

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ

БИОЛОШКИ ФАКУЛТЕТ

Срђан В. Суботић

**Биоакмулација и биомагнификација
токсичних метала и елемената у
траговима код слатководних риба
различног трофичког нивоа из
Дунава код Београда**

докторска дисертација

Београд, 2015

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF BIOLOGY

Srđan V. Subotić

**Bioaccumulation and biomagnifications
of toxic metals and trace elements in
freshwater fishes from different trophic
levels in the Danube near Belgrade**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2015

МЕНТОРИ:

Др Јасмина Крпо-Ћетковић, ванредни професор,
Универзитет у Београду – Биолошки факултет

Др Жељка Вишњић-Јефтић, научни сарадник,
Универзитет у Београду – Институт за мултидисциплинарна истраживања

ЧЛАНОВИ КОМИСИЈЕ ЗА ПРЕГЛЕД, ОЦЕНУ И ОДБРАНУ:

Др Јасмина Крпо-Ћетковић, ванредни професор,
Универзитет у Београду – Биолошки факултет

Др Жељка Вишњић-Јефтић, научни сарадник,
Универзитет у Београду – Институт за мултидисциплинарна истраживања

Др Слађана Спасић, виши научни сарадник,
Универзитет у Београду – Институт за мултидисциплинарна истраживања

Др Александар Хегедиш, доцент,
Универзитет у Београду – Биолошки факултет, и научни саветник,
Универзитет у Београду – Институт за мултидисциплинарна истраживања

Др Мирјана Ленхардт, научни саветник,
Универзитет у Београду – Институт за биолошка истраживања „Синиша
Станковић“

Датум одбране: _____

ПРЕДГОВОР

Истраживања спроведена током реализације ове докторске дисертације урађена су у оквиру националног пројекта основних истраживања ОИ173045, финансираног од стране Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије.

Велику захвалност дугујем својим менторима, др Јасмини Крпо-Ћетковић, чији су савети и помоћ приликом писања овог доктората значајно уобличио и поправили укупан квалитет дисертације, и др Жељки Вишњић-Јефтић, чија је помоћ приликом обраде узорака и у лабораторији била непроцењива.

Изузетну захвалност дугујем и осталим члановима комисије – др Слађани Спасић, на врхунски одрађеним статистичким тестовима и уобличеним резултатима који чине основу ове дисертације; др Александру Хегедишу, који је ухватио све анализиране врста риба и без чијег доприноса не би ни било овог рада; и др Мирјани Ленхардт, на увек корисним и конструктивним саветима и предлозима који су значајно допринели самој изради и квалитету ове тезе.

На крају захвалио бих се породици на безрезервној и безусловној подршци, током целог школовања, чији је резултат ова докторска дисертација.

Биоаккумуляција и биомагнификација токсичних метала и елемената у траговима код слатководних риба различитог трофичког нивоа из Дунава код Београда

РЕЗИМЕ

Иако је и даље у употреби, термин „тешки метал“ различити аутори дефинишу на различите начине бројним параметрима. Извори загађења тешким металима могу бити природни, али су најчешће антропогени. Ова класа загађивача представља значајну претњу за животну средину и врсте које живе у њој, као и потенцијалну претњу за људско здравље. Најбитнија је опасност коју представљају токсични елементи – арсен, жива, кадмијум и олово. Осим токсичних елемената, и елементи у траговима, као и есенцијални микронутријенти, могу показивати токсична својства ако су присутни у великим концентрацијама.

У овом раду анализирани су концентрације 18 елемената (Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, Zn) у ткивима 11 врста риба – *Esox lucius* (штука), *Alburnus alburnus* (укљева), *Cyprinus carpio* (шаран), *Pelecus cultratus* (сабљар), *Silurus glanis* (сом), *Lota lota* (манић), *Gymnocephalus cernua* (балавац), *Perca fluviatilis* (греч), *Sander lucioperca* (смућ), *Babka gymnotrachelus* (главоч тркач) и *Neogobius melanostomus* (главоч округлак). Основни циљ био је да се установи да ли постоје сличности и/или разлике у биоаккумуляцији елемената у одређеним ткивима код различитих врста. Анализирани врсте су представници различитих трофичких нивоа, што има значајан утицај на биоконцентрацију у ткивима, а може указати и на биомагнификацију појединих елемената дуж трофичког ланца.

Врсте су хватане у периоду између 2010. и 2012. године на два локалитета, између 1168. и 1170. речног километра Дунава у Београду. Ови локалитети су бирани због близине ушћа Саве (која доноси додатно загађење) у Дунав, близине урбаног дела Београда, као и близине пољопривредних површина. Анализа 18 елемената у ткивима риба урађена је помоћу индуктивно спрегнуте плазма-оптичке емисионе спектрометрије (ICP-OES). За одређивање старости јединки коришћене су крљушти, жбице пераја (сом) и отолити (манић).

Узорци мишићног ткива одликују се најмањим бројем статистички значајних разлика између испитиваних врста риба у односу на концентрације елемената. Ово ткиво се такође не одликује највећом концентрацијом било ког елемента, у поређењу са осталим анализираним ткивима. Насупрот томе, у јетри је пронађен већи број статистички значајних разлика. Сличност између мишићног ткива и јетре јесте у чињеници да ни у једном од ових ткива ни код једне врсте није пронађена статистички значајна разлика у односу на концентрацију алуминијума.

Концентрације арсена и живе су, у свим анализираним ткивима, најчешће више у односу на резултате истраживања на другим локалитетима. Ово може бити последица загађености испитиваних локалитета у Дунаву, а у случају арсена објашњење може бити и у природној концентрацији овог елемента у подземним водама и алувијалним формацијама у сливу Дунава.

Линеарна регресија и корелациона анализа указују на позитивну везу између концентрације неких елемената код риба-плена (главочи) и предаторских врста (смуђ, сом), а потврђен је и тренд биомагнификације живе. На основу концентрације елемената у јетри, могуће је функционално одвојити предаторске врсте риба од непредаторских, а на основу концентрације елемената у шкргама, могуће је раздвојити врсте риба према преферираном типу станишта. Већина уочених статистички значајних корелација између концентрације елемената и тежине риба јесу негативне корелације.

Концентрације As, Cd, Cu, Fe и Zn у мишићном ткиву не прелазе прописане вредности МДК ни код једне анализиране врсте. У мишићном ткиву манића, смођа, сома, укљеве и шарана, жива не прелази МДК граничну вредност, што није случај са мишићним ткивом балавца, гречца, сабљара и штуке. Коришћење врста риба код којих концентрација живе прелази МДК границе у исхрани може представљати потенцијалну опасност по људско здравље.

Кључне речи: тешки метали, Дунав, трофички нивои, мишић, јетра, шкрге, биоакумулација, биомагнификација, МДК

Научна област: Екологија

Ужа научна област: Екологија риба, Екотоксикологија

УДК: [[597.5 : 556.53] : 575.854] : [543.2 : 546.1] (043.3)

Bioaccumulation and biomagnifications of toxic metals and trace elements in freshwater fishes from different trophic levels in the Danube near Belgrade

ABSTRACT

Although still in use, the term “heavy metal” is defined in different ways, based on a number of parameters, by different authors. Sources of heavy metal contamination can be natural, yet they are mostly anthropogenic. This class of pollutants poses a significant threat to environment and species living in it, as well as a potential threat to human health. The most significant threat are the toxic elements – arsenic, mercury, cadmium, and lead. Apart from these toxic elements, both trace elements and essential micronutrients can also show toxic properties if present in large concentrations.

The concentrations of 18 elements (Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, Zn) in tissues of eleven fish species – *Esox lucius* (pike), *Alburnus alburnus* (common bleak), *Cyprinus carpio* (common carp), *Pelecus cultratus* (sichel), *Silurus glanis* (catfish), *Lota lota* (burbot), *Gymnocephalus cernua* (ruffe), *Perca fluviatilis* (perch), *Sander lucioperca* (pikeperch), *Babka gymnotrachelus* (racer goby), and *Neogobius melanostomus* (round goby), were analyzed in this study. The principal aim was to find out if there were any similarities and/or differences in element bioaccumulation in assorted tissues of different species. The analyzed species represent different trophic levels, which has a significant impact on bioconcentration in tissues, and it can as well as point to biomagnification of certain elements along the trophic chain.

Species were caught between 2010 and 2012 on two locations, between 1168th and 1170th river kilometer of the Danube River in Belgrade. These locations were selected for their proximity to the confluence of the Sava River (who carries additional pollution) into the Danube, their proximity to the urban area of Belgrade, as well as their proximity to agricultural areas. The analysis of 18 elements in fish tissues was done using an inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES). For the determination of fish age, scales, ray fins (catfish), and otoliths (burbot) were used.

Muscle samples are characterized by the fewest number of statistical differences between analyzed fish species and element concentrations. Moreover, this tissue does not have the highest concentration of any analyzed element, in comparison to other analyzed tissues. Contrary to this, in liver we have found a higher number of statistical differences between analyzed fish species and element concentrations. Similarity between muscle and liver tissues is in the fact that in these tissues there are no statistical differences in aluminum concentration between the fish species.

Concentrations of arsenic and mercury, in all analyzed tissues, were usually higher in comparison to the results from different locations. This can be the result of pollution at the sampling locations in the Danube, and, in the case of arsenic, the explanation could also be the natural concentration of this element in the groundwater and alluvial formations in the Danube basin.

Linear regression and correlation analysis indicate a positive relation between the concentration of some elements in prey fishes (gobies) and predatory fishes (pikeperch, catfish), and the trend of mercury biomagnification is confirmed. Based on the concentration of elements in the liver, it is possible to functionally separate predatory species from non-predatory. Based on the concentration of elements in gills, it is possible to separate fish species based on their preferred habitat type. Most of the detected statistically significant correlations between element concentrations and fish weight were negative correlations.

Concentrations of As, Cd, Cu, Fe, and Zn in muscle tissue do not exceed the prescribed MAC values in any of the analyzed species. In the muscle tissue of burbot, pikeperch, catfish, common bleak, and carp, mercury does not exceed the MAC level, which is not the case with the muscle tissue of ruffe, perch, sichel, and pike. The consumption of the fish species in which the mercury concentration is above the MAC threshold may present a potential risk to human health.

Keywords: heavy metals, Danube, trophic levels, muscle, liver, gills, bioaccumulation, biomagnification, MAC

Scientific field: Ecology

Specific scientific field: Fish ecology, Ecotoxicology

UDK: [[597.5 : 556.53] : 575.854] : [543.2 : 546.1] (043.3)

Садржај

1. Увод	1
1.1. Проблематика терминологије.....	1
1.2. Загађење животне средине неорганским елементима.....	2
1.2.1. Природни извори елемената у животној средини.....	3
1.2.2. Пољопривредни извори елемената у животној средини.....	4
1.2.3. Индустрijски извори елемената у животној средини.....	4
1.2.4. Комунални ефлуенти као извори елемената у животној средини.....	5
1.2.5. Атмосферски извори елемената у животној средини.....	6
1.2.6. Остали извори елемената у животној средини.....	6
1.3. Карактеристике и токсикологија истраживаних елемената.....	7
1.3.1. Алуминијум (<i>Al</i>).....	7
1.3.2. Арсен (<i>As</i>).....	8
1.3.3. Бакар (<i>Cu</i>).....	10
1.3.4. Баријум (<i>Ba</i>).....	11
1.3.5. Бор (<i>B</i>).....	12
1.3.6. Гвожђе (<i>Fe</i>).....	13
1.3.7. Жива (<i>Hg</i>).....	14
1.3.8. Кадмијум (<i>Cd</i>).....	16
1.3.9. Кобалт (<i>Co</i>).....	17
1.3.10. Литијум (<i>Li</i>).....	18
1.3.11. Манган (<i>Mn</i>).....	19
1.3.12. Молибден (<i>Mo</i>).....	20
1.3.13. Никл (<i>Ni</i>).....	21
1.3.14. Олово (<i>Pb</i>).....	22
1.3.15. Селен (<i>Se</i>).....	23
1.3.16. Стронцијум (<i>Sr</i>).....	24
1.3.17. Хром (<i>Cr</i>).....	24

1.3.18. Цинк (Zn).....	25
1.4. Акумулација токсичних метала и елемената у траговима у рибама.....	26
1.4.1. Унос елемената у организам.....	26
1.4.2. Кретање елемената унутар организма.....	27
1.4.3. Екскреција елемената из организма.....	27
1.5. Биоакумулација и биомагнификација.....	28
1.6. Биологија и екологија истраживаних врста.....	30
1.6.1. Штука.....	30
1.6.2. Укљева.....	31
1.6.3. Шаран.....	32
1.6.4. Сабљар.....	34
1.6.5. Сом.....	35
1.6.6. Манић.....	37
1.6.7. Балавац.....	38
1.6.8. Гргеч.....	40
1.6.9. Смуђ.....	42
1.6.10. Главоч тркач.....	43
1.6.11. Главоч округлак.....	44
1.7. Циљеви истраживања.....	46
2. Материјал и методе.....	47
2.1. Опис истраживаног локалитета.....	47
2.2. Параметри квалитета воде.....	49
2.3. Преглед фауне риба на испитиваним локалитетима.....	58
2.4. Припрема препарата.....	59
2.5. Фактор биоконцентрације.....	63
2.6. Одређивање старости јединки.....	64
2.7. Статистичке анализе.....	65
2.7.1. Статистичке анализе I.....	65
2.7.2. Статистичке анализе II.....	66
2.7.3. Статистичке анализе III.....	67
3. Резултати.....	68
3.1. Дужине и тежине тела анализираних врста.....	68

3.2. Анализа концентрација елемената у ткивима предаторских врста (смуђа и сома) и риба плена (шаран и композитни узорак главоча).....	69
3.3. Анализа концентрације елемената у ткивима писциворних (смуђ и сом) и полифагних (шаран и манић) врста.....	75
3.4. Анализа концентрације елемената у ткивима сабљара, балавца и гргеча.....	84
3.5. Анализа концентрације елемената у ткивима укљеве и штуче	93
3.6. Анализа концентрације елемената у ткивима риба различитих узрасних категорија.....	96
3.6.1. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама укљеве.....	97
3.6.2. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама шарана... ..	100
3.6.3. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама сабљара .	103
3.6.4. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама сома	106
3.6.5. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама балавца..	108
3.6.6. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама гргеча	113
3.6.7. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама смуђа	118
3.6.8. Узрасне категорије штуче	121
3.6.9. Узрасне категорије манића.....	122
4. Дискусија.....	123
4.1. Поређења концентрација елемената у ткивима риба	123
4.2. Биомагнификација	139
4.3. Индекс загађења металима.....	140
4.4. Концентрација елемената у јетри и могућа повезаност са исхраном врсте	140
4.5. Концентрација елемената у шкргама и могућа повезаност са стаништем врсте	142
4.6. Фактор биоконцентрације.....	143
4.7. Корелације концентрације елемената са тежином рибе	144
4.8. Однос старости рибе и концентрације елемената.....	145
4.9. Максимална дозвољена концентрација (МДК) елемената у мишићном ткиву истраживаних врста риба	146
5. Закључци.....	148
6. Литература.....	151

1. УВОД

1.1. Проблематика терминологије

Тешки метали представљају значајне загађиваче животне средине пошто њихова токсичност изазива многобројне проблеме са еколошког, еволуционог и нутриционистичког аспекта (Nagajyoti *et al.* 2010), а главне претње по људско здравље повезане су са излагањем олову, кадмијуму, живи и арсену (Järup 2003).

Тешки метал представља метални елемент релативно високе густине који је у малим концентрацијама токсичан, или чак отрован (Nagajyoti *et al.* 2010), и обично се у ову категорију убрајају они метали чија је специфична густина већа од 5 g/cm^3 (иако је арсен металоид, обично се класификује као тешки метал) (Järup 2003).

Другачију номенклатуру предложили су Nieboer & Richardson (1980). Њихов предлог јесте да се термин „тешки метал“ замени класификацијом која дели металне јоне у класе. У класу А јона (донор атома за везивање метала у лигандима јесте кисеоник) спадали би јони калијума, натријума, магнезијума, калцијума, стронцијума, баријума и алуминијума. У прелазну класу спадали би јони хрома, мангана, гвожђа, кобалта, никла, бакра (који је на граници са класом Б), арсена, кадмијума и цинка. Класу Б (донор атома за везивање метала у лигандима јесте азот или сумпор), између осталих, чине жива и олово.

Duffus (2002) предлаже одбацивање класификације „тешких метала“ услед недостатка термилошке или научне заснованости, а из разлога непостојања повезаности између густине елемента и токсичности/екотоксичности. Предлог је да се метали и њихова једињења класификују искључиво на основу хемијских карактеристика, пошто би оваква класификација омогућила интерпретацију биохемијских основа токсичности. Такође, оваква класификација би дала рационалну основу за одређивање који метални јони или једињења могу бити токсични.

Разумевање термина „биодоступност“ кључно је за процену потенцијалне токсичности метала и њихових једињења. Биодоступност зависи од биолошких параметара као и од физичко-хемијских карактеристика метала, њихових јона и њихових једињења (Duffus 2002).

Главни елементи (*енгл.* major elements) и елементи у траговима (*енгл.* trace elements) представљају саставне делове биљног и животињског света. Елементи у траговима могу се поделити на есенцијалне и неесенцијалне, при чему неесенцијални обухватају и токсичне (Nagajyoti *et al.* 2010).

Елементи у траговима дефинишу се као елементи који су присутни у ниским концентрацијама (1 mg/kg или мање) у организмима. Неки елементи у траговима јесу есенцијални (попут бакра, бора, гвожђа, кобалта, мангана, молибдена, селена и цинка) и називају се микронутријенти. Неки други елементи у траговима, попут арсена, живе, никла, олова или хрома, имају токсичне ефекте на живе организме (He *et al.* 2005).

1.2. Загађење животне средине неорганским елементима

Загађивачем се може сматрати било која супстанца која изазива неповољне ефекте на животну средину (Nagajyoti *et al.* 2010).

Хемијски и биохемијски процеси утичу на покретљивост и доступност елемената. У ове процесе спадају преципитација, растварање, адсорпција, дисоцијација, оксидо-редуктивне реакције итд. (He *et al.* 2005). Људске активности постају битни посредници у геохемијском кружењу елемената (Chen *et al.* 2005), а акватична средина најчешће представља крајњи реципијент загађења елементима (Velma *et al.* 2009). Антропогени извори елемената превазишли су природне биогеохемијске циклусе у многим екосистемима (Nriagu 1988).

Извори загађења површинских вода могу да буду локализовани или нелокализовани. У локализованне изворе (*енгл.* point source) могу спадати ефлуенти канализације или индустријске отпадне воде. Загађење из

нелокализованих извора (*енгл.* nonpoint source) настаје када киша, отопљени снег или вода за наводњавање својим отицањем спирају загађиваче са копна и таложе их у реке, језера или приобалне воде (Wu & Chen 2013).

Извори елемената у животној средини (Nagajyoti *et al.* 2010) могу се поделити на:

- 1) природне изворе,
- 2) пољопривредне изворе,
- 3) индустријске изворе,
- 4) комуналне ефлуенте,
- 5) атмосферске изворе, и
- 6) остале изворе.

1.2.1. Природни извори елемената у животној средини

Најбитнији природни извор елемената јесте геолошка матична стена, а састав и концентрација елемената из овог извора зависи од типа стене, абиотичких услова средине и процеса атмосферског деловања на стене (Nagajyoti *et al.* 2010). У неким областима са хетерогеним литолошким саставом удео елемената који се ослобађају на овај начин може бити високо варијабилан (Mісó *et al.* 2006).

Cannon *et al.* (1978) су дали преглед концентрација различитих елемената у различитим типовима стена. Базалтне магматске стене имају велики удео никла, хрома и цинка. Гранитне магматске стене имају мањи удео ових елемената али нпр. већи удео олова. Шкриљци и глина имају велики удео бакра, никла, хрома и цинка. Црни шкриљци имају много већи удео бакра и молибдена од претходно поменутих стена.

Расуна (1986) је дао преглед светске емисије елемената из природних извора. У ове изворе сврстао је прашину ношену ветром, вулканске честице, шумске пожаре, вегетацију и морску со. Вулкани емитују високе количине алуминијума, бакра, живе, мангана, никла, олова и цинка (Seaward & Richardson 1990). Прашина ношена ветром, који потиче из пустињског региона Сахаре, има високе количине гвожђа, као и мање количине мангана, никла, олова, хрома и цинка (Ross 1994).

1.2.2. Пољопривредни извори елемената у животној средини

Неорганска и органска ђубрива најбитнији су пољопривредни извори елемената, али извори могу бити и креч, канализациони муљ, животињско ђубриво, вода за наводњавање, агрохемикалије и пестициди (Nagajyoti *et al.* 2010; Nicholson *et al.* 2003). Фунгициди, неорганска и фосфатна ђубрива доприносе уносу разичитих количина кадмијума, никла, олова, хрома и цинка, што зависи од њиховог извора (Nagajyoti *et al.* 2010). Животињско ђубриво обогађује земљиште багром, кобалтом, манганом и цинком, док канализациони муљ доприноси концентрацији бакра, кадмијума, никла, олова, хрома и цинка (Verkleji 1993).

1.2.3. Индустијски извори елемената у животној средини

Свака грана индустрије ослобађа неки елемент у животну средину (Nriagu & Расуна 1988, Nagajyoti *et al.* 2010) (Табела 1). На количину ослобађања неког елемента утичу концентрација тог елемента у сировини коју индустрија користи, производна технологија која се користи у индустрији, као и тип ефикасности инсталација за контролу загађења (Nriagu & Расуна 1988).

Табела 1. Присуство метала или њихових једињења у ефлуентима различитих индустрија (Nagajyoti *et al.* 2010).

ТИП ИНДУСТРИЈЕ	ЕМИСИЈА ЕЛЕМЕНАТА
Рударство и обрада руда	Al, As, Cd, Hg, Mn, Mo, Pb
Металургија	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn
Хемијска индустрија	Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb, Zn
Боје и пигменти	Al, As, Cd, Cu, Fe, Pb
Производња мастила	Co, Cu, Fe, Hg, Ni
Производња грнчарије и порцелана	As, Cr
Штампање	Ba, Cr, Pb, Zn
Фотографија	Cd, Cr, Mo
Производња стакла	As, Ba, Co, Ni
Фабрика хартије	Al, Cr, Cu, Hg
Штавионице коже	Al, As, Ba, Cr, Cu, Fe, Hg, Zn
Фармацеутска индустрија	Al, Cu, Fe, Hg
Текстилна индустрија	Al, As, Ba, Cd, Cu, Fe, Hg, Ni
Нуклеарна технологија	Ba, Cd
Индустрија ђубрива	Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Zn
Хлор-алкална производња	Al, As, Cd, Cr, Fe, Hg, Mn, Zn
Прерада нафте	Al, As, Cd, Cr, Fe, Hg, Pb, Ni, Zn

1.2.4. Комунални ефлуенти као извори елемената у животној средини

Сматра се да су комуналне отпадне воде вероватно највећи извор повећане концентрације одређених елемената у рекама и језерима. Ови ефлуенти могу се састојати од непрерађених или само механички прерађених отпадних вода, као и супстанци које пролазе кроз филтере фабрика за биолошку прераду (Nagajyoti *et al.* 2010). Ови ефлуенти посебно доприносе концентрацији арсена, бакра, мангана, никла и хрома (Nriagu & Расуна 1988).

Употреба детерџената представља потенцијални ризик за животну средину (Nagajyoti *et al.* 2010), пошто се показало да већина ензимских детерџентата садржи одређену количину различитих елемената, као што су бор, гвожђе, кобалт, манган, стронцијум, хром и цинк (Angino *et al.* 1970).

1.2.5. Атмосферски извори елемената у животној средини

Природни процеси и антропогене активности доводе до ослобађања елемената у ваздух (Nagajyoti *et al.* 2010). Иако неки природни догађаји (вулканске ерупције, пожари итд.) могу ослободити различите елементе у животну средину, антропогене активности представљају главни извор загађења ваздуха елементима (Kampa & Castanas 2008).

Сагоревање свих врста угља представља извор живе, молибдена и селена у ваздуху, а веома значајан допринос даје и концентрацији арсена, мангана, хрома, итд. Сагоревање нафте представља значајан извор никла у атмосфери (Nriagu & Расуна 1988).

1.2.6. Остали извори елемената у животној средини

У остале изворе елемената спадају спаљивање смећа, депоније смећа и саобраћај (Nagajyoti *et al.* 2010).

Adachi & Tainosho (2004) су анализирали материјале који се користе у саобраћају. Закључили су да је прашина настала трењем кочница извор честица бакра, баријума и гвожђа. Жута боја за обележавање путева представља извор олова и хрома, док су жљебови гума извор честица цинк оксида.

Слично истраживање су спровели и Ozaki *et al.* (2004), али су они обухватили више извора елемената у траговима. Према њиховим налазима, олово потиче из жуте (такође садржи високу концентрацију кадмијума) и црвене боје за обележавање путева, као и из антикорозива. Жива се већином емитује сагоревањем квалитетног бензина. Дизелна чађ је битан извор арсена, никла и цинка. Аутомобилске гуме садрже велике количине кадмијума и цинка, а њихова абразија доводи до ослобађања ових елемената. Бела боја за обележавање путева представља извор арсена и кадмијума, док је стругање асфалта извор никла.

1.3. Карактеристике и токсикологија истраживаних елемената

1.3.1. Алуминијум (Al)

Иако се никада не јавља као слободан елемент у природи, алуминијум је трећи најприсутнији елемент у земљиној кори и најзаступљенији метал (Акојам 2012). Топљење алуминијума представља велику индустријску грану, а као материјал, алуминијум је нашао широки распон примене (транспортна возила, грађевинарство, индустрија амбалаже, електроника, апарати у домаћинству) (Акојам 2012).

Алуминијум не поседује биолошку функцију (Весарија *et al.* 2002), а због његове мале растворљивости под неутралним условима, дуго је сматран као нетоксичан елемент (Ви *et al.* 2001). Ипак, повећане концентрације алуминијума могу довести до пропадања шума и пољопривредних делатности, као и смрти акватичних организама (Ви *et al.* 2001).

Вредност рН воде контролише токсичност алуминијума. Растворљивост овог елемента повећава се са смањивањем рН воде, што доводи до повећања концентрације неорганског алуминијума. У овом облику алуминијум има највећу токсичност за рибе, а испољава осморегулаторне и респираторне ефекте на шкргама (Генсмер & Плејле 1999). Осморегулаторни ефекти алуминијума испољавају се при ниским вредностима рН (Генсмер & Плејле 1999). У циљу одржања хомеостазе телесних течности и минералног састава, слатководне рибе компензују дифузију јона апсорпцијом калцијумових (Ca^{2+}), натријумових (Na^{+}) и хлоридних (Cl^{-}) јона, а овај процес, који у основи представља активни јонски транспорт, омогућен је присуством хлоридних ћелија. То су крупне лоптасте ћелије богате митохондријама и $\text{Na}^{+}/\text{K}^{+}$ - АТРазаом, које се углавном налазе у базалном региону секундарне ламеле и у оперкуларном епителијуму (Нироуе *et al.* 2003). Мања активност $\text{Na}^{+}/\text{K}^{+}$ - АТРазае у шкргама риба изложених алуминијуму може бити повезана са мањом активношћу овог ензима у хлоридним ћелијама (услед инхибиције), као и мањем броју самих хлоридних ћелија у филаментима (услед апоптозе и/или некрозе ових ћелија) (Самарго *et al.* 2009).

Респираторни ефекти су доминантни на умереним рН вредностима (рН ~ 5,0-6,0). Могући механизам који објашњава респираторне ефекте јесте преципитација, односно полимеризација алуминијума. Овај процес настаје када вода, ниске рН вредности и високе концентрације алуминијума, доспева до шкрга, чија је микросредина базне природе (услед присуства амонијака кога отпуштају шкрге) (Gensemer & Playle 1999).

Мозак је битан циљни орган за токсичност алуминијума пошто је овај метал способан да прође кроз крвно-моздану баријеру. Скелетни систем је такође подложен токсичности алуминијума (остеомалација). Алуминијум изазива и токсични ефекат у крви и доводи до микроцистичне анемије. Такође, алуминијум може довести до енцефалопатије (Весарија *et al.* 2002). Иако је потенцијал алуминијума као промотора неуродегенеративних болести (Алцхајмерова болест) и даље контроверзан, он може представљати суптилан промотор ових догађаја који су типично повезани са старењем мозга (Bondy 2010).

1.3.2. Arsen (As)

Арсен је присутан у атмосфери, земљишту, стенама и природним водама (Smedley & Kinniburgh 2002). Најчешће распрострањени облици арсена јесу арсеник-сулфид и метални арсенати и арсениди (Kristoforović-Ilić *et al.* 2009).

Већина проблема везана за арсен у животној средини јесте последица мобилизације овог елемента под природним условима (Smedley & Kinniburgh 2002). Рударство, индустрија стакла и полупроводника, сагоревање фосилних горива, употреба пестицида, хербицида и средстава за сушење усева, промотори раста свиња, као и употреба арсена као адитива за храну домаћих животиња, посебно живине, само су неки од антропогених утицаја који доприносе ослобађању овог елемента у животну средину. Употреба пестицида и хербицида на бази арсена значајно је опала у последњих неколико деценија, али његова употреба у заштити дрвета и дрвених структура (попут докова) и даље је честа (Leermakers *et al.* 2006; Smedley & Kinniburgh 2002).

Овај елемент нема познату нутритивну или метаболичку улогу (McIntyre & Linton 2011). Различити облици арсена испољавају различите нивое токсичности, а неоргански облици арсена токсичнији су од органских једињења. Акутна токсичност генерално опада са повећањем степена метилације (Leermakers *et al.* 2006). Показало се да биомагнификација дуж трофичког ланца не постоји јер се његове концентрације у организмима смањују са повећањем трофичких нивоа (McIntyre & Linton 2011).

Показано је да арсен делује на постепен губитак хеморецепције риба, што доводи до престанка исхране (Pedlar & Klaverkamp 2002), као и да изазива хистопатолошке промене на јетри и жучној кеси (Pedlar *et al.* 2002). Roy & Bhattacharya (2006) су такође показали да арсен изазива хистопатолошке промене на јетри као и на бубрегу. Такође, и тестис може бити циљни орган за деловање арсена, пошто доводи до инхибиције сперматогенезе (Yamaguchi *et al.* 2007).

Иако су извори арсена различити у животној средини, вероватно највећу опасност по здравље људи представља пијаћа вода. Под природним условима, највеће концентрације арсена детектују се у подземним водама. Ове концентрације су резултат интеракције вода-стена и повољности физичких и геохемијских услова за мобилизацију и акумулацију овог елемента (Smedley & Kinniburgh 2002).

Арсен врло брзо улази у еритроците и везује се за глобински део хемоглобина, а у року од 24 часа долази до редистрибуције у бројне системе органа (нервни, кардиоваскуларни, гастроинтестинални, генитоуринарни, хематопоетски и дермални). Арсен отежава ћелијско дисање преко инхибиције митохондријалних ензима, а делује и на оксидативну фосфорилацију (инхибицијом ћелијских ензима који садрже сулфхидрил групу), као и преко супституције фосфата са арсенатом у једињењима богатим енергијом. Арсен такође блокира и процесе у Кребсовом циклусу (Graeme & Pollack Jr. 1998). Акутна и хронична тровања арсеном изазивају велики спектар синдрома (Ratnaike 2003).

1.3.3. Бакар (Cu)

Бакар је релативно обилан, умерено растворљив елемент, који се у земљиној кори јавља у виду оксида, сулфита и осталих руда (de Oliveira-Filho *et al.* 2004; Flemming and Trevors 1989).

Антропогени извори овог елемента обухватају разне видове индустрије, рударство, топионице, ливнице, сагоревање угља, људски отпад, комуналне отпадне воде, као и продукте на бази бакра који се користе приликом градње, у електронској опреми итд. Загађење медијума животне средине може настати и због широке употребе ђубрива и фунгицида на бази бакра. Такође, соли бакра циљно доспевају у воду у виду хербицида, алгицида или молускицида (de Oliveira-Filho *et al.* 2004; Flemming and Trevors 1989).

Бакар је есенцијалан елемент за живе организме због његове инкорпорације у широком спектру физиолошки битних ензима (de Oliveira-Filho *et al.* 2004). Тридесет ензима користи бакар као кофактор (Culotta 2010) због његове способности мењања редокс стања између оксидованог Cu(II) и редукованог Cu(I) (Banci *et al.* 2010). Ензими са бакром укључени су у ћелијско дисање, заштиту од слободних радикала, неуротрансмитерску функцију, биосинтезу конективних ткива итд. Такође, бакар има улогу и у неким структурним протеинима (de Oliveira-Filho *et al.* 2004).

Јонски Cu²⁺ је главни токсични облик бакра, али је показано да и CuOH⁺ и Cu(OH)₂ комплекси показују одређену токсичност (Grosell 2011). Бакар је токсичнији у мекој води и његова токсичност на рибе смањује се са повећањем тврдоће воде (Ebrahimpour *et al.* 2010). Врсте риба које су најтолерантније према излагању бакру имају највећу корелацију између нивоа овог елемента у ткивима (шкрга, јетра, мишић) и нивоа металотионеина у ткивима (De Boeck *et al.* 2003).

Бакар доводи до имуносупресије код риба, што повећава могућност појаве инфективних болести. Акумулација у хемопоетском и лимфопоетском ткиву риба доводи до инхибиције раста, метаболичке активности, фекундитета и развоја гонада (Shariff *et al.* 2001). Бакар може негативно деловати на шкрге изазивајући

хипертрофију PVC (*енгл.* pavement cells) и хлоридних ћелија, као и друге неповољне утицаје на шкржно ткиво. Бакар доводи и до повећања хематокрита, броја еритроцита и хемоглобина (Serqueira & Fernandes 2002). Излагање бакру смањује способност рибе да савлада отпор воде као и препливану удаљеност у јединици времена (Vieira *et al.* 2009). Неуротоксичне ефекте бакар испољава на периферне механосензорне неуроне (у неуромастима бочне линије). Ово може потенцијално да нарушава реотаксис, способност формирања јата, избегавање предатора и друга механосензорно-зависна понашања која се испољавају приликом преживљавања и миграција (Linbo *et al.* 2006). Показано је да је акумулација бакра и олова у шкргама синергистички процес (бакар олакшава унос олова и обрнуто) (Тао *et al.* 1999).

Уколико је бакар присутан у великим концентрацијама, његове редокс особине могу довести до ћелијског оксидативног оштећења, преко настанка веома реактивних оксидативних форми (попут хидроксил радикала) које могу имати погубне ефекте у ћелијама (оштећења ДНК, оксидација протеина и липида) (Banci *et al.* 2010). Механизми токсичности укључују и нежељено везивање са сумпором, кисеоником и лигандима имидазола у ћелијама (Culotta 2010). Директно или индиректно промењена хомеостаза глукозе може бити повезана са променом у метаболизму бакра. Недостатак бакра утиче на срце и срчане крвне судове. У последњих неколико година сматра се да превелике количине бакра у одређеним регионима мозга могу допринети настанку и/или прогресији неких неуродегенеративних обољења (Алцхајмерова болест, фамилијарна амиотрофна латерална склероза, Кројцфелд-Јакобово обољење) (Uriu-Adams & Keen 2005).

1.3.4. Баријум (Ba)

. Баријум је присутан у траговима у магматским и седиментним стенама и не може се у природи наћи у слободном стању (WHO 1976). Сматра се да баријум није есенцијални елемент (Schroeder *et al.* 1972).

Једињења баријума коришћена су у производњи пластике, гуме, електронике, у текстилној индустрији, у керамичким глазурама и лаковима, у

производњи стакла, цигала и папира, као додаток лубрикантима, у фармацеутској и козметичкој индустрији, за очвршћавање челика као и у индустрији нафте и гаса при бушењу блата. У ваздуху је присутан у честичној форми као резултат индустријске емисије, посебно након сагоревања горива и спаљивања смећа (WHO 1976). У воду Ва доспева примарно из природних извора (WHO 1976).

При високим концентрацијама, баријум у организму изазива вазоконстрикцију (директном стимулацијом артеријских мишића), појачава перисталтику (снажном стимулацијом глатке мускулатуре) као и грчење и парализу мишића (услед стимулације централног нервног система) (WHO 1976).

1.3.5. Бор (B)

Бор је присутан у свим медијумима (земљиште, ваздух, вода) (Eckhert 1998), а у животну средину доспева на неколико начина – атмосферским деловањем на стене које садрже овај елемент, из морске воде (у виду испаравања борне киселине), вулканским реакцијама и другим геотермалним активностима (Коџ 2007).

У мањој мери ослобађа се у животну средину и антропогеним дејством, преко употребе ђубрива и хербицида који садрже борате, сагоревањем дрвета, угља или нафте, као и ослобађањем отпада током копања руде бора и њене обраде (Коџ 2007).

Овај елемент је есенцијалан за поједине организме у свим филогенетским царствима (Nielsen 2008). Цијанобактерије захтевају бор за формирање хетероциста (место где се обавља фиксација азота), док је васкуларним биљкама потребан за раст, као и за формирање ћелијских зидова и мембрана (Eckhert 1998). Бор стимулише ембрионални развој риба у присуству и у одсуству неколико познатих есенцијалних елемената (Eckhert 1998).

Истраживања су показала да је бор нутритивно битан пошто је неопходан за комплетирање животног циклуса неких виших животиња (попут неких риба и

жаба), али недостају експерименти који би показали да је бор есенцијалан за комплетирање животног циклуса сисара (Nielsen 2008).

Улога бора код виших животиња и људи може се сматрати сличном као улога поли-незасићених омега-3 масних киселина. Оне унапређују здравље али немају јасно дефинисану биохемијску функцију и њихов недостатак не утиче на животни циклус. Недовољан унос бора код људи доводи до погоршања здравља костију, као и поремећаје функције мозга и имуног одговора (Nielsen 2008).

1.3.6. Гвожђе (*Fe*)

Гвожђе чини отприлике 4,7% земљине коре у виду неколико минерала (хематита, магнетита, сидерита, гетита и лимонита) (Beard *et al.* 1996; Bury *et al.* 2011).

Гвожђе је вероватно најбитнији експлоатисани метал. Око 98% ископаног гвожђа користи се за производњу челика који је кључна компонента великог броја индустријских грана (Bury *et al.* 2011).

Овај елемент је есенцијалан за све живе организме, са изузетком неких сојева бактеријског рода *Lactobacillus*, код којих улогу гвожђа може заузети неки други метал (González *et al.* 2012). У биолошким системима гвожђе се налази у три оксидативна стања – феро (2^+), фери (3^+) и ферил (4^+). Ове промене у оксидативним стањима јесу механизам којим гвожђе, осим учествовања у електронском трансферу, може реверзно везивати лиганде. Због оксидативног стања, редокс потенцијала и електронског спина, гвожђе је посебно корисно у великом броју биохемијских реакција. Постоје четири главне класе протеина који садрже гвожђе – протеини који садрже гвожђе (хемоглобин и миоглобин), гвожђе-сумпорни ензими, хем протеини и ензими који садрже гвожђе (Beard *et al.* 1996). Гвожђе је укључено и у транспорт, активацију и детоксификацију кисеоника, фиксацију азота и неколико реакција фотосинтезе (González *et al.* 2012).

У поређењу са сисарима, рибе имају веома ниску концентрацију гвожђа. Недостатак гвожђа код риба индукује анемију, смањење стопе раста, као и

смањење стопе изваљивања из јаја (Watanabe *et al.* 1997). Приликом излагања гвожђу, код риба је уочена повећана стопа респирације, смањена реакција на стимулусе и губитак равнотеже. Хистопатолошке промене на шкргама су обухватале различите промене (Dalzell & Macfarlane 1999). Показало се и да излагање облику Fe(II) доводи до губитка равнотеже, абнормалног пливања, повећане учесталости дисања (вероватно изазвано оштећењима шкржних структура) и промене боје коже код риба. Уочене су и промене у хематолошким параметрима (Wu *et al.* 2012).

Недостатак гвожђа изазива анемије код људи. Неки од специфичних симптома недостатка гвожђа јесу глоситис, гастрична атрофија, стоматитис, пагофагија, грчеви у ногама, као и Плумер-Винсонов синдром (Umbreit 2005).

С друге стране, прекомерна количина гвожђа код људи може довести до краткотрајних патолошких процеса (реперфузиона исхемија органа и ткива и локалне инфламације) или прогресивне патологије централног нервног система. Код краткотрајних процеса може доћи до повећаног оксидативног оштећења ћелија (González *et al.* 2012).

1.3.7. Жива (Hg)

Жива се природно јавља у минералној руди цинабарит као и у фосилним горивима (Goldman & Shannon 2001).

Жива у животну средину може доспети природним и вештачким путем. Ерозија минералних резерви и вулканске реакције јесу неки од природних путева. Људске активностима попут топљења метала, производње угља, хемијске индустрије и одлагања отпада такође доприносе повећању концентрације живе у природи (Tchounwou *et al.* 2003).

Жива се јавља у три облика (Goldman & Shannon 2001):

а) метални елемент (елементарна жива) – Hg^0

б) неорганске соли – Hg^{1+} , Hg^{2+}

в) органска једињења – метил-жива, етил-жива и фенил-жива

Неки од начина ослобађања елементарне живе јесу дегазација из земљине коре и океана, као и сагоревање фосилних горива (Tchounwou *et al.* 2003). Течна је на собној температури и ослобађа гас који се обично назива „живина пара“. Инхалирана пара се раствара у ткивним течностима и крвотоком се брзо шири кроз тело (пролази и кроз крвно-моздану баријеру). Плућно ткиво, бубрези и мозак представљају места депозиције. У ћелијама, ова пара се може оксидовати до неорганских облика живе (Clarkson & Magos 2006).

Неорганска жива и њене соли биле су раније коришћене у медицинске сврхе (антибактеријске, антисептичке, катарзичне, диуретичке), затим као пигменти у бојама и као детонатори код експлозива. Токсични ефекти зависе од степена растворљивости, а комбинују се са функционалним сулфхидрил (-SH) групама у битним ензимима. Главни синдром акутног тровања живиним солима јесте стоматитис, а соли су такође веома токсичне за бубреге. Хронично излагање солима доводи до трајног оштећења централног нервног система (Tchounwou *et al.* 2003).

Микроорганизми у акватичним седиментима (већином сумпор-редукујуће бактерије) врше биометилацију неорганских једињења живе чиме настаје метил-жива која може ући у акватични ланац исхране. Метил-жива подлеже процесу биомагнификације и достиже највеће концентрације у мишићном ткиву предаторских риба или сисара. Високи нивои метил-живе у рибама могу бити последица и локалног загађења (најдраматичнији пример јесте Минамата залив, Јапан) (Clarkson & Magos 2006). Исхрана контаминираном рибом представља примарни пут људског излагања органској живи (постоји процена да риба и рибљи производи доприносе између 20% и 85% у тровању метил-живом у различитим популацијама) (Tchounwou *et al.* 2003). Метил- и етил-жива имају сличне хемијске особине, али постоје одређене разлике између ова два облика живе. Етил-жива се брже конвертује у неорганску живу у телу и изазива оштећење бубрега, док метил-жива примарно оштећује централни нервни систем (Clarkson & Magos 2006). Интересанто је да селен има заштитну улогу од тровања живом, али се сматра да он више одлаже него што спречава токсичност.

Механизам овог одлагања јесте формирање Hg-Se комплекса, GSH-Se-Hg, као и бис-селенида (метил-жива селенид). Цинк може појачати активности ензима, попут GSH пероксидазе, који могу сузбити неуротоксичност изазвану живом. И гвожђе може смањити токсичност метил-живе. Витамини Е и Ц и њихове антиоксидативне способности поништавају активне кисеоничне радикале који настају током метаболизма метил-живе (Tchounwou *et al.* 2003).

Жива смањује способност рибе да савлада отпор воде, а такође смањује и препливану удаљеност у јединици времена (Vieira *et al.* 2009). Третирање живом скоро двоструко повећава број леукоцита, а повећава и вредност хематокрита (Oliveira Ribeiro *et al.* 2006). Истраживања токсичности живе су показала хистопатолошка оштећења на јетри и бубрегу (Giari *et al.* 2008; Mela *et al.* 2007), шкргама (Giari *et al.* 2008) и гастроинтестиналном ткиву (Giari *et al.* 2008).

1.3.8. Кадмијум (Cd)

Кадмијум је редак елемент у земљиној кори, а најзначајнија концентрација овог елемента присутна је у облику површинских слојева руда цинк-сулфида (Cullen & Maldonado 2013). Вулканске ерупције, физичко и хемијско деловање атмосферских падавина на стене или земљиште, сагоревање вегетације, морска пена и настанак морских биогених аеросола неки су од природних начина мобилизације кадмијума (Cullen & Maldonado 2013).

Фосфатна ђубрива, канализациони муљ и индустријска употреба кадмијума неки су од разлога дисперзије овог елемента у животну средину (Satarug *et al.* 2003). У индустријско загађење спадају и производња пластике, рударство, пигменти боја, припрема легура, батерије на бази сребра и кадмијума, као и металуршке процедуре (Herrego *et al.* 2008). Антропогени извори кадмијума јесу и производња необојених метала, као и сагоревање фосилних горива и смећа (Cullen & Maldonado 2013).

Излагање кадмијуму доводи до смањења броја излеглих ембриона из јаја риба, а такође доводи до кичмених деформација и токсичних ефеката код ларви

(Williams & Holdway 2000). Слатководне рибе су посебно подложне излагању овом елементу, пошто он утиче на раст, инхибира унос калцијума у шкргама, мења функционалност јетре, уништава нервне функције и изазива нефротоксичност (Almeida *et al.* 2001; Wu *et al.* 2006). Кадмијум доводи до смањивања концентрације калцијума и фосфора у кичменим пршљеновима, што даље доводи до оштећења кичменог стуба риба (Muramoto 1981). Примарни циљни органи акутне токсичности кадмијума јесу шкрге и бубрези, док субхронично излагање изазива токсичне ефекте на бубрезима и јетри (Thophon *et al.* 2003). Токсичне ефекте кадмијум показује и на крвним ћелијама риба (Karuprasamy *et al.* 2005).

Уочен је и јасан карциногени потенцијал кадмијума код људи и глодара. Механизми су већином непознати и овај елемент не делује на исти начин у различитим ткивима. На молекуларном нивоу, кадмијум може изазвати велики број епигенетских и индиректних генотоксичних ефеката. Ометање репарације ДНК, индуковано кадмијумом, у комбинацији са повећаном пролиферацијом, такође може резултовати и настанком тумора (Waalkes 2003).

1.3.9. Кобалт (Co)

Иако је широко распрострањен у природи, кобалт се обично налази у траговима у земљиној кори (Diamond *et al.* 1992). Чисти, метални елемент не јавља се у природи, али је присутан у различим минералима (Blust 2011).

Већина произведеног кобалта користи се у производњи суперлегура. Користи се и у индустрији батерија, а његова органска једињења имају улогу у неколико органских реакција као катализатори оксидације. За стерилизацију хране и медицинског материјала, индустријску радиографију и мерења густине, као и у радиотерапијама користи се изотоп ^{60}Co (Blust 2011). У акватичним системима овај елемент је редак, али се његова концентрација може повећати кроз копање руда или угља и ефлуентима одређених текстилних боја (Diamond *et al.* 1992).

Саставни је део цианокобаламина, односно витамина В₁₂, који је битан у синтези хемоглобина и протеина мишића. Везује се и за инсулин, а такође утиче и на редукцију нивоа плазма глукозе (Watanabe *et al.* 1997). Кобалт такође утиче на обнављање мијелинског омотача, а повећава и асимилацију гвожђа и формирање еритроцита (Song *et al.* 2006).

Кобалт у исхрани повољно утиче на хематологију (повећање броја еритроцита), као и на раст и преживљавање риба (Watanabe *et al.* 1997). Младе јединке, са додатком кобалта у исхрани, имају знатно већи раст од јединки које немају додаток кобалта у исхрани (Mukherjee & Kaviraj 2009). Изузетно високе дозе кобалта јесу токсичне и доводе до крварења у дигестивном тракту и промене у леукоцитима (Watanabe *et al.* 1997). Излагање кобалту доводи до леукопеније код риба, а такође и до смањења брзине згрушавања крви (Srivastava & Agrawal 1979). Кобалт уништава бочну линију рибе, а доводи и до промена у преживљавању и понашању (Janssen 2000). Стимулише и тахикардију која се споро развија, а постоји и мало али значајно увећање у стопи шкржне вентилације (Majmudar & Burleson 2006).

1.3.10. Литијум (Li)

Литијум се природно налази у земљиној кори, а присутан је и у природним сланим језерима (Aral & Vecchio-Sadus 2008). Није присутан као чист елемент, због своје реактивности, и јавља се само у стабилним минералима и солима (Kszos *et al.* 2003).

Литијум се у индустрији користи у производњи керамике и стакла, у производњи алуминијума, гуме, пластике и фармацеутских производа, у производњи примарних и секундарних батерија, као и у клима уређајима и системима за дехумидификацију (Ebensperger *et al.* 2005). Потрошене литијумске батерије представљају велики проблем за животну средину (Aral & Vecchio-Sadus 2008). Присуство натријума може да смањи токсичност литијума у води (Kszos *et al.* 2003). Литијум је неесенцијални елемент и нема познату улогу у биолошким системима (Aral & Vecchio-Sadus 2008).

Литијум инхибира процес регенерације репног пераја код риба (Zarnescu *et al.* 2013), а такође смањује и активност Na^+/K^+ - АТРаза, али не преко директне блокаде него преко секундарног ефекта (Tkatcheva *et al.* 2007). Код сисара испољава токсичност примарно на централни нервни систем, али и на ембрионални развој, синтезу гликогена, хематопоезу и друге процесе. Овај елемент такође изазива и гастроинтестиналне проблеме, проблеме са бубрезима, а испољава и тератогена, мутагена и карциногена својства (Aral & Vecchio-Sadus 2008).

1.3.11. Манган (Mn)

Манган је дванаести најзаступљенији елемент у земљиној кори и обично је седиментног порекла, а често се налази и у неколико врста минерала (Zhang & Cheng 2007).

Манган се користи у индустрији алуминијума и индустрији челика (за прављење легура), док примарне и секундарне индустрије батерија имају потребе за електролитичким манган-диоксидом (EMD) и хемијским манган-диоксидом (CMD) (Zhang & Cheng 2007). Руда мангана се користи и у производњи фунгицида, ђубрива и електронике, као и органских пестицида (Crossgrove & Zheng 2004).

Манган је есенцијалан елемент потребан за нормалан метаболизам аминокиселина, липида, протеина и угљених хидрата. Постоји неколико фамилија ензима које користе манган-оксидоредуктазе, трансферазе, хидролазе, лиазе, изомеразе и лигазе. Такође, манган је битан за функционисање бројних органских система, али и за имунолошки одговор, регулацију шећера у крви и ћелијске енергије, репродукцију, дигестију, раст костију. Има улогу и у механизмима одбране од слободних радикала. Заједно са витамином К, омогућава згрушавање крви и хомеостазу (Aschner & Aschner 2005).

Хематолошки параметри код риба, попут леукоцита, еритроцита, удела хемоглобина и процента хематокрита, значајно опадају током излагања мангану,

што је случај и са осморегулационим параметрима (Barnhoorn & Van Vuuren 2001). Излагање мангану доводи до смањивања сперматогене активности у тестису (Srivastava & Agrawal 1983).

Већина случајева болести повезаних са токсичношћу мангана повезана је са излагањем овом елементу на радном месту. Манган у организам може доспети инхалацијом и ингестијом. Неуротоксичност услед инхалације пријављена је код рудара у рудницима манган диоксида, радника у фабрикама батерија сувих ћелија, као и заваривача и топионичара. Органски пестициди који садрже манган, попут манган етилен-бис-дитиокарбамата (MANEB) и адитива у гориву (метилциклопентадиел манган трикарбонил – ММТ), представљају претњу по здравље. Токсичност мангана се примарно одражава на централни нервни систем и плућно ткиво. Забележени су и токсични ефекти кардиоваскуларног система (ћелија и ткива срчаног мишића), јетре, репродуктивног система (смањен фертилитет) и развића (феталне абнормалности) (Crossgrove & Zheng 2004).

1.3.12. Молибден (Mo)

Молибден се у природи јавља само у хемијској комбинацији са другим елементима, у виду различитих минерала, а може бити повезан и са депозитима угља и уранијума (Reid 2002; Reid 2011). У акватичној средини молибден природним путем доспева атмосферским деловањем на магматске и седиментне стене (Reid 2002).

У антропогене изворе молибдена спадају процеси цурења из оближњих рудника, контаминација воде која се користи током производних процеса, као и употреба ђубрива која садрже молибден као промотор раста (Reid 2002).

Сви ензими који зависе од молибдена катализују редокс реакције и они се налазе у скоро свим организмима, а једини еукариотски изузетак јесте *Saccharomyces* (Schwarz *et al.* 2009). Већина ензима који зависе од молибдена имају овај метал у форми кофактора (Мосо). Овај кофактор се састоји од молибдена ковалентно везаног за трициклични птерин. Други тип кофактора који

садржи молибден налази се само у нитрогеназама и назива се гвожђе-молибден кофактор (FeMoco). Ензими који садрже Мосо класификовани су у три фамилије – сулфид оксидазе (катализују последњи корак у деградацији аминокиселина и сулфатида који садрже сумпор), ксантин оксидоредуктазе (укључене у катаболизам пурина као и у ћелијске одговоре на старење и апоптозу) и диметил-сулфоксид редуктазе (само код прокариота) (Schwarz 2005).

Показало се да излагање риба молибдену стимулише значајно повећање (1,6 до 1,7 пута) вентилације шкрга (Reid 2002). Такође, постоји могућност да молибден инхибира функцију бакра или протеина који везују бакар у тестисима и доводи до инхибиције сперматогенезе (Yamaguchi *et al.* 2007).

1.3.13. Никл (Ni)

Никл је присутан у земљиној кори (Cempel & Nickel 2006) и обично се налази у ултрабазним магматским стенама (Pyle & Couture 2011). Присутан је и у морским и слатководним екосистемима (Pyle & Couture 2011).

Већина произведеног никла користи се у производњи нерђајућег челика, али и за производњу индустријске опреме отпорне на рђање и градивног материјала, у производњи медицинске опреме, електромагнетне заштите, батерија, накита, кованица, катализатора, боја, керамике и магнета (Pyle & Couture 2011). У антропогене изворе никла спадају и сагоревање фосилних горива, смећа и канализације, као и ефлуенти отпадних вода из домаћинства (Cempel & Nickel 2006).

Никл изазива специфичне алтерације у неколико различитих рибљих ткива (шкрга, јетра, црево, бубрег). Излагање никлу изазива бројне хистопатолошке промене на шкргама, јетри и бубрезима риба (Athikesavan *et al.* 2006). Могуће је да у рибљим ткивима постоји синергистичко деловање биоакумулације никла и хрома (Palaniappan & Karthikeyan 2009).

Ингестија је примарни извор излагања никлу, док извори у ваздуху и води имају мањи удео. Излагање средини која је веома загађена никлом изазива разне

патолошке ефекте, попут алергија коже, фиброзе плућа, различитих канцера, хепатичне промене и сл. Многи токсични ефекти никла настају услед интерференције са метаболизмом есенцијалних метала попут гвожђа, мангана, калцијума, цинка, бакра или магнезијума и њиховим замењивањем у ензимима и протеинима (Cempel & Nikel 2006).

1.3.14. Олово (Pb)

Олово се ослобађа се у животну средину природним и антропогеним путем, а присутно је у минералним наслагама у земљиној кори (Paranikolaou *et al.* 2005). Депозиција кишом и сува депозиција увелико утичу на концентрацију олова у медијумима животне средине (Hettiarachchi & Pierzynski 2004).

Атмосфера је најчешћи почетни медијум у који олово доспева, а антропогени извори загађења најмање су један до два реда величине већи од природних извора. У ове антропогене изворе спадају рударство и топионице, употреба батерија, пигмената, керамике и пластике, рециклирање, одлагање једињења која садрже олово, сагоревање фосилних горива, употреба минералних ђубрива итд. Истраживања изотопа олова представљају добар начин за праћење извора загађења у различитим медијумима животне средине (Komárek *et al.* 2008).

Олово је неесенцијалан и токсичан метал (Komárek *et al.* 2008). Може да инхибира сперматогенезу код риба (Yamaguchi *et al.* 2007), а доводи и до промена на еритроцитима (Oliveira Ribeiro *et al.* 2006). Излагање овом елементу доводи до хистопатолошких промена на шкргама и шкржним луцима (Olojo *et al.* 2005), а такође и на јетри и бубрезима (Rabitto *et al.* 2005). Акумулација бакра и олова у шкргама рибама представља синергистички процес (Тао *et al.* 1999)

Олово доспева у организам ингестијом и инхалацијом. Најбоље проучено токсично дејство олова јесте дејство на синтезу хема (олово инхибира ензиме који учествују у овом процесу), а у малим дозама, олово је повезано са повећаним крвним притиском. Најозбиљнија манифестација тровања оловом јесте акутна

енцефалопатија, док је најчешћа манифестација периферна неуропатија. Олово изазива и интоксикацију бубрега (Papanikolaou *et al.* 2005).

1.3.15. Селен (*Se*)

Селен је металоид који је присутан у малим количинама у матичној стени, земљишту и седименту. Концентрација овог елемента зависи од матичне стене (Janz 2011).

Антропогени извори селена обухватају копање и топљење руда, сагоревање угља, прераду нафте, наводњавање пољопривредних површина као и исушивање земљишта, животињско и хемијско ђубриво (Janz 2011).

Селен спада у есенцијалне микронутријенте (Hamilton 2004). Битна је компонента глутатион пероксидазе која учествује у интрацелуларној одбрани од оксидативних оштећења. Укључен је и у друге аспекте метаболизма, а такође је и битна компонента јодотиронин дејодоназе (Tinggi 2003).

Селен је, после живе, најтоксичнији елемент по рибе и то због његове органске форме у ланцима исхране (Janz 2011). Токсичност селена изазива тератогенезу код риба, и то у виду лордозе (конкавна закривљеност лумбалног и каудалног региона кичме), кифозе (конвексна закривљеност торакалног региона кичме), сколиозе (латерална закривљеност кичме), као и деформитете главе, уста, шкржних поклопаца и пераја. Такође, долази и до едема мозга, као и проблема са срцем и очима. Селен може довести до смањене репродукције, раста и преживљавања риба. Доводи и до хистопатолошких промена у јетри, бубрезима, оваријумима и тестисима, као и смањења хематокрита и измењеног кондиционог фактора (Hamilton 2004). Уочене су хистопатолошке промене и на шкргама и срцу (Sorensen *et al.* 1984).

Токсичност селена за људе ретко се јавља. Ипак, токсични ефекти могу изазвати хипохромну анемију и леукопенију. Ингестија велике количине овог елемента може изазвати гастроинтестиналне поремећаје, промене на коси и ноктима и неуролошке проблеме (Tinggi 2003).

1.3.16. Стронцијум (*Sr*)

Стронцијум чини мали удео земљине коре (Pors Nielsen 2004) а распрострањен је у природи у виду целестита и стронцианита (Chowdhury & Blust 2011).

Антропогени извори овог елемента јесу нуклеарна индустрија, попут нуклеарних електрана, нуклеарних постројења за процесуирање горива, постројења за складиштење нуклеарног отпада и фабрика за производњу нуклеарног наоружања (Chowdhury & Blust 2011).

Стронцијум није есенцијалан елемент, али код неких биљака он помаже при расту (Pors Nielsen 2004).

1.3.17. Хром (*Cr*)

Хром је широко распрострањен у свим животним медијумима (Zayed & Terry 2003). Има широку употребу у различитим гранама индустрије, попут металургије, индустрије ватросталних материјала и хемијске индустрије. Као последица ових индустријских процеса, једињења хрома ослобађају се у животну средину у свим агрегатним облицима (Kotaś and Stasicka 2000).

У животној средини најчешће се јавља у два оксидативна стања која су веома различита у наелектрисању, физичко-хемијским особинама, као и у хемијској и биохемијској реактивности. Облик Cr(III) есенцијалан је за функционисање живих организама (Kotaś & Stasicka 2000) и ограничава неповољне ефекте метаболизма глукозе и липида (Zayed & Terry 2003). Облик Cr(VI) токсичан је за биолошке системе (Kotaś & Stasicka 2000) и изазива токсичну карциногенезу (Zayed & Terry 2003), као и мутагене и тератогенее поремећаје (Velma *et al.* 2009).

Бубрег је циљни орган за акумулацију хрома, а постоје и индикације синергистичке интеракције хрома и никла (Palaniappan & Karthikeyan 2009).

Рибе показују абнормално понашање приликом излагања хрому, попут неправилног пливања, губитка равнотеже и летаргије, а изазива и секрецију мукозне супстанце са целог тела. Акутно излагање хрому доводи до бројних хистопатолошких промена на шкргама, бубрегу и јетри (Mishra & Mohanty 2008). Хром сузбија одговор антитета, доводи до смањења тежине слезине и броја њених ћелија, као и смањења укупног броја леукоцита (Arunkumar *et al.* 2000). Хром утиче на нормалну респираторну активност рибе, смањује хематолошке параметре као и укупан гликоген, укупне липиде и протеине (Vutukuru 2005).

1.3.18. Цинк (Zn)

Цинк се у земљиној кори примарно налази у облику цинк-сулфида (Hogstrand 2011). Иако се природно ослобађа у животну средину, сматра се да је индустријско ослобађање одговорно за загађење животне средине (Ramos *et al.* 2002). Цинк је битан базични метал у металуршкој, хемијској и текстилној индустрији (Jha *et al.* 2001). Загађењу највише доприносе рударство и топионице, рафинисање цинка, олова и кадмијума, производња челика, сагоревање угљеничних једињења и спаљивање чврстог отпада (Ramos *et al.* 2002).

Цинк је есенцијалан микронутријент са бројним структурним и биохемијским улогама (Lowe *et al.* 2009), и други је (после гвожђа) најприсутнији елемент у траговима код већине кичмењака (Hogstrand 2011). Учествује у функционисању ензима, метаболизму нуклеинских киселина, слању сигнала између ћелија, ћелијској апоптози, метаболизму липида, физиолошком расту и развићу организма, функционисању мозга и имуног система итд. (Ackland & Michalczyk 2006). Металоензими цинка налазе се у оксидоредуктазама, трансферазама, хидролазама, лиазама, изомеразама и лигазама (Park *et al.* 2004).

Пролонгирана дефицијенција цинка може резултовати ретардацијом раста, неуропсихолошким променама и имунолошким синдромима (Ackland & Michalczyk 2006). Летални екотоксични облик цинка јесте слободни Zn^{2+} јон (Gozzard *et al.* 2011; Hogstrand 2011).

Излагање умереним концентрацијама цинка може значајно утицати на ране животне фазе рибе од смањења броја излеглих ембриона до кичмених деформација и токсичних ефеката на ларве (Williams & Holdway 2000). Као и бакар, и цинк је токсичнији у мекој води, и његова токсичност опада са порастом тврдоће воде (Ebrahimpour *et al.* 2010). Цинк делује на детоксификациони механизам бубрега, што умањује елиминацију метала из тела. Осим тога, уочене су и хистопатолошке промене (Gupta & Srivastava 2006). Цинк изазива и значајан пад неких хематолошких параметара (Kori-Siakpere & Ubogu 2008).

Један од механизма токсичности цинка јесте нарушавање метаболизма бабра. Иако је већина органа изложена токсичности цинка, циљни орган за токсичност јесте панкреас (Salgueiro *et al.* 2000).

1.4. Акумулација токсичних метала и елемената у траговима у рибама

1.4.1. Унос елемената у организам

Шкрге предстаљају доминантан пут за унос већине елемената из воде, а постоје три различите путање овог уноса. За неке есенцијалне елементе (бакар, гвожђе, цинк) постоје специфични носачи који омогућавају унос чак и при ниским концентрацијама ових елемената у води (Wood 2011). Други начин јесте мимикрија. Тако нпр. моновалентни неесенцијални Ag(I) јон на овај начин, уместо есенцијалног Cu(I) јона, користи шкржне Na⁺ канале (Bury *et al.* 2003). Постоји и дифузија елемената из воде преко шкржног епитела. Ово је омогућено малом дифузионом дистанцом између крви и воде, као и трансепителним потенцијалом (у случају позитивно наелектрисаних јона) (Wood 2011).

Механизми уноса елемената, који постоје код шкрга, постоје и код гастроинтестиналног тракта (Wood 2011). Оно што је специфично за гастроинтестинални тракт јесте да се елементи могу везати за аминокиселине и на

тај начин унети у организам. Пример за овај начин уноса елемената јесте олакшан унос бакра везивањем за аминокиселину хистидин (Glover & Wood 2008).

Преко коже могу се унети мале количине кадмијума, док преко олфакторних розета мале количине кадмијума, живе, никла и мангана доспевају у организам (Wood 2011).

1.4.2. Кретање елемената унутар организма

Елементи могу бити транспортовани кроз крвоток посредством еритроцита или помоћу различитих комплекса или једињења присутних у крви (Wood 2011).

Јетра и бубрег представљају центре знатне акумулације елемената, а затим следе гастроинтестинални тракт и шкрге (Wood 2011). Мишић није активно ткиво у акумулацији елемената (Alhashemi *et al.* 2012). Мозак је заштићен од акумулације многих елемената, највероватније због крвно-мождане баријере (Wood 2011).

Елементи су у организму подложни процесима биотрансформације која им може повећати или смањити токсичност. Биотрансформација је посебно битна за есенцијалне елементе (бакар, гвожђе и цинк) пошто се на овај начин ови елементи инкорпорирају у ензиме и транспортне протеине (Wood 2011).

За привремено складиштење елемената и детоксификацију организма служе молекули глутатиона и металотионеина. Формирање гранула богатих металима (*енгл.* metal-rich granules, MRG) представља механизам за трајну детоксификацију и складиштење (Wood 2011). Рибе у средини веома оптерећеној неорганским загађењем имају велике количине ових гранула (Goto & Wallace 2010).

1.4.3. Екскреција елемената из организма

Путеви екскреције елемената из организма слабије су изучени, посебно у поређењу са путевима уноса истих елемената (Wood 2011). Показано је да шкрге

могу имати улогу у екскрецији цинка (Hardy *et al.* 1987). Излучивање преко јетре и жучи може бити веома битно за Cd, Cu, Cr и Sr, а у мањој мери и за As, Fe, Ni, Hg и Zn (Wood 2011).

1.5. Биоакмулација и биомагнификација

Укупна концентрација елемента, било да је он растворен или честични, није добар параметар за предвиђање биоакмулације или токсичности елемента у акватичним организмима (CIESM 2002), имајући у виду да је само један део укупне концентрације елемента у акватичној средини биодоступан. С друге стране, универзално примењива квантитативна дефиниција термина „биодоступност“ проблематична је из два разлога (CIESM 2002). Први разлог су различити путеви биоакмулације елемената. Постоје организми који су изложени само раствореном елементу, а постоје и они који, поред изложености, тај елемент узимају и преко хране. Чак и унутар ове поделе постоје различити путеви уноса елемента (пасивна дифузија, олакшани катјонски транспорт, олакшани анјонски транспорт). Други разлог јесте динамичка природа специјације елемента која је повезана са микростаништем унутар макростаништа (CIESM 2002). У слатководним системима, хемијска специјација различитих елемената веома варира, мада се јављају и неке правилности. Тако нпр., нижа рН вредност повећава концентрацију слободних јона, а самим тим и њихову токсичност. Повећана алкалност и неоргански анјони формирају комплексне јонске структуре и тако смањују токсичност. Катјони који утичу на тврдоћу воде (Ca^{2+} , Mg^{2+}), као и Na^+ и K^+ такође могу смањити токсичност (Wood 2011).

Концентрација одређеног елемента у рибама зависи не само од загађености животне средине тим елементом, већ и од неколико еколошких фактора (исхрана, трофичка позиција, физиолошка улога елемента, старост и хемијска специјација елемента) (Kehrig *et al.* 2013). За дефинисање концентрације елемената у акватичним организмима користи се неколико термина. Тако, биоконцентрација представља унос елемента у организам када је извор елемента сама вода. Изражава се као фактор биоконцентрације (BCF) који показује однос

концентрације елемента у организму у односу на концентрацију елемента у води. Биоакумулација представља акумулацију елемента у ткивима из различитих извора (вода, храна, седимент) која се дешава када организам апсорбује токсичну супстанцу стопом која је већа од стопе којом се супстанца избацује из организма и може се изразити као фактор биоакумулације (BAF) (Spacie *et al.* 1995; Rand *et al.* 1995). Шкрге и јетра јесу ткива која обично служе за процену акумулације елемената. Концентрација у шкргама одражава концентрацију у води у којој риба живи, док јетра представља депо елемената (Alhashemi *et al.* 2012).

Мреже исхране представљају комплексне трофичке интеракције међу организмима унутар екосистема (Post 2002), а могу се посматрати и као пренос енергије хране од извора у биљкама (први трофички ниво), преко хербивора (примарни конзументи; други трофички ниво), до карнивора (трећи и четврти трофички ниво) (Krebs 2001).

Биомагнификација елемената код акватичних организама представља повећање концентрације елемената у ткивима вишег трофичког нивоа одређеног ланца исхране у односу на ниже трофичке нивое. Изражава се као фактор биомагнификације (BMF). За овај процес потребно је да ефикасност асимилације елемента буде веома висока, а стопа екскреције веома ниска (CIESM 2002). За разлику од BCF, BMF износи мање од 1,0 за већину метала зато што је ефикасност трофичког трансфера ниска. Изузетак су метил-жива и различита органска једињења селена. Они показују BMF изнад 1,0 зато што њихова велика липидна растворљивост обезбеђује велику ефикасност асимилације у дигестивном тракту, велику ефикасност задржавања у организмима, те стога и високу ефикасност трофичког трансфера (Wood 2011).

1.6. Биологија и екологија истраживаних врста

1.6.1. Штука

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Classis: Actinopterygii

Ordo: Esociformes

Familia: Esocidae

Genus: *Esox*

Species: *E. lucius*



Слика 1. Штука (http://sportfishingamericas.files.wordpress.com/2010/04/muskie_1.jpg).

Тело штуке је ваљкасто (Слика 1). Снажне вилице су издужене и спљоштене, са оштрим зубима који су донекле различити по изгледу, у зависности од положаја у вилици. Зуби се налазе и на непчаним костима и на вомеру (Simonović 2001). Бранхиоспине су присутне само као фрагменти оштрих зуба на шкржним луковима. Леђно пераје је умерено ка задњем делу тела и почиње нешто испред почетка аналног пераја. Грудна и трбушна пераја налазе се ниско на телу (fishbase.org). Младе јединке су зелене боје, док су одрасле тамно-зелене до смеђе (са жућкастим трбухом), са сјајним златним мрљама и неправилним пругама по телу (Simonović 2001). Максимална дужина износи 150 cm, максимална тежина 28,4 kg, а старост је до 30 година (fishbase.org).

Штука има циркумполарно распрострањење и насељава мале потоке, велике реке, баре, велика језера, па чак и бракичне воде (Балтичко море) (Jepsen *et al.* 2001). Мање јединке се налазе унутар емерзне или субмерзне вегетације. Јединке средње величине најчешће се срећу унутар вегетације, али се могу пронаћи и ван

ње. Крупнији примерци (преко 54 cm дужине) живе у оба типа станишта (Grimm 1981). Штука захтева различите типове станишта за успешно преживљавање и размножавање (Pauwels *et al.* 2013).

Као и већина врста, и штука има планктиворни животни стадијум, а затим постаје облигатни писцивор (Jönsson *et al.* 2011), а често је и вршни предатор у многим слатководним системима (Winfield *et al.* 2012). Штука се може хранити великим распонем врста риба (салмонидним, перцидним и ципринидним врстама). Кључна је врста за нормално функционисање језерских екосистема Европе и Северне Америке (Winfield *et al.* 2012).

1.6.2. Укљева

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Classis: Actinopterygii

Ordo: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Genus: *Alburnus*

Species: *A. alburnus*



Слика 2. Укљева (http://www.hlasek.com/foto/alburnus_alburnus_hd3489.jpg).

Тело укљеве је издужено и бочно спљоштено са заобљеним трбухом (Слика 2). На малој глави налазе се мала, терминална и косо постављена уста. Постоје два реда ждрелних зуба. Леђно пераје је мало и налази се при крају тела, док је анално пераје дугачко (Simonović 2001). Почетак аналног пераја налази се испод четвртог и петог гранатог зрака леђног пераја (fishbase.org). Између трбушних пераја и аналног отвора постоји узак вентрални гребен на коме се не налазе крљушти.

Леђна страна је маслинасто-зелене боје, док су бокови и трбух сребрнасти (Simonović 2001). Максимална забележена дужина износи 25 cm, а тежина 60 g (fishbase.org).

Ово је једна од најчешћих европских ципринидних риба (Vašek & Kubečka 2004) са широким распрострањењем, од источних падина Пиринеја па до планине Урал (Vinuyoles *et al.* 2007). Локално је интродукована у Шпанију, Португал и Италију (Kottelat & Freyhof 2007). Насељава стајаће или споротекуће воде, посебно еутрофне воде (Vašek & Kubečka 2004).

Укљева је облигатни планктивор који се храни малим планктонским рачићима током целог живота (Specziár & Rezsú 2009). Адулти се хране у отвореној води, током осветљеног дела дана, са максимумом око поднева (Vašek & Kubečka 2004).

1.6.3. Шаран

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Classis: Actinopterygii

Ordo: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Genus: *Cyprinus*

Species: *C. carpio*



Слика 3. Шаран (http://www.greekfish.com.gr/wp-content/gallery/glykou_nerou_2/cyprinus-carpio.jpg).

Тело шарана је умерено издужено и бочно спљоштено са заобљеним леђима и трбухом (Слика 3). Терминална уста у угловима имају по два брка, од којих је предњи много краћи од задњег, а често и сасвим редукован. Ждрелни зуби су троредни и молариформни. Основа леђног пераја је дугачка (Simonović 2001). Репно пераје има дубоку емаргинацију. Крљушти су крупне и дебеле (fishbase.org). Међу дивљим облицима шарана разликујемо четири варијетета: *tipicus*, *gibbosus*, *oblongus*, *hungaricus*. Међусобно се разликују по висини тела и степену бочне спљоштености тела. Боја тела је варијабилна и зависи од станишта (жућкасто-златна, сребрно-зеленкаста, готово црна итд.) (Simonović 2001). Ова врста има веома варијабилну форму, пропорције, сквамацију, развој пераја и боју (fishbase.org). Максимална забележена дужина износи 110 cm, максимална тежина 40,1 kg, а старост 38 година (fishbase.org).

Шаран је аутохтона врста за области од источне Европе, преко Русије, до Кине (Zambrano *et al.* 2006). Дивље популације шарана природно су присутне само у рекама сливова Црног, Каспијског и Аралског мора (fishbase.org). Шаран је вероватно прва врста која је интродукована у широким размерама (Miller & Crowl 2006), што је последица аквакултуре и рекреационог риболова (Zambrano *et al.* 2006). Интродукција ове врсте доводи до драматичних еколошких нарушавања на нивоу заједнице (директно или индиректно) али и на нивоу екосистема, а степен нарушавања зависи од густине популације шарана као и од врста присутних макрофита (Miller & Crowl 2006).

Насељава топле, дубоке, споротекуће и стајаће воде попут низијских река и великих језера (fishbase.org). Преферира станишта са густом акватичном вегетацијом и потопљеним дрвећем, у односу на отворену воду (Jones & Stuart 2007). Шаран живи на свим дубинама, али постоји и тенденција да крупније јединке окупирају дубље воде (García-Berthou 2001).

Шаран је омниворна врста која конзумира и детритус (García-Berthou 2001). Ларве хирономида јесу примарни извор хране, а такође се храни и мекушцима, ларвама ефемероптера, трихоптера и одоната, олигохетама, зоопланктоном и биљним материјалом (посебно мртвим макрофитама) (Michel & Oberdorff 1995).

1.6.4. Сабљар

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Classis: Actinopterygii

Ordo: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Genus: *Pelecus*

Species: *P. cultratus*



Слика 4. Сабљар (<http://i39.tinypic.com/142wtue.jpg>).

Тело сабљара је издужено и бочно спљоштено, са оштрим трбухом (у виду гребена) и равним леђима из профила (Слика 4). Уста су горња и без бркова, док су ждрелни зуби дворедни. Леђно пераје је померено на задњи део тела, иза нивоа почетка основе аналног пераја. Дугачка грудна пераја су уназад положена, и премашују ниво основе трбушних пераја. Анално пераје је веома дугачко, док репно пераје има већи доњи режањ од горњег. Потпуна бочна линија је таласаста и од нивоа грудних пераја јако ниско постављена. Крљушти су веома ситне. Леђа су смеђе до црне боје, а бокови и трбух су сребрнасти (Simonović 2001). Максимална забележена дужина износи 60 cm, тежина 2 kg, а старост 11 година (fishbase.org).

Сабљар је евроазијска врста (fishbase.org) која живи у басенима Црног, Каспијског и Аралског мора (Kottelat & Freyhof 2007). Живи у отвореним водама великих река и језера (Kottelat & Freyhof 2007) и преферира средишње слојеве воде (Specziár 2011). Повећање комплексности станишта доводи до значајног пада у хватању плена код јувенилних јединки (Tatrai & Herzig 1995).

На основу исхране, сабљар има 3 животне фазе. Јединке између 101 и 121 мм хране се копеподама, док се јединке између 121 и 200 мм дужине хране кладоцерама. Трећа животна фаза обухвата јединке између 201 до 400 мм дужине које су факултативни писцивори. Удео рибе у исхрани повећава се са растом рибе (Specziár & Rezsú 2009). У исхрани се могу наћи и инсекти (ларве, лутке и адулти) и пауци. У бирању плена кључни фактор представља видљивост плена (Liu & Herzig 1996).

1.6.5 Сом

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Classis:

Actinopterygii

Ordo: Siluriformes

Familia: Siluridae

Genus: *Silurus*

Species: *S. glanis*



Слика 5. Сом (http://evrsac.rs/media/k2/items/cache/dbe05350458c15fa6c802fb686391131_XL.jpg).

Широка троугласта глава сома карактерише се малим очима, великим устима, једним паром веома дугачких хрскавичавих бркова на горњој вилици, као и са два пара бркова испод доње вилице (Слика 5). На издуженом телу налазе се снажно развијена грудна пераја (одмах иза шкржних поклопаца). Трбушна пераја много су мања од грудних, анално пераје је најдуже, док репно пераје није посебно велико. Веома мало дорзално пераје налази се на крају прве трећине тела.

Кожа нема крљушти, обложена је мукусом, садржи сензорне ћелије за укус и учествује у респирацији. Тамне је боје, са сивкасто-белом дорзалном страном, али су забележени и албино примерци (Copp *et al.* 2009). Максимална забележена дужина износи 500 cm, тежина 306 kg, а максимална старост је 80 година (fishbase.org).

Аутохтона је врста за источну Европу и западну Азију, а највећу бројност достиже у речним басенима Дунава и Волге (Carol *et al.* 2007). Интродукована је у многе европске земље, попут Француске, Италије, Холандије, Шпаније и Велике Британије (Alp *et al.* 2011) због комерцијалног и рекреативног риболова, као и због коришћења у аквакултури (Copp *et al.* 2009).

Сом насељава велике реке и језера. Током дана се налази заклоњен у литоралној зони, док се ноћу креће у потрази за храном. Сваки лов увек је праћен враћањем на претходну локацију (Carol *et al.* 2007).

Сом има већи спектар потенцијалне хране од других предаторских врста, попут штуке или смуђа (Copp *et al.* 2009). Његова исхрана обухвата различите врсте риба, кичмењаке попут жаба, глодара и водених птица, као и бескичмењаке, попут ракова (Czarnecki *et al.* 2003). За разлику од смуђа и штуке, сом нема „*top-down*“ контролу у ланцима исхране (Copp *et al.* 2009).

1.6.6. Манић

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Classis: Actinopterygii

Ordo: Gadiformes

Familia: Lotidae

Genus: *Lota*

Species: *L. lota*



Слика 6. Манић (http://www.chytej.cz/foto/atlas_ryb/mnik_jednovously/zakladni_informace/Mnik.jpg).

Тело манића је издужено, у предњем делу цилиндрично, а позади бочно спљоштено (Слика 6). Глава је релативно велика и дорзовентрално спљоштена и на њој се налази један дужи брк на врху доње вилице и два краћа на роструму (Simonović 2001). Почеци трбушних пераја су испред почетака кратких и заобљених грудних пераја. Задње леђно пераје је најмање шест пута дуже од предњег леђног пераја и спаја се са репним перајем (fishbase.org). Анално пераје је дугачко готово као и друго леђно. Репно пераје је позади заобљено (Simonović 2001). Жуте је или смеђе боје са тамнијим шарама по телу, глави и перајима. Максимална забележена дужина износи 152 cm а тежина 43 kg (fishbase.org).

Манић је једини прави слатководни представник свог реда. Насељава слатководна и нека бракична станишта континенталне Евроазије и Северне Америке, али су његове популације угрожене у већем делу ареала (Worthington *et al.* 2010).

Манић је бентосна врста (Pääkkönen & Marjomäki 2000) која насељава дубока језера и велике реке спорог тока, али се може наћи и у естуарима великих равничарских река као и у малим планинским потоцима (fishbase.org). У првој години живота јединке живе на дубинама мањим од 4 метра, у литоралној зони,

сакривене испод разних објеката, унутар литоралне вегетације или закопане у танак слој детритуса (Ryder & Pesendorfer 1992). Одрасле јединке преферирају камениту подлогу и њихова ефикасност проналаска плена највећа је на том типу подлоге (Fischer 2000).

Након изваљивања из јаја, јувенилни манићи формирају мала јата и хране се током дана пелашким копеподама и кладоцерама. Након овог периода јединке постају солитарне и бентосне, примарно се хране ноћу, а храна укључује и амфиводе (Ryder & Pesendorfer 1992). Адултна јединка је опортунистички предатор (Kahilainen & Lehtonen 2003), али је лош пливач који је адаптиран на лов из заседе (Pääkkönen & Marjomäki 2000). Главни плен су му бескичмењаци и друге врсте риба. Пропорционални удео рибе у исхрани повећава се са старашћу ове врсте (Pääkkönen & Marjomäki 2000).

1.6.7. Балавац

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Classis: Actinopterygii

Ordo: Perciformes

Familia: Percidae

Genus: *Gymnocephalus*

Species: *G. cernua*



Слика 7. Балавац (http://www.hlasek.com/foto/gymnocephalus_cernuus_hc8487.jpg).

Балавац има издужено, мало бочно спљоштено и умерено високо тело (Слика 7). Глава је велика са заобљеним ростром. Уста су терминална или нешто субтерминална. На глави и на шкржном поклопцу су, испод коже, присутна

коштана удубљења, а глава је без крљушти. Има једно леђно пераје са тврдим и бодљастим жбицама у предњем делу, и меким и гранатим жбицама у задњем делу. Смеђе је боје тела, са тамним мрљама и тачкама (Simonović 2001). Од осталих припадника рода *Gymnocephalus* разликује се по боковима са бројним малим тамним мрљама и по броју жбица дорзалног пераја (11-16). Максимална забележена дужина износи 25 cm, а максимална тежина 400 g. Доживљава старост од 10 година (fishbase.org).

Балавац је једна од најраспрострањенијих перцидних риба у Европи. Аутохтона је за северну, централну и источну Европу, али не и за Ирску, Шкотску, део Норвешке, Пиринејско, Апенинско и југ Балканског полуострва. Интродукована је и у северноамеричка Велика језера (Lorenzoni *et al.* 2009).

Због своје велике прилагодљивости, ова врста је ефикасна у инвазијама. Може да се прилагоди различитим типовима вода и подноси велике варијације у салинитету воде, продуктивности воде, стаништима и дубинама (Volta *et al.* 2013). Где год се балавац појавио као егзотична врста, примећене су промене у структури заједнице риба (Dieterich *et al.* 2004).

Чешће насељава језера и велике реке у односу на мање реке и баре, а преферира станишта са мањим струјањем воде и чистим дном са талогом песка и/или шљунка. У стајаћој води насељава веће дубине од гргеча (Hölker & Thiel 1998).

Балавац не пролази кроз наглашене онтогенетске промене у исхрани. На почетку живота храни се зоопланктоном и бентосним бескичмењацима, а исхрана зоопланктоном постаје мање битна како риба расте. Кад јединка пређе 40 mm дужине, храни се искључиво бентосним бескичмењацима (Dieterich *et al.* 2004). У оквиру бентосног плена истичу се ларве хиронимида, ларве ефемероптера и ларве трихоптера. У језерима у храну спадају и јаја других риба, док се одрасли балавци хране и другим врстама рибе. (Hölker & Thiel 1998).

За разлику од гргеча, који је визуелно оријентисан предатор, балавац је механосензорно оријентисан у потрази за пленом (Schleuter & Eckmann 2006). У условима малог осветљења или велике замућености воде, балавац открива плен

добро развијеном бочном линијом (посебно је развијен екстензивни систем канала у главеном региону) (Hölker & Thiel 1998).

1.6.8. Гргеч

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Classis: Actinopterygii

Ordo: Perciformes

Familia: Percidae

Genus: *Perca*

Species: *P. fluviatilis*



Слика 8. Гргеч (<http://www.naturephoto-cz.com/photos/others/perch-36101.jpg>).

Гргеч има два јасно раздвојена леђна пераја (fishbase.org) (Слика 8). Предње леђно пераје има дужу основу и чине га тврде, бодљасте жбице, док задње леђно пераје сачињавају меке, гранате жбице (Simonović 2001). Задњи део предњег леђног пераја има тамну мрљу. Грудна пераја су жута, док трбушна и анална могу бити жуте или црвене боје. Бокови имају 5-8 тамних пруга, најчешће облика слова Y. Максимална дужина коју може да постигне износи 60 cm, максимална тежина 4,8 kg, а старост до 22 године (fishbase.org).

Гргеч је најраспрострањенија врста у својој породици. Распрострањен је широм Европе и Азије, а представља интродуковану врсту у другим деловима света, пре свега у Јужној Африци, Аустралији и Новом Зеланду (Giannetto *et al.* 2012). Постоји више разлога успешног насељавања ове врсте у Аустралији, нпр. брзо полно сазревање, брзи раст, предаторска природа и веће димензије тела (у

поређењу са аутохтоним врстама), затим толеранција широког распона станишта и услова животне средине, као и недостатак предатора (Morgan *et al.* 2003).

Ова врста насељава различите екосистеме, који могу варирати од вештачких језера па до бракичних вода (Akin *et al.* 2011).

Гргеч често пролази кроз једну или две онтогенетске промене у исхрани (Jacobsen *et al.* 2002). Јувенилне јединке се у почетним животним стадијумима хране пелашким зоопланктоном (Hjelm *et al.* 2000; Persson & Greenberg 1990). При средњим величинама хране се бентосним организмима, а онда постају већином писциворни (Hjelm *et al.* 2000). У заједници бентоса, где је већа маневарска способност предност, фаворизовано је високо тело, док је код писциворних риба, којима је потребна велика брзина, вретенастије тело супериорније (Hjelm *et al.* 2000).

Крупније јединке су активни ловци који плен радије траже у отвореној води него у стаништима са вегетацијом. Мање је ефикасан ловац у замућеној води (Jacobsen *et al.* 2002) и у лову се ослања на вид (Schleuter & Eckmann 2006). Постоје индивидуалне разлике у нивоу дневне активности, али је активност најмања ноћу. Највећа активност најчешће се јавља у сумрак и свитање (Jacobsen *et al.* 2002).

1.6.9. Смуђ

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Classis: Actinopterygii

Ordo: Perciformes

Familia: Percidae

Genus: *Sander*

Species: *S. lucioperca*



Слика 9. Смуђ (<http://www.naturephoto-cz.com/photos/others/lucioperca-115433.jpg>).

Тело смуђа је издужено и цилиндрично на пресеку са релативно великом и зашиљеном главом на којој се налазе велика уста (Simonović 2001) (Слика 9). У вилицама се налазе снажни игласти зуби (Simonović 2001), а у предњем делу сваке вилице налазе се један или два увећана очњака (fishbase.org). Шкржни поклопци нису покривени крљуштима, или су само делимично покривени. Леђна пераја су јасно раздвојена и предње леђно пераје обично има краћу основу од задњег, мада могу бити и једнаке. Предње леђно пераје чине бодљасте жбице, док је задње са гранатим, меким жбицама. Тело је жуто-зелене боје, са неправилним тамнијим вертикалним пругама (Simonović 2001). Максимална дужина износи 130 cm, максимална тежина 20 kg, а старост до 17 година (fishbase.org).

Аутохтона за источну Европу и западну Азију, ова врста се проширила, природно или интродукцијама, од северне до јужне Европе, у централној Азији, западној Кини и северној Африци (M'Hetli *et al.* 2011). Главни разлог интродукција јесте велики значај врсте у рекреативном и комерцијалном риболову (Lappalainen *et al.* 2003). Типичан је представник језера, река и бракичних вода црноморског и каспијског слива (Lappalainen *et al.* 2003).

Смуђ је писциворни предатор (Horký *et al.* 2008), а почетак писциворије се примећује током првог месеца након изваљивања из јаја, а облигатна писциворија се формира након прве године живота (Specziár 2011). Максимум активности је у сумрак (Horký *et al.* 2008). Смуђ има велику улогу у биоманипулацији и смањењу броја нежељених врста риба (најчешће ципринидних врста) (Lappalainen *et al.* 2003).

1.6.10. Главоч тркач

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Classis: Actinopterygii

Ordo: Perciformes

Familia: Gobiidae

Genus: *Babka*

Species: *B. gymnotrachelus*



Слика 10. Главоч тркач (http://www.hlasek.com/foto/neogobius_gymnotrachelus_hf5336.jpg).

Глава главоча тркача је дорзовентрално спљоштена (Simonović 2001) и не постоје крљушти дуж средине главе и на потиљку (fishbase.org) (Слика 10). Трбушна пераја су срасла у трбушни диск. Има два леђна пераја, од којих прво има негранате бодље, а друго има једну негранату и више гранатих, меких жбица (Simonović 2001). Прва граната жбица задњег леђног пераја дугачка је скоро као претпоследња жбица (fishbase.org). Тело је сивкасто-смеђе боје, са 5-6 тамних косих пруга дуж бокова (Simonović 2001), али не постоји правилан образац у позицији и облику пруга на телу (fishbase.org). Задњи део предњег леђног пераја нема тамну мрљу. Максимална дужина износи 16,2 cm (fishbase.org).

Ова врста је аутохтона у бракичним лагунама Црног и Каспијског мора, као и у доњим деловима река који се у њих уливају (Дунав, Дњестар, Јужни Буг, Дњепар, Дон и Волга) (Grabowska & Grabowski 2005).

На ширење ове врсте кроз Европу утичу различити фактори попут транспорта баластних вода, изградње брана и резервоара, промене климе, загађења, природних образаца миграција итд. (Ohayon & Stepien 2007). Већином насељава станишта са добро развијеном вегетацијом или станишта високе комплексности (Kottelat & Freyhof 2007).

Ова врста се храни ноћу, углавном бентосним организмима (примарни плен су амфиподе) (Grabowska & Grabowski 2005). Храни се још и ларвама и луткама хирономида, полихетама, олигохетама, раковима, мекушцима, као и риблим јајима и малим рибама (Grabowska & Grabowski 2005; Jaroszewska *et al.* 2008). Исхрана ове врсте може значајно да варира у односу на станиште, у зависности од доступности плена (Jaroszewska *et al.* 2008).

1.6.11. Главоч округлак

Regnum: Animalia

Phylum: Chordata

Classis:

Actinopterygii

Ordo: Perciformes

Familia: Gobiidae

Genus: *Neogobius*

Species: *N. melanostomus*



Слика 11. Главоч округлак (http://www.hlasek.com/foto/neogobius_melanostomus_he6947.jpg).

Главоч округлак има издужено тело које је кружно на попречном пресеку (Kornis *et al.* 2012) (Слика 11). На дорзовентрално спљоштеној глави (Simonović 2001) налазе се терминална уста (Kornis *et al.* 2012). Не постоје крљушти дуж средине главе или на потиљку (fishbase.org). Трбушна пераја су срасла у трбушни диск (Simonović 2001). Леђна пераја су јасно раздвојена (Kornis *et al.* 2012). Прво леђно пераје има негранате бодље, док друго има једну негранату и више гранатих меких жбица (Simonović 2001). Прва граната жбица другог леђног пераја је дугачка као и предзадња жбица (fishbase.org). Обојеност тела је варијабилна и може бити сива, смеђа или жуто-зелена, али је глава обично тамнија од остатка тела (Kornis *et al.* 2012). На задњем делу предњег леђног пераја налази се крупна тамна мрља (fishbase.org). Пераја су обично тамно сива (Kornis *et al.* 2012). Максимална забележена дужина износи 24,6 cm (fishbase.org).

Аутохтона је за Понто-Каспијски регион (Corkum *et al.* 2004), односно за басене Азовског, Црног и Каспијског мора (Kottelat & Freyhof 2007).

Главоч округлак је једна од најраспрострањенијих инвазивних врста. Интродуковане популације присутне су у сливу Великих језера, Балтичком мору и у неколико великих европских река (Kornis *et al.* 2012).

Обично су најбројнији на стеновитом станишту (Kornis *et al.* 2012) или на станишту са добро развијеном вегетацијом (Kottelat & Freyhof 2007). Седентарна је врста, а мужјаци су територијални (Björklund & Almqvist 2010).

Храни се бентосним бескичмењацима, малим рибама као и јајима и ларвама крупнијих риба. Исхрана је условљењена стаништем, периодом дана и године, као и величином тела (Kornis *et al.* 2012).

1.7. Циљеви истраживања

- Одређивање концентрација токсичних метала и елемената у траговима у ткивима риба са различитих трофичких нивоа.
- Испитивање корелација између риба плена и риба предатора, на основу концентрације одређених елемената у ткивима.
- Процена могућности раздвајања врста у функционалне групе на основу концентрације елемената у ткивима.
- Испитивање корелација између концентрације елемената у ткивима и тежине рибе.
- Процена квалитета рибе за људску исхрану у односу на максимално дозвољене концентрације (МДК) прописане националном и међународном регулативом.

2. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ

2.1. Опис истраживаног локалитета

Река Дунав је, после Волге, друга највећа европска река, са укупном дужином од 2 857 километара, која пролази кроз неколико земаља: Немачку, Аустрију, Словачку, Мађарску, Хрватску, Србију, Румунију, Бугарску, Молдавију и Украјину (Schiller *et al.* 2010) (Слика 12). Слив Дунава обухвата површину од 817 000 км² (Schiller *et al.* 2010), а цео слив прима воде из 19 земаља (Sommerwerk *et al.* 2009). Дунавски басен је подељен у три региона: горњи Дунав, средњи Дунав и доњи Дунав. Регион Средњег Дунава обухвата слив од 445 000 км², а простире се од Девинске бране, на граници Словачке и Аустрије, па до Ђердапа (Schiller *et al.* 2010).



Слика 12. Река Дунав и њен басен (<http://assets.panda.org/img/original/danubemap.gif>).

Дунав у Србију улази на 1 433. речном километру (српско-мађарка граница), а излази на 845. речном километру, на ушћу Тимока (српско-румунска граница). Укупан ток Дунава, од 588 км, кроз Србију се може поделити на три сектора – панонски, ђердапски и понтијски (Gavrilović & Dukić 2002).

Река Дунав је, са својим притокама (Тиса, Сава, Велика Морава, Млава, Пек, Тимок) у Србији, значајна за привредно искоришћавање. Последице овог тренда јесу све већи водопривредни проблеми, али и загађеност воде, који постају ограничавајући фактори у рационалном искоришћавању река (Gavrilović & Dukić 2002).

Велики број индустријских постројења у сливу Дунава у Србији испушта непрерађене отпадне воде (Stanković 2006), што је посебно изражено у близини Новог Сада, Београда, Панчева и Бора, који су окружени различитим индустријским постројењима (Stanić *et al.* 2006). У оквиру ових постројења налазе се индустрије неорганске хемије у Новом Саду, органске хемије у Панчеву, Новом Саду и Београду, индустрија челика у Смедереву итд. (Milanović *et al.* 2010). Проблем представља и загађење које доносе притоке Дунава. Река Тиса је била изложена интензивном загађењу из различитих извора (пољопривреда, фабрике хемије, рударска индустрија и канализационе отпадне воде) (Sakan *et al.* 2007). Река Сава прима неорганске и органске супстанце из различитих кућних и индустријских активности дуж саме реке и њених притока (Källqvist *et al.* 2008). Велика Морава је речни систем загађен, између осталог, и никлом, оловом и цинком (Sakan *et al.* 2011).

Све врсте риба анализираних у овом раду хватане су у периоду између 2010. и 2012. године, на два локалитета београдског сектора реке Дунав, између 1168. и 1170. речног километра (Слика 13). Први истраживани локалитет (44° 49' 22.13" N, 20° 26' 19.22" E), налази се на ушћу Саве у Дунав. Други локалитет (44° 49' 57.55" N, 20° 28' 28.95" E) налази се узводно од Панчевачког моста. Ови локалитети бирани су због близине ушћа Саве (која доноси своје загађење) у Дунав, близине урбаног дела Београда, као и близине пољопривредних површина.



Слика 13. Мапа локалитета на којима су узорковане јединке истраживаних врста (Google Earth).

2.2. Параметри квалитета воде

Податке о квалитету воде реке Дунав уступила је Агенција за заштиту животне средине Републике Србије. Узорковање воде обављено је у близини локалитета на којима су хватане рибе. Резултати анализе квалитета воде представљени су у Табелама 2а, 2б, 3а, 3б, 4а и 4б.

Табела 2а. Преглед параметара квалитета воде Дунава, на мерној станици Земун, јануар-јун 2010. године.

Параметар	Јединица	Месец узорковања					
		1	2	3	4	5	6
Температура воде	°C	7,2	4,7	9,4	13,9	14,0	22,8
Температура вездуха	°C	1,5	3,0	6,8	13,2	10,3	30,0
Видљиве отп. мат.		без	без	без	без	без	без
Мирис		без	без	без	без	без	без
Боја		без	без	без	без	без	без
Мутноћа	NTU	-	13,0	33,6	20,3	18,8	12,0
Суспендоване мат.	mg/l	64	13	10	28	20	7
Растворени O ₂	mg/l	12,0	11,3	12,0	9,9	8,3	5,8
Засићеност воде са O ₂	%	93	96	97	99	90	70
Алкалитет	mmol/l	3,5	3,7	3,7	3,6	3,1	3,4
Укупна тврдоћа	mg/l	209	203	270	237	194	192
Растворени CO ₂	mg/l	5,7	4,4	5,2	0,0	4,4	4,8
Карбонати	mg/l	0,0	0,0	0,0	4,8	0,0	0,0
Бикарбонати	mg/l	213	226	226	209	189	207
pH		7,2	7,3	7,8	8,4	8,0	7,8
Електропроводљивост	µS/cm	345	441	404	412	373	362
Укупне раст. соли	mg/l	198	255	280	280	236	253
Амонијум	mg/l	0,23	0,15	0,14	0,10	0,09	0,05
Нитрити	mg/l	0,019	0,013	0,020	0,008	0,015	0,032
Нитрати	mg/l	0,30	0,20	0,60	0,40	0,60	0,70
Органски азот	mg/l	-	1,69	1,30	2,35	0,76	1,18
Укупни азот	mg/l	-	2,05	2,06	2,86	1,46	1,96
Ортофосфати	mg/l	0,053	0,037	0,048	0,012	0,033	0,055
Укупни фосфор	mg/l	-	0,121	0,106	0,134	0,096	0,067
Натријум	mg/l	9,8	11,7	12,7	15,5	12,6	10,1
Калијум	mg/l	1,5	1,6	1,5	2,3	2,1	2,9
Калцијум	mg/l	61	61	67	59	49	58
Магнезијум	mg/l	13,4	12,0	25,4	21,7	17,6	11,7
Хлориди	mg/l	12,4	20,5	19,4	21,1	16,1	12,4
Сулфати	mg/l	26,0	28,0	29,0	33,0	33,0	41,0
Растворено гвожђе	mg/l	-	0,28	0,24	0,05	0,05	0,14
Растворени манган	mg/l	-	0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,02
Растворени цинк	µg/l	-	4,4	10,1	16,0	3,0	3,1
Растворени бакар	µg/l	-	3,4	8,1	13,0	6,7	8,5
Ук. растворени хром	µg/l	-	1,7	0,5	<1,0	<0,5	<0,5

Растворено олово	µg/l	-	<0,5	<0,5	<1,0	<0,5	<0,5
Растворени кадмијум	µg/l	-	0,060	0,040	<0,2	<0,025	<0,025
Растворена жива	µg/l	-	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1
Растворени никл	µg/l	-	1,0	1,6	2,0	0,8	1,8
Раст. алуминијум	µg/l	-	-	-	-	-	-
Растворени арсен	µg/l	-	1,9	1,6	1,0	2,0	1,9
БПК-5	mg/l	1,1	2,0	1,8	-	1,3	4,1
ХПК _{Mn}	mg/l	1,7	3,0	2,7	4,4	3,2	5,1
Ук. орг. угљеник	mg/l	-	3,2	3,6	2,5	4,0	-

Табела 26. Преглед параметара квалитета воде Дунава, на мерној станици Земун, јул-децембар 2010. године.

Параметар	Јединица	Месец узорковања					
		7	8	9	10	11	12
Температура воде	°C	24,0	22,7	21,0	13,3	13,0	4,7
Температура ваздуха	°C	31,8	29,5	22,0	7,7	17,0	-6,0
Видљиве отп. мат.		без	без	без	без	без	без
Мирис		без	без	без	без	без	без
Боја		без	без	без	без	без	без
Мутноћа	NTU	24,0	38,0	9,0	14,2	24,0	11,8
Суспендоване мат.	mg/l	36	36	20	17	18	10
Растворени O ₂	mg/l	5,8	6,8	8,0	8,6	9,0	11,9
Засићеност воде са O ₂	%	75	116	80	84	88	100
Алкалитет	mmol/l	3,2	3,1	3,4	3,0	3,9	4,8
Укупна тврдоћа	mg/l	209	182	219	252	210	243
Растворени CO ₂	mg/l	4,2	3,1	3,9	2,2	3,0	3,9
Карбонати	mg/l	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Бикарбонати	mg/l	194	190	207	220	238	244
pH		7,9	8,2	8,1	8,2	7,9	7,9
Електропроводљивост	µS/cm	420	383	391	511	420	501
Укупне раст. соли	mg/l	266	234	251	318	249	340
Амонијум	mg/l	0,12	0,01	0,05	0,26	0,06	0,06
Нитрити	mg/l	0,032	0,008	0,017	0,002	0,015	0,013
Нитрати	mg/l	0,30	0,80	1,37	0,20	1,14	0,20
Органски азот	mg/l	1,09	1,29	0,24	1,34	0,45	-
Укупни азот	mg/l	1,54	2,11	1,68	1,80	1,66	-
Ортофосфати	mg/l	0,043	0,047	0,046	0,047	0,038	0,059
Укупни фосфор	mg/l	0,162	0,085	0,119	0,122	0,094	-
Натријум	mg/l	15,7	11,8	11,2	15,4	10,6	-
Калијум	mg/l	2,4	1,9	1,9	2,8	1,9	-

Калцијум	mg/l	51	50	64	61	63	67
Магнезијум	mg/l	20,0	14,0	14,0	24,0	13,0	19,0
Хлориди	mg/l	19,9	14,0	15,0	21,0	12,0	30,0
Сулфати	mg/l	28,0	28,0	29,0	47,0	23,0	44,0
Растворено гвожђе	mg/l	0,09	0,15	0,09	0,12	0,38	-
Растворени манган	mg/l	0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	-
Растворени цинк	µg/l	3,5	2,2	2,9	3,8	10,5	-
Растворени бакар	µg/l	7,4	3,6	6,9	2,8	10,1	-
Ук. растворени хром	µg/l	0,5	0,6	2,8	<0,5	<0,5	-
Растворено олово	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	-
Растворени кадмијум	µg/l	0,030	0,080	0,040	0,180	0,030	-
Растворена жива	µg/l	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	-
Растворени никл	µg/l	1,7	2,1	2,3	2,0	3,4	-
Раст. алуминијум	µg/l	-	-	-	17	18	-
Растворени арсен	µg/l	2,4	1,8	1,7	1,6	1,1	-
БПК-5	mg/l	3,2	2,6	1,0	1,6	2,0	2,6
ХПК _{Mn}	mg/l	5,1	5,8	3,2	2,8	3,2	2,6
Ук. орг. угљеник	mg/l	3,3	3,3	3,1	6,3	3,2	-

Табела 3а. Преглед параметара квалитета воде Дунава, на мерној станици Земун, јануар-јун 2011. године.

Параметар	Јединица	Месец узорковања					
		1	2	3	4	5	6
Температура воде	°C	7,0	6,7	10,8	2,0	24,3	25,0
Температура ваздуха	°C	3	5	15	26	26,4	24
Видљиве отп. мат.		без	без	без	без	без	без
Мирис		без	без	без	без	без	без
Боја		без	без	без	без	без	без
Мутноћа	NTU	15,60	47,00	12,30	11,00	14,10	64,20
Суспендоване мат.	mg/l	13	130	16	10	10	22
Растворени O ₂	mg/l	12,0	12,0	11,3	7,6	6,8	6,3
Засићеност воде са O ₂	%	96	96	94	90	82	77
Алкалитет	mmol/l	4,1	4,6	4,8	3,3	3,2	3,8
Укупна тврдоћа	mg/l	267	260	259	200	165	183
Растворени CO ₂	mg/l	3,0	2,7	0,0	3,9	2,4	1,8
Карбонати	mg/l	0,0	0,0	10,8	0,0	0,0	0,0
Бикарбонати	mg/l	250	280	270	206	193	233
pH		8,0	8,1	8,3	7,8	8,2	8,1
Електропроводљивост	µS/cm	508	498	517	394	353	369
Укупне раст. соли	mg/l	332	347	362	264	215	229

Амонијум	mg/l	0,08	0,18	0,06	0,10	0,20	0,12
Нитрити	mg/l	0,010	0,025	0,013	0,016	0,010	0,046
Нитрати	mg/l	0,80	1,30	0,40	0,60	0,50	0,70
Органски азот	mg/l	2,47	1,82	2,89	1,61	1,56	0,03
Укупни азот	mg/l	3,36	3,32	3,36	2,33	2,27	0,90
Ортофосфати	mg/l	0,044	0,034	0,002	0,025	0,218	0,054
Укупни фосфор	mg/l	0,097	0,132	0,093	0,071	0,279	0,188
Натријум	mg/l	20,4	21,0	21,7	-	13,5	10,5
Калијум	mg/l	3,6	2,2	1,9	-	1,3	2,3
Калцијум	mg/l	73	69	70	50	45	44
Магнезијум	mg/l	21	21	20	18	13	18
Хлориди	mg/l	33,1	29,0	36,0	23,0	17,0	14,0
Сулфати	mg/l	46	50	49	35	28	34
Растворено гвожђе	mg/l	0,08	0,13	0,14	0,06	0,04	0,02
Растворени манган	mg/l	0,01	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Растворени цинк	µg/l	11,0	21,5	20,0	6,9	10,8	8,7
Растворени бакар	µg/l	16,4	3,3	6,2	11,4	4,7	11,9
Ук. растворени хром	µg/l	2,1	1,6	1,1	1,3	0,5	1,0
Растворено олово	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Растворени кадмијум	µg/l	0,050	0,080	0,180	0,030	0,060	0,150
Растворена жива	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Растворени никл	µg/l	1,4	2,4	2,0	1,9	2,4	1,7
Раст. алуминијум	µg/l	12,8	11,5	<10	17,6	20,1	18,9
Растворени арсен	µg/l	1,1	1,3	1,1	2,1	2,4	1,7
БПК-5	mg/l	1,2	1,0	1,3	1,3	2,1	1,8
ХПК _{Mn}	mg/l	2,4	2,3	3,1	2,4	2,1	3,8
Ук. орг. угљеник	mg/l	6,5	2,4	8,7	6,9	2,4	6,4

Табела 36. Преглед параметара квалитета воде Дунава, на мерној станици Земун, јул-децембар 2011. године.

Параметар	Јединица	Месец узорковања					
		7	8	9	10	11	12
Температура воде	°C	24,4	21,7	12,5	8,8	5,9	-
Температура ваздуха	°C	34,5	22,9	17,8	3	7,5	-
Видљиве отп. мат.		без	без	без	без	без	-
Мирис		без	без	без	без	без	-
Боја		без	без	без	без	без	-
Мутноћа	NTU	18,10	10,10	43,30	6,20	5,40	-
Суспендоване мат.	mg/l	22	9	26	6	2	-
Растворени O ₂	mg/l	6,7	7,0	8,4	11,0	12,7	-

Засићеност воде са O ₂	%	81	80	80	95	101	-
Алкалитет	mmol/l	3,2	3,4	3,4	3,7	4,1	-
Укупна тврдоћа	mg/l	174	197	200	212	248	-
Растворени CO ₂	mg/l	2,6	4,8	7,9	2,6	3,1	-
Карбонати	mg/l	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
Бикарбонати	mg/l	194	207	204	223	250	-
pH		8,1	8,0	8,0	8,2	8,1	-
Електропроводљивост	μS/cm	356	395	387	429	477	-
Укупне раст. соли	mg/l	214	331	240	261	252	-
Амонијум	mg/l	0,05	0,17	0,25	0,26	0,20	-
Нитрити	mg/l	0,003	0,012	0,009	0,014	0,025	-
Нитрати	mg/l	0,80	0,50	0,90	0,40	1,70	-
Органски азот	mg/l	0,80	-	0,90	1,70	0,90	-
Укупни азот	mg/l	1,70	-	2,10	2,40	2,80	-
Ортофосфати	mg/l	0,055	0,059	0,048	0,053	0,039	-
Укупни фосфор	mg/l	-	-	0,064	0,065	0,039	-
Натријум	mg/l	11,0	-	14,4	17,3	23,1	-
Калијум	mg/l	1,9	-	1,7	2,2	3,2	-
Калцијум	mg/l	50	51	50	58	63	-
Магнезијум	mg/l	12	17	18	16	22	-
Хлориди	mg/l	15,0	19,0	18,0	18,0	24,0	-
Сулфати	mg/l	26	33	33	38	43	-
Растворено гвожђе	mg/l	<0,01	-	0,01	0,03	0,02	-
Растворени манган	mg/l	<0,01	-	<0,01	0,01	0,05	-
Растворени цинк	μg/l	3,2	-	6,6	6,0	3,2	-
Растворени бакар	μg/l	3,3	-	15,2	15,4	5,6	-
Ук. растворени хром	μg/l	<0,5	-	0,5	0,5	<0,5	-
Растворено олово	μg/l	<0,5	-	<0,5	<0,5	<0,5	-
Растворени кадмијум	μg/l	<0,025	-	0,020	0,030	0,070	-
Растворена жива	μg/l	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	-
Растворени никл	μg/l	0,8	-	1,5	1,7	3,4	-
Раст. алуминијум	μg/l	10,0	-	14,4	17,3	10,1	-
Растворени арсен	μg/l	1,1	-	1,3	1,6	1,1	-
БПК-5	mg/l	1,9	3,5	1,5	1,3	2,3	-
ХПК _{Mn}	mg/l	3,0	4,8	1,7	3,2	2,7	-
Ук. орг. угљеник	mg/l	2,5	-	1,9	-	2,9	-

Табела 4а. Преглед параметара квалитета воде Дунава, на мерној станици Земун, јануар-јун 2012. године.

Параметар	Јединица	Месец узорковања					
		1	2	3	4	5	6
Температура воде	°C	3,4	3,2	13,2	14,0	17,8	21,4
Температура ваздуха	°C	-1,0	8,0	23,0	6,0	13,8	29,8
Видљиве отп. мат.		без	без	без	без	без	без
Мирис		без	без	без	без	без	без
Боја		без	без	без	без	без	без
Мутноћа	NTU	15,20	22,90	15,00	29,80	37,80	27,30
Суспендоване мат.	mg/l	6	18	11	30	40	39
Растворени O ₂	mg/l	11,17	11,95	11,00	8,57	9,04	7,64
Засићеност воде са O ₂	%	84	89	90	86	96	87
Алкалитет	mmol/l	3,64	3,88	3,60	3,22	3,10	3,13
Укупна тврдоћа	mg/l	216	230	208	189	158	149
Растворени CO ₂	mg/l	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	3,2
Карбонати	mg/l	0,0	6,0	3,6	6,6	2,4	0,0
Бикарбонати	mg/l	222	225	212	183	184	191
pH		8,13	8,40	8,39	8,34	8,53	8,01
Електропроводљивост	µS/cm	441	487	413	359	320	318
Укупне раст. соли	mg/l	264	320	268	251	174	180
Амонијум	mg/l	0,09	0,21	0,10	0,04	0,10	0,05
Нитрити	mg/l	0,024	0,025	0,016	0,009	0,018	0,020
Нитрати	mg/l	1,60	1,80	0,30	0,20	0,30	1,00
Органски азот	mg/l	1,6	0,5	1,3	1,4	0,6	0,3
Укупни азот	mg/l	3,3	2,5	1,7	1,6	1,0	1,4
Ортофосфати	mg/l	0,053	0,012	0,007	0,012	0,032	0,037
Укупни фосфор	mg/l	0,054	0,319	0,076	0,094	0,412	0,610
Натријум	mg/l	18,3	-	15,5	-	9,5	9,1
Калијум	mg/l	3,0	-	2,8	-	2,0	2,0
Калцијум	mg/l	60,0	80,0	56,0	51,0	45,0	43,0
Магнезијум	mg/l	16,0	8,0	17,0	15,0	11,0	10,0
Хлориди	mg/l	20,0	27,0	23,0	15,0	11,0	14,0
Сулфати	mg/l	31	42	34	27	22	22
Растворено гвожђе	µg/l	16,0	27,0	21,1	<10	18,5	18,2
Растворени манган	µg/l	20,0	20,0	<10	27,5	13,5	<10
Растворени цинк	µg/l	17,0	28,4	11,0	14,0	29,0	9,8
Растворени бакар	µg/l	16,0	3,7	17,7	15,9	31,0	2,8
Ук. растворени хром	µg/l	1,1	<0,5	<0,5	0,9	1,2	7,6
Растворено олово	µg/l	19,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,8	<0,5

Растворени кадмијум	µg/l	0,180	0,060	0,060	0,110	0,100	0,080
Растворена жива	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Растворени никл	µg/l	1,2	1,3	1,4	1,3	2,6	2,6
Раст. алуминијум	µg/l	10,3	20,9	11,9	<10	14,0	<10
Растворени арсен	µg/l	1,0	1,1	<0,5	1,0	1,4	1,5
БПК-5	mg/l	1,99	1,64	2,11	1,30	2,44	2,64
ХПК _{Mn}	mg/l	3,36	3,16	3,00	3,20	3,00	4,04
Ук. орг. угљеник	mg/l	5,5	2,2	3,5	5,0	4,5	3,1

Табела 46. Преглед параметара квалитета воде Дунава, на мерној станици Земун, јул-децембар 2012. године.

Параметар	Јединица	Месец узорковања					
		7	8	9	10	11	12
Температура воде	°C	25,5	23,6	19,3	14,8	9,1	2,8
Температура вездуха	°C	24,8	24,0	22,8	12,5	8,4	1,5
Видљиве отп. мат.		без	без	без	без	без	без
Мирис		без	без	без	без	без	без
Боја		без	приметна	без	без	без	без
Мутноћа	NTU	10,20	25,20	15,00	12,30	22,00	11,60
Суспендоване мат.	mg/l	19	22	10	10	18	24
Растворени O ₂	mg/l	7,69	7,70	7,44	8,70	10,87	11,96
Засићеност воде са O ₂	%	93	91	81	56	94	88
Алкалитет	mmol/l	2,68	2,50	3,20	3,20	3,08	3,47
Укупна тврдоћа	mg/l	146	162	200	196	176	209
Растворени CO ₂	mg/l	0,0	1,9	0,0	1,3	0,0	0,0
Карбонати	mg/l	3,0	0,0	24,0	0,0	6,1	11,1
Бикарбонати	mg/l	157	153	158	195	176	190
pH		8,27	8,24	8,40	8,16	8,60	8,36
Електропроводљивост	µS/cm	315	334	352	400	367	434
Укупне раст. соли	mg/l	170	200	220	233	205	245
Амонијум	mg/l	0,08	0,06	0,10	0,08	0,09	0,12
Нитрити	mg/l	0,005	0,011	0,010	0,006	0,011	0,012
Нитрати	mg/l	0,50	0,04	0,30	1,36	1,55	1,87
Органски азот	mg/l	0,4	1,6	0,6	0,9	0,1	3,4
Укупни азот	mg/l	1,0	1,8	1,1	2,4	1,8	5,4
Ортофосфати	mg/l	0,021	0,014	0,111	0,057	0,033	0,032
Укупни фосфор	mg/l	0,022	0,038	0,133	0,082	0,079	0,070
Натријум	mg/l	-	9,4	-	12,1	9,8	12,9
Калијум	mg/l	-	-	-	2,4	2,1	2,4
Калцијум	mg/l	40,0	46,0	58,5	53,0	50,0	61,0

Магнезијум	mg/l	11,0	12,0	13,0	15,0	13,0	13,0
Хлориди	mg/l	15,0	15,0	24,0	18,0	16,0	20,0
Сулфати	mg/l	23	25	27	31	24	-
Растворено гвожђе	µg/l	<10	<10	<10	<10	12,8	<10
Растворени манган	µg/l	<10	<10	25,5	<10	<10	<10
Растворени цинк	µg/l	5,0	4,3	4,0	9,8	7,7	3,7
Растворени бакар	µg/l	3,3	1,5	2,5	3,6	2,4	2,2
Ук. растворени хром	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	0,9	<0,5	0,9
Растворено олово	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Растворени кадмијум	µg/l	0,060	0,070	0,060	0,020	0,060	0,080
Растворена жива	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Растворени никл	µg/l	0,9	0,7	0,8	0,8	0,9	0,9
Раст. алуминијум	µg/l	<10	14,0	<10	<10	<10	<10
Растворени арсен	µg/l	1,9	1,4	1,5	1,3	1,2	0,9
БПК-5	mg/l	2,13	3,54	1,24	1,10	3,43	1,03
ХПК _{Mn}	mg/l	3,16	5,42	2,80	2,02	4,35	2,57
Ук. орг. угљеник	mg/l	3,0	5,5	5,2	3,4	5,0	5,7

У 2010. години, на основу прописаних вредности параметара квалитета (Службени гласник РС бр. 50/2012), вода Дунава спадала је у 1. класу квалитета воде. Током одређених месеци у години квалитет воде је опао до класе 2 на основу параметара раствореног кисеоника и укупног азота. Такође, у односу на растворени кисеоник, вода Дунава је у одређеном делу године била и у класи 3.

У 2011. години, квалитет воде је такође већином био у 1. класи. Изузетак чини неколико месеци током којих је вода била у 2. класи на основу раствореног кисеоника, укупног органског угљеника, укупног азота, нитрита, укупног фосфора и ортофосфата.

И у 2012. години квалитет воде задовољавао је прописане параметре за 1. класу, са изузетком неколико месеци у којима је вода била 2. класе на основу раствореног кисеоника, zasiћености кисеоником, укупног органског угљеника и укупног азота.

2.3. Преглед фауне риба на испитиваним локалитетима

На истраживаном подручју до сада су регистроване 54 врсте риба из 14 породица (Табела 5) (Ѓikanović *et al.* 2013; Stanisavljević *et al.* 2014).

Табела 5. Риболовна фауна у водама на подручју Београда (Ѓikanović *et al.* 2013; Stanisavljević *et al.* 2014).

Фамилија	Врста
Acipenseridae	<i>Acipenser ruthenus</i> (кечига)
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (јегуља)
Esocidae	<i>Esox lucius</i> (штука)
Umbridae	<i>Umbra krameri</i> (црнка)
Cyprinidae	<i>Abramis brama</i> (деверика)
	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (двопругаста уклија)
	<i>Alburnus alburnus</i> (укљева)
	<i>Ballerus ballerus</i> (кесега)
	<i>Ballerus sapa</i> (црноока деверика)
	<i>Barbus balcanicus</i> (поточна мрена)
	<i>Barbus barbus</i> речна (мрена)
	<i>Blicca bjoerkna</i> (крупатица)
	<i>Carassius carassius</i> (златни караш)
	<i>Carassius gibelio</i> (бабушка)
	<i>Chondrostoma nasus</i> (скобаљ)
	<i>Stenopharyngodon idella</i> (бели амур)
	<i>Cyprinus carpio</i> (шаран)
	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (бели толстолобик)
	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (сиви толстолобик)
	<i>Leuciscus aspius</i> (буцов)
	<i>Leuciscus idus</i> (јаз)
	<i>Pelecus cultratus</i> (сабљар)
	<i>Pseudorasbora parva</i> (амурски чебачок)
	<i>Rhodeus amarus</i> (гавчица)
	<i>Romanogobio vladykovi</i> (белоперајна кркуша)
	<i>Rutilus rutilus</i> (бодорка)
	<i>Rutilus virgo</i> (плотица)
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (црвенперка)
	<i>Squalius cephalus</i> (клен)
	<i>Tinca tinca</i> (лињак)
	<i>Vimba vimba</i> (носара)
Cobitidae	<i>Cobitis elongatoides</i> (вијун)

	<i>Misgurnus fossilis</i> (чи́ков)
	<i>Sabanejewia balcanica</i> (златни вијун)
Balitoridae	<i>Barbatula barbatula</i> (бркица)
Siluridae	<i>Silurus glanis</i> (сом)
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i> (црни цверглан)
	<i>Ameiurus nebulosus</i> (смеђи цверглан)
Lotidae	<i>Lota lota</i> (манић)
Percidae	<i>Gymnocephalus baloni</i> (Балонов балавац)
	<i>Gymnocephalus cernua</i> (балавац)
	<i>Gymnocephalus schraetser</i> (шрац)
	<i>Perca fluviatilis</i> (греч)
	<i>Sander lucioperca</i> (смућ)
	<i>Sander volgensis</i> (смућ камењар)
	<i>Zingel streber</i> (мали вретенар)
	<i>Zingel zingel</i> (велики вретенар)
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i> (сунчица)
Gobiidae	<i>Babka gymnotrachelus</i> (главоч тркач)
	<i>Neogobius fluviatilis</i> (главоч пескар)
	<i>Neogobius melanostomus</i> (главоч округлак)
	<i>Ponticola kessleri</i> (главоч главаш)
	<i>Pterorhinus semilunaris</i> (главоч цевонос)
Odontobutidae	<i>Perccottus glenii</i> (амурски спавач)

2.4. Припрема препарата

Преглед узоркованих врста, броја ухваћених јединки, локалитета на којима је вршено узорковање, као и периода узорковања, представљен је у Табели 6.

Табела 6. Узорковане врсте, број ухваћених јединки, локалитет и период узорковања.

Врста	Број јединки	Локалитет узорковања	Период узорковања
<i>Esox lucius</i> (штука)	6	1	октобар 2011.
<i>Alburnus alburnus</i> (укљева)	9	1	март 2012.

<i>Cyprinus carpio</i> (шаран)	14	1	октобар – новембар 2010.
<i>Pelecus cultratus</i> (сабљар)	23	1	април - мај 2012.
<i>Silurus glanis</i> (сом)	11	1	октобар 2010.
<i>Lota lota</i> (манић)	20	2	децембар 2010.
<i>Gymnocephalus cernua</i> (балавац)	21	1	април - мај 2012.
<i>Perca fluviatilis</i> (греч)	23	1	октобар – децембар 2011.
<i>Sander lucioperca</i> (смућ)	10	1	октобар 2010.
<i>Babka gymnotrachelus</i> (главоч тркач)	11	1	октобар 2010.
<i>Neogobius melanostomus</i> (главоч округлак)	4	1	октобар 2010.

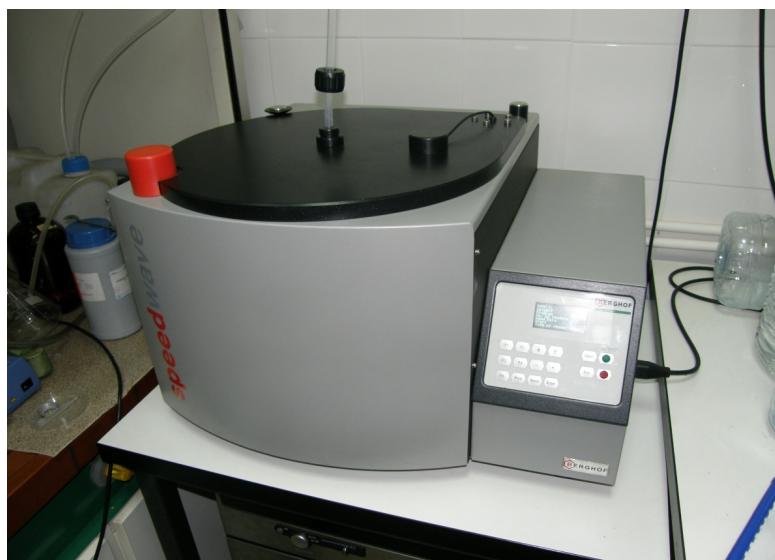
Главочи су хватани удичарским алатима, док су манићи хватани сенкером. Остале врсте риба хватане су мрежама. Након мерења укупне дужине (TL - cm) и тежине (W - g), рибама су узимане структуре потребне за одређивање старости (крљушти, отолита или жбица пераја). Јединке су онда дисековане при чему су узимани узорци јетре, мишића и шкрга код свих врста. Узорци гонада су узети код штуке, сабљара, балавца и греча, док су узорци бубрега узимани код сома. Јединке главоча узимане су у целости. Након дисекције, узорци ткива су испирани дестилованом водом и чувани на -18°C, до почетка анализа.

Узорци ткива и целе јединке главоча су лиофилизирани употребом ротационог вакуум концентратора (GAMMA 1-16 LSC, Germany) (Слика 14). Леофилизовани композитни узорци целог тела главоча хомогенизовани су уз помоћ пластичног авана и тучка.



Слика 14. Ротациони вакуум концентратор.

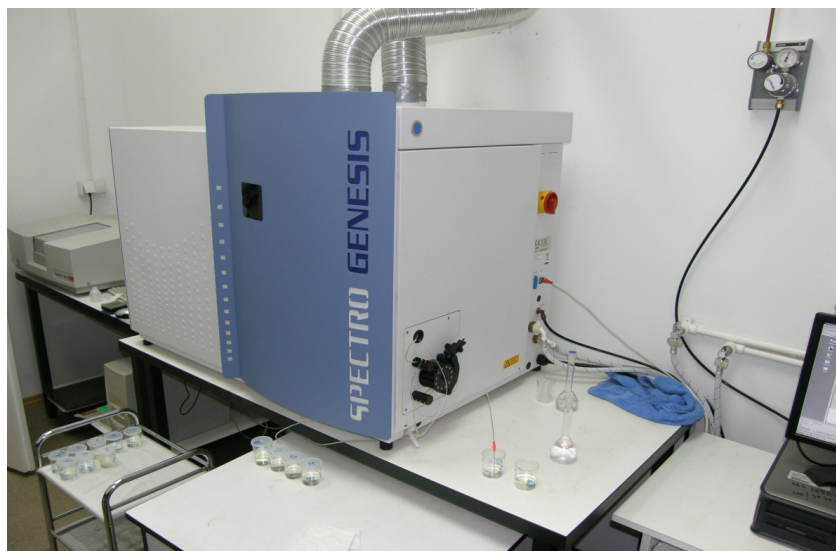
Након лиофилизације делови узорка ткива, тежине од 0,2 до 0,5 g, процесуирани у микроталасном дигестору (speedwave™ MWS-3+; Berghof Products + Instruments GmbH, Eningem, Germany), уз додавање 6 ml 65% азотне киселине (HNO₃) (Suprapur®, Merck) и 4 ml 30% водоник пероксида (H₂O₂) (Suprapur®, Merck), на програму за термичку обраду хране (100–170°C) (Слика 15).



Слика 15. Микроталасни дигестор.

Могуће присуство анализираних елемената у коришћеним хемикалијама контролисано је припремом бланк узорка. Након хлађења до собне температуре,

течни узорци су разблажени дестилованом водом до укупне запремине од 25 ml. Анализа 18 елемената извршена је помоћу индуктивно спрегнуте плазма-оптичке емисионе спектрометрије (ICP-OES; Spectro Genesis EOP II, Spectro Analytical Instruments DmbH, Kleve, Germany) (Слика 16).



Слика 16. Индуктивно спрегнута плазма-оптичка емисиона спектрометрија.

Током ICP-OES анализе коришћене су следеће таласне дужине:

Al 394,401 nm	As 189,042 nm	B 249,773 nm
Ba 233,527 nm	Cd 228,802 nm	Co 228,616 nm
Cr 205,552 nm	Cu 324,754 nm	Fe 259,941 nm
Hg 184,950 nm	Li 460,289 nm	Mn 259,373 nm
Mo 202,095 nm	Ni 231,604 nm	Pb 220,353 nm
Se 196,090 nm	Sr 460,733 nm	Zn 206,191 nm

Квалитет аналитичког процеса контролисан је анализом BCR-185R референтног материјала говеђе јетре, као и анализом IAEA-336 лишајског референтног материјала. Измерене концентрације, у референтном материјалу, биле су унутар 90-115% сертификованих вредности за све измерене елементе. Граница детекције сваког узорка верификована је на основу границе детекције самог апарата, масе узорка и запремине до које је узорак разблажен. Концентрације свих елемената изражене су као $\mu\text{g/g}$ суве масе (см) (*енгл.* dry weight; dw). Просечна граница детекције (изражена у $\mu\text{g/g}$ суве масе) за сваки од анализираних елемената била је следећа:

Al (0.125) As (0.223) B (0.074) Ba (0.042) Cd (0.010) Co (0.019)
 Cr (0.029) Cu (0.046) Fe (0.044) укупна Hg (0.437) Li (3.320)
 Mn (0.032) Mo (0.062) Ni (0.090) Pb (0.271) Se (0.156) Sr (0.109)
 Zn (0.031)

2.5. Фактор биоконцентрације

Фактор биоконцентрације (*енгл.* bioconcentration factor, BCF) дефинише се као нето резултат апсорпције, дистрибуције и елиминације одређене супстанце у организму, а која је у организам ушла путем воде (Lau *et al.* 1998). Овај индекс је израчунат као количник просечног нивоа елемента у одређеном ткиву (C_t ; изражен као $\mu\text{g/g}$ влажне масе) и концентрације елемента у води (C_v ; изражен као mg/l).

$$BCF = \frac{C_t}{C_v}$$

2.6. Одређивање старости јединки

За одређивање старости јединки коришћене су жбице пераја, код сома, отолити, код манића, и крљушти, код осталих анализираних врста.

Најчешће коришћене коштане структуре за одређивање старости код риба јесу ктеноидне и циклоидне крљушти. Узорци крљушти обично се узимају са места изнад бочне линије а испод задњег леђног пераја рибе (Chilton & Beamish 1982). Препарати крљушти прављени су на сахатном стаклу и гледани под бинокуларном лупом.

Одређивање старости преко жбица пераја јесте алтернативна техника у односу на чешће коришћене методе одређивања старости преко крљушти или преко отолита. Најчешће се користе жбице леђних, грудних и трбушних пераја (Chilton & Beamish 1982). Жбице су сечене близу основе, а затим су направљени попречни пресеци који су шмирглани и фиксирани на сахатном стаклу глицерином.

Од три пара отолита у унутрашњем уху рибе најкрупнији пар (sagittae) се најчешће користи за одређивање старости и често се термин „отолит“ поистовећује са овим паром (Chilton & Beamish 1982). Као и жбице, и отолити су шмирглани и на сахатном стаклу фиксирани глицерином.

Сви препарати фотографисани су под бинокуларном лупом (Leica MZ16) (Слика 17), а старост је одређена мерењем нараштајних зона на добијеним фотографијама.



Слика 17. Бинокуларна лупа (Leica MZ16).

2.7. Статистичке анализе

2.7.1. Статистичке анализе I

Укупне концентрације неких метала (As, Cu, Fe, Hg, Mn, Zn) у ткивима главоча (компаратни узорак целог тела), смуђа, сома и шарана поређене су коришћењем индекса загађења металима (*енгл.* metal pollution index, MPI) који је израчунат према Usero *et al.* (1996, 1997):

$$MPI = (M1 * M2 * \dots * Mn)^{1/n}$$

Експлораторна анализа података урађена је тако да су нестандардне опсервације уклоњене на основу следећег критеријума: ако су Q_1 и Q_3 нижи и виши квантил, онда је нестандардна опсервација сваки податак ван опсега $[Q_1 - 1,5(Q_3 - Q_1), Q_3 + 3(Q_3 - Q_1)]$.

За тестирање разлика између концентрација елемената (As, Cu, Fe, Hg, Mn, Zn) у ткивима (јетра или мишић) код три врсте (смуђ, сом и шаран) коришћен је непараметарски Крускал-Валис (Kruskal-Wallis) тест за k независних узорака. Поређења између парова врста вршена су помоћу непараметарског Ман-Витни (Mann-Whitney) теста за два независна узорка. Статистичка анализа рађена је помоћу SPSS 13.0 софтвера.

Урађена је и линеарна регресија између концентрација сваког појединачног елемента у композитном узорку целог тела главоча (x -оса) и јетре/мишића смуђа, сома или шарана (y -оса). Ова регресија је коришћена да се установи однос између концентрације елемената у анализираним врстама, а тестирана је и значајност линеарне регресије.

2.7.2. Статистичке анализе II

Након експлораторне и дескриптивне анализе података, за тестирање нормалне расподеле случајних променљивих коришћен је Колмогоров-Смирнов (Kolmogorov-Smirnov) тест. Пошто нису задовољене све претпоставке (нормална расподела променљивих и хомогеност варијанси) за коришћење параметарских статистичких тестова, коришћен је непараметарски Крускал-Валис тест за k независних узорака да би се тестирала разлика између нивоа осамнаест елемената (Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, Zn) у три различита ткива (јетра, мишић и шкрга) четири различите врсте риба (смуђ, сом, манић и шаран). *Post hoc* поређења нивоа елемената (између парова врста) урађена су помоћу непараметарског Ман-Витни теста за два независна узорка. Ове статистичке анализе рађене су помоћу SPSS 13.0 софтвера.

Анализа главних компоненти (*енгл.* principal component analysis PCA) коришћена је да би се сумирале варијације података у узорку помоћу некорелишућих компоненти (свака компонента је посебна линеарна комбинација оригиналних променљивих), са циљем да се процени диференцијација између анализираних рибљих ткива (на основу концентрације елемената). У резултатима су приближно приказане групације јединки унутар подпростора мање димензије. Подаци о концентрацијама елемената у сваком ткиву представљају улазне променљиве за анализу главних компонената. У анализи је коришћен Eigenvector Solo 7.0 софтвер. Verimax метода је коришћена за ротацију ортогоналних фактора. Ова метода је коришћена и за статистичку обраду података у следећем поглављу.

2.7.3. Статистичке анализе III

Експлораторна и дескриптивна анализа података рађена је помоћу SPSS 13.0 софтвера. Двофакторска МАНОВА је коришћена да би се тестирале разлике између концентрација елемената у три врсте риба (сабљар, балавац и греч) и четири различита ткива (мишић, јетра, шкрге и гонаде). Поређења концентрација елемената (између парова врста) урађена су помоћу LSD *post hoc* теста.

Да би се описала линеарна повезаност између тежине (W ; изражена у грамима) и концентрације елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у различитим ткивима и врстама, коришћена је парцијална корелација која рачуна коефицијенте парцијалне корелације, а чија је значајност тестирана помоћу двостраног теста ($p < 0.05$).

3. РЕЗУЛТАТИ

3.1. Дужине и тежине тела анализираних врста

Од 11 узоркованих врста, највећа просечна дужина тела констатована је код сома, а истој врсти припадала је и најдужа ухваћена јединка, док је највећа просечна тежина тела констатована код шарана, а овој врсти припадао је и најтежи ухваћени примерак (Табела 7).

Табела 7. Просечне дужине и тежине узоркованих јединки, распон дужина и тежина узоркованих јединки.

Врста	n	Просечна дужина јединки (cm)	Распон дужина јединки (cm)	Просечна тежина јединки (g)	Распон тежина јединки (g)
<i>E. lucius</i> (штука)	6	56,6 ± 4,5	51 – 62	1263,2 ± 289,6	940 – 1680
<i>A. alburnus</i> (укљева)	9	16,3 ± 1,0	14,5 – 17,3	35,9 ± 8,4	24 – 45
<i>C. carpio</i> (шаран)	14	55,1 ± 15,6	29 – 82	3030,4 ± 2385,1	405 – 8200
<i>P. cultratus</i> (сабљар)	23	28,8 ± 4,3	22,5 – 37,7	142 ± 68,1	58 – 293
<i>S. glanis</i> (сом)	11	66,8 ± 13,1	55 – 100	2325,5 ± 1579,5	1095 – 6620
<i>L. lota</i> (манић)	20	36,6 ± 6,0	23,5 – 45,8	375,7 ± 166,7	99,1 – 680,3
<i>G. cernua</i> (балавац)	21	15,6 ± 1,4	13,3 – 17,6	54,9 ± 17,2	31 – 88
<i>P. fluviatilis</i> (греч)	23	19,2 ± 4,4	12 – 26,5	126,6 ± 92,1	20 – 297
<i>S. lucioperca</i> (смућ)	10	45,2 ± 6,7	38 – 59	846,7 ± 508,5	437 – 2000
<i>B. gymnotrachelus</i> (главоч тркач)	11	-	-	2,6 ± 3,1	0,7 – 11,8
<i>N. melanostomus</i> (главоч округлак)	4	-	-	6,9 ± 7,9	1,6 – 18,6

3.2. Анализа концентрације елемената у ткивима предаторских врста (смуђа и сом) и риба плена (шаран и композитни узорак главоча)

У оквиру овог поглавља представљени су резултати анализе индекса загађења металима (MPI) у ткивима (јетра и мишић) шарана, смуђа и сома, приказане су концентрације тестираних елемената (As, Cu, Fe, Hg, Mn, Zn) у јетри и мишићу поменутих врста и у композитном узорку главоча, представљени су резултати тестирања статистичких разлика између концентрација у ткивима/рибама, као и линеарна регресија концентрације наведених елемената код риба-плена (главоч, шаран) у односу на концентрације код риба предатора (смуђ, сом).

Акумулација елемената у јетри прати следећи тренд: Fe > Zn > Cu > Mn > Hg > As код смуђа и сома. У јетри шарана, елементи се акумулирају по следећем тренду: Zn > Fe > Cu > Mn > Hg > As. Акумулација елемената у мишићу такође је иста за смуђа и сома: Zn > Fe > Hg > Cu > Mn > As. Шаран се опет разликује и код њега је акумулација елемената у мишићу следећа: Zn > Fe > Cu > Hg > As > Mn. Тренд акумулације елемената у композитном узорку главоча је: Fe > Zn > Mn > Cu > As > Hg.

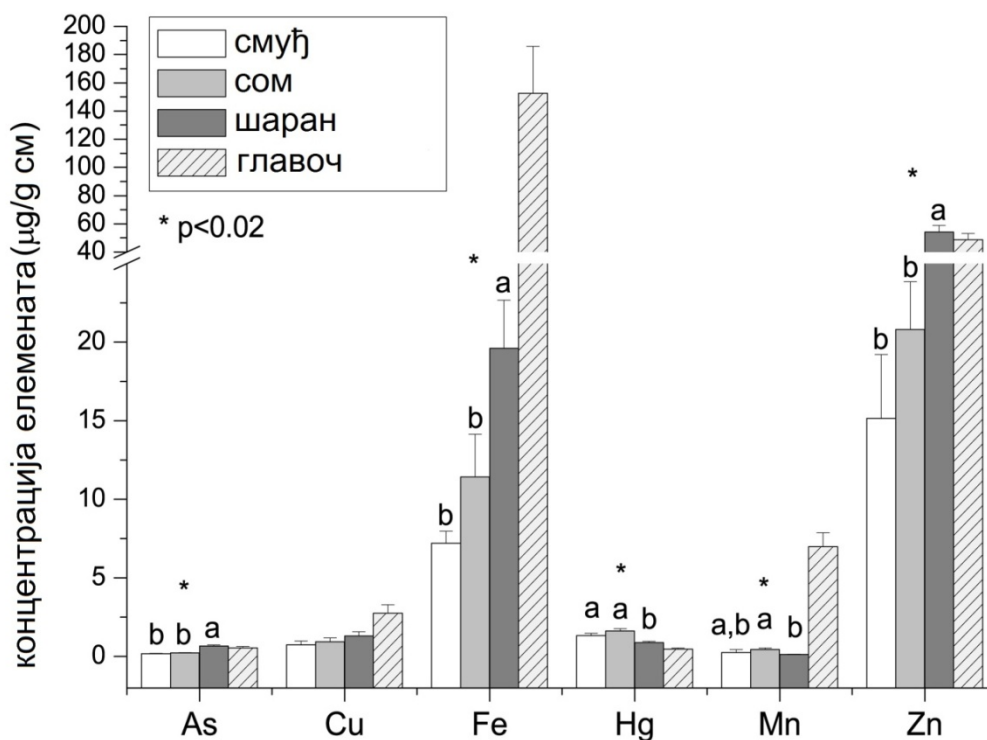
Вредности индекса загађења металима (MPI) показују да шаран акумулира више концентрације елемената у поређењу са смуђом и сомом (Табела 8). Вредности индекса за главоча такође су високе (MPI = 3,158). Такође, генерално се може приметити да се елементи акумулирају у јетри у већој мери него у мишићу.

Табела 8. Индекс загађења металима (MPI) у 3 врсте риба (шаран, смуђ и сом).

Врста	Мишић	Јетра
<i>C. carpio</i> (шаран)	1,140	5,071
<i>S. lucioperca</i> (смуђ)	0,907	2,818
<i>S. glanis</i> (сом)	0,840	2,892

Крускал-Валис тест је показао да се концентрације As ($\chi^2 = 18,201$; $p < 0,0001$), Fe ($\chi^2 = 9,726$; $p = 0,008$), Hg ($\chi^2 = 13,993$; $p = 0,001$), Mn ($\chi^2 = 8,567$; $p = 0,014$) и Zn ($\chi^2 = 20,262$; $p < 0,0001$) значајно разликују међу врстама. Не постоји статистички значајна разлика у концентрацији Cu ($\chi^2 = 2,209$; $p = 0,331$) међу врстама у мишићном ткиву (Слика 18).

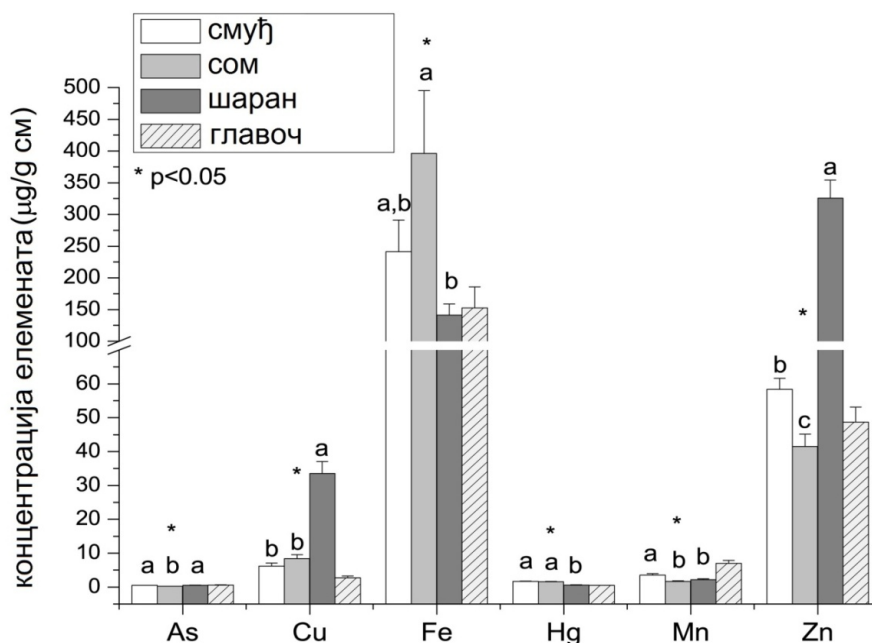
Резултати *post hoc* Ман-Витни теста показују да су концентрације As, Fe и Zn значајно више ($p < 0,04$) у мишићу шарана у односу на остале врсте, док је концентрација Hg ($p < 0,03$) значајно нижа него код узорка мишића смуђа и сома. Концентрација Mn је значајно нижа код шарана у односу на сома ($p = 0,005$). Не постоји статистичка разлика у концентрацији елемената између узорка мишића смуђа и сома (Слика 18).



Слика 18. Концентрације As, Cu, Fe, Hg, Mn и Zn у мишићу шарана, смуђа и сома као и у композитном узорку главоча. Статистички значајне разлике у поређењу све четири групе Крускал-Валис тестом означене су звездом ($p < 0,02$). Статистички значајне разлике у концентрацијама елемената између врста означене су различитим словима (a, b, c).

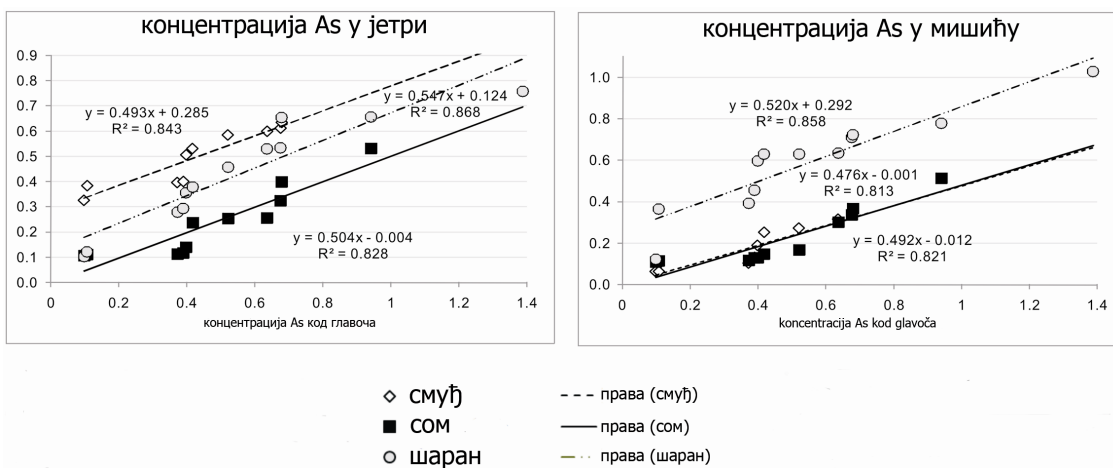
Крускал-Валис тест је показао постојање значајних разлика између анализираних врста риба у односу на концентрацију следећих елемената у јетри: As ($\chi^2 = 10,839$; $p = 0,004$), Cu ($\chi^2 = 24,595$; $p < 0,0001$), Fe ($\chi^2 = 6,359$; $p = 0,042$), Hg ($\chi^2 = 24,192$; $p < 0,0001$), Mn ($\chi^2 = 9,991$; $p = 0,007$) и Zn ($\chi^2 = 27,707$; $p < 0,0001$) (Слика 19).

Post hoc Ман-Витни тест показује да су концентрације As, Mn и Zn значајно веће ($p < 0,01$) у јетри смуђа него у јетри сома. Концентрације Cu, Hg, Mn и Zn значајно су различите ($p \leq 0,01$) између јетре смуђа и јетре шарана, и јетра смуђа се карактерише вишим вредностима концентрација Mn и Hg, док се јетра шарана одликује вишим вредностима концентрација Cu и Zn. Разлике у концентрацијама As, Cu, Fe, Hg и Zn, у јетри сома и јетри шарана такође су значајне ($p < 0,02$). Веће вредности концентрација Fe и Hg налазе се у јетри сома, док се веће вредности концентрација As, Cu и Zn налазе у јетри шарана (Слика 19).

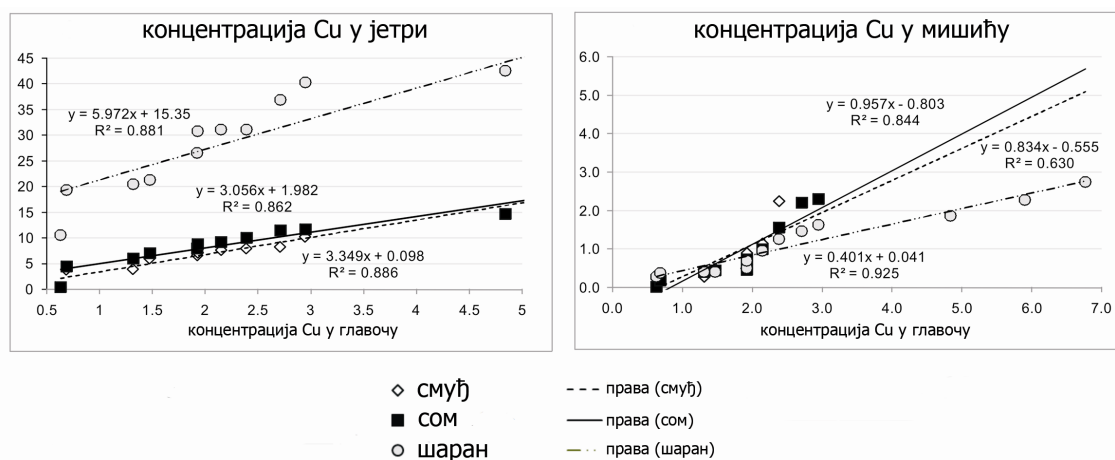


Слика 19. Концентрације As, Cu, Fe, Hg, Mn и Zn у јетри шарана, смуђа и сома, као и у композитном узорку главоча. Статистички значајне разлике у поређењу све четири групе Крускал-Валис тестом означене су звездом ($p < 0,02$). Ститистички значајне разлике у концентрацијама елемената између врста означене су различитим словима (a, b, c).

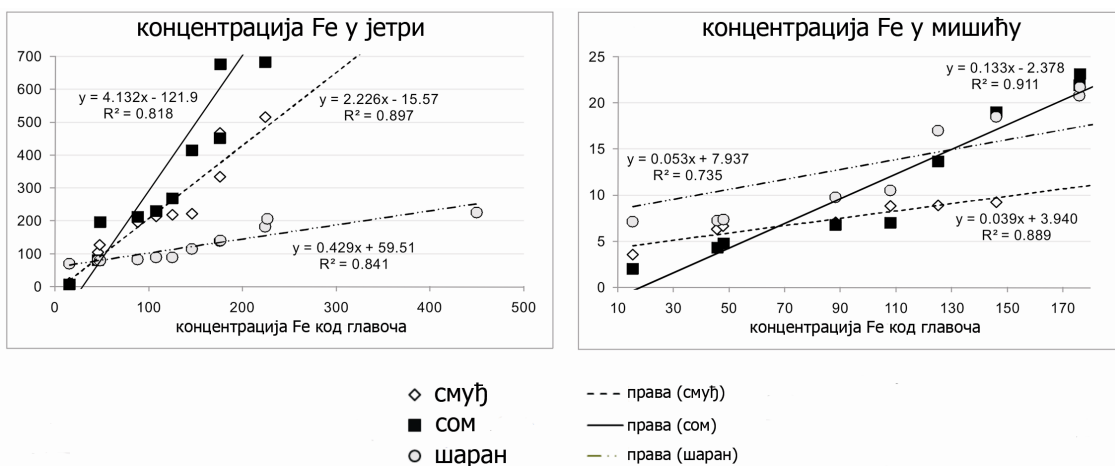
Линеарна регресија и корелациона анализа показују да постоји позитивна корелација између концентрација сваког тестираног елемента у композитном узорку главоча и концентрација истих елемената у јетри и мишићу остале три врсте (праг значајности је $p < 0,002$) (Слике 20, 21, 22, 23, 24 и 25). Једина регресија која није статистички значајна јесте регресија за концентрацију Zn ($R^2 = 0,497$, $p = 0,05$) и Mn ($R^2 = 0,239$, $p = 0,26$) између мишића смуђа и композитног узорка главоча. Регресиона анализа и једначине линија тренда показују да су концентрације свих тестираних елемената, осим As у јетри и Mn и Fe у мишићу, сличне између предаторских врста (смуђ и сом) као и између врста које би могле бити третиране као плен (шаран и главоч).



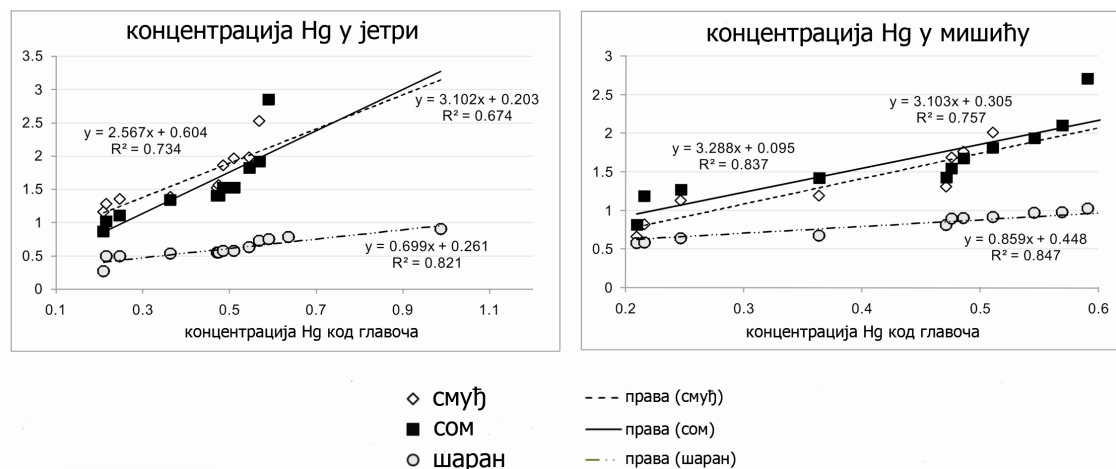
Слика 20. Линеарна регресија између концентрације As у јетри и мишићу код смуђа, сома и шарана, као и у композитном узорку главоча. Приказане су линије тренда, једначине и R^2 вредности.



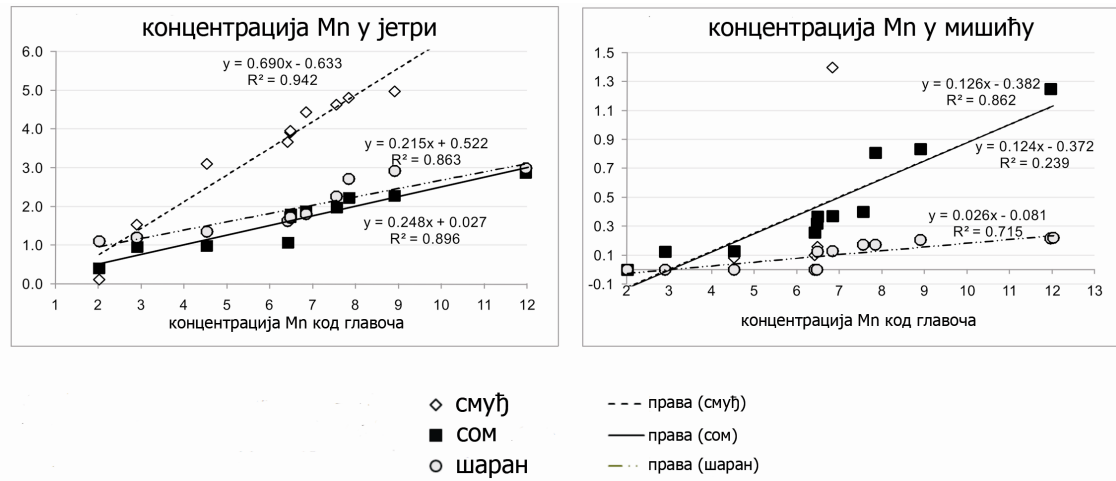
Слика 21. Линеарна регресија између концентрације Cu у јетри и мишићу код смуђа, сома и шарана, као и у композитном узорку главоча. Приказане су линије тренда, једначине и R^2 вредности.



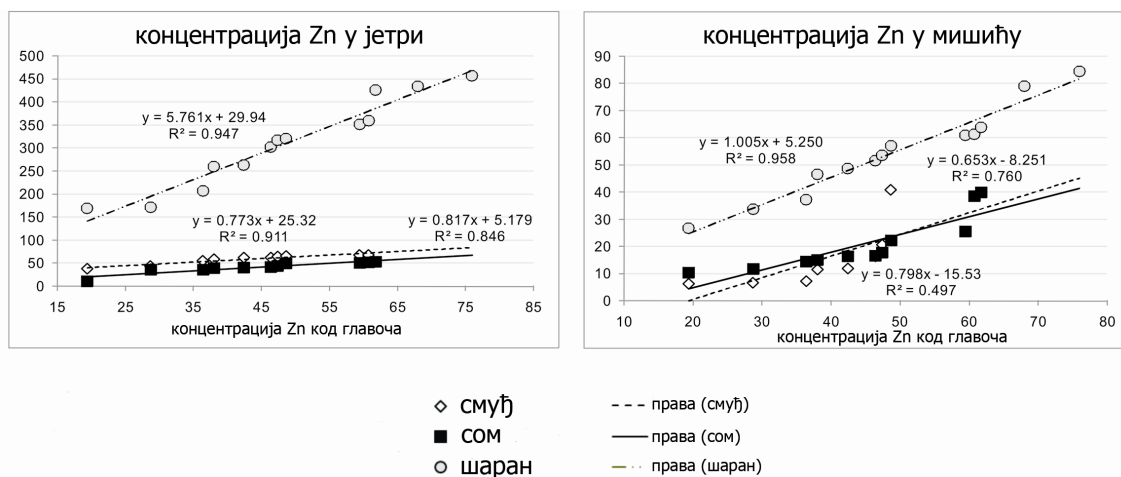
Слика 22. Линеарна регресија између концентрације Fe у јетри и мишићу код смуђа, сома и шарана, као и у композитном узорку главоча. Приказане су линије тренда, једначине и R^2 вредности.



Слика 23. Линеарна регресија између концентрације Hg у јетри и мишићу код смуђа, сома и шарана, као и у композитном узорку главоча. Приказане су линије тренда, једначине и R^2 вредности.



Слика 24. Линеарна регресија између концентрације Mn у јетри и мишићу код смуђа, сома и шарана, као и у композитном узорку главоча. Приказане су линије тренда, једначине и R^2 вредности.



Слика 25. Линеарна регресија између концентрације Zn у јетри и мишићу код смуђа, сома и шарана, као и у композитном узорку главоча. Приказане су линије тренда, једначине и R^2 вредности.

3.3. Анализа концентрације елемената у ткивима писциворних (смуђ и сом) и полифагних (шаран и манић) врста

У оквиру овог поглавља представљени су резултати анализе концентрација 18 елемената у ткивима (јетра, мишић, шкрге) четири врсте риба (шаран, манић, смуђ, сом), приказани су резултати тестирања статистичких разлика, груписање врста на основу елемената у анализираним ткивима употребом PCA методе, међугрупна поређења парова врста непараметарским Ман-Витни тестом, као и преглед фактора биоконцентрације (BCF) за шкрге и мишић анализираних врста риба.

Концентрације литијума, никла и олова биле су испод границе детекције коришћене методе у већини узоркованих ткива (осим у шест анализираних узорака), тако да ови елементи нису послужили у статистичкој анализи.

Крускал-Валис тест је показао постојање статистички значајних разлика између врста риба у односу на концентрације елемената у јетри за следеће елементе: As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Se, Sr, Zn ($p < 0.05$); у мишићу

за елементе: As, Cd, Cr, Hg, Mn, Sr, Zn ($p < 0.05$); и у шкргама за елементе: Al, As, B, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Sr, Zn ($p < 0.05$).

У мишићу је показано да не постоје статистичке разлике између узоркованих врста у односу на концентрације неколико елемената (Al, B, Ba, Co, Cu, Fe, Mo и Se). Уочена је статистичка разлика између предаторских и непредаторских врста у односу на концентрацију As (предаторске врсте имају мању концентрацију овог елемента у мишићу), а показана је и статистичка разлика између шарана и осталих врста, у односу на концентрацију Hg у мишићу (шаран има мању концентрацију овог елемента) (Табела 9).

Табела 9. Просечне вредности и одступања концентрације 15 елемената у мишићу (изражено у $\mu\text{g/g}$ суве масе) смуђа, сома, манића и шарана.

Ткиво	Елемент	<i>S. lucioperca</i> (смуђ)	<i>S. glanis</i> (сом)	<i>L. lota</i> (манић)	<i>C. carpio</i> (шаран)
Мишић	Al	6,83 ± 7,03 ^a	7,50 ± 3,80 ^a	7,56 ± 5,72 ^a	4,87 ± 2,12 ^a
	As	0,17 ± 0,10 ^a	0,22 ± 0,14 ^a	0,93 ± 0,60 ^b	0,66 ± 0,28 ^b
	B	0,07 ± 0,09 ^a	0,06 ± 0,09 ^a	0,08 ± 0,15 ^a	0,07 ± 0,07 ^a
	Ba	0,66 ± 0,25 ^a	0,85 ± 0,35 ^a	0,87 ± 0,70 ^a	2,18 ± 1,79 ^a
	Cd	0,005 ± 0,001 ^a	0,01 ± 0,001 ^b	0,005 ± 0,001 ^b	0,005 ± 0,0005 ^b
	Co	0,0001 ± 0,00 ^a	0,0001 ± 0,00 ^a	0,0001 ± 0,00 ^a	0,0001 ± 0,00 ^a
	Cr	0,043 ± 0,04 ^a	0,08 ± 0,07 ^a	0,04 ± 0,05 ^{a,b}	0,01 ± 0,02 ^b
	Cu	0,75 ± 0,69 ^a	1,42 ± 1,79 ^a	1,13 ± 0,428 ^a	1,30 ± 0,98 ^a
	Fe	17,97 ± 30,47 ^a	27,06 ± 36,53 ^a	13,64 ± 7,56 ^a	19,62 ± 11,38 ^a
	Hg	1,32 ± 0,47 ^a	1,63 ± 0,51 ^a	1,50 ± 0,65 ^a	0,89 ± 0,22 ^b
	Mn	0,87 ± 1,81 ^{a,b}	0,44 ± 0,37 ^a	0,65 ± 0,28 ^c	0,12 ± 0,10 ^b
	Mo	0,0004 ± 0,00 ^a	0,02 ± 0,06 ^a	0,12 ± 0,54 ^a	0,02 ± 0,07 ^a
	Se	0,001 ± 0,00 ^a	0,11 ± 0,37 ^a	0,05 ± 0,11 ^a	0,01 ± 0,05 ^a
	Sr	6,44 ± 12,62 ^{a,b}	1,18 ± 1,88 ^a	1,62 ± 1,22 ^b	0,57 ± 0,74 ^c
Zn	15,14 ± 11,53 ^a	20,81 ± 10,07 ^{a,b}	20,33 ± 5,54 ^b	59,01 ± 23,94 ^c	

a, b, c – статистички различите вредности (Крускал-Валис тест, $p < 0.05$)

Није доказана статистичка разлика у односу на концентрацију Al, у јетри, између испитиваних врста. Уочена је статистички значајна разлика између смуђа

и осталих врста у односу на концентрацију Ва, као и статистичка разлика између шарана и осталих врста у односу на концентрацију Си (шаран има и већу концентрацију овог елемента у јетри). Показана је и статистичка разлика између предаторских (смуђ и сом) и непредаторских врста (шаран и манић) у односу на концентрацију Сг и Нг. У јетри се уочава, у односу на концентрацију Мо, статистичка разлика између манића и осталих врста риба. Интересантно је да постоји статистичка разлика између свих врста у односу на концентрацију Zn у јетри (Табела 10).

Табела 10. Просечне вредности и одступања концентрације 15 елемената у јетри ($\mu\text{g/g}$ суве масе) смуђа, сома, манића и шарана.

Ткиво	Елемент	<i>S. lucioperca</i> (смуђ)	<i>S. glanis</i> (сом)	<i>L. lota</i> (манић)	<i>C. carpio</i> (шаран)
Јетра	Al	4,83 ± 3,46 ^a	3,94 ± 2,45 ^a	6,36 ± 9,46 ^a	3,86 ± 1,96 ^a
	As	0,50 ± 0,11 ^a	0,24 ± 0,14 ^b	1,06 ± 0,52 ^c	0,49 ± 0,24 ^a
	B	0,53 ± 0,40 ^{a,b}	1,12 ± 1,00 ^b	0,13 ± 0,51 ^c	0,31 ± 0,28 ^a
	Ba	0,26 ± 0,35 ^a	0,08 ± 0,09 ^b	0,07 ± 0,19 ^b	0,16 ± 0,48 ^b
	Cd	0,02 ± 0,03 ^a	0,02 ± 0,05 ^a	0,03 ± 0,09 ^a	0,28 ± 0,40 ^b
	Co	0,02 ± 0,03 ^a	0,0005 ± 0,001 _{a,b}	0,002 ± 0,005 _{a,b}	0,0001 ± 0,00 ^b
	Cr	0,04 ± 0,05 ^a	0,04 ± 0,03 ^a	0,005 ± 0,01 ^b	0,01 ± 0,03 ^b
	Cu	6,18 ± 2,80 ^a	8,37 ± 3,88 ^a	8,21 ± 5,02 ^a	33,49 ± 13,50 ^b
	Fe	241,07 ± 157,46 _{a,b}	396,16 ± 328,20 ^b	36,97 ± 18,90 ^c	141,44 ± 65,23 ^a
	Hg	1,66 ± 0,42 ^a	1,90 ± 0,63 ^a	1,65 ± 0,21 ^b	1,63 ± 0,18 ^b
	Mn	3,51 ± 1,56 ^a	1,65 ± 0,72 ^b	0,49 ± 0,61 ^c	2,21 ± 0,80 ^b
	Mo	0,22 ± 0,10 ^a	0,25 ± 0,07 ^a	0,03 ± 0,07 ^b	0,17 ± 0,13 ^a
	Se	0,83 ± 0,57 ^a	0,68 ± 0,36 ^a	0,15 ± 0,26 ^c	0,36 ± 0,32 ^b
	Sr	0,72 ± 0,88 ^a	0,39 ± 0,102 ^a	0,14 ± 0,10 ^c	0,18 ± 0,08 ^b
Zn	58,37 ± 10,38 ^a	41,52 ± 11,94 ^b	18,78 ± 7,71 ^d	325,37 ± 107,21 _c	

a,b,c,d – статистички различите вредности (Крускал-Валис тест, $p < 0.05$)

Показана је статистичка разлика између манића и осталих врста у односу на концентрацију As у шкргама (манић има већу концентрацију овог елемента). Не постоји статистичка разлика између смуђа и сома у односу на концентрацију Ba и Zn, али разлика постоји између ове две врсте и друге две врсте (смуђ и сом имају мање концентрације ових елемената). Уочена је статистичка разлика између предаторских и непредаторских врста у односу на концентрације B, Fe и Hg. У случају прва два елемента, предаторске врсте имају мању концентрацију, док код Hg показују већу концентрацију у шкргама. Као и код осталих ткива, шаран се одликује неколико пута већом концентрацијом Zn у односу на остале узорковане врсте (Табела 11).

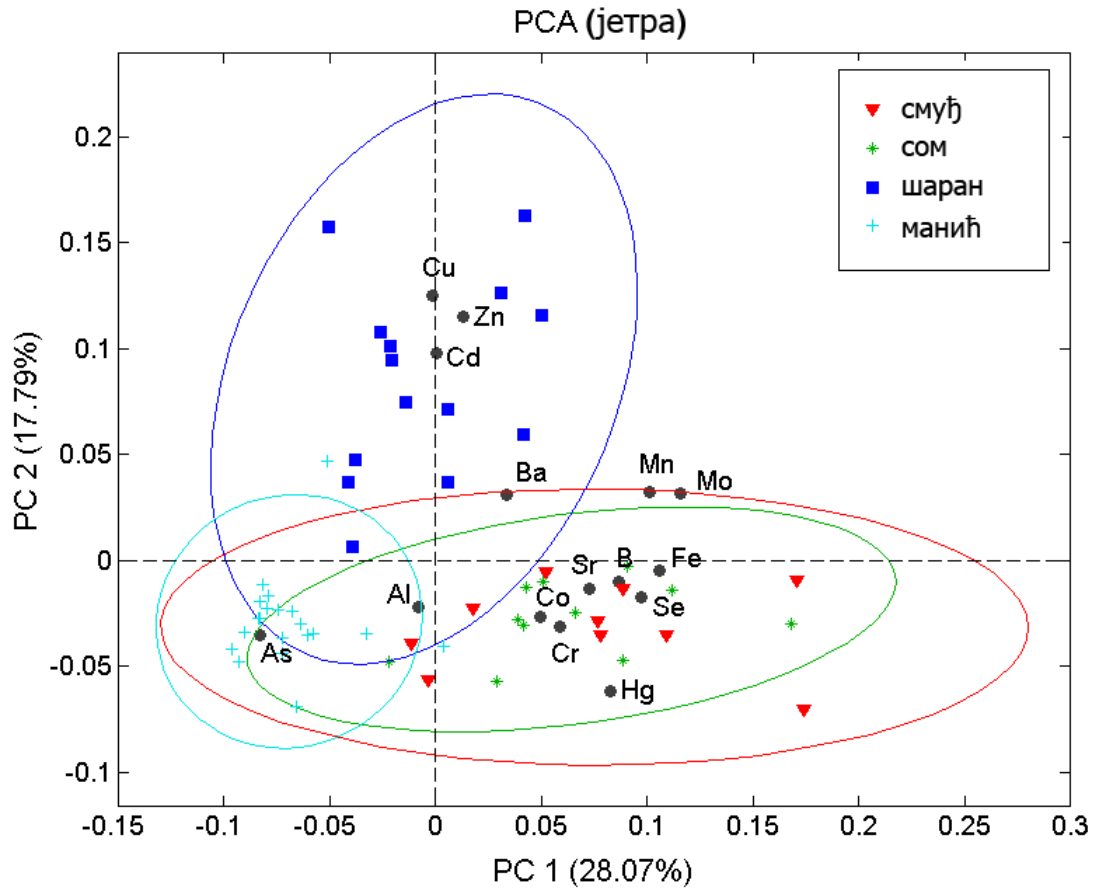
Табела 11. Просечне вредности и одступања концентрације 15 елемената у шкргама (суве масе) смуђа, сома, манића и шарана.

Ткиво	Елемент	<i>S. lucioperca</i> (смуђ)	<i>S. glanis</i> (сом)	<i>L. lota</i> (манић)	<i>C. carpio</i> (шаран)
Шкрге	Al	13,28 ± 9,26 ^{a,b}	9,63 ± 9,73 ^a	31,66 ± 32,62 ^b	14,62 ± 16,79 ^a
	As	0,25 ± 0,17 ^a	0,16 ± 0,07 ^a	2,71 ± 1,35 ^b	0,29 ± 0,26 ^a
	B	0,17 ± 0,19 ^a	0,20 ± 0,29 ^a	0,60 ± 1,19 ^b	0,52 ± 0,66 ^b
	Ba	0,93 ± 0,29 ^a	1,23 ± 0,30 ^a	5,00 ± 3,33 ^c	12,61 ± 2,79 ^b
	Cd	0,01 ± 0,001 ^a	0,07 ± 0,20 ^a	0,01 ± 0,01 ^a	0,03 ± 0,09 ^a
	Co	0,005 ± 0,01 ^a	0,10 ± 0,11 ^b	0,0001 ± 0,00 ^a	0,0001 ± 0,00 ^a
	Cr	0,02 ± 0,02 ^a	0,06 ± 0,80 ^{a,b}	0,11 ± 0,12 ^b	0,01 ± 0,03 ^c
	Cu	1,01 ± 0,36 ^a	1,98 ± 1,47 ^b	1,74 ± 0,41 ^b	1,90 ± 0,56 ^b
	Fe	73,01 ± 31,22 ^a	74,88 ± 34,11 ^a	162,55 ± 47,30 ^b	139,26 ± 38,88 ^b
	Hg	1,52 ± 0,48 ^a	1,50 ± 0,40 ^a	1,12 ± 0,31 ^b	0,89 ± 0,37 ^b
	Mn	5,71 ± 2,45 ^a	16,26 ± 10,68 ^b	7,21 ± 2,19 ^a	10,05 ± 2,74 ^b
	Mo	0,10 ± 0,11 ^a	0,025 ± 0,05 ^{b,c}	0,01 ± 0,03 ^c	0,06 ± 0,13 ^{a,b}
	Se	0,58 ± 0,60 ^a	0,64 ± 0,48 ^a	0,66 ± 0,50 ^a	0,21 ± 0,21 ^a
	Sr	29,31 ± 11,20 ^a	76,19 ± 13,63 ^b	42,96 ± 9,37 ^c	86,75 ± 28,58 ^b
Zn	40,11 ± 12,36 ^a	58,05 ± 5,54 ^a	71,09 ± 9,98 ^c	1186,37 ± 419,46 ^b	

a, b, c – статистички различите вредности (Крускал-Валис тест, $p < 0.05$)

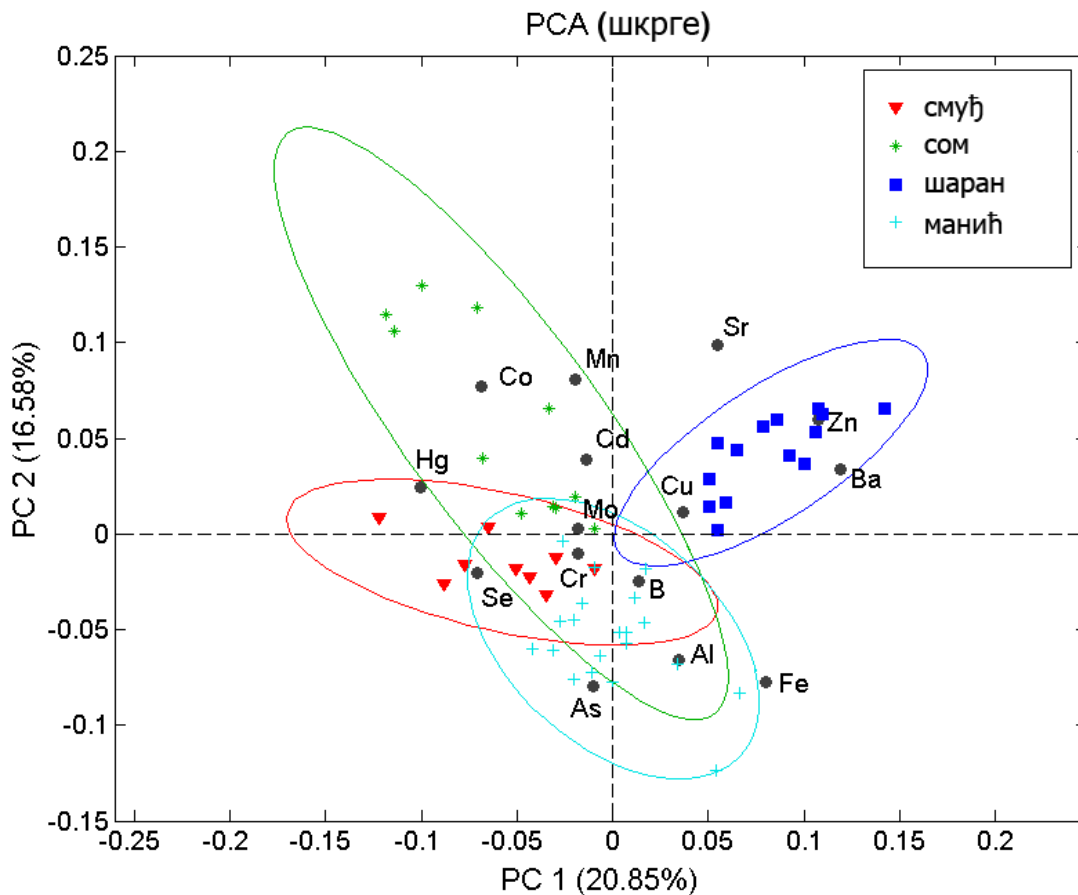
РСА показује да се узорковане врсте могу груписати на основу концентрације анализираних елемената у јетри (Слика 26). Писциворни предатори

(смуђ и сом) карактеришу се високим вредностима Cr и Hg, манић високим вредностима As, а шаран високим вредностима Cd, Cu и Zn.



Слика 26. PCA концентрације елемената у јетри узоркованих врста.

PCA метода је такође показала да постоји груписање четири врсте риба у односу на концентрацију анализираних елемената у шкргама (Слика 27). Сом се одликује високом концентрацијом Co, манић високом концентрацијом As, док се шаран карактерише високом концентрацијом Zn.



Слика 27. PCA концентрације елемената у шкргама узоркованих врста.

Post hoc поређење између парова врста (концентрације елемената у одређеним ткивима), урађено непараметарским Ман-Витни тестом, представљено је у Табели 12. Редови у табели представљају елементе, док колоне представљају ткива. Анализиране врсте риба подељене су у подгрупе ако постоји статистички значајна разлика у концентрацији елемента у одређеном ткиву. Ако не постоји статистички значајна разлика, врсте су груписане у истом подскупу. Тренд акумулације елемената у ткивима између врста обележен је различитим начином: курзивом су представљене минималне средње вредности, док су наглашеним словима представљене максималне средње вредности. Ако не постоји статистички значајна разлика у концентрацији елемента, поље је остављено празно.

Табела 12. Поређења парова врста за концентрације Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Se, Sr и Zn у јетри, мишићу и шкргама.

	мишић		јетра		шкрге	
Al					шаран смуђ сом	манић смуђ
As	сом смуђ	манић шаран	манић	смуђ шаран	шаран смуђ сом	манић
			сом			
B			смуђ шаран	сом смуђ	сом смуђ	манић шаран
				манић		
Ba			сом шаран манић	смуђ	сом смуђ	шаран
						манић
Cd	смуђ	сом шаран манић	шаран	сом манић смуђ		
Co			сом манић шаран	смуђ сом манић	смуђ шаран манић	сом
Cr	сом смуђ манић	шаран манић	шаран манић	смуђ сом	сом смуђ	манић сом
						шаран
Cu			шаран	сом манић смуђ	смуђ	сом шаран манић
Fe			шаран смуђ	сом смуђ	сом смуђ	манић шаран
				манић		
Hg	шаран	сом смуђ манић	манић шаран	смуђ сом	манић шаран	смуђ сом
Mn	смуђ сом	смуђ шаран	сом шаран	смуђ	манић смуђ	сом шаран
		манић		манић		

Mo			<i>манић</i>	сом смуђ шаран	смуђ шаран	сом шаран
						<i>манић</i> сом
Se			шаран	смуђ сом		
			<i>манић</i>			
Sr	смуђ сом	смуђ манић	шаран	смуђ сом	<i>смуђ</i>	шаран сом
		<i>шаран</i>	<i>манић</i>		манић	
Zn	сом <i>смуђ</i>	сом манић	смуђ	сом	<i>смуђ</i> сом	шаран
		шаран	шаран	<i>манић</i>		манић

Овај тест показује да се, у односу на ткиво јетре, смуђ статистички значајно одликује вишим концентрацијама Ва и Мп, у поређењу са осталим врстама. Сом је имао значајније нижу концентрцију Аs. Манић се одликује значајније већом концентрацијом Аs, али и значајније нижом концентрацијом В, Fe, Мп, Мо, Se, Sr и Zn. Шаран има значајније већу концентрацију Cd, Cu и Zn.

Мишићно ткиво има најмање статистички значајних разлика између елемената, што је потврдила и РСА анализа, осим неких варијација у концентрацијама Al, Cd, Cr, Hg, Мп, Sr и Zn. Шаран се одваја од осталих врста најмањом концентрацијом Sr и највећом концентрацијом Zn.

У шкргама, тест је показао да се сом статистички значајно разликује од осталих врста у односу на концентрацију Со. Исти резултати су добијени за концентрацију Аs код манића, као и за Ва и Zn код шарана. Концентрације Al су показале статистички значајну разлику између врста само у односу на шкрге.

Резултати анализе фактора биоконцентрације (BCF) за 7 елемената прорачунати су на основу података о квалитету воде. Показало се да и мишићно ткиво и шкрге предаторских врста имају мањи афинитет за биоконцентрацију Аs и Cd у односу на непредаторске врсте. Са друге стране, непредаторске врсте показују мањи афинитет за биоконцентрацију Cu и Fe у овим ткивима. Највеће вредности за BCF добијене су за Zn (Табела 13).

Табела 13. Фактор биоконцентрације (BCF) изражен као количник просечне концентрације елемента ($\mu\text{g/g}$ влажне масе) у одређеном ткиву и просечне концентрације (mg/l) у води.

Елементи	Ткива	<i>S. lucioperca</i> (смуђ)	<i>S. glanis</i> (сом)	<i>L. lota</i> (манић)	<i>C. carpio</i> (шаран)
Al	мишић	115,94	109,06	93,94	91,94
	шкрге	237,76	168,23	414	232,94
As	мишић	33,13	36,25	197,27	223,64
	шкрге	47,6	135	563,64	75,45
Cd	мишић	5,56	1,11	33,33	66,67
	шкрге	11,11	100	66,67	300
Cu	мишић	84,29	123,93	25,15	44,75
	шкрге	111,43	207,5	39,70	51,58
Fe	мишић	40,53	54,69	8,12	18,31
	шкрге	186,37	175,83	98,44	100,77
Mn	мишић	11,45	5,3	7,3	2,2
	шкрге	87,05	265,12	82,95	137,35
Zn	мишић	1117,11	1393,16	437,43	1879,33
	шкрге	3242,37	4531,05	1558,09	32099,33

3.4. Анализа концентрације елемената у ткивима сабљара, балавца и греча

У оквиру овог поглавља представљени су резултати анализе концентрација 18 елемената (Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Se Sr, Zn) у ткивима (мишић, јетра, шкрге, гонаде) три анализираних врсте риба (сабљар, балавац, греч), приказани су резултати тестирања статистичких разлика, груписање врста на основу елемената у анализираним ткивима употребом РСА методе, коефицијенти парцијалне корелације између концентрације елемената и тежине тела рибе, као и преглед фактора биоконцентрације (BCF) у шкргама и мишићу анализираних врста риба.

Концентрације елемената у мишићу, јетри, шкргама и гонадама сабљара, балавца и греча презентоване су у Табели 14. Концентрације Li и Pb биле су испод прага детекције у свим анализираним узорцима. Концентрација Ni била је такође испод прага детекције, осим у неким узорцима сабљара и балавца – код сабљара у 4 узорка мишићног ткива ($0.24 \pm 0.21 \mu\text{g/g}$ суве масе) и 8 узорка јетре ($0.81 \pm 0.83 \mu\text{g/g}$ суве масе), а код балавца у 4 узорка мишића ($0.27 \pm 0.27 \mu\text{g/g}$ суве масе), 6 узорка јетре ($0.45 \pm 0.38 \mu\text{g/g}$ суве масе), 3 узорка шкрга ($3.51 \pm 3.21 \mu\text{g/g}$ суве масе) и 4 узорка гонада ($1.34 \pm 0.71 \mu\text{g/g}$ суве масе). У статистичку анализу, поред Li, Pb и Ni, такође нису укључени ни елементи Cd и Co. Код балавца су концентрације Cd ($0.72 \pm 0.82 \mu\text{g/g}$ суве масе) и Co ($0.52 \pm 0.57 \mu\text{g/g}$ суве масе) у јетри биле изнад прага детекције у свим узорцима. Код греча је концентрација Cd била изнад прага детекције у 8 узорка јетре ($0.13 \pm 0.15 \mu\text{g/g}$ суве масе), као и концентрација Co ($0.09 \pm 0.07 \mu\text{g/g}$ суве масе).

Концентрације елемената су статистички значајно различите између врста и ткива ($p < 0.0001$). Интеракција фактора („врста рибе vs ткиво“) има статистички значајан ефекат на концентрацију елемента у ткиву, на $p < 0.0001$ нивоу. Тестирање између узорка показало је да су изузетак једино концентрације Ba и Mo. Ba концентрација се значајно разликује само међу ткивима, док се концентрација Mo разликује само између врста.

Post hoc LSD тест показује да се концентрације Al, Ba и Cr не разликују значајно између врста. Насупрот томе, концентрације Hg, Se и Sr статистички су значајно различите између три узорковане врсте. Детаљи о статистичким разликама између врста и ткива такође су приложени у Табели 14.

Табела 14. Концентрације 15 елемената (просечна вредност \pm стандардна девијација) у различитим ткивима три врсте риба, изражене у $\mu\text{g/g}$ суве масе.

Елементи	Ткиво	<i>P. cultratus</i> (сабљар)	<i>G. cernuua</i> (балавац)	<i>P. fluviatilis</i> (греч)
Al	мишић	18,91 \pm 46,72	19,32 \pm 39,26	5,40 \pm 11,29
	јетра	22,73 \pm 73,62	5,06 \pm 5,38	5,32 \pm 8,42
	шкрге	10,24 \pm 21,50 ^b	37,24 \pm 29,91 ^a	30,03 \pm 40,50 ^a
	гонаде	6,58 \pm 13,30	1,67 \pm 3,58	23,15 \pm 57,62
As	мишић	0,93 \pm 0,52	1,17 \pm 0,35	1,00 \pm 0,33
	јетра	1,99 \pm 0,88 ^a	1,77 \pm 0,57 ^a	3,03 \pm 2,13 ^b
	шкрге	1,23 \pm 1,46	0,83 \pm 0,57	1,11 \pm 0,81
	гонаде	3,19 \pm 0,91 ^b	1,78 \pm 1,17 ^a	1,43 \pm 0,66 ^a
B	мишић	0,89 \pm 2,45	0,76 \pm 2,03	0,11 \pm 0,17
	јетра	3,54 \pm 4,42 ^b	1,39 \pm 1,12 ^a	0,66 \pm 0,68 ^a
	шкрге	0,71 \pm 1,33	0,56 \pm 0,81	0,93 \pm 1,58
	гонаде	0,47 \pm 0,90	0,21 \pm 0,26	1,13 \pm 3,15
Ba	мишић	0,50 \pm 0,25 ^b	0,24 \pm 0,23 ^a	0,32 \pm 0,37 ^a
	јетра	0,43 \pm 0,43	0,29 \pm 0,37	0,30 \pm 0,44
	шкрге	8,48 \pm 2,17	9,34 \pm 3,42	8,97 \pm 29,47
	гонаде	0,26 \pm 0,24	0,78 \pm 1,48	0,47 \pm 0,68
Cd	мишић	нд	нд	нд
	јетра	0,05 \pm 0,94	0,72 \pm 0,82	нд
	шкрге	нд	нд	нд
	гонаде	нд	нд	нд
Cr	мишић	0,13 \pm 0,07	0,16 \pm 0,32	0,09 \pm 0,07
	јетра	0,55 \pm 1,32	0,09 \pm 0,09	0,11 \pm 0,20

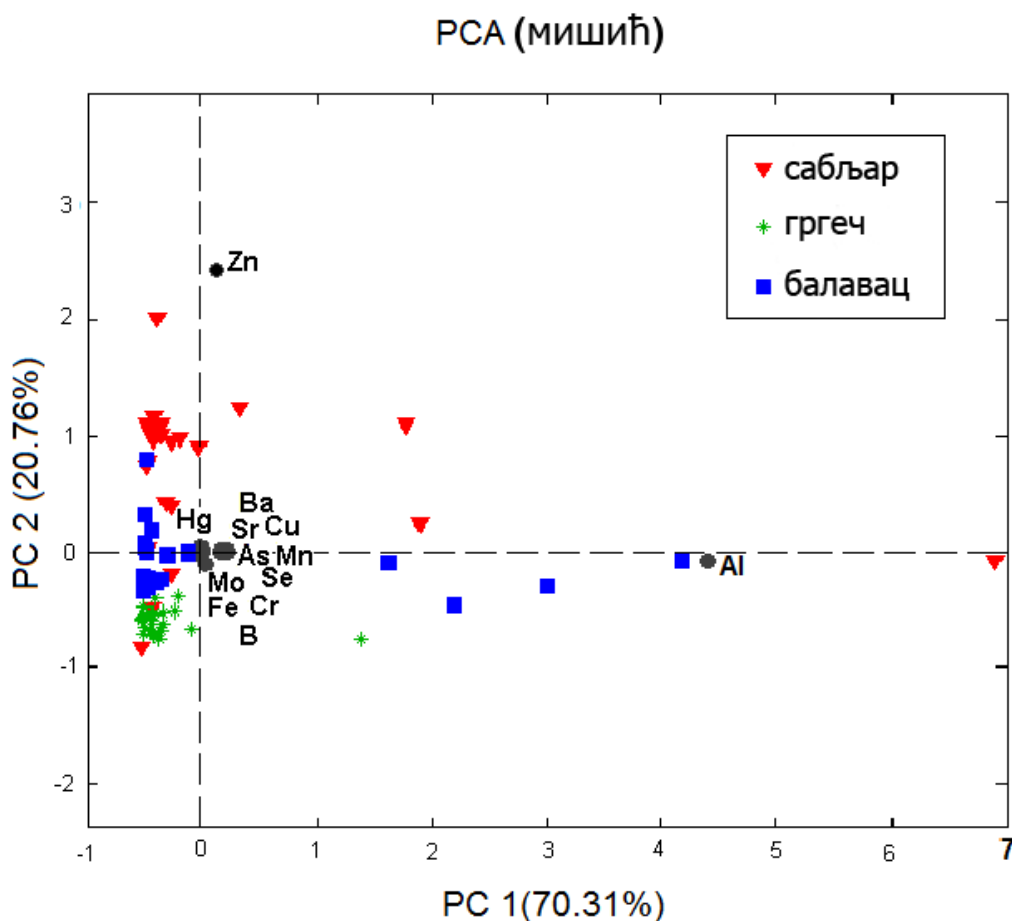
	шкрге	0,11 ± 0,11	0,12 ± 0,12	0,25 ± 0,63
	гонаде	0,09 ± 0,10 ^b	0,03 ± 0,03 ^a	0,11 ± 0,10 ^b
Cu	мишић	0,72 ± 0,43 ^b	0,62 ± 0,30 ^{a,b}	0,45 ± 0,27 ^a
	јетра	30,05 ± 19,00 ^b	8,50 ± 4,18 ^a	18,20 ± 23,75 ^a
	шкрге	1,54 ± 0,60 ^a	1,27 ± 0,93 ^a	0,66 ± 0,45 ^b
	гонаде	1,49 ± 4,39	3,72 ± 4,07	2,21 ± 2,63
Fe	мишић	10,27 ± 4,14 ^b	18,14 ± 19,15 ^a	11,85 ± 4,60 ^{a,b}
	јетра	626,01 ± 294,73 ^b	380,73 ± 283,86 ^a	225,00 ± 207,16 ^a
	шкрге	74,47 ± 21,07 ^c	129,76 ± 50,80 ^a	189,39 ± 65,18 ^b
	гонаде	53,22 ± 132,20	96,20 ± 77,90	53,98 ± 84,05
Hg	мишић	2,08 ± 1,19 ^b	4,46 ± 2,18 ^a	2,72 ± 1,79 ^b
	јетра	1,37 ± 0,70 ^c	5,11 ± 2,72 ^a	2,52 ± 1,40 ^b
	шкрге	1,02 ± 0,63 ^b	1,80 ± 1,05 ^a	1,84 ± 1,80 ^a
	гонаде	1,68 ± 0,43 ^{a,b}	2,17 ± 1,58 ^a	1,19 ± 1,06 ^b
Mn	мишић	1,11 ± 0,37 ^b	0,76 ± 0,23 ^a	0,69 ± 0,31 ^a
	јетра	4,52 ± 1,53	4,77 ± 1,24	4,24 ± 1,38
	шкрге	28,35 ± 7,17 ^b	7,98 ± 2,08 ^a	10,57 ± 4,07 ^a
	гонаде	0,53 ± 0,97 ^c	5,92 ± 4,66 ^a	17,61 ± 10,94 ^b
Mo	мишић	2,40 ± 3,59	3,10 ± 6,14	2,73 ± 4,91
	јетра	4,05 ± 4,01	4,31 ± 11,60	9,47 ± 30,10
	шкрге	2,95 ± 3,59 ^a	2,60 ± 3,46 ^a	9,09 ± 13,92 ^b
	гонаде	0,96 ± 1,60 ^a	3,52 ± 4,47 ^a	8,88 ± 11,23 ^b
Ni	мишић	0,72 ± 0,11	0,08 ± 0,14	нд
	јетра	нд	0,18 ± 0,26	нд
	шкрге	нд	0,55 ± 1,60	нд
	гонаде	нд	0,32 ± 0,60	нд
Se	мишић	0,39 ± 0,22 ^c	1,38 ± 0,35 ^a	0,78 ± 0,36 ^b
	јетра	2,61 ± 0,94 ^b	5,55 ± 3,04 ^a	2,90 ± 1,15 ^b
	шкрге	0,82 ± 0,30 ^b	1,23 ± 0,57 ^a	1,07 ± 0,59 ^{a,b}
	гонаде	0,73 ± 0,68 ^b	2,63 ± 1,91 ^a	1,62 ± 1,38 ^b
Sr	мишић	1,89 ± 0,98 ^b	1,15 ± 1,08 ^a	1,10 ± 1,21 ^a
	јетра	1,15 ± 2,16 ^b	0,53 ± 0,80 ^{a,b}	0,21 ± 0,10 ^a
	шкрге	96,52 ± 20,78 ^c	53,03 ± 15,65 ^a	34,62 ± 7,27 ^b
	гонаде	0,20 ± 0,21 ^a	0,28 ± 0,18 ^a	1,09 ± 0,58 ^b

Zn	мишић	55,86 ± 18,65 ^c	33,80 ± 8,04 ^a	18,89 ± 3,17 ^b
	јетра	63,32 ± 22,80 ^b	76,60 ± 11,71 ^a	77,66 ± 15,51 ^a
	шкрге	81,25 ± 13,38 ^b	67,31 ± 11,20 ^a	64,82 ± 7,66 ^a
	гонаде	45,05 ± 34,95 ^b	130,38 ± 84,33 ^a	68,06 ± 25,13 ^b

нд - вредности нису детектоване (испод прага детекције)

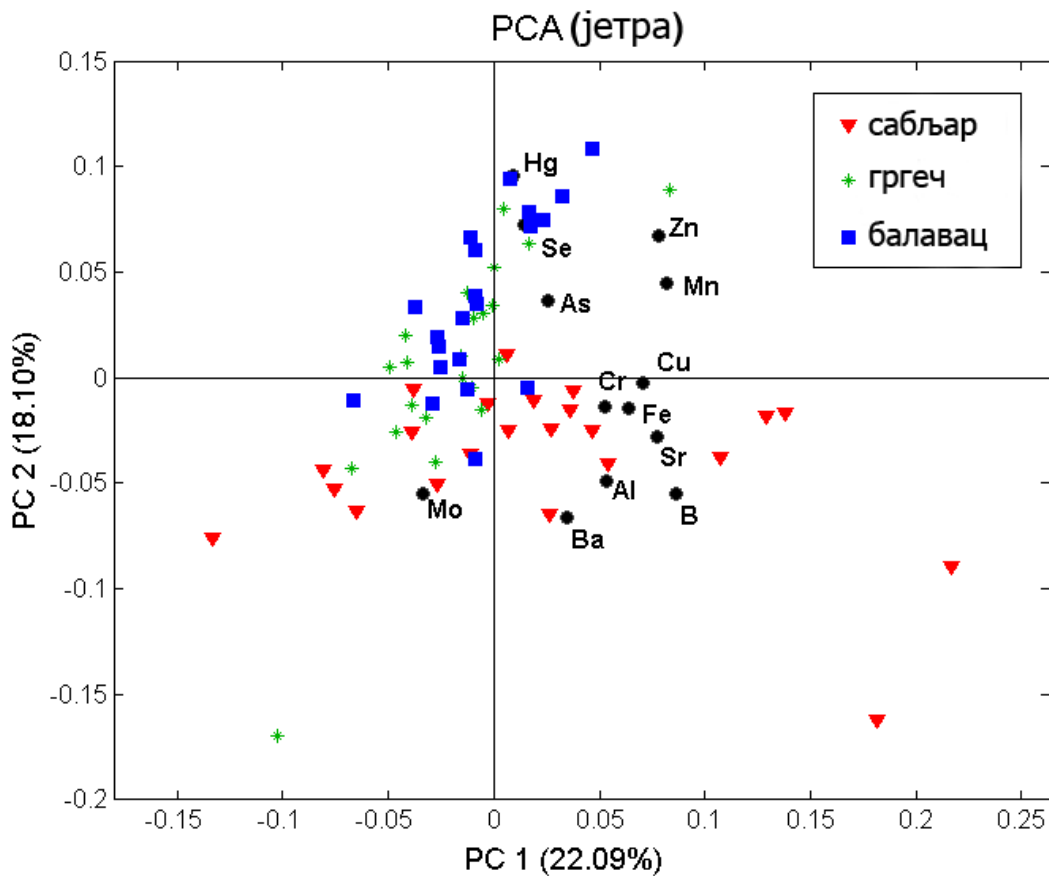
a, b, c - статистички значајно различите вредности (LSD *post hoc* тест, $p < 0.05$)

РСА анализа елемената у мишићу показује да не постоји груписање. Балавац се издваја већим вредностима за Zn, а постоји и издвајање неколико узорака балавца и сабљара на основу веће вредности Al (Слика 28).



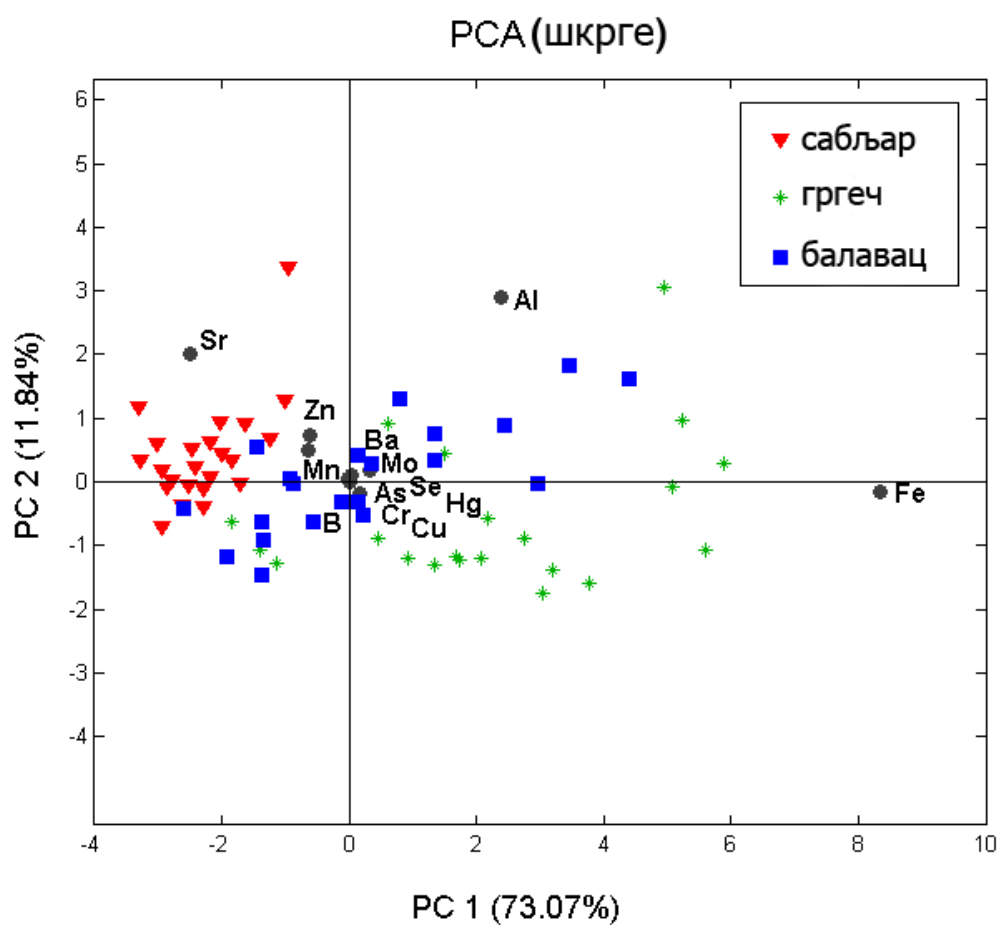
Слика 28. РСА анализа елемената у мишићном ткиву анализираних врста.

PCA анализа елемената у јетри показује да се сабљар групише на основу већих концентрација Al, B, Ba, Cr, Cu, Fe и Sr, док се балавац и греч групишу према већим вредностима Hg и Se (Слика 29).



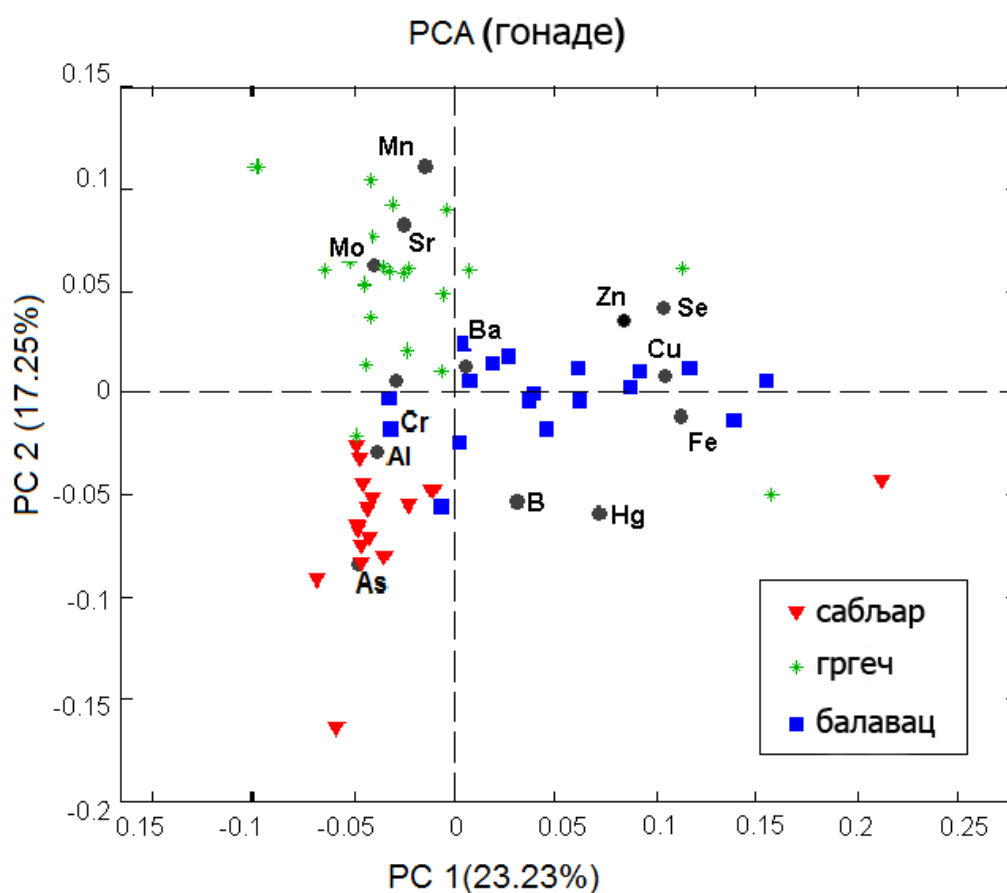
Слика 29. PCA анализа елемената у јетри анализираних врста.

Резултати добијени PCA анализом елемената у шкргама показују да се сабљар издваја већом концентрацијом Sr, Mn и Zn. Балавац се издваја на основу веће концентрације Al, док се греч издваја већом концентрацијом Fe (Слика 30).



Слика 30. PCA анализа елемената у шкргама анализираних врста.

Гонаде сабљара групишу се на основу веће концентрације As, док се гонаде балавца групишу према већој концентрацији Cu, Fe, Hg, Se и Zn. PCA је такође показала да се греч групише на основу веће концентрације Mn и Мо (Слика 31).



Слика 31. PCA анализа елемената у гонадама анализираних врста.

Коефицијенти парцијалне корелације између тежине рибе и концентрације елемената у мишићу, јетри и шкргама представљени су у Табели 15. Највећи број корелација уочен је код сабљара (7 негативних и 4 позитивне). Fe је био позитивно корелисан и у јетри и у мишићу, Mn је био негативно корелисан у мишићу и шкргама, док је Zn био негативно корелисан у свим анализираним ткивима. Концентрација Hg у мишићу била је позитивно корелисана код сабљара али негативно код балавца.

Табела 15. Коефицијенти парцијалне корелације између концентрација елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) и тежине тела рибе W (g), као и пратећи резултати двостраног теста значајности ($p < 0.05$) код сабљара, балавца и гргеча.

Сабљар <i>P. cultratus</i>		Element ($\mu\text{g/g}$ суве масе)	Коефицијент парцијалне корелације	<i>p</i> вредност
W (g)	мишић	Hg	0,705	0.023
		Mn	- 0,641	0.046
		Zn	- 0,815	0.004
	јетра	Fe	0,648	0.043
		Zn	- 0,840	0.002
	шкрга	Ba	- 0,719	0.013
		Cd	- 0,779	0.005
		Fe	0,641	0.034
		Mn	- 0,742	0.009
Sr		0,766	0.006	
Zn	- 0,814	0.002		
Балавац <i>G. serniua</i>		Елемент ($\mu\text{g/g}$ суве масе)	Коефицијент парцијалне корелације	<i>p</i> вредност
W (g)	мишић	Hg	- 0,728	0.041
	јетра	Ba	- 0,818	0.047
Гргеч <i>P. fluviatilis</i>		Елемент ($\mu\text{g/g}$ суве масе)	Коефицијент парцијалне корелације	<i>p</i> вредност
W (g)	јетра	Se	0,779	0.023

Al и В имају највећи број корелација у свим ткивима: у јетри свих врста, у мишићу и шкргама сабљара, као и у шкргама гргеча. Ва и Sr корелишу у шкргама балавца и сабљара, као и у мишићу гргеча. Си и Zn имају корелације у мишићу

сабљара и у јетри греча, Cu и Mn корелишу у шкргама греча, док Mn и Zn имају корелацију у јетри сабљара.

Вредности фактора биоконцентрације (BCF) показују да сабљар има већи афинитет у мишићу и шкргама за биоконцентрацију As, Mn и Zn у односу на остале анализирани врсте, греч има већи афинитет за Cr, а балавац за Fe (Табела 16).

Табела 16. Фактор биоконцентрације (BCF) за Al, As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni и Zn, изражен као количник просечне концентрације елемента ($\mu\text{g/g}$ влажне масе) у одређеном ткиву и просечне концентрације (mg/l) у води.

Елемент	Ткива	<i>P. cultratus</i> (сабљар)	<i>G. cernuua</i> (балавац)	<i>P. fluviatilis</i> (греч)
Al	мишић	702	357	89
	шкрге	199	838	633
As	мишић	260	259	174
	шкрге	310	220	240
Cr	мишић	33	39	42
	шкрге	22	36	148
Cu	мишић	14	9	9
	шкрге	24	21	16
Fe	мишић	145	188	136
	шкрге	867	1648	2728
Mn	мишић	12	6	5
	шкрге	253	77	102
Ni	мишић	15	14	нд
	шкрге	нд	117	нд
Zn	мишић	1099	569	825
	шкрге	1440	1336	3543

3.5. Анализа концентрације елемената у ткивима укљеве и штуче

У оквиру овог поглавља представљене су средње вредности и стандардне девијације концентрација 18 елемената у ткивима (мишић, јетра и шкрге) укљеве и штуче, као и у гонадама штуче.

У мишићном ткиву, штуча има веће концентрације Al, B, Cr, Hg, Ni и Se. Укљева има веће концентрације As, Ba, Cu, Fe, Mn, Mo, Sr и Zn (Табела 17). Јетра, штуче се карактерише већим концентрацијама As, B, Cu, Fe, Hg, Se и Zn, док укљева има веће концентрације Al, Ba, Cr, Mn, Mo и Sr у истом ткиву (Табела 18). Укљева има веће концентрације свих елемената у шкргама, са изузетком концентрације Hg, у односу на штучу (Табела 19). На основу резултата концентрације елемената у гонадама штуче, види се да ово ткиво најбоље акумулира Fe и Zn. Такође, истиче се и акумулација Al и Mn. Најмање су акумулације Ba, Cr и Sr (Табела 20).

Због малог броја узорака и неуједначеног броја ткива ове две врсте нису биле укључене у даље статистичке анализе.

Табела 17. Просечне вредности и одступања концентрације 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу укљеве и штуче.

Ткиво	Елемент	<i>A. alburnus</i> (укљева)	<i>E. lucius</i> (штуча)
Мишић	Al	$2,60 \pm 3,38$	$4,85 \pm 3,09$
	As	$1,06 \pm 0,21$	$1,03 \pm 0,32$
	B	нд	$0,20 \pm 0,17$
	Ba	$0,90 \pm 0,42$	$0,16 \pm 0,13$
	Cd	нд	нд
	Co	нд	нд
	Cr	$0,15 \pm 0,32$	$0,26 \pm 0,19$
	Cu	$1,71 \pm 0,25$	$0,48 \pm 0,28$
	Fe	$22,30 \pm 7,77$	$8,89 \pm 5,25$
	Hg	$1,47 \pm 0,45$	$2,32 \pm 1,15$

	Li	нд	нд
	Mn	1,37 ± 0,46	0,99 ± 1,01
	Mo	2,11 ± 2,01	нд
	Ni	нд	0,12 ± 0,11
	Pb	нд	нд
	Se	0,34 ± 0,19	0,49 ± 0,21
	Sr	3,81 ± 2,44	2,03 ± 3,45
	Zn	69,52 ± 24,67	18,87 ± 12,26

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

Табела 18. Просечне вредности и одступања концентрације 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у јетри укљева и штуке.

Ткиво	Елемент	<i>A. alburnus</i> (укљева)	<i>E. lucius</i> (штука)
Јетра	Al	38,17 ± 44,73	4,36 ± 4,85
	As	1,36 ± 0,72	1,71 ± 0,90
	B	0,87 ± 0,47	1,03 ± 0,96
	Ba	0,26 ± 0,27	0,20 ± 0,36
	Cd	нд	нд
	Co	нд	нд
	Cr	0,12 ± 0,07	0,07 ± 0,12
	Cu	9,70 ± 2,92	36,34 ± 19,28
	Fe	252,05 ± 88,02	265,41 ± 237,13
	Hg	нд	1,25 ± 0,67
	Li	нд	нд
	Mn	4,88 ± 2,12	2,86 ± 2,10
	Mo	6,26 ± 6,40	2,40 ± 3,51
	Ni	нд	нд
	Pb	нд	нд
	Se	нд	3,32 ± 0,45
	Sr	0,85 ± 0,66	0,12 ± 0,07
	Zn	59,93 ± 12,13	81,74 ± 35,25

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

Табела 19. Просечне вредности и одступања концентрације 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у шкргама укљеве и штуке.

Ткиво	Елемент	<i>A. alburnus</i> (укљева)	<i>E. lucius</i> (штука)
Шкрге	Al	33,97 \pm 35,99	3,03 \pm 2,50
	As	0,88 \pm 0,39	нд
	B	1,18 \pm 1,73	0,50 \pm 0,12
	Ba	14,63 \pm 4,53	4,02 \pm 0,50
	Cd	нд	нд
	Co	нд	нд
	Cr	0,06 \pm 0,05	0,06 \pm 0,07
	Cu	2,17 \pm 1,15	1,39 \pm 0,72
	Fe	207,40 \pm 45,97	109,25 \pm 57,90
	Hg	нд	0,96 \pm 0,42
	Li	нд	нд
	Mn	21,10 \pm 4,35	19,16 \pm 2,63
	Mo	6,73 \pm 4,09	нд
	Ni	нд	нд
	Pb	нд	нд
	Se	0,39 \pm 0,28	0,70 \pm 0,25
	Sr	79,87 \pm 16,34	73,11 \pm 13,97
Zn	116,70 \pm 30,02	437,24 \pm 89,09	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

Табела 20. Просечне вредности и одступања концентрације 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у гонадама штуке.

Екиво	Елемент	<i>E. lucius</i> (штука)
Гонаде	Al	19,35 \pm 34,08
	As	1,18 \pm 0,77
	B	1,44 \pm 2,11
	Ba	0,29 \pm 0,24
	Cd	нд
	Co	нд
	Cr	0,13 \pm 0,20
	Cu	2,77 \pm 1,71
	Fe	122,14 \pm 144,83
	Hg	1,29 \pm 0,79
	Li	нд
	Mn	18,39 \pm 19,09
	Mo	3,31 \pm 6,47

	Ni	нд
	Pb	нд
	Se	1,35 ± 1,27
	Sr	0,81 ± 0,61
	Zn	110,36 ± 66,94

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

3.6. Анализа концентрације елемената у ткивима риба различитих узрасних категорија

У оквиру овог поглавља представљене су средње вредности и стандардне девијације концентрација 18 елемената у ткивима одређених узрасних категорија анализираних врста риба, осим за штуку и манића, код којих оваква анализа није урађена с обзиром на то да је у појединим узрасним категоријама била присутна само по једна јединка.

Од свих анализираних врста, гргеч и шаран имају највећи број старосних категорија. Најмањи број старосних категорија имају манић, укљева и штука, док остале врсте имају 2 до 3 узрасне класе (Табела 21).

Табела 21. Распон узрасних категорија узоркованих врста.

Врста	Узрасне категорије
<i>E. lucius</i> (штука)	3+ – 4+
<i>A. alburnus</i> (укљева)	3+ – 4+
<i>C. carpio</i> (шаран)	3+ – 8+
<i>P. cultratus</i> (сабљар)	2+ – 5+
<i>S. glanis</i> (сом)	2+ – 4+
<i>L. lota</i> (манић)	2+ – 3+
<i>G. cernua</i> (балавац)	2+ – 4+
<i>P. fluviatilis</i> (гргеч)	1+ – 5+
<i>S. lucioperca</i> (смућ)	3+ – 5+

Због малог броја јединки у свакој узрасној категорији, као и због неуједначеног броја јединки између категорија, није урађена статистичка анализа која се односи на узрасне категорије. Резултати су представљени у виду просечних вредности и стандардних девијација концентрације елемената у ткивима.

3.6.1. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама укљеве

Узорковане јединке укљеве спадале су у узрасне категорије од 3+ и 4+ година старости. Преглед просечне дужине и тежине тела јединки ових узрасних категорија представљен је у Табели 22. Изглед препарата крљушти представљен је на слици 32.



Слика 32. Препарат крљушти укљеве узрасне класе 4+.

Табела 22. Преглед узрасних класа, броја јединки по узрасној класи, као и просечних дужина и тежина јединки у узрасним класама укљеве.

Старост	Број јединки	Просечна дужина јединки (cm)	Просечна тежина јединки (g)
3+	6	15,8 ± 0,9	32,2 ± 7,8
4+	3	17,2 ± 0,2	43,3 ± 1,5

Код 3+ узрасне класе Hg је детектована само у мишићном ткиву укљеве. У овом ткиву се налазе и најмање вредности Мо и Мп. У јетри се налазе највеће концентрације Cu и Fe (као и најмање вредности за Zn), док се шкрге одликују већим концентрацијама Al, Ba, Mn, Mo, Sr и Zn (Табела 23). Код ове класе се јављају исти трендови у концентрацији за Al, Mn и Mo (шкрга > јетра > мишић), Ba, Sr и Zn (шкрга > мишић > јетра), као и за Cu и Fe (јетра > шкрга > мишић).

Табела 23. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри и шкргама узрасне класе 3+ укљеве.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге
3+	Al	1,68 ± 3,02	29,13 ± 36,75	30,11 ± 44,50
	As	1,04 ± 0,27	1,68 ± 0,58	0,96 ± 0,46
	B	нд	1,06 ± 0,47	1,44 ± 2,13
	Ba	0,98 ± 0,53	0,33 ± 0,31	14,84 ± 5,25
	Cd	нд	нд	нд
	Co	нд	нд	нд
	Cr	0,24 ± 0,40	0,13 ± 0,07	0,07 ± 0,06
	Cu	1,77 ± 0,28	9,52 ± 3,45	2,03 ± 1,02
	Fe	25,18 ± 8,74	229,55 ± 66,77	191,05 ± 15,68
	Hg	1,51 ± 0,59	нд	нд
	Li	нд	нд	нд
	Mn	1,27 ± 0,55	4,79 ± 2,73	20,24 ± 5,16
	Mo	2,25 ± 2,49	3,89 ± 2,84	6,55 ± 4,41
	Ni	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд
	Se	0,26 ± 0,17	нд	0,30 ± 0,17
	Sr	3,73 ± 3,09	0,61 ± 0,63	86,40 ± 14,66
	Zn	74,87 ± 29,15	62,75 ± 14,26	118,09 ± 29,03

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

Као и код претходне класе, и код ове је Hg детектована само у мишићу, а поред ниских вредности Mn и Mo, присутна је и најмања вредност Al. У јетри, поред високих концентрација Cu и Fe, као и ниске концентрације Zn, присутна је и највећа концентрација Al. Са изузетком Al, ситуација са највећим концентрацијама елемената у шкргама иста је као и код претходне класе (Табела 24). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији за Al, Cu, Fe и Mo (јетра > шкрга > мишић), као и за Ba, Sr и Zn (шкрга > мишић > јетра).

Табела 24. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри и шкргама узрасне класе 4+ укљеве.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра*	Шкрге
4+	Al	4,13 \pm 4,00	6,40; 106,11	41,70 \pm 9,75
	As	1,10 \pm 0,10	0,29; 1,18	0,71 \pm 0,13
	B	нд	0,39; 0,58	0,66 \pm 0,17
	Ba	0,78 \pm 0,16	0,01; 0,22	14,22 \pm 3,59
	Cd	нд	нд	нд
	Co	нд	нд	нд
	Cr	0,01 \pm 0,004	0,04; 0,15	0,04 \pm 0,01
	Cu	1,59 \pm 0,16	8,27; 11,84	2,45 \pm 1,60
	Fe	17,49 \pm 1,77	198,86; 395,25	240,08 \pm 73,71
	Hg	1,41 \pm 0,09	нд	нд
	Li	нд	нд	нд
	Mn	1,55 \pm 0,22	5,03; 5,11	22,84 \pm 1,61
	Mo	1,86 \pm 1,30	3,49; 18,52	7,09 \pm 4,23
	Ni	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд
	Se	0,47 \pm 0,17	нд	0,57 \pm 0,42
	Sr	3,93 \pm 1,34	1,00; 1,69	66,81 \pm 12,13
Zn	60,62 \pm 15,51	50,37; 58,22	113,90 \pm 38,48	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

* – ткива у којима су постојала само два узорка

3.6.2. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама шарана

Узорковане јединке шарана спадале су у узрасне категорије од 3+ до 8+ година старости. Преглед просечне дужине и тежине тела јединки ових узрасних категорија представљен је у Табели 25. Изглед препарата крљушти представљен је на слици 33.



Слика 33. Препарат крљушти шарана узрасне класе 4+.

Табела 25. Преглед узрасних класа, броја јединки по узрасној класи, као и просечних дужина и тежина јединки у узрасним класама шарана.

Старост	Број јединки	Просечна дужина јединки (cm)	Просечна тежина јединки (g)
3+	1	29	405
4+	1	31	415
5+	4	49,9 ± 4,5	1898,8 ± 474,5
6+	3	52,0 ± 0,9	2050,0 ± 452,1
7+	3	64,7 ± 5,7	4086,7 ± 990,3
8+	2	81,0 ± 1,4	7800,0 ± 567,7

Код узрасне класе 5+ присутна је највећа концентрација As, а најмања концентрација B, Cu и Fe, у мишићу. Јетра се одликује високим концентрацијама Cu и Fe, док се у шкргама налазе највеће концентрације Al, Ba, Hg, Mn, Sr и Zn

(Табела 26). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији Al, Ba, Hg и Sr (шкрга > мишић > јетра), B, Mn и Zn (шкрга > јетра > мишић), као и за Cu и Fe (јетра > шкрга > мишић).

Табела 26. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри и шкргама узрасне класе 5+ шарана.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге
5+	Al	4,32 \pm 2,15	4,24 \pm 1,87	21,05 \pm 22,26
	As	0,56 \pm 0,13	0,41 \pm 0,27	0,40 \pm 0,35
	B	0,09 \pm 0,05	0,42 \pm 0,38	1,01 \pm 1,17
	Ba	2,07 \pm 1,90	0,02 \pm 0,002	13,03 \pm 1,94
	Cd	нд	0,42 \pm 0,60	нд
	Co	нд	нд	нд
	Cr	0,03 \pm 0,02	0,04 \pm 0,06	0,02 \pm 0,002
	Cu	1,58 \pm 1,27	35,12 \pm 19,33	1,73 \pm 0,27
	Fe	19,33 \pm 8,22	171,96 \pm 77,08	147,56 \pm 52,80
	Hg	0,89 \pm 0,37	0,66 \pm 0,20	1,09 \pm 0,44
	Li	нд	нд	нд
	Mn	0,12 \pm 0,07	2,18 \pm 1,22	10,91 \pm 3,95
	Mo	нд	0,18 \pm 0,17	0,07 \pm 0,01
	Ni	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд
	Se	нд	0,24 \pm 0,18	0,16 \pm 0,07
	Sr	0,64 \pm 0,90	0,24 \pm 0,13	83,83 \pm 25,03
Zn	47,12 \pm 14,64	277,92 \pm 118,05	1366,21 \pm 530,42	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције применљене методе)

Код узрасне класе 6+ такође је присутна највећа концентрација As у мишићу, али и највећа концентрација Hg. Ситуација са највећим концентрацијама у јетри и шкргама слична је као и код узрасне класе 5+, са разликом да се највећа концентрација Fe налази у шкргама, а не у јетри (Табела 27). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији за Al, Ba и Sr (шкрга > мишић > јетра), као и Fe, Mn и Zn (шкрга > јетра > мишић).

Табела 27. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри и шкргама узрасне класе 6+ шарана.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге
6+	Al	$5,80 \pm 4,15$	$2,28 \pm 0,41$	$8,30 \pm 2,93$
	As	$0,54 \pm 0,36$	$0,45 \pm 0,40$	$0,28 \pm 0,28$
	B	$0,08 \pm 0,05$	$0,30 \pm 0,20$	$0,40 \pm 0,10$
	Ba	$2,45 \pm 0,73$	$0,05 \pm 0,03$	$12,10 \pm 4,12$
	Cd	нд	$0,42 \pm 0,60$	нд
	Co	нд	нд	нд
	Cr	$0,02 \pm 0,002$	$0,01 \pm 0,0004$	$0,01 \pm 0,001$
	Cu	$1,10 \pm 0,63$	$27,01 \pm 11,59$	$1,72 \pm 0,20$
	Fe	$26,27 \pm 19,92$	$145,52 \pm 58,70$	$154,61 \pm 29,84$
	Hg	$0,96 \pm 0,07$	$0,68 \pm 0,13$	$0,95 \pm 0,34$
	Li	нд	нд	нд
	Mn	$0,15 \pm 0,11$	$2,57 \pm 0,73$	$8,32 \pm 1,42$
	Mo	нд	$0,17 \pm 0,15$	$0,07 \pm 0,01$
	Ni	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд
	Se	нд	$0,40 \pm 0,30$	$0,40 \pm 0,28$
Sr	$0,67 \pm 0,75$	$0,15 \pm 0,05$	$92,26 \pm 27,84$	
Zn	$79,53 \pm 36,41$	$365,86 \pm 54,82$	$1067,42 \pm 104,52$	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

Узрасна класа 7+ је слична класи 6+ по највишим концентрацијама As и Hg у мишићу, највећој концентрацији Fe у шкргама, као и по другим концентрацијама неких елемената (Табела 28). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији за Al, Ba и Sr (шкрга > мишић > јетра), B и Cu (јетра > шкрга > мишић), као и за Fe, Mn и Zn (шкрга > јетра > мишић).

Табела 28. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри и шкргама узрасне класе 7+ шарана.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге
7+	Al	$5,23 \pm 1,38$	$3,52 \pm 0,98$	$6,22 \pm 2,25$
	As	$0,93 \pm 0,26$	$0,66 \pm 0,13$	$0,12 \pm 0,03$
	B	$0,08 \pm 0,08$	$0,33 \pm 0,43$	$0,27 \pm 0,10$
	Ba	$2,47 \pm 3,20$	$0,03 \pm 0,02$	$14,69 \pm 0,99$
	Cd	нд	$0,16 \pm 0,04$	нд
	Co	нд	нд	нд

Cr	0,01 ± 0,004	0,01 ± 0,002	0,01 ± 0,004
Cu	1,28 ± 1,28	42,70 ± 14,05	1,58 ± 0,45
Fe	20,25 ± 12,41	130,06 ± 93,17	132,83 ± 13,33
Hg	1,01 ± 0,12	0,65 ± 0,22	0,79 ± 0,06
Li	нд	нд	нд
Mn	0,17 ± 0,14	1,75 ± 0,47	10,33 ± 0,35
Mo	нд	0,14 ± 0,08	0,08 ± 0,02
Ni	нд	нд	нд
Pb	нд	нд	нд
Se	нд	0,25 ± 0,06	0,16 ± 0,10
Sr	0,91 ± 1,10	0,16 ± 0,05	92,93 ± 30,32
Zn	47,00 ± 9,95	282,77 ± 98,54	1209,80 ± 464,15

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

3.6.3. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама сабљара

Узорковане јединке сабљара спадале су у узрасне категорије од 2+ до 5+ година старости. Преглед просечне дужине и тежине тела јединки ових узрасних категорија представљен је у Табели 29. Изглед препарата крљушти представљен је на слици 34.



Слика 34. Препарат крљушти сабљара узрасне класе 3+.

Табела 29. Преглед узрасних класа, броја јединки по узрасној класи, као и просечних дужина и тежина јединки у узрасним класама сабљара.

Старост	Број јединки	Просечна дужина јединки (cm)	Просечна тежина јединки (g)
2+	7	24,7 ± 1,3	83,3 ± 15,7
3+	13	29,4 ± 3,1	146,5 ± 51,5
4+	2	36,9 ± 1,2	281,0 ± 17,0
5+	1	33,5	210

Код узрасне класе 2+ у мишићу сабљара налази се највећа концентрација Hg, као и најмања концентрација As, и Fe. Јетра се карактерише највећим концентрацијама Al, B, Cr, Cu, Fe, Mo и Se. У шкргама се налазе највеће концентрације Ba, Mn и Sr као и најмања концентрација Hg. У гонадама се налазе најмање концентрације Al, B, Cu, Mn, Mo, Sr и Zn (Табела 30). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији за B, Cu, Mo и Se (јетра > шкрга > мишић > гонада), као и за Mn и Zn (шкрга > јетра > мишић > гонада).

Табела 30. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри, шкргама и гонадама узрасне класе 2+ сабљара.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге	Гонаде
2+	Al	14,58 ± 23,64	62,14 ± 131,11	7,10 ± 6,63	1,73 ± 2,21
	As	1,18 ± 0,66	2,10 ± 0,96	2,02 ± 2,33	3,20 ± 0,80
	B	0,36 ± 0,47	5,25 ± 6,08	0,44 ± 0,25	0,10 ± 0,09
	Ba	0,49 ± 0,28	0,38 ± 0,22	8,53 ± 1,49	0,40 ± 0,44
	Cd	нд	нд	нд	нд
	Co	нд	нд	нд	нд
	Cr	0,10 ± 0,06	1,29 ± 2,24	0,08 ± 0,14	0,12 ± 0,12
	Cu	0,94 ± 0,28	35,42 ± 13,52	1,48 ± 0,31	0,18 ± 0,24
	Fe	10,55 ± 3,12	719,16 ± 229,94	82,91 ± 23,13	16,58 ± 6,97
	Hg	1,90 ± 1,19	1,32 ± 0,82	0,48 ± 0,26	1,67 ± 0,59
	Li	нд	нд	нд	нд
	Mn	1,35 ± 0,29	5,08 ± 1,09	34,14 ± 6,46	0,24 ± 0,12
	Mo	2,42 ± 4,57	3,25 ± 4,44	2,98 ± 2,62	1,89 ± 2,21
	Ni	0,07 ± 0,06	0,60 ± 1,01	нд	нд
Pb	нд	нд	нд	нд	

	Se	0,46 ± 0,21	2,68 ± 0,69	0,74 ± 0,30	0,43 ± 0,23
	Sr	1,94 ± 0,81	1,69 ± 2,27	95,89 ± 11,39	0,11 ± 0,07
	Zn	66,74 ± 2,94	76,71 ± 16,03	86,09 ± 11,35	33,91 ± 32,01

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

Мишићно ткиво узрасне класе 3+ такође се одликује највећом концентрацијом Hg, као и ниским концентрацијама Cu, Fe и Se. У мишићу се такође налази и највећа концентрација Al. Као и код претходне класе, и у јетри ове узрасне класе налази се највећа концентрација B, Cu, Fe, Mo и Se. Ситуација са највећим концентрацијама елемената у шкргама иста је као и код 2+ узрасне класе (највише Ba, Mn и Sr а најмање Hg). Гонаде се, такође, одликују највећом концентрацијом As и најмањим концентрацијама B, Ba, Mn, Mo, Sr и Zn (Табела 31). Код ове класе се јављају исти трендови у концентрацији за Ba, Mn и Zn (шкрга > јетра > мишић > гонада), као и за Cu, Fe и Se (јетра > гонада > шкрга > мишић).

Табела 31. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри, шкргама и гонадама узрасне класе 3+ сабљара.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге	Гонаде
3+	Al	25,11 ± 59,98	6,15 ± 6,10	13,10 ± 28,13	9,48 ± 16,36
	As	0,79 ± 0,36	1,78 ± 0,49	0,90 ± 0,81	3,12 ± 1,07
	B	1,39 ± 3,23	2,96 ± 3,85	0,98 ± 1,75	0,74 ± 1,09
	Ba	0,37 ± 0,14	0,41 ± 0,52	8,29 ± 2,65	0,15 ± 0,11
	Cd	нд	нд	нд	нд
	Co	нд	нд	нд	нд
	Cr	0,10 ± 0,09	0,17 ± 0,24	0,07 ± 0,08	0,05 ± 0,08
	Cu	0,72 ± 0,46	29,89 ± 22,57	1,59 ± 0,78	2,22 ± 5,53
	Fe	9,94 ± 3,14	575,46 ± 311,27	69,57 ± 20,20	72,36 ± 167,17
	Hg	2,06 ± 1,17	1,33 ± 0,50	1,09 ± 0,53	1,71 ± 0,42
	Li	нд	нд	нд	нд
	Mn	1,06 ± 0,38	4,28 ± 1,80	25,98 ± 6,62	0,66 ± 1,23
	Mo	2,32 ± 3,48	5,02 ± 4,06	3,60 ± 4,19	0,81 ± 1,40
	Ni	0,08 ± 0,14	0,21 ± 0,24	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд	нд

	Se	0,35 ± 0,21	2,38 ± 1,05	0,79 ± 0,28	0,81 ± 0,84
	Sr	1,99 ± 1,09	1,00 ± 2,37	91,50 ± 20,56	0,18 ± 0,09
	Zn	52,60 ± 19,52	58,84 ± 25,30	79,22 ± 15,16	47,33 ± 39,10

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

3.6.4. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама сома

Узорковане јединке сома спадале су у узрасне категорије од 2+ до 4+ година старости. Преглед просечне дужине и тежине тела јединки ових узрасних категорија представљен је у Табели 32. Изглед препарата жбице представљен је на слици 35.



Слика 35. Препарат жбице сома узрасне класе 4+.

Табела 32. Преглед узрасних класа, броја јединки по узрасној класи, као и просечних дужина и тежина јединки у узрасним класама сома.

Старост	Број јединки	Просечна дужина јединки (cm)	Просечна тежина јединки (g)
2+	7	59,3 ± 3,4	1511,4 ± 391,3
3+	3	73,3 ± 2,5	2793,3 ± 380,7
4+	1	100	6620

Код узрасне класе 2+ јединки сома, мишићно ткиво се карактерише највећом вредношћу концентрације Hg, али и најмањим вредностима концентрација B, Fe, Mn и Zn. У јетри се налази највећа концентрација B, Cu и Fe. Шкрге се одликују највећом концентрацијом Al, As, Ba, Mn као и Sr. У бубрегу се највише акумулирају Se и Zn (Табела 33). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији за Al, As и Sr (шкрга > бубрег > мишић > јетра), као и за B и Fe (јетра > бубрег > шкрга > мишић).

Табела 33. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри, шкргама и бубрегу узрасне класе 2+ сома.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге	Бубрег
2+	Al	7,89 ± 3,08	4,58 ± 2,80	11,59 ± 11,04	8,18 ± 3,78
	As	0,22 ± 0,16	0,20 ± 0,11	1,02 ± 2,24	0,38 ± 0,25
	B	0,11 ± 0,09	1,21 ± 1,21	0,48 ± 0,56	0,88 ± 0,69
	Ba	0,81 ± 0,34	0,06 ± 0,06	1,83 ± 1,58	0,16 ± 0,16
	Cd	нд	нд	нд	0,37 ± 0,50
	Co	нд	нд	0,10 ± 0,11	0,28 ± 0,15
	Cr	0,05 ± 0,06	0,03 ± 0,03	0,22 ± 0,48	0,03 ± 0,01
	Cu	1,53 ± 2,20	8,66 ± 4,42	1,33 ± 0,36	3,63 ± 0,53
	Fe	35,96 ± 43,90	427,29 ± 412,96	80,54 ± 33,83	284,01 ± 152,19
	Hg	1,51 ± 0,44	1,36 ± 0,32	1,43 ± 0,45	1,34 ± 0,40
	Li	нд	нд	нд	нд
	Mn	0,52 ± 0,38	1,76 ± 0,63	14,75 ± 5,42	1,68 ± 0,26
	Mo	нд	0,26 ± 0,07	0,09 ± 0,03	0,23 ± 0,12
	Ni	нд	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд	нд
	Se	нд	0,88 ± 0,24	0,69 ± 0,57	2,38 ± 0,40
	Sr	0,59 ± 0,21	0,38 ± 0,12	74,23 ± 14,83	1,29 ± 0,50
Zn	18,67 ± 8,99	41,48 ± 14,24	58,76 ± 6,11	86,67 ± 8,64	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

Мишићно ткиво јединки узрасне категорије 3+ има највећу концентрацију Al, али и најмању концентрацију за неколико елемената (B, Fe, Mn и Zn). По чему је слична са претходном узрасном класом. И код ове узрасне класе, јетра има највеће концентрације B, Cu и Fe, али и највећу концентрацију Hg. За разлику од

претходне класе, шкрге имају најмању концентрацију As. Бубрежно ткиво опет има највеће концентрације Se и Zn (Табела 34). Код ове класе се јављају исти трендови у концентрацији за B, Cu и Fe (јетра > бубрег > шкрга > мишић).

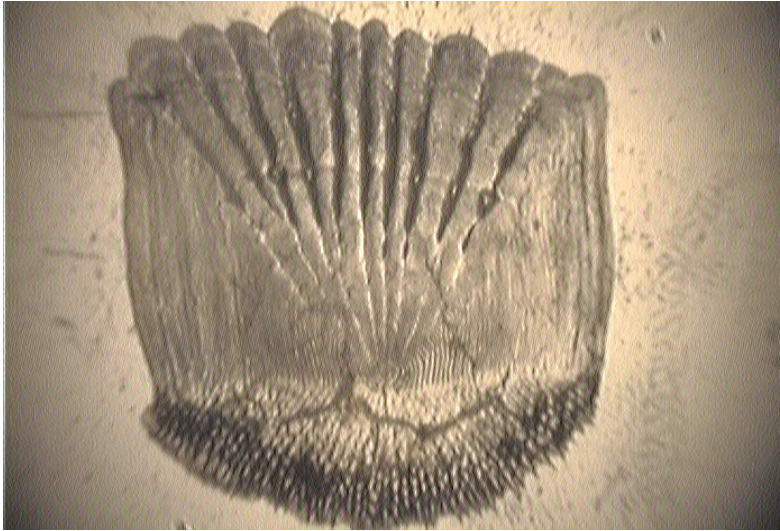
Табела 34. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри, шкргама и бубрегу узрасне класе 3+ сома.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге	Бубрег
3+	Al	$8,27 \pm 5,37$	$3,34 \pm 0,75$	$6,28 \pm 4,96$	$5,72 \pm 2,86$
	As	$0,25 \pm 0,13$	$0,32 \pm 0,21$	$0,12 \pm 0,01$	$0,34 \pm 0,10$
	B	$0,05 \pm 0,02$	$0,71 \pm 0,54$	$0,10 \pm 0,12$	$0,63 \pm 0,18$
	Ba	$0,96 \pm 0,33$	$0,12 \pm 0,14$	$1,32 \pm 0,38$	$0,08 \pm 0,07$
	Cd	нд	нд	нд	$0,10 \pm 0,08$
	Co	нд	нд	$0,12 \pm 0,13$	$0,44 \pm 0,18$
	Cr	$0,15 \pm 0,04$	$0,07 \pm 0,03$	$0,11 \pm 0,12$	$0,02 \pm 0,01$
	Cu	$1,56 \pm 0,67$	$8,14 \pm 3,26$	$3,00 \pm 2,60$	$4,19 \pm 0,11$
	Fe	$14,35 \pm 8,49$	$292,59 \pm 76,68$	$55,46 \pm 38,04$	$206,75 \pm 27,31$
	Hg	$1,88 \pm 0,80$	$1,92 \pm 0,92$	$1,61 \pm 0,32$	$1,72 \pm 0,50$
	Li	нд	нд	нд	нд
	Mn	$0,39 \pm 0,37$	$1,60 \pm 1,10$	$13,15 \pm 6,70$	$1,59 \pm 0,23$
	Mo	нд	$0,23 \pm 0,07$	$0,07 \pm 0,003$	$0,28 \pm 0,06$
	Ni	нд	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд	нд
	Se	нд	$0,33 \pm 0,29$	$0,34 \pm 0,10$	$1,84 \pm 0,37$
	Sr	$2,82 \pm 3,46$	$0,43 \pm 0,03$	$84,95 \pm 10,45$	$0,79 \pm 0,14$
Zn	$27,69 \pm 6,72$	$42,29 \pm 9,75$	$56,52 \pm 4,53$	$77,03 \pm 7,24$	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

3.6.5. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама балавца

Узорковане јединке балавца спадале су у узрасне категорије од 2+ до 4+ година старости. Преглед просечне дужине и тежине тела јединки ових узрасних категорија представљен је у Табели 35. Изглед препарата крљушти представљен је на слици 36.



Слика 36. Препарат крљушти балавца узрасне класе 4+.

Табела 35. Преглед узрасних класа, броја јединки по узрасној класи, као и просечних дужина и тежина јединки у узрасним класама балавца.

Старост	Број јединки	Просечна дужина јединки (cm)	Просечна тежина јединки (g)
2+	5	13,9 ± 0,4	38,0 ± 6,1
3+	8	15,8 ± 1,3	55,6 ± 15,8
4+	8	16,4 ± 1,0	64,6 ± 16,1

Код узрасне класе 2+ балавца уочава се да мишић има највећу концентрацију Hg у односу на остала ткива, али и најмању концентрацију В, Ва, Си, Мп, Мо и Zn. Јетра се карактерише високим концентрацијама Си, Fe и Мо, као и најмањом концентрацијом Sr. Шкрге имају велику концентрацију Al, Ва, Мп и Sr. Такође, у шкргама се налазе и најмање концентрације As и Se. Гонаде имају највећу концентрацију Zn у односу на остала ткива (Табела 36). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији за Al, Ва и Мп (шкрга > гонада > јетра > мишић), односно за В и Fe (јетра > шкрга > гонада > мишић).

Табела 36. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри, шкргама и гонадама узрасне класе 2+ балавца.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге	Гонаде
2+	Al	1,72 ± 2,43	3,59 ± 3,66	53,44 ± 41,11	4,14 ± 6,76
	As	1,15 ± 0,30	1,54 ± 0,30	0,63 ± 0,44	1,12 ± 0,47
	B	0,07 ± 0,06	1,59 ± 1,77	1,26 ± 1,57	0,23 ± 0,38
	Ba	0,22 ± 0,19	0,51 ± 0,67	7,62 ± 0,76	1,34 ± 2,65
	Cd	нд	0,28 ± 0,31	нд	нд
	Co	нд	0,66 ± 0,82	нд	нд
	Cr	0,10 ± 0,04	0,13 ± 0,14	0,11 ± 0,09	0,02 ± 0,02
	Cu	0,61 ± 0,30	7,78 ± 3,99	1,08 ± 0,37	2,12 ± 1,67
	Fe	12,35 ± 6,03	256,91 ± 106,38	153,16 ± 47,72	60,90 ± 53,37
	Hg	5,40 ± 2,09	3,93 ± 2,00	1,81 ± 1,32	1,70 ± 1,21
	Li	нд	нд	нд	нд
	Mn	0,86 ± 0,16	4,02 ± 1,51	7,65 ± 1,27	4,29 ± 3,68
	Mo	0,83 ± 1,39	13,73 ± 22,78	3,21 ± 4,15	5,28 ± 4,70
	Ni	0,06 ± 0,04	0,08 ± 0,04	0,08 ± 0,02	0,07 ± 0,05
	Pb	нд	нд	нд	нд
	Se	1,52 ± 0,40	4,98 ± 3,62	1,06 ± 0,55	2,04 ± 0,98
	Sr	1,71 ± 1,99	0,23 ± 0,06	45,50 ± 2,98	0,31 ± 0,30
Zn	33,11 ± 4,78	72,01 ± 16,22	67,03 ± 8,18	95,61 ± 8,13	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

Узрасна класа 3+ има одређене сличности са узрасном класом 2+. Код јединки ове узрасне класе, мишићно ткиво се карактерише ниским концентрацијама за неколико елемената (Ba, Cu, Mn, Mo, Zn), јетра се одликује високим концентрацијама Cu и Fe, шкрге највећим концентрацијама Al, Ba, Mn и Sr (као и најмањим концентрацијама As и Se), а гонаде великом концентрацијом Zn. Разлика је у већој концентрацији Hg у јетри у односу на мишић, а шкрге и гонаде имају већу концентрацију Mo у односу на јетру (Табела 37). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији за As и Se (јетра > гонада > мишић > шкрга), односно за Al и Sr (шкрга > мишић > јетра > гонада).

Табела 37. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри, шкргама и гонадама узрасне класе 3+ балавца.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге	Гонаде
3+	Al	18,14 \pm 32,35	5,78 \pm 5,79	34,73 \pm 32,66	1,05 \pm 1,06
	As	1,17 \pm 0,50	2,05 \pm 0,74	1,09 \pm 0,74	1,96 \pm 1,09
	B	0,48 \pm 0,95	1,60 \pm 1,20	0,38 \pm 0,28	0,27 \pm 0,36
	Ba	0,14 \pm 0,10	0,18 \pm 0,15	10,02 \pm 3,80	0,75 \pm 1,11
	Cd	нд	1,04 \pm 1,10	нд	нд
	Co	нд	0,58 \pm 0,66	нд	нд
	Cr	0,27 \pm 0,52	0,06 \pm 0,05	0,12 \pm 0,15	0,05 \pm 0,04
	Cu	0,61 \pm 0,24	10,52 \pm 5,15	1,44 \pm 1,48	2,94 \pm 3,87
	Fe	27,43 \pm 29,15	478,81 \pm 387,68	121,47 \pm 57,42	89,93 \pm 95,99
	Hg	5,02 \pm 2,58	6,00 \pm 3,33	1,69 \pm 1,13	1,79 \pm 0,73
	Li	нд	нд	нд	нд
	Mn	0,78 \pm 0,31	5,48 \pm 1,02	8,88 \pm 2,69	4,50 \pm 4,09
	Mo	1,13 \pm 1,63	1,56 \pm 1,69	3,48 \pm 3,79	3,93 \pm 3,64
	Ni	0,14 \pm 0,22	0,22 \pm 0,37	0,47 \pm 1,17	0,58 \pm 0,81
	Pb	нд	нд	нд	нд
	Se	1,41 \pm 0,33	6,18 \pm 3,23	1,10 \pm 0,77	1,83 \pm 1,33
	Sr	1,09 \pm 0,67	0,80 \pm 1,26	54,16 \pm 17,96	0,27 \pm 0,14
Zn	34,08 \pm 5,87	86,19 \pm 11,52	71,46 \pm 12,53	114,32 \pm 38,72	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

Узрасна класа 4+ показује одређене сличности са претходним класама. Наиме, највеће концентрације Ba и Sr су у шкргама, Cu и Fe у јетри, а Zn у гонадама. Разлика се огледа у највећој концентрацији Al и Mo у мишићу, а Mn у гонадама. Као и код узрасне класе 3+, и код класе 4+ уочава се већа концентрација Hg у јетри у односу на мишић (Табела 38). Код ове класе се јављају исти трендови у концентрацији за Cu, Fe и Se (јетра > гонада > шкрга > мишић).

Табела 38. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри, шкргама и гонадама узрасне класе 4+ балавца.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге	Гонаде
4+	Al	31,51 ± 54,43	5,25 ± 6,27	29,64 ± 16,22	0,85 ± 1,40
	As	1,18 ± 0,23	1,64 ± 0,44	0,69 ± 0,38	2,05 ± 1,46
	B	1,52 ± 3,15	1,25 ± 0,73	0,46 ± 0,19	0,30 ± 0,16
	Ba	0,25 ± 0,33	0,12 ± 0,08	9,57 ± 3,98	0,31 ± 0,38
	Cd	нд	0,67 ± 0,62	нд	нд
	Co	нд	0,38 ± 0,23	нд	нд
	Cr	0,09 ± 0,06	0,09 ± 0,07	0,13 ± 0,09	0,02 ± 0,01
	Cu	0,64 ± 0,39	6,93 ± 2,57	1,22 ± 0,40	5,40 ± 4,98
	Fe	12,46 ± 4,17	360,02 ± 225,87	123,44 ± 47,54	123,76 ± 71,75
	Hg	3,30 ± 1,38	4,97 ± 2,42	1,91 ± 0,92	2,80 ± 2,18
	Li	нд	нд	нд	нд
	Mn	0,67 ± 0,14	4,52 ± 1,00	7,28 ± 1,63	8,18 ± 5,19
	Mo	6,52 ± 9,07	1,16 ± 1,23	1,38 ± 2,64	2,08 ± 5,02
	Ni	0,05 ± 0,02	0,21 ± 0,21	0,93 ± 2,38	0,25 ± 0,53
	Pb	нд	нд	нд	нд
	Se	1,28 ± 0,37	5,28 ± 2,79	1,47 ± 0,24	3,70 ± 2,37
	Sr	0,86 ± 0,55	0,45 ± 0,26	56,60 ± 17,76	0,27 ± 0,14
	Zn	39,64 ± 10,74	79,69 ± 7,57	71,19 ± 12,53	175,85 ± 122,71

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

3.6.6. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама греча

Узорковане јединке греча спадале су у узрасне категорије од 1+ до 5+ година старости. Преглед просечне дужине и тежине тела јединки ових узрасних категорија представљен је у Табели 39. Изглед препарата крљушти представљен је на слици 37.



Слика 37. Препарат крљушти греча узрасне класе 5+.

Табела 39. Преглед узрасних класа, броја јединки по узрасној класи, као и просечних дужина и тежина јединки у узрасним класама греча.

Старост	Број јединки	Просечна дужина јединки (cm)	Просечна тежина јединки (g)
1+	2	12,2 ± 0,2	20,5 ± 0,7
2+	3	14,0 ± 0,6	32,3 ± 0,6
3+	7	17,6 ± 1,8	80,7 ± 35,9
4+	4	20,5 ± 1,2	128,5 ± 34,7
5+	7	24,4 ± 1,5	242,1 ± 54,5

Код узрасне класе 2+, мишићно ткиво се карактерише најмањим концентрацијама за већину елемената, а изузетак су Cu и Hg. Јетра има највеће концентрације As, Cu, Fe, Mo и Se, као и најмању концентрацију Sr. У шкргама је највећа концентрација Al, B, Ba, Cr, Hg и Sr али и најмања концентрација Cu. Гонаде имају највећу концентрацију Mn и Zn, као и најмању концентрацију Hg (Табела 40). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији за Al и Ba (шкрга > гонада > јетра > мишић), As, Fe и Mo (јетра > шкрга > гонада > мишић), B и Hg (шкрга > јетра > мишић > гонада), као и за Mn и Zn (гонада > шкрга > јетра > мишић).

Табела 40. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри, шкргама и гонадама узрасне класе 2+ греча.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге	Гонаде
2+	Al	2,57 ± 2,58	2,87 ± 4,69	28,74 ± 32,16	9,86 ± 11,62
	As	0,82 ± 0,18	2,42 ± 1,48	1,93 ± 1,17	1,02 ± 0,31
	B	0,15 ± 0,20	1,09 ± 1,38	1,59 ± 1,72	0,10 ± 0,02
	Ba	0,12 ± 0,11	0,13 ± 0,17	2,30 ± 0,47	0,20 ± 0,20
	Cd	нд	0,01 ± 0,001	нд	нд
	Co	нд	0,03 ± 0,005	нд	нд
	Cr	0,13 ± 0,06	0,33 ± 0,52	1,00 ± 1,65	0,07 ± 0,06
	Cu	0,48 ± 0,10	6,16 ± 1,89	0,17 ± 0,06	1,18 ± 0,09
	Fe	12,28 ± 5,62	410,28 ± 419,36	222,16 ± 69,32	35,15 ± 1,43
	Hg	2,34 ± 1,81	2,26 ± 1,36	3,37 ± 2,43	0,43 ± 0,19
	Li	нд	нд	нд	нд
	Mn	0,72 ± 0,08	4,30 ± 2,71	10,45 ± 2,92	12,18 ± 9,74
	Mo	1,10 ± 0,49	6,21 ± 5,25	2,98 ± 2,60	2,65 ± 0,39
	Ni	нд	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд	нд
	Se	0,60 ± 0,30	2,32 ± 1,56	0,99 ± 0,50	1,14 ± 0,82
	Sr	0,97 ± 0,54	0,16 ± 0,03	24,13 ± 8,71	0,56 ± 0,50
Zn	19,29 ± 1,29	67,46 ± 13,82	71,64 ± 5,36	72,78 ± 27,31	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

И јединке узрасне класе 3+ имају најмању концентрацију већине елемената у мишићу, а јавља се и највећа концентрација за Hg. За разлику од претходне узрасне класе, код јетре се, поред највећих концентрација As, Cu и Fe јавља и највећа концентрација Zn. Шкрге, за разлику од 2+ класе, имају најмању концентрацију Hg. Код гонада се понавља велика концентрација Mn, али и највећа концентрација Al (Табела 41). Код ове класе се јављају исти трендови у концентрацији за As и Se (јетра > гонада > шкрга > мишић), В и Mn (гонада > шкрга > јетра > мишић), као и за Fe и Zn (јетра > шкрга > гонада > мишић).

Табела 41. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри, шкргама и гонадама узрасне класе 3+ гречца.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге	Гонаде
3+	Al	9,40 ± 20,25	2,51 ± 4,78	46,10 ± 39,82	59,92 ± 98,19
	As	1,10 ± 0,49	3,84 ± 2,79	1,25 ± 0,68	1,38 ± 0,88
	B	0,05 ± 0,05	0,64 ± 0,58	1,08 ± 1,63	3,30 ± 5,37
	Ba	0,15 ± 0,21	0,21 ± 0,27	2,42 ± 0,30	0,17 ± 0,11
	Cd	нд	0,03 ± 0,04	нд	нд
	Co	нд	0,06 ± 0,07	нд	нд
	Cr	0,12 ± 0,09	0,12 ± 0,11	0,24 ± 0,26	0,14 ± 0,10
	Cu	0,36 ± 0,17	25,73 ± 44,66	0,67 ± 0,50	2,94 ± 4,56
	Fe	13,04 ± 4,87	243,20 ± 215,92	211,67 ± 65,07	87,37 ± 148,41
	Hg	2,66 ± 1,36	2,35 ± 0,78	1,27 ± 0,77	2,10 ± 1,39
	Li	нд	нд	нд	нд
	Mn	0,69 ± 0,28	4,66 ± 1,37	12,64 ± 3,75	13,32 ± 11,76
	Mo	1,80 ± 2,26	3,28 ± 2,43	13,12 ± 16,23	6,78 ± 8,20
	Ni	нд	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд	нд
	Se	0,80 ± 0,43	2,92 ± 0,71	0,90 ± 0,61	1,44 ± 0,72
	Sr	0,58 ± 0,56	0,14 ± 0,05	35,72 ± 5,94	1,39 ± 0,59
Zn	18,66 ± 3,40	85,18 ± 19,78	70,20 ± 7,91	56,88 ± 17,07	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

Узрасна категорија 4+ има највеће вредности Hg у мишићу, као и генерално најмање вредности за остале елементе. Највеће концентрације елемената у јетри

исте су као код јединки 3+ узрасне класе. Шкрге, за разлику од претходне две класе, имају најмању концентрацију As, док се у гонадама опет налази највећа концентрација Mn, као и најмања концентрација Hg (Табела 42). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији B, Fe, Se и Zn (јетра > шкрга > гонада > мишић), Ba и Sr (шкрга > гонада > мишић > јетра), као и за Mn и Mo (гонада > шкрга > јетра > мишић).

Табела 42. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри, шкргама и гонадама узрасне класе 4+ греча.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге	Гонаде
4+	Al	$2,22 \pm 1,12$	$5,80 \pm 9,64$	$23,78 \pm 19,53$	$6,68 \pm 12,43$
	As	$0,85 \pm 0,16$	$2,57 \pm 2,00$	$0,57 \pm 0,42$	$1,62 \pm 0,50$
	B	$0,07 \pm 0,05$	$1,01 \pm 0,44$	$0,52 \pm 0,36$	$0,08 \pm 0,03$
	Ba	$0,32 \pm 0,40$	$0,07 \pm 0,05$	$2,81 \pm 1,24$	$0,81 \pm 1,07$
	Cd	нд	$0,03 \pm 0,03$	нд	нд
	Co	нд	$0,04 \pm 0,02$	нд	нд
	Cr	$0,05 \pm 0,02$	$0,02 \pm 0,01$	$0,12 \pm 0,18$	$0,08 \pm 0,07$
	Cu	$0,50 \pm 0,32$	$16,01 \pm 7,99$	$0,82 \pm 0,20$	$1,85 \pm 0,66$
	Fe	$9,56 \pm 1,03$	$246,06 \pm 156,50$	$180,90 \pm 85,07$	$29,75 \pm 6,42$
	Hg	$2,45 \pm 1,00$	$2,44 \pm 1,27$	$0,89 \pm 0,65$	$0,50 \pm 0,19$
	Li	нд	нд	нд	нд
	Mn	$0,62 \pm 0,02$	$4,24 \pm 0,71$	$8,06 \pm 2,18$	$20,18 \pm 5,42$
	Mo	$1,43 \pm 0,88$	$4,23 \pm 3,61$	$5,69 \pm 5,84$	$20,50 \pm 20,49$
	Ni	нд	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд	нд
	Se	$0,89 \pm 0,31$	$3,38 \pm 0,67$	$1,08 \pm 0,78$	$1,03 \pm 0,60$
	Sr	$1,22 \pm 0,65$	$0,31 \pm 0,15$	$37,26 \pm 4,37$	$1,38 \pm 0,69$
Zn	$17,97 \pm 4,22$	$82,34 \pm 10,72$	$61,65 \pm 5,20$	$60,00 \pm 5,59$	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

Последња узрасна класа (5+) показује исте трендове у концентрацијама као и претходна узрасна класа (Табела 43). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији за Al, B и Fe (шкрга > јетра > гонада > мишић), као и за Cu, Se и Zn (јетра > гонада > шкрга > мишић).

Табела 43. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри, шкргама и гонадама узрасне класе 5+ греча.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге	Гонаде
5+	Al	4,23 \pm 4,73	8,30 \pm 11,41	27,75 \pm 59,31	7,89 \pm 11,03
	As	1,04 \pm 0,32	3,29 \pm 2,16	0,78 \pm 0,40	1,55 \pm 0,75
	B	0,16 \pm 0,21	0,64 \pm 0,68	1,21 \pm 2,27	0,36 \pm 0,74
	Ba	0,45 \pm 0,54	0,26 \pm 0,47	2,19 \pm 0,54	0,12 \pm 0,12
	Cd	нд	0,11 \pm 0,18	нд	нд
	Co	нд	0,05 \pm 0,07	нд	нд
	Cr	0,07 \pm 0,06	0,07 \pm 0,08	0,06 \pm 0,07	0,12 \pm 0,14
	Cu	0,41 \pm 0,25	21,81 \pm 8,70	0,89 \pm 0,48	2,34 \pm 1,43
	Fe	12,18 \pm 5,79	116,71 \pm 63,61	165,19 \pm 59,33	33,70 \pm 5,55
	Hg	3,44 \pm 2,65	3,10 \pm 2,00	1,44 \pm 0,97	1,03 \pm 0,73
	Li	нд	нд	нд	нд
	Mn	0,71 \pm 0,44	4,14 \pm 1,11	9,62 \pm 3,96	26,16 \pm 8,71
	Mo	2,78 \pm 5,77	0,93 \pm 0,69	6,60 \pm 12,90	5,55 \pm 6,43
	Ni	нд	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд	нд
	Se	0,85 \pm 0,37	3,53 \pm 0,77	1,14 \pm 0,46	1,76 \pm 0,82
	Sr	1,69 \pm 1,98	0,23 \pm 0,10	38,83 \pm 4,10	1,11 \pm 0,15
Zn	19,56 \pm 3,47	79,01 \pm 8,95	59,61 \pm 4,98	68,50 \pm 10,97	

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

3.6.7. Анализа концентрације елемената у узрасним категоријама смуђа

Узорковане јединке смуђа спадале су у узрасне категорије од 3+ до 5+ година старости. Преглед просечне дужине и тежине тела јединки ових узрасних категорија представљен је у Табели 44. Изглед препарата крљушти представљен је на слици 38.



Слика 38. Препарат крљушти смуђа узрасне класе 5+.

Табела 44. Преглед узрасних класа, броја јединки по узрасној класи, као и просечних дужина и тежина јединки у узрасним класама смуђа.

Старост	Број јединки	Просечна дужина јединки (cm)	Просечна тежина јединки (g)
3+	3	$39 \pm 1,3$	$458 \pm 29,7$
4+	2	$43,5 \pm 0,7$	$670 \pm 84,9$
5+	5	$49,6 \pm 6,8$	$1150,6 \pm 579,0$

Јединке узрасне класе 3+ смуђа карактеришу најмање вредности Al, As, B, Hg, Mn и Zn у мишићном ткиву. У јетри се налазе највеће концентрације As, Cu, Fe, Zn. Шкрге имају највећу концентрацију Al, Ba, Mn и Sr (Табела 45).

Табела 45. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри и шкргама 3+ узрасне класе смуђа.

Узрасна класа	Елемент	Мишић*	Јетра	Шкрге*
3+	Al	1,52; 5,17	$3,83 \pm 1,65$	10,52; 15,92
	As	0,06; 0,10	$0,45 \pm 0,07$	0,13; 0,59
	B	0,03; 0,08	$0,50 \pm 0,32$	0,04; 0,50
	Ba	0,40; 0,76	$0,08 \pm 0,07$	0,87; 1,32
	Cd	нд	$0,005 \pm 0,001$	нд
	Co	нд	$0,02 \pm 0,02$	нд
	Cr	0,004; 0,01	$0,03 \pm 0,02$	0,02; 0,03
	Cu	0,49; 2,24	$5,12 \pm 4,10$	1,05; 1,24
	Fe	6,28; 8,82	$143,70 \pm 114,87$	81,22; 91,61
	Hg	0,66; 1,31	$1,52 \pm 0,35$	1,24; 1,58
	Li	нд	нд	нд
	Mn	0,16; 1,40	$2,41 \pm 2,04$	7,40; 7,86
	Mo	нд	$0,24 \pm 0,10$	0,07; 0,13
	Ni	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд
	Se	нд	$1,24 \pm 0,76$	0,09; 1,37
	Sr	0,89; 8,63	$0,44 \pm 0,24$	29,61; 30,72
	Zn	6,62; 16,35	$56,27 \pm 11,71$	38,05; 46,62

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

* – ткива у којима су постојала само два узорка

Јединке 5+ узрасне класе имају већину најмањих концентрација елемената у мишићу. Као и код претходне класе, јетра се одликује високим концентрацијама As, Cu, Fe, Zn, али и B и Hg. Шкрге имају стандардно највише концентрације Al, Ba, Mn и Sr (Табела 46). Код ове класе јављају се исти трендови у концентрацији за Al, Mn и Sr (шкрга > јетра > мишић), као и за B, Cu, Hg, Fe и Zn (јетра > шкрга > мишић).

Табела 46. Просечне вредности концентрација 18 елемената ($\mu\text{g/g}$ суве масе) у мишићу, јетри и шкргама узрасне класе 5+ смуђа.

Узрасна класа	Елемент	Мишић	Јетра	Шкрге
5+	Al	$4,50 \pm 1,69$	$4,87 \pm 4,59$	$15,10 \pm 11,87$
	As	$0,19 \pm 0,09$	$0,53 \pm 0,13$	$0,16 \pm 0,07$
	B	$0,05 \pm 0,05$	$0,61 \pm 0,53$	$0,09 \pm 0,07$
	Ba	$0,60 \pm 0,21$	$0,30 \pm 0,41$	$1,02 \pm 0,12$
	Cd	нд	$0,01 \pm 0,01$	нд
	Co	нд	$0,01 \pm 0,001$	нд
	Cr	$0,04 \pm 0,04$	$0,02 \pm 0,02$	$0,03 \pm 0,02$
	Cu	$0,47 \pm 0,30$	$6,10 \pm 2,60$	$1,05 \pm 0,28$
	Fe	$6,54 \pm 2,22$	$304,53 \pm 177,63$	$79,72 \pm 25,56$
	Hg	$1,45 \pm 0,54$	$1,76 \pm 0,49$	$1,65 \pm 0,60$
	Li	нд	нд	нд
	Mn	$0,06 \pm 0,05$	$4,07 \pm 1,44$	$6,49 \pm 0,84$
	Mo	нд	$0,17 \pm 0,11$	$0,12 \pm 0,10$
	Ni	нд	нд	нд
	Pb	нд	нд	нд
	Se	нд	$0,62 \pm 0,32$	$0,62 \pm 0,66$
	Sr	$0,57 \pm 0,51$	$1,00 \pm 1,22$	$35,90 \pm 4,29$
	Zn	$12,80 \pm 5,67$	$56,88 \pm 11,93$	$44,77 \pm 5,24$

нд – вредности нису детектоване (испод прага детекције примењене методе)

3.6.8. Узрасне категорије штуке

Узорковане јединке штуке спадале су у узрасне категорије 3+ и 4+ година старости. Преглед просечне дужине и тежине тела јединки ових узрасних категорија представљен је у Табели 47. Изглед препарата крљушти представљен је на слици 39.



Слика 39. Препарат крљушти штуке узрасне класе 4+.

Табела 47. Преглед узрасних класа, броја јединки по узрасној класи, као и просечних дужина и тежина јединки у узрасним класама штуке.

Старост	Број јединки	Просечна дужина јединки (cm)	Просечна тежина јединки (g)
3+	1	51	940
4+	5	57,7 ± 4,0	1327,8 ± 271,1

3.6.9. Узрасне категорије манића

Узорковане јединке манића спадале су у узрасну категорију 2+, док је једна узоркована јединка спадала у 1+ узрасну категорију година старости. Преглед просечне дужине и тежине тела јединки ових узрасних категорија представљен је у Табели 48. Изглед препарата крљушти представљен је на слици 40.



Слика 40. Препарат отолита гргеча узрасне класе 3+.

Табела 48. Преглед узрасних класа, броја јединки по узрасној класи, као и просечних дужина и тежина јединки у узрасним класама манића.

Старост	Број јединки	Просечна дужина јединки (cm)	Просечна тежина јединки (g)
2+	19	36,6 ± 6,1	380,0 ± 170,2
3+	1	35,6	294,6

4. ДИСКУСИЈА

4.1. Поређења концентрација елемената у ткивима риба

Узорци укљеве (*A. alburnus*) из Хрватске (Zrnčić *et al.* 2012) имају веће концентрације Cd и Pb у мишићу, али и мање концентрације As и Hg у односу на узорке из овог рада. Веће концентрације токсичних метала (As и Hg), код свих врста риба (укљева, шаран, штука, манић, смуђ и сом) анализираних на локалитету у Београду у односу на локалитете у Хрватској, могућа су последица већег индустријског и комуналног загађења, као и загађења које доноси река Сава. У односу на резултате овог рада, јединке са језера Ене (Турска) (Uysal *et al.* 2009) имају у два ткива (мишић и шкрга) веће концентрације Cd, Fe и Zn. Овим узорцима је такође већа концентрација Mn у шкргама. Узорци из Дунава имају веће концентрације Cr и Cu (оба ткива), као и В у шкргама и Mn у мишићу. Концентрације Co и Ni у оба ткива, као и В у мишићном ткиву, били су испод границе детекције на оба локалитета. Могуће објашњење за веће концентрације Cd, Fe и Zn у језеру Ене је изузетно висока количина загађивача у овом језеру изузетно висока – језеро прима пољопривредне и сточне отпадне воде, као и нетретиране отпадне воде из оближњег рекреативног центра. Mazej *et al.* (2010) су анализирали ткиво јетре укљеве ухваћене у Велењском језеру (Словенија) у односу на неколико елемената (Cd, Hg, Pb и Zn). Њихови резултати су показали да су концентрације елемената (са изузетком Hg и Zn у мишићу) веће у односу на концентрације детектоване у овом раду, што би могло бити последица коришћења овог језера као депоа за пепео и транспорт воде из термоелектране Шоштањ (Табела 49).

У односу на узорковане јединке шарана (*C. carpio*) са локалитета у Хрватској (Zrnčić *et al.* 2012), анализа мишићног ткива јединки ухваћених на локалитету у Београду показује мање концентрације Cd и Pb, као и веће концентрације As и Hg. У претходим истраживањима на локалитету Дунава код Београда, Lenhardt *et al.* (2012) су добили мање вредности у односу на резултате овог рада за Al, As, Ba и Cu у мишићу, јетри и шкргама шарана. Такође, мишићни узорци су показали мању концентрацију за остале анализирани елементе (В, Fe,

Mn, Mo, Sr, Zn). Већа концентрација у њиховим узорцима утврђена је за В (шкрге), Fe (јетра и шкрге), Mn (шкрге), Mo (јетра и шкрге), Sr (шкрге) и Zn (јетра и шкрге) (Tabela 50).

Табела 49. Концентрације 12 елемената у ткивима укљеве (*A. alburnus*).^{1,2}

Елемент	Ткиво	Дунав, Хрватска (Zrnčić <i>et al.</i> 2012)	Ене језеро, Турска (Uysal <i>et al.</i> 2009)	Велењско језеро, Словенија (Mazej <i>et al.</i> 2010)	Дунав (Београд)
As	мишић	0,042 ± 0,016*	-	-	1,06 ± 0,21*
B	мишић	-	нд	-	нд
	шкрга	-	нд	-	0,31 ± 0,42
Cd	мишић	0,019 ± 0,04*	0,05	нд	нд
	јетра	-	-	0,05	нд
	шкрга	-	0,06	0,07	нд
Co	мишић	-	нд	-	нд
	шкрга	-	нд	-	нд
Cr	мишић	-	нд	-	0,04 ± 0,09
	шкрга	-	нд	-	0,02 ± 0,01
Cu	мишић	-	нд	-	0,49 ± 0,07
	шкрга	-	нд	-	0,58 ± 0,27
Fe	мишић	-	24,88	-	6,44 ± 2,20
	шкрга	-	102,76	-	56,37 ± 10,75
Hg	мишић	0,097 ± 0,01*	-	0,09	1,47 ± 0,45* 0,43 ± 0,12
	јетра	-	-	0,10	нд
	шкрга	-	-	0,05	нд
Mn	мишић	-	нд	-	0,40 ± 0,14
	шкрга	-	10,98	-	5,82 ± 1,52
Ni	мишић	-	нд	-	нд
	мишић	-	нд	-	нд
Pb	мишић	0,025 ± 0,022*	-	0,02	нд
	јетра	-	-	0,04	нд
	шкрга	-	-	0,88	нд
Zn	мишић	-	21,10	16,1	19,87 ± 5,96
	јетра	-	-	23,9	20,69 ± 9,86
	шкрга	-	74,99	99,1	31,57 ± 6,69

¹нд - вредности нису детектоване (испод прага детекције)

²вредности обележене са * изражене су у µg/g суве масе, док су остале изражене у µg/g влажне масе

Узорци шарана из овог рада имају веће вредности у мишићу, јетри и шкрџама за неколико елемената (As, Ba, Cu, Hg, Zn), у односу на резултате истраживања на рибњачкој акумулацији код Ечке (Skorić *et al.* 2012), што би могло бити последица загађења истраживаног локалитета овим елементима (посебно за Cu, Hg и Zn) (Crnković *et al.* 2008). Јединке шарана из Ечке имају и већу концентрацију Al (јетра и шкрџе), Fe (шкрџе), Mo (јетра) и Sr (мишић и јетра). Већа концентрација Fe у шкрџама последица је квалитета воде Тисе из које се рибњак снабдева водом. У оба истраживања концентрација Li била је испод прага детекције (Skorić *et al.* 2012). Скоро сви анализирани елементи (Al, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Se, Sr, Zn) у јетри шарана са реке Тисе (Štrbac *et al.* 2013) имали су веће вредности у односу на резултате у овом раду. Ипак, узорци ухваћени у Београду имају већу концентрацију Hg, као и сличну концентрацију As (Табела 50). У 2000. години дошло је до излива огромне количине загађене воде и отпада од рударства у притоке Тисе (Macklin *et al.* 2003). Повећане концентрације елемената у јетри шарана, могле би бити последица повећане концентрације ових елемената у седиментима (Štrbac *et al.* 2013). Ово је посебно значајно, с обзиром да елементи везани у седиментима представљају директан ризик за детритиворне организме (Noël *et al.* 2013).

О концентрацији токсичних елемената и елемената у траговима у ткивима сабљара (*P. cultratus*) тренутно постоји мали број истраживања. Zareǐ *et al.* (2011) су анализирали концентрације Cd, Cu, Pb, и Hg у мишићном ткиву сабљара из Каспијског мора. Детектовали су већу концентрацију Cd, Cu и Pb у мишићу у односу на узорке из Дунава, али и нижу концентрацију Hg. Повећана концентрација Cd, Cu и Pb могла би бити последица комуналних и пољопривредних загађивача у рекама које се уливају у Каспијско море (узорковање је вршено у приобалним деловима). Falandysz *et al.* (2000) су такође детектовали нижу концентрацију Hg у мишићном ткиву у својим узорцима (Табела 51).

Табела 50. Концентрације 17 елемената у ткивима шарана (*C. carpio*).^{1,2,3,4}

Елемент	Ткиво	Дунав, Хрватска (Zrnčić <i>et al.</i> 2012)	Дунав, Србија (Lenhardt <i>et al.</i> 2012)	Ечка, Србија (Skorić <i>et al.</i> 2012)	Тиса, Србија (Štrbac <i>et al.</i> 2013)	Дунав (Београд)
		ср. вр. ± ст. дев.	ср. вр. ± ст. дев.	ср. вр. ± ст. дев.	мин – макс (ср. вр.)	ср. вр. ± ст. дев.
Al	мишић	-	нд	нд		4,87 ± 2,12
	јетра	-	нд	9,90; 57,42 †	5,26 – 45,56* (17,50)*	3,86 ± 1,96 1,39 ± 0,83*
	шкрге	-	10,48 ± 14,13	159,43 ± 114,84	-	14,63 ± 16,79
As	мишић	0.055 ± 0.054	0,395 ‖	нд	-	0,66 ± 0,28
	јетра	-	нд	нд	0,04 – 0,3* (0,14)*	0,49 ± 0,24 0,18 ± 0,10*
	шкрге	-	нд	нд	-	0,29 ± 0,26
В	мишић	-	нд	-	-	0,07 ± 0,07
	јетра	-	нд	-	-	0,31 ± 0,28
	шкрге	-	12,70 ± 9,71	-	-	0,52 ± 0,66
Ba	мишић	-	нд	нд	-	2,18 ± 1,79
	јетра	-	нд	нд	-	0,16 ± 0,48
	шкрге	-	10,99 ± 9,29	нд	-	12.61 ± 2.79
Cd	мишић	0.016 ± 0.004	-	-	-	0.005 ± 0.0005
Cr	јетра	-	-	-	0,1 – 0,22* (0,14)*	0,01 ± 0,03*
Cu	мишић	-	нд	нд		1.30 ± 0.98
	јетра	-	21,97 ± 19,72	4,90 ± 9,84	10,56 – 30,12* (15,83)*	33.49 ± 13.50 11,66 ± 5,04*
	шкрге	-	нд	нд	-	1.90 ± 0.56
Fe	мишић	-	7,42 ‖	17,56 ± 11,22	-	19.62 ± 11.38
	јетра	-	418,36 ± 303,98	121,42 ± 63,78	76 – 193,66* (144,88)*	141.44 ± 65.23 48,21 ± 21,18*

	шкрге	-	261,97 ± 63,37	276,93 ± 108,59	-	139.26 ± 38.88
Hg	мишић	0.234 ± 0.107	-	0,63 ± 0,13	-	0.89 ± 0.22
	јетра	-	-	0,61 ± 0,08	0,01; 0,01* [‡]	1.63 ± 0.18 0,22 ± 0,07*
	шкрге	-	-	0,72 ± 0,14	-	0.89 ± 0.37
Mn	мишић	-	нд	нд	-	0.12 ± 0.10
	јетра	-	0,052; 1,463 [‡]	2,80; 0,81 [‡]	1,53 – 2,23* (1,96)*	2.21 ± 0.80 0,75 ± 0,23*
	шкрге	-	13,75 ± 11,11	6,55 ± 5,08	-	10.05 ± 2.74
Mo	мишић	-	нд	нд	-	0.02 ± 0.07
	јетра	-	0,33 ± 0,09	0,49 ± 0,73	-	0.17 ± 0.13
	шкрге	-	0,14; 0,10 [‡]	0,07 ± 0,06	-	0.06 ± 0.13
Ni	јетра	-	-	-	0,01 – 0,08* (0,04)*	нд
Pb	мишић	0.014 ± 0.005	-	-	-	нд
	јетра	-	-	-	0,9; 1,11* [‡]	нд
Se	јетра	-	-	-	0,03 – 0,58* (0,30)*	0,13 ± 0,10*
Sr	мишић	-	0,08 ± 0,02	0,98 ± 0,37	-	0.57 ± 0.74
	јетра	-	0,04 ± 0,03	0,30 ± 0,08	0,17 – 0,32* (0,25)*	0.18 ± 0.08 0,06 ± 0,03*
	шкрге	-	90,93 ± 37,46	34,75 ± 14,05	-	86.75 ± 28.58
Zn	мишић	-	54,70 ± 25,73	15,57 ± 6,65	-	59.01 ± 23.94
	јетра	-	582,79 ± 368,05	143,30 ± 65,30	114,21 – 181,67* (155,01)*	325.37 ± 107.21 114,33 ± 43,95*
	шкрге	-	1773,76 ± 851,33	276,29 ± 98,19	-	1186.37 ± 419.46

¹нд - вредности нису детектоване (испод прага детекције)

²вредности обележене са * изражене су у µg/g влажне масе, док су остале изражене у µg/g суве масе

³|| - само у једном узорку је детектована концентрација елемента

⁴‡ - у два узорка је детектована концентрација елемента

Табела 51. Концентрације Cd, Cu, Hg и Pb у мишићу сабљара (*P. cultratus*).
(све вредности изражене су у $\mu\text{g/g}$ влажне масе).¹

Елемент	Каспијско море (Zarei <i>et al.</i> 2011)	Висла, Пољска (Falandysz <i>et al.</i> 2000)	Дунав (Београд)
Cd	0,77 ± 0,46	-	нд
Cu	1,94 ± 1,11	-	0,22 ± 0,22
Hg	0,17 ± 0,11	0,088	0,63 ± 0,40
Pb	1,74 ± 1,01	-	нд

¹нд - вредности нису детектоване (испод прага детекције)

У односу на анализу ткива јетре у узорцима штуче (*E. lucius*) са Тисе (Štrbac *et al.* 2013), узорци обрађени у овом раду имају веће концентрације Al, As, Cu, Hg и Se, мању концентрацију Cd, Co, Cr, Mn, Ni, Pb и Sr, док су концентрације Fe и Zn уједначене између узорака са ова два локалитета. Седименти у Тиси имају повећану концентрацију одређених елемената (Štrbac *et al.* 2013), а елементи везани у седиментима могу индиректно и дугорочно бити извор контаминације на вишим трофичким нивоима (Noël *et al.* 2013), што може бити објашњење за веће нивое Cd, Cr и Ni у ткивима штуче са Тисе. Поредиши узорке мишића штуче ухваћене на локалитету у Београду и на локалитетима у Хрватској (Zrnčić *et al.* 2012), увиђа се да јединке штуче из Хрватске имају веће концентрације Cd и Pb, али и мање концентрације As и Hg. Слично као и са претходним истраживањем, и узорци из Француске (Noël *et al.* 2013) имали су веће концентрације Cd и Pb, као и мање концентрације As и Hg. Повећане концентрације Cd и Pb у ткивима јединки штуче из Француске последица су оптерећености воде из које су узимани узорци овим елементима. Łuczyńska *et al.* (2009) су, анализом мишића штуче, детектовали веће концентрације Cu и Zn, али и мање концентрације Fe и Mn у односу на резултате у овом раду. Узорци штуче из овог рада су, у односу на узорке из Чешке (Kenšová *et al.* 2010), имали веће концентрације Cu (мишић, јетра и шкрге) и Hg (такође сва три ткива). Већа концентрација ових елемената у ткивима могућа су последица загађености Дунава и Саве овим елементима (Сркковић *et al.* 2008). У сва три ткива јединке из Чешке имале су већу концентрацију Cd и Pb. Концентрације Cr су уједначене, као и концентрације Zn у мишићу и јетри. У шкргама узорака из овог рада присутна је већа концентрација Zn (Табела 52).

Табела 52. Концентрације 14 елемената у ткивима штучке (*E. lucius*).^{1,2,3,4}

Елемент	Ткиво	Тиса, Србија (Štrbac <i>et al.</i> 2013)	Дунав, Хрватска (Zrnčić <i>et al.</i> 2012)	Пољска (Łuczyńska <i>et al.</i> 2009)	Француска (Noël <i>et al.</i> 2013)	Вестонице, Чешка (Kenšová <i>et al.</i> 2010)	Дунав (Београд)
		мин – макс (ср. вр.)	ср. вр. ± ст. дев.	мин – макс (ср. вр.)	ср. вр. ± ст. дев.	ср. вр. ± ст. дев.	
Al	јетра	0,14 – 0,48 (0,24)	-	-	-	-	1,99 ± 2,39
As	мишић	-	0.030 ± 0.015*	-	0.175 ± 0.160	-	1,03 ± 0,32* 0,36 ± 0,19
	јетра	нд – 0,04 (0,02)	-	-	-	-	0,70 ± 0,45
Cd	мишић	-	0.015 ± 0.005*	-	0.001	~0,005	нд
	јетра	0,01 – 0,02 (0,02)	-	-	-	~0,01	нд
	шкрга	-	-	-	-	~0,01	нд
Co	јетра	0,01 – 0,02 (0,02)	-	-	-	-	нд
Cr	мишић	-	-	-	-	~0,015	0,08 ± 0,05
	јетра	0,08 – 0,12 (0,10)	-	-	-	~0,01	0,02 ± 0,03
	шкрга	-	-	-	-	~0,01	0,02 ± 0,02
Cu	мишић	-	-	0,6 – 0,7* (0,67)*	-	~0,00	0,48 ± 0,28* 0,18 ± 0,15
	јетра	2,57 – 9,11 (6,17)	-	-	-	~0,04	15,06 ± 10,44
	шкрга	-	-	-	-	~0,005	0,43 ± 0,22
Fe	мишић	-	-	4,0 – 4,7* (4,47)*	-	-	8,89 ± 5,25*
	јетра	31,70 – 162,38	-	-	-	-	106,18 ± 102,47

		(110,89)					
Hg	мишић	-	0.223 ± 0.032*	-	0.162 ± 0.070	~0,17	2,32 ± 1,15* 0,70 ± 0,24
	јетра	нд – 0,09 (0,05)	-	-	-	~0,05	0,48 ± 0,25
	шкрга	-	-	-	-	~0,01	0,30 ± 0,14
Mn	мишић	-	-	0,4 – 0,5* (0,47)*	-	-	0,99 ± 1,10*
	јетра	0,24 – 1,64 (1,10)	-	-	-	-	0,99 ± 0,55
Ni	јетра	0,01	-	-	-	-	нд
Pb	мишић	-	0.036 ± 0.022*	-	0.004 ± 0.003	~0,02	нд
	јетра	0,11; 0,23 †	-	-	-	~0,05	нд
	шкрга	-	-	-	-	~0,01	нд
Se	јетра	0,21 – 0,89 (0,64)	-	-	-	-	1,37 ± 0,49
Sr	јетра	0,13 – 2,26 (0,67)	-	-	-	-	0,04 ± 0,03
Zn	мишић	-	-	27,1 – 53,6* (36,27)*	-	~5	18,87 ± 12,26 * 5,79 ± 2,55
	јетра	13,77 – 33,22 (26,32)	-	-	-	~30	30,64 ± 9,20
	шкрга	-	-	-	-	~75	135,74 ± 26,05

¹нд - вредности нису детектоване (испод прага детекције)

²вредности обележене са * изражене су у µg/g суве масе, док су остале изражене у µg/g влажне масе

³|| - само у једном узорку је детектована концентрација елемента

⁴† - у два узорка је детектована концентрација елемента

Łuczyńska *et al.* (2009) су тестирали мишићно ткиво неколико врста риба у језерима североисточне Пољске. У њиховим узорцима манића (*L. lota*) (језеро Даргин) нађене су веће концентрације Cu, Mn и Zn, али и мање концентрације Fe у односу на узорке манића из Дунава. Zrnčić *et al.* (2012) су тестирали мишићно ткиво манића у односу на неколико токсичних елемената, на неколико локалитета у Хрватској. У односу на њихове резултате, узорци ухваћени на београдској деоници Дунава имају мању концентрацију Cd и Pb, али и далеко веће концентрације As и Hg. У односу на резултате добијене узорковањем манића у реци Висли (Пољска) (Wyrzykowska *et al.* 2012), манић ухваћен у Дунаву има веће концентрације Al, Cr, Hg и Mn, као и мање концентрације Ba, Cu, Fe, Sr и Zn. Узроци већих концентрација Ba, Cu, Fe, Sr и Zn код манића из Висле могли би бити последица присуства пољопривредних површина, као и урбаних и индустријских делова града Гдањска. Као и код јединки ухваћених у Висли, и код јединки из Дунава концентрације Ni и Pb биле су испод прага детекције (Табела 53).

Табела 53. Концентрације 10 елемената у мишићу манића (*L. lota*).^{1,2}

Елемент	Даргин, Пољска (Łuczyńska <i>et al.</i> 2009)	Дунав (Zrnčić <i>et al.</i> 2012)	Висла, Пољска (Wyrzykowska <i>et al.</i> 2012)	Дунав (Београд)
Al	-	-	нд	1,69 ± 1,24*
As	-	0,048 ± 0,015	-	0,93 ± 0,60
Ba	-	-	0,32 ± 0,13*	0,20 ± 0,17*
Cd	-	0,020 ± 0,002	-	0,005 ± 0,001
Cr	-	-	нд	0,01 ± 0,01*
Cu	2,7	-	0,40 ± 0,03*	1,13 ± 0,43 0,25 ± 0,09*
Fe	7,4	-	6,0 ± 1,3*	13,64 ± 7,56 3,08 ± 1,71*
Hg	-	0,147 ± 0,039	0,094 ± 0,024*	1,50 ± 0,65 0,34 ± 0,14*
Mn	0,9	-	0,57 ± 0,19	0,65 ± 0,28
Ni	-	-	нд	нд
Pb	-	0,01 ± 0,001	нд	нд
Sr	-	-	3,1 ± 1,5*	0,36 ± 0,27*
Zn	41,5	-	7,3 ± 0,3*	20,33 ± 5,54 4,59 ± 1,08*

¹нд - вредности нису детектоване (испод прага детекције)

²вредности обележене са * изражене су у µg/g влажне масе, док су остале изражене у µg/g суве масе

Као и у случају сабљара, и за балавца (*G. cernua*) постоји недостатак публикованих података на тему концентрације елемената у ткивима. Концентрација Hg у узорцима мишића балавца у Дунаву већа је од концентрација које су објавили Falandysz *et al.* (2000) (доњи ток реке Висле), Voigt (2000) (Väike Väin мореуз, Естонија) и Voigt (2007) (Tvätmine архипелаг, Финска). И концентрација истог елемента у јетри већа је од концентрације коју је објавио Voigt (2007) (Табела 54). Интересантно је да се код балавца показало да је концентрација живе у јетри већа од оне која се налази у мишићном ткиву, што је у супротности са резултатима које је добио Voigt (2007). Havelková *et al.* (2008) су показали да се жива депонује у јетри на веома загађеним локалитетима, док је депозиција у мишић присутна у мање загађеним локалитетима. Ово може бити потенцијално објашњење за већу концентрацију живе у јетри балавца у односу на мишићно ткиво.

Табела 54. Концентрација Hg у мишићу и јетри балавца (*G. cernua*). Све вредности изражене су у $\mu\text{g/g}$ влажне масе.

Елемент	Ткиво	Висла, Пољска (Falandysz <i>et al.</i> 2000)	Väike Väin, Естонија (Voigt 2000)	Tvärminne, Финска (Voigt 2007)	Дунав (Београд)
Hg	мишић	0,066	0,21	0,1	$0,99 \pm 0,50$
	јетра	-	-	0,07	$1,14 \pm 0,64$

Концентрација As у мишићу је мања, а у јетри слична концентрацији коју су добили Brázová *et al.* (2012) на узорцима греча (*P. fluviatilis*) из акумулације Ружин (Словачка). Исти аутори су добили и веће вредности за Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb и Zn. Повећане концентрације елемената у гречу са овог локалитета последица су геологије подручја, али и интензивног рударства и обраде руда у овом крају. Концентрација Fe у мишићном ткиву, као и у шкргама, већа је од оне коју су детектовали Stanek *et al.* (2012) (језеро Gorľo, Пољска). Такође, концентрација Zn је мања у мишићу и већа у шкргама у односу на њихове

результате. Концентрације Cd, у мишићу и јетри, које је детектовао Voigt (2007) су веће од вредности детектованих у овом раду. Исти истраживач је добио ниже вредности Hg у мишићу и јетри у односу на резултате овог рада (Табела 55).

Табела 55. Концентрације 10 елемената у ткивима греча (*P. fluviatilis*). Све вредности изражене су у $\mu\text{g/g}$ влажне масе.¹

Елемент	Ткиво	Ружин, Пољска (Brázová <i>et al.</i> 2012)	Горло, Пољска (Stanek <i>et al.</i> 2012)	Твärminне, Финска (Voigt 2007)	Дунав (Београд)
As	мишић	0,19 ± 0,092	-	-	0,23 ± 0,09
	јетра	0,802 ± 0,365	-	-	0,80 ± 0,58
Cd	мишић	0,005 ± 0,0044	-	0,03	нд
	јетра	1,31 ± 2,06	-	1,41	0,01 ± 0,03
Cr	мишић	0,439 ± 0,148	-	-	0,02 ± 0,02
	јетра	0,423 ± 0,087	-	-	0,03 ± 0,05
Cu	мишић	0,319 ± 0,120	-	-	0,10 ± 0,06
	јетра	6,81 ± 4,31	-	-	4,70 ± 6,03
Fe	мишић	-	2,26 ± 0,80	-	2,73 ± 1,09
	шкрге	-	29,59 ± 1,76	-	54,57 ± 19,11
Hg	мишић	1,05 ± 0,379	-	0,22	0,63 ± 0,42
	јетра	0,739 ± 0,459	-	0,12	0,68 ± 0,42
Mn	мишић	0,252 ± 0,087	-	-	0,16 ± 0,08
	јетра	2,83 ± 0,893	-	-	1,09 ± 0,33
Ni	мишић	0,147 ± 0,119	-	-	нд
	јетра	0,286 ± 0,335	-	-	нд
Pb	мишић	0,019 ± 0,039	-	-	нд
	јетра	0,016 ± 0,014	-	-	нд
Zn	мишић	7,50 ± 1,97	11,52 ± 4,84	-	4,35 ± 0,80
	јетра	25,8 ± 3,22	-	-	20,66 ± 4,95
	шкрге	-	9,79 ± 2,67	-	18,67 ± 2,25

¹нд - вредности нису детектоване (испод прага детекције)

Узорци смуђа (*S. lucioperca*) уловљени у Београду имали су веће концентрације Al, Ba, Fe, Hg, Mn и Sr у односу на узорке из Висле (Wyrzykowska *et al.* 2012). У односу на резултате анализа мишићног ткива смуђа са локалитета у Француској (Noël *et al.* 2013), резултати истраживања у Дунаву показали су мању концентрацију As, али и већу концентрацију Hg. Већа концентрација код јединки ухваћених у Француској последица је загађености локалитета са којих је риба узимана. Kenšová *et al.* (2010) су анализирали неколико ткива смуђа (мишић, јетра, шкрга) на токсичне елементе и елементе у траговима. Њихови резултати показују мање концентрације Cu и Hg у односу на резултате овог рада, што је у складу са објављеним подацима о загађености Дунава и Саве овим елементима (Crnković *et al.* 2008). Концентрације Cr су сличне између два сета узорака. Занимљива је ситуација са концентрацијом Zn. У односу на њихове резултате, узорци смуђа из овог рада имају мању концентрацију овог елемента у мишићу, већу концентрацију у јетри, док је концентрација у шкргама уједначена. Поређење резултата анализа за смуђа између локалитета у Београду и локалитета у Хрватској (Zrnčić *et al.* 2012), показује да узорци из овог рада имају већу концентрацију As и Hg, док узорци у Хрватској имају веће концентрације Cd и Pb. Концентрације Cu (јетра), Fe (мишић, јетра, шкрге), Mn (шкрге) и Zn (јетра, шкрге) веће су у односу на анализе узорака смуђа из Каспијског мора (Nabavi *et al.* 2012). Такође, концентрације Cu (мишић, шкрге), Mn (шкрге), Pb (сва три ткива) и Zn (мишић) ниже су у односу на исте узорке (Табела 56).

Табела 56. Концентрације 12 елемената у ткивима смуђа (*S. lucioperca*).^{1,2}

Елемент	Ткиво	Висла (Wyrzykowska <i>et al.</i> 2012)	Француска (Noël <i>et al.</i> 2013)	Вестонице, Чешка (Kenšová <i>et al.</i> 2010)	Дунав, Хрватска (Zrnčić <i>et al.</i> 2012)	Каспијско море (Nabavi <i>et al.</i> 2012)	Дунав (Београд)
Al	мишић	нд	-	-	-	-	1,97 ± 1,67
As	мишић	-	0,119 ± 0,076	-	0,032 ± 0,014*	-	0,05 ± 0,04 0,17 ± 0,10*
Ba	мишић	нд	-	-	-	-	0,20 ± 0,05
Cd	мишић	-	-	-	0.018 ± 0.002*	-	0.005 ± 0.001*
	јетра	-	-	-	-	-	0.02 ± 0.03*
	шкрге	-	-	-	-	-	0.01 ± 0.001*
Cr	мишић	0,40 ± 0,17	-	~0,02	-	-	0,01 ± 0,01
	јетра	-	-	~0,02	-	-	0,01 ± 0,01
	шкрге	-	-	~0,02	-	-	0,01 ± 0,005
Cu	мишић	0,45 ± 0,17	-	~0,001	-	0.36 ± 0.01	0,24 ± 0,25
	јетра	-	-	~0,015	-	0.43 ± 0.01	1,57 ± 0,76
	шкрге	-	-	~0,01	-	0.55 ± 0.02	0,31 ± 0,11
Fe	мишић	1,0 ± 0,4	-	-	-	2.79 ± 0.11	4,86 ± 7,29
	јетра	-	-	-	-	8.57 ± 0.29	60,49 ± 39,36
	шкрге	-	-	-	-	3.20 ± 0.14	22,36 ± 9,45
Hg	мишић	0,055 ± 0,019	0.187 ± 0.077	~0,2	0.173 ± 0.076*	-	1,32 ± 0,47* 0,39 ± 0,08
	јетра	-	-	~0,05	-	-	1,66 ± 0,42* 0,40 ± 0,08
	шкрге	-	-	~0,025	-	-	1,52 ± 0,48* 0,47 ± 0,15

Mn	мишић	0,16 ± 0,08	-	-	-	0.79 ± 0.02	0,23 ± 0,44
	јетра	-	-	-	-	1.43 ± 0.07	0,88 ± 0,38
	шкрге	-	-	-	-	1.23 ± 0.04	1,74 ± 0,72
Pb	мишић	нд	0.008 ± 0.003	~0,01	0.043 ± 0.023*	1.94 ± 0.06	нд
	јетра	-	-	~0,02	-	3.89 ± 0.17	нд
	шкрге	-	-	~0,01	-	2.00 ± 0.08	нд
Sr	мишић	0,22 ± 0,28	-	-	-	-	1,71 ± 3,05
Zn	мишић	4,6 ± 0,9	-	~6	-	4.79 ± 0.24	15,14 ± 11,53* 4,25 ± 2,51
	јетра	-	-	~12	-	3.99 ± 0.19	58,37 ± 10,38* 14,37 ± 3,59
	шкрге	-	-	~12	-	6.08 ± 0.31	40,11 ± 12,36* 12,32 ± 3,90

¹нд - вредности нису детектоване (испод прага детекције)

²вредности обележене са * су изражене у µg/g суве масе, док су остале изражене у µg/g влажне масе.

У односу на мишићно ткиво јединки сома (*S. glanis*) узоркованих на локалитетима Дунава у Хрватској (Zrnčić *et al.* 2012), јединке у овом раду имају већу концентрацију As и Hg, мању концентрацију Pb, док је концентрација Cd уједначена. Истраживање рађено у акумулацији Гружа (Србија) (Milošković *et al.* 2013) показало је да мишић јединки сома са тог локалитета има веће концентрације As, Fe, Mn и Pb у односу на узорке из Дунава. Околина акумулације је под интензивном пољопривредом (уз употребу пестицида, хербицида и фунгицида), а у близини се налази и фабрика за прераду меса, као и фабрика за узгајање печурака. Ово су могућа објашњења већег загађења које се детектује у узорцима сома са овог локалитета. Концентрација Cu је слична између ова два локалитета, док се дунавске јединке карактеришу већом концентрацијом Hg. Pantelica *et al.* (2012) су тестирали мишићно ткиво сома на дунавским локалитетима у Румунији. Пронашли су веће концентрације Ba, Cr, Fe, Ni, Sr и Zn у односу на јединке сома обрађене у овом раду. Осим ових вредности, уочавају се и мање вредности As и Hg код узорака из Румуније. Јединке сома узорковане у сливу реке По (Италија) (Squadrone *et al.* 2013) имају мање концентрације As у јетри и шкргама, као и мању концентрацију Hg у мишићу, јетри и шкргама. Узорци сома из Италије такође се одликују већим концентрацијама Pb у сва три ткива, као и већим концентрацијама Cr у јетри и шкргама. Концентрације As и Cr у мишићном ткиву уједначене су са резултатима из Дунава. У односу на реку Нитру, која се одликује великим загађењем (Andreji *et al.* 2006), узорци сома из овог рада имају мање концентрације Cr, Cu, Fe, Mn, Ni и Pb у мишићу, али и већу концентрацију Zn у истом ткиву (Табела 57).

Табела 57. Концентрације 11 елемената у ткивима сома (*S. glanis*).^{1,2}

Елемент	Ткиво	Дунав, Хрватска (Zrnčić <i>et al.</i> 2012)	Гружа, Србија (Milošковић <i>et al.</i> 2013)	Дунав, Румунија (Pantelica <i>et al.</i> 2012)	По, Италија (Squadrone <i>et al.</i> 2013)	Нитра, Словачка (Andreji <i>et al.</i> 2006)	Дунав (Београд)
As	мишић	0.034 ± 0.010*	0,095 ± 0,050	нд	0,06	-	0,22 ± 0,14* 0,06 ± 0,04
	јетра	-	-	-	0,01	-	0,07 ± 0,04
	шкрга	-	-	-	0,01	-	0,16 ± 0,37
Ba	мишић	-	-	0,3 ± 0,2	-	-	0,22 ± 0,09
Cd	мишић	0.02 ± 0.001*	-	-	-	-	0.01 ± 0.001*
Cr	мишић	-	-	0,062 ± 0,008	0,04	0.12 ± 0.03	0,02 ± 0,02
	јетра	-	-	-	0,11	-	0,01 ± 0,01
	шкрга	-	-	-	0,30	-	0,04 ± 0,08
Cu	мишић	-	0,296 ± 0,048	-	-	0.43 ± 0.12	0,35 ± 0,43
Fe	мишић	-	7,4 ± 3,29	13.7 ± 0.3	-	10.17 ± 4.66	6,56 ± 8,72
Hg	мишић	0.235 ± 0.128*	0,033 ± 0,002	нд	0,34	-	1,63 ± 0,51* 0,42 ± 0,16
	јетра	-	-	-	0,25	-	0,46 ± 0,15
	шкрга	-	-	-	0,08	-	0,43 ± 0,13
Mn	мишић	-	0,524 ± 0,518	-	-	0.53 ± 0.30	0,11 ± 0,09
Ni	мишић	-	-	0,084 ± 0,033	-	0.13 ± 0.04	нд
	шкрга	-	-	-	-	-	нд
Pb	мишић	0.032 ± 0.013*	0,063 ± 0,016	-	0,04	0.49 ± 0.33	нд
	јетра	-	-	-	0,05	-	нд
	шкрга	-	-	-	0,06	-	нд
Sr	мишић	-	-	5.1 ± 0.3	-	-	0,28 ± 0,42
Zn	мишић	-	-	12.4 ± 0.3	-	4.61 ± 0.52	5,29 ± 2,58

¹нд - вредности нису детектоване (испод прага детекције)

²вредности обележене са * изражене су у µg/g суве масе, док су остале изражене у µg/g влажне масе

4.2. Биомагнификација

Проблематика биомагнификације елемената кроз трофичке нивое добро је позната, али и даље постоје литературна неслагања око тога који тачно елементи (са изузетком живе) подлежу биомагнификацији.

У једном од првих истраживања овог типа, Patrick & Loutit (1975) су установили да постоји трансфер одређених елемената кроз трофички ланац, преко бактерија и тубифицида, до „виших животиња“. За неке елементе је показано да постоји трансфер дуж ланца исхране (Bowles *et al.* 2001; Timmermans *et al.* 1989), али такође постоје и литературни подаци који показују да поменути трансфер не постоји за неке елементе (Mikas *et al.* 2001).

Уочена биомагнификација живе у узоркованим рибама, од омниворних ка писциворним врстама, очекивана је, пошто је добро позната чињеница да се концентрација овог елемента повећава у ткивима код организама који имају виши ступањ припадности у ланцима исхране (Jezierska & Witeska 2006.; Kidwell *et al.* 1995; Peterson *et al.* 2009; Southward *et al.* 2003).

Southward *et al.* (2003) су пронашли повећање концентracије Hg у пастрмском гречу (*Micropterus salmoides*) након што се почео хранити главочима, који су претходно интродуковани у језеро Ири. Њихов закључак јесте да интродукција егзотичних врста може направити нове путеве за трансфер загађивача ка вршним предаторима. Пет врста главоча је проширило своје распрострањење у Србији и они сада представљају приступачну храну за комерцијалне врсте риба, попут смуђа и штуке (Lenhardt *et al.* 2011). На овај начин, преко промена у мрежама исхране, неоргански загађивачи са тенденцијом биомагнификације (попут Hg), могу доспети до вршних предатора, који су најчешће и комерцијалне врсте, а самим тим и храна коју конзумирају људи.

4.3. Индекс загађења металима

Због неседентарног начина живота, предатори се хране у мање загађеним деловима станишта, што резултира нижим вредностима индекса загађења металима.

Casador *et al.* (2012) су пронашли да крупније врсте риба имају ниже вредности поменутог индекса (увек мање од 3) у поређењу са другим врстама. Иако је наше узорковање рађено на другачијем типу воденог система (река) у односу на локалитет који је обрађиван од стране наведене групе аутора (естуар), постоје сличности у виду загађења пољопривредним, индустријским и урбаним изворима, тако да су добијени и слични резултати.

Висок ниво индекса детектован у шарану и главочу, у поређењу са смуђем и сомом, повезан је са њиховом детритиворном исхраном и седентарним начином живота, с обзиром на чињеницу да је ниво токсичних елемената и елемената у траговима у седиментима Дунава повећан (Babić-Mladenović *et al.* 2003; Crnković *et al.* 2008; Kristoforović-Ilić *et al.* 2009; Rowland *et al.* 2011).

4.4 Концентрација елемената у јетри и могућа повезаност са исхраном врсте

Резултати овог истраживања показују да манић и шаран формирају одвојене групе у односу на РСА за елементе у јетри, што би могло указивати на њихову разлику у исхрани. Сом и смуђ такође, на основу концентрације елемената у јетри, формирају групу која је јасно одвојена од непредаторских врста.

Манић је инсективор/писцивор, а главни део исхране представљају друге рибе и бескичмењаци (Pääkkönen & Marjomäki 2000). Високу концентрацију арсена у јетри манића (у односу на остале узорковане врсте) забележили су и Allen-Gill *et al.* (2003), иако у потпуно другим геоморфолошким условима.

Повећана концентрација арсена у ткивима манића из Дунава могла би бити последица повећане концентрације природног арсена у подземним водама Панонског басена (Rowland *et al.* 2011), а већина војвођанских области контаминираних овим елементом налази се у пределу алувијалних формација дуж обала Дунава и Тисе (као и Златице, Бегеја, Тамиша и Непе) (Kristoforović-Ilić *et al.* 2009). Šlejkovec *et al.* (2004) показали су да се манић јасно одваја од осталих врста риба по хемијском облику арсена екстрахованог из мишићног ткива. Ова група аутора установила је да се манић карактерише изузетно високом концентрацијом диметиларсенске киселине (DMAA), која је код осталих врста пронађена у далеко мањим концентрацијама. Повећана концентрација арсена може представљати проблем с обзиром да се јетра манића користи као нутритивни терапеутски производ (Wong 2011), али и у људској исхрани.

Шаран се сматра омниворном врстом која се храни хириномидама, тубифицидама, крупнијим зоопланктоном, зооперифитоном, чак и акватичним биљкама, као и детритусом (García-Berthou 2001). Повећана концентрација цинка у узорцима шарана може се приписати већем броју фактора. Један од тих фактора може да буде повећано загађење седимената Дунава овим елементом, што су објавили Crnković *et al.* (2008), као и тенденција овог елемента да инверзно корелише са трофичким статусом рибе (Kidwell *et al.* 1995; Ney & Van Hassel 1983; Papagiannis *et al.* 2004). Такође, концентрација цинка у дигестивном тракту шарана увек је десет пута већа него у већини животињских ткива због физиологије врсте и протеина који везују овај елемент. Могуће је да шаран има физиолошки јединствену врсту фибробласта (ћелије у којима се налазе протеини за везивање цинка) која омогућава далеко већу апсорпцију цинка у односу на остале врсте (Liao *et al.* 2006). Повећана концентрација цинка у свим анализираним ткивима шарана, у односу на остале врсте, проналази се и у истраживањима других аутора (Kenšová *et al.* 2010; Mazej *et al.* 2010; Mendil & Doğan Uluöztlü 2007).

Писциворни предатори формирају посебну групу у оквиру РСА резултата у односу на јетру. Ово је у складу са њиховом исхраном – смуђ је лутајући писциворни предатор, који постаје облигатни писцивор после 1+ године живота

(Specziár 2011; Vehanen & Lahti 2003), док је сом опортунистички предатор чија исхрана обухвата широк распон рибе фауне, али се такође храни и водоземцима, птицама и малим сисарима (Stolyarov 1985).

Пронађена већа концентрација живе у јетри и шкргама предатора потврђује резултате неколико других аутора (Al Sayegh Petkovšek *et al.* 2012; Has-Schön *et al.* 2006; Kenšová *et al.* 2010; Mazej *et al.* 2010). Mann-Whitney тестом идентификован је подскуп који чине три врсте (смуђ, сом, манић) које имају већу концентрацију живе у мишићу од шарана. Нижу концентрацију живе у мишићном ткиву шарана, у односу на предаторске врсте, такође су пронашли Kenšová *et al.* (2010), а потенцијални разлог се може пронаћи у тенденцији живе да се биомагнификује кроз ланац исхране (Peterson *et al.* 2009).

Интересантно је да је детектована и већа концентрација хрома у јетри писциворних предатора (у поређењу са полифагним врстама), што је у супротности са резултатима које су добили Kenšová *et al.* (2010), код којих су непредаторске врсте (деверика и шаран) имале већу концентрацију овог елемента у поређењу са писциворним предаторима (штука и смуђ).

4.5. Концентрација елемената у шкргама и могућа повезаност са стаништем врсте

Свака врста формира посебну групу, у односу на PCA анализу за концентрацију елемената у шкргама. Пошто су шкрге главни орган за унос елемената у организам (Wood 2011), оне одражавају концентрацију у води у којој риба живи (Alhashemi *et al.* 2012).

Овај налаз може да указује на разлике у преферираном типу станишта сваке врсте. Смуђ настањује отворене воде и спорадично се среће у литоралној зони богатој вегетацијом (Vehanen & Lahti 2003). Сом настањује литорална станишта у доњим деловима великих река и муљевитих језера (Carol *et al.* 2007; Copp *et al.* 2009). Јувенилни манићи мигрирају из пелагијалне зоне у литоралну зону као ларве, а затим, када достигну отприлике 12-14 цм укупне дужине, мигрирају у

дубљу, профундалну зону (Fischer 2000). Шаран може настањивати све типове акватичних станишта (Koehn 2004).

У овом истраживању установљено је да сом има, у поређењу са другим врстама, највећу концентрацију мангана и кобалта у шкргама што се не слаже са резултатима Erdoğan & Erbilir (2007) код којих сом има најнижу концентрацију мангана од свих анализираних врста, док је концентрација кобалта слична оној коју су пронашли у шкргама шарана.

4.6. Фактор биоконцентрације

Тип хемикалије, метаболичка својства ткива и степен загађења животне средине утичу на фактор биоконцентрације (Uysal *et al.* 2009).

Према добијеним резултатима, шкрге имају већи афинитет за биоконцентрацију бакра, гвожђа, мангана и цинка, у поређењу са мишићним ткивом, код свих анализираних врста. Слична је ситуација и са алуминијумом, са изузетком сабљара, код кога је биоконцентрација овог елемента највећа у мишићном ткиву. Разлог већег афинитета шкрга, у односу на мишићно ткиво, у биоконцентрацији Al, Cu, Fe и Zn је тај што шкрге представљају путању за унос ових елемената у организам рибе (Bury *et al.* 2011, Grosell 2011, Hogstrand 2011, Wilson 2011).

Код свих истраживаних врста и у свим ткивима, цинк има највећи фактор биоконцентрације. Акумулација цинка се повећава као директна функција концентрације овог елемента у животној средини (Hogstrand 2011), што би, уз податак да су Дунав и његова притока Сава загађени овим елементом (Crnković *et al.* 2008), могло бити разлог највећих вредности BCF за цинк у односу на остале анализираних елементе. Једини изузетак су шкрге балавца, које имају већ афинитет за биоконцентрацију гвожђа у односу на цинк. Показало се и да мишићно ткиво има мали афинитет за биоконцентрацију мангана. Сличне резултате, за цинк и манган, добили су и Rajkowska & Protasowicki (2013).

Мишићно ткиво манића и шарана показује исти тренд биоконцентрације елемената у мишићу: $Zn > As > Al > Cd > Cu > Fe > Mn$. Такође, и сабљар и балавац имају исти тренд концентрације елемената у мишићном ткиву: $Zn > Al > As > Fe > Cd > Cu > Mn$. Код осталих врста нису нађене сличности у трендовима и афинитетима за елементе.

4.7. Корелације концентрације елемената са тежином риба

Код греча нису пронађене статистички значајне корелације између концентрације елемената и тежине рибе, осим када је у питању концентрација селена у јетри. Насупрот томе, Klavins *et al.* (2009) су пронашли неколико статистички значајних корелација између концентрације елемената и тежине рибе, у мишићном ткиву.

Негативне корелације између концентрација мангана и цинка у мишићном ткиву и тежине рибе пронађене су код неколико врста (Damodharan & Vikram Reddy 2013). Негативна корелација између концентрације Zn и дужине тј. тежине рибе је повезана са споријим метаболизмом старијих јединки, јер млађе јединке, чије су ћелије у пролиферацији, захтевају више Zn у метаболизму (Hogstrand 2011). Klavins *et al.* (2009) су такође показали да манган у мишићном ткиву негативно корелише са тежином рибе, међутим, исти аутори су пронашли позитивне корелације за цинк у истом ткиву.

Višnjić-Jeftić (2012) је утврдила постојање неколико корелација између концентрације елемената и тежине рибе код црноморске харинге (*Alosa immaculata*). Баријум у јетри негативно је корелисан са тежином рибе, као и цинк у мишићу и јетри, што је слично са нашим резултатима за балавца (Ba) и сабљара (Zn). Исти аутор је такође пронашла и негативну корелацију гвожђа у јетри са тежином рибе, што је у супротности са нашим резултатима. Објашњење може бити у миграторној природи црноморске харинге. Могуће је да је ова корелација повезана на неки начин са животном историјом врсте.

Корелација у мишићном ткиву између бакра и цинка такође потврђује резултате Klavins *et al.* (2009). Корелације између ова два елемента, као и између мангана и цинка (обе корелације у јетри), уочене су од стране Iken & Egilla (2008). Слична, али мала корелација, између бакра и цинка се може пронаћи у резултатима Yilmaz *et al.* (2007).

4.8. Однос старости рибе и концентрације елемената

Farkas *et al.* (2003) су показали да у јетри деверике (*Abramis brama*) постоји позитивна асоцијација између концентрација Cd, Cu и Hg и узрасних категорија јединки. Мишићно ткиво и шкрге такође показују позитивну повезаност између концентрације Hg и узраста. Анализирајући узрасне категорије шарана (*C. carpio*), врсте која припада истој породици и има сличне еколошке карактеристике, установили смо да концентрација Hg такође расте у мишићном ткиву са повећањем старости рибе, док су концентрације у јетри уједначене између узрасних категорија. Cu, Pb и Zn, у мишићу и шкргама показују негативну асоцијацију између ткива и старости. Исту негативну повезаност показују концентрације Pb и Zn у јетри. У супротности са резултатима истраживања Farkas *et al.* (2003), јесу резултати које су добили Giguère *et al.* (2004), анализирајући органе жутог гргеча (*Perca flavescens*). Они су установили да је повезаност концентрација Cu и Zn у ткивима и узраста слаба или непостојећа. Упоредјујући концентрације ових елемената у неколико узрасних категорија гргеча (*P. fluviatilis*), установили смо да постоји раст концентрације Cu у шкргама са повећањем старости рибе, али и пад у концентрацији Zn у истом органу. Giguère *et al.* (2004) су такође показали да се, за разлику од Cu и Zn, у неким ткивима Cd повећава са старашћу рибе. Burger & Gochfeld (2007) су утврдили позитивну корелацију Hg у мишићу са старашћу, али слична корелација није постојала и у јетри. За Se нису пронађене корелације између концентрације овог елемента у ткивима и старости рибе.

4.9. Максимална дозвољена концентрација (МДК) елемената у мишићном ткиву истраживаних врста риба

На глобалном нивоу бележи се пораст коришћења рибе у људској исхрани (Kawarazuka & Béné 2011). У људској исхрани риба се, као главни извор омега-3 масних киселина, препоручује минимално два пута недељно. Рибе могу садржати високе концентрације загађивача, те су и један од главних извора контаминаната у људској исхрани (Kris-Etherton *et al.* 2003). Због овога је потребно законски установити тзв. максималну дозвољену концентрацију (МДК), која представља максималну дозвољену концентрацију појединачне загађујуће материје или групе загађујућих материја у медијумима животне средине, као и у храни. Битно је напоменути да је национална регулатива Републике Србије (Службени гласник РС бр. 28/2011) усклађена са међународном регулативом (Official Journal of the European Communities 2001) у погледу неких неорганских загађивача (Cd, Hg), међутим постоје и значајна одступања у погледу тумачења вредности МДК за цинк између националне регулативе и регулативе Организације за храну и пољопривреду Уједињених нација (*енгл.* Food and Agriculture Organisation, FAO).

Шаран, сабљар, штука, манић, греч, смуђ и сом спадају у комерцијално експлоатисане рибе које имају различити риболовни значај (Smederevac-Lalić 2013), што је представљало један од разлога анализа концентрација елемената у ткивима ових врста.

Поређећи резултате овог истраживања са вредностима МДК (национална и међународна регулатива), приметно је да концентрација As, Cd, Cu и Fe не прелази МДК границу ни код једне врсте у мишићном ткиву (Табела 58). Zn у мишићу не прелази ни нижу МДК регулативу прописану од стране FAO (FAO 1983), као ни вишу МДК националну регулативу (Службени гласник РС бр. 28/2011).

Табела 58. Вредности МДК за одређене елементе у мишићном ткиву. (све вредности су изражене у $\mu\text{g/g}$ влажне масе).

Елемент	Национална регулатива (Службени гласник РС бр. 28/2011)	FAO (FAO 1983)	Европска регулатива (Official Journal of the European Communities 2001)
As	2		
Cd	0,05		0,05
Cu	30		
Fe	30		
Hg	0,5		0,5
Zn	100	30	

Ситуација са Hg знатно је озбиљнија. Концентрација Hg је испод прописане граничне вредности МДК у мишићу манића, смуђа, сома, укљеве и шарана, али није далеко од те границе. Код балавца, греча, сабљара и штуке, концентрација Hg прелази прописане вредности МДК. Иако балавац спада у категорију врсте без риболовног значаја (Smederevac-Lalić 2013), концентрација Hg у мишићном ткиву ове врсте двоструко је већа од дозвољене концентрације.

Законске регулативе које прописују вредности за МДК односе се само на мишићно ткиво рибе и не односе се на елементе који се могу пронаћи у осталим ткивима рибе, а која се такође могу користити у исхрани људи. Концентрације елемената у ткивима различитих врста риба из овог рада оправдавају став Has-Schön *et al.* (2006) да би требало избегавати коришћење унутрашњих органа, попут јетре, као и главеног региона са шкргама у људској исхрани.

5. ЗАКЉУЧЦИ

- За узорке мишићног ткива, у односу на остала анализирана ткива, установљен је најмањи број статистички значајних разлика између испитаних врста риба у односу на концентрације елемената. За концентрације алуминијума, бора и молибдена ни у једном случају нису нађене статистички значајне разлике у овом ткиву.

- За узорке јетре нађен је већи број статистички значајнијих разлика између испитаних врста риба у односу на концентрације елемената. Као и код узорака мишића, за концентрацију алуминијума ни у једном случају није нађена статистичка разлика између врста.

- Мишићно ткиво се, у поређењу са осталим анализираним ткивима, ни у једном узорку не одликује највећом концентрацијом било ког елемента, а такође је приметан и мањи афинитет овог ткива за биоконцентрацију елемената из околне воде. Самим тим није препоручљиво базирати мониторинг животне средине само на мишићном ткиву, без адекватних анализа осталих ткива (пре свега јетре и шкрга).

- У већини случајева, концентрације арсена у анализираним врстама риба веће су у односу на концентрације детектоване у рибама са неких других локалитета. Ово је могућа последица загађења воде Дунава овим елементом, али и повећане концентрације арсена која се природно налази у подземним водама и алувијалним формацијама у сливу ове реке.

- Као и у случају арсена, и код живе се детектују веће концентрације у односу на резултате истраживања на другим локалитетима, што би могло бити последица загађења овог дела Дунава.

- Линеарна регресија и корелациона анализа показују да постоји позитивна веза између концентрације неких елемената у композитном узорку рибе плена (главоч) и предаторских врста (смућ, сом).

- Тренд биомагнификације живе кроз трофичке нивое потврђен је и у овом раду. Врсте нижих трофичких нивоа које се хране бентосом (главоч) или детритусом (шаран) овако омогућавају пренос живе на више трофичке нивое који укључују и комерцијалне врсте риба које се користе у људској исхрани. Осим улоге у преносу живе кроз трофичке нивое, шаран, као комерцијално експлоатисана врста рибе, може бити и директан извор живе у људској исхрани.
- Преко концентрације одређених елемената у јетри, могуће је функционално одвојити предаторске врсте риба од непредаторских врста.
- На основу концентрације одређених елемената у шкргама такође је могуће функционално развојити врсте риба у односу на преферирани тип станишта.
- Већина уочених статистички значајних корелација између концентрације елемената и тежине рибе јесу негативне корелације, што значи да врсте, са повећањем тежине, смањују концентрацију елемената. Иако су у литератури пронађени подаци било о позитивним, било о негативним корелацијама за одређене елементе, генерално је прихваћено да цинк увек има негативну корелацију са тежином рибе.
- Концентрације As, Cd, Cu и Fe не прелазе вредност МДК ни код једне врсте у мишићном ткиву. Zn такође не прелази вредност МДК, било нижу дефинисану међународном регулативом, било вишу дефинисану националном регулативом.
- Код неких врста риба (манића, смуђа, сома, укљеве и шарана), жива не прелази прописану вредност МДК која је усклађена у националној међународној регулативи. Иако не прелазе прописану границу, концентрације овог елемента нису далеко од прописане границе.
- Код балавца, гргеча, сабљара и штуке, концентрација Hg прелази прописану МДК границу и коришћење ових врста у исхрани може представљати опасност по људско здравље. У мишићном ткиву балавца детектована је скоро двоструко већа концентрација живе у односу на важеће вредности МДК, с тим што ова врста не спада у категорију риба од риболовног значаја.

- Законски прописане вредности МДК се односе само на мишићно ткиво и не подразумевају остале органе и ткива рибе који се такође могу користити у људској исхрани. Због повећаних концентрација елемената у јетри и шкргама код врста обухваћених овим истраживањем, препорука је да се избегава коришћење ових ткива приликом конзумације.

6. ЛИТЕРАТУРА

- Ackland ML, Michalczyk A. 2006. Zinc deficiency and its inherited disorders - a review. *Genes Nutr.* 1, 41-50.
- Adachi K, Tainosho Y. 2004. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environ. Int.* 30, 1009-1017.
- Akin Ş, Şahin C, Verep B, Turan D, Gözler AM, Bozkurt A, Çelik K, Çetin E, Araci A, Sargin I. 2011. Feeding habits of introduced European perch (*Perca fluviatilis*) in an impounded large river system in Turkey. *Afr. J. Agric. Res.* 6, 4293-4307.
- Akoijam SL. 2012. Scope and potential of Indian aluminium industry: An indepth analysis. *European Journal of Business and Management* 4, 32-41.
- Al Sayegh Petkovšek S, Grudnik ZM, Pokorny B. 2012. Heavy metals and arsenic concentrations in ten fish species from the Šalek lakes (Slovenia): assessment of potential human health risk due to fish consumption. *Environ. Monit. Assess.* 184, 2647-2662.
- Alhashemi AH, Sekhavatjou MS, Kiabi BH, Karbassi AR. 2012. Bioaccumulation of trace elements in water, sediment, and six fish species from a freshwater wetland, Iran. *Microchem. J.*, 104, 1-6.
- Allen-Gill SM, Ford J, Lasorsa BK, Monetti M, Vlasova T, Landers DH. 2003. Heavy metal contamination in the Taimyr Peninsula, Siberian Arctic. *Sci. Total. Environ.* 301, 119-138.
- Almeida JA, Novelli ELB, Dal Pai Silva M, Alves Júnior R. 2001. Environmental cadmium exposure and metabolic responses of the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environ. Pollut.* 114, 169-175.
- Alp A, Kara C, Üçkardeş F, Carol J, García-Berthou E. 2011. Age and growth of the European catfish (*Silurus glanis*) in a Turkish Reservoir and comparison with introduced populations. *Rev. Fish Biol. Fish.* 21, 283-294.
- Andreji J, Stránai I, Massányi P, Valent M. 2006. Accumulation of some metals in muscles of five fish species from lower Nitra River. *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 41, 2607-2622.
- Angino EE, Magnuson LM, Waugh TC, Galle OK, Bredfeldt J. 1970. Arsenic in detergents-possible danger and pollution hazard. *Sci.* 168, 389-392.

- Aral H, Vecchio-Sadus A. 2008. Toxicity of lithium to humans and the environment - A literature review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 70, 349-356.
- Arunkumar RI, Rajasekaran P, Michael RD. 2000. Differential effect of chromium compounds on the immune response of the African mouth breeder *Oreochromis mossambicus* (Peters). *Fish Shellfish Immunol.* 10, 667-676.
- Aschner JL, Aschner M. 2005. Nutritional aspects of manganese homeostasis. *Mol. Aspects Med.* 26, 353-362.
- Athikesavan S, Vincent S, Ambrose T, Velmurugan B. 2006. Nickel induced histopathological changes in different tissues of freshwater fish, *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes). *J. Environ. Biol.* 27, 391-395.
- Babić-Mladenović M, Spasojević M, Damjanović M. 2003. Sedimentation upstream from the Iron Gate dam: research needs expanding to the Danube Basin. ICCORES-UNESCO Workshop, December 03-05, Venice, Italy.
- Banci L, Bertini I, Cantini F, Ciofi-Baffoni S. 2010. Cellular copper distribution: a mechanistic systems biology approach. *Cell. Mol. Life Sci.* 67, 2563-2589.
- Barnhoorn I, Van Vuuren JHJ. 2001. Sublethal effects of manganese on the haematology and osmoregulation of *Oreochromis mossambicus* after acute exposure. *Southern African Journal of Aquatic Sciences* 26, 1-7.
- Beard JL, Dawson H, Piñero DJ. 1996. Iron metabolism: a comprehensive review. *Nutr. Rev.* 54, 295-317.
- Becaria A, Campbell A, Bondy SC. 2002. Aluminium as a toxicant. *Toxicol. Ind. Health* 18, 309-320.
- Bi S, Yang X, Zhang F, Wang X, Zou G. 2001. Analytical methodologies for aluminium speciation in environment and biological samples - a review. *Fresenius J. Anal. Chem.* 370, 984-996.
- Björklund M, Almqvist G. 2010. Rapid spatial genetic differentiation in an invasive species, the round goby *Neogobius melanostomus* in the Baltic Sea. *Biol. Invasions* 12, 2609-2618.
- Blust R. 2011. Cobalt. in: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (eds). *Fish Physiology* 31(A): Homeostasis and Toxicology of Essential Metals. Academic Press, London, pp 291-326.
- Bondy SC. 2010. The neurotoxicity of environmental aluminium is still an issue. *Neurotoxicology* 31, 575-581.

- Bowles KC, Apte SC, Maher WA, Kawei M, Smith R. 2001. Bioaccumulation and biomagnification of mercury in Lake Murray, Papua New Guinea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 888-897.
- Brázová T, Torres J, Eira C, Hanzelová V, Miklisová D, Šalamún P. 2012. Perch and its parasites as heavy metal biomonitors in a freshwater environment: the case study of the Ružin water reservoir, Slovakia. *Sensors* 12, 3068-3081.
- Burger J, Gochfeld M. 2007. Risk to consumers from mercury in Pacific cod (*Gadus macrocephalus*) from the Aleutians: Fish age and size effects. *Environ. Res.* 105, 276-284.
- Bury NR, Boyle D, Cooper CA. 2011. Iron. in: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (eds). *Fish Physiology 31(A): Homeostasis and Toxicology of Essential Metals*. Academic Press, London, pp 201-251.
- Bury NR, Walker PA, Glover CN. 2003. Nutritive metal uptake in teleost fish. *J. Exp. Biol.* 206, 11-23.
- Cacador I, Costam JL, Duarte B, Silva G, Medeiros JP, Azeda C, Castro N, Freitas J, Pedro S, Almeida PR, Cabral H, Costa MJ. 2012. Macroinvertebrates and fishes as biomonitors of heavy metal concentration in the Seixal Bay (Tagus estuary): which species perform better? *Ecol. Indic.* 19, 184-190.
- Camargo MMP, Fernandes MN, Martinez CBR. 2009. How aluminium exposure promotes osmoregulatory disturbances in the neotropical freshwater fish *Prochilus lineatus*. *Aquat. Toxicol.* 94, 40-46.
- Cannon HL, Connaly GG, Epstein JB, Parker JG, Thorton I, Wixson G. 1978. Rocks: geological sources of most trace elements. in: Report to the workshop at south scas plantation Captiva Island, FL, US. *Geochem. Environ.* 3, 17-31.
- Carol J, Zamora L, Carcía-Berthou E. 2007. Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecol. Freshw. Fish* 16, 450-456.
- Cempel M, Nikel G. 2006. Nickel: A review of its sources and environmental toxicology. *Pol. J. Environ. Stud.* 15, 375-382.
- Cerqueira CCC, Fernandes MN. 2002. Gill tissue recovery after copper exposure and blood parameters responses in the tropical fish *Prochilodus scrofa*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 52, 83-91.
- Chen TB, Zheng YM, Lei M, Huang ZC, Wu HT, Chen H, Fan KK, Yu K, Wu X, Tian QZ. 2005. Assesment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 60, 542-551.

- Chilton DE, Beamish RJ. 1982. Age determination methods for fishes studied by the groundfish program at the Pacific Biological Station. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 60, 102 p.
- Chowdhury MJ, Blust R. 2011. Strontium. in: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (eds). Fish Physiology 31(B): Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals. Academic Press, London, pp 351-390.
- CIESM. 2002. Metal and radionuclides bioaccumulation in marine organisms. CIESM Workshop Monographs n°19, p 128, Monaco. <www.ciesm.org/publications/Ancona02.pdf
- Clarkson TW, Magos L. 2006. The toxicology of mercury and its chemical compounds. Crit. Rev. Toxicol. 36, 609-662.
- Copp GH, Britton JR, Cucherousset J, García-Berthou E, Kirk R, Peeler E, Stakėnas S. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. Fish Fish. 10, 252-282.
- Corkum LD, Sapota MR, Skora KE. 2004. The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean. Biol. Invasions 6, 173-181.
- Crnković DM, Crnković NS, Filipović AJ, Rajaković LjV, Perić-Grujić AA, Ristić MDj. 2008. Danube and Sava river sediment monitoring in Belgrade and its surroundings. J. Environ. Sci. Health. 43, 141-147.
- Crossgrove J, Zheng W. 2004. Manganese toxicity upon overexposure. NMR Biomed. 17, 544-553.
- Cullen JT, Maldonado MT. 2013. Biogeochemistry of Cadmium and Its Release to the Environment. in: Sigel A, Sigel H, Roland KO (eds). Cadmium: From Toxicity to Essentiality. Springer, Netherlands, pp 31-62.
- Culotta V. 2010. Cell biology of copper. J. Biol. Inorg. Chem. 15, 1-2.
- Czarnecki M, Andrzejewski W, Mastynski J. 2003. The feeding selectivity of wels (*Silurus glanis* L.) in Lake Góreckie. Archives of Polish Fisheries 11, 141-147.
- Dalzell DJB, Macfarlane NAA. 1999. The toxicity of iron to brown trout and effects on the gills: a comparison of two grades of iron sulphate. J. Fish Biol. 55, 301-315.
- Damodharan U, Vikram Reddy M. 2013. Heavy metal biaccumulation in edible fish species from an industrially polluted river and human health risk assessment. Archives of Polish Fisheries 21, 19-27.

- De Boeck G, Huong Ngo TT, Van Campenhout K, Blust R. 2003. Differential metallothionein induction patterns in three freshwater fish during sublethal copper exposure. *Aquat. Toxicol.* 65, 413-424.
- de Oliveira-Filho EC, Lopes RM, Paumgartten FJR. 2004. Comparative study on the susceptibility of freshwater species to copper-based pesticides. *Chemosphere* 56, 369-374.
- Diamond JM, Winchester EL, Mackler DG, Rasnake WJ, Fanelli JK, Gruber D. 1992. Toxicity of cobalt to freshwater indicator species as a function of water hardness. *Aquat. Toxicol.* 22, 163-179.
- Dieterich A, Baumgärtner D, Eckmann R. 2004. Competition for food between Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus* [L.]) over different substrate types. *Ecol. Freshw. Fish* 13, 236-244.
- Duffus JH. 2002. "Heavy metals" - a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure Appl. Chem.* 74, 793-807.
- Dikanović V, Skorić S, Cvijanović G, Smederevac-Lalić M, Višnjić-Jeftić Ž, Pucar M, Hegediš A. 2013. Karakteristike ribolovnog resursa u vodama na teritoriji Beograda. 42 konferencija o problemima korišćenja i zaštite voda Voda 2013, Perućac 4.-6. jun, 45-52.
- Ebensperger A, Maxwell P, Moscoso C. 2005. The lithium industry: Its recent evolution and future prospects. *Resour. Policy* 30, 218-231.
- Ebrahimpour M, Alipour H, Rakhshah S. 2010. Influence of water hardness on acute toxicity of copper and zinc on fish. *Toxicol. Ind. Health* 26, 361-365.
- Eckhert CD. 1998. Boron stimulates embryonic trout growth. *J. Nutr.* 128, 2488-2493.
- Erdoğan Ö, Erbilir F, 2007., Heavy metal and trace elements in various fish samples from Sir Dam Lake, Kahramanmaraş, Turkey. *Environ. Monit. Assess.* 130, 373-379.
- Falandysz J, Chwir A, Wyrzykowska B. 2000. Total mercury contamination of some fish species in the Firth of Vistula and the lower Vistula River, Poland. *Pol. J. Environ. Stud.* 9, 335-339.
- FAO(Food and Agriculture Organization), 1983. Compilation of Legal Limits for Hazardous Substances in Fish and Fishery Products. FAO Fishery Circular No. 464, pp.5-100.

- 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. *Wat. Res.* 37, 959-964.
- Fischer P. 2000. Test of competitive interactions for space between two benthic fish species, burbot *Lota lota*, and stone loach *Barbatula barbatula*. *Environ. Biol. Fish.* 58, 439-446.
- <http://fishbase.org/summary/Alburnus-alburnus.html>
- <http://fishbase.org/summary/Babka-gymnotrachelus.html>
- <http://fishbase.org/summary/Cyprinus-carpio+carpio.html>
- <http://fishbase.org/summary/Esox-lucius.html>
- <http://fishbase.org/summary/Gymnocephalus-cernua.html>
- <http://fishbase.org/summary/Lota-lota.html>
- <http://fishbase.org/summary/Neogobius-melanostomus.html>
- <http://fishbase.org/summary/Pelecus-cultratus.html>
- <http://fishbase.org/summary/Perca-fluviatilis.html>
- <http://fishbase.org/summary/Sander-lucioperca.html>
- <http://fishbase.org/summary/Silurus-glanis.html>
- Flemming CA, Trevors JT. 1989. Copper toxicity and chemistry in the environment: A review. *Water Air Soil Pollut.* 44, 143-158.
- García-Berthou E. 2001. Size- and depth-dependent variation in habitat and diet of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquat. Sci.* 63, 466-476.
- Gavrilović Lj, Dukić D. 2002. Reke Srbije. Zavod za udžbenike i nastavna sredstva, Beograd, 227 pp.
- Gensemer RW, Playle RC. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 29, 315-450.
- Giannetto D, Carosi A, Franchi E, La Porta G, Lorenzoni M. 2012. Proposed standard weight (Ws) equation for Eurasian perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). *J. Appl. Ichthyol.* 28, 34-39.
- Giari L, Simoni E, Manera M, Dezfuli BS. 2008. Histo-cytological responses of *Dicentrarchus labrax* (L.) following mercury exposure. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 70, 400-410.

- Giguère A, Capmbell PGC, Hare L, McDonald DG, Rasmussen JB. 2004. Influence of lake chemistry and fish age on cadmium, copper, and zinc concentrations in various organs of indigenous yellow perch (*Perca flavescens*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61, 1702-1716.
- Glover CN, Wood CM. 2008. Absorption of copper and copper-histidine complexes across the apical surface of freshwater rainbow trout intestine. *J. Comp. Physiol. B* 78, 101-109.
- Goldman LR, Shannon MW. 2001. Technical report: mercury in the environment: implications for pediatricians. *Pediatrics* 108, 197-205.
- González PM, Piloni NE, Puntarulo S. 2012. Iron Overload and Lipid Peroxidation in Biological Systems. in: Catala A. (ed). *Lipid Peroxidation*, InTech, Rijeka, pp 89-108.
- Goto D, Wallace WG. 2010. Metal intracellular partitioning as a detoxification mechanism for mummichongs (*Fundulus heteroclitus*) living in metal-polluted salt marshes. *Mar. Environ. Res.* 69, 163-171.
- Gozzard E, Mayes WM, Potter HAB, Jarvis AP. 2011. Seasonal and spatial variation of diffuse (non-point) source zinc pollution in a historically metal mined river catchment, UK. *Environ. Pollut.* 159, 3113-3122.
- Grabowska J, Grabowski M. 2005. Diel-feeding activity in early summer of racer goby *Neogobius gymnotrachelus* (Gobiidae): a new invader in the Baltic basin. *J. Appl. Ichthyol.* 21, 282-286.
- Graeme KA, Pollack Jr, CV. 1998. Heavy metal toxicity, part I: Arsenic and mercury. *J. Emerg. Med.* 16, 45-56.
- Grimm MP. 1981. The composition of northern pike (*Esox lucius* L.) populations in four shallow waters in the Netherlands, with special reference to factors influencing 0+ pike biomass. *Aquac. Res.* 12, 61-76.
- Grosell M. 2011. Copper. in: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (eds). *Fish Physiology* 31(A): Homeostasis and Toxicology of Essential Metals. Academic Press, London, pp 53-133.
- Gupta P, Srivastava N. 2006. Effects of sub-lethal concentrations of zinc on histological changes and bioaccumulation of zinc by kidney of fish *Channa punctatus* (Bloch). *J. Environ. Biol.* 27, 211-215.
- Hamilton SJ. 2004. Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. *Sci. Total Environ.* 326, 1-31.

- Hardy RW, Sullivan CV, Koziol AM. 1987. Absorption, body distribution, and excretion of dietary zinc by rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Fish Physiol. Biochem.* 3, 133-143.
- Has-Schön E, Bogut I, Strelec I. 2006. Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of River Neretva (Croatia). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 50, 545–551.
- Havelková M, Dušek L, Némethová D, Poleszczuk G, Svobodová Z. 2008. Comparison of mercury distribution between liver and muscle – a biomonitoring of fish from lightly and heavily contaminated localities. *Sensors* 8, 4095-4109.
- He ZL, Yang XE, Stoffella PJ. 2005. Trace elements in agroecosystems and impact on the environment. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 19, 125-140.
- Herrero R, Lodeiro P, Rojo R, Ciorba A, Rodríguez P, Sastre de Vicente ME. 2008. The efficiency of the red alga *Mastocarpus stellatus* for remediation of cadmium pollution. *Bioresour. Technol.* 99, 4138-4146.
- Hettiarachchi GM, Pierzynski GM. 2004. Soil lead bioavailability and in situ remediation of lead-contaminated soils: a review. *Environ. Prog.* 23, 78-93.
- Hirose S, Kaneko T, Naito N, Takei Y. 2003. Molecular biology of major components of chloride cells. *Comp. Biochem. Physiol. B: Biochem. Mol. Biol.* 136, 593-620.
- Hjelm J, Persson L, Christensen B. 2000. Growth, morphological variation and ontogenetic niche shifts in perch (*Perca fluviatilis*) in relation to resource availability. *Oecologia* 122, 190-199.
- Hogstrand C. 2011. Zinc. in: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (eds). *Fish Physiology* 31(A): Homeostasis and Toxicology of Essential Metals. Academic Press, London, pp 135-200.
- Hölker F, Thiel R. 1998. Biology of ruffe (*Gymnocephalus cernuus* (L.)) - a review of selected aspects from European literature. *J. Great Lakes Res.* 24, 186-204.
- Horký P, Slavík O, Bartoš L. 2008. A telemetry study in the diurnal distribution and activity of adult pikeperch, *Sander lucioperca* (L.), in a riverine environment. *Hydrobiologia* 614, 151-157.
- Ikem A, Egilla J. 2008. Trace element content of fish feed and bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) from aquaculture and wild source in Missouri. *Food Chem.* 110, 301-309.

- Jacobsen L, Berg S, Broberg M, Jepsen N, Skov C. 2002. Activity and food choice of piscivorous perch (*Perca fluviatilis*) in a eutrophic shallow lake: a radio-telemetry study. *Freshw. Biol.* 47, 2370-2379.
- Janssen J. 2000. Toxicity of Co^{2+} : implication for lateral line studies. *J. Comp. Physiol. A* 186, 957-960.
- Janz DM. 2011. Selenium. in: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (eds). *Fish Physiology* 31(A): Homeostasis and Toxicology of Essential Metals. Academic Press, London, pp 327-374.
- Jaroszewska M, Dabrowski K, Wilczyńska B, Kakareko T. 2008. Structure of the gut of the racer goby *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857). *J. Fish. Biol.* 72, 1773-1786.
- Järup L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. *Br. Med. Bull.* 68, 167-182.
- Jepsen N, Beck S, Skov C, Koed A. 2001. Behaviour of pike (*Esox lucius* L.) >50 cm in a turbid reservoir and in a clearwater lake. *Ecol. Freshw. Fish.* 10, 26-34.
- Jezierska B, Witeska, M. 2006. The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. in: Twardowska I, Allen HE, Haggblom MM, Stefaniak S. (eds). *Viable methods of soil and water pollution monitoring, protection and remediation*. Springer, New York, pp 3-23.
- Jha MK, Kumar V, Singh RJ. 2001. Review of hydrometallurgical recovery of zinc from industrial wastes. *Resour. Conserv. Recycl.* 33, 1-22.
- Jones MJ, Stuart IG. 2007. Movements and habitat use of common carp (*Cyprinus carpio*) and Murray cod (*Maccullochella peelii peelii*) juveniles in a large lowland Australian river. *Ecol. Freshw. Fish* 16, 210-220.
- Jönsson M, Hylander S, Ranåker L, Nilsson PA, Brönmark C. 2011. Foraging success of juvenile pike *Esox lucius* depends on visual conditions and prey pigmentation. *J. Fish Biol.* 79, 290-297.
- Kahilainen K, Lehtonen H. 2003. Piscivory and prey selection of four predator species in a whitefish dominated subarctic lake. *J. Fish Biol.* 63, 659-672.
- Källqvist T, Milačić R, Smital T, Thomas KV, Vranes S, Tollefsen K. 2008. Chronic toxicity of the Sava River (SE Europe) sediments and river water to the algae *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Wat. Res.* 42, 2146-2156.
- Kampa M, Castanas E. 2008. Human health effects of air pollution. *Environ. Pollut.* 151, 362-367.

- Karuppasamy R, Subathra S, Puvaneswari S. 2005. Haematological responses to exposure to sublethal concentration of cadmium in air breathing fish, *Channa punctatus* (Bloch). J. Environ. Biol. 26, 123-128.
- Kawarazuka N, Béné C. 2011. The potential role of small fish species in improving micronutrient deficiencies in developing countries: building evidence. Public Health Nutr. 14, 1927-1938.
- Kehrig HA, Seixas TG, Malm O, Di Benedetto APM, Rezende CE. 2013. Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: A case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. Mar. Pollut. Bull. 75, 283-290.
- Kenšová R, Čelechovská O, Doubravová J, Svobodová Z. 2010. Concentrations of metals in tissues of fish from the Věstonice Reservoir. Acta Vet. Brno 79, 335–345.
- Kidwell JM, Phillips LJ, Birchard GF. 1995. Comparative analyses of contaminant levels in bottom feeding and predatory fish using the national contaminant biomonitoring program data. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 54, 919-923.
- Klavins M, Potapovics O, Rodinov V. 2009. Heavy metals in fish from lakes in Latvia: concentrations and trends of changes. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 82, 96-100.
- Koç C. 2007. Effects on environment and agriculture of geothermal wastewater and boron pollution in Great Menderes Basin. Environ. Monit. Assess. 125, 377-388.
- Koehn J. 2004. Carp (*Cyprinus carpio*) as powerful invader in Australian waterways. Freshw. Biol. 49, 882-894.
- Komárek M, Ettler V, Chrástný V, Mihaljevič M. 2008. Lead isotopes in environmental sciences: a review. Environ. Int. 34, 562-577.
- Kori-Siakpere O, Ubogu EO. 2008. Sublethal haematological effects of zinc on the freshwater fish, *Heteroclinus* sp. (Osteichthyes: Clariidae). Afr. J. Biotechnol. 7, 2068-2073.
- Kornis MS, Mercado-Silva N, Vander Zanden MJ. 2012. Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. J. Fish Biol. 80, 235-285.
- Kotaś J, Stasicka Z. 2000. Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. Environ. Pollut. 107, 263-283.

- Kottelat M, Freyhof J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, p 646
- Krebs CJ. 2001. Ecology fifth edition. Pearson, Benjamin Cummings, p 608
- Kris-Etherton PM, Harris WS, Appel LJ. 2003. Fish consumption, fish oil, omega-3 fatty acids, and cardiovascular disease. *Arterioscler. Thromb. Vasc. Biol.* 23, e20-e30.
- Kristoforović-Ilić MJ, Bjelanović JM, Ilić MP, Vidović MM. 2009. Arsenic contamination in environment in the region of Vojvodina. *Cent. Eur. J. Public Health* 17, 152-157.
- Kszos LA, Beauchamp JJ, Stewart AJ. 2003. Toxicity of lithium to three freshwater organisms and the antagonistic effect of sodium. *Ecotoxicology* 12, 427-437.
- Lappalainen J, Dörner H, Wysujack K. 2003. Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) - a review. *Ecol. Freshw. Fish* 12, 95-106.
- Lau S, Mohammed MA, Yen TC, Su'ut S. 1998. Accumulation of heavy metals in fresh water molluscs. *Sci. Total Environ.* 214, 113-121.
- Leermakers M, Baeyens W, De Gieter M, Smedts B, Meert C, De Bisschop HC, Morabito R, Quevauviller Ph. 2006. Toxic arsenic compounds in environmental samples: Speciation and validation. *Trends Analyt. Chem.* 25, 1-10.
- Lenhardt M, Marković G, Hegediš A, Maletin S, Ćirković M, Marković Z. 2011. Non-native and translocated fish species in Serbia and their impact on the native ichthyofauna. *Rev. Fish Biol. Fish.* 21, 407-421.
- 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. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 407, 02.
- Liao HJ, Chen YH, Jeng SS. 2006. Association of zinc with connective tissue in the digestive tract of common carp. *Fish. Sci.* 72, 893-902.
- Linbo TL, Stehr CM, Incardona JP, Scholz NL. 2006. Dissolved copper triggers cell death in the peripheral mechanosensory system of larval fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 597-603.
- Liu Z, Herzig A. 1996. Food and feeding behaviour of a planktivorous cyprinid, *Pelecus cultratus* (L.), in a shallow eutrophic lake, Neusiedler See (Austria). *Hydrobiologia* 333, 71-77.

- Lorenzoni M, Pace R, Pedicillo G, Viali P, Carosi A. 2009. Growth, catches and reproductive biology of ruffe *Gymnocephalus cernuus* in Lake Piediluco (Umbria, Italy). *Folia Zool.* 58, 420-435.
- Lowe NM, Fekete K., Desci, T. 2009. Methods of assessment of zinc status in humans: a systematic review. *Am. J. Clin. Nutr.* 89, 2040S-2051S.
- Łuczyńska J, Tońska E, Łuczyński MJ. 2009. Essential mineral components in the muscles of six freshwater fish from the Mazurian Great Lakes (northeastern Poland). *Archives of Polish Fisheries* 17, 171-178.
- Macklin MG, Brewer PA, Balteanu D, Coulthard TJ, Driga B, Howard AJ, Zaharia S. 2003. The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramureş County, upper Tisa Basin, Romania. *Appl. Geochem.* 18, 241-257.
- Majmudar K, Bursleson ML. 2006. An evaluation of cobalt chloride as an O₂-sensitive chemoreceptor stimulant in channel fish. *Comp. Biochem. Physiol. C: Toxicol. Pharmacol.* 142, 136-141.
- Mazej Z, Al Sayegh Petkovšek S, Pokorny B. 2010. Heavy metal concentration in food chain of Lake Velenjsko jezero, Slovenia: an artificial lake from mining. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58, 998-1007.
- McIntyre DO, Linton TK. 2011. Arsenic. in: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (eds). *Fish Physiology* 31(B): Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals. Academic Press, London, pp 297-349.
- Mela M, Randi MAF, Ventura DF, Carvalho CEV, Pelletier E, Oliviera Ribeiro CA. 2007. Effects of dietary methylmercury on liver and kidney histology in the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 68, 426-435.
- Mendil D, Doğan Uluözlü Ö. 2007. Determination of trace metal levels in sediment and five fish species from lake in Tokat, Turkey. *Food Chem.* 101, 739–745.
- M'Hetli M, Ben Khemis I, Hamza N, Turki B, Turki O. 2011. Allometric growth and reproductive biology traits of pikeperch *Sander lucioperca* at the southern edge of its range. *J. Fish Biol.* 78, 567-579.
- Michel P, Oberdorff T. 1995. Feeding habits of fourteen European freshwater fish species. *Cybiurn* 19, 5-46.
- Micó C, Recatalá L, Peris M, Sánchez J. 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere* 65, 863-872.

- Mikac N, Branica M, Harrison RM. 2001. Total and organic lead distribution in water, sediment and organisms from the Eastern Adriatic coast. *Chem. Speciation Bioavailability* 13, 121-128.
- Milanović A, Kovačević-Majkić J, Milivojević M. 2010. Water quality analysis of Danube River in Serbia – pollution and protection problems. *Bulletin of the Serbian Geographical Society* 90, 59-68.
- Miller SA, Crowl TA. 2006. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. *Freshw. Biol.* 51, 85-94.
- Milošković A, Branković S, Simić V, Kovačević S, Ćirković M, Manojlović D. 2013. The accumulation and distribution of metals in water, sediment, aquatic macrophytes and fishes of the Gruža Reservoir, Serbia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 90, 563-569.
- Mishra AK, Mohanty B. 2008. Acute toxicity impacts of hexavalent chromium on behaviour and histopathology of gill, kidney and liver of the freshwater fish, *Channa punctatus* (Bloch). *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 26, 136-141.
- Morgan DL, Hambleton SJ, Gill HS, Beatty SJ. 2003. Distribution, biology and likely impacts of the introduced redfin perch (*Perca fluviatilis*)(Percidae) in Western Australia. *Mar. Freshw. Res.* 53, 1211-1221.
- Mukherjee S, Kaviraj A. 2009. Evaluation of growth and bioaccumulation of cobalt in different tissues of common carp, *Cyprinus carpio* (Actinopterygii: Cypriniformes: Cyprinidae), fed cobalt-supplemented diets. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria* 39, 87-93.
- Muramoto S. 1981. Vertebral column damage and decrease of calcium concentration in fish exposed experimentally to cadmium. *Environ. Pollut. A* 24, 125-133.
- Nabavi SF, Nabavi SM, Latifi AM, Eslami S, Ebrahimzadeh MA. 2012. Determination of trace elements level of pikeperch collected from the Caspian Sea. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 88, 401-405.
- Nagajyoti PC, Lee KD, Sreekanth TVM. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. *Environ. Chem. Lett.* 8, 199-216.
- Ney JJ, Van Hassel JH. 1983. Sources of variability in accumulation of heavy metals by fishes in a roadside stream. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12, 701-706.
- Nicholson FA, Smith SR, Alloway BJ, Carlton-Smith C, Chambers BJ. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci. Total Environ.* 311, 205-219.

- Nieboer E, Richardson DHS. 1980. The replacement of the nondescript term 'heavy metals' by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environ. Pollut. B* 1, 3-26.
- Nielsen FH. 2008. Is boron nutritionally relevant?. *Nutr. Rev.* 66, 183-191.
- Nriagu JO. 1988. A silent epidemic of environmental metal poisoning? *Environ. Pollut.* 50, 139-161.
- Nriagu JO, Pacyna JM. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333, 134-139.
- Noël L, Chekri R, Millour S, Merlo M, Leblanc J, Guérin T. 2013. Distribution and relationships of As, Cd, Pb and Hg in freshwater fish from five French fishing areas. *Chemosphere* 90, 1900-1910.
- Official Journal of the European Communities. Commission Regulation (EC) No466/2001, of 8 March 2001. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs.
- Ohayon JL, Stepien CA. 2007. Genetic and biogeographic relationships of the racer goby *Neogobius gymnotrachelus* (Gobiidae: Teleostei) from introduced and native Eurasian location. *J. Fish Biol.* 71, 360-370.
- Oliveira Ribeiro CA, Filipak Neto F, Mela M, Silva PH, Randi MAF, Rabitto IS, Alves Costa JRM, Pelletier E. 2006. Hematological findings in neotropical fish *Hoplias malabaricus* exposed to subchronic and dietary doses of methylmercury, inorganic lead, and tributyltin chloride. *Environ. Res.* 101, 74-80.
- Olojo EAA, Olurin KB, Mbaka G, Oluwemimo AD. 2005. Histopathology of the gill and liver tissues of the African catfish *Clarias gariepinus* exposed to lead. *Afr. J. Biotechnol.* 4, 117-122.
- Ozaki H, Watanabe I, Kuno K. 2004. Investigation of the heavy metal sources in relation to automobiles. *Water Air Soil Pollut.* 157, 209-223.
- Pääkkönen JJ, Marjomäki TJ. 2000. Feeding of burbot, *Lota lota*, at different temperatures. *Environ. Biol. Fishes* 58, 109-112.
- Pacyna JM 1986. Atmospheric trace elements from natural and anthropogenic sources. in: Nriagu JO, Davidson CI (eds). *Toxic metals in the atmosphere*. Wiley, New York, pp 33-50.
- Palaniappan PLRM, Karthikeyan S. 2009. Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and whole body tissues of freshwater fish

- Cirrhinus mrigala* individually and in binary solutions with nickel. J. Environ. Sci. 21, 229-236.
- Pantelica A, Ene A, Georgescu II. 2012. Instrumental neutron activation analysis of some fish species from Danube River in Romania. Microchem. J. 103, 142-147.
- Papagiannis I, Kagalou I, Leonardos J, Petridis D, Kalfakakou V. 2004. Copper and zinc in four freshwater fish species from Lake Pamvotis (Greece). Environ. Int. 30, 357-362.
- Papanikolaou NC, Hatzidaki EG, Belivanis S, Tzanakakis GN, Tsatsakis AM. 2005. Lead toxicity update. A brief review. Med. Sci. Monit. 11, RA329-336.
- Park SY, Birkhold SG, Kubena LF, Nisbet DJ, Ricke SC. 2004. Review on the role of dietary zinc in poultry nutrition, immunity, and reproduction. Biol. Trace Elem. Res. 101, 147-163.
- Patrick FM, Loutit M. 1975. Passage of metals in effluents, through bacteria to higher organisms. Water Res. 10, 333-335.
- Pauwels IS, Goethals PLM, Coeck J, Mouton AM. 2014. Movement patterns of adult pike (*Esox lucius* L.) in a Belgian lowland river. Ecol. Freshw. Fish 23, 373-382.
- Pedlar RM, Klaverkamp JF. 2002. Accumulation and distribution of dietary arsenic in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). Aquat. Toxicol. 57, 153-166.
- Pedlar RM, Ptashynski MD, Evans R, Klaverkamp JF. 2002. Toxicological effects of dietary arsenic exposure in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). Aquat. Toxicol. 57, 167-189.
- Persson L, Greenberg LA. 1990. Juvenile competitive bottlenecks: the perch (*Perca fluviatilis*)-roach (*Rutilus rutilus*) interaction. Ecology 71, 44-56.
- Peterson SA, Ralston NVC, Peck DV, Van Sickle J, Robertson JD, Spate VL, Morris JS. 2009. How might selenium moderate the toxic effects of mercury in stream fish of the western U.S.? Environ. Sci. Technol. 43, 3919-3925.
- Pors Nielsen S. 2004. The biological role of strontium. Bone 35, 583-588.
- Post DM. 2002. The long and short of food chain length. Trends Ecol. Evol. 17, 269-277.
- Pyle G, Couture P. 2011. Nickel. in: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (eds). Fish Physiology 31(A): Homeostasis and Toxicology of Essential Metals. Academic Press, London, pp 253-289.

- Rabitto IS, Alves Costa JRM, Silva de Assis HC, Pelletier É, Akaishi FM, Anjos A, Randi MAF, Oliveira Ribeiro CA. 2005. Effects of dietary Pb(II) and tributyltin on neotropical fish, *Hoplias malabaricus*: histopathological and biochemical findings. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 60, 147-156.
- Rajkowska M, Protasowicki M. 2013. Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophy in Northwestern Poland. *Environ. Monit. Assess.* 185, 3493-3502.
- Ramos RL, Bernal Jacome LA, Mendoza Barron J, Fuentes Rubio L, Guerrero Coronado RM. 2002. Adsorption of zinc(II) from an aqueous solution onto activated carbon. *J. Hazard. Mater.* B90, 27-38.
- Rand GM, Wells PG, McCarty LS. 1995. Introduction to aquatic ecology. in Rand GM (ed). *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Taylor and Francis, London, pp 3-53.
- Ratnaike RN. 2003. Acute and chronic arsenic toxicity. *Postgrad Med J* 79, 391-396.
- Reid SD. 2002. Physiological impact of acute molybdenum exposure in juvenile kokanee salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Comp. Biochem. Physiol. C: Toxicol. Pharmacol.* 133, 355-367.
- Reid SD. 2011. 8 – Molybdenum and chromium. in: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (eds). *Fish Physiology 31(A): Homeostasis and Toxicology of Essential Metals*. Academic Press, London, pp 375-415.
- Ross SM. 1994. *Toxic metals in soil-plant systems*. Wiley, Chichester, p 469.
- Rowland HAL, Omeregic EO, Millot R, Jimenez C, Mertens J, Baciu C, Hug SJ, Berg M. 2011. Geochemistry and arsenic behaviour in groundwater resources of the Pannonian Basin (Hungary and Romania). *Appl. Geochem.* 26, 1-17.
- Roy S, Bhattacharya S. 2006. Arsenic-induced histopathology and synthesis of stress proteins in liver and kidney of *Chara punctatus*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 65, 218-229.
- Ryder RA, Pesendorfer J. 1992. Food, growth, habitat and community interactions of young-of-the-year burbot, *Lota lota* L., in a Precambrian Shield lake. *Hydrobiologia* 243, 211-227.
- Sakan S, Gržetić I, Đorđević D. 2007. Distribution and fractionation of heavy metals in the Tisa (Tisza) River sediments. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 14, 229-236.
- Sakan S, Đorđević D, Dević G, Relić D, Anđelković I, Đuričić J. 2011. A study of trace element contamination in river sediments in Serbia using microwave-assisted aqua regia digestion and multivariate statistical analysis. *Microchem. J.* 99, 492-502.

- Salgueiro MJ, Zubillaga M, Lysionek A, Sarabia MI, Caro R, De Paoli T, Hager A, Weill R, Boccio J. 2000. Zinc as essential micronutrient: a review. *Nutr. Res.* 20, 737-755.
- Satarug S, Baker JR, Urbenjapol S, Haswell-Elkins M, Reilly PEB, Williams DJ, Moore MR. 2003. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. *Toxicol. Lett.* 137, 65-83.
- Schiller H, Miklós D, Sass J. 2010. The Danube River and its Basin Physical Characteristics, Water Regime and Water Balance. in: Brilly M. (ed). *Hydrological Processes of the Danube River*. Springer, pp. 25-77.
- Schleuter D, Eckmann R. 2006. Competition between perch (*Perca fluviatilis*) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus*): the advantage of turning night into day. *Freshw. Biol.* 51, 287-297.
- Schroeder HA, Tipton IH, Nason P. 1972. Trace metals in man: strontium and barium. *J. Chronic. Dis.* 25, 491-517.
- Schwarz G. 2005. Molybdenum cofactor biosynthesis and deficiency. *Cell. Mol. Life Sci.* 62, 2792-2810.
- Schwarz G., Mendel RR, Ribbe MW. 2009. Molybdenum cofactors, enzymes and pathways. *Nature* 460, 839-847.
- Seaward MRD, Richardson DHS. 1990. Atmospheric sources of metal pollution and effects on vegetation. in: Shaw AJ (ed). *Heavy metal tolerance in plants evolutionary aspects*. CRC Press, Boca Raton, pp 75-94.
- Shariff M, Jayawardena PAHL, Yusoff FM, Subasinghe R. 2001. Immunological parameters of Javanese carp *Puntius gonionotus* (Bleeker) exposed to copper and challenged with *Aeromonas hydrophila*. *Fish Shellfish Immunol.* 11, 281-291.
- Simonović P. 2001. Ribe Srbije. NNK International, Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, Zavod za zaštitu prirode Srbije. p 260.
- Skorić S, Višnjić-Jeftić Ž, Jarić I, Đikanović V, Mićković B, Nikčević M, Lenhardt M. 2012. Accumulation of 20 elements in great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) and its main prey, common carp (*Cyprinus carpio*) and Prussian carp (*Carassius gibelio*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 80, 244-251.
- Службени гласник РС бр. 28/2011. Правилник о количинама пестицида, метала и металоида и других отровних супстанција, хемитерапеутика, анаболика и других супстанција које се могу налазити у намирницама.

- Службени гласник РС бр. 50/2012. Уредба о граничним вредностима загађујућих материја у површинским и подземним водама и седименту и роковима за њихово достизање.
- Smederevac-Lalić M. 2013. Socio-ekonomske i biološke karakteristike privrednog ribolova na Dunavu. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Srbija.
- Smedley PL, Kinniburgh DG. 2002. A review of the sources, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Appl. Geochem.* 17, 517-568.
- Sommerwerk N, Hein T, Schneider-Jakoby M, Baumgartner C, Ostojić A, Paunović M, Bloesch J, Siber R, Tockner K. 2009. The Danube River Basin, in: Tockner K, Robinson CT, Uehlinger U. (eds). *Rivers of Europe*. Elsevier, Academic Press, San Diego, pp. 59-113.
- Song Z, Yue Q, Wang C. 2006. Flow injection chemiluminescence determination of femtogram-level cobalt in egg yolk, fish tissue and human serum. *Food Chem.* 94, 457-463.
- Sorensen EM, Cumbie PM, Bauer TL, Bell JS, Harlan CW. 1984. Histopathological, hematological, condition-factor, and organ weight changes associated with selenium accumulation in fish from Belews Lake, North Carolina. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13, 153-162.
- Southward L, Marschall EA, Stein RA. 2003. Trophic transfer of heavy metals to top predators: quantifying the role of none-native species. Final report, Lake Erie Protection Fund, Project number: SG 181-02.
- Spacie A, McCarty LS, Rand GM. 1995. Bioaccumulation and bioavailability in multiphase systems. in: Rand GM (ed). *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Taylor and Francis, London, pp. 493-521.
- Specziár A. 2011. Size-dependent prey selection in piscivorous pikeperch *Sander lucioperca* and Volga pikeperch *Sander volgensis* shaped by bimodal prey size distribution. *J. Fish Biol.* 79, 1895-1917.
- Specziár A, Rezsű ET. 2009. Feeding guilds and food resource partitioning in a lake fish assemblage: an ontogenetic approach. *J. Fish Biol.* 75, 247-267.
- Squadrone S, Prearo M, Brizio P, Gavinelli S, Pellegrino M, Scanzio T, Guarise S, Benedetto A, Abete MC. 2013. Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. *Chemosphere* 90, 358-365.

- Srivastava AK, Agrawal SJ. 1979. Haematological anomalies in a fresh water teleost *Colisa fasciatus*, on acute exposure to cobalt. *Acta Pharmacol. Toxicol.* 44, 197-199.
- Srivastava AK, Agrawal SJ. 1983. Changes induced by manganese in fish testis. *Cell. Mol. Life Sci.* 39, 1309-1310.
- Stanek M, Stasiak K, Janicki B, Bernacka H. 2012. Content of selected elements in the muscle tissue and gills of perch (*Perca fluviatilis* L.) and water from a Polish lake. *Pol. J. Environ. Stud.* 21, 1033-1038.
- Stanisavljević B, Jelić, I, Jovičić K, Ćosić N. 2014. Vodič kroz faunu riba Beograda: Pregled vrsta, ugroženost i zaštita. Ekološko društvo Endemit, Beograd, p 118.
- Stanić B, Andrić N, Zorić S, Grubor-Lajšić G, Kovačević R. 2006. Assessing pollution in the Danube River near Novi Sad (Serbia) using several biomarkers in sterlet (*Acipenser ruthenus* L.). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 65, 395-402.
- Stanković S. 2006. The physical and chemical characteristics of Danube water quality near Kovin (Vojvodina) in Serbia. Proceedings of the 36th International Conference of IAD, Austrian Committee DanubeResearch / IAD, Vienna, Austria, 399-403.
- Stolyarov IA, 1985. Dietary features of catfish, *Silurus glanis*, and pike-perch, *Stizostedion lucioperca*, in Kizlyarsk Bay, northern Caspian Sea. *J. Ichthyol.* 25, 140-145.
- Šlejkovec Z, Bajc Z, Doganoc DZ. 2004. Arsenic speciation patterns in freshwater fish. *Talanta* 62, 931-936.
- Štrbac S, Šajnović A, Budakov Lj, Vasić N, Kašanin-Grubin M, Simonović P, Jovančević B. 2014. Metals in the sediment and liver of four fish species from different trophic levels in Tisza River, Serbia. *Chem. Ecol.* 30, 169-186.
- Tao S, Liang T, Cao J, Dawson RW, Liu C. 1999. Synergistic effect of copper and lead uptake by fish. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 44, 190-195.
- Tatrai, I., Herzig, A. 1995. Effect of habitat structure on feeding efficiency of young stages of razor fish (*Pelecus cultratus* (L.)): an experimental approach. *Hydrobiologia* 299, 75-81.
- Tchounwou PB, Ayensu WK, Ninashvili N, Sutton D. 2003. Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implication for public health. *Environ. Toxicol.* 18, 149-175.

- Thophon S, Kruatrachue M, Upatham ES, Pokethitiyook P, Sahaphong S, Jaritkhuan S. 2003. Histopathological alterations of white seabass, *Lates calcarifer*, in acute and subchronic cadmium exposure. *Environ. Pollut.* 121, 307-320.
- Timmermans KR, Van Hattum B, Kraak MHS, Davids C. 1989. Trace metals in a littoral foodweb: concentrations in organisms, sediment and water. *Sci. Total. Environ.* 87, 477-494.
- Tinggi U. 2003. Essentiality and toxicity of selenium and its status in Australia: a review. *Toxicol. Lett.* 137, 103-110.
- Tkatcheva V, Franklin NM, McClelland GB, Smith RW, Holopainen IJ, Wood CM. 2007. Physiological and biochemical effects of lithium in rainbow trout. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 53, 632-638.
- Uysal K, Köse E, Bülbül M, Dönmez M, Erdoğan Y, Koyun M, Ömeroğlu C, Özmal F. 2009. The comparison of heavy metal accumulation ratios of some fish species in Enne Dam Lake (Kütahya/Turkey). *Environ. Monit. Assess.* 157, 355-362.
- Umbreit J. 2005. Iron deficiency: a concise review. *Am. J. Hematol.* 78, 225-231.
- Uriu-Adams JY, Keen CL. 2005. Copper, oxidative stress, and human health. *Mol. Aspects Med.* 26, 268-298.
- Usero J, Gonzalez-Regalado E, Gracia I. 1996. Trace metals in bivalve molluscs *Chameleo gallina* from the Atlantic Coast of southern Spain. *Mar. Pollut. Bull.* 32, 305-310.
- Usero J, Gonzalez-Regalado E, Gracia I. 1997. Trace metals in bivalve molluscs *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic Coast of southern Spain. *Environ. Int.* 23, 291-298.
- Vašek M, Kubečka J. 2004. In situ diel patterns of zooplankton consumption by subadult/adult roach *Rutilus rutilus*, bream *Abramis brama*, and bleak *Alburnus alburnus*. *Folia Zool.* 53, 203-214.
- Vehanen T, Lahti M. 2003. Movements and habitat use by pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in a hydropeaking reservoir. *Ecol. Freshw. Fish* 12, 203-215.
- Velma V, Vutukuru SS, Tchounwou PB. 2009. Ecotoxicology of hexavalent chromium in freshwater fish: A critical review. *Rev. Environ. Health.* 24, 129-146.
- Verkleji JAS. 1993. The effects of heavy metals stress on higher plants and their use as bio monitors. in: Markert B. (ed). *Plant as bioindicators: Indicators of heavy metals in the terrestrial environment*. VCH, New York, pp 415-424.

- Vieira LR, Gravato C, Soares AMVM, Morgado F, Guilhermino L. 2009. Acute effects of copper and mercury on the estuarine fish *Pomatoschistus microps*: Linking biomarkers to behaviour. *Chemosphere* 76, 1416-1427.
- Vinyoles D, Robalo JI, de Sostoa A, Almodóvar A, Elvira B, Nicola GG, Fernández-Delgado C, Santos CS, Doadrio I, Sardà-Palomera F, Almada VC. 2007. Spread of the alien bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian peninsula: the role of reservoirs. *Graellsia* 63, 101-110.
- Višnjić-Jeftić Ž. 2012. Ekološka i toksikološka istraživanja crnomorske haringe (*Alosa immaculata* Bennett, 1835) u Dunavu u Srbiji. Doktorska disertacija. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Srbija.
- Voigt H. 2000. Heavy metal and organochlorine levels in coastal fishes from the Väike Väin strait, western Estonia, in high summers of 1993-94. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 49, 335-343.
- Voigt H. 2007. Concentrations of mercury and cadmium in perch (*Perca fluviatilis* L.), ruffe (*Gymnocephalus cernuus* L.), three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.), and nine-spined stickleback (*Pungitius pungitius* L.), from SW Finnish coastal waters. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica* 21, 151-159.
- Volta P, Jeppesen E, Campi B, Sala P, Emmrich M, Winfield IJ. 2013. The population biology and life history traits of Eurasian ruffe [*Gymnocephalus cernuus* (L.), Pisces: Percidae] introduced into eutrophic and oligotrophic lakes in Northern Italy. *J. Limnol.* 72, 280-290.
- Vutukuru SS. 2005. Acute effects of hexavalent chromium on survival, oxygen consumption, hematological parameters and some biochemical profiles of the Indian major carp, *Labeo rohita*. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2, 456-462.
- Waalkes MP. 2003. Cadmium carcinogenesis. *Mutat. Res.* 533, 107-120.
- Watanabe T, Kiron V, Satoh S. 1997. Trace minerals in fish nutrition. *Aquaculture* 151, 185-207.
- WHO. 1976. Barium in Drinking-water, Background document for development of WHO *Guidelines for Drinking-water Quality*. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/barium.pdf
- Williams ND, Holdway DA. 2000. The effects of pulse-exposed cadmium and zinc on embryo hatchability, larval development, and survival of Australian Crimson Spotted Rainbow Fish (*Melanotaenia fluviatilis*). *Environ. Toxicol.* 15, 165-173.

- Wilson RW. 2011. Aluminium. in: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (eds). Fish Physiology 31(B): Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals. Academic Press, London, pp 67-123.
- Winfield IJ, Fletcher JM, James JB. 2012. Long-term changes in the diet of pike (*Esox lucius*), the top aquatic predator in a changing Windermere. Freshw. Biol. 57, 373-383.
- Wong A. 2011. Heavy metals in burbot (*Lota lota* L.) caught in lakes of Northeastern Saskatchewan, Canada. J. Appl. Ichthyol. 27 (Suppl. 1), 65-68.
- Wood CM. 2011. An introduction to metals in fish physiology and toxicology: basic principles. in: Wood CM, Farrell AP, Brauner CJ (eds). Fish Physiology 31(A): Homeostasis and Toxicology of Essential Metals. Academic Press, London, pp 1-51.
- Worthington T, Kemp P, Osborne PE, Howes C, Easton K. 2010. Former distribution and decline of the burbot (*Lota lota*) in the UK. Aquat. Conserv. 20, 371-377.
- Wu SM, Jong KJ, Lee YJ. 2006. Relationships among metallothionein, cadmium accumulation, and cadmium tolerance in three species of fish. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 76, 595-600.
- Wu Z, You F, Liu H, Liu M, Li J, Zhang P. 2012. Effects of waterborne Fe (II) on juvenile turbot *Scophthalmus maximus*: analysis of respiratory rate, hematology and gill histology. Chin. J. Oceanol. Limnol. 30, 193-199.
- Wu Y, Chen J. 2013. Investigating the effects of point source and nonpoint source pollution on the water quality of the East River (Dongjiang) in South China. Ecol. Ind. 32, 294-304.
- Wyrzykowska B, Falandysz J, Jarzyńska G. 2012. Metals in edible fish from Vistula River and Dead Vistula River channel, Baltic Sea. J. Environ. Sci. Health. Part B 47, 296-305.
- Yamaguchi S, Miura C, Ito A, Agusa T, Iwata H, Tanabe S, Cach Tuyen B, Miura T. 2007. Effects of lead, molybdenum, rubidium, arsenic and organochlorines on spermatogenesis in fish: Monitoring at Mekong Delta area and in vitro experiment. Aquat. Toxicol. 83, 43-51.
- Yilmaz F, Özdemir N, Demirak A, Levent Tuna A. 2007. Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*. Analytical, Nutritional and Clinical Methods 100, 830-835.
- Zambrano L, Martínez-Meyer E, Menezes N, Townsend Peterson A. 2006. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis*

niloticus) in American freshwater systems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63, 1903-1910.

Zarei M, Asadi A, Zarei SM. 2011. Levels of some heavy metal concentration in fishes tissue of southern Caspian Sea. International Journal of the Physical Sciences 6, 6220-6225.

Zarnescu O, Stavri S, Moldovan L. 2013. Inhibition of caudal fin regeneration in *Corydoras aeneus* by lithium chloride. Micron 46, 66-75.

Zayed AM, Terry N. 2003. Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. Plant Soil 249, 139-156.

Zhang W, Cheng CY. 2007. Manganese metallurgy review. Part I: Leaching of ores/secondary materials and recovery of electrolytic/chemical manganese dioxide. Hydrometallurgy 89, 137-159.

Zrnčić S, Oraić D, Čaleta M, Mihaljević Ž, Zanella D, Bilandžić N. 2012. Biomonitoring of heavy metals in fish from the Danube River. Environ. Monit. Assess. 185, 1189-1198.

Биографија аутора

Срђан В. Суботић рођен је 01. децембра 1987. године у Осијеку, Република Хрватска. Прва четири разреда основне школе завршио је у ОШ „Сара Бертић“ у Дарди, а основношколско образовање је завршио у ОШ „Чаки Лајош“ у Бачкој Тополи. Гимназију „Доситеј Обрадовић“ је, такође, завршио у Бачкој Тополи. Школске 2006/07 уписује Биолошки факултет Универзитета у Београду. Основне академске студије завршава убрзаним курсом, пре уписивања апсолвентског стажа, са просечном оценом 9,31 и оценом 10 за дипломски рад под називом „Утицај абиотичких фактора на рибе поткласе *Elastobranchii*“. Школске 2010/11 уписује докторске студије на студијском програму Екологија, модул Хидрокологија. Исте године постаје стипендиста Министарства за просвету, науку и технолошки развој при пројекту (бр. 173045) и активно се укључује у реализацију практичне наставе на курсевима Екологија животиња и Хидрокологија. Од 2014. године запослен је као асистент на Катедри за екологију животиња Биолошког факултета Универзитета у Београду. Добитник је признања за студента генерације Биолошког факултета за годину 2009/2010. Резултати досадашњег рада су објављени у једном раду категорије М21, једном раду категорије М22 и два конгресна саопштења категорије М34.

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписани _____ Срђан В. Суботић _____

број уписа _____ Е3001/2010 _____

Изјављујем

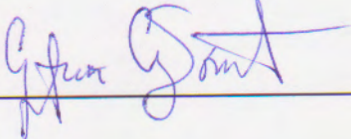
да је докторска дисертација под насловом

„Биоакумулација и биомагнификација токсичних метала и елемената у траговима код слатководних риба различитог трофичког нивоа из Дунава код Београда“

- резултат сопственог истраживачког рада,
- да предложена дисертација у целини ни у деловима није била предложена за добијање било које дипломе према студијским програмима других високошколских установа,
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио интелектуалну својину других лица.

Потпис докторанда

У Београду, 14.04.2015.



Прилог 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора Срђан В. Суботић

Број уписа Е3001/2010

Студијски програм Екологија - Хидроекологија

Наслов рада "Биоакумулација и биомагнификација токсичних метала и елемената у траговима код слатководних риба различитог трофичког нивоа из Дунава код Београда

Ментори:

др Јасмина Крпо-Ћетковић, ванредни професор Биолошког факултета
Универзитета у Београду

др Жељка Вишњић-Јефтић, научни сарадник Института за мултидисциплинарна
истраживања Универзитета у Београду

Потписани Срђан В. Суботић

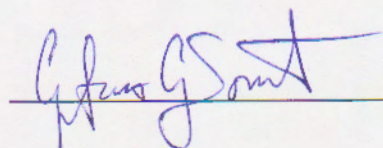
изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла за објављивање на порталу **Дигиталног репозиторијума Универзитета у Београду**.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског звања доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада.

Ови лични подаци могу се објавити на мрежним страницама дигиталне библиотеке, у електронском каталогу и у публикацијама Универзитета у Београду.

Потпис докторанда

У Београду, 14.04.2015.



Прилог 3.

Изјава о коришћењу

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

„Биоаккумуляција и биомагнификација токсичних метала и елемената у траговима код слатководних риба различитог трофичког нивоа из Дунава код Београда“

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство

2. Ауторство - некомерцијално

3. Ауторство – некомерцијално – без прераде

4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима

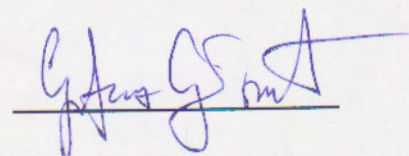
5. Ауторство – без прераде

6. Ауторство – делити под истим условима

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци, кратак опис лиценци дат је на полеђини листа).

Потпис докторанда

У Београду, 14.04.2015.



1. Ауторство - Дозвољавање умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.

2. Ауторство – некомерцијално. Дозвољавање умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.

3. Ауторство - некомерцијално – без прераде. Дозвољавање умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.

4. Ауторство - некомерцијално – делити под истим условима. Дозвољавање умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.

5. Ауторство – без прераде. Дозвољавање умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.

6. Ауторство - делити под истим условима. Дозвољавање умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.