

Doktori (PhD) értekezés tézisei

**A domolykó (*Squalius cephalus*)
bioindikátor-szerepe a vízfolyások
fémszennyezettségének kimutatásában**

Nyeste Krisztián József

Témavezető: Dr. Antal László egyetemi adjunktus



DEBRECENI EGYETEM
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2020

1. Bevezetés

Napjainkban a vízi ökológiai rendszerek zöme a különböző antropogén hatások következtében jelentős veszélybe került (Ormerod et al. 2010, Liu et al. 2019, Zhou et al. 2019). Ilyen hatásnak tekinthető minden olyan tényező, amely a vízi és vizes élőhelyek természetes struktúráját valamilyen módon átalakítja (Miracle & Ankley 2005, Carrasco et al. 2011). Ezek közül is kiemelkedőek a jelen disszertáció alapját nyújtó fémes szennyezők (Lenhardt et al. 2009). Mindaddig, amíg ezek mennyisége nem haladja meg a vizekben a rájuk jellemző letális koncentrációt, ritkán kerülnek be a köztudatba (Yancheva et al. 2015). A különböző kémiai eredetű szennyezőanyagok azonban – ha csak kis mennyiségben is – de folyamatosan jelen vannak a környezetben, akkor szintén jelentős hatással lehetnek a vízi és vizes élőhelyek élőlényeire (Nagy et al. 2000).

A 2000-es éveket megelőzően vizeink toxikológiai vizsgálata során a kémiai anyagokat mindössze olyan szempontból vizsgálták, hogy milyen koncentrációban és milyen mértékben okoznak elhullást a vizsgálati objektum tagjain (Nagy et al. 2000). A Szamos és Tisza 2000-ben történt cianidmérgezése és nehézfém-szennyezése, valamint az azt követő időszak fémtoxikológiai vizsgálataiban azonban bebizonyították, hogy a különböző kémiai anyagok szubletális koncentrációban is jelentős hatással bírhatnak a vízi ökológiai rendszerekre, különösképp a magasabb trofikus szinteken elhelyezkedő halakra (Nagy et al. 2000, 2001, 2002, 2003, Antal et al. 2013).

A vízi és vizes élőhelyek szennyezésének monitorozására a halközösségek vizsgálata széleskörűen elterjedt (Hermenean et al. 2015, Jia et al. 2016, Liu et al. 2016). A szennyezett vízben élő hal testébe ezek az anyagok különféle útvonalon és eltérő mennyiségekben képesek bejutni: pl. a bőrön és a kopoltyún keresztül, vagy az emésztő szervrendszeren át a táplálkozás során (Yılmaz et al. 2007, Lenhardt et al. 2012). A halakban történő fémakkumuláció számos tényezőtől függ. Függ egyrészt az adott elem kémiai sajátosságaitól, másrészt az adott egyed ökológiai igényeitől, fiziológiai állapotától, méretétől és korától, valamint életciklusától, életmenetétől és táplálkozási sajátosságaitól (Newman & Doubet 1989, Canpolat & Çalta 2003). Mindez azt jelenti, hogy az egyes fajok, valamint a fajon belül a különböző korosztályok között jelentős eltérések lehetnek az akkumulált nehézfémek mennyiségében (Zhang & Wong 2007, Lenhardt et al. 2015).

Hazánkban nagyobb térléptékű bioakkumulációs vizsgálatokra először a Tisza 2000-ben történt cianidmérgezése és nehézfém-szennyezése során került sor (Nagy et al. 2002, VITUKI 2002, Marshall et al. 2016). Ezek azonban nem a teljes vízgyűjtőre vonatkoztak (Nagy et al. 2002, Marshall et al. 2016), és vagy több faj által alkotott mintacsoportok segítségével jellemezték az egyes vizek nehézfémterheltségét (Marshall et al. 2016). Egy vízgyűjtő szintű kutatás során azonban csak egy adott faj ugyanazon korosztályainak egyidejű vizsgálata esetén adhat következtetésekre alkalmas eredményeket. Az ilyen vízgyűjtő szintű nehézfém-toxicológiai vizsgálatok egyik közkedvelt alanya a domolykó [*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758), korábban *Leuciscus cephalus*] (pl. Dragun et al. 2007, Triebskorn et al. 2007, Yılmaz et al. 2007, Krasnići et al. 2013, Nyeste et al. 2019).

2. Célkitűzések

Munkám során a célkitűzéseim a következők voltak:

- (i) *A domolykó nehézfém bioakkumulációs képességének elemzése a Tisza vízgyűjtő területén.* E témakörön belül a következő kérdésekre kerestem választ: (a) milyen a Tisza és hat fő mellékfolyása (Szamos, Bodrog, Sajó, Zagyva, Körös, Maros) nehézfém-szennyezettségének mértéke az Európaszerte széles körben használt bioindikátor-szervezet, a domolykó szöveteiben kimutatott elemtartalmak szerint, (b) mely vízfolyás hogyan járul hozzá a betorkollást követően a Tisza fémszennyezettségéhez a domolykó nehézfém-tartalom-mintázata alapján, (c) a Tisza vízgyűjtő területén élő domolykó húsának (izom) fogyasztása jár-e bármilyen egészségügyi kockázattal.
- (ii) *A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteiben kimutatható fémmakkumuláció értékelése.* Megválaszolandó kérdéseim: (a) hogyan alakul az egyazon víztérből származó, de eltérő korú és táplálkozású domolykók egyes szöveteinek akkumulált fémtartalom-mintázata, (b) a faj melyik csoportja bizonyulhat a legjobb bioindikátornak a környezet fémtartalmának kimutatásában.

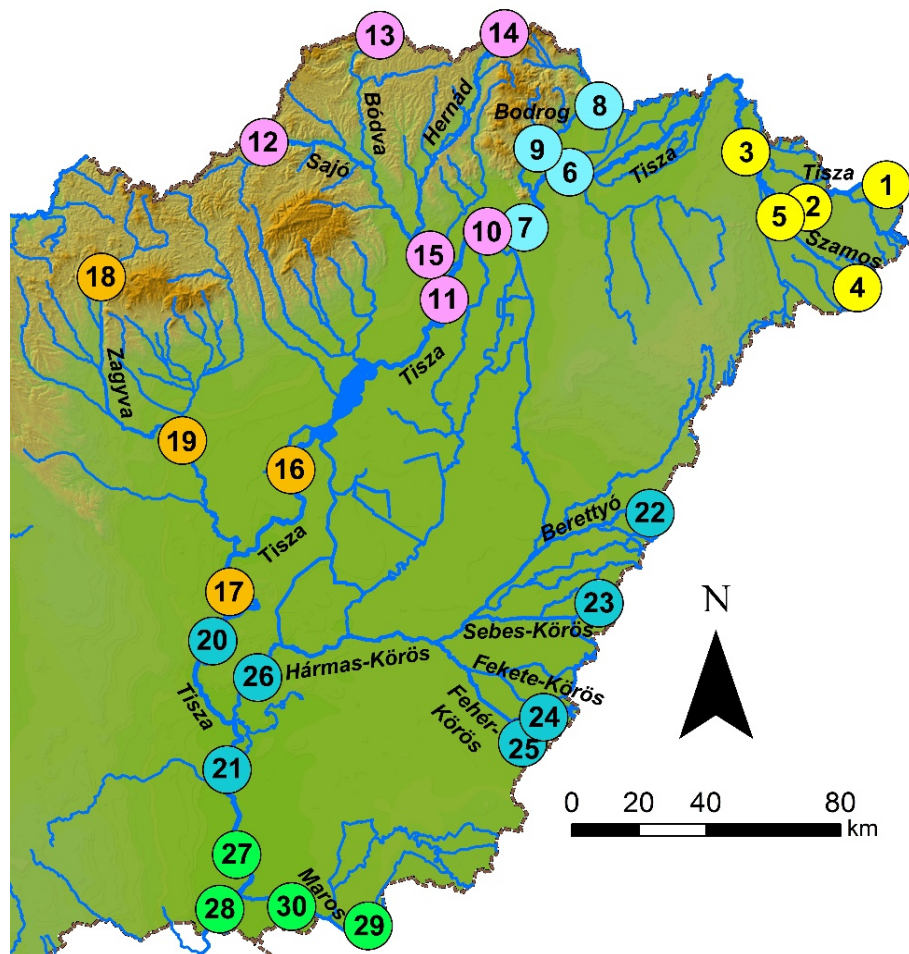
3. Anyag és módszer

3.1. A mintavételi helyek

3.1.1. A Tisza vízgyűjtő területén kijelölt mintavételi helyek a domolykó bioakkumulációs vizsgálatához

A Tisza teljes vízgyűjtőjére vonatkozóan azt kívántuk feltérképezni, hogy az milyen állapotban van a fémszennyezettség tekintetében, az ott élő halak fémtartalom-mintázata alapján. Így nemcsak a Tiszából, hanem annak hat legjelentősebb mellékfolyójából (Szamos, Bodrog, Sajó, Zagyva, Körös, Maros) is gyűjtöttünk mintákat. Ennek során megvizsgáltuk azt, hogy az egyes mellékfolyók a fémszennyezettség tekintetében milyen „állapotban” folynak be hazánkba, így minden egyes mellékvízfolyásról mintát vettünk azok országhatárhoz közeli szakaszáról (1. ábra). A Zagyva esetén, mely nem határainkon kívül ered, ehelyett azon legfelsőbb szakaszáról vettünk mintát, ahol a domolykó már jelentős abundanciával volt jelen.

Emellett arra is kerestük a választ, hogy ezek a mellékfolyók hogyan befolyásolják a Tisza fémszennyezettségi állapotát, az ott élő halak fémtartalma alapján. Így mintákat vettünk a mellékfolyókból a torkolat előtti 10–20 km-es szelvényből, továbbá magából a Tiszából, a torkolat felett és alatt egyaránt, szintén 10–20 km-es szelvényből (1. ábra).

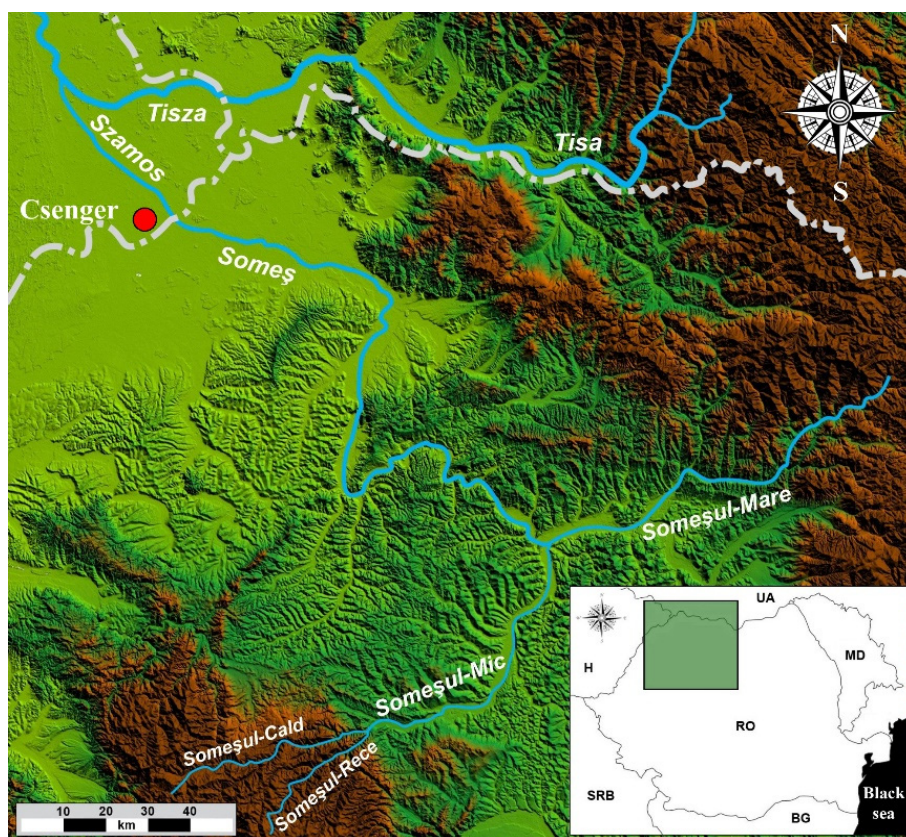


1. ábra. A Tisza magyarországi vízgyűjtőjének térképe és az azon kijelölt mintavételi helyszínek. A színek a részvízgyűjtőkhöz tartozó pontokat szemléltetik: sárga – Szamos és torkolata; világoskék – Bodrog és torkolata; rózsaszín – Sajó és torkolata; narancssárga – Zagyva és torkolata; kék – Körös és torkolata; zöld – Maros és torkolata.

3.1.2. A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai fémtartalom-mintázatának vizsgálati helyszíne

Ehhez a vizsgálathoz egy olyan mintavételi területet választottunk, amely az előző fejezetben részletezett vizsgálat kivitelezése előtt a Tisza vízgyűjtő egyik legszennyezettebb vízfolyásaként volt ismert, ugyanis ez tette lehetővé azt, hogy egy adott faj különböző korú és táplálkozású csoportjainak releváns akkumulációs sajátosságait meg tudjuk határozni. Ebből a célból a Szamos (2. ábra) választottuk, mely folyón keresztül érte el a Tiszát a mérgező árhullám a 2000-ben történt cianidmérgezés során.

A későbbi vizsgálatok azt is bebizonyították, hogy a vízfolyást azt követően is érték fémszennyezések (pl. Óvári et al. 2004, Woelfl et al. 2006, Simon et al. 2017), így a Szamos több szempontból is megfelelőnek bizonyult mintavételi helyszíneként. A Szamos vízgyűjtőterülete 15 882 km², ami Románia és Magyarország területén húzódik. Teljes hossza 415 km, de a magyar szakasz mindössze 50 km. A halakat Csenger városánál, a magyar-román határhoz közeli szakaszon gyűjtöttük be. Ezen a szakaszon a víz mélysége néhány centimétertől akár a 2–3 méterig változik, a fő mederalkotóanyag a sóder és a homok. A mintavételi helyszín pontos EOV koordinátái: Y922734, X283531 (2. ábra).



2. ábra. A Szamos vízgyűjtőjének térképe és a mintavételi helyszín Csenger településnél.

3.2. A vizsgálati módszerek leírása

3.2.1. Módszerek a domolykó bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtőjén témakörben

A mintavételekre 2017 áprilisa és júliusa között, összesen 13 terepnapon került sor. Minden mintavételi helyszínen 10–10 db 10–15 cm közötti testhosszúságú domolykót gyűjtöttünk be.

A halakat egy német gyártmányú Hans Grassl EL64 II GI és egy Hans Grassl IG200/2b típusú elektromos halászgéppel gyűjtöttük be. A kifogott egyedeket a vízfolyásból merített vízben, műanyag vödrökben szállítottuk a laboratóriumba, majd feldolgozásig mélyhűtőben, -18°C hőmérsékleten tároltuk.

A laboratóriumi feldolgozást megelőzően az egyedek testtömegét (W) századgramm pontosságú digitális táramérleggel, míg standard testhosszukat (SL) digitális tolmérő segítségével, tizedmilliméteres pontossággal határoztuk meg. Az egyes szerveket steril műanyag eszközökkel preparáltuk, hogy elkerüljük a minták külső fémszennyezését. Elsőként az egyedek háti részéről eltávolítottuk a pikkelyeket, illetve a teljes bőrszövetet, majd innen preparáltuk ki a vizsgálathoz szükséges vázizomszöveti mintát. Ezt követően előbb a kopoltyúfedőt (operculum) távolítottuk el, aztán a kopoltyú teljes egészét kipreparáltuk, majd a bal oldalról kimetszettük a második kopoltyúívet. Végezetül a hasüreg feltárását követően a májat is kipreparáltuk.

A mintákat kétszeresen ioncserélt desztillált vízzel (Milli-Q) öblítettük, majd üveg főzőpohárba helyezve meghatároztuk a nedves tömegüket egy Precisa 240A típusú analitikai mérleg segítségével. Ezt követően tömegállandóságig szárítottuk őket 150°C hőmérsékleten, majd újból megmértük őket, hogy meghatározzuk a száraz tömeget. A minták feltárását egy elektromos sütőlapon 80°C-os hőmérsékleten, 4 órán át végeztük el, melyhez 4 ml 65%-os (m/m) salétromsav-oldatot (Merck) és 1 ml 30%-os (m/m) hidrogén-peroxid-oldatot (Merck) használtunk. A feltárt mintákat 10 ml 1%-os (m/m) salétromsav-oldat (Merck, Milli-Q desztillált vízzel hígítva) segítségével vittük oldatba (Braun et al. 2009, 2012).

Az Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Sr és Zn elemek koncentrációt induktív csatolású plazma atomemisziós spektrométerrel (ICP-OES 5100, Agilent Technologies) határoztuk meg.

A kimutatás során egy automata mintavevőt (Agilent SPS3), Meinhard típusú koncentrikus porlasztót, valamint kúp alakú kvarc ködkamrát használtunk. Ötpontos kalibrációs eljárást végeztünk multielemes sztenderd oldat segítségével (Merck ICP multi-element standard solution IV). A kalibráláshoz referenciaanyagot használtunk (ERM-BB422, halizom). A visszanyerési százalékok 10%-os határon belül estek. A hullámhossztartományokat, valamint a mérési paramétereket a készülék szoftverének javaslata alapján választottuk meg (MP Expert). A koncentrációkat minden elem esetén mg/kg nedves mintatömegre határoztuk meg.

A vízkémiai adatokat az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) adatbázisából nyertük ki. Ezeket összevetettük az USEPA által előírt kritikus krónikus koncentrációk (CCCs) értékeivel (USEPA 2017).

3.2.2. Módszerek a domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata témakörben

A mintavételre 2013 novemberében került sor, és összesen 33 domolykót gyűjtöttünk be. A begyűjtött egyedeket eutanizáltuk a gerincvelő elroncsolásával. Ezt követően meghatároztuk a standard testhosszt (SL) 0,1 mm-es, valamint testtömeget (W) 0,01 grammos pontossággal. Ezután a halakat -18°C hőmérsékleten tároltuk a minta feldolgozásáig.

A halak életkorát a pikkelyek alapján határoztuk meg. A pikkelyeket a halak testének a hátúszó alatti és az oldalvonal feletti területéről vettük (Tesch 1968). Az évgyűrűk vizsgálatát binokuláris mikroszkóp segítségével, tízszeres nagyításon végeztük el. Az eljárás során Tesch (1968) előírásait követtük. A korbecslést két független személy végezte el.

Számos szakirodalmi adat mutat rá, hogy a domolykó esetén az életkor függvényében három táplálkozási típus különíthető el (Balestrieri et al. 2006, Marković et al. 2007, Caffrey et al. 2008): az ivadékok (0+) ún. planktofitófág táplálkozásúak; az idősebb, de még nem ivarérett egyedek (1+ és 2+ korúak) ún. planktofito-zoofág táplálkozásúak; míg az ivarérett, felnőtt domolykók (3+ kortól) már főleg ragadozók. Ezek alapján minden egyes egyedeket besoroltunk e táplálkozási csoportok egyikébe a kor és a méret alapján:

Első táplálkozási csoport: az ivadékok (0+ kor; N = 8);

Második táplálkozási csoport: a nem ivarérett egyedek (1+ és 2+ kor; N = 16);

Harmadik táplálkozási csoport: ivarérett felnőttek (3+ kor és a felett; N = 9).

Ebben a témakörben a halegyedek szövettani mintavétele és feltárása az előző fejezetben leírtaknak megfelelően történt. Mindössze a vizsgált elemek spektruma, valamint az elemtartalom meghatározásának volt más módja, ugyanis itt a Ca, K, Mg, Na, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr és Zn elemek koncentrációját határoztuk meg, méghozzá mikrohullámú plazma atomemmissziós spektrométer (MP-AES 4100, Agilent Technologies) segítségével.

3.3. Az adatfeldolgozási módszerek

3.3.1. Adatfeldolgozási módszerek a domolykó bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtő területén témakörben

A fémszennyezettségi index (MPI) segítségével jellemeztük az egyes mintavételi helyszíneken fogott domolykók teljes fémtartalmát (Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Sr és Zn) szervenként. Az MPI egyenlete az alábbi (Usero et al. 1997, Ju et al. 2017):

$$MPI = (C_1 \times C_2 \times C_3 \times \dots \times C_n)^{1/n}$$

ahol C_n n elem átlagos koncentrációja a vizsgált szervben (mg/kg nedves mintatömegre vonatkoztatva).

A mintacsoportok statisztikai összehasonlítását vízgyűjtők szintjére bontottuk fel. Ennek során vízgyűjtőkként hasonlítottuk össze a mellékfolyó egyes pontjainak, valamint az azt befogadó Tisza torkolat feletti és alatti szakaszainak fémszennyezettségét.

A statisztikai eljárások során IBM SPSS Statistics for Windows (Version 20.0) (IBM 2011) és Past 3.03 (Hammer et al. 2001) szoftvereket használtunk. Az adatcsoportok normalitását Shapiro–Wilk-teszt segítségével határoztuk meg. A varianciák homogenitását a Levene-teszttel vizsgáltuk. Mivel az adatcsoportok nem mutattak normáeloszlást (Shapiro–Wilk-teszt, $p < 0,05$) ezért a mintacsoportok fémkoncentrációi közötti különbségeket a három szerv esetén (izom, kopolyú, máj) a Kruskal–Wallis teszt segítségével határoztuk meg. Mann–Whitney többszörös összehasonlító próbát használtunk post hoc tesztként, hogy a csoportok között páronként is összevessük az adatokat. A mintacsoportok fémtartalom-mintázat alapján történő elkülönülésének elemzésére és ábrázolására a kanonikus diszkriminancia-analízist (CDA) alkalmaztuk.

Az izomban (halhús) mért csoportonkénti átlagos fémkoncentrációkat összevetettük az Európai Unió (EU 2008), valamint az Egyesült Nemzetek Szervezetének Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Szervezete (FAO, 1983) által megállapított maximális megengedhető koncentrációértékekkel (MACs) annak érdekében, hogy megállapítsuk a Tisza vízgyűjtőjének egyes területein élő domolykók humán fogyasztásának kockázatát.

3.3.2. Adatfeldolgozási módszerek a domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata témakörben

Az ebben a témakörben alkalmazott statisztikai módszerek nagy része átfed a 3.3.1. fejezetben taglaltakkal, ezért itt csak az attól eltérő elemzéseket tüntetem fel.

Az egyes táplálkozási csoportok fémtartalom-mintázatán túl elemeztük az egyes szövetek biokoncentrációs faktorát (BCF) is. Egy adott kémiai elem biokoncentrációs faktora gyakorlatilag az elem élőlényben (vagy annak egy adott szövetében), illetve a vízben lévő koncentrációjának az aránya (Ivanciuc et al. 2006):

$$BCF = C_{\text{fish}}/C_{\text{water}},$$

ahol C_{fish} a szervezetben vagy az adott szövetben mért fémkoncentráció, mg/kg nedves mintatömegre vonatkoztatva; C_{water} pedig a vizes környezetben meghatározott elem mennyiség, mg/l-ben kifejezve. A vízkémiai adatokat az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) adatbázisából nyertük ki. Ezeket összevetettük az USEPA által előírt kritikus krónikus koncentrációk (CCCs) értékeivel (USEPA 2017).

A fémszennyezettségi indexet (MPI) a Cd, a Cr, a Cu, a Fe, a Mn, az Pb, a Sr és Zn elemekre számítottuk ki.

Az egyes táplálkozási csoportok mikroelem-mintázatbeli (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) elkülönülésének feltárására a főkomponens-analízist (PCA) használtuk.

4. Eredmények és értékelésük

4.1. A domolykó bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtő területén

A 2017-es évre vonatkozó vízkémiai adatok alapján megállapítható, hogy a Tisza vízgyűjtőjét nem érik az USEPA (2017) által meghatározott határértéket meghaladó átlagos fémterhelések. Ugyanakkor a Tisza Körös-torkolat feletti szakasza, valamint a Szamos és a Maros néhány fém tekintetében szennyezettebbnek bizonyult a többi vizsgálati helyszínhez képest.

A Felső-Tisza vidéke, valamint a Szamos vizsgálata során a halak izomszövetében kisebb különbségeket tapasztaltunk, a kopoltyúban és a májban viszont jelentősebbeket. Az eredmények alapján a Felső-Tiszát magasabb Al és Ba, míg a Szamost nagyobb Pb, Sr és Mn koncentrációk jellemzik. Ezek egybevágnak Málnás és munkatársai (2014), valamint Simon és munkatársai (2017) üledékkémiai és a szitakötőlárvák fémtartalom-mintázatának vizsgálati tapasztalataival, habár ők a Szamoson magasabb Cr és Zn, míg a Tiszán jelentős Cu szennyezést mutattak ki. Az 1980-as években Wajjandt és Bancsi (1989) a Szamos magas Cd, Zn és Cu terhelésére hívta fel a figyelmet a víz- és üledékkémiai vizsgálatok alapján. Mindezek arra utalhatnak, hogy az utóbbi időszakban a Felső-Tiszán és a Szamoson keresztül kisebb mértékű szennyezések érik hazánkat, amire Antal és munkatársai (2013) is felhívták már a figyelmet. Ugyanakkor több fém esetén (pl. Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) a Tiszában élő halak valamely szervének elemkoncentrációja szignifikánsan megemelkedett a torkolat alatti szakaszon az a torkolat felettihez képest. Ezt az MPI értékek változásai is alátámasztották minden szerv esetén. Úgy látszik, hogy a Tisza mikrokémiai jellemzőit leginkább a Szamos határozza meg, semmint maga a Tiszabecsnél beérkező Felső-Tisza, ami szintén egybevág a korábbi vizsgálatok eredményeivel (Woelfl et al. 2006, Málnás et al. 2014, Simon et al. 2017). Továbbá fontos kiemelni azt is, hogy a Szamos relatíve jelentősebb fémszennyezettsége nem csupán a romániai bányászati és ipari tevékenységek következménye (Antal et al. 2013, Woelfl et al. 2006), ugyanis például a Cu, a Fe, az Pb és a Zn esetén egyes szerveknél a halak fémkoncentrációja szignifikánsan magasabb volt a Szamos alsó szakaszán a felsőhöz képest, ami arra enged következtetni, hogy sajnos határainkon belül is érik fémterhelések a folyót.

A Bodrogon és a folyó torkolata környéki Tisza-szakaszokon élő domolykók fémtartalom-mintázata alapján elmondható, hogy az izom és a kopoltyú esetén csak elvétve voltak tapasztalhatók szignifikáns eltérések, a májban azonban jelentős számban, ami azt jelzi, hogy a víztereken kevésbé jellemzők a kiugró szennyezési események. Az eredmények rámutatnak arra, hogy habár nem olyan mértékben, mint a Szamos, de a Bodrog is jelentős hatással van a Tiszában élő halak akkumulált fémtartalom-mintázatára. A kopoltyú esetén ez a hatás kevésbé kifejezett, azonban mind az izom, mind a máj mikrokémiai összetétele azt mutatja, hogy a Tisza Bodrog-torkolat alatti szakaszán jelentős változást idéz elő a Bodrog vize. Ezt az MPI-értékek is alátámasztották, ugyanis a torkolat alatt mind az izomban, mind a májban megemelkedett a halak fémtartalma. Emellett a Tiszában magasabb volt a Zn és a Sr mennyisége. Utóbbi elsősorban a Szamos közvetítésével jut hazánkba, főként a vízfolyás menti mezőgazdasági és ipari tevékenységek következtében, míg a Bodrogon

keresztül inkább Al és Fe éri nagyobb mennyiségben a Tisza vízgyűjtőjét. A Bodrog vizsgálatánál fontos kiemelni azt, hogy a felső szakaszán az Al, a Fe, a Ba, a Cd, a Cu, a Fe, az Pb és a Zn legalább egy szervben szignifikánsan magasabb mennyiségben volt jelen, mint a folyó alsó szakaszán. Tehát a Bodrog viszonylag „szennyezettebb” állapotban lép be hazánkba, ám azok mennyisége jelentősen lecsökken, mire a befogadó Tiszába torkollik. E tényező mögött számos magyarázat állhat, talán a legvalószínűbb az, hogy a Bodrog például a Szamoshoz képest egy jóval lassabban áramló folyó – kifejezetten a torkolat közeli szakaszán – ahol a Tisza még inkább visszaduzzasztja – így a határon túlról érkező szennyezőanyag nagy része kiülepedhet, mire a vize az alsóbb szakaszokra, illetőleg a Tiszába jut. Hazánkban a Bodrog egy kifejezetten alulkutatott vízfolyásnak számít nehézfém-toxicológiai tekintetben, ugyanis a 2000-ben történt cianidmérgezés és nehézfém-szennyezés nem érintette.

A Sajó vízgyűjtője és a Sajót befogadó Tisza torkolat feletti és alatti szakaszán élő halak toxicológiai vizsgálata alapján megállapíthatjuk, hogy a Sajó jelentős hatással van a Tisza fémszennyezettségére. Mindhárom vizsgált szervben szinte minden fém esetén szignifikáns különbségeket tapasztaltunk az egyes mintavételi helyek között. Az eredmények azt mutatják, hogy a Sajó vízgyűjtője jelentősen megváltoztatja a Tiszában élő halak fémtartalom-mintázatát, továbbá a Sajó vízgyűjtőjére legnagyobb hatással a Hernád van. A Sajó három fő mellékfolyója közül kiemelkedik a Hernád, ugyanis a vizsgált szervek legalább egyikében szignifikánsan (olykor kiemelkedően) magasabb volt az Al, Ba, Cr, Cd, Co, Mn, Ni és Pb mennyisége az ott élő halakban. Ezek közül a Cr, Cd, Pb, Co szennyezések nemcsak a Sajó alsó szakaszára, hanem a befogadó Tiszára is jelentős hatással voltak, ugyanis a torkolat alatt élő halak szervezetében szignifikánsan megnőtt a mennyiségük a torkolat felett élőkhöz képest. Ezek mellett a Sajó felsőn az Al és a Mn, a Bódván pedig a Mn volt kiemelkedő, de összességében a két utóbbi vízfolyás, kiváltképp a Bódva kevésbé szennyezett. Azt azonban fontos kiemelni, hogy a legnagyobb különbségek a kopoltyú fémtartalmában mutatkoztak, ezért lehetséges, hogy eredményeinket a Hernádon frissebben lezajló fémszennyezési hullám okozta. Ugyanakkor a májban és az izomban is tendenciózusan voltak eltérések, így ha volt is a Hernádon a mintavételünket megelőző időszakban egy aktuális szennyezés, attól függetlenül a legjelentősebb terhelések főként ezen a mellékfolyón keresztül érik el a Sajó vízgyűjtőjét. A térség tekintetében szintén kevésbé vannak elérhető szakirodalmi eredmények, csupán Fleit és Lakatos (2003), valamint Lakatos és munkatársai (2003) tanulmányaiból következtethetünk arra, hogy a Sajó környéki Tisza-szakaszt érik szennyezések, kiváltképp Cd és Cu tekintetében. A huszadik század derekán a Sajó Közép-Európa egyik legszennyezettebb folyója volt, Waijandt és Bancsi (1989) például kiemelte a Sajó Cd, Hg és Zn szennyezettségének magas mértékét. Harka (1992) szerint a Sajó még a 1990-es évek elején is a legszennyezettebb folyónk volt, a Hernád tűrhető, a Bódva pedig többnyire tisztának volt tekinthető a fémszennyezettség tekintetében. Ezeket a halfaunisztikai eredmények is kiválóan tükrözték. Azóta azonban a Sajó állapota rengeteget javult (Harka et al. 2007, Csipkés et al. 2014), de a Hernád halközössége is többnyire a jó ökológiai állapotnak felel meg (Szepesi et al. 2015). Ez is jelzi azt, hogy bár a halközösségek taxonómiai és funkcionális összetétele egy adott vízterre nézve ökológiai szempontból jónak mondható, az önmagában még nem jelzi azt, hogy ne érnék az adott vízfolyást folyamatosan szennyezések. Ugyanis, ha azok

mértéke nem halad meg egy bizonyos akut mérgezési értéket, az ott élő halak nem fognak elpusztulni, azonban a szerveikben nagymértékben feldúsulhatnak ezek a fémek – főleg a táplálkozási hálózat magas szintjein lévő élőlényekben –, így ezek a szennyezések a perniciositás és a veszélyeztettség szempontjából jelentősek. Ezek feltárása azonban csak fémtoxikológiai vizsgálatok segítségével lehetséges.

A Zagyva és a torkolata környéki Tisza-szakaszokon élő domolykók szerveinek mikrokémiai vizsgálata alapján megállapítható, hogy a legtöbb fém esetén szignifikáns különbségek mutatkoznak a mintavételi helyszínek között. Az eredmények szerint a Zagyva nincs jelentős hatással a Tiszában élő halak fémtartalom-mintázatára. Ennek több oka is lehet. A Zagyva a vizsgált mellékvízfolyások közül az egyetlen, amely nem határainkon kívülről érkezik. Így a Zagyva felső szakasza jellegében nehezen összevethető például a Szamos csengeri szakaszával, így érthető, hogy a szennyezettsége csekély mértékű. Azonban örvendetes eredmény, hogy a Zagyva alsó szakasza sem volt kiemelkedő a halak fémtartalma szempontjából, így elmondhatjuk, hogy a vízfolyást kevésbé érik szennyezések, noha a Tiszához képest némely szerv esetén nagyobb mennyiségben volt mérhető a Cd, a Co és a Cr. Ezzel szemben a Tiszában magasabb arányban fordult elő az Al, ami elsősorban a Sajó vízgyűjtőjéről érkezik, továbbá a Ba, a Cu, az Pb, a Sr (főleg a Szamos közvetítésével) és a Zn. A Zagyva Tiszára gyakorolt csekélyebb mikrokémiai hatásának további oka lehet a vízfolyás mérete is, ugyanis jóval kisebb vízhozamú, mint a Szamos vagy a Bodrog. Ezek ellenére a Zagyván érkező Cd, Co és Cr szennyezések a Tiszában élő halakra is hatással voltak, ugyanis a torkolat alatt élő domolykókban megnőtt azok mennyisége a torkolat felettiekhez képest. Wajandt és Bancsi (1989) az 1980-as években sem tapasztaltak jelentősebb fémterheléseket a Zagyván a víz- és üledékkémiai vizsgálatok alapján a Tiszához, illetve mellékvízfolyóihoz viszonyítva. Lakatos és munkatársai (2003) a Zagyva újszászi szakaszán végeztek üledékkémiai vizsgálatokat, de jelentősebb szennyezéseket ők sem tapasztaltak.

A Körös vízgyűjtője és a Hármaskörös torkolata környéki Tisza-szakaszokon élő domolykók szerveinek fémtartalom-mintázata alapján megállapítható, hogy a legtöbb fém koncentrációjában szignifikáns különbségek vannak a mintavételi helyszínek között. Az eredmények alapján a Körös vízgyűjtője jelentős hatással bír a Tisza toxikológiai állapotára. Ha a konkrét koncentrációkat nézzük, akkor jól látszik, hogy a Körösök közül magasabb fémtartalom jellemzi a Fehér-Köröst az Al, a Ba, a Cd, a Co és a Sr, a Fekete-Köröst pedig a mangánt illetően. Ugyanakkor a mintavételi helyekhez hasonlítva nagyobb mennyiségben volt jelen a Tiszából származó domolykók szervezetében a Cu, a Ni, az Pb és az Sr. Ebben az esetben azonban az OKIR vízkémiai adatai, valamint a jelen eredmények – különösképp az MPI értékei – azt mutatják, hogy a Tisza a Körös-torkolat feletti szakaszon viszonylag szennyezettebb, mint a térség többi mintavételi helye. Kivételt jelent ez alól a Fehér-Körös, valamint a Berettyó, mely utóbbi valószínűleg nem állandó, hanem egy friss szennyezés eredménye lehet. Összességében azonban – a várakozásokkal ellentétben – a Körösöket, ezek közül is a Sebes-, a Fekete-, valamint végső soron és leginkább a Hármasköröst egy kevésbé szennyezett állapot jellemzi. Az eredményekből jól látszik, hogy a Hármaskörös mintegy javítja a Tisza szennyezettségi állapotát, ugyanis számos fém koncentrációja, valamint az MPI értékek is alacsonyabbak a torkolat alatti szakaszról származó halak

esetén az a felettekhez képest. A szakirodalomban a Körösökre vonatkozó vizsgálatokról szintén hiányosak az ismereteink. Fleit és Lakatos (2003) ugyan utalt arra, hogy több fém koncentrációjában az Alsó-Tisza irányába haladva csökkenő tendencia tapasztalható, ami alapján következtethetünk arra, hogy közel két évtizeddel ezelőtt is „jótékony” hatással bírt a Körös a Tisza vízminőségére. Wajjandt és Bancsi (1989) az 1980-as években végzett víz- és üledékkémiai eredményei is azt mutatták, hogy akkoriban a Körös mintegy „tiszta foltja” volt a Tisza vízgyűjtőjének.

A Maros és a torkolata környéki Tisza-szakaszokon élő halak szerveinek fémtartalom-mintázata alapján megállapítható, hogy az egyes szervekben a legtöbb fém esetében szignifikáns különbségeket tapasztaltunk a mintavételi helyszínek között. Az eredmények arra utalnak, hogy a Maros meghatározó szereppel bír az Alsó-Tisza toxikológiai állapotára. Általánosságban magasabb Cr, Pb, Mn és Ni tartalom jellemezte a Tiszát, míg magasabb Cd, Co, Fe és Li koncentráció volt mérhető a Marosban élő domolykókban. Utóbbi fémekre jellemző az is, hogy a Maros betorkollása után a Tisza toxikológiai állapotára jelentős hatással voltak, ugyanis az ott élő halakban ezek mennyisége esetenként szignifikánsan magasabb volt, mint a torkolat felett élő domolykókban. Eredményeink alapján a marosi halakban elsősorban a kopolyú számított szennyezettnek, de a máj is kiemelkedő volt. Ezek egy aktuális szennyezésre utalhatnak, melyet alátámaszt az is, hogy 2017 tavaszán a szászavinci Cupru Min romániai bányavállalat ülepítőjéből nagymennyiségű nehézfémekkel szennyezett iszap és zagy jutott az Aranyos folyóba és azon keresztül a Marosba. Habár az akkori rögtönzött víz- és üledékkémiai vizsgálatok szerint a Marost nem érték jelentős szennyezések, ugyanakkor tudták, hogy a kiömlő iszap főként kadmiumban volt gazdag, amelyet jelen vizsgálatunkban detektáltunk is, ugyanis a Marosban az Alsó-Tiszához képest minden esetben szignifikánsan magasabb kadmiumot mértünk a halakból. A Maroson keresztül érkező folyamatos, elsősorban bányászati eredetű szennyezésekről már a múltból is voltak információink. Wajjandt és Bancsi (1989) vizsgálata rámutatott arra, hogy a Maros nagymértékben meghatározza az Alsó-Tisza szennyezettségi állapotát, főleg a Cu és a Cd tekintetében érkeznek jelentős szennyezések határainkon kívülről. Hasonló megállapítást tettek Nagy és munkatársai (2003), valamint Fleit és Lakatos (2003) is, vizsgálataik alapján a Maroson keresztül jelentősebb Pb és Cd terhelések érkeznek. Kovács és Kiss (2010) több halfaj fémtartalom-vizsgálata alapján állapította meg, hogy a Marost jelen korunkban is folyamatosan érik szennyezések, főként Cd, Pb, Ni, Cu és Zn.

Az eredmények alapján összességében a Tisza vízgyűjtőjén élő halak húsának fogyasztása a legtöbb esetben biztonságosnak mondható. Néhány fém esetén tapasztaltunk egészségügyi határérték túllépését, mint például a Tisza Sajó-torkolat alatti és feletti szakaszán, a Hernádon, a Sajó alsó és felső szakaszán, valamint a Bódván. A kopolyú és a máj a jelen vizsgálatunk alapján fenntartásokkal kezelendők, így azok rendszeres és nagymennyiségű fogyasztását nem javasoljuk.

4.2. A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata

Mind a jelen vizsgálat, mind a korábbi szakirodalmi adatok alapján megállapítható, hogy a Szamost mai napig jelentős hatások érik ipari, bányászati és mezőgazdasági tevékenységek révén, különösen Cu, Cr, Mn, Pb, Sr és Zn tekintetében. A vizsgálati év során a Cu, az Pb és a Zn vízben mért koncentrációi még az USEPA (2017) által meghatározott határértékeket is meghaladták.

A makroelemek (Ca, K, Mg, Na) eloszlása azok élő szervezetben betöltött szerepe alapján történt. Általánosságban elmondható, hogy a makroelemek az ivadékok szöveteiben fordultak elő legkisebb mennyiségben, aminek különböző fiziológiai sajátosságok lehetnek az okozói (Venugopal & Shahidi 1996, Uysal et al. 2008).

A hipotézisünkkel ellentétben, mindössze a máj réztartalma mutatott pozitív szignifikáns összefüggést az életkorral. A legidősebb csoport (3+≥ korúak) májában tapasztalt magas réztartalom valószínűleg a predomináns piscivor táplálkozással magyarázható (Djedjibegovic et al. 2012). A domolykó izomszövege esetén a Cr, Fe, Mn és Zn elemek negatív szignifikáns korrelációt mutattak az életkorral, továbbá különböztek a táplálkozási csoportok között. Korábbi vizsgálatok bebizonyították, hogy az említett fémek tekintetében jelentős szennyezések jellemzik a Szamost (pl. Óvári et al. 2004, Woelfl et al. 2006, Málnás et al. 2014, Simon et al. 2017). Az OKIR vízkémiai adatai alapján a vizsgálat évében jelentős Cr, Fe és Zn szennyezések voltak a Szamoson, melyek mennyisége 2–10-szer magasabb volt, mint a korábbi években. Eredményeinkhez hasonlóan Djikanović és munkatársai (2016) a szerbiai Medjuvršje tározóban a paducnál tapasztalták azt, hogy az izom Mn és a Zn koncentrációi negatív korrelációt mutatnak az életkorral és a testhosszal. Mindezek az ivadékhalak bioindikátor-szerepét erősítik a vízfolyásokat ért szennyezések kimutatásában és monitorozásában.

Az Pb koncentrációi jelen vizsgálatunk esetén a domolykó minden szövetében negatív korrelációt mutattak az életkorral, azok minden esetben a fiatalokban voltak legnagyobb mennyiségben jelen. Hasonlókat tapasztaltak más fajok vizsgálata során Demirak és munkatársai (2006), Merciai és munkatársai (2014), Ndimele és munkatársai (2017). Az ivadékokban tapasztalható magasabb ólomkoncentrációt okozhatja többek között az ivadékok nagyobb metabolikus rátája, valamint a kevésbé fejlett detoxifikáló mechanizmusuk (Kljaković Gašpić et al. 2002, Jia et al. 2017). Az ivadékokban tapasztalt magasabb Pb koncentrációk szintén egy frissebb szennyezés következményei lehetnek. Az OKIR adatai alapján a Szamosban 2013-ban közel 14-szer volt magasabb az Pb koncentrációja, mint az előző években. Az ilyen friss szennyezések minden halra hatással vannak, de a fent említett tényezők miatt az ivadékoknál ezek jóval jelentősebbek. Mindezek következtében elmondható, hogy az ivadékok szöveteinek mikroelemmintázata nemcsak az esszenciális, hanem más fémek esetén is a friss szennyezések bioindikátora lehet.

Korábbi vizsgálatok és saját eredményeink is rámutattak arra, hogy a fémek zöme az izomban kisebb koncentrációban fordul elő (Djikanović et al. 2016, Jia et al. 2017). Ezek alapján elmondható, hogy a halak teljes szervezetét érő szennyezéseket kevésbé indikálja jól az izom fémtartalma, ugyanis alacsony a bioakkumulációs potenciálja (Jia et al. 2017). Ennek ellenére az utóbbi években számos publikáció vizsgálta a halhús

(izom) mikroelemtartalmát, hiszen a humán élelmezés fontos részét képezi (Subotić et al. 2013a, b, Yancheva et al. 2015, Jia et al. 2017). Jelen vizsgálatunk arra is rávilágított, hogy az izom fémtartalma jelentősen változhat egy adott faj korcsoportjai között, különféle tényezők miatt (pl. sajátos táplálkozás). Mindezekből adódóan a halhús fémtartalom-mintázatának vizsgálata továbbra is fontos.

Ugyanakkor a vizsgált elemek zömének (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb) a BCF-értékei a májnál voltak a legnagyobbak, ami a máj vizsgálatának fontosságát hangsúlyozza. Mindezek ellenére azonban a máj mikroelemmintázata nem különbözött olyan mértékben a táplálkozási csoportok között, mint az izom esetén.

A táplálkozási csoportok kopolyában mért fémkoncentrációi alig különböztek egymástól, ugyanis az elsősorban a habitatpreferencia függvénye (Subotić et al. 2013a). S habár a domolykó táplálkozása jelentősen változik az életkor előrehaladtával, a habitatpreferencia állandó, ugyanis a faj egész élete során a vízfolyások nyílt vízi régiójának lakója (Kottelat & Freyhof 2007). A Mn, Sr és Zn BCF-értékei a kopolya esetén voltak a legnagyobbak, ugyanis ezek főleg a vízből kerülnek a szervezetbe, semmint az elfogyasztott táplálék útján (Subotić et al. 2013a, b, Jia et al. 2017). Ezek a tényezők azt mutatják, hogy a kopolya szintén kiemelkedő fontosságú a halak által akkumulált fémek vizsgálatában.

Hipotézisünk szerint a mikroelem koncentrációk valószínűsíthetően különbözőek a táplálkozási csoportok között. Eredményeink ezt a hipotézist megerősítették, ugyanis a legtöbb fém esetén különbségeket tapasztaltunk a csoportok között, kifejezetten az izom és a máj esetén. Másik hipotézisünk az volt, hogy az idősebb csoportokban magasabb fémkoncentrációk mérhetők, mint a fiatalabbaknál. Ezt azonban nem támasztották alá az eredményeink, ugyanis a legtöbb fém az ivadékokban volt, továbbá a legtöbb fém koncentrációja negatív korrelációt mutatott az életkorral, főleg az izomban. Az ivadékokban tapasztalható magasabb fémtartalmat, továbbá a fémtartalom és a halak mérete közötti szignifikáns negatív korrelációt már több szerző is tapasztalta (pl. Merciai et al. 2014, Jia et al. 2017, Ndimele et al. 2017). Számos olyan tényező van, ami ezt a jelenséget magyarázhatja. A domolykó például egy relatíve nagyméretű halfaj, valamint növekedése is gyors az első éveken (Vlach et al. 2005), ebből adódóan a szövetek növekedése gyorsabb, mint a fémek felvétele (Ndimele et al. 2017). Másrésztől több szerző úgy gondolja, hogy a szövetek magasabb lipidtartalma mintegy hígító hatással bír az akkumulált fémekre (Braune et al. 1999, Farkas et al. 2003), ezért az alacsonyabb zsírtartalommal rendelkező ivadékokban a fémek koncentrációja (relatív mennyisége) magasabb lesz, mint az adultokban (Merciai et al. 2014). Másrésztől a szervezet lipidtartalma a fő táplálkozási időszak, tehát az ősz végére, novemberre a legmagasabb, és ez a relatív hígító hatás a felnőttekben ilyenkor még jelentősebb (Farkas et al. 2003). Továbbá a halak anyagcsere-aktivitása méretfüggő, az ivadékok esetén magasabb (Newman & Doubet 1989), ezért a relatív táplálékfelvétel és a kopolyán átáramló víz (mint a nehézfémek fő forrásai) viszonylagos mennyisége nagyobb az ivadékok esetén (Ndimele et al. 2017). A különböző táplálkozási csoportok sajátos táplálkozása szintén fontos. Az ivadékok elsősorban fito-, valamint zooplankton szervezeteket fogyasztanak, s a szakirodalmi adatok szerint például a zöld- és a kovaalgák jelentős mennyiségű fémet akkumulálhatnak (González-Dávila et al. 2000, Novák et al. 2014, Bácsi et al. 2015). Az OKIR adatai alapján a Szamost 2013-ban az

előző évekhez képest jelentősebb nehézfémterhelés érte, főleg Cr, Fe, Pb és Zn, és az ivadékok relatív fémterhelése a nagyobb metabolikus ráta miatt magasabb. Emellett más tényezők is befolyásolhatják ezeket a folyamatokat, mint pl. a növekedés során a testfelület-testtérfogat arányának változása, valamint az ivadékok gyorsabb elemfelvétele (Merciai et al. 2014, Jia et al. 2017). Végezetül mindezek a tényezők akár interakcióba is léphetnek egymással (Merciai et al. 2014). A fent említett tények alapján elmondható, hogy az ivadékok fémtartalom-mintázata effektív bioindikátorként használható a környezetet érő aktuális fémszennyezések tekintetében (Jia et al. 2017, Nyeste et al. 2019). Egy friss szennyezés az egész élettartamra vetítve relatíve nagyobb terhelést jelent az ivadékokra nézve, mint az idősebbekre (Merciai et al. 2014). Továbbá az ivadékkorú domolykók a vízi táplálékhálózatok elsődleges/másodlagos fogyasztói, így a fémek hamarabb akkumulálódnak a szervezetükben, mint a harmadlagos fogyasztónak számító adult halakban (Croteau et al. 2005).

Az ivadékokban az izom Cd és Pb koncentrációi meghaladták a megengedett egészségügyi határértékeket. Ugyanakkor az idősebb egyedek izmában nem voltak határérték-túllépések. A kopoltyú és a máj fémkoncentrációi több esetben is meghaladták az egészségügyi hataértékeket, ezért a szamosi domolykó belső szervei (pl. a kopoltyú és a máj) fogyasztása nem ajánlott.

5. Új tudományos eredmények összefoglalása

- A domolykó három szervének (izom, kopoltyú és máj) fémtartalom-mintázata alapján elsőként tártuk fel és értékeltük részletesen a Tisza vízgyűjtőjének fémtoxikológiai állapotát. Megállapítottuk, hogy a Tisza vízgyűjtőjén élő domolykók izmában mért elemtartalmak – a Sajó vízgyűjtőjének és a Sajó-torkolathoz közeli Tisza-szakasznak a kivételével – nem haladják meg az egészségügyi határértékeket. Ugyanakkor a kopoltyú és a máj rendszeres fogyasztása nem javasolt.

- Kimutattuk, hogy a Tisza vízgyűjtőjét a napjainkban is jelentős mértékű fémszennyezések érik, elsősorban a Szamos, a Bodrog, a Sajó és a Maros folyókon keresztül. Megállapítottuk, hogy a Zagyva nincs jelentős hatással a befogadó Tisza fémszennyezettségi állapotára. Ugyanakkor a Körös összességében kevésbé terhelt fémekkel, mint a torkolata feletti Tisza-szakasz, ezért hígító hatása enyhíti a Tisza fémszennyezettségét.

- Vizsgálatunkkal igazoltuk, hogy a Szamosban élő domolykó különböző korú és eltérő táplálkozású csoportjainak akkumulált fémtartalom-mintázata szignifikánsan eltér egymástól, főként az izom és a máj tekintetében.

- Kimutattuk, hogy várakozásainkkal ellentétben a domolykó ivadékkorú egyedeinek szerveiben a legnagyobbak a fémkoncentrációk. Ez főleg azokra fémekre vonatkozik, melyek a vízkémiai adatok alapján aktuális szennyezésként jelentkeznek, így eredményeink alapján úgy tűnik, hogy az ivadékkorú domolykók bioindikátorai lehetnek a vízfolyásokat érő friss fémszennyezéseknek.

Értekezés alapjául szolgáló közlemények



**DEBRECENI
EGYETEM**

**DEBRECENI EGYETEM
EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR**

H-4002 Debrecen, Egyetem tér 1, Pf.: 400
Tel.: 52/410-443, e-mail: publikaciok@lib.unideb.hu

Nyilvántartási szám: DEENK/286/2020.PL
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Nyeste Krisztián József
Doktori Iskola: Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
MTMT azonosító: 10046231

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (2)

1. Yancheva, V., Georgieva, E., Stoyanova, S., Velcheva, I., Somogyi, D., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: A histopathological study on the Caucasian dwarf goby from an anthropogenically loaded site in Hungary using multiple tissues analyses.
Acta Zool. 1, 1-16, 2020. ISSN: 0001-7272.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/azo.12310>
IF: 1.375 (2019)
2. **Nyeste, K. J.**, Dobrocsi, P., Czeglédi, I., Czédli, H., Harangi, S., Fehérmé Baranyai, E., Simon, E., Nagy, S. A., Antal, L.: Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub (*Squalius cephalus*): juveniles are useful bioindicators of recent pollution.
Ecol. Indic. 101, 1-10, 2019. ISSN: 1470-160X.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.001>
IF: 4.229

További közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (16)

3. **Nyeste, K. J.**, Somogyi, D., Sallai, Z., Antal, L.: Adatok a tokfélék (*Acipenseridae*) Kárpát-medencei recens előfordulásairól.
Pisces Hung. 14, 107-114, 2020. ISSN: 1789-1329.
4. Tóth, R., Bíró, Z., Farkas, G. B., Zulkipli, N., Somogyi, D., Antal, L., **Nyeste, K. J.**: A Rakamizai Nagy-morotva halközösségének vizsgálata eltérő mintavételi protokollok alapján.
Pisces Hung. 14, 71-79, 2020. ISSN: 1789-1329.
5. Szepesi, Z., Harka, Á., **Nyeste, K. J.**: Adatok a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) ivadékanak növekedéséhez.
Pisces Hung. 13, 33-41, 2019. ISSN: 1789-1329.





6. Szepesi, Z., Harka, Á., **Nyeste, K. J.**: A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) elszaporodásának hatása a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*) állományára az északkelet-magyarországi Eger-patak újonnan kolonizált szakaszán.
Pisces Hung. 13, 95-99, 2019. ISSN: 1789-1329.
7. **Nyeste, K. J.**, Héjja, M. K., Abonyi, T., Simon, S., Nagy, S. A., Antal, L.: A Nagykunsági-főcsatorna halfaunája és halközösség-alapú ökológiai állapotminősítése.
Pisces Hung. 13, 65-74, 2019. ISSN: 1789-1329.
8. Somogyi, D., Farkas, G., Deák, S., Nagy, S. A., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: A ponty (*Cyprinus carpio*) és az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) kondíciójának vizsgálata egy termálvízzel ellátott állóvízi környezetben.
Pisces Hung. 13, 75-80, 2019. ISSN: 1789-1329.
9. **Nyeste, K. J.**, Gyöngy, M., Antal, L.: A feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)) terjedése a Tisza vízgyűjtőjén = Spreading of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the water system of Tisza River.
Pisces Hung. 12, 53-56, 2018. ISSN: 1789-1329.
10. Harka, Á., Szepesi, Z., **Nyeste, K. J.**: A pirapitinga [*Piaractus brachyomus* (Cuvier, 1818)] első szabadvízi észlelése Magyarországon.
Pisces Hung. 11, 35-39, 2017. ISSN: 1789-1329.
11. **Nyeste, K. J.**, Kati, S., Nagy, S. A., Antal, L.: Az amurgéb (*Percottus glenii*) egy hazai populációjának növekedési sajátosságai.
Pisces Hung. 11, 67-76, 2017. ISSN: 1789-1329.
12. Fazekas, D., Sólyom, N., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: Antropogén beavatkozások hatása az Öreg-Túr halfaunájára.
Pisces Hung. 10, 51-56, 2016. ISSN: 1789-1329.
13. Fazekas, G., Abonyi, T., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: A Sajó menti kisvízfolyások halfaunájának természetvédelmi és ökológiai értékelése.
Pisces Hung. 10, 63-70, 2016. ISSN: 1789-1329.
14. Tamás, V., **Nyeste, K. J.**, Papp, G., Antal, L.: Újabb adatok a sügér (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) növekedéséhez.
Pisces Hung. 9, 39-44, 2015. ISSN: 1789-1329.
15. Halasi-Kovács, B., Papp, G., Posta, T., **Nyeste, K. J.**: A bodorka (*Rutilus rutilus*), a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) és a dévérkeszeg (*Abramis brama*) populációinak ökológiai státusza és növekedése a Tisza-tóban.
Pisces Hung. 8, 89-96, 2014. ISSN: 1789-1329.
16. **Nyeste, K. J.**, Mozsár, A., Antal, L.: Az amurgéb (*Percottus glenii* Dybowski, 1877) növekedésének vizsgálata a Rakamaz-Tiszanagyfalui-Nagy-morotván.
Pisces Hung. 8, 83-88, 2014. ISSN: 1789-1329.





17. Harka, Á., **Nyeste, K. J.**, Nagy, L., Erős, T.: Biborsügérek (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) a Hévízi-tó termálvizében.
Pisces Hung. 8, 29-34, 2014. ISSN: 1789-1329.
18. Harka, Á., Antal, L., Mozsár, A., **Nyeste, K. J.**, Szepesi, Z., Sály, P.: Az amurgéb (*Perccottus glenii*) növekedése a Közép-Tisza vidékén.
Pisces Hung. 6, 55-58, 2012. ISSN: 1789-1329.

Idegen nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

19. Molnár, K., **Nyeste, K. J.**, Székely, C.: Parasitology is a tool for identifying the original biotope of the gibel carp (*Carassius auratus gibelio* Berg, 1932) = Parazitológiai bizonyítékok az ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio* Berg, 1932) eredetéről.
Pisces Hung. 12, 87-94, 2018. ISSN: 1789-1329.

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (5)

20. Sándor, D., Gyöngy, M., **Nyeste, K. J.**, Czeglédi, I., Székely, C., Buchmann, K., Cech, G.: Digenean *Holostephanus* (Trematoda: Digenea: Cyathocotylidae) metacercariae in common carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) muscle: zoonotic potential and sensitivity to physico-chemical treatments.
J. Helminthol. 94 (e117), 1-8, 2020. ISSN: 0022-149X.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0022149X1900110X>
IF: 1.54 (2019)
21. Sellyei, B., Cech, G., Varga, Á., Molnár, K., Székely, C., Somogyi, D., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: Infection of the Carpathian brook lamprey (*Regan, 1911*) with a dermocystid parasite in the Tisza River Basin, Hungary.
J. Fish Dis. Epub, 1-7, 2020. ISSN: 0140-7775.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/jfd.13259>
IF: 2.318 (2019)
22. Stoyanova, S., Georgieva, E., Velcheva, I., Iliev, I., Vasileva, T., Bivolarski, V., Tomov, S., **Nyeste, K. J.**, Antal, L., Yancheva, V.: Multi-Biomarker Assessment in Common Carp (*Cyprinus carpio*, Linnaeus 1758) Liver after Acute Chlorpyrifos Exposure.
Water. 12 (6), 1-19, 2020. EISSN: 2073-4441.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/w12061837>
IF: 2.544 (2019)
23. Stoyanova, S., **Nyeste, K. J.**, Georgieva, E., Uchikov, P., Velcheva, I., Yancheva, V.: Toxicological impact of a neonicotinoid insecticide and an organophosphorus fungicide on bighead carp (*Hypophthalmichthys nobilis* Richardson, 1845) gills: a comparative study.
North-West. J. Zool. 16 (1), 1-10, 2020. ISSN: 1584-9074.
IF: 0.75 (2019)
24. **Nyeste, K. J.**, Kati, S., Nagy, S. A., Antal, L.: Growth features of the Amur sleeper *Perccottus glenii* (Actinopterygii: Odontobutidae), in the invaded Carpathian basin, Hungary.





Acta Ichthyol. Piscat. 47 (1), 33-40, 2017. ISSN: 0137-1592.

DOI: <http://dx.doi.org/10.3750/AIEP/01977>

IF: 0.708

Egyéb folyóiratközlemények (22)

25. **Nyeste, K. J.**, Somogyi, D., Sallai, Z., Antal, L.: A lápi póc (*Umbra krameri*) élőhelyei a Borsodi-síkon.
Halászat. 113 (2), 15, 2020. ISSN: 0133-1922.
26. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: A lápi póc (*Umbra krameri*) újabb előfordulási adatai a Dongéri-főcsatornán.
Halászat. 113 (3), 86, 2020. ISSN: 0133-1922.
27. **Nyeste, K. J.**, Sallai, Z., Halasi-Kovács, B.: Az amurgéb (*Perccottus glenii*) megjelenése a Berettyó bal oldali mellékvízeiben.
Halászat. 113 (2), 14, 2020. ISSN: 0133-1922.
28. **Nyeste, K. J.**, Somogyi, D.: Kecskerák (*Astacus leptodactylus*) a Nagykunsági-főcsatornából.
Halászat. 113 (1), 14-14, 2020. ISSN: 0133-1922.
29. Somogyi, D., **Nyeste, K. J.**: Kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus*) a Hortobágy-Berettyóból.
Halászat. 113 (1), 14-14, 2020. ISSN: 0133-1922.
30. **Nyeste, K. J.**, Somogyi, D.: Feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) a kőszülő (*Sander volgensis*) gyomrából.
Halászat. 112 (2), 51-51, 2019. ISSN: 0133-1922.
31. **Nyeste, K. J.**: A feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) megtelepedése a Nagykunsági-főcsatornában.
Halászat. 111 (1), 23, 2018. ISSN: 0133-1922.
32. **Nyeste, K. J.**, Gyöngy, M.: Cifrarákot (*Orconectes limosus*) evő balinok (*Leuciscus aspius*) a Nagykunsági-főcsatornából.
Halászat. 111 (3), 90, 2018. ISSN: 0133-1922.
33. **Nyeste, K. J.**: Garda (*Pelecus cultratus*) a Nagykunsági-főcsatornából.
Halászat. 111 (2), 45, 2018. ISSN: 0133-1922.
34. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: Garda (*Pelecus cultratus*) és paduc (*Chondrostoma toxostoma*) a Nyugati-főcsatornából.
Halászat. 111 (4), 123, 2018. ISSN: 0133-1922.
35. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: Homoki küllő (*Romanogobio kesslerii*) a Sebes-Körös hazai szakaszáról.
Halászat. 111 (3), 89, 2018. ISSN: 0133-1922.
36. **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: Kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) a Rakamazi-Nagy-morotvából.
Halászat. 111 (1), 22, 2018. ISSN: 0133-1922.





37. **Nyeste, K. J.**, Gyöngy, M.: Paduc (*Chondrostoma nasus*) és márna (*Barbus barbus*) a Tisza-tó abádszalóki medencéjéből.
Halászat. 111 (4), 122, 2018. ISSN: 0133-1922.
38. **Nyeste, K. J.**, Nyíri, K., Molnár, J.: A feketeszájú géb [*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)] első észlelése a Tisza vízrendszerében.
Pisces Hung. 11, 89-90, 2017. ISSN: 1789-1329.
39. **Nyeste, K. J.**, Dobronoki, D., Molnár, J.: A Nagykunsági-főcsatorna kezdeti szakaszának halai.
Halászat. 110 (1), 14, 2017. ISSN: 0133-1922.
40. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: Sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*) a Hármas-Körösből.
Halászat. 110 (2), 18, 2017. ISSN: 0133-1922.
41. **Nyeste, K. J.**, Molnár, J.: Szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*) a Nagykunsági-főcsatornából.
Halászat. 110 (4), 18, 2017. ISSN: 0133-1922.
42. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) és a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) újabb észlelési adatai a Tisza vízrendszerén.
Halászat. 109 (4), 12, 2016. ISSN: 0133-1922.
43. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: Néhány friss adat a magyar bucó (*Zingel zingel*) és a selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetser*) előfordulásáról a Tisza vízrendszerében.
Halászat. 109 (3), 17, 2016. ISSN: 0133-1922.
44. **Nyeste, K. J.**, Fazekas, D., Sólyom, N., Antal, L.: Reofil fajok menedéke az Öreg-Túrban.
Halászat. 109 (4), 12, 2016. ISSN: 0133-1922.
45. Harka, Á., Papp, G., **Nyeste, K. J.**: A Tisza új hala egy törpegébfaj (*Knipowitschia* sp.).
Halászat. 105 (2), 17, 2012. ISSN: 0133-1922.
46. **Nyeste, K. J.**, Harka, Á.: A tározótér szerepe a Tisza-tó ivadék-utánpótlásában.
Halászat. 104 (1), 10-11, 2011. ISSN: 0133-1922.

Idegen nyelvű absztrakt kiadványok (1)

47. **Nyeste, K. J.**, Antal, L., Dobrocsi, P., Czeglédi, I., Czédli, H., Harangi, S., Fehérmé Baranyai, E., Simon, E., Nagy, S. A.: Study of elemental concentration in different type of diet juvenile (yoy) fish species in River Szamos.
In: 33rd SIL Congress, July 31, 2016-August 5, 2016 Torino, Italy : Book of abstracts, [s.n.], Torino, 95, 2016.





Ismeretterjesztő, népszerűsítő cikkek (6)

48. Somogyi, D., Antal, L., **Nyeste, K. J.**: Az Év Hala, a süllő.
Honismeret. 48 (2), 96-98, 2020. ISSN: 0324-7627.
49. Somogyi, D., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: Az Év Hala, a vörösszárnyú keszeg.
Honismeret. 47 (2), 93-95, 2019. ISSN: 0324-7627.
50. Antal, L., **Nyeste, K. J.**: Az Év Hala, a balin.
Honismeret. 46 (2), 109-111, 2018. ISSN: 0324-7627.
51. **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: Az Év Hala, 2017: a harcra.
Honismeret. 45 (3), 101-103, 2017. ISSN: 0324-7627.
52. Harka, Á., **Nyeste, K. J.**: Álnéven élő halunk - a biborsügér.
Akvár. mag. 17 (102), 52-54, 2015. ISSN: 1217-9299.
53. **Nyeste, K. J.**, Harka, Á.: Az év hala 2015-ben: a kecsege.
Honismeret. 43 (2), 61-62, 2015. ISSN: 0324-7627.

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 13,464

**A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapjául szolgáló közleményekre):
5,604**

A DEENK a Jelölt által az iDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudományometriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2020.10.14.



Short thesis for the degree of doctor of philosophy(PhD)

**Chub (*Squalius cephalus*) as bioindicator of
trace element pollution of watercourses**

by Krisztián Nyeste

Dissertation supervisor: Dr. László Antal



UNIVERSITY OF DEBRECEN
Pál Juhász-Nagy Doctoral School

Debrecen, 2020

1. Introduction

Nowadays, the aquatic ecosystems are in endangered status due to anthropogenic effects (Ormerod et al. 2010, Liu et al. 2019, Zhou et al. 2019). These effects are factors which can alter the natural structure of aquatic ecosystems (Miracle & Ankley 2005, Carrasco et al. 2011). Following this problem, heavy metal pollution of aquatic ecosystems has become a burning issue all over the world (Lenhardt et al. 2009). These trace elements will not pose a public health concern, provided that the concentrations do not exceed the specific lethal concentration (Yancheva et al. 2015). However, when trace elements continuously exist in the aquatic ecosystems – even in low concentrations –, they can affect aquatic organisms (Nagy et al. 2000).

In Hungary, research prior to the year 2000 on trace elements, were limited to the investigation on lethal concentrations of the heavy metals (Nagy et al. 2000). After the accidental cyanide and heavy metal spill in Szamos River and Tisza River, the ecotoxicological investigations confirmed that the trace elements in sublethal concentrations have also effects aquatic ecosystems, especially on organisms with higher trophic levels such as fish (Nagy et al. 2000, 2001, 2002, 2003, Antal et al. 2013).

Recent studies shows that the monitoring of pollution in aquatic ecosystems based on fish assemblages is widespread in toxicology theme (Hermenean et al. 2015, Jia et al. 2016, Liu et al. 2016). Fish living in polluted waters can take up various amounts of trace elements by several routes; i.e. through the skin or gills, or into the digestive system by feeding (Yılmaz et al. 2007, Lenhardt et al. 2012). Metal accumulation in fish depends on both chemical properties of the elements and different factors such as ecological needs, physiological state, size, age of individuals, as well as their life cycle, life history and feeding habits (Newman & Doubet 1989, Canpolat & Çalta 2003). Therefore, the pattern of accumulated trace elements can varies from different species, as well as different age groups of the same species (Zhang & Wong 2007, Lenhardt et al. 2015).

In Hungary, a larger-scale trace element bioaccumulation investigations were established after the accidental cyanide and heavy metal pollution in Szamos River and Tisza River in 2000 (Nagy et al. 2002, VITUKI 2002, Marshall et al. 2016). These investigations did not include the whole water systems (Nagy et al. 2002, Marshall et al. 2016), where they compared the pollution of the watercourses based on results of different species (Marshall et al. 2016). However, investigation of pollution of the entire water system should be carried out based on trace element patterns of the same species in the same age group. Chub [*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758), previously *Leuciscus cephalus*] is increasingly used to assess the contamination levels of water bodies and give relevant information regarding the endangered status (vulnerability) of aquatic organisms (e.g. Dragun et al. 2007, Triebskorn et al. 2007, Yılmaz et al. 2007, Krasnići et al. 2013, Nyeste et al. 2019).

2. Objectives

In our work, our aims were the following subjects:

- (i) *Investigation of the trace element accumulation patterns of chub [*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758)] in the Water System of Tisza River.* We sought the answers for the following questions: (a) How polluted are the Tisza River and its six main tributaries (Szamos River, Bodrog River, Sajó River, Zagyva River, Körös River, Maros River) by trace elements based on the accumulated trace element patterns of chub?, (b) How does the tributaries influence the trace element pollution of Tisza River after the estuary based on the trace element concentrations of chub?, (c) Does the consumption of muscle (fillet) of chub inhabiting the Water System of Tisza River pose any health risk?
- (ii) *Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub.* Our questions: (a) How accumulated are the trace elements in the tissues of different age and feeding groups of chub living in the same watercourse?, (b) Which feeding group can serve as a better bioindicator of trace element pollution in aquatic ecosystems?

3. Material and methods

3.1. Sampling sites

3.1.1. Sampling sites of the subject entitled "Investigation of the trace element accumulation patterns of chub in the Water System of Tisza River"

In this work we wanted to analyze the pollution of the Water System of Tisza River based on the trace element pattern of tissues of chub. Therefore, samples were collected not only from the Tisza River, but also from its main tributaries (Szamos River, Bodrog River, Sajó River, Zagyva River, Körös River, Maros River). The sampling sites were located at the tributaries of the Tisza River near the Hungarian border (*Fig 1.*). Except in the case of Zagyva River which takes its source in Hungary. Therefore, samples were collected at its most upper section where chub exists in high abundance.

We also investigated that how influence the tributaries the trace element pollution of Tisza River after the estuary based on the trace element concentrations of chub. Therefore, samples were also taken from the lower section of the tributaries (10-20 km away from its estuary), and from the Tisza River at the sections above and below (10-20 km away) the estuaries of main tributaries (*Fig 1.*).

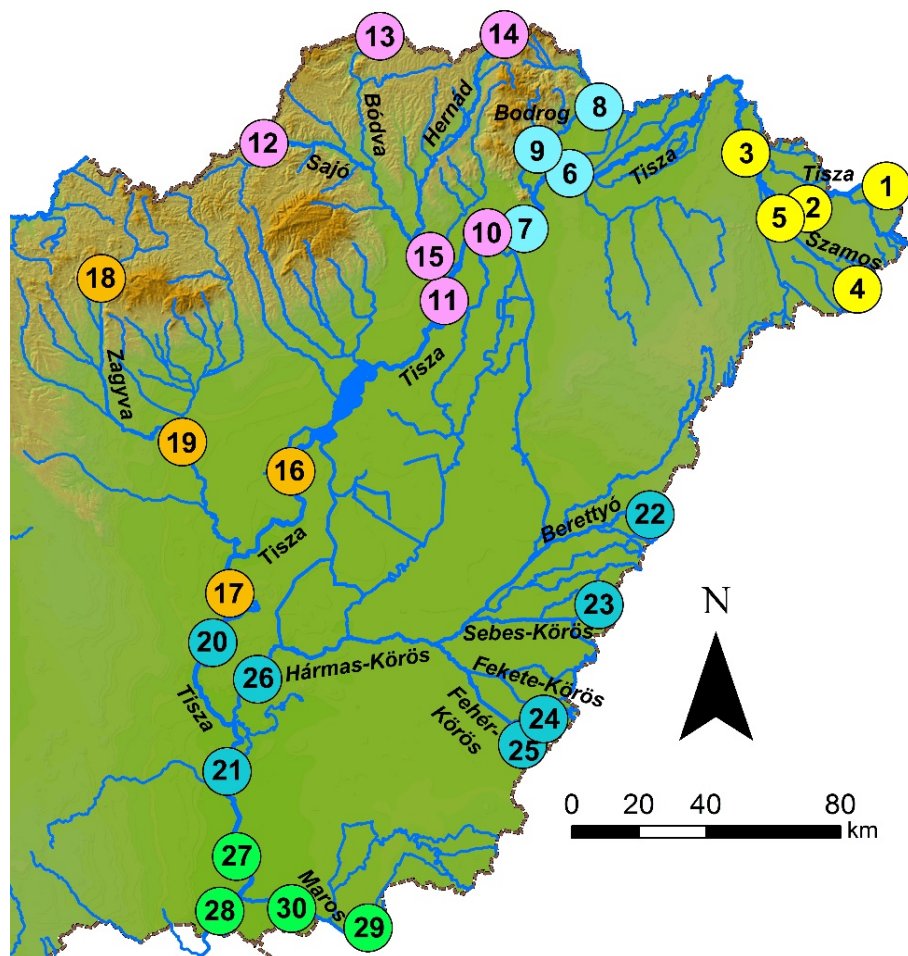


Figure 1. Map of the Hungarian Water System of Tisza River and the sampling sites. Different colors represent the sampling sites of different water systems: yellow – Szamos and its estuary; light blue – Bodrog and its estuary; pink – Sajó and its estuary; orange – Zagyva and its estuary; blue – Körös and its estuary; green – Maros and its estuary.

3.1.2. Sampling sites of the subject entitled "Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub"

In order to investigate the trace element patterns of different age and feeding groups of the same species, the previously known most polluted watercourse was chosen. The most polluted watercourse which is the Szamos River (Fig 2.), was chosen as the sampling site, where it is previously known for the cyanide and heavy metal incident in the Water System of Tisza River in the year 2000.

The investigations highlighted that recent pollution of the Szamos River has been frequently occurring since 2000 (e.g. Óvári et al. 2004, Woelfl et al. 2006, Simon et al. 2017), therefore, Szamos River is the best fit for our study. Its catchment basin collects waters over 15 882 km² area of Romania and Hungary. Its total length is 415 km, but the Hungarian section is only 50 km long. Fish were caught at the village of Csenger, near the Hungarian-Romanian border, where the water depth varies between a few centimeters to 2-3 meters, and the main sediment types are pebbles and sand. The coordinates of the sampling site are 47°50'17.89"N, 22°41'37.48"E (Fig 2.).

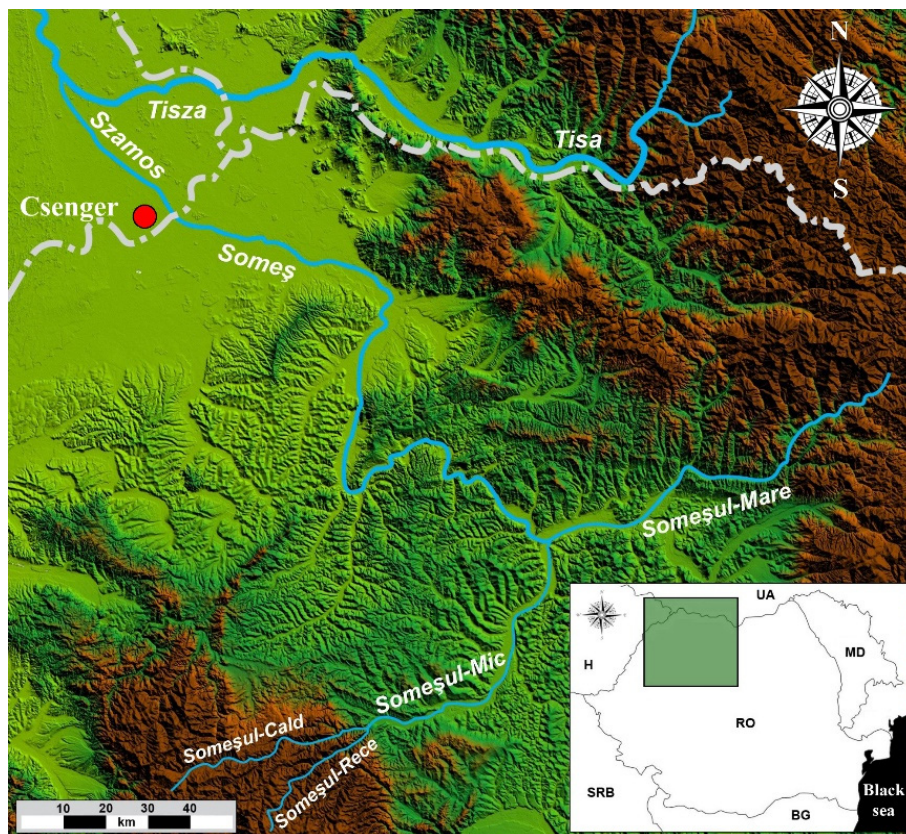


Fig.2. Map of the Water System of River Szamos/Someș and the sampling area at the village of Csenger

3.2. Sampling and sample processing

3.2.1. Methods of the subject entitled "Investigation of the trace element accumulation patterns of chub in the Water System of Tisza River"

Samplings were carried out between April and July 2017 for 13 days. In each sampling sites, 10 chub specimens with 10–15 cm length were collected.

Fish were collected by electrofishing (Hans Grassl EL64 II GI and IG200/2b). Fish were transported to the laboratory in plastic bucket filled with water from the given river. Samples were stored at -18 °C until sample processing.

Before the sample processing, the standard length (SL) and body weight (W) of each specimen were measured to the nearest 0.1 mm and 0.01 g, respectively. Tissues were removed with plastic tools in order to avoid any metal contamination of the samples. Firstly, scales and skins were removed from the abdominal side of fish, then muscles were sampled. Gills were sampled by removing the whole branchial apparatus and collecting the second gill arch from the left side. Thereafter, the stomach was dissected, then the liver was sampled.

The dissected samples were then rinsed with double deionised water (Milli-Q) and were weighed into glass beakers using an analytical balance (Precisa 240A). They were dried overnight at 105 °C until reaching constant weight and reweighed to determine their dry mass. Samples were digested on an electric hot plate using 4.0 mL 65% (m/m) nitric acid (reagent grade, Merck) and 1.0 mL 30% (m/m) hydrogen-peroxide (reagent grade, Merck) in the same container at 80 °C for 4 hours. Digested samples were diluted with 1 % (m/m) nitric acid (reagent grade, Merck and Milli-Q water) up to a final volume of 10 mL (Braun et al. 2009, 2012).

The concentrations of Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Sr and Zn were measured by an inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES 5100, Agilent Technologies) system.

An auto sampler (Agilent SPS3), a Meinhard type nebulizer and a double pass spray chamber were used. We applied a five-point calibration procedure prepared from the multi-element standard solution (Merck ICP multi-element standard solution IV). Certified reference material was used (ERM-BB422, fish muscle) during the measurement. The recoveries were within the 10% of the certified values for the metals. The wavelengths and measuring parameters were chosen on the basis of suggestions provided by the instrument's software (MP Expert). Concentrations of all elements were expressed as mg/kg wet weight (ww).

Data relating to concentrations of the trace elements of water were obtained from the data base of the National Environmental Information System of Hungary (OKIR in Hungarian). These were compared with criterion chronic concentrations (CCCs) for freshwater of the National Recommended Water Quality Criteria (USEPA, 2017).

3.2.1. Methods of the subject entitled "Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub"

A total of 33 chub specimens were collected in November 2013 by electrofishing. All chub specimens were captured alive and killed immediately by spinal severance. Measurements of the standard length (SL) and body weight (W) of each specimen were made to the nearest 0.1 mm and 0.01 g, respectively. Samples were stored at -18 °C until sample processing.

Scales were used to determine the age of each specimen. Scale samples were taken below the dorsal fin, from the area above the lateral line (Tesch, 1968). Preparations of scales were assessed using a binocular microscope (10× magnification). Age assessment was applied in accordance with Tesch (1968). Age estimations were validated by a second independent assessment.

Several studies showed that there are three different types of diet of chub, depending on their age (Balestrieri et al. 2006, Marković et al. 2007, Caffrey et al. 2008): the juveniles (age 0+) have plankto-phytophage diet; the sexually immature specimens (age 1+ and 2+) have plankto-phyto-zoophage diet; adults (age 3+ onwards) are piscivorous predators. Each specimen was assigned to one of the three different feeding groups, according to age and size:

First feeding group: the juveniles (age 0+; N = 8);

Second feeding group: the sexually immature individuals (age 1+ and 2+; N = 16);

Third feeding group: the sexually matured adults (age 3+ onwards; N = 9).

In this subject the sampling and processing of tissues were the same as in the case of previous subject. Only the spectrum and the analysis method of investigated elements was different, in this study the concentrations of Ca, K, Mg, Na, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr and Zn were measured by a microwave plasma-atomic emission spectrometer (MP-AES 4100, Agilent Technologies) system.

3.3. Statistical methods

3.3.1. Statistical methods of the subject entitled "Investigation of the trace element accumulation patterns of chub in the Water System of Tisza River"

Metal pollution index (MPI) was assessed to compare the total content of trace elements (Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Sr and Zn) for the different tissues of chub among the sampling sites. The MPI formula is the following (Usero et al. 1997, Ju et al. 2017):

$$\text{MPI} = (C_1 \times C_2 \times C_3 \times \dots C_n)^{1/n},$$

where C_n is the mean concentration of trace element n in the analyzed tissue (mg/kg wet weight).

Comparison of trace element patterns of chub were carried out for each water system. During this method data of sites of tributaries and that of Tisza River (above and below the estuary). were statistically compared.

IBM SPSS Statistics for Windows (Version 20.0) (IBM 2011) and Past 3.03 (Hammer et al. 2001) software packages were used for statistical analysis. The normal distribution was tested with the Shapiro-Wilk test. The homogeneity of variances was

tested with the Levene's test. Since the variables lacked a normality of distribution (Shapiro-Wilk test, $p < 0.05$), the non-parametric Kruskal–Wallis test was used to display the differences among the concentrations of elements in three different tissues (muscle, gills, and liver) of chub. Mann-Whitney test as a post hoc test was used to explore the significant differences between the groups. Canonical discriminant analysis (CDA) was used to assess the differentiation of trace element patterns of tissues among the sampling sites.

To evaluate the health risks of chub for human consumption, trace element concentrations of muscle (fillet) were compared with the maximum acceptable concentrations (MACs) set by the European Union (EU 2008) and the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO 1983).

3.3.2. Statistical methods of the subject entitled "Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub"

The main part of statistical methods was the same as it was described in 3.3.1., therefore, only the extra methods were described in this chapter.

The bioconcentration factor (BCF) of tissues were also analysed in this study. BCF a chemical compound is defined as the ratio between the concentration of that chemical in an organism (or in a certain tissue of the organism) and the concentration of the chemical in the aqueous environment (Ivanciuc et al. 2006):

$$BCF = C_{\text{fish}}/C_{\text{water}},$$

where C_{fish} means the concentration of the chemical in the whole body or tissue of the organism, expressed as mg/kg wet weight, and C_{water} is the concentration of the chemical in the aqueous environment in which the respective organism lives, expressed as mg/l.

In this case MPI was assessed to compare the total content of trace elements (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) for the different tissues of feeding groups of chub.

Principal component analysis (PCA) was used to assess the differentiation of feeding groups among the analyzed fish tissues, based on the concentration of trace elements (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn).

4. Results and discussion

4.1. Investigation of the trace element accumulation patterns of chub in the Water System of Tisza River

Based on the water chemistry data in 2017, the trace element concentrations of water were below the criterion chronic concentrations (CCCs) for the freshwater of National Recommended Water Quality Criteria prescribed by the USEPA (2017). However, the Tisza River above Körös River, Szamos river and Maros river were more polluted than the other examined rivers.

In the case of muscle samples of chub there were not notable differences among trace element concentrations of fish of Upper Tisza Region and those of Szamos River. At the same time, the trace element patterns of gills and liver were significantly different among the sampling sites. Based on our results higher Al and Ba concentrations were specific to the Upper Tisza, while higher Pb, Sr and Mn concentrations were specific to the Szamos River. Málnás et al. (2014) and Simon et al. (2017) also reported the same phenomenon based on sediment and dragonfly larvae trace element data. However, they highlighted that Szamos River was contaminated with Cr and Zn, while Tisza River was also contaminated with Cu. In the 1980s Wajandt and Bancsi (1989) highlighted that water and sediment of Szamos River was contaminated by Cd, Zn and Cu. These phenomena showed that during the last decades notable contaminations have been arriving through Upper Tisza and Szamos River to Hungary, which the finding was also described by Antal et al (2013). At the same time in the case of some elements (e.g. Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) the concentrations of chub in Tisza below Szamos were significantly higher than that of Tisza above Szamos. It was confirmed by the MPI values also in the case of all examined tissues. These results indicated that the microchemistry features of Tisza River were determined by the Szamos rather than the Upper Tisza (Woelfl et al. 2006, Málnás et al. 2014, Simon et al. 2017). We have to highlight that pollutions of Szamos River were originated not only from Romania, but also from Hungary, because e.g. Cu, Fe, Pb and Zn concentrations of chub of lower Szamos were significantly higher than that of upper Szamos.

According to the trace element patterns of chub inhabiting Bodrog River and the adjacent sections of Tisza River, we can conclude that among the element concentrations of muscle and gill samples there were only some differences, but among element concentrations in liver samples they differed in many cases. The results showed that Bodrog River had an effect on heavy metal pollution of Tisza River, however this effect was not as significant as in the case of Szamos River. The trace element patterns of muscle and liver showed that Tisza below Bodrog was significantly contaminated in the case of some elements. This phenomenon was also confirmed by the MPI values, because muscle and liver MPI of chubs from Tisza below Bodrog were higher than those from Tisza above Bodrog. Furthermore, Zn and Sr concentrations of chubs from Tisza River were higher. Sr was originated mainly from agricultural and industrial activities along the Szamos River. Significant Al and Fe pollutions arrived the Water System of Tisza River through the Bodrog River. Our results showed that Al, Fe, Ba, Cd, Cu, Fe, Pb and Zn concentrations of tissues of chub from upper Bodrog were significantly higher

than those from lower Bodrog. These results showed that Bodrog near the border was more polluted than near the estuary. There are several mechanisms which could cause this phenomenon. It is most likely because Bodrog River is a slower flowing river than Szamos River, especially its lower sections, therefore the main part of pollutants could be sedimented before they could reach the Tisza River. Heavy metal pollution of Bodrog River is under-researched because it was not affected by the accidental cyanide and heavy metal pollution in 2000.

Sajó River had significant effects on heavy metal pollution of Tisza River based on the trace element patterns of tissues of chub inhabiting the Water System of Sajó River and the adjacent sections of Tisza River. There were significant differences among the trace element concentrations of all examined tissues of chub from different sampling sites. The results showed that the Water System of Sajó River significantly changed the trace element patterns of chub inhabiting the Tisza River. Furthermore, Hernád River mainly influenced the pollution status of the Water System of Sajó River. Hernád River was the most polluted among the three main tributaries of the Water System of Sajó River, because the concentrations of Al, Ba, Cr, Cd, Co, Mn, Ni and Pb of at least one of examined tissues of chub from Hernád River were significantly higher than those from Bódva River and Sajó River. From these elements, Cr, Cd, Pb, and Co pollutions of Hernád River had effect not only on the lower Sajó, but also on the Tisza River. Furthermore, higher concentrations of Al and Mn were characteristic for upper Sajó and that of Mn was specific for the Bódva River, however these two rivers were less polluted than Hernád River, especially the Bódva River. However, it is important to highlight that these differences were experienced mainly in the case of gills which could indicate that these results were influenced by a recent heavy metal pollution in Hernád River. At the same time, similar differences were experienced in the case of muscle and liver as well, which indicate that there were regular heavy metal pollutions in Hernád River. The heavy metal pollution status of Water System of Sajó River is also under-researched, however, Fleit and Lakatos (2003) described that there were Cd and Cu pollutions (Lakatos et al. 2003). During the mid-twentieth Sajó River was one of the most polluted watercourses in Middle Europe, especially in the case of Cd, Hg and Zn (Wajandt & Bancsi 1989). According to opinion of Harka (1992) Sajó River was the most polluted river in Hungary in the early 1990s, Hernád River was moderately polluted, and Bódva River was less polluted. These facts were confirmed by the fish faunistic results as well. Nowadays, the Sajó River is less polluted (Harka et al. 2007, Csipkés et al. 2014), and the ecological status of Hernád River based on fish communities is good (Szepesi et al. 2015). This phenomenon also showed that though the taxonomical and functional composition of fish assemblage of a watercourse indicate a good ecological status, it cannot indicate that there are no trace element pollutions there. If the concentrations of trace elements do not exceed their lethal concentrations, fish will not die, but at the same time, these elements will accumulate in organisms (especially in organisms with higher trophic levels), therefore these pollutions can also be dangerous. However, confirmation of these phenomenon needs further investigations.

Based on the microchemistry data of chubs inhabiting Zagyva River and the adjacent sections of Tisza River, there were significant differences among the data groups. However, results showed that Zagyva River had no significant effects on the heavy metal pollution status of Tisza River. There are several mechanisms which could

cause this phenomenon. Zagyva River is the only one river of the examined tributaries which do not originate from foreign land. The characteristics of upper Zagyva are very different than that of upper Szamos, therefore it is less polluted. It was a positive result, that the lower Zagyva were also less contaminated based on trace element concentrations of tissues of chub which indicates that there are no notable pollutions along the Zagyva River. However, Cd, Co and Cr concentrations of chubs from Zagyva River were significantly higher than that from Tisza River. At the same time several heavy metal's concentrations were significantly higher: Al which originated from the Water System of Sajó River; Ba, Cu, Pb, Sr (which originated from Szamos River) and Zn. The phenomenon mentioned above could be due to the relative size of Zagyva River, because its water runoff is lower than that of Szamos River or Bodrog River. However, Cd, Co and Cr pollutions of Zagyva River had effects on the trace element patterns of chub inhabiting the section of Tisza below Zagyva. Wajandt and Bancsi (1989) described that in the 1980s there were no notable heavy metal pollutions in the Zagyva River compared to the adjacent rivers based on the water and sediment chemistry data. Lakatos et al. (2003) analyzed the sediment of the Zagyva River near Újszász, and they did not find any notable pollution as well.

Based on the trace element concentrations of chub living in the Water System of Körös River and in the adjacent sections of Tisza River there were significant differences among the data groups. According to our results, Water System of Körös River had significant effect on the toxicological status of Tisza River. Among the rivers of Körös system, higher concentrations of Al, Ba, Cd, Co and Sr were found in the case of Fehér-Körös, and higher concentrations of Mn was measured in the case of Fekete-Körös. At the same time, significantly higher concentrations of Cu, Ni, Pb and Sr of tissues of chubs from Tisza River were measured than those from Körös River System. Higher pollution status of Tisza above Körös was confirmed by the water chemistry and MPI results as well. In case of some elements, Fehér-Körös and Berettyó were more polluted, but it was probably due to a recent pollution event. Contrary to the expectations, Sebes-Körös, Fekete-Körös and Hármas-Körös were less polluted than Tisza River. Based on our results, Hármas-Körös lowered the pollution level of Tisza River, because concentrations of several elements and MPI values were significantly lower in chubs from Tisza below Körös than those from Tisza above Körös. According to the literature data, heavy metal pollution status of Water System of Körös River is also under-researched. Fleit and Lakatos (2003) described that concentrations of trace elements generally decreased from the Upper Tisza to the Lower Tisza, maybe due to the diluting effects of less polluted water of Körös River. Wajand and Bancsi (1989) in the 1980s described based on water and sediment chemistry data that Körös System is the less polluted with heavy metals in the Hungarian part of Water System of Tisza River.

Based on the trace element patterns of chubs inhabiting the Maros River and adjacent sections of Tisza River there were significant differences among the data of sampling sites. Based on our results, Maros River had significant effects on toxicological status of Tisza River. Generally, higher concentrations of Cr, Pb, Mn and Ni were measured in the case of Tisza River, while higher Cd, Co, Fe and Li concentrations were observed in the case of Maros River. Concentrations of those elements of tissues of chub from Tisza below Maros were significantly higher than those

from Tisza above Maros which indicate the effects of pollution of Maros River on water quality of Tisza River. Heavy metal concentrations were mainly high in gills and liver of chubs from Maros River. This phenomenon could indicate a recent pollution event along the Maros River. This can be confirmed by the pollution event of Cupru Min mine at Geamăna in 2017 when water and sediment polluted by heavy metals flownto the Maros River through Arieş River. However, based on the water and sediment chemistry data, there were no notable pollution in the case of Maros River, it was known that the water and sediment escaped from the mine were contaminated mainly with cadmium. Our results confirmed this phenomenon, because cadmium concentrations were significantly higher in chubs from Maros River than those from Tisza River. The literature data also showed that there were notable pollutions along the Maros River due to mining activities. Wajand and Bancsi (1989) described that Maros River had significant effect on the pollution status of Lower Tisza, especially in the case of Cu and Cd. Nagy et al. (2003), Fleit & Lakatos (2003) also confirmed this phenomenon, they described notable Pb and Cd pollutions of Maros River. Kovács and Kiss (2010) based on the investigation of heavy metal patterns of different fish species highlighted that there were recent pollutions in the Maros River, especially in the case of Cd, Pb, Ni, Cu and Zn.

Generally, the trace element concentrations of muscle of chubs living in the Water System of Tisza River did not exceed the prescribed MACs. However, some elements' concentrations were over the MACs, e.g. in the case of Tisza below and above Sajó, Hernád River, Upper and Lower Sajó, and Bódva River. However, the consumption of gills and liver of chub living in the Water System of Tisza River is not recommended based on our results.

4.2. Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub

Both our results and earlier studies have demonstrated that metals deriving from industrial, mining and agricultural activities have serious impacts in the River Szamos. especially with Cu, Cr, Mn, Pb, Sr, and Zn than adjacent rivers. At the same time, our present study and the water chemistry data of the National Environmental Information System of Hungary have also revealed continuous pollution of the River Szamos. Moreover, Cu, Pb and Zn concentrations in the water were above the criteria for chronic concentrations set by the USEPA (2017), indicating a considerable degree of contamination with these elements.

The distribution of macroelements (Ca, K, Mg, Na) were found according to their functions in the organism. Generally, the lowest concentrations of macroelements were in the tissues of juveniles, because of various physiological features (Venugopal & Shahidi 1996, Uysal et al. 2008).

Contrary to our hypothesis, only the Cu concentrations in the liver showed an increase with fish age. Higher Cu concentrations in the liver of older chub (age 3+ onward) may be the result of their predominantly piscivorous feeding (Djedjibegovic et al. 2012). In the muscle of chub Cr, Fe, Mn and Zn were negatively correlated with fish age, and differed significantly among feeding groups. Earlier studies demonstrated a considerable degree of continuous pollution of these elements along the River Szamos

(e.g. Óvári et al. 2004, Woelfl et al. 2006, Málnás et al. 2014, Simon et al. 2017). According to the water chemistry data of the National Environmental Information System of Hungary, there have been recent contaminations involving Cr, Fe and Zn, because concentrations of these elements were about 2–10 times higher than they had been in previous years. Similarly to our results, negative correlations between Mn and Zn concentrations in muscle and fish size/age were also found in the study by Djikanović et al. (2016), in the case of nase from the Medjuvršje Reservoir (Republic of Serbia). The Medjuvršje Reservoir had been contaminated by Mn and Zn in the year of the study (Djikanović et al., 2016), which implies a potential bioindicator capacity of juvenile fish in monitoring recent environmental trace element pollution events.

In all examined tissues of chub, Pb was negatively correlated with fish age, and its concentration in juveniles was significantly higher than that of older groups. Similar results were found in different fish species by several authors (e.g. Demirak et al. 2006, Merciai et al. 2014, Ndimele et al. 2017). The occurrence of higher concentrations of Pb in juveniles could be assigned to both high metabolic rate and inadequately developed toxic metal neutralization mechanisms in younger fish (Kljaković Gašpić et al. 2002, Jia et al. 2017). The higher Pb concentration in juveniles might be also caused by a recent pollution event. The Pb concentration of the water of the Szamos was approximately 14 times higher in 2013 than that in previous years, based on data from the National Environmental Information System of Hungary. This recent pollution incident affected all fish, but that effect on juveniles was the most pronounced due to the phenomena mentioned above. According to this phenomenon, the microchemistry pattern of the tissues of juveniles can be used as a bioindicator of recent pollution events, not only for essential, but also for non-essential trace elements.

The data from the literature and our results also showed that muscle is the tissue with the lowest concentration of the majority of trace elements (Djikanović et al. 2016, Jia et al. 2017). According this phenomenon, fish muscle is not sufficient to indicate trace elemental contamination in the whole fish body, due to its weak accumulating potential (Jia et al. 2017). In spite of this, in recent years, a considerable number of studies on trace element contamination in fish muscle have been published, since fish muscle is the main part of the fish consumed by humans (Jia et al. 2017, Subotić et al. 2013a, b, Yancheva et al. 2015). Furthermore, this present study has demonstrated that the trace element pattern of muscle is the most variable among the different age groups of fish, as a results of several mechanisms (e.g. specific diet). Therefore, monitoring the trace element pattern of fish muscle is equally important.

Concentrations and BCF values of the majority of examined trace elements (Cd, Cr, Cu, Fe and Pb) were the highest in the liver, which implied that an examination of the liver is also important. In spite of this, trace element concentrations in the liver did not differ among the feeding groups of chub, as much as they did in the case of muscle.

A few differences in the trace element concentrations were observed in gills among the feeding groups, as the pattern of trace elements in gills is accounted for by the habitat preference (Subotić et al. 2013a). Although the diet of chub alters during its life-span, the habitat preference is permanent, because chub is a pelagic fish species of riverine habitats (Kottelat & Freyhof 2007). The highest concentrations and BCF values of Mn, Sr and Zn were observed in gill samples because these elements are mainly taken up

from water via gills, rather than by feeding (Jia et al. 2017, Subotić et al. 2013a, b). This phenomenon indicated that an examination of gills is also important in monitoring accumulated trace elements in fish.

We hypothesized that trace element concentrations in different feeding groups of chub may be different. This hypothesis was confirmed: the trace element concentration pattern of different feeding groups of chub differed, especially in the cases of muscle and liver. We also hypothesized that the trace element concentrations would be higher in older groups than in younger ones. However, this hypothesis was not confirmed by the results: concentrations of most trace elements were higher in juveniles, and the concentrations of certain elements also showed negative correlations with fish age, especially in the case of muscle. Higher trace element concentrations in juveniles, and therefore a significant negative correlation between fish size and accumulated element concentrations, have also been reported by several authors (Merciai et al. 2014, Jia et al. 2017, Ndimele et al. 2017). There are several mechanisms which could cause this phenomenon. Chub is a relatively large fish species, and its growth is relatively fast in the first years (Vlach et al. 2005), therefore tissue growth could be more rapid than trace element intake (Ndimele et al. 2017). On the one hand, several authors hypothesized that the lipid content of tissues has a relative dilution effect (Braune et al. 1999, Farkas et al. 2003), therefore the lower fat content of juveniles tissue could cause higher trace element concentrations in their body than is the case with adults (Merciai et al. 2014). On the other hand, lipid as a percentage of body weight reaches its peak at the end of the main feeding period – autumn - and so in November this relative dilution effect in adults can also explain this phenomenon (Farkas et al. 2003). Furthermore, the metabolic rate of fish is size-specific and the relative metabolic rate of juveniles is higher (Newman & Doubet 1989), therefore both the food intake and the relative quantity of respiratory water passing through the gills (as the main sources of trace elements) are higher in juveniles. Higher trace element concentrations in juveniles may also occur as a result of the inadequately developed detoxification mechanisms in young fish (Ndimele et al. 2017). The specific diets of different feeding groups of chub is also important. Juveniles feed mainly – and continuously - on phyto- and zooplankton, and according to published data, high amounts of trace elements can accumulate in green algae and diatoms (Bácsi et al. 2015, González-Dávila et al. 2000, Novák et al. 2014). According to data from the National Environmental Information System of Hungary, the trace element pollution in the River Szamos was higher in 2013 than in the previous years, especially in the case of Cr, Fe, Pb and Zn. Furthermore, the relative trace element exposure of juveniles was higher than that of adults due mainly to higher metabolic rate. In addition, other factors could also have influenced this phenomenon, e.g. changes in body surface-volume ratio during growth, or even faster short-term uptake by juveniles (Merciai et al. 2014, Jia et al. 2017). Finally, many of these factors are likely to interact (Merciai et al. 2014). According to the phenomena mentioned above, the bioaccumulation patterns of trace elements in juveniles can be utilized as an effective bioindicator of recent environmental trace element contamination (Jia et al. 2017). A recent pollution event can cause a relatively higher exposure over the entire life-span of juveniles, than is the case in older specimens (Merciai et al. 2014). Moreover, juvenile chub are primary/secondary consumers in the aquatic food web, because they feed mainly on phytoplankton and

zooplankton, therefore trace elements can be accumulated earlier in their organs than is the case in piscivorous, tertiary consuming adults (Croteau et al. 2005).

In the case of muscle, the mean concentrations of Cd and Pb in juveniles were over the prescribed MACs. The trace element concentrations in the muscle of larger specimens did not exceed MACs. Trace element concentrations in the gills and liver exceeded the prescribed MACs several fold in the cases of all feeding groups; consequently, consumption of the inner organs (e.g. gill and liver) of chub from the River Szamos is not recommended, according to prescribed MACs.

5. New scientific findings

- We have firstly analyzed the trace element pollution of the Water System of Tisza River based on the trace element pattern of different tissues (muscle, gills, and liver) of chub. We have described that trace element concentration of the muscle of chub inhabiting the Water System of Tisza River did not exceed the prescribed maximum acceptable concentrations, except the Water System of Sajó River, and the Tisza River below and above the estuary of Sajó. At the same time, the regular consumption of gills and liver of chubs is not recommended.
- We have found that there are recent pollutions in the Water System of Tisza River especially through the Szamos River, Bodrog River, Sajó River, and Maros River. Zagyva River did not have significant effect on the Tisza River. The Körös River was less polluted than the adjacent rivers.
- With our research, we pointed out that different age and feeding groups of chub differed based on the trace element patterns of tissue, especially in the case of muscle and liver.
- It was found that generally, the highest concentrations of elements can be found in the juveniles, especially in the case of elements, which concentrations were higher in the water in 2013 than those in previous years. According to this phenomenon, the juveniles of chub can be used as a bioindicator of the recent metal pollution.

Irodalomjegyzék/ References

- Antal, L., Halasi-Kovács, B., Nagy, S. A., 2013. Changes in fish assemblage in the Hungarian section of River Szamos/Someş after a massive cyanide and heavy metal pollution. *North-Western Journal of Zoology* 9(1), 131–138.
- Bácsi, I., Novák, Z., Jánószky, M., B-Béres, V., Grigorszky, I., Nagy, S.A., 2015. The sensitivity of two *Monoraphidium* species to zinc - their possible future role in bioremediation. *International Journal of Environmental Science and Technology* 12(8), 2455–2466.
- Balestrieri, A., Prigioni, C., Remonti, L., Sgrosso, S., Priore, G., 2006. Feeding ecology of *Leuciscus cephalus* and *Rutilus rubilio* in southern Italy. *Italian Journal of Zoology* 73(2), 129–135.
- Braun, M., Simon, E., Fábrián, I., Tóthmérész, B., 2009. The effects of ethylene glycol and ethanol on the body mass and elemental composition of insects collected with pitfall traps. *Chemosphere* 77, 1447–1452.
- Braun, M., Simon, E., Fábrián, I., Tóthmérész, B., 2012. Elemental analysis of pitfall-trapped insect samples: effects of ethylene glycol grades. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 143, 89–94.
- Braune, B., Muir, D., DeMarch, B., Gamberg, M., Poole, K., Currie, R., Dodd, M., Duschenko, W., Eamer, J., Elkin, B., Evans, M., Grundy, S., Hebert, C., Johnstone, R., Kidd, K., Koenig, B., Lockhart, L., Marshall, H., Reimer, K., Sanderson, J., Shutt, L., 1999. Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: a review. *Science of the Total Environment* 230, 145–207.
- Caffrey, J.M., Acevedo, S., Gallagher, K., Britton, R., 2008. Chub (*Leuciscus cephalus*): a new potentially invasive fish species in Ireland. *Aquatic Invasions* 3(2), 201–209.
- Canpolat, Ö., Çalta, M., 2003. Heavy metals in some tissues and organs of *Capoeta capoeta umbla* (Heckel, 1843) fish species relation to body size, age, sex and seasons. *Fresenius Environmental Bulletin* 12(9), 961–966.
- Carrasco, L., Benejam, L., Benito, J., Bayon, J.M., Díez S.S., 2011. Methylmercury levels and bioaccumulation in the aquatic food web of a highly mercury-contaminated reservoir. *Environment International* 37, 1213–1218.
- Croteau, M.-N., Luoma, S.N., Stewart, A.R., 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology and Oceanography* 50(5), 1511–1519.
- Csipkés, R., Szatmári, L., Szepesi, Zs., Harka, Á., 2014. Újabb adatok a Sajó halfaunájáról. *Pisces Hungarici* 8, 61–68.
- Demirak, A., Yilmaz, F., Levent Tuna, A., Özdemir, N., 2006. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. *Chemosphere* 63, 1451–1458.
- Djedjibegovic, J., Larssen, T., Skrbo, A., Marjanović, A., Sober, M., 2012. Contents of cadmium, copper, mercury and lead in fish from the Neretva river (Bosnia and Herzegovina) determined by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). *Food Chemistry* 131, 469–476.
- Djikanović, V., Skorić, S., Jarić, I., Lenhardt, M., 2016. Age-specific metal and accumulation patterns in different tissues of nase (*Chondrostoma nasus*) from the Medjuvršje Reservoir. *Science of the Total Environment* 566–597, 185–190.
- Dragun, Z., Raspor, B., Podrug, M., 2007. The influence of the season and the biotic factors on the cytosolic metal concentrations in the gills of the European chub (*Leuciscus cephalus* L.). *Chemosphere* 69, 911–919.
- European Union (EU), 2008. Commission Regulation (EC) No.629/2008. Setting maximum levels for certain contaminants in food stuffs. *Official Journal of the European Union* L 173.
- FAO of the United Nations, 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. *FAO Fishery Circular*, No. 464, Rome, Italy
- Farkas, A., Salánki, J., Specziár, A., 2003. Age- and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low contaminated site. *Water Research* 37, 959–964.
- Fleit, E., Lakatos, Gy., 2003. Accumulative heavy metal patterns in the sediment and biotic compartments of the Tisza watershed. *Toxicology Letters* 140(141), 323–332.

- González-Dávila, M.J., Santana-Casiano, M., Laglera, L.M., 2000. Copper adsorption in diatom cultures. *Marine Chemistry* 70(1–3), 161–170.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4(1), 9.
- Harka, Á., 1992. Adatok a Sajó és Hernád vízrendszerének halfaunájáról. *Állattani Közlemények* 78, 33–39.
- Harka, Á., Szepesi, Zs., Halasi-Kovács, B., 2007. A vízminőség javulásának hatása a Sajó magyar szakaszának halfaunájára. *Pisces Hungarici* 2, 51–64.
- Hermenean, A., Damache, G., Albu, P., Ardelean, A., Ardelean, G., Ardelean D.P., Horge, M., Nagy, T., Braun, M., Zsuga, M., Kéki, S., Costache, M., Dinischiotu, A., 2015. Histopathological alterations and oxidative stress in liver and kidney of *Leuciscus cephalus* following exposure to heavy metals in the Tur River, North Western Romania. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 119, 198–205.
- IBM Corp. Released, 2011. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- Ivanciuc, T., Ivanciuc, O., Klein, D.J., 2006. Modeling the bioconcentration factors and bioaccumulation factors of polychlorinated biphenyls with posetic quantitative super-structure/activity relationships (QSSAR). *Molecular Diversity* 10, 133–145.
- Jia, Y., Kong, Q., Yang, Z., Wang, L., 2016. Accumulation behavior and risk assessment of heavy metals and arsenic in tissues of white bream (*Parabramis pekinensis*) from the Xiang River, southern China. *Environ Sci Pollut Res* 23(24), 25056–25064.
- Jia, Y., Wang, L., Qu, Z., Wang, C., Yang, Z., 2017. Effects on heavy metal accumulation in freshwater fishes: species, tissues, and sizes. *Environmental Science and Pollution Research* 24(10), 9379–9386.
- Ju, Y.-R., Chen, C.-W., Chen, C.-F., Chuang, X.-Y., Dong, C.-D., 2017. Assessment of heavy metals in aquaculture fishes collected from southwest coast of Taiwan and human consumption risk. *International Biodeterioration & Biodegradation* 124, 314–325.
- Kljaković Gašpić, Z., Zvonarić, T., Vrgoč, N., Odžak, N., Barić, A., 2002. Cadmium and lead in selected tissues of two commercially important fish species from the Adriatic Sea. *Water Research* 36(20), 5023–5028.
- Kottelat, M., Freyhof, J., 2007. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Kovács, E., Kiss, T. 2010. Nehézfém bioakkumuláció marosi halakban: Potenciális környezeti veszélyforrás a Maros mentén élőkre? *Hidrológiai Közlöny* 90(5), 51–54.
- Krasnići, N., Dragun, Z., Erk, M., Raspor, B., 2013. Distribution of selected essential (Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Se, and Zn) and nonessential (Cd, Pb) trace elements among protein fractions from hepatic cytosol of European chub (*Squalius cephalus* L.). *Environmental Science and Pollution Research* 20, 2340–2351.
- Lakatos, Gy., Fleit, E., Mészáros, I., 2003. Ecotoxicological studies and risk assessment on the cyanide contamination in Tisza river. *Toxicology Letters* 140–141, 333–342.
- Lenhardt, M., Markovic, G., Gacic, Z., 2009. Decline in the index of biotic integrity of the fish assemblage as a response to reservoir aging. *Water Resources Management* 23, 1713–1723.
- Lenhardt, M., Jarić, I., Višnjić-Jeftić, Ž., Skorić, S., Gačić, Z., Pucar, M., Hegediš, A., 2012. Concentrations of 17 elements in muscle, gills, liver and gonads of five economically important fish species from the Danube River. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 407, 02.
- Lenhardt, M., Poleksić, V., Vuković-Gačić, B., Rašković, B., Sunjog, K., Kolarević, S., Jarić, I., Gačić, Z., 2015. Integrated use of different fish related parameters to assess the status of water bodies. *Slovenian Veterinary Research* 52, 5–13.
- Liu, L., Li, Y., Coelhan, M., Chan, H.M., Ma, W., Liu, L., 2016. Relative developmental toxicity of short-chain chlorinated paraffins in Zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Environmental Pollution* 219, 1122–1130.
- Liu, J., Cao, L., Dou, S., 2019: Trophic transfer, biomagnification and risk assessments of four common heavy metals in the food web of Laizhou Bay, the Bohai Sea. *Science of The Total Environment*, 670, 508–522.

- Málnás, K., Harangi, S., Balogh, Zs., Baranyai, E., Braun, M., Dévai, Gy., Simon, E., 2014. Nehézfém analitikai vizsgálatok a Felső-Tisza és a Szamos folyó hazai szakaszán. *Hidrológiai Közlöny* 94 (5–6), 62–64.
- Marković, G.S., Simić, V.M., Ostojić, A.M., Simić, S.B., 2007. Seasonal variational in nutrition of chub (*Leuciscus cephalus* L., Cyprinidae, Osteichthyes) in one reservoir of West Serbia. *Zbornik Matice srpske za prirodne nauke / Proc. Nat. Sci. Matica Srpska Novi Sad* 112, 107–113.
- Marshall, A.C., Paul, J.S., Brooks, M.L., Duram, L.A., 2016. Anglers' perceptions and fish consumption risks in the Lower Tisza River Basin. *Exposure and Health* 9, 97–211.
- Merciai, R., Guasch, H., Kumar, A., Sabater, S., García-Berthou, E., 2014. Trace metal concentration and fish size: Variation among fish species in a Mediterranean river. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 107, 154–161.
- Miracle, A.L., Ankley, G.T., 2005. Ecotoxicogenomics: linkages between exposure and effects in assessing risks of aquatic contaminants to fish. *Reproductive Toxicology* 19, 321–326.
- Nagy, S. A., Dévai, Gy., Czégény, I., 2000. Javaslat egy új mutató, a veszélyeztetettségi állapot (perniciozítás) bevezetésére a vízminősítésben és a halászatbiológiában. *Halászatfejlesztés* 24, 184–191.
- Nagy, S. A., Kovács, P., Dévai, Gy. Tóth, L., Malejkó, E., Takács, D., 2001. A Tisza ökológiai állapotának értékelése hossz-szervényben végzett halfaunisztikai felmérés, ill. nehézfém-tartalom meghatározására történt szövetgyűjtés alapján. *Halászatfejlesztés* 26, 77–86.
- Nagy, S. A., Czégény, I., Czédli, H., Dévai, Gy., 2002. Adatok a tiszai halfajok nehézfém-tartalmának felméréséhez. *Halászatfejlesztés* 27, 55–62.
- Nagy, S. A., Dévai, Gy., Czégény, I., Czédli, H., Soós, N., 2003. Adatok a Tisza vízrendszerében élő halfajok nehézfém-tartalmának felméréséhez, hossz-szelvényben végzett mintagyűjtés alapján. *Hidrológiai Közlöny* 83, 105–107.
- Ndimele, P.E., Pedro, M.O., Agboola, J.I., Chukwuka, K.S., Ekwu, A.O., 2017. Heavy metal accumulation in organs of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) from industrial effluent-polluted aquatic ecosystem in Lagos, Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment* 189(6), 255.
- Newman, M.C., Doubet, D.K., 1989. Size-dependence of mercury (II) accumulation kinetics in the mosquitofish, *Gambusia affinis* (Baird and Girard). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 18(6), 819–825.
- Novák, Z., Jánószky, M., B-Béres, V., Nagy, S.A., Bácsi, I., 2014. Zinc Tolerance and Zinc Removal Ability of Living and Dried Biomass of *Desmodesmus communis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 93, 676–682.
- Nyeste, K., Dobrocsi, P., Czeglédi, I., Czédli, H., Harangi, S., Baranyai, E., Simon, E., Nagy, S.A., Antal, L., 2019. Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub (*Squalius cephalus*): Juveniles are useful bioindicators of recent pollution. *Ecological Indicators* 101, 1–10.
- Ormerod, S. J., Dobson, M., Hildrew, A. G., Townsend, C. R., 2010. Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55, 1–4.
- Óvári, M., Mages, M., Woelfl, S., von Tümpling, W., Kröpfl, K., Záray, Gy., 2004. Total reflection X-ray fluorescence spectrometric determination of element inlets from mining activities at the upper Tisza catchment area, Hungary. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* 59(8), 1173–1181.
- Simon, E., Kis, O., Jakab, T., Kolozsvári, I., Málnás, K., Harangi, S., Baranyai, E., Miskolczi, M., Tóthmérész, B., Dévai, Gy., 2017. Assessment of contamination based on trace element concentrations in *Gomphus flavipes* (Odonata: Insect) larvae of the Upper Tisza Region. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 136, 55–61.
- Subotić, S., Spasić, S., Višnjić-Jeftić, Ž., Hegediš, A., Krpo-Četković, J., Mićković, B., Skorić, S., Lenhardt, M., 2013a. Heavy metal and trace element bioaccumulation in target tissues of four edible fish species from the Danube River (Serbia). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 98, 196–202.
- Subotić, S., Ž. Višnjić Jeftić, Ž., Spasić, S., Hegediš, A., Krpo-Četković, J., Lenhardt, M., 2013b. Distribution and accumulation of elements (As, Cu, Fe, Hg, Mn, and Zn) in tissues of fish species

- from different trophic levels in the Danube River at the confluence with the Sava River (Serbia). *Environmental Science and Pollution Research* 20, 5309–5317.
- Szepesi, Zs., Csipkés, R., Hajdú, J., Györe, K., Harka, Á., 2015. A Hernád/Hornád halfaunája és a folyó halközösségeinek térbeli mintázata. *Pisces Hungarici* 2015, 31–38.
- Tesch, F.W., 1968. Age and growth, in: Ricker, W.E., (Ed.), *Methods for assessment of fish production in freshwaters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 93–123.
- Tribskorn, R., Telcean, I., Casper, H., Farkas, A., Sandu, C., Stan, G., Colărescu, O., Dori, T., Köhler, H.-R., 2007. Monitoring pollution in River Mureş, Romania, part II: Metal accumulation and histopathology in fish. *Environmental Monitoring and Assessment* 141, 177–188.
- USEPA (2017) National recommended water quality criteria - aquatic life criteria table. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC
- Usero, J., Gozalez-Regalado, E., Graccia, I., 1997. Trace metals in the bivalve molluscs *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic coast of Southern Spain. *Environment International* 23, 291–298.
- Uysal K., Yilmaz, E., Köse, E., 2008. The determination of heavy metal accumulation ratios in muscle, skin and gills of some migratory fish species by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) in Beymelek Lagoon (Antalya/Turkey). *Microchemical Journal* 9(1), 67–70.
- Venugopal, V., Shahidi, F., 1996. Structure and composition of fish muscle. *Food Reviews International* 12, 175–197.
- VITUKI, 2002. Joint Danube Survey: Investigation of the Tisza River and its tributaries. Budapest, Magyarország.
- Vlach, P., Dušek, J., Švátora, M., Moravec, P., 2005. Growth analysis of chub, *Leuciscus cephalus* (L.), and dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), in the Úpoř stream using growth data of recaptured marked fish. *Czech Journal of Animal Science* 50(7), 329–339.
- Wajjandt, J., Bancsi, I., 1989. A Tisza és mellékfolyói vizének nehézfém tartalma. *Hidrológiai Közlöny* 69(2), 83–87.
- Woelfl, S., Mages, M., Óvári, M., Geller, W., 2006. Determination of heavy metals in macrozoobenthos from the rivers Tisza and Szamos by total reflection X-ray fluorescence spectrometry. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* 61(10–11), 1153–1157.
- Yancheva, V., Velcheva, I., Stoyanova, S., Georgieva, E., 2015. Fish in ecotoxicological studies. *Ecologia Balkanica* 7(1), 149–169.
- Yilmaz, F., Özdemir, N., Demirak, A., Levent Tuna, A., 2007. Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*. *Food Chemistry* 100, 830–835.
- Yilmaz, A.B., Yanar, A., Alkan, E.N., 2017. Review of heavy metal accumulation on aquatic environment in Northern East Mediterranean Sea part I: some essential metals. *Reviews on Environmental Health* 32(1–2), 119–163.
- Zhang, I., Wong, M.H., 2007. Environmental mercury contamination in China: Sources and impacts. *Environment International* 33(1), 108–121.
- Zhou, X., Yang, Z., Lou, Z., Li, H., Chen, G., 2019. Endocrine disrupting chemicals in wild freshwater fishes: Species, tissues, sizes and human health risks. *Environmental Pollution*, 244, 462–468.

Publications related to the dissertation



UNIVERSITY of
DEBRECEN

UNIVERSITY AND NATIONAL LIBRARY
UNIVERSITY OF DEBRECEN

H-4002 Egyetem tér 1, Debrecen
Phone: +3652/410-443, email: publikaciok@lib.unideb.hu

Registry number: DEENK/286/2020.PL
Subject: PhD Publication List

Candidate: Krisztián József Nyeste

Doctoral School: Pál Juhász-Nagy Doctoral School of Biology and Environmental Sciences

MTMT ID: 10046231

List of publications related to the dissertation

Foreign language scientific articles in international journals (2)

1. Yancheva, V., Georgieva, E., Stoyanova, S., Velcheva, I., Somogyi, D., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: A histopathological study on the Caucasian dwarf goby from an anthropogenically loaded site in Hungary using multiple tissues analyses.
Acta Zool. 1, 1-16, 2020. ISSN: 0001-7272.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/azo.12310>
IF: 1.375 (2019)
2. **Nyeste, K. J.**, Dobrocsi, P., Czeglédi, I., Czédli, H., Harangi, S., Fehérmé Baranyai, E., Simon, E., Nagy, S. A., Antal, L.: Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub (*Squalius cephalus*): juveniles are useful bioindicators of recent pollution.
Ecol. Indic. 101, 1-10, 2019. ISSN: 1470-160X.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.001>
IF: 4.229

List of other publications

Hungarian scientific articles in Hungarian journals (16)

3. **Nyeste, K. J.**, Somogyi, D., Sallai, Z., Antal, L.: Adatok a tokfélék (*Acipenseridae*) Kárpát-medencei recens előfordulásairól.
Pisces Hung. 14, 107-114, 2020. ISSN: 1789-1329.
4. Tóth, R., Bíró, Z., Farkas, G. B., Zulkipli, N., Somogyi, D., Antal, L., **Nyeste, K. J.**: A Rakamazi-Nagy-morotva halközösségének vizsgálata eltérő mintavételi protokollok alapján.
Pisces Hung. 14, 71-79, 2020. ISSN: 1789-1329.
5. Szepesi, Z., Harka, Á., **Nyeste, K. J.**: Adatok a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) ivadékának növekedéséhez.
Pisces Hung. 13, 33-41, 2019. ISSN: 1789-1329.





6. Szepesi, Z., Harka, Á., **Nyeste, K. J.**: A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) elszaporodásának hatása a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*) állományára az északkelet-magyarországi Eger-patak újonnan kolonizált szakaszán.
Pisces Hung. 13, 95-99, 2019. ISSN: 1789-1329.
7. **Nyeste, K. J.**, Héjja, M. K., Abonyi, T., Simon, S., Nagy, S. A., Antal, L.: A Nagykunsági-főcsatorna halfaunája és halközösség-alapú ökológiai állapotminősítése.
Pisces Hung. 13, 65-74, 2019. ISSN: 1789-1329.
8. Somogyi, D., Farkas, G., Deák, S., Nagy, S. A., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: A ponty (*Cyprinus carpio*) és az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) kondíciójának vizsgálata egy termálvízzel ellátott állóvízi környezetben.
Pisces Hung. 13, 75-80, 2019. ISSN: 1789-1329.
9. **Nyeste, K. J.**, Gyöngy, M., Antal, L.: A feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)) terjedése a Tisza vízgyűjtőjén = Spreading of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the water system of Tisza River.
Pisces Hung. 12, 53-56, 2018. ISSN: 1789-1329.
10. Harka, Á., Szepesi, Z., **Nyeste, K. J.**: A pirapitinga [*Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1818)] első szabadvízi észlelése Magyarországon.
Pisces Hung. 11, 35-39, 2017. ISSN: 1789-1329.
11. **Nyeste, K. J.**, Kati, S., Nagy, S. A., Antal, L.: Az amurgéb (*Perccottus glenii*) egy hazai populációjának növekedési sajátosságai.
Pisces Hung. 11, 67-76, 2017. ISSN: 1789-1329.
12. Fazekas, D., Sólyom, N., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: Antropogén beavatkozások hatása az Öreg-Túr halfaunájára.
Pisces Hung. 10, 51-56, 2016. ISSN: 1789-1329.
13. Fazekas, G., Abonyi, T., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: A Sajó menti kisvízfolyások halfaunájának természetvédelmi és ökológiai értékelése.
Pisces Hung. 10, 63-70, 2016. ISSN: 1789-1329.
14. Tamás, V., **Nyeste, K. J.**, Papp, G., Antal, L.: Újabb adatok a sügér (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) növekedéséhez.
Pisces Hung. 9, 39-44, 2015. ISSN: 1789-1329.
15. Halasi-Kovács, B., Papp, G., Posta, T., **Nyeste, K. J.**: A bodorka (*Rutilus rutilus*), a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) és a dévérkeszeg (*Abramis brama*) populációinak ökológiai státusza és növekedése a Tisza-tóban.
Pisces Hung. 8, 89-96, 2014. ISSN: 1789-1329.
16. **Nyeste, K. J.**, Mozsár, A., Antal, L.: Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) növekedésének vizsgálata a Rakamaz-Tiszanagyfalui-Nagy-morotván.
Pisces Hung. 8, 83-88, 2014. ISSN: 1789-1329.





17. Harka, Á., **Nyeste, K. J.**, Nagy, L., Erős, T.: Biborsügerek (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) a Hévízi-tó termálvizében.
Pisces Hung. 8, 29-34, 2014. ISSN: 1789-1329.
18. Harka, Á., Antal, L., Mozsár, A., **Nyeste, K. J.**, Szepesi, Z., Sály, P.: Az amurgéb (*Perccottus glenii*) növekedése a Közép-Tisza vidékén.
Pisces Hung. 6, 55-58, 2012. ISSN: 1789-1329.

Foreign language scientific articles in Hungarian journals (1)

19. Molnár, K., **Nyeste, K. J.**, Székely, C.: Parasitology is a tool for identifying the original biotope of the gibel carp (*Carassius auratus gibelio* Berg, 1932) = Parazitológiai bizonyítékok az ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio* Berg, 1932) eredetéről.
Pisces Hung. 12, 87-94, 2018. ISSN: 1789-1329.

Foreign language scientific articles in international journals (5)

20. Sándor, D., Gyöngy, M., **Nyeste, K. J.**, Czeglédi, I., Székely, C., Buchmann, K., Cech, G.: Digenean *Holostephanus* (Trematoda: Digenea: Cyathocotylidae) metacercariae in common carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) muscle: zoonotic potential and sensitivity to physico-chemical treatments.
J. Helminthol. 94 (e117), 1-8, 2020. ISSN: 0022-149X.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0022149X1900110X>
IF: 1.54 (2019)
21. Sellyei, B., Cech, G., Varga, Á., Molnár, K., Székely, C., Somogyi, D., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: Infection of the Carpathian brook lamprey (*Regan, 1911*) with a dermocystid parasite in the Tisza River Basin, Hungary.
J. Fish Dis. Epub, 1-7, 2020. ISSN: 0140-7775.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/jfd.13259>
IF: 2.318 (2019)
22. Stoyanova, S., Georgieva, E., Velcheva, I., Iliev, I., Vasileva, T., Bivolarski, V., Tomov, S., **Nyeste, K. J.**, Antal, L., Yancheva, V.: Multi-Biomarker Assessment in Common Carp (*Cyprinus carpio*, Linnaeus 1758) Liver after Acute Chlorpyrifos Exposure.
Water. 12 (6), 1-19, 2020. EISSN: 2073-4441.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/w12061837>
IF: 2.544 (2019)
23. Stoyanova, S., **Nyeste, K. J.**, Georgieva, E., Uchikov, P., Velcheva, I., Yancheva, V.: Toxicological impact of a neonicotinoid insecticide and an organophosphorus fungicide on bighead carp (*Hypophthalmichthys nobilis* Richardson, 1845) gills: a comparative study.
North-West. J. Zool. 16 (1), 1-10, 2020. ISSN: 1584-9074.
IF: 0.75 (2019)





24. **Nyeste, K. J.**, Kati, S., Nagy, S. A., Antal, L.: Growth features of the Amur sleeper *Perccottus glenii* (Actinopterygii: Odontobutidae), in the invaded Carpathian basin, Hungary.
Acta Ichthyol. Piscat. 47 (1), 33-40, 2017. ISSN: 0137-1592.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3750/AIEP/01977>
IF: 0.708

Other journal articles (22)

25. **Nyeste, K. J.**, Somogyi, D., Sallai, Z., Antal, L.: A lápi póc (*Umbra krameri*) élőhelyei a Borsodisíkon.
Halászat. 113 (2), 15, 2020. ISSN: 0133-1922.
26. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: A lápi póc (*Umbra krameri*) újabb előfordulási adatai a Dongéri-főcsatornán.
Halászat. 113 (3), 86, 2020. ISSN: 0133-1922.
27. **Nyeste, K. J.**, Sallai, Z., Halasi-Kovács, B.: Az amurgéb (*Perccottus glenii*) megjelenése a Berettyó bal oldali mellékvízeiben.
Halászat. 113 (2), 14, 2020. ISSN: 0133-1922.
28. **Nyeste, K. J.**, Somogyi, D.: Kecskerák (*Astacus leptodactylus*) a Nagykunsági-főcsatornából.
Halászat. 113 (1), 14-14, 2020. ISSN: 0133-1922.
29. Somogyi, D., **Nyeste, K. J.**: Kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus*) a Hortobágy-Berettyóból.
Halászat. 113 (1), 14-14, 2020. ISSN: 0133-1922.
30. **Nyeste, K. J.**, Somogyi, D.: Feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) a kőszüllő (*Sander volgensis*) gyomrából.
Halászat. 112 (2), 51-51, 2019. ISSN: 0133-1922.
31. **Nyeste, K. J.**: A feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) megtelepedése a Nagykunsági-főcsatornában.
Halászat. 111 (1), 23, 2018. ISSN: 0133-1922.
32. **Nyeste, K. J.**, Gyöngy, M.: Cifrarákot (*Orconectes limosus*) evő balinok (*Leuciscus aspius*) a Nagykunsági-főcsatornából.
Halászat. 111 (3), 90, 2018. ISSN: 0133-1922.
33. **Nyeste, K. J.**: Garda (*Pelecus cultratus*) a Nagykunsági-főcsatornából.
Halászat. 111 (2), 45, 2018. ISSN: 0133-1922.
34. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: Garda (*Pelecus cultratus*) és paduc (*Chondrostoma nasus*) a Nyugati-főcsatornából.
Halászat. 111 (4), 123, 2018. ISSN: 0133-1922.
35. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: Homoki küllő (*Romanogobio kesslerii*) a Sebes-Körös hazai szakaszáról.
Halászat. 111 (3), 89, 2018. ISSN: 0133-1922.





36. **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: Kaukázusi törpegéb (Knipowitschia caucasica) a Rakamazi-Nagy-morotvából.
Halászat. 111 (1), 22, 2018. ISSN: 0133-1922.
37. **Nyeste, K. J.**, Gyöngy, M.: Paduc (Chondrostoma nasus) és márna (Barbus barbus) a Tisza-tó abádszalóki medencéjéből.
Halászat. 111 (4), 122, 2018. ISSN: 0133-1922.
38. **Nyeste, K. J.**, Nyíri, K., Molnár, J.: A feketeszájú géb [Neogobius melanostomus (Pallas, 1814)] első észlelése a Tisza vízrendszerében.
Pisces Hung. 11, 89-90, 2017. ISSN: 1789-1329.
39. **Nyeste, K. J.**, Dobronoki, D., Molnár, J.: A Nagykunsági-főcsatorna kezdeti szakaszának halai.
Halászat. 110 (1), 14, 2017. ISSN: 0133-1922.
40. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: Sujtásos kűsz (Alburnoides bipunctatus) a Hármas-Körösből.
Halászat. 110 (2), 18, 2017. ISSN: 0133-1922.
41. **Nyeste, K. J.**, Molnár, J.: Szilvaorrú keszeg (Vimba vimba) a Nagykunsági-főcsatornából.
Halászat. 110 (4), 18, 2017. ISSN: 0133-1922.
42. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: A folyami géb (Neogobius fluviatilis) és a kaukázusi törpegéb (Knipowitschia caucasica) újabb észlelési adatai a Tisza vízrendszerén.
Halászat. 109 (4), 12, 2016. ISSN: 0133-1922.
43. Halasi-Kovács, B., **Nyeste, K. J.**: Néhány friss adat a magyar bucó (Zingel zingel) és a selymes durbincs (Gymnocephalus schraetser) előfordulásáról a Tisza vízrendszerében.
Halászat. 109 (3), 17, 2016. ISSN: 0133-1922.
44. **Nyeste, K. J.**, Fazekas, D., Sólyom, N., Antal, L.: Reofil fajok menedéke az Öreg-Túrban.
Halászat. 109 (4), 12, 2016. ISSN: 0133-1922.
45. Harka, Á., Papp, G., **Nyeste, K. J.**: A Tisza új hala egy törpegébfaj (Knipowitschia sp.).
Halászat. 105 (2), 17, 2012. ISSN: 0133-1922.
46. **Nyeste, K. J.**, Harka, Á.: A tározótér szerepe a Tisza-tó ivadék-utánpótlásában.
Halászat. 104 (1), 10-11, 2011. ISSN: 0133-1922.

Foreign language abstracts (1)

47. **Nyeste, K. J.**, Antal, L., Dobrocsi, P., Czeglédi, I., Czédli, H., Harangi, S., Fehérné Baranyai, E., Simon, E., Nagy, S. A.: Study of elemental concentration in different type of diet juvenile (yoy) fish species in River Szamos.
In: 33rd SIL Congress, July 31, 2016-August 5, 2016 Torino, Italy : Book of abstracts, [s.n.], Torino, 95, 2016.





Informational/educational articles (6)

48. Somogyi, D., Antal, L., **Nyeste, K. J.**: Az Év Hala, a süllő.
Honismeret. 48 (2), 96-98, 2020. ISSN: 0324-7627.
49. Somogyi, D., **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: Az Év Hala, a vörösszárnyú keszeg.
Honismeret. 47 (2), 93-95, 2019. ISSN: 0324-7627.
50. Antal, L., **Nyeste, K. J.**: Az Év Hala, a balin.
Honismeret. 46 (2), 109-111, 2018. ISSN: 0324-7627.
51. **Nyeste, K. J.**, Antal, L.: Az Év Hala, 2017: a harcsa.
Honismeret. 45 (3), 101-103, 2017. ISSN: 0324-7627.
52. Harka, Á., **Nyeste, K. J.**: Álnéven élő halunk - a bíborsügér.
Akvár. mag. 17 (102), 52-54, 2015. ISSN: 1217-9299.
53. **Nyeste, K. J.**, Harka, Á.: Az év hala 2015-ben: a kecsege.
Honismeret. 43 (2), 61-62, 2015. ISSN: 0324-7627.

Total IF of journals (all publications): 13,464

Total IF of journals (publications related to the dissertation): 5,604

The Candidate's publication data submitted to the iDEa Tudóstér have been validated by DEENK on the basis of the Journal Citation Report (Impact Factor) database.

14 October, 2020

