elterjedési övezete a Veres-pa-



2. ábra. Verespatak egyszerűsített geológiai térképe (Bordea et alii, 1979 adatai alapján). 1 – hauterivi–alsó apti palás-homokkőves flis; 2 – apti homokkőves flis; 3 – felső apti–alsó albai agyagos-homokkőves vadflis; 4 – campani agyagos-homokkőves vadflis; 5 – maastrichti homokkőves-mészköves flis; 6 – paleocén márgás-agyagos flis; 7 – bádeni üledékek; 8 – szarmata márga, agyag és homokkő; 9 – holocén; 10 – dacit; 11 – andezit; 12 – andezit lávafolyások; 13 – falvak; 14 – patak.

tak torkolatától keletre és délebbre az Abrud-patak bal és jobb partján húzódik. Ezt követik az apti korú flis üledékek, homokkő és agyagpala sorozata, mely csak kis foltként van jelen a tanulmányozott terület délkeleti részén. A felső apti–alsó albai üledékek szintén flis jellegűek, durva homokkő- és agyagpala-rétegek alkotják. A campani korú vadflis üledékek agyagos-homokkőves rétegei Verespataktól keletre találhatóak.

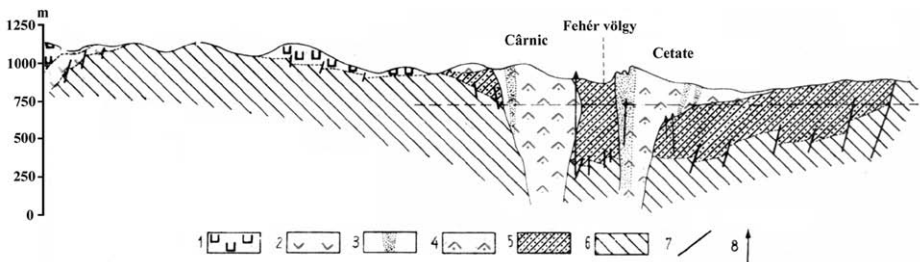
Legnagyobb kiterjedésük van a maastrichti flis jellegű üledékeknek, melyek Verespataktorka falutól északra és nyugatra, valamint Verespataktól nyugatra terülnek el. Ezeket homokkővek, finomszemcsés konglomerátumok és agygrétegek alkotják. Verespatak környékén, Tămaş (2002) megfigyelése szerint, ezeket az üledékeket (Igre, Orlea és Țarina) vékony, finom pirités érchálózatok szelik át, melyek részben a felszínen oxidálódtak.

Verespataktól északra a campani korú üledékekre paleocén flis jellegű rétegek telepszene, melyeket márgás, agyagos kőzetek alkotnak (Ianovici et alii 1976).

Verespatak közelében a neogén korú üledékeket a közép- és felső-bádeni, valamint alsó-szarmata rétegek alkotják. A közép-bádenben, a vulkáni tevékenység hatására, piroklasztikus konglomerátumok, vulkáni törmelékes üledékek, agyagok, vulkáni tufás homokkőves üledékek jöttek létre. A felső-bádenre a márgás rétegek jellemzők, melyekbe helyenként homokkő- és gipszrétegek ékelődnek be. Ezek az üledékek a Cetate és Cârnic dacit testétől északra, valamint délre találhatóak.

Az alsó-szarmata üledékek Verespataktól északra és északnyugatra találhatóak. Kőzettanilag márgák, homokkővek és agyagok alkotják.

Részletesebb kőzettani és tektonikai adatokat találunk Borcoş–Mantea (1968), Ianovici et alii (1969; 1976), Săndulescu (1984), Balintoni–Vlad (1996) és Balintoni (1997) munkáiban.



3. ábra. Verespatak vulkáni struktúrája (Borcoş 1968 adatai alapján, módosítva). 1 – Rotunda típusú andezit; 2 – kvarc-andezit; 3 – breccsa; 4 – dacit; 5 – bádeni–alsó-szarmata üledék; 6 – kréta üledék; 7 – vető; 8 – fűrés

Verespatak környékén a neogén mészkáli magmatikus tevékenység az alsó-bádenben kezdődik, mely vulkáni és szubvulkáni dacit jellegű kőzetet hozott létre (3. ábra). A Cârnic és a Cetate dacitjain Roşu et alii (1997) $14,7 \pm 0,8$ Ma kort határozott meg. Utólagos hidrotermás oldatok hatására a dacit kőzet nagymértékben átalakult, adularosodott, kovásodott és agyagásványosodás jött létre (Mârza–Ghergari 1992; Tămaş 2002).

A kőzet szürke színű, porfiros szerkezetű és masszív szövetű. A kőzet magas hőmérsékletű, jellegzetes bipiramisos kvarckristályokat tartalmaz, továbbá földpátot, amelyet legtöbb esetben agyagásványok helyettesítenek. Az agyagásványosodás intenzitásától függően a kőzet színe teljesen fehér lehet. A kőzetet sűrű hálószerű vékony repedések szelik át, melyek különböző szulfidokat tartalmaznak. Ezeknek a szulfidoknak (nagy részben pirit alkotja) oxidációja vörösesbarna (vas-hidroxid) elszíneződést kölcsönöz a kőzetnek. A Cetate tömbre jellemző a nagyméretű breccsa pipe (Tămaş 1998, 2002) struktúra kialakulása, valamint a Cetate és a Cârnic közötti glauch- (Mârza et alii 1995) képződmény.

Az ércesedés breccsában, tellérekben és stockwerkben fordul elő (Tămaş 2002). Az érctelep egy epitermás arany ércesedésből tevődik össze, amelyben kvarc és adular is van. A teléres ércesedésekben főként szulfidok fordulnak elő (Borcoş et alii 2000). Az ércesedés aranyat, piritet és arzenopiritet tartalmaz, kisebb mennyiségben szfalerit, kalkopirit, galenit, alabandin, tetraedrit, proustit, pirargilit, polibázit, argentit, rodokrozit, kalcit és kvarc van jelen (Rădulescu–Dimitrescu 1966; Ianovici et alii 1976; Udubaşa et alii 1992; Benea et alii 2000; Borcoş et alii 2000).

A Verespatak környéki utolsó vulkáni tevékenység terméke a Rotunda típusú andezit, melyet előzetesen Ianovici et alii (1969) pannon korúnak ítélte, később pontuszinak becsüli (Ianovici et alii 1976). A Rotunda típusú andezit szürke színű, porfiros szerkezetű és masszív szövetű. A kőzetet földpát, kvarc, biotit, hornblende és apatit ásványok alkotják. Ezek az ásványok mellett opak ásványok is előfordulnak.

4. Mintagyűjtés és analitikai módszerek

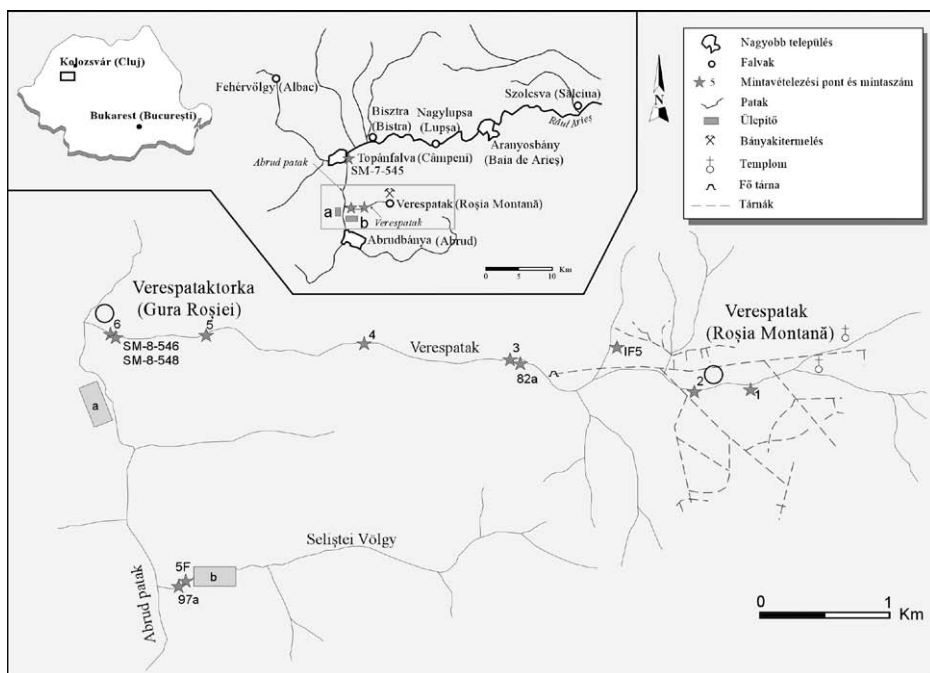
A mintagyűjtést 9 helyről végeztük az Abrud-patak gyűjtőmedencéjében (4. ábra). Olyan helyekről próbáltunk begyűjteni mintákat, amelyeket a bányakitermelés szennyez. Mintabegyűjtést és terepi méréseket négy alkalommal végeztünk (november közepén, áprilisban, májusban és

júniusban). Különböző mintavételezési/mérési időpontokra azért volt szükség, hogy a klimatológiai tényezők hatását is figyelembe vegyük.

A jelen kutatáshoz 56 mintát vizsgáltunk elektronmikroszkóppal, ICP–OES-sel (Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometry), röntgendiffrakcióval, röntgenfluoreszcenciával, továbbá a minták pH-ját, elektromos vezetőképességét, valamint redox potenciálját is megmértük. A mérések eredményével és a környéken végzett tanulmányok adataival együtt a Mintequa–2 termodinamikai program segítségével modelleztük az ásványok képződésének lehetőségét.

4.1. Plazmaindukciós emissziós spektrométer

A plazmaindukciós emissziós spektrométert ICP–OES az oldatban lévő 33 elem koncentrációjának meghatározására használják, ha ezek koncentrációja nagyobb, mint egy pár száz ppt. Ezzel a módszerrel az IF5-os vízmintából hat elemet (Al, Fe, Pb, Cu, Zn, Mn) határoztunk meg. Az ICP–OES analíziseket a G&P Umweltanalytik GmbH (Flöha, Németország) cég műszerén végeztük a DIN 38406–E22 szabvány szerint.



4. ábra. A tanulmányra felhasznált mintabegyűjtési és mérési pontok

4.2. Röntgenfluoreszcencia spektrofotometria

A minták feldolgozásához hullámhossz diszperziós röntgenfluoreszcencia spektrofotométert (XRF–X Ray Fluorescence Spectrometry) használtunk. Ennek segítségével olyan fémkoncentrációkat lehet kimutatni, melyek nagyobbak, mint 4–5 mg/kg (vagy 4–5 ppm). Ezzel a módszerrel a nehézfémeket határoztuk meg. Egy mintát (5F) az XRF módszerrel a BBTE ásványtani tanszékén lévő Spectroscan 006 (Spoectron Ltd., RU) típusú műszerrel elemeztünk.

4.3. Röntgendiffrakció

Az ásványok meghatározására röntgendiffrakciós módszert (XRD–X Ray Diffraction) alkalmaztunk mind orientált, mind keverék mintán. Összesen 2 mintán 12 elemzést végeztünk. Erre a célra a BBTE ásványtani tanszékén lévő DRON–03 típusú műszert használtuk, melynek röntgensugár-gerjesztő csőve réz antikatódból volt. Ezt a röntgensugár-gerjesztő csőt 20kV-on 20 mA áramerősséggel tápláltuk. A mérések során a műszer egy nagy felbontású skálán volt beállítva, annak érdekében, hogy minél pontosabban meghatározhassuk a diffrakciós csúcsokat.

4.4. Transzmissziós elektronmikroszkóp

Transzmissziós elektronmikroszkópot (TEM – Transmission Electron Microscopy) használtunk a nagyon kis méretű ásványok (agyagásványok) vizsgálatára és a különböző másodlagos ásványok meghatározására, melyek mint lebegőanyagok vannak jelen a bányavizekben vagy a bányavizekkel szennyezett felszíni vizekben. Az ásványok meghatározása a kristályok morfológiája alapján történt, vagyis hogy az ásványok hogyan viselkednek az elektronsugár hatására és strukturális alapon (elektron diffrakció). Ezzel a módszerrel három mintát elemeztünk a BBTE elektronmikroszkópai központ TEM TESLA B650-es elektronmikroszkópjával.

4.5. A pH mérése

A hidrogénion aktivitásának mérésére (pH) egy GPHR 1400 típusú hordozható műszert alkalmaztunk, mely lehetővé teszi a pH mérését 0 és 14 között $\pm 0,02$ pontossággal. Mérések előtt a műszert standard pH-oldatokkal (pH=4 és pH=7) kalibráltuk 25 °C hőmérsékleten.

Összesen 33 mérést végeztünk a terepen. A pH korrigálását a mért oldat hőmérséklete függvényében a műszer automatikusan elvégzi, ha megadjuk az oldat hőmérsékletét. A hőmérséklet mérését a CyberScan CON 20 műszerrel végeztük, mely lehetővé teszi a hőmérséklet mérését $\pm 0,1$ °C-os pontossággal.

4.6. Redoxpotenciál mérése

Redoxpotenciál mérésére egy GPHR 1400 típusú műszert használtunk, melyhez egy Pt–Pt típusú elektródot és egy RBD (Ag/AgCl) referencia membránelektrodót kapcsoltunk. Az elektródok pontos működését egy ferro/ferri-kálium-cianid (ZoBell) oldatban ellenőriztük. A ZoBell-oldat elkészítéséhez 1,4080 g $K_4Fe(CN)_6 \cdot 3H_2O$ -ot, 1,0975 g $K_3Fe(CN)_6$ -t és 7,4557 g KCl-ot feloldottunk desztillált vízben és az oldatot feltöltöttük 1000 ml-re. A platinaelektrod tisztításához királyvizet használtunk, ahogyan azt a USGS (United States Geological Survey) mérés módszertani könyve előírja (Wilde–Radtko 1998). A királyvizet egy rész koncentrált HNO_3 -ból és három rész koncentrált HCl-ből állítottuk elő. Ezt az oldatot 70 °C-ra melegítettük és a platinaelektrodot belemerítettük nem több, mint egy percig. Ezután a platinaelektrodot desztillált vízzel leöblítettük.

Összesen 36 redoxpotenciál mérést végeztünk a terepen. Egy redoxpotenciál mérése 15–30 perc időt vett igénybe, annak függvényében, hogy a potenciál milyen hamar stabilizálódott. A mérések között a referencia-elektrodot telített kálium-kloridos (KCl) oldatban tartottuk és a Pt–Pt elektródot desztillált vízben. Mérések után az elektródokat desztillált vízzel leöblítettük.

4.7. Elektromos vezetőképesség

Az elektromos vezetőképesség mérésére (EC – Electrical Conductivity) egy CyberScan CON 20 típusú terepi műszert használtunk. A műszernek négy kalibrációs pontja van, mely lehetővé teszi, hogy szélesebb tartományban is (nagyon erősen szennyezett területeken) pontos méréseket végezzünk. A műszer kalibrálását 25 °C hőmérsékleten végeztük, felhasználva az Eutech Cybernetics által készített standard oldatokat: 447 $\mu S/cm$ (EC–CON–447), 1413 $\mu S/cm$ (EC–CON–1413), 2764 $\mu S/cm$ (EC–CON–2764) és 15 000 $\mu S/cm$ (EC–CON–15 000). Kalibráció után a műszer automatikusan végzi az elektromos vezetőképesség korrekcióját a hőmérséklet függvényében.

Használat előtt a műszer elektródját legalább 12 órát desztillált vízben tartottuk, hogy az elektród hidratálódjon, ahogy azt Wilde és Radtke (1998) javasolta.

39 vízmintának mértük az elektromos vezetőképességét. A mért adatokból számítottuk ki az oldott sótartalmat (TDS – total dissolved substances) az Eutech Cybernetics standardjait használva. A regressziós egyenes kiszámítására, amelynek segítségével meghatározzuk azt az egyenletet, mely lehetővé teszi az elektromos vezetőképesség átalakítását oldott sótartalommal, a legkisebb négyzetek módszerét alkalmaztuk, a Statistica 5.2 software csomag segítségével.

5. A verespataki bányakitermelés környezeti hatásai

Verespatakon kezdetben a kitermelést kizárólag a tárnák segítségével művelték, de jelenleg csak a felszíni termelés üzemel.

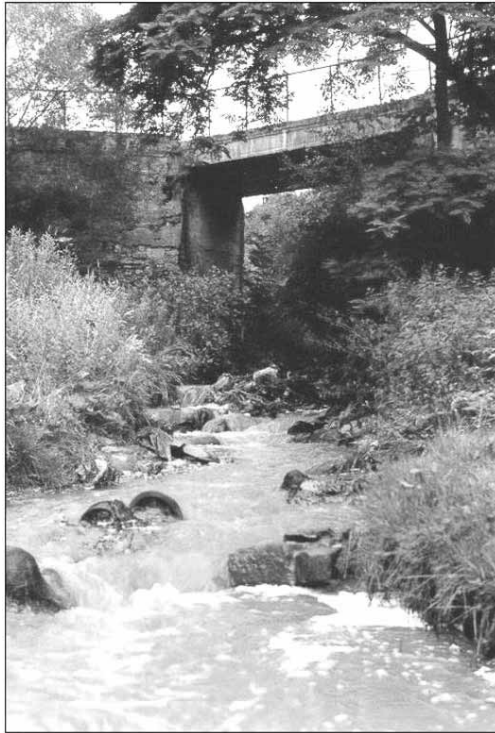
A felszíni bányaműveletek hatására, nagy mennyiségű kőzet került közvetlen kapcsolatba a felszíni környezettel (eső, hó stb.). A kőzetekben levő szulfidok oxidációja a felszíni vizeknek savas jelleget kölcsönöznek. A felszíni vizekbe ezáltal nagy mennyiségű fém került, mely teljesen ki-pusztította ezek élővilágát.

Feltételezéseink szerint már a rómaiak bányászása előtt a helyi vizeknek alacsony pH-ja volt. A helység későbbi neve is (Verespatak) a patak vas-hidroxid-tartalmára utal (5. ábra). Hasonló jelenség előfordul a világ más részein is, ahol a helység elnevezése szintén a patakban jelenlevő vas-hidroxidról kapta nevét, mint például Rio Tinto (Spanyolország) (Leblanc et alii 1995), Red River és Yellow Stream (Anglia) (Banks et alii 1997).

A rendelkezésünkre álló adatok elégtelensége miatt még nem tudunk választ adni arra a kérdésre, hogy napjainkban a környezetben mért nehézfém-koncentrációnak hány százaléka természetes és hány százaléka antropogén eredetű.

Verespatak bányavidékén a környezetszennyezés fő forrásai a következők:

- bányavizek (a felszínről beszivárgó esővíz a régi tárnákon keresztül jut a felszínre);
- felszíni bányavizek (a felszíni kőzetek oxidációja következtében létrejött savas jellegű vizek);
- az ércet feldolgozó üzem (vegyi anyagokkal szennyezi a felszíni vizeket, talajvizeket és a levegőt);



5. ábra. *A Veres-patakban lerakódott vas-hidroxidok (az Orlea tárna mellett)*

– ülepítők (vegyi anyagokkal, fémekkel szennyezik a felszíni és a talajvizeket, a finom szemcséjű anyagot az eső és a felszíni vizek nagy távolságra szállítják).

A felszínről beszivárgott esővíz a régi tárnákon keresztül jut újra a felszínre. Ezekből a vizekből nagy mennyiségű vas-hidroxid rakódik le. Több esetben a vas-hidroxid lerakódása a verespataki lakosok kertjeit teszi használhatatlanná. A felszíni bányaműveletek a Cetate-dombot majdnem teljesen letarolták és ilyen sors vár a Cârnic-dombra is. A nagy mennyiségű meddőközetet a felszíni hányókba tárolják. Duma (1998a) adatai szerint 16 meddőhányó közül, mely összesen 13,14 ha területen helyezkedik el, csak kettőt használnak, a Zöld völgyi és a Hop meddőhányót. A Zöld völgyi kétszintű meddőhányó Verespataktól délre helyezkedik el, a Cetate-domb oldalán, 5 ha területen (Duma 1998a). A Szarvaspatak völgyébe található Hop egyszintes meddőhányó területe 3,8 ha

(Duma 1998a) és megközelítőleg 450 m távolságra van a Szarvas-patak (Corna) falutól.

Ezek a meddőhányók kőzetanyagában lévő nagy mennyiségű pirit oxidációja miatt az átszivárgott esővíznek savas jelleget és magas oldott fém-tartalmat kölcsönöznek. Az egész verespataki bányakitermelés helyszínén képződött savas bányavizeket semmiféle kémiai módszerrel nem kezelik.

Verespatak ércfeldolgozó üzeme Verespataktorka faluban található. Ez az üzem az ércfeldolgozás után hátramaradt „meddő” anyagot vízzel keverve csöveken keresztül eljuttatja a Szelistye völgy (az Abrud-patak egyik jobb ága) meddőanyag tárolójába. A tároló jelenlegi felülete 11 ha (Duma 1998a). Három régebbi tároló Verespataktorka falu területén található az Abrud-patak közvetlen közelében. E három tároló összterülete 24,92 ha. Mindhárom tároló jelenleg tartalékban van (nem üzemel), csak abban az esetben üzemeltetik, ha a Szelistye völgyi tárolónál műszaki gondok vannak. Ennek ellenére a három tároló állapota nem megfelelő. Az esőzések nagymértékben meggyengítették a tárolók oldalait, és abban mély vágatokat hoztak létre. Tavasszal a hóolvadáskor, vagy a nagy esőzésekkor az Abrud-patak kiléphet medréből és nagy mennyiségű meddőanyagot elmoshat.

A Szelistye völgyi tárolónál az üleptített vizet előzetes kémiai kezelés nélkül beömlesztik az Abrud-patakba. Ezenkívül a tároló frontján, számtalan helyen kiszivárgások jelennek meg a tároló helytelen megtervezése és használata miatt. A kiszivárgó vizek pH-ja 2,29 és 5,79 között ingadozik (Forray 2002b). Ez az ingadozás azt mutatja, hogy a tárolóban heterogén geokémiai folyamatok alakultak ki. Forray (2002a) legújabb tanulmánya arra mutat, hogy a tárolónál fontos geokémiai szerepe lehet a biológiai aktivitásnak is.

6. Adatok kiértékelése

A Veres-patak és az Abrud-patak vizében mért elektromos vezetőképesség (EC – electrical conductivity), pH, redoxipotenciál és az oldott só-tartalom (TDS – total dissolved substances) értékeit az 1-es táblázat foglalja össze. Az elektromos vezetőképesség és a pH-érték széles tartományban mozog. Ezt azzal lehet magyarázni, hogy a geokémiai folyamatok, melyek meghatározzák a vizek kémiai összetételét, nagyon heterogének.

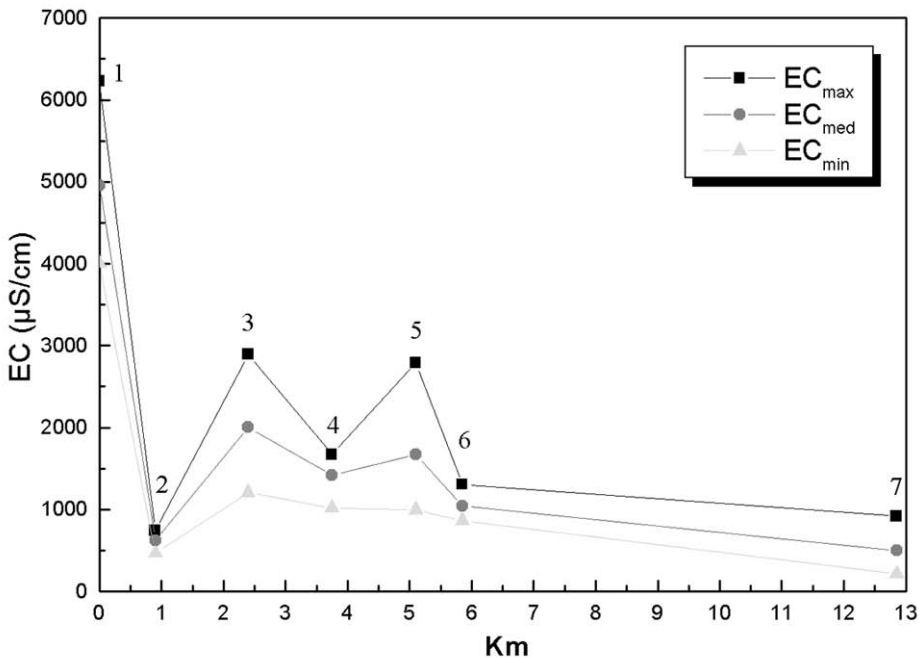
Az elektromos vezetőképesség ($6230 \mu\text{S}/\text{cm}$) a verespataki bányakitermelésnél a legnagyobb (6. ábra). Egy részben szennyezett mellékág (4. ábra) hígító hatásának köszönhetően az elektromos vezetőképesség értéke fokozot-

1. táblázat. Az elemzett minták elektromos vezetőképessége, pH-ja és redoxipotenciálja

Paraméter	Minimum	Maximum	Középérték
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	213	6230	1744
pH	1,80	6,90	3,32
Eh (mV)	296	556	446
TDS (g/l)	0,13	3,74	1,05

tan csökken. A verespataki főtárna (Orlea) bányavízének beömlése után (4. ábra) az elektromos vezetőképesség nagymértékben megnövekszik (6. ábra), a legkisebb elektromos vezetőképesség értékei fokozatosan csökkennek (6. ábra), míg a középértékű elektromos vezetőképesség vagy a maximális elektromos vezetőképesség a 4-es mintavételezési pont után újra emelkedik (6. ábra). Az emelkedést a Veres-patak mindkét oldalán végighúzódnó régi meddőhányók (melyet napjainkban a növényzet beborított) okozzák.

A meddőhányókba beszivárgott esővíz hozzájárul a szulfidok oxidációjához. Ha a beszivárgott vízmennyiség csekély, az oxidáció révén keletkezett



6. ábra. Az elektromos vezetőképesség változása a Veres-patak és az Abrud-patak mentén. A mérési pontok helyzetét lásd a 4-es ábrán

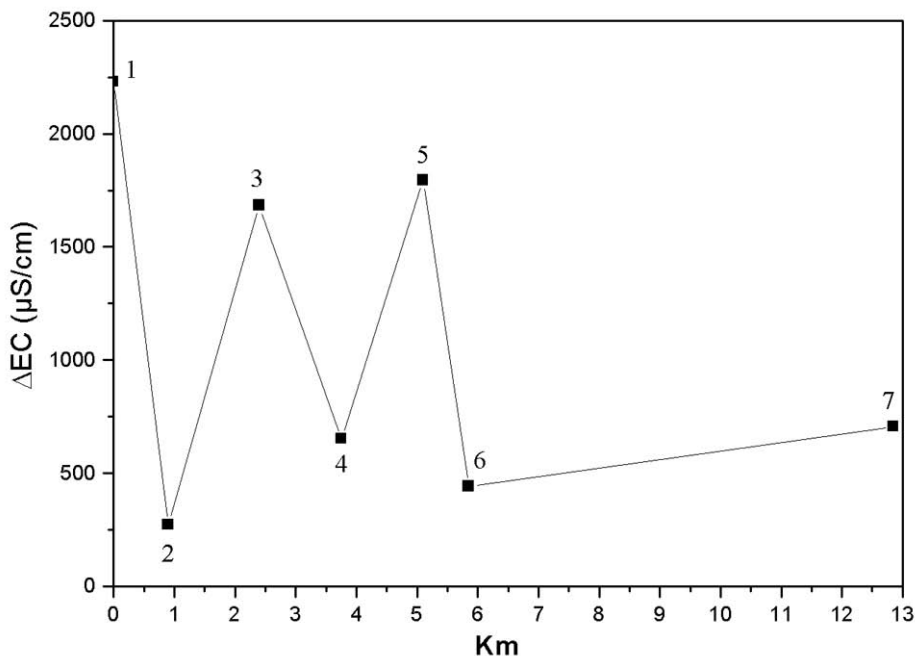
másodlagos ásványokat (melyek sok esetben könnyen oldhatók) a víz nem távolítja el. Esőzések alkalmával a nagyobb beszivárgott vízmennyiség eltávolítja ezeket az oldható sókat és így a vizek sótartalma megnövekszik.

Különböző mérési pontban mért elektromos vezetőképesség ingadozása (7. ábra) erőteljes változást mutat a bányakitermelés közelében, valamint két mérési pontban (a 3-as és az 5-ös).

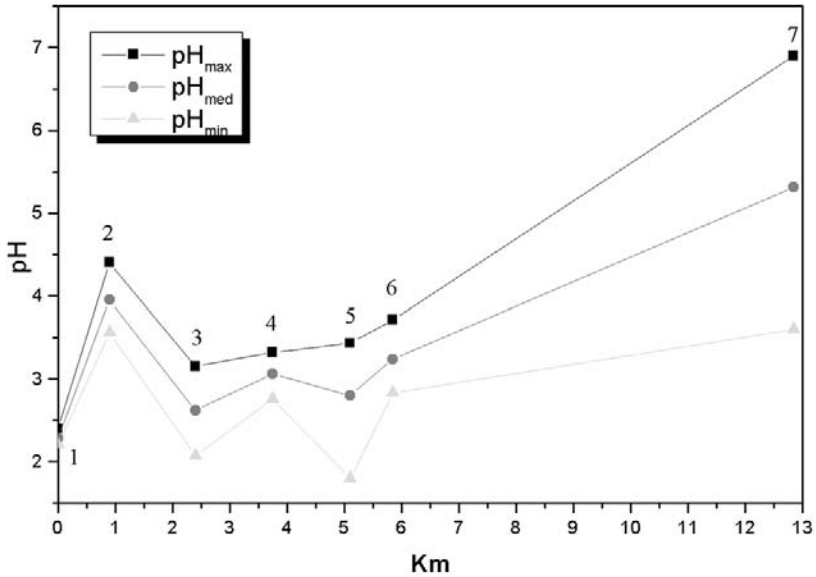
Ezek az értékek azt mutatják, hogy helyi szennyező források léteznek Veres-patak völgyében. A fent említett jelenséget a növényzettel beborított régi tárnák, meddőanyag-hányók (melyeket csak morfológiai alapon lehet felismerni) okozzák.

A pH-érték változása az elektromos vezetőképességgel hasonlóságot mutat (8. ábra). A pH és az elektromos vezetőképesség változásának hasonlósága abból ered, hogy a savas vizek reakcióba lépnek különböző kőzetekkel, ércesedésekkel és belőlük egyes ásványokat kioldanak. A kioldás során a vizek sótartalma jelentősen megnövekszik.

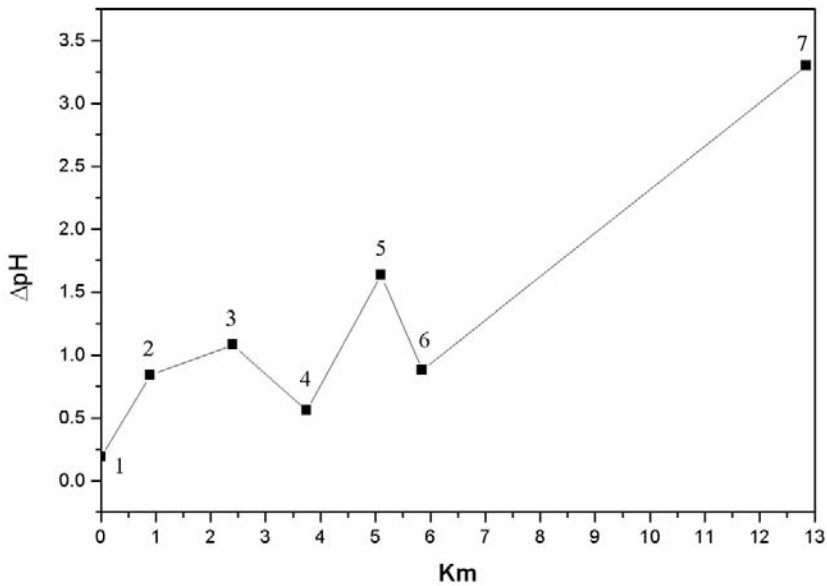
Különböző mérési pontban mért pH-ingadozás (9. ábra) a bányakitermelés közvetlen közelében a legkisebb. A szennyező forrástól távolodva, az



7. ábra. Az elektromos vezetőképesség ingadozása a Veres-patak és az Abrud-patak mentén. A mérési pontok helyzetét, lásd a 4-es ábrán



8. ábra. A pH változása a Veres-patak és az Abrud-patak mentén. A mérési pontok helyzetét, lásd a 4-es ábrán



9. ábra. A pH ingadozása a Veres-patak és az Abrud-patak mentén. A mérési pontok helyzetét, lásd a 4-es ábrán

ingadozás egyre nő. Az Abrud-patak torkolatánál (Topánfalva) legnagyobb a pH-ingadozás. Az Abrud-patak és mellékági vizének hígító, illetve az esőzések által kioldott sók együttes hatása alakítja a pH-ingadozást.

A környezeti körülmények változása (pH, elektromos vezetőképesség, Eh, hőmérséklet) befolyásolja az ásványok stabilitását. Ebből kiindulva, a Veres-patakban mért ionkoncentrációk (Forray 2002b) felhasználásával 64 termodinamikai modellezést végeztünk annak érdekében, hogy meghatározzuk a bányavizekkel szennyezett patakok aljára lerakódott ásványok típusát.

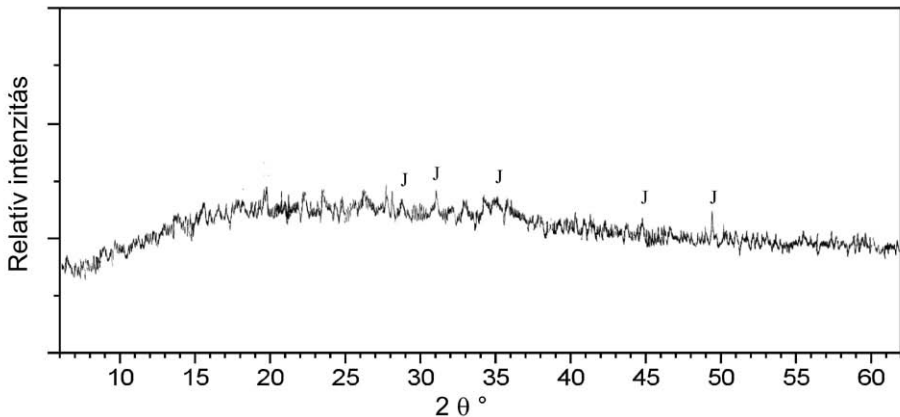
A modellezést 1,75 és 5,00 pH tartományban végeztük, kiindulva a te-repen mért adatokból. A modellezés eredményét a 10. ábra foglalja össze.

A 10. ábrán kettősvonallal jelzett határ a Veres-patak és az Abrud-patak vizében mért átlag pH-értékét jelöli. Ennek a vonalnak jobb és bal oldalán feltüntetett pH-értékeken különböző ásványok alakulnak ki. A grafikonból világosan látszik, hogy a legelterjedtebb ásványok a goethit, hematit és a jarositok. A Veres-patakból vett vöröses anyag röntgendiffrakciós spektruma (11. ábra) halvány jarosit ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$ (JCPDS 22–827) ásványt mutatott ki.

A röntgendiffrakciós spektrum magas alapvonala arra mutat, hogy a mintában nagy mennyiségű „amorf” vas-hidroxid található, ugyanis a röntgensugarak hatására a mintában levő nagy mennyiségű vas fluoreszkálni kezd, és ennek következtében az alapvonal jelentősen megnövekedik.

pH	1,75	1,80	2,00	2,25	2,50	2,75	3,00	3,25	3,50	3,75	4,00	4,25	4,50	4,75	5,00
Al(OH) ₃															
Al(OH) ₃ (talaj)															
Al ₄ (OH) ₁₀ SO ₄															
AlOHSO ₄															
ALUNIT															
BÖHMIT															
DIASZPOR															
FERRIHIDRIT															
GIBBSIT															
GOETHIT															
HEMATIT															
H-JAROSIT															
K-JAROSIT															
LEPIDOKROKIT															
MAGHEMIT															

10. ábra. Termodinamikai modellezés eredménye



11. ábra. A 82a minta röntgendiffrakciós spektruma

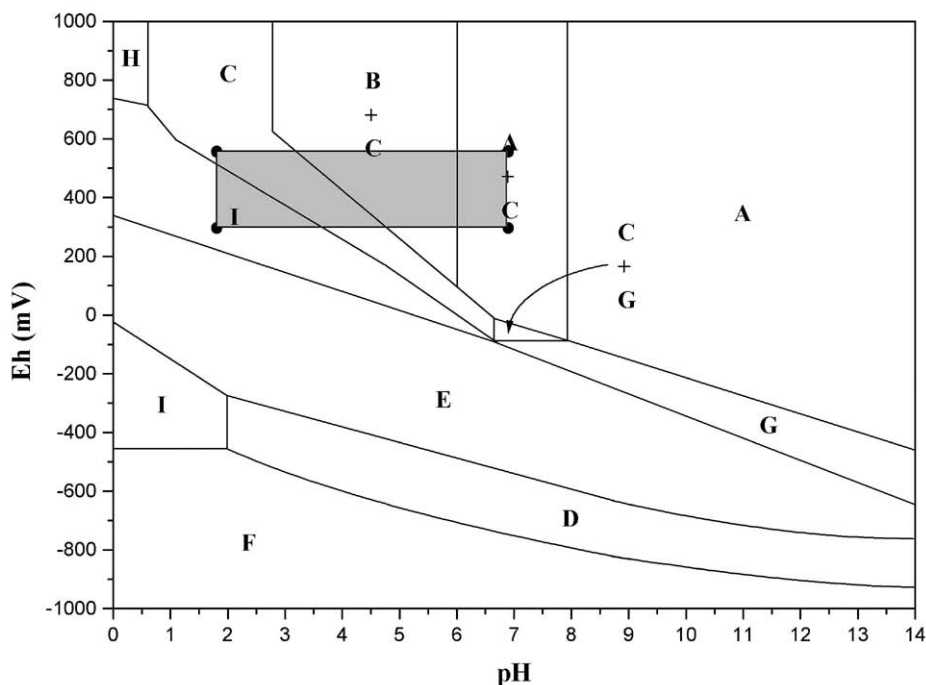
Az alapvonal növekedése a kis mennyiségben lévő más ásványok diffrakciós jeleit lefedi. Ilyenformán a vas-hidroxidon és a jarositon kívül a mintákban más ásvány is jelen lehet.

Az USA Environmental Protection Agency (1999) által készített diagram és az általunk mért értékek (12. ábra) ábrázolása azt mutatja, hogy a vizekből schwertmanit, jarosit és ferrihidrit alakul ki.

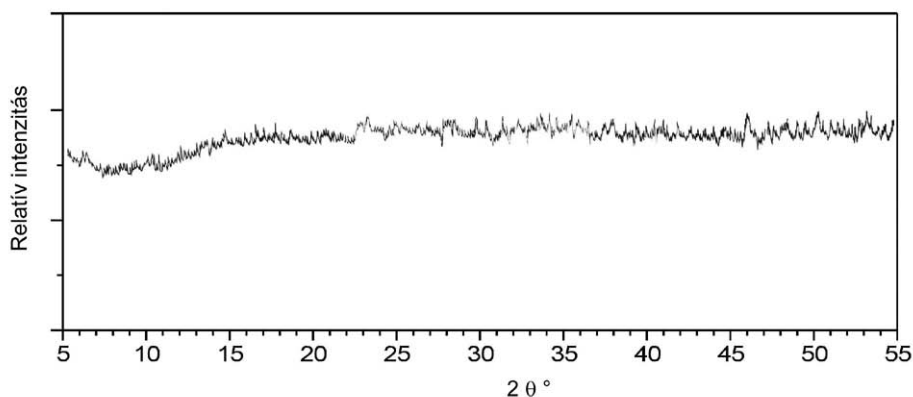
A termodinamikai modellezésünkben a $\text{Fe}_{16}\text{O}_{16}(\text{OH})_{12-10}(\text{SO}_4)_{2-3}$ (schwertmanit) ásvány képződését a termodinamikai adatok hiányában nem tudtuk modellezni. Ez az ásvány nagyon sok bányakitermelésnél előfordul (Bigham 1994; Bigham et alii 1996; Litnerová 1996; Yu et alii 1999; Kim et alii 2002), azonban a képlete változó kémiai összetételt mutat. A schwertmanit fémmegkötésre képes, mint például a vas-hidroxid (Bigham 1994; Randall et alii 1999; Swedlund és Webster 2001).

A Szelistye völgy meddőanyag-tároló frontján található kiszivárgásokból lerakódott vas-hidroxid röntgendiffrakciós spektruma (13. ábra) nagymértékben megegyezik a Veres-patakból elemzett mintával. A spektrum alapján csak „amorf” vas-hidroxid alkotja. Ezen vas-hidroxidok (5F minta) röntgenfluoreszcencia spektruma (14. ábra) nagy mennyiségű vas, réz és kevesebb cink, ólom, arzén, mangán és titán elemeket tartalmaznak. Az „amorf” vas-hidroxid szorpció által köti meg ezeket a fémeket.

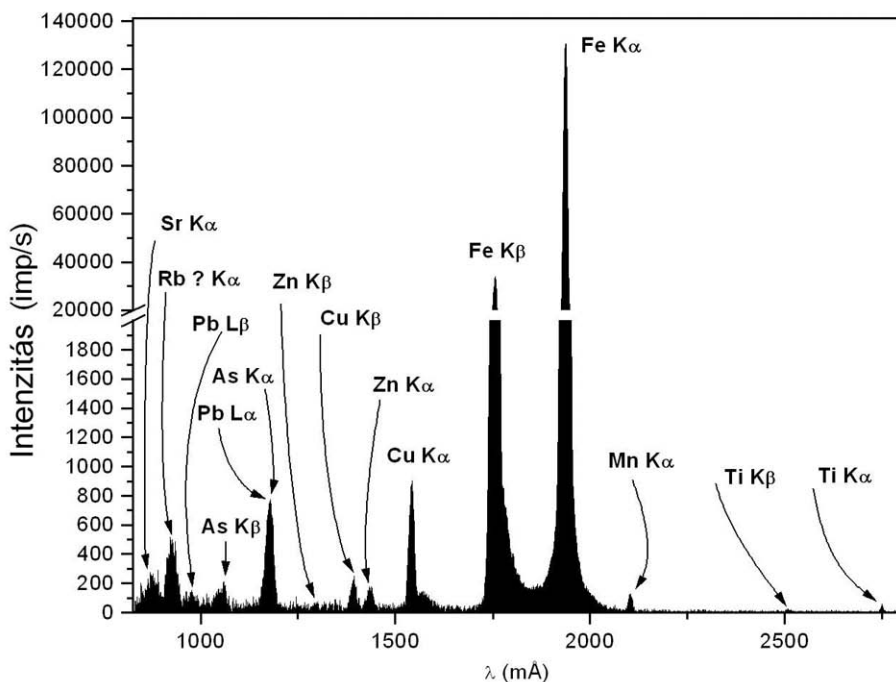
A Veres-patak vizéből vett SM-8-546 és SM-8-548 mintát transzmissziós elektronmikroszkóp segítségével vizsgálva, jellegzetes ásványösszetételt mutat. A SM-8-546 mintában a legnagyobb mennyiségű vashidroxid található. Jellegzetes tizednanométeres nagyságú gömb alakú részecskék aggregátumba tömörülnek, kisebb-nagyobb láncszemeket alkotva. Az aggregátumok



12. ábra. A mérések tartománya Eh-pH diagramon: A – ferrihidrit; B – schwertmanit; C – jarosit; D – pirrotin; E – pirit; F – természetes; G – ferrohidrit; H – FeSO_4^+ ; I – Fe^{2+} . $K=20 \text{ mg/l}$, $S=2500 \text{ mg/l}$ és $\text{Fe}=800 \text{ mg/l}$ (a diagram az US EPA 1999 adatai alapján készült)



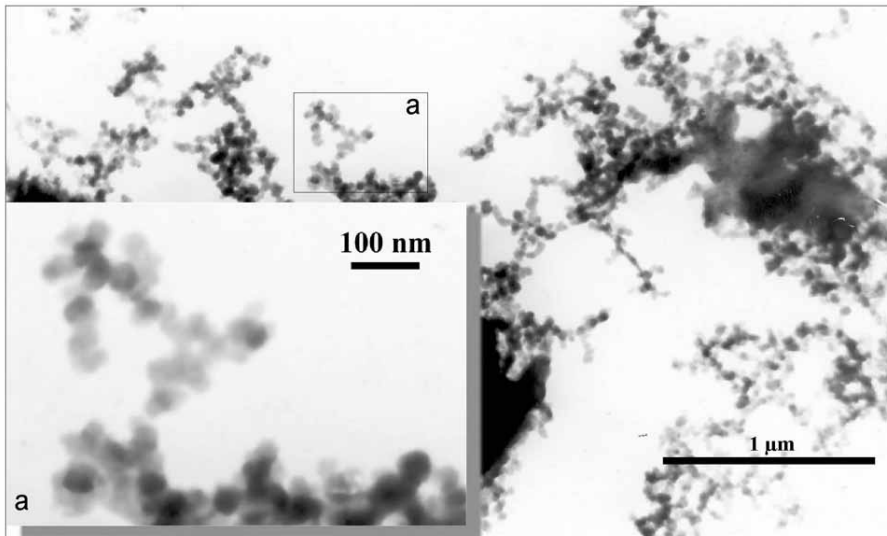
13. ábra. A 97a minta röntgendiffrakciós spektruma



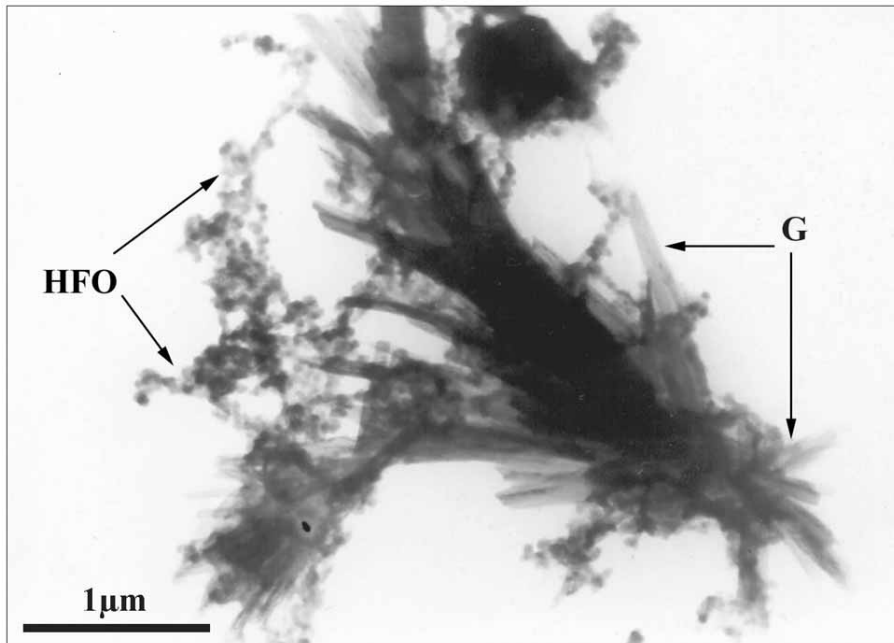
14. ábra. Vas-hidroxid röntgenfluoreszcencia spektruma. 5F minta (a Szelistye völgy meddőanyag-tároló frontján található kiszivárgásokból lerakódott vas-hidroxid)

mérete nagyon változó, pár száz nanométertől egészen pár mikrométer nagyságig (15. ábra). Az aggregátumok kis mérete azt mutatja, hogy egy viszonylag „amorf” ásványról van szó. A nagyon apró aggregátumok fajlagos felülete nagyon nagy. Ez lehetővé teszi, hogy szorpció által nagy mennyiségű fémiot kössenek meg. Több tanulmány kimutatta, hogy a vas-hidroxid nagy mennyiségű fém megkötésére képes (Davis–Leckie 1978; Benjamin és Leckie 1981; Bowell 1994; Diakonov 1998; Rose–Ghazi 1998; Webster et alii 1998; Diz et alii 1999; Randall et alii 1999). Ezáltal a lebegő anyagban levő vas-hidroxidok nagy távolságra képesek elszállítani a nehézfémeket, és így a verespataki bányakitermeléstől a nehézfémek messze eljutnak. Tartósabb esőzések következtében, a patakok nagy vízhozamának köszönhetően, a lebegő anyagok sokkal nagyobb távolságon képesek vándorolni, mint egy csapadékmentes időszakban.

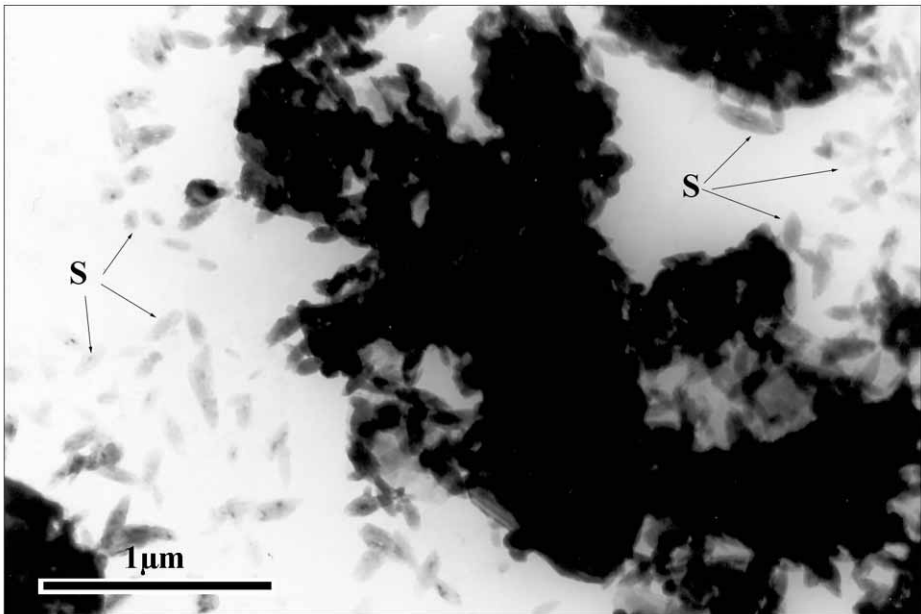
A SM-8-548 minta transzmissziós elektronmikroszkóp vizsgálata a vas-hidroxid és gipsz jelenlétét mutatja. A gipszkristályok különböző



15. ábra. Lebegő anyagban lévő vas-hidroxid (SM-8-546 minta) transzmissziós elektronmikroszkópos (TEM) felvétele



16. ábra. Lebegő anyag (SM-8-548 minta) transzmissziós elektronmikroszkópos (TEM) felvétele. HFO – „amorf” vas-hidroxid; G – gipsz



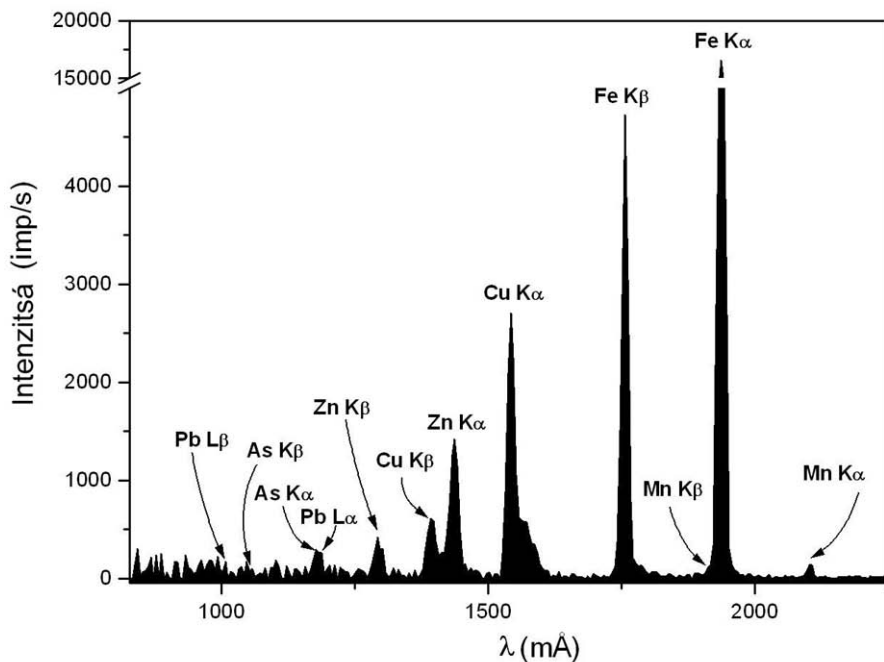
17. ábra. Lebegő anyag (SM-7-545 minta) transzmissziós elektronmikroszkópos (TEM) felvétele. S –vas-hidroxi-szulfát

lebegő anyagon alakulnak ki (16. ábra). A gipszkristályok nagysága pár tized nanométertől pár tized mikronig változik.

Az Abrud vizéből (50 m-re az Aranyos folyótól) vett SM-7-545 minta transzmissziós elektronmikroszkóp vizsgálata a vas-hidroxid és valószínűleg egy vas hidroxi-szulfát jelenlétét mutatja (17. ábra). A vas-hidroxid aggregátumok jóval nagyobbak a Veres-patakból vett mintánál. Ezek mérete több mikron. A vas-hidroxid aggregátumok növekedése arra utal, hogy a pH növekedésével a vas-hidroxid flokkulációja valósul meg. Amikor az aggregátumok elérnek egy kritikus méretet, mely függ a patak áramlási sebességétől is, az aggregátumok a patak medrébe rakódnak le. A lerakódott vas-hidroxid a bentonikus élőlényeket elpusztítja.

Az SM-7-545 mintával megegyező helyről vett lebegő anyag mintából Forray (2002a) nagy mennyiségű vasat, rezet és cinket mutatott ki (18. ábra). A lebegő anyag kisebb mennyiségben ólmot és arzént is tartalmaz.

Termodinamikai modellezés, elektronmikroszkópos felvételek, röntgendiffrakciós és röntgenfluoreszcenciás mérések azt igazolják, hogy a Veres-patak és az Abrud-patak a nehézfémeket oldott formában, valamint



18. ábra. Lebegő anyag röntgenfluoreszcencia spektruma. AB1 minta (Abrud-patak torkolata) (Forray 2002a)

lebegő vas-hidroxid aggregátumokhoz szorpció által kötődött formában szállítják.

A patakok aljára lerakódott vas-hidroxidok csak átmenetileg képesek a nehézfémek megkötésére. A környezeti feltételek változása nagymértékben befolyásolja a vas-hidroxid ásványok stabilitását. Ebből kiindulva, a környezetszennyezés megállítása nehéz feladatnak bizonyul. Tulajdonképpen, ha minden bányavizet egy tárolóba gyűjtenék és ezt kellőképpen vegyileg és egyéb módszerekkel (elektrokoaguláció) kezelnék, a felszíni vizek pH-ja jelentősen megemelkedne. Ennek hatására a patakok medrében lévő ásványok egy része termodinamikailag instabil állapotba kerülne és felbomlásukkal az aljzatban visszatartott fémeket kibocsátanának a vízbe, ezzel megnövelve az oldott fémmennyiséget.

7. Összefoglaló

Termodinamikai modellezés, elektronmikroszkópos felvételek, röntgendiffrakciós és röntgenfluoreszcenciás mérések azt igazolják, hogy a Veres-patak és az Abrud-patak a nehézfémeket oldott formában, valamint lebegő vas-hidroxid aggregátumokhoz szorpció által kötődött nehézfémek formájában szállítja.

A patakok alá lerakódott vas-hidroxidok/vas-hidroxi-szulfátok („amorf” vas-hidroxid, jarosit) csak átmenetileg képesek a nehézfémek megkötésére.

A környezeti feltételek megváltozása nagymértékben befolyásolja a vas-hidroxid ásványok stabilitását, valamint a fémek mobilitását. Ha a felszíni vizek pH-ja jelentősen megemelkedne, a patakok medrében lévő ásványok egy része termodinamikailag instabil állapotba kerülne és az ásványok felbomlásukkal az aljzatban visszatartott fémeket kibocsátának a vízbe, megnövelve ezzel az oldott fémmennyiséget. Ezenkívül tartósabb esőzések következtében, a patakok nagy vízhozamának köszönhetően, a lebegő anyagok sokkal nagyobb távolságon képesek vándorolni, mint egy csapadékmentes időszakban.

Kétségkívül a környék dekontaminációjára nagy szükség van, de a legmegfelelőbb (környezetre kímélőbben ható) módszert csak több alapos kivizsgálás és modellezés alapján lehet eldönteni.

SZAKIRODALOM

BALINTONI, I.

1997 Munții Apuseni. In: Balintoni I. (red.): *Geotectonica terenurilor metamorfice din România*. Cluj-Napoca, Editura Carpatica, 100–135.

BALINTONI, I.–VLAD, S.

1996 Tertiary Magmatism in the Apuseni Mountains and Related Tectonic Setting. *Studia Univ. Babeș-Bolyai* XLI. 1. 115–126.

BANKS, D.–YOUNGER, P. L.–ARNESEN, R. T. et alii

1997 Mine-Water Chemistry: the Good, the Bad and the Ugly. *Environmental Geology* 32. 3. 157–174.

BENEA, M.–BAILLY, L.–TĂMAȘ, C.

2000 New Data Concerning Mn Bearing Minerals from Roșia Montană, Metaliferi Mountains, Romania. *Studia Univ. Babeș-Bolyai* XLV. 1. 67–77.

BENJAMIN, M. M.–LECKIE, J. O.

1981 Multiple-Site Adsorption of Cd, Cu, Zn, and Pb and Amorphous Iron Oxyhydroxide. *Journal of Colloid Interface Science* 79. 209–221.

BIGHAM, J. M.

1994 Mineralogy of Ochre Deposits Formed by Sulfide Oxidation. In: Jambor J. L. B.–D. W. (eds.): *Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Ottawa, Mineralogical Association of Canada, 103–132.

BIGHAM, J. M.–SCHWERTMANN, U.–TRAINA, S. J. et alii

1996 Schwertmannite and the Chemical Modeling of Iron in Acid Sulfate Waters. *Geochimica and Cosmochimica Acta* 60. 2111–2121.

BORCOȘ, M.

1968 Observații în legătură cu determinarea condițiilor termodinamice de formare a unor zone mineralizate și a unor zăcăminte hidrotermale din Munții Metaliferi (II). *St. cerc. geol. geofiz. geogr.* 13/1. Ser. Geol. 93–111.

BORCOȘ, M.–MANTEA, G.

1968 Vârsta formațiunilor și a activității vulcanice neogene din Bazinul Roșia Montană. *St. cerc. geol. geofiz. geogr.* 13(2). Ser. Geol. 363–377.

- BORCOȘ, M.–VLAD, UDUBAȘA, G. et alii
2000 Qualitative and Quantitative Metallogenetic Analysis of the Ore Genetic Units in Romania. *Rom. J. of Mineral Deposits* 78. 42–53.
- BORDEA, S.–ȘTEFAN, A.–BORCOȘ, M.
1979 *Harta geologică a României*. L–34–71–A, Abrud (74a). 1:50.000, București, Inst. Geol. Geofiz.
- BOWELL, R. J.
1994 Sorption of Arsenic by Iron Oxides and Oxyhydroxides in Soils. *Applied Geochemistry* 9. 279–286.
- DAVIS, J. A.–LECKIE, J. O.
1978 Surface Ionization and Complexation at the Oxide/Water Interface: II Surface Properties of Amorphous Iron Oxyhydroxide and Adsorption of Metal Ions. *Journal of Colloid Interface Science* 67. 90–107.
- DIAKONOV, I. I.
1998 Thermodynamic Properties of Iron Oxides and Hydroxides. III. Surface and Bulk Thermodynamic Properties of Lepidocrocite (α -FeOOH) to 500 K. *European Journal of Mineralogy* 10. 31–41.
- DIZ, H. R.–NOVAK, J. T.–RIMSTIDT, J. D.
1999 Iron Precipitation Kinetics in Synthetic Acid Mine Drainage. *Mine Water and the Environment* 18(1) SP.
- DUMA, S.
1998a Impactul mineritului asupra mediului. In: Duma S. (red.): *Studiul geoecologic al exploatărilor miniere din zona sudică a Munților Apuseni, Munții Poiana Ruscăi și Munții Sebeșului*. Cluj-Napoca, Ed. Dacia, 234–340.
1998b *Studiul geoecologic al exploatărilor miniere din zona sudică a Munților Apuseni, Munții Poiana Ruscăi și Munții Sebeșului*. Cluj-Napoca, Ed. Dacia
- FORRAY, F. L.
1999 Application of UV-VIS Spectrophotometry in Study of Mine Water. *Studia Univ. Babeș–Bolyai* XLIV. 1. 75–84.
2001a Application of Factor Analysis in Study of Pollution of the Aries River (Apuseni Mountains, Romania). (*in Romanian*). *Studia Univ. Babeș–Bolyai* XLVI. 1. 47–58.
2001b Using Pollution Index to Establish the Contamination Level of Aries River (Apuseni Mountains, Romania). (*in Romanian*). *Studia Univ. Babeș–Bolyai* XLVI. 1. 153–159.

- 2002a Environmental Pollution in the Aries River Catchment Basin. Case Study: Roşia Montana Mining Exploitation. *Studia Univ. Babeş-Bolyai Special Issue* 1. 189–198.
- 2002b *Geochemistry of the Environment in the Areas of Mining Works from Aries Valley (Apuseni Mountains, Romania)*. Ph. D. Thesis, Babeş-Bolyai University, Cluj-Napoca
- FORRAY, F. L.–HALLBAUER, D. K.
2000 A Study of the Pollution of the Aries River (Romania) Using Capillary Electrophoresis as Analytical Technique. *Environmental Geology* 39. 12. 1372–1384.
- IANOVICI, V.–BORCOŞ, M.–BLEAHU, M. et alii
1976 *Geologia Munţilor Apuseni*. Bucureşti, Edit. Acad. R.S.R.
- IANOVICI, V.–GIUŞCĂ, D.–GHITULESCU, T. P. et alii
1969 *Evoluţia geologică a Munţilor Metaliferi*. Bucureşti, Edit. Acad. R.S.R.
- KIM, J. J.–KIM, S. J.–TAZAKI, K.
2002 Mineralogical Characterization of Microbial Ferrihydrite and Schwertmannite, and Non-Biogenic Al-sulfate Precipitates from Acid Mine Drainage in the Donghae Mine Area, Korea. *Environmental Geology* 42. 1. 19–31.
- LEBLANC, M.–BENOTHMAN, D.–ELBAZ-POULICHET, F. et alii
1995 Rio Tinto (Spain), an Acidic River from the Oldest and the Most Important Mining Area of Western Europe: Preliminary Data on Metal Fluxes. In: Pašava J.–B. Kríbek–K. Zák (eds.): *Mineral Deposits: From Their Origin to Their Environmental Impacts*. Rotterdam, A. A. Balkema, 669–670.
- LITNEROVÁ, O.
1996 Mineralogy of Fe-ochre Deposits Formed from Acid Mine Water in the Smolník Mine (Slovakia). *Geologica Carpathica – Series Clays* 5. 1–2. 55–63.
- MÂRZA, I.–GHERGARI, L.
1992 L'adularisation des volcanites de Roşia Montana (Massif Cetate – Carpates Occidentales). *Revue Roumaine de Géologie, Géophysique et Géographie* 36. 15–23.
- MÂRZA, I.–GHERGARI, L.–FORRAY, F. et alii
1995 The Glauch – Glamm Formation Associated to the Hydrothermal Deposits from the Apuseni Mountains: Genetic and Metallogenetic Mechanism. *Studia Univ. Babeş-Bolyai* XL. 1. 185–194.

MÂRZA, I.–TĂMAȘ, C. G.

1997 Structuri de breccii mineralizate. *Studia Univ. Babeș–Bolyai XLII.* 1. 49–77.

PAPP S.–KÜMMEL R.

1992 *Környezeti kémia*. Budapest, Tankönyvkiadó

RĂDULESCU, D.–DIMITRESCU, R.

1966 *Mineralogia topografică a României*. București, Acad. Rom.

RANDALL, S. R.–SHERMAN, D. M.–RAGNARSDOTTIR, K. V. et alii

1999 The Mechanism of Cadmium Surface Complexation on Iron Oxyhydroxide Minerals. *Geochimica and Cosmochimica Acta* 63(19/20). 2971–2987.

ROSE, S.–GHAZI, A. M.

1998 Experimental Study of the Stability of Metals Associated with Iron Oxyhydroxides Precipitated in Acid Mine Drainage.

Environmental Geology 36(3/4). 364–370.

ROȘU, E.–PÉCSKAY, Z.–ȘTEFAN, A. et alii

1997 The Evolution of the Neogene Volcanism in the Apuseni Mountains (Romania): Constraints from New K-Ar Data. *Geologica Carpathica* 48 (6). 353–359.

SĂNDULESCU, M.

1984 *Geotectonica României*. București, Editura Tehnică

SWEDLUND, P. J.–WEBSTER, J. G.

2001 Cu and Zn Ternary Surface Complex Formation with SO₄ on Ferrihydrite and Schwertmannite. *Applied Geochemistry* 16. 503–511.

TĂMAȘ, C. G.

1998 Descriptive Breccia Types in the Roșia Montana Low Sulphidation Epithermal Ore Deposit, Apuseni Mountains, Romania. *Studia Univ. Babeș–Bolyai XLIII.* 1. 75–88.

2002 *Breccia Pipe Structures Related to Some Hydrothermal Ore Deposits from Romania*. Ph. D. Thesis, Babeș–Bolyai University, Cluj-Napoca

TĂMAȘ, C. G.–BAILLY, L.

1999 Roșia Montană Low-Sulfidation Ore Deposit – Evidence from Fluid Inclusion Study. *Studia Univ. Babeș–Bolyai XLIV.* 1. 49–56.

UDUBAȘA, G.–ILINCA, G.–MARINCEA, S. et alii

1992 Minerals in Romania: the State of the Art 1991. *Rom. J. Mineralogy* 75. 1–51.

- U. S. Environmental Protection Agency
1999 *Final Report – Deep Water Sediment/Prore Water Characterization and Interactions. Mine Waste Technology Program Activity IV, Project 9.* DW 89938513–01–0, Cincinnati, Ohio
- WEBSTER, J. G.–SWEDLUND, P. J.–WEBSTER, K. S.
1998 Trace Metal Adsorption onto an Acid Mine Drainage Iron(III) Oxy Hydroxy Sulfate. *Environmental Science and Technology* 32. 10. 1361–1368.
- WILDE, F. D.–RADTKE, D. B.
1998 Field Measurements. In: F. D. Wilde–D. B. Radtke (eds.): *National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data: U. S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations.* Book 9, chap. A6, at <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A6>.
- WILLIAMSON, B.–PURVIS, O.–BARTOK, K. et alii
1996 Chronic Pollution from Mineral Processing in the Town of Zlatna, Apuseni Mountains (Romania). *Studia Univ. Babeş–Bolyai* XLI. 1. 87–93.
- YU, J. Y.–HEO, B.–CHOI, I. K. et alii
1999 Apparent Solubilities of Schwertmannite and Ferrihydrite in Natural Stream Waters Polluted by Mine Drainage. *Geochimica and Cosmochimica Acta* 63 (19/20). 3407–3416.

A KÖTET SZERZŐI

Fodorpataki László a kolozsvári Babeş–Bolyai Tudományegyetem Biológia–Földtan Karán a növényélettan, ökofiziológia és növénysszerveztan oktatója. 1967-ben született Kolozsváron, egyetemi tanulmányait 1991-ben végezte a BBTE biológia szakán, doktori fokozatát 1998-ban szerezte a fotoszintézis szabályozási mechanizmusainak kutatásával. Tudományos tevékenységének tárgyköre a fotoszintézis fényszakaszának külső tényezők általi szabályozása, mikroszkopikus zöldalgák sejttenyészetének táplálkozás-élettana, valamint szennyező anyagok által kiváltott stresszélettani folyamatok vizsgálata vízi és szárazföldi környezetben. Eddig egy szakkönyvet, két egyetemi jegyzetet és egy iskolai tankönyvet publikált (az egyik jegyzetet és a tankönyvet társszerzőként), továbbá több mint 50 szakközleménye jelent meg, melyeknek körülbelül egyharmada külföldön, részt vett 9 kutatási programban, melyek közül három külföldi támogatásban részesült. Tagja, többek között, a Magyar Algológiai Társaságnak, a Nemzetközi Fotoszintéziskutató Társaságnak és az Alkalmazott Algológia Nemzetközi Társaságának.

Forray Ferenc Lászlár 1969-ben született Déván, jelenleg a kolozsvári Babeş–Bolyai Tudományegyetem Biológia–Földtan Karán az Ásványtani Tanszék adjunktusa. Geológus mérnöki diplomáját 1995-ben szerezte, majd magiszteri tanulmányai során petrometalogéniában szakosodott. 2002 óta a földtani tudományok doktora. Kutatási tárgyköre a környezeti geokémia, ezen belül elsősorban a környezetszennyezés földtani paramétereinek vizsgálata. Legtöbb szakközleménye e témakörbe tartozik. Magyarországon, Németországban és Dél-Afrikában volt tanulmányutakon, jelenleg kutatási ösztöndíjjal az Amerikai Egyesült Államok egyik rangos egyetemén dolgozik.

Kékedy Nagy László a kolozsvári BBTE, Kémia és Ipari Kémia Karán az Analitikai Kémiai Tanszék oktatója. Tudományterülete kémia és analitikai kémia. 1948. december 6-án született Kolozsváron. Egyetemi tanulmányait a Babeş–Bolyai Tudományegyetem Kémia Karának szerves Kémia szakán végezte 1971-ben. A kémiatudományok doktora 1984 óta.

Szakmai pályájának fontosabb állomásai: 1971–1978 – vegyész az Analitikai Kutató Központban, 1978–1990 – tanársegéd a BBTE, Kémia és

Ipari Kémia Kar, Analitikai Kémia Tanszékén, 1990–2000 – egyetemi adjunktus a BBTE, Kémia és Ipari Kémia Kar, Analitikai Kémiai Tanszékén, jelenleg egyetemi docens az Analitikai Kémiai Tanszéken. Számos kutatási témában dolgozott, mint műszerfejlesztés, elektrokémia szenzorok kifejlesztése, standardok előállítás, meghatározások automatizálása, új meghatározási eljárások és módszerek kidolgozása, környezeti minták analízise. Eddig 7 egyetemi jegyzet és 22 tudományos közlemény szerzője és néhány jelentős újítás kidolgozója.

Macalik Kunigunda a kolozsvári Babeş–Bolyai Tudományegyetem Biológia–Földtan Karán a közösségökológia és limnológia tantárgyak oktatója. 1971-ben született Csíkkarcfalván, egyetemi tanulmányait 1995-ben végezte a BBTE biológia szakán. 1996–1999 között a Debreceni Egyetem, PhD hallgatója, vízi ökológia szakon, abszolutóriumát 1999-ben szerezte. Doktori disszertációjának témája *Tisza menti holtmedrek makrofitonállományainak összehasonlító elemzése*. Kutatási tárgyköre a vízinövények ökológiája. 12 szakcikket közölt, 8 kutatási programban vett részt, többnyire az erdélyi folyók ökológiai állapotát vizsgáló kutatócsoport tagjaként.

Papp Judit 1971-ben született Besztercén. Középiskolai tanulmányait a besztercei Andrei Mureşanu Ipari Líceumban végezte. A Babeş–Bolyai Tudományegyetem biológia tagozatát 1995-ben fejezte be. 1995 óta a Babeş–Bolyai Tudományegyetem Biológia–Geológia Karának oktatója, jelenleg egyetemi adjunktus. Mikrobiológiai és növényélettani laboratóriumi gyakorlatokat vezet és előadást tart az általános mikrobiológia keretében. Tudományos tevékenységének fő területe és doktori disszertációjának témája a levelek felszínét benépesítő mikroorganizmus-közösségek szerkezetének és aktivitásának tanulmányozása. Tagja a Román Talajtani Társaságnak, a Magyar Mikrobiológiai Társaságnak és a Nemzetközi Talajtani Társaságnak. 15 tudományos cikket és 2 könyvet jelentetett meg, egyedüli, fő- vagy társszerzőként, magyar, román és angol nyelven.

Sárkány-Kiss Endre 1942-ben született Kispujonban. A Babeş–Bolyai Tudományegyetem Biológia–Földrajz és Földtan Karán végzett 1966-ban. Ugyanitt 1988-ban doktori címet szerzett. 1967-től 1975-ig elemi és középiskolai tanár, majd 1991-ig főmuzeológus és a Marosvásárhelyi Múzeum természetrajzi Részlegének vezetője. 1991-től a BBTE-n docensi beosztásban hidrobiológiát és ökológiát oktat. Kutatási területe az édesvízi élőlényközösségek – kitüntetetten a vízi puhatestűek ökológiája. 1990-től

multidiszciplináris kutatási programokat szervez az erdélyi és a Felső-Tisza vidéki folyók ökológiai állapotának felmérésére. A vizsgált folyók adatbázisait a *Tiscia monograph series* hat szerkesztett kötetében és a *Fluvii Carpatorum* sorozatban kiadott két könyvben közli.

Szabó Gabriella 1963. május 22-én született Kolozsváron. Egyetemi tanulmányait a BBTE Vegyészmérnöki Karán szerezte 1985-ben. 1985 és 1997 között kémia tanár, előbb Élesden (Bihar megye), később Kolozsváron. Jelenleg a BBTE Kémia és Vegyészmérnöki Karának Fizika-kémia Tanszékén tanársegéd. Doktori diplomáját 2002 márciusában szerezte, tézisének címe: *Savak rekombinációs reakciójának kinetikai vizsgálata polarográfiás kinetikus és katalitikus áramok segítségével*. 11 tudományos közlemény szerzője.

Ujvárosi Lujza 1969-ben született Csíkszeredában, egyetemi tanulmányait 1993-ban végezte a BBTE biológia szakán, doktori fokozatát 2001-ben szerezte a Keleti-Kárpátok jellegzetes nedves élőhelyei tegzes (*Trichoptera*) együtteseinek tanulmányozásával. A kolozsvári Babeş–Bolyai Tudományegyetem Biológia–Földtan Karán a gerinctelenek állattana és az általános rovar tanterv tanárja. Tudományos kutatásai hazai szinten kevésbé kutatott, a nedves élőhelyekhez kötődő rovarok (alacsony rendű diptérák) taxonómiajának és elterjedésének tanulmányozására is kiterjedtek. Jelentősek a reliktum jellegű nedves élőhelyek (karsztforrások, forráspatakok, mocsarak, lápok) jellegzetes vízi-rovar együtteseinek tanulmányozása, melynek során a tudomány számára néhány új faj került leírásra. Eredményeit több mint 30 tudományos munkában, tanulmányban közölte, köztük néhány külföldi szakfolyóiratban jelent meg. Részt vett több nemzetközi és hazai kutatási programban, melyek az erdélyi folyóvizek természetes állapotát mérték fel. Tagja a Magyar Rovartani Társaságnak és a Román Lepkészek Társaságnak.

ABSTRACTS

PAPP Judit

MICROBIOLOGICAL EVALUATION OF THE POLLUTION LEVEL OF RIVERS IN TRANSYLVANIA

Specific uses of the water of rivers (drinking water supply, agricultural irrigations, recreational use, fish consumption) have directed the attention to the water quality and the main polluting agents that interfere with the aquatic living systems.

Polluting agents coming from different human activities change the physical and chemical parameters of the water, affect the composition and activity of the living systems and even determine irreversible modifications in aquatic ecosystems.

The aim of this study is the evaluation of the pollution level of some rivers in Transylvania, with specific reference to the ecological tolerance of some species and the rehabilitation of the affected area.

The composition, activity and physiological condition of the microbial populations are influenced by environmental conditions, such as the chemical composition of the river, the content of the inorganic and organic nutrients, the temperature, pH and the oxygen content of the water. Many polluting agents coming from human activities and released in different sections of the rivers affect the water quality and endanger the equilibrium of aquatic communities. The quantitative and qualitative changes in the composition, abundance and diversity of microbial populations express the degree of water contamination and the nature of polluting sources.

The microbiological investigations of the water were carried out to evaluate the organic pollution of the studied rivers (Mureş, Lăpuş, Someş), based on the determination of the total number of heterotrophic bacteria, number of indicator microorganisms (total and faecal coliforms, faecal streptococci) and of some physiological group of bacteria (ammonifying bacteria, denitrifying bacteria, sulphate-reducing and iron-reducing bacteria).

The sample stations were located upstream and downstream from some of the suspected pollution sources and the major tributary streams.

The polluting agents have a negative influence on the water quality of the Mureş river, reflected by the high values of the total number of bacteria and of indicators, mainly at the sampling sites located downstream from human settlements. The water brought by the tributary streams (Arieş and Târnava) loaded with organic materials perturbs natural microbial communities and increases the number of indicators: the highest values were registered in the last sector of the river.

In the case of Lăpuş and Someş, the polluting agents also strongly affect the ecological status of the rivers. The high values of heterotrophic bacteria, of ammonifying and denitrifying bacteria indicate an intensive degrading activity in the rivers. The values of coliforms and streptococci also indicate a pollution with faecal materials.

The results of the bacteriological investigation show that the water of these rivers on almost every sampling site presents values of the indicators more above the standards and is unsuitable even for recreational uses let alone for the irrigation of crops that serve as food or fodder for humans and animals.

FODORPATAKI László

INVESTIGATION OF THE ECOPHYSIOLOGICAL STATUS OF THE PHYTOPLANKTON IN DIFFERENT SECTORS OF TRANSYLVANIAN RIVERS

Phytoplanktons, consisting of microscopic algae that have little or no resistance to currents and live free-floating in open waters, occur as unicellular, colonial or filamentous forms. From a physiological and ecological point of view, the floating cyanobacteria also belong to the phytoplankton. Most of the small organisms are photosynthetic and are grazed upon by zooplankton and other aquatic creatures. Phytoplankton organisms have long been used as indicators of water quality. Some species flourish in highly eutrophic waters while others are very sensitive to different chemical wastes. Some species have been associated with noxious blooms, sometimes creating offensive tastes and odors or toxic conditions. Because of their short life cycles, plankters respond quickly to environmental changes, hence the standing crop and the species composition indicate the quality of the water mass in which they are found. Because of their transient nature and often patchy distribution, information on

planktons as indicators is interpreted best in conjunction with concurrently collected, physicochemical and other biological data.

The microflora of rivers consists of autotrophic and heterotrophic, aerobic or anaerobic microorganisms that are involved in the natural cycle of chemical elements, in the production, degradation, transformation and mineralization of natural organic compounds, as well as in the bio-conversion of xenobiotics originating from different human activities. Many polluting agents that are released in different sectors of rivers seriously endanger the dynamic equilibrium of the aquatic communities. The partial self-cleaning process of water becomes possible only upon the close interaction between autotrophic and heterotrophic microorganisms, that produce and decompose new organic compounds and sustain all of the life forms that are characteristic for an aquatic ecosystem.

Stress can be regarded as a functional state or as the dynamic response of the whole organism. It represents a significant deviation from the optimal conditions for life, and elicits changes and responses at all functional levels of the organism which, although at first reversible, may also become permanent. Stress can be regarded as a directional event, induced by highly specific factors, but the response may have common steps for several different stressors. Often, the external factors do not reach the ultimate site of the stress reaction immediately or in its original intensity, because plants possess a variety of protective mechanisms to delay or even prevent disruption of the thermodynamic or chemical equilibrium between environment and cell interior. The stress response is a race between the effort to adapt and the potentially lethal processes in the protoplasm. Thus the dynamics of stress comprises a destabilizing, destructive component, as well as countermeasures promoting restabilization and resistance. Constraint, adaptation and resistance are thus interconnected parts of the whole event. Reactions that indicate a state of stress make possible the employment of sensitive plant species as bioindicators of environmental stress, or the use of living plants as biomonitors of specific habitat parameters. Both categories are widely represented among the freshwater microalgae.

Today, as a result of human activities, plants are exposed to far greater amounts of harmful substances than before. These are chiefly xenobiotics to which plants have not become accustomed yet. Land-use practices around the world have often resulted in degraded ecosystems that will not return rapidly to their original state. Commonly, the disturbed habitat has many stress factors that affect plant functions, and restoration can be

assisted by judicious incorporation of species or ecotypes that can tolerate the stresses of these damaged ecosystems. In this context, the stress tolerance of microalgae, as the main primary biomass producers of the aquatic ecosystems, plays a crucial role in the remediation of anthropically polluted water ponds.

Stress is reflective of the amount of environmental pressure for change that is placed on different biological processes of an organism, inducing an alarm response. These responses may be defensive or adaptive, and stress occurs when the unfavorable environmental factors induce enough functional change to result in reduced growth, reduced yield, physiological acclimation, species adaptation, or a combination of these. Because of their short life cycle and high contact area of all the cells with the environment, as well as due to their pronounced metabolic plasticity, microalgae are organisms especially suitable to study the influence of environmental changes on aquatic organisms. Responses to stressors can be divided into two categories. In the case of tolerance plants have mechanisms that maintain high metabolic activity under mild stress and reduced activity under severe stress. In contrast, mechanisms of avoidance involve a reduction of metabolic processes, resulting in a dormant state, upon exposure to long-term extreme stress.

Selection of the sampling sites is based on the progressive enhancement of the supposed degradation of the natural resources of the river. Taking into account the geological, geographical and economic characteristics of the territory, the sites are chosen upstream and downstream the main pollution sources.

Water quality affects the abundance, species composition, stability, productivity and physiological condition of indigenous populations, therefore the nature and health of the aquatic communities are direct expressions of water quality. Ecological methods used for assessing water quality include measurements of metabolic activity rates, of the toxicity, bioaccumulation and biomagnification of pollutants, as well as identification of sensitive and tolerant aquatic organisms and biomass measurements.

The sample stations were located as near as possible to those selected for chemical and bacteriological sampling, to ensure maximum correlation of findings. The stations were located upstream and downstream from some of the suspected pollution sources and major tributary streams, at appropriate intervals throughout the river under investigation. Because the water of rivers is vertically well mixed, subsurface

sampling is considered adequate for the collection of a representative sample at a given point. For the seasonal examination of plankton populations, the samples were collected at midstream 0.5 m below the surface. Different size categories of phytoplankton can be separated by filtering through netting of the appropriate mesh size. For net plankton a net with mesh openings of 80 μm can be used. As live samples were to be examined, the containers were only partially filled, to reduce inhibition of metabolic activities. The specimens were examined as soon as possible after collection, being stored at ambient temperatures in the presence of natural sunlight.

Phytoplankton organisms have long been used as indicators of water quality. Some species flourish in highly eutrophic waters while others are very sensitive to different chemical wastes. Some species have been associated with noxious blooms, sometimes creating offensive tastes and odors or toxic conditions. Because of their short life cycles, plankters respond quickly to environmental changes, and hence the standing crop and the species composition indicate the quality of the water mass in which they are found. Because of their transient nature and often patchy distribution, information on plankton as indicators is interpreted best in conjunction with concurrently collected, physicochemical and other biological data.

The algal test procedure for determining primary productivity of a water sample is based on Liebig's law of the minimum, which states that growth is limited by the substance that is present in minimal quantity in respect to the need of the organism. When effects of various substances on maximum specific growth rate and maximum crop of selected algal species cultured under specified conditions are measured, results are assessed by comparing growth in the presence of selected substances to growth in controls. Interpretation of results involves assessment of receiving water to determine its nutritional status and its sensitivity to change, potential effects of substances on algal growth in receiving waters, effects of changes in waste treatment processes on algal development and metabolism and many other anthropic effect that endanger the natural equilibrium.

The maximum specific growth rate is related to the concentration of rate-limiting factors, while the maximum standing crop is proportional to the initial amount of the nutrients available.

Chlorophyll fluorescence measurements provide a very useful non-destructive tool to detect early symptoms of a large scale of stressful conditions that alter the normal photosynthetic processes of the light reactions. A part

of the light absorbed by green plants is re-emitted in form of chlorophyll fluorescence, which competes with the useful photochemical reactions for the same incident light energy. Thus, the intensity of fluorescence emission from the photosynthetic apparatus is directly related to the light reactions that occur in thylakoids upon illumination. Chlorophyll fluorescence constitutes an optical signal that can be precisely detected if the wavelength of irradiation is chosen so as not to overlap the wavelength of light emission, which is between 670 and 770 nm.

Upon a dark-light transition the induced chlorophyll fluorescence intensity of green plants undergoes characteristic variations with time, known as the Kautsky effect. There can be distinguished rapid transients, completed within about one second, and slow transients, extended to several minutes. The rapid transients reflect processes close to the primary photoreactions (charge separation between the photoexcited P_{680} reaction centre and its acceptors in photosystem II), whereas the slower transients are related to secondary photosynthetic processes upon light energy conversion, involving ion fluxes through the thylakoid membrane, formation of pH gradients, heat dissipation, activation of Calvin cycle enzymes etc.

At room temperature, chlorophyll fluorescence originates almost exclusively from photosystem II (PSII), and the fluorescence yields registered immediately after the onset of illumination is determined primarily by the redox state of the quinone acceptors of PSII. The light energy absorbed by the antenna pigments of PSII is transferred by inductive resonance to the reaction centre chlorophyll-a dimer (P_{680}), which transfers an energized electron to the acceptors located on the stromal side of PSII. Fluorescence is at a minimum level (F_0) when all of the reaction centres are open (the quinone acceptors are completely oxidized and they can take up the electrons), while maximum fluorescence emission (F_m) occurs upon the complete reduction of the quinone acceptor pool, which cannot deal with any more electrons, so all the reaction centres become closed. The difference between F_m and F_0 is the variable fluorescence (F_v). The main factors influencing the kinetics of the induced chlorophyll fluorescence are light intensity, temperature, O_2 and CO_2 concentrations, and the state of dark-adaptation. E.g. pronounced changes of the dark-state initial fluorescence (F_0 , also known as ground fluorescence) can be induced by heat stress, anaerobic conditions, ATP-induced reverse coupling reactions and the binding of specific inhibitors.

Ecophysiological oriented photosynthesis research uses chlorophyll fluorescence measurements not only to evaluate *in vivo* the overall

quantum yield and bioproductive capacity, but also to allow insights into the biochemical partial reactions and the partitioning of excitation energy in the autotrophic plant metabolism.

Two major factors cause changes in the chlorophyll fluorescence yield: the rate of photochemical energy conversion and the rate of nonradiative energy dissipation. Although fluorescence changes reflect primarily the functional state of PSII, variations in energy distribution between the two photosystems will also influence fluorescence yields. As photosystem I (PSI) is essentially nonfluorescent, any increase in energy transfer from PSII to PSI may be considered equivalent to nonradiative dissipation. Fluorescence emission competes with photochemical reactions and heat dissipation, therefore there are two basic types of chlorophyll fluorescence quenching: a photochemical and a nonphotochemical one. Provided that changes in heat dissipation are relatively slow, the rapid fluorescence induction transients reflect changes in photochemical quenching only, which is determined by the amount of open reaction centres.

When upon illumination a ΔpH is formed between the stromal and the luminal sides of the thylakoids, this not only leads to ATP formation and induction of assimilatory electron flow, but also to conformational changes in the pigment-protein complexes and reaction centres, as well as to the de-epoxidation of violaxanthin to form zeaxanthin in the xanthophyll cycle. All of these events are closely linked with an increase of nonradiative energy dissipation and the development of the nonphotochemical quenching of the slow fluorescence. Hence, the secondary fluorescence decline and the low steady-state fluorescence yield (F_{ss}) are determined by two overlapping, different quenching components: a photochemical one, due to assimilatory and nonassimilatory electron flow (where the ascorbate peroxidase activity plays an essential role), and the nonphotochemical one, due to increased heat formation. These two parameters have to be separated in order to correctly interpret the fluorescence information. This separation and the quantification of the two types of chlorophyll fluorescence quenching are achieved by the saturation pulse method, when upon application of a sufficiently strong light pulse the primary quinone acceptor Q_A pool is fully reduced, and hence the photochemical component of the fluorescence quenching becomes suppressed.

While the algal cell suspensions of the different experimental variants are still in the dark-adapted state, the minimal and maximal fluorescence yields are determined. The ratio $(F_m - F_0)/F_m$ or F_v/F_m reflects the

potential maximal quantum efficiency of photochemical energy conversion of PSII under the given conditions. During illumination, the fluorescence yield (F) undergoes complex changes. With the help of saturation light pulses the changed levels of maximal fluorescence (F_m') can be determined, and $F_m' - F_m$ represents the nonphotochemically quenched fluorescence. Because not only F_m , but also F_0 becomes lowered by ΔpH -dependent nonphotochemical quenching, the correct calculations require the previous determination of this modified minimal fluorescence F_0' . This can be achieved upon sample darkening and application of weak far-red background light for PSI-driven Q_A oxidation. On the other hand, nonradiative energy dissipation can be also assessed by the expression $F_m' - F_m / F_m'$, which does not involve F_0' .

The variations of the *in vivo* chlorophyll fluorescence of the differently treated (chemically stressed) algal cell suspensions were measured in samples which were dark-adapted for 15 minutes. F_0 was determined upon excitation by a weak red light beam (650 nm) modulated at 1.6 kHz. F_m was induced by a white saturating flash which provided a photon flux density of $4000 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ for 0.8 seconds. After a lag phase of 90 s, a fluorescence transient of 15 minutes duration was induced by continuous actinic light of $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. In order to evaluate the fluorescence quenching mechanisms, saturation pulses were triggered every 10 s. The optimal quantum yield or potential maximal photochemical efficiency is reflected by the value of F_v/F_m , while the effective quantum efficiency of the linear photosynthetic electron transport under the given conditions is expressed by the ratio $(F_m' - F) / F_m'$ or $\Delta F / F_m'$.

The different environmental factors that interfere with the photosynthetic processes induce characteristic modifications in the value of the different parameters of the induced chlorophyll fluorescence upon the illumination of the dark-adapted samples. Because the photosynthetic light energy conversion is a primary step in the long sequence of physiological processes that end up with the net primary biomass production of the algal populations. The detection of early symptoms of the disturbances caused by different unfavorable environmental parameters on the dynamics of chlorophyll fluorescence enables us to predict the consequences of water pollution in a very early stage of the damage that can be caused to the entire aquatic ecosystem.

Another important indicator of the ecological state of aquatic environments is saprobity, which reflects the intensity of decomposition of organic substances into inorganic compounds. This is correlated with

the oxygen content of the water and with the amount of organic nutrient supply for heterotrophic organisms.

The net photosynthetic oxygen production of phytoplankton is very low in the clean water of the Mureş at Senetea, it increases significantly in the sampling sites situated along the middle sector of the river, and it decreases along the lowest region of the river at Pecica, where the primary net productivity (estimated on the basis of oxygen evolution) is visibly perturbed by the polluted state of the aquatic environment. Most parts of the Mureş are appreciated to be mesosaprobic concerning the intensity of degradation of organic matter.

The planktonic algal cell density offers supplementary information about the dynamics of populational growth under specific environmental conditions. The seasonal changes of the cell number in the same place reflect a strong dependence of phytoplankton development on the prevailing external conditions. These results suggest that the data of phytoplankton analysis must be correlated with the seasonal changes of other chemical, physical, climatic and biological parameters registered along the course of the river, in order to be able to establish viable solutions for a sustainable water management.

The most important general conclusion is that mankind must understand that rivers are not only water sources, but they are complex habitats for lots of living creatures.

MACALIK Kunigunda
**ECOLOGICAL WATER QUALITY EVALUATION
IN SOME SECTORS OF TRANSYLVANIAN RIVERS,
BASED ON MACROPHYTES AND BENTIC
ORGANISMS**

The first part of this paper is structured in 8 chapters. After a brief introduction on the general characteristics of the macrophytes, the author presents a classification of the macrophytes based on different criteria. First of all a species list is given taking into consideration the relative ecological indicator values of the different species. A classification is also given based on the bioforms of the macrophytes. Then a short presentation of the cenotaxonomical classification of these plants follows. Chapter four presents the occurrence of the macrophytes in different habitats,

then in chapter five the role of these organism in aquatic communities is presented. An important part of this paper is the study of the role of the macrophytes in different water qualification systems. The field observations are presented in chapter seven, where a short presentation of the chorology of the river macrophytes in the main rivers of Transylvania is given. A short presentation of the data concerning the bioaccumulation of heavy metals by macrophytes comes next.

The second part of the study concerns the results of the benthonic fauna studies on the Someş and Lăpuş rivers. The research was started in February 2000, right after the cyanide spill on these rivers. Benthonic fauna samples have been taken seasonally on the Someş river, with a sorber, at five sampling sites upstream and five sites downstream of the confluence with Lăpuş river. The samples have been sorted in the lab. The results of the samples taken from 2000 and part of those from summer 2002 are presented.

SÁRKÁNY-KISS Endre

**PAST AND PRESENT STATUS OF THE AQUATIC
MOLLUSC FAUNA IN TRANSYLVANIAN RIVERS**

Ecological interpretation of qualitative and quantitative
dynamics, proposals

Based on aquatic mollusc fauna and ichthyofauna the author evaluates the pollution level of Transylvanian rivers. All the data published in the literature regarding the distribution of mollusc species are used. These data are compared with those collected by the author during his 30 years research and updated between 2001–2002. The first chapter contains a brief history of aquatic mollusc research in Transylvania. A Checklist of Transylvanian molluscs is also included, based mainly on literature data, but it also reflects the author's personal opinion especially on *Anodonta anatina*. All the changes happened in distribution area and community structure on Someş, Barcău, Crişul Repede, Crişul Negru, Crişul Alb and Mureş rivers and upper and middle sections of Olt river are discussed in detail, as well as several smaller rivers from their catchment areas (Lăpuş, Arieş, Luţ, Niraj, Târnava Mare, Târnava Mică and others). The causes for the disappearance of some species from rivers or certain sections of rivers are also presented. In some sections a

repopulation began after the collapse of some industrial factories after 1990. Modern peasant farms and smaller factories may represent a new type of pollution threat. The consequences of the catastrophic cyanide pollution on Lăpuş and Someş rivers are discussed in detail. A field experience was conducted by placing *Unio crassus* shells from Lăpuş river into Someş river below the mouth of the Lăpuş river. This method proved to be efficient and it could be used to test the level of pollution. For this reason the ichthyofauna of Someş and Lăpuş rivers was also studied in the sections affected by the pollution. In the chapter on taxonomic considerations some new arguments are presented regarding the differentiation of the *Anodonta cygnaea* and *Anodonta anatina* species, and a practical way of determination is shown. Floodplain aquatic habitats in different stages are compared with the succession of mollusc communities. In this way the importance of floodplains in biodiversity conservation is shown. Based on mollusc distribution in Transylvanian rivers the author presents a new type of river zonation. The publication contains a Red List proposal of endangered mollusc species. In conclusion the main causes of river degradation are shown and some reconstruction measures are proposed.

UJVÁROSI Lujza

**ASSESSMENT AND CLASSIFICATION
OF DIFFERENT RIVER SECTORS
IN TRANSYLVANIA BASED ON THE
CHARACTERISTICS OF TRICHOPTERA**

Trichoptera associations

The distribution of 133 trichoptera species was analysed at 31 sampling sites distributed along different water courses, tributaries of the rivers Someş, Mureş and the Crişuri in order to determine characteristic associations of caddis fly species in the different sectors of these rivers. Beside the personal observations, the author's aim is to summarize most of the published information, as well as the results of personal data collection on caddis fly taxa which are vulnerable, endangered or already destroyed by human activities, with notes on altered, endangered or vulnerable habitats of Trichoptera from these catchment areas. Altogether 190 species of caddis flies have been observed along these water courses

since 1900. A number of 11 species have become extinct in the area investigated, mostly from the large rivers and eutrophic or oligotrophic pools, in the catchment area. Recent investigations of these habitats do not confirm the presence of that species. The remaining 179 species are more or less endangered. The endangered species have few, small and isolated populations, most of the endemic and relict species also belong to this group. Here we can mention species like: *Rhyacophila motasi*, *R. orghidani*, *Synagapetus iridipennis*, *S. mosely*, *Agapetus rectigonopoda*, *Wormaldia pulla*, *Hydropsyche tabacarui*, *Plectrocnemia kisbelai*, *Polycentropus irroratus*, *Holocentropus picicornis*, *Tinodes kimminsi*, *Drusus buscathensis*, *Potamophylax jungi*, *Melampophylax polonicus gutinicus*, *Allogamus dacicus*, *Chaetopteryx biloba*, *Chaetopterygopsis maclachlani*, *Crunoecia monospina*, *Oecetis testaeca*, *Ernodes vicinus*. Most of the endangered species are living in springs, mountainous brooks and hilly streams. *Hydatophylax infumatus* was recorded for the first time in the Romanian fauna in the Mures river, near Voşlobeni, Gheorgheni Depression. The situation of the caddis flies-associations differ from one river sector to another. The number of species dwelling in the springs and brooks of mountainous and submountainous areas is still very high. The caddis fly community of the lower sector of these rivers is rather poor and uniform in comparison with the sectors in the mountainous and hilly areas, with species facing wide ecological suffering. Probably a certain degradation of the water quality of these rivers is responsible for this.

**KÉKEDY NAGY László–BOLLA Csaba–SZABÓ Gabriella
DETERMINING THE CU(II), CD(II), PB(II) AND ZN(II)
CONTENT OF SOME TRANSYLVANIAN SURFACE
WATERS BY MODERN ELECTROANALYTICAL
METHODS [STRIPPING ANALYSIS]**

The Cu(II), Cd(II), Pb(II) and Zn(II) content of some Transylvanian surface waters (river, dwell, spring) has been determined by stripping analysis. The electrochemical system consists of a home made tools with which we tested electrochemical cell of 20 mL, a Pt- and GC disc working electrodes as well as an inox-cylinder auxiliary- and an Ag quasi-reference electrodes for a month. The mechanical and electrochemical cleaning of the Pt- and GC electrodes was carried out. The surface of the electrodes has been modified by electrochemical deposition of the Hg layer and the properties of the layer have improved, electrochemically too. The working electrode with optimal properties can be obtained by electrolysis for 2 minutes in an $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ of $5 \cdot 10^{-4}$ M in acetate-buffer (pH=4,5) solution, at the deposition potential of 0 V, followed by the polarization of the electrode at -1300 mV in acetate-buffer for 3 minutes. The experimental parameters of the concentration and dissolution steps for each ion were optimized, in the acetate-buffer of 0.1 N (deposition time and potential, hydrodynamic conditions) and the reproducibility of the concentration step as well. In the dissolution step, for the quantification of the ions, the linear sweep- and the square wave voltammetric methods have been used, the flame atomic absorption has been used for reference. The sensitivity, the linearity and achievable detection limits of the methods were determined. The detection limits (30 minutes of concentration, determined by linear sweep voltammetry) for the Cu(II), Cd(II), Pb(II) and Zn(II) ions are the followings: $0,35 \mu\text{g/L}$ ($5,51 \cdot 10^{-9}$ M), $3,20 \mu\text{g/L}$ ($2,84 \cdot 10^{-8}$ M), $1,23 \mu\text{g/L}$ ($5,93 \cdot 10^{-9}$ M), and $1,14 \mu\text{g/L}$ ($1,74 \cdot 10^{-8}$ M), respectively. The quantification of the Cu(II), Cd(II), Pb(II) and Zn(II) content of the surface waters was carried out by using the multiple standard addition method. The quantification of all ions is possible by linear sweep voltammetry, the square wave voltammetry is not suitable for the Zn(II) determination. With the atomic absorption analysis only Zn can be determined directly from the samples, its sensitivity for the other elements is low.

FORRAY Ferenc Lázár

**RESEARCH ON THE POSSIBILITIES OF STOPPING
THE HEAVY METAL POLLUTION IN THE ROȘIA
MONTANA MINING REGION**

The pollution effect increased in the last decades due to industrial progress and also due to the orientation of economy towards consumption society. Raised pollution determines the scientists to find the ways to diminish the negative pollution effect. The technical revolution permitted the development of high performance instruments for pollutant detection. In several cases, pollutants are present in small concentrations in environment and for their detection high performance devices are necessary.

The study of possibilities to prevent heavy metal pollution in Roșia Montană mining region, must first of all establish the main geochemical processes that contribute to the heavy metal mobilization. This study tries to identify which minerals have got the most important role in control of the heavy metal mobilisation. The present aim has been focused the study on the possibility to use terrestrial gastropod shells as pollution indicators. For this purpose there were analyzed 56 samples from 9 stations located in Abrud brook catchments basin. The analyses were done using different kind of analytical methods.

Thermodynamical modelling, electron microscope investigations, X-ray diffraction and fluorescence analysis prove that Roșia and Abrud brook transport the heavy metals in solution and in adsorbed phase in iron hydroxide suspended particulate. The precipitated iron hydroxides (in the brook bed) are capable only temporary to retain heavy metals. The changes of environmental conditions have a great impact upon iron hydroxides stability. If the pH of surface waters increases significantly, some minerals, which were deposited in the brook bed, will be thermodynamically unstable and they will decompose. This decomposition will be followed by release of heavy metals retained by sorption, increase in this manner the concentration of heavy metals in solution. Without doubt there are necessary to decontaminate the environment in Roșia Montană mining area, but more detailed studies will be necessary to establish the best decontamination method.

REZUMATE

PAPP Judit

EVALUAREA MICROBIOLOGICĂ A GRADULUI DE POLUARE A UNOR RÂURI DIN TRANSILVANIA

Utilizarea apei râurilor în diferite scopuri (ca sursă de apă potabilă, în industrie și gospodării, pentru irigarea terenurilor agricole, creșterea animalelor, scopuri recreaționale, pescuit etc.) determină totodată poluarea tot mai accentuată a mediilor acvatice. Deversarea în fluxul de apă a diferiților poluanți anorganici și organici proveniți din ape menajere, industrie, zootehnie modifică parametrii fizico-chimici ai apei și afectează structura și activitatea populațiilor, determinând uneori chiar schimbări ireversibile în starea ecosistemelor acvatice.

Scopul cercetării noastre a fost evaluarea gradului de poluare a unor râuri din Transilvania (Mureș, Lăpuș, Someș) și studiul toleranței ecologice a organismelor acvatice în vederea remedierii sectoarelor afectate de prezența diferiților poluanți.

Calitatea apei determină compoziția, diversitatea și starea fiziologică a microflorei acvatice, precum și abundența și răspândirea unor specii. Orice schimbare calitativă sau cantitativă survenită în starea populațiilor microbiene permite evaluarea stării ecologice a râurilor și a naturii sursei de poluare.

Analizele microbiologice au fost efectuate pentru stabilirea poluării organice a râurilor studiate, pe baza abundenței microflorei heterotrofe, precum și a bacteriilor indicatoare ale poluării (coliformi totali și fecali, streptococi fecali) și ale unor grupe fiziologice de bacterii (bacterii amonificatoare, denitrificatoare, desulfocatoare și fier-reducătoare).

Determinarea numărului total de bacterii dă informații despre microflora bacteriană saprofită și eventual patogenă a apei, precum și despre poluarea organică a râurilor. Coliformii totali și fecali, precum și streptococii fecali sunt indicatori larg utilizați pentru determinarea poluării fecale a apei. Bacteriile din diferitele grupe fiziologice, de asemenea dau informații despre procesele de descompunere a substanțelor organice și consumul de oxigen în râuri. Punctele de recoltare de-a lungul râului au fost stabilite ținând cont de principalele surse de poluare și de afluenții râurilor.

Cercetările microbiologice arată că poluanții organici proveniți din diferite activități umane și deversați în fluxul de apă, afectează puternic apa Mureșului, influența negativă, reflectată prin numărul mare de bacterii saprofite și de indicatori bacteriologici, se observă mai ales în apropierea marilor așezări umane. Poluarea apei se accentuează pe seama poluanților aduși de afluenți (Arieș și Târnava), cele mai poluate fiind punctele situate în ultima treime a râului.

În cazul Lăpușului și Someșului, de asemenea, se resimte influența negativă puternică a prezenței poluanților. Numărul bacteriilor heterotrofe, a bacteriilor amonificatoare și a celor denitrificatoare prezintă valori ridicate, indicând o intensă activitate degradativă. Coliformii și streptococii fecali, de asemenea, indică poluarea cu substanțe de origine fecală.

Pe baza rezultatelor investigațiilor microbiologice se poate afirma că apa râurilor cercetate, în cele mai multe puncte, este puternic afectată de poluanți, fiind improprie chiar și pentru scopuri recreaționale nu numai pentru irigarea culturilor agricole, utilizate în stare proaspătă ca hrană pentru om și animale.

FODORPATAKI László
**STUDIUL STĂRII ECOFIZIOLOGICE
A FITOPLANCTONULUI PE SECTOARE
ALE UNOR RÂURI TRANSILVĂNENE**

În prezent, datorită variatelor activități umane, apele râurilor acumulează diferit combinații de substanțe străine stării naturale a mediilor acvatică, cum ar fi metalele grele de la exploatarea miniere, pesticidele infiltrate de pe terenurile agricole învecinate, detergenții din apele menajere etc. Toate acestea reprezintă factori de poluare cu care organismele ce populează râurile nu s-au confruntat în cursul evoluției lor de-a lungul erelor geologice, ca atare nu și-au putut dezvolta diferite sisteme de protecție sau de evitare. Astfel, aceste substanțe devin factori de stres pentru viețuitoarele râurilor, inducând modificări acomodative în funcțiile vitale ale acestora și schimbând legăturile complexe care există între diferiții producători, consumatori și descompunători acvatici. În cazul poluării cu substanțe xenobiotice nu se poate vorbi de adaptarea evolutivă a organismelor, ci doar de o acomodare fiziologică prin care viețuitoarele expuse la factori perturbatori își modifică în termen relativ scurt

unele proprietăți metabolice și anumiți parametri de dezvoltare ontogenetică, cu scopul de a-și mări șansele de supraviețuire și de reproducere în condițiile devenite nefavorabile.

Scopul principal al cercetărilor prezentate este evidențierea utilității unor determinări de parametri funcționali ai microalgelor planctonice în evaluarea timpurie a gradului de poluare a apei râurilor cu diferite substanțe provenite din activitățile umane, cum ar fi metalele grele deversate de unități de exploatare și prelucrare a minereurilor.

Ca răspuns la factorii de stres, organismele pot dezvolta rezistență sau toleranță. Cele rezistente își schimbă modul de viață astfel încât factorul nociv să fie evitat înainte de a provoca efecte negative asupra dezvoltării și înmulțirii organismelor în cauză, pe când cele tolerante față urmărilor nefaste ale agenților stresanți prin modificări fiziologice care reduc substanțial impactul factorului poluant cu funcțiile vitale și favorizează repararea ulterioară a daunelor provocate.

Starea de disconfort al algelor planctonice aflate în ape poluate cu diferiți agenți xenobiotici poate fi monitorizată cu ușurință prin măsurarea activității unor sisteme enzimatică care sunt implicate în mecanismele moleculare ale apărării împotriva factorilor nocivi. Deoarece stresul oxidativ este un efect general al multor factori de poluare (metale grele, pesticide, ozon, oxizi de sulf și de azot etc.), determinarea capacității algelor de a descompune peroxidul de hidrogen (ca produs intracelular al stresului oxidativ) reflectă gradul de adaptare fiziologică la o poluare preexistentă a apei cu diferiți agenți xenobiotici. În paralel cu complexele enzimatică protectoare, sub influența poluanților se modifică și dinamica pigmentilor fotosintetici responsabili de captarea și conversia energiei fotonice. Deoarece prin intermediul schimbărilor cantitative la nivelul acestor pigmenți este afectată însăși prima etapă a fluxurilor de energie prin ecosistemele acvatice, determinarea cantității clorofilelor (și uneori a carotenoizilor) aduce informații suplimentare despre gradul de afectare a viețuitoarelor acvatice de către diferiți agenți poluanți.

Prin funcția asimilatorie pe care o realizează, microalgele planctonice asigură și baza existenței diferitelor comunități de microorganisme acvatice descompunătoare, cu un rol crucial în epurarea apelor poluate. Unele grupe fiziologice de bacterii, aerobe sau anaerobe, sunt indicatoare ale proprietăților igienice ale apei, cu impact direct asupra sănătății populațiilor riverane. Din acest motiv devine extrem de utilă corelarea datelor referitoare la starea fiziologică a algelor planctonice cu cele despre abundența diferitelor bacterii descompunătoare din mediile acvatice.

Gradul de toleranță sau sensibilitate a microalgelor planctonice față de metale grele care ajung în apele râurilor, ca urmare a poluării de origine antropică, se poate evidenția prin determinarea unor parametri funcționali a căror dinamică este direct afectată de factorul poluant.

Parametrii fluorescenței clorofiliene apărute în suspensiile de celule algale oferă informații utile despre stadii incipiente ale modificărilor induse la nivelul funcționării aparatului fotosintetic de către diferiți agenți chimici (ierbicide, metale grele) care datorită activităților umane se pot acumula în mediile acvatice și exercită un efect poluant care provoacă scăderea eficienței fluxurilor energetice în ecosistemele afectate. Fluorescența inițială de bază (F_0) reflectă gradul de organizare și de funcționare a complexelor de pigmenți antenari ce captează energia fotonilor. Transformarea ineficientă a energiei solare în energie chimică atrage după sine dezvoltarea exagerată a antenei de pigmenți, ca reacție compensatoare la insuficiența conversiei energetice la nivelul sistemului fotochimic II. Fluorescența maximă tranzitorie (F_m) este legată de gradul de reducere a acceptorului chinonic primar în urma reacțiilor fotochimice primare prin care centrii de reacție P_{680} trimit electroni energizați dinspre sistemul fotochimic II către sistemul fotochimic I. Acest parametru este diminuat de metale grele poluante, care inhibă funcționarea aparatului fotosintetic atât la nivelul pigmentilor antenari, cât și în desfășurarea transportului liniar de electroni și în reacțiile enzimatiche ale ciclului Calvin. Raportul dintre fluorescența variabilă și cea maximă, cunoscut și sub numele de randament cuantic potențial, prezintă valori foarte scăzute în prezența poluanților chimici care reduc randamentul fotosintetic al algelor. Valorile randamentului cuantic efectiv sunt cele mai utile în aprecierea timpurie a efectelor negative provocate de înrăutățirea stării ecologice a apei diferitelor sectoare de râuri.

Diferitele ecotipuri ale aceleiași specii algale reacționează diferit la prezența factorilor poluanți din mediul acvatic, în funcție de gradul de poluare a sectoarelor riverane pe care le populează aceste ecotipuri.

Cele mai sensibile populații algale sunt cele din sectorul superior și din cel terminal al râului Mureș. Algele care în cursul unei perioade mai lungi au venit în contact cu apele poluate vărsate de râul Arieș în Mureș și-au dezvoltat o toleranță pronunțată față de prezența sărurilor solubile de cadmiu și față de stresul oxidativ indus de acest metal greu xenobiotic în celulele algale.

Concluzia generală cea mai importantă pe care dorim să o transmitem este că omenirea trebuie să înțeleagă realitatea conform căreia râuri-

le nu sunt numai simple surse de apă, ci sunt în primul rând medii de viață pentru un complex de entități vii.

MACALIK Kunigunda

EVALUAREA ECOLOGICĂ A CALITĂȚII APELOR ÎN UNELE SECTOARE ALE RÂURILOR DIN TRANSILVANIA PE BAZA MACROFITELOR ȘI A ORGANISMELOR BENTONICE

În lucrarea de față tratăm macrofitele apelor curgătoare. Lucrarea se structurează în opt capitole. În capitolele 1, 2 și 3, după o scurtă introducere și caracterizare generală a macrofitelor urmează clasificarea macrofitelor după diferite criterii. Tratăm această problemă din punctul de vedere al adaptabilității ecologice a plantelor la diferite condiții. Dăm o listă de specii de plante acvatiche și de mlaștină, după exigențele plantelor față de umiditatea solului. Un alt tip de clasificare pe care o abordăm este cea după bioforme. Prezentăm scurt încadrarea macrofitelor în diferite sisteme de clasificare fitocenologică. Capitolul patru tratează prezența macrofitelor în diferite habitate. În capitolul cinci și șase prezentăm rolul macrofitelor în ecosistemele acvatice. O parte însemnată a lucrării se ocupă de rolul macrofitelor în diferitele sisteme de calificare a apelor (sistemul saprobilor, calificarea ecologică a apelor – caracterizarea macrovegetației acvatice, măsurarea biomasei plantelor acvatice și prezența diferitelor specii în funcție de troficitatea apei). Observațiile de pe teren sunt prezentate în capitolul șapte, unde dăm corologia macrofitelor acvatice în râurile din Transilvania. În sfârșit dăm o scurtă prezentare a datelor referitoare la bioacumularea metalelor grele de către plantele acvatice.

O altă parte a lucrării o constituie rezultatele studiului faunei bentonice de pe râurile Someș și Lăpuș. Cercetarea a fost lansată în februarie 2000, după poluarea cu cianuri a Someșului prin Lăpuș. Metoda de lucru constă în prelevarea sezonieră a probelor cantitative de bentos din Lăpuș și de pe un tronson de câte aproximativ 20 km din Someș, amonte și aval de vărsarea Lăpușului. Probele sunt triate la stereomicroscop pe principalele grupe de macronevertebrate. Până în prezent au fost sortate probele prelevate în anul 2000 și parțial cele din vara anului 2002, ale căror rezultate sunt prezentate.

SÁRKÁNY-KISS Endre
**SITUAȚIA ACTUALĂ ȘI DE ODINIOARĂ A FAUNEI
DE MOLUȘTE A RÂURILOR DIN TRANSILVANIA**

Interpretarea ecologică a modificărilor calitative
și cantitative, propuneri

Prin folosirea faunei de moluște acvatice se apreciază gradul de poluare a râurilor din Transilvania. În acest scop sunt folosite toate datele existente în literatura de specialitate privind răspândirea speciilor de moluște. Aceste date sunt comparate cu datele obținute de autor în perioada celor 30 de ani de cercetare, care au fost reverificate în perioada 2001-2002. Primul capitol conține un scurt istoric al cercetărilor hidromacologice din Transilvania. Este parte integrantă a lucrării *Catalogul sistematic al moluștelor acvatice din Transilvania*, care se bazează pe datele din literatură, dar reflectă și părerea personală a autorului, mai ales în privința speciei *Anodonta anatina*. Sunt tratate în mod amănunțit toate schimbările intervenite în arealul de răspândire și componența comunităților de moluște de pe râurile Someș, Barcău, Crișul Repede, Crișul Negru, Crișul Alb, Mureș și sectorul superior și mijlociu al Oltului. Din bazinele acestor râuri sunt cercetate și o serie de afluenți (Lăpuș, Arieș, Luț, Niraj, Târnava Mare, Târnava Mică și altele). Se arată cauzele dispariției unor specii din râuri sau din anumite tronsoane. Sunt menționate tronsoanele la care s-a început repopularea după falimentarea unor întreprinderi industriale după anul 1990. Se atrage atenția asupra poluării sectoarelor superioare din cauza modernizării gospodăriilor țărănești și înființării unor întreprinderi mici. Sunt amplu tratate urmările poluării catastrofale cu cianuri pe Lăpuș și pe Someș. S-a urmărit bioacumularea metalelor grele în acest sector în organisme. În acest scop s-a montat o experiență pe teren, mutând scoici *Unio crassus*, aduse din defileul Lăpușului și care au fost expuse în colivii în Someș, aval de vărsarea Lăpușului. S-a constatat faptul că această metodă este eficace și poate fi folosită pentru testarea gradului de poluare. În acest scop s-a cercetat și ichtiofauna Someșului și a Lăpușului, constatând o sărăcire a faunei în zonele afectate de poluarea cu cianuri. În capitolul Considerații taxonomice se aduc argumente pentru delimitarea speciilor *Anodonta cygnaea* și *Anodonta anatina*, și se arată o modalitate practică de determinare. Cercetând numeroase habitate acvatice din lunca inundabilă care se găsesc în diferite stadii de evoluție se face legătura cu succesiunea comunităților de moluște. În felul acesta

se arată și rolul luncii inundabile în menținerea biodiversității. Pe baza răspândirii scoicilor de-a lungul râurilor din Transilvania, autorul face un nou tip de zonare a râurilor. Lucrarea cuprinde și o propunere de Listă Roșie a speciilor de moluște. În concluzie sunt arătate cauzele degradării râurilor și propuneri pentru unele măsuri de reconstrucție.

UJVÁROSI Lujza

APRECIEREA CALITĂȚII ȘI CLASIFICAREA UNOR SECTOARE DE RÂURI DIN TRANSILVANIA PE BAZA COMUNITĂȚILOR CARACTERISTICE DE TRICHOPTERE

Distribuția a unui număr de 133 specii de trichoptere din 31 stațiuni a fost analizată de-a lungul unor ape curgătoare din sistemul Someșului, Mureșului și Crișurilor pentru a determina asociațiile caracteristice de trichoptere pentru diferite sectoare ale apelor curgătoare sus-menționate. Pe lângă observațiile personale, se analizează și datele publicațiilor anterioare referitoare la specii periclitate, afectate sau distruse de activitățile antropice, cu mențiune asupra unor habitate ale trichopterelor, afectate, periclitate sau distruse în ultimii zeci de ani. În totalitate un număr de 190 specii de trichoptere au fost observate din 1900 de-a lungul acestor ape curgătoare. Un număr de 11 specii au dispărut deja din regiunea cercetată de noi, mai ales din râuri mai mari sau mlaștini eutrofe sau oligotrofe. Cercetările noastre recente în aceste habitate nu au confirmat prezența acestor specii de trichoptere. Cele 179 specii rămase pot fi clasificate în diferite categorii de periclitate. Speciile periclitate au doar câteva populații mici și izolate, majoritatea speciilor endemice sau relictice pot fi introduse în această categorie. Putem menționa aici specii ca: *Rhyacophila motasi*, *R. orghidani*, *Synagapetus iridipennis*, *S. mosely*, *Agapetus rectigonopoda*, *Wormaldia pulla*, *Hydropsyche tabacarui*, *Plectrocnemia kisbelai*, *Polycentropus irroratus*, *Holocentropus picicornis*, *Tinodes kimminsi*, *Drusus buscathensi*, *D. romanicus*, *Potamophylax jungi*, *Melampophylax polonicus gutinicus*, *Allogamus dacicus*, *Chaetopteryx biloba*, *Chaetopterygopsis maclachlani*, *Crunoecia monospina*, *Oecetis testaeca*, *Ernodes vicinus*. Cele mai multe specii periclitate trăiesc în izvoare, pâraie montane sau ape curgătoare din regiunile de deal. *Hydatophylax infumatus* s-a menționat prima dată pentru fauna României. Specia a fost colectată din râul Mureș,

lângă Voşlobeni. Comunitățile de trichoptere diferă de la un râu la altul, de la un sector la altul. Numărul speciilor de trichoptere din zona de izvoare, pâraie din regiunile montane și submontane este destul de mare. Din contră, comunitățile de trichoptere din râurile din sectorul de câmpie sunt sărace în specii și sunt destul de uniforme, cu specii având valență ecologică largă. Cu certitudine poluarea accentuată a apei din aceste râuri este responsabilă pentru această situație.

KÉKEDY NAGY László–BOLLA Csaba–SZABÓ Gabriella DETERMINAREA CONȚINUTULUI DE CU(II), CD(II), PB(II) ȘI ZN(II) AL UNOR APE DE SUPRAFAȚĂ TRANSILVĂNENE PRIN ANALIZA STRIPPING

S-a determinat conținutul de Cu(II), Cd(II), Pb(II) și Zn(II) al unor ape de suprafață transilvănene prin analiza stripping. S-a construit și s-a testat timp de o lună un sistem electrochimic constituit dintr-o celulă electrochimică de volum de 20 mL, un electrod de lucru de Pt- și GC-disc precum și un electrod auxiliar de inox-cilindru și unul de cvasireferință de Ag. S-a pus la punct curățirea mecanică și electrochimică a electrozilor de Pt- și GC-disc. Suprafața electrozilor a fost modificată prin depunerea unui strat de Hg pe cale electrochimică, proprietățile suprafeței au fost îmbunătățite, tot pe cale electrochimică. Electroculul de lucru cu proprietăți optime poate fi obținut prin electroliza unei soluții de $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2 \cdot 5 \cdot 10^{-4}$ M timp de 2 minute la 0 V, care trebuie ulterior polarizat timp de 3 minute în tampon acetic (pH=4,5) la -1300 mV. S-au optimizat parametrii experimentali ai etapelor de concentrare și de dizolvare în tampon acetic de 0,1 N (timp, potențial de depunere, condiții hidrodinamice) pentru fiecare ion aparte precum și reproductibilitatea etapei de concentrare. Pentru cuantificarea ionilor în etapa de dizolvare s-a utilizat voltametria cu baleiaj liniar precum și cea de undă pătrată, iar ca și metodă de referință metoda absorbției atomice în flacără. S-au determinat sensibilitatea, linearitatea și limitele de detecție ale acestor metode. Limitele de detecție, cu un timp de concentrare de 30 de minute (cu voltametria cu baleiaj liniar) pentru Cu(II), Cd(II), Pb(II) și Zn(II) sunt: $0,35 \mu\text{g/L}$ ($5,51 \cdot 10^{-9}$ M), $3,20 \mu\text{g/L}$ ($2,84 \cdot 10^{-8}$ M), $1,23 \mu\text{g/L}$ ($5,93 \cdot 10^{-9}$ M), respectiv $1,14 \mu\text{g/L}$ ($1,74 \cdot 10^{-8}$ M). Cuantificarea conținutului de Cu(II), Cd(II), Pb(II) și Zn(II) al apelor de suprafață s-a efectuat cu metoda adaosului standard

multiplu. Cu voltametria cu baleiaj liniar este posibilă cuantificarea celor patru ioni, metoda cu undă pătrată nu este adecvată pentru cuantificarea Zn-lui. Cu analiza de absorbție atomică numai Zn poate fi determinat direct din probe, sensibilitatea ei pentru celelalte elemente este scăzută.

FORRAY Ferenc Lázár

CERCETĂRI ASUPRA POSIBILITĂȚILOR DE A STOPA POLUAREA CU METALE GRELE DIN REGIUNEA MINIERĂ ROȘIA MONTANĂ

Efectele poluării au crescut în ultimele decenii datorită progresului industrial și de asemenea datorită orientării populației spre o societate de consum. Poluarea accentuată i-a determinat pe cercetători să caute soluții pentru reducerea poluării. În multe cazuri poluanții sunt prezenți în mediu într-o cantitate foarte mică pentru a căror analiză este necesară folosirea unor aparate sensibile.

Studiul posibilității opririi poluării mediului cu metale grele în zona minieră Roșia Montană înainte de toate trebuie să determine principalele fenomene geochimice care contribuie la mobilizarea metalelor grele. Prezentul studiu încearcă să determine care dintre minerale joacă rolul cel mai important în mobilizarea metalelor. Pentru acest scop au fost recoltate 56 de probe din 9 stații situate în bazinul hidrografic al pârâului Abrud și care au fost analizate cu ajutorul mai multor metode.

Modelările termodinamice, investigațiile prin microscopie electronică, difracție și fluorescență de raze X dovedesc că în pârâul Roșia și Abrud transportul metalelor se face sub formă de soluție și sub formă adsorbită pe particulele de hidroxid de fier aflate în suspensie. Oxizi de fier care se depun în albia pârâielor sunt capabili să rețină doar temporar metalele. Schimbarea condițiilor de mediu are o influență puternică asupra stabilității hidroxizilor de fier. Dacă pH-ul apelor de suprafață crește semnificativ, o parte din mineralele care s-au depus în albia pârâului vor fi termodinamic instabile și descompunerea lor va determina eliberarea metalelor care au fost reținute prin procese de sorbție, măbind în acest fel concentrația de metale, aflate sub formă dizolvată. Fără îndoială este nevoie realizarea decontaminării mediului în zona Roșia Montană, însă pentru găsirea celor mai potrivite metode de decontaminare sunt nevoie de investigații și modelări mai aprofundate.

A SAPIENTIA KÖNYVEK SOROZAT KÖTETEI

Megjelent:

1. TONK MÁRTON–VERESS KÁROLY (SZERK.)
Értelmezés és alkalmazás. Hermeneutikai és alkalmazott filozófiai vizsgálódások. 2002.
2. PETHŐ ÁGNES (SZERK.)
Képtávitelk. Tanulmányok az intermedialitás tárgyköréből. 2002.
3. NAGY LÁSZLÓ
Numerikus és közelítő módszerek az atomfizikában. 2002.
4. EGYED EMESE (SZERK.)
Theátrumi Könyvecske. Színházi zsebkönyvek és szerepük a régió színházi kultúrájában. 2002.
5. VORZSÁK MAGDOLNA–KOVÁCS LICINIU ALEXANDRU
Mikroökonómiai kislexikon. 2002.
6. KÖLLŐ GÁBOR (SZERK.)
Műszaki szaktanulmányok. 2002.
7. SZENKOVITS FERENC–MAKÓ ZOLTÁN–CSILLIK IHARKA–BÁLINT ATTILA
Mechanikai rendszerek számítógépes modellezése. 2002.
- 8–10. TÁNCZOS VILMOS–TÖKÉS GYÖNGYVÉR (SZERK.)
Tizenkét év. Összefoglaló tanulmányok az erdélyi magyar tudományos kutatások 1990–2001 közötti eredményeiről. I–III. 2002.
11. SORBÁN ANGELLA (SZERK.)
Szociológiai tanulmányok erdélyi fiatalokról. 2002.
12. GÁBOR CSILLA–SELYEM ZSUZSA (SZERK.)
Kegyesség, kultusz, távolítás.
Irodalomtudományi tanulmányok. 2002.
13. SALAT LEVENTE (SZERK.)
Kínlódni ebben az országban...? Ankét a romániai magyarság megmaradásának szellemi feltételeiről. 2002.
14. NÉMETI JÁNOS–MOLNÁR ZSOLT
A tell telepek elterjedése a Nagykárolyi-síkságon és az Ér völgyében. 2002.

15. NAGY LÁSZLÓ (SZERK.)
Tanulmányok a természettudományok tárgyköréből. 2002.
16. BOCSKAY ISTVÁN–MATEKOVITS GYÖRGY–SZÉKELY MELINDA–
KOVÁCS-KURUC J. SZABOLCS
Magyar–román–angol fogorvosi szakszótár. 2003.
17. BRASSAI ATTILA (SZERK.)
Orvostudományi tanulmányok. 2003.
18. PETHŐ ÁGNES (SZERK.)
Köztes képek. A filmelbeszélés szinterei. 2003.
19. KISS ISTVÁN
Az erodált talajok enzimológiája. 2003.
20. NAGY LÁSZLÓ (SZERK.)
Korszerű kísérleti és elméleti fizikatanulmányok. 2003.

Előkészületben:

KOLUMBÁN JÓZSEF ET ALII
Lectures on nonlinear analysis

Scientia Kiadó

400112 Kolozsvár (Cluj-Napoca)
Mátyás király (Matei Corvin) u. 4. sz.
Tel./fax: +40-264-193694
E-mail: kpi@kpi.sapientia.ro

Korrektúra:

Sztranyiczki Mihály

Tördelés:

Lineart Kft.

Tipográfia:

Könczey Elemér

Készült a T3 Kiadó nyomdájában

300 példányban, 19 nyomdai ív terjedelemben
4000 Sepsiszentgyörgy (Sf. Gheorghe)
Sport u. 8/A, tel.: +40 267 351684
Felelős vezető: Bács Attila