



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ

Предраг М. Симовић

**Процена рањивости крашких река са
седреним баријерама на основу акватичних
макробескичмењака**

Докторска дисертација

Крагујевац, 2025



UNIVERSITY OF KRAGUJEVAC
FACULTY OF SCIENCE

Predrag M. Simović

**Assessment of the vulnerability of karst rivers
with tufa barriers based on aquatic
macroinvertebrates**

Doctoral Dissertation

Kragujevac, 2025

Аутор	
Име и презиме: Предраг М. Симовић	
Датум и место рођења: 25. 10. 1995. године, Нови Пазар, Србија	
Садашње запослење: истраживач-сарадник на Природно-математичком факултету Универзитета у Крагујевцу	
Докторска дисертација	
Наслов: Процена рањивости крашких река са седреним баријерама на основу акватичних макробескичмењака	
Број страница: 149	
Број слика: 25	
Број библиографских података: 301	
Установа и место где је рад израђен: Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу	
Научна област (УДК): Биолошке науке 574:592/595(043.3)(497.11)	
Ментор: др Ана Петровић, ванредни професор, Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу	
Број и датум одлуке Већа универзитета о прихватању теме докторске дисертације: Веће за природно-математичке науке; IV-01-754/4; 12. 10. 2022. године	

Захвалница

Ова докторска дисертација представља изазован и инспиративан научни пут, праву авантуру кроз неистражене пределе природе, испуњену сазнањима и драгоценим искуствима.

Срдачно се захваљујем својој менторки, драгој и поштованој, др Ани Петровић, ванредном професору са Природно-математичког факултета у Крагујевцу на несебичној подршци током целог процеса израде ове дисертације, као и на дугогодишњој сарадњи, праћено изузетно позитивном енергијом, разумевањем и искреном колегијалношћу.

Велику захвалност дугујем др Владици Симићу, редовном професору са Природно-математичког факултета у Крагујевцу на исказаном интересовању за мој рад, помоћи при избору теме и драгоценим саветима током читавих докторских студија.

Своју захвалност упућујем члановима комисије, др Ђурађу Милошевићу, редовном професору са Природно-математичког факултета у Нишу и др Катарини Стојановић, доценту Биолошког факултета у Београду, који су са великом посвећеношћу прихватили учешће у оцени ове тезе. Дугогодишња сарадња са њима била је од изузетног значаја, а њихови драгоцени савети и стручне сугестије допринели су квалитету ове дисертације.

Истраживања су финансирана од стране Министарства науке, технолошког развоја и иновација Републике Србије. Приказ резултата молекуларне идентификације одређених врста добијен је у оквиру пројекта AIAQUAMI, подржаног од стране Фонда за науку. Била ми је част бити део овог оригиналног и иновативног пројекта!

Искрено се захваљујем др Александру Остојићу и др Снежани Симић, редовним професорима Природно-математичког факултета у Крагујевцу, на саветима, подршци и вишегодишњој сарадњи.

Захваљујем се својим пријатељима који су ми пружили несебичну подршку и помоћ током овог истраживања. Ваше присуство, подршка и несебично деловање учинили су овај пут лакшим и успешнијим. Велико хвала Глорији Ћирковић на дугогодишњој сарадњи која траје још од студентских дана. Такође, захвалност дугујем Александри Ракоњац и Марини Ђоковић на лепој сарадњи, посебно током бројних теренских истраживања.

Акавирујм тиму - Тијани, Марији, Маријани, Андрији, Симони, Наташи, Милени, Невени, Марку, Алекси и Мирославу, захваљујем на сарадњи и веселој атмосфери која доприноси успешном раду наше катедре.

Милени и Алекси, тиму са Института за физику, такође захваљујем на сваком виду подршке и сарадње.

Захваљујем се еколошком удружењу Еко Фип Камп, а посебно пријатељима Зорану и Сањи на пруженој подршци и приликама за професионално усавршавање кроз Erasmus+ програме.

Кумовима, рођацима, а посебно Ради и Милијани хвала на подршци, стрпљењу и увек лепој речи.

Најискреније хвала мојој Катарини. Хвала ти што си веровала у мене и са стрпљењем и љубављу подржавала сваки корак овог истраживања.

Највећу захвалност упућујем породици, мајци Бојани, оцу Мишку, сестри Тамари и сестрићу Давиду, који су били и остали моја највећа подршка. Ви сте са љубављу подржали моју креативност, интересовања и радозналост.

Предраг Симовић

Мојој породици

АПСТРАКТ

Крашки региони одликују се разноврсним воденим стаништима, често сматраним жариштима биодиверзитета. Међутим, интензивни антропогени притисци, удружени са климатским променама, значајно повећавају рањивост ових екосистема, стварајући хитну потребу за адекватном заштитом. Акватични макробескичмењаци проучавани су заједно са параметрима животне средине на 25 локалитета (извори, горњи токови и седрене баријере) у 12 река и потока на подручју Динарских и Карпатско-балканских планина Србије. Евидентиране су 85072 јединке, распоређене у 210 таксона и 18 систематских група. Ред Trichoptera је показао највећу разноврсност са 60 идентификованих таксона, након чега следе редови Diptera (35), Plecoptera (25) и Ephemeroptera (24). Богатство таксона било је ниже на изворима у односу на станишта горњих токова и седрених баријера. IndVal анализа је издвојила 30 индикаторских таксона који најбоље одражавају еколошке карактеристике свих типова станишта. Утицај еколошких фактора на састав заједнице био је израженији од просторних ефеката. Присуство високоспецијализованих таксона указује на значај станишта као рефугијума биодиверзитета и позиционира их као кључна подручја за очување. Према параметрима ESHIPPO_{ЕРТ} модела, утврђена је висока или веома висока еколошка рањивост на 70% анализираних локалитета, при чему је већина ових локалитета изложена умереном интензитету антропогеног утицаја. *Climate Score Index* показује да су извори и заједнице у њима најрањивије на климатске промене, затим станишта седрених баријера и горњих токова. Резултати ове докторске дисертације представљају први свеобухватни приказ екологије макробескичмењака у крашким рекама Србије са таложењем седре и тиме пружају научну основу за развој ефикасних стратегија управљања и заштите ових јединствених екосистема.

Кључне речи: Србија, слатководни екосистеми, макрзообентос, ESHIPPO_{ЕРТ} модел, осетљивост, климатске промене, конзервација

ABSTRACT

Karst regions are characterized by diverse aquatic habitats, often considered biodiversity hotspots. However, intense anthropogenic pressures, combined with climate change, significantly increase the vulnerability of these ecosystems, creating an urgent need for adequate protection. Aquatic macroinvertebrates were studied alongside environmental parameters at 25 sites (springs, upper reaches, and tufa barriers) across 12 rivers and streams in the Dinaric and Carpathian-Balkan mountain regions of Serbia. A total of 85072 individuals were recorded, representing 210 taxa across 18 systematic groups. The Trichoptera exhibited the highest diversity with 60 identified taxa, followed by Diptera (35), Plecoptera (25), and Ephemeroptera (24). Taxa richness was lower at spring sites compared to habitats in the upper reaches and tufa barriers. IndVal analysis identified 30 indicator taxa that best reflect the ecological characteristics of all habitat types. The presence of highly specialized taxa highlights the importance of these habitats as biodiversity refugia and positions them as key areas for conservation. According to the parameters of the ESHIPPO_{EPT} model, high or very high ecological vulnerability was identified at 70% of the analyzed sites, with the majority of these sites being exposed to a moderate intensity of anthropogenic impact. The *Climate Score Index* indicates that springs and their associated communities are the most vulnerable to climate change, followed by tufa barrier habitats and upper stream sections. The findings of this dissertation represent the first comprehensive overview of the ecology of macroinvertebrates in karst rivers of Serbia characterized by tufa deposition, thereby providing a scientific basis for the development of effective management and conservation strategies for these unique ecosystems.

Keywords: Serbia, freshwater ecosystems, macrozoobenthos, ESHIPPO_{EPT} model, sensitivity, climate change, conservation

САДРЖАЈ

1. Увод	1
1.1. Крашки региони – појам и хидрогеолошки значај	2
1.2. Глобална распрострањеност карбонатних стена и крашких водних ресурса	4
1.3. Седра.....	5
1.4. Таложeње седре	7
1.5. Акватични макробескичмењаци: Од значаја у екологији до примене у истраживањима .	12
1.6. Улога акватичних макробескичмењака у формирању и развоју седрених наслага.....	14
1.7. Распрострањеност крашких предела и бигрених акумулација на територији Србије.....	15
1.8. Концепт рањивости у слатководним екосистемима.....	16
1.9. Рањивост крашких река и потока са посебним освртом на станишта седрених баријера	16
1.10. Досадашња истраживања акватичних макробескичмењака у крашким рекама са седреним баријерама.....	19
2. Основне претпоставке и циљеви истраживања	21
3. Материјал и методе	23
3.1. Ареал истраживања.....	24
3.2. Истраживани локалитети у оквиру Екорегiona 5 (Динарски Западни Балкан)	27
3.2.1. Слапови Сопотнице	27
3.2.2. Гостиљска река	27
3.2.3. Река Пањица	27
3.2.4. Бањски поток.....	28
3.2.5. Река Рашка	28
3.3. Истраживани локалитети у оквиру Екорегiona 7 (Источни Балкан)	30
3.3.1. Миљивска река.....	30
3.3.2. Мало Врело.....	30
3.3.3. Лисине.....	30
3.3.4. Река Грза	30
3.3.5. Миловштица	31
3.3.6. Градашничка река	31
3.3.7. Бигар поток.....	31
3.4. Узорковање акватичних макробескичмењака и мерење физичких и хемијских параметара воде	34
3.5. Идентификација акватичних макробескичмењака.....	35
3.6. Валидација одабраних таксона молекуларним методама	35
3.7. Статистичка анализа података	36
3.8. Процена рањивости заједница акватичних макробескичмењака на климатске промене ..	38

3.9. Процена рањивост различитих станишта крашких река и потока конципирањем ESHIPPO _{ЕРТ} модела	39
4. Резултати	44
4.1. Резултати физичких и хемијских параметара истраживаних локалитета	45
4.2. Потврда таксонске припадности молекуларним методама	49
4.3. Свеобухватни приказ диверзитета акватичних макробескичмењака на истраживаним локалитетима крашких река и потока	53
4.4. Макробескичмењаци крашких извора	55
4.5. Макробескичмењаци горњих токова	55
4.6. Макробескичмењаци на стаништима седрених баријера	55
4.7. Нови подаци о распрострањености ретких врста акватичних макробескичмењака у Србији	56
4.8. Резултати квалитативно-квантитативног састава заједница акватичних макробескичмењака на појединачним рекама и потоцима	57
4.8.1. Слапови Сопотнице	57
4.8.2. Гостиљска река	58
4.8.3. Река Пањица	58
4.8.4. Бањски поток	58
4.8.5. Река Рашка	59
4.8.6. Миливска река	59
4.8.7. Мало Врело	59
4.8.8. Лисине	60
4.8.9. Река Грза	60
4.8.10. Миловштица	61
4.8.11. Градашничка река	61
4.8.12. Бигар поток	62
4.9. Структура заједнице акватичних макробескичмењака	62
4.10. <i>Climate Score Index</i> (CSI)	73
4.11. ESHIPPO _{ЕРТ} модел	74
5. Дискусија	76
5.1. Физички и хемијски параметри истраживаних крашких река и потока	77
5.2. Обрасци и варијације диверзитета акватичних макробескичмењака у различитим стаништима крашких водених екосистемима	77
5.3. Утицај физичких, хемијских и просторних фактора на састав заједнице акватичних макробескичмењака	83
5.4. Рањивост макробескичмењака на климатске промене	84

5.5. Свеобухватни приказ угрожавајућих фактора крашких водених екосистема на територији Србије и предлог конзервационих мера	86
6. Закључци	91
7. Литература.....	95
8. Прилози	119

1. Увод

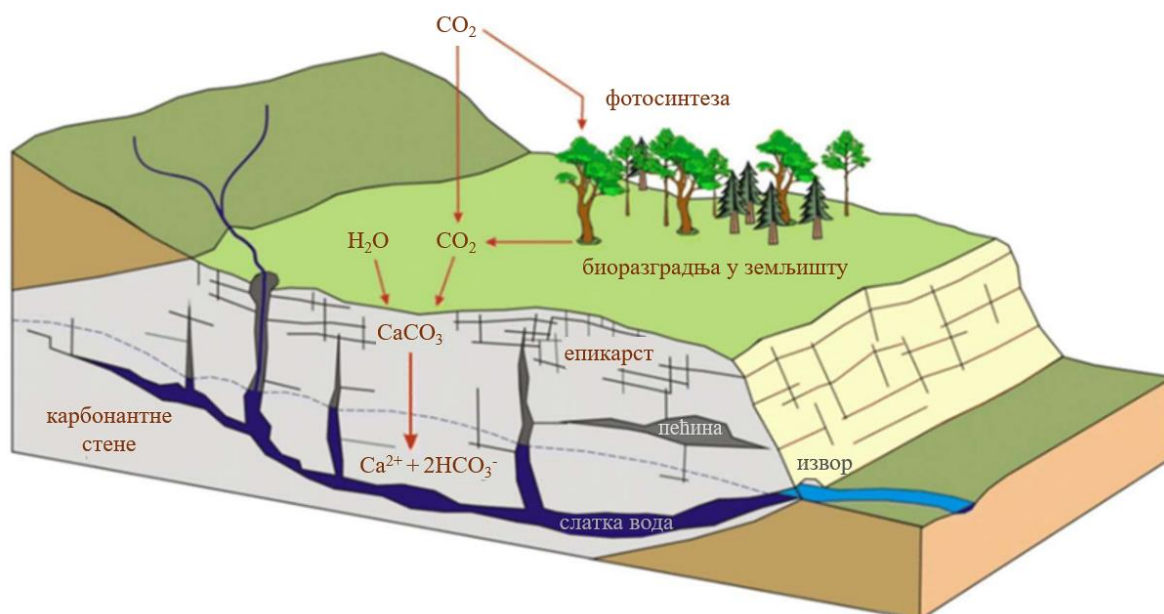
1.1. Крашки региони – појам и хидрогеолошки значај

Крашки (карстни) региони спадају међу најразноврсније хидрогеолошке средине на нашој планети Земљи и тесно су повезани са процесима у атмосфери, хидросфери и биосфери, као и са историјом и развојем људске цивилизације (Goldscheider et al., 2020). Термин „карст“ потиче од германизоване словенске речи *kras*, односно италијанске речи *carso*, које у етимолошком смислу означавају стену. Првобитно значење овог термина односило се на регион између данашње Словеније и Италије, у близини града Трста, које представља типично подручје (*locus typicus*) крашких геолошких формација (Ford, 2007; Marinović, 2022). Рад *Das Karstphänomen* (1893) Јована Цвијића, српског геолога и „оца карстне геоморфологије“ одиграо је пресудну улогу у разумевању настанка и еволуције карстног рељефа. У хидрогеолошком и геоморфолошком контексту, карст се односи на географске области које карактерише разноврстан пејзаж, формиран дејством воде на механички јаке, али хемијски растворљиве стене (Ford and Williams, 2007; Kuniansky et al., 2022). Међу свим типовима стена, карбонатне стене као што су кречњак и доломит, највише су подложне процесу карстификације (Goldscheider, 2019). Међутим, овај процес се јавља и у евапоритним стенама, као што су гипс или анхидрит, а у одређеним условима може се развити и у силикатним стенама (нпр. кварцни пешчар) (Ford and Williams, 2007; Ford, 2007; Chen et al., 2017).

У случају карбонатних стена, угљен-диоксид (CO_2) из атмосфере и/или из зоне земљишта игра кључну улогу у карстификацији (Слика 1) (Goldscheider et al., 2020). Када падавине продру у земљиште, биолошке активности биљака и микоорганизама стварају обилан извор CO_2 , повећавајући ниво киселости воде, стварањем карбонатне киселине (H_2CO_3) (Auler, 2013). Настала карбонатна киселина реагује са калцијум-карбонатом (CaCO_3), узрокујући његову постепену растворљивост. Овај процес доводи до хемијске разградње CaCO_3 и формирања раствора који садржи растворени калцијум (Ca^{2+}) и бикарбонатне јоне (HCO_3^-), чиме се омогућава даље хемијско распадање и пренос јона у воденим токовима. Овај раствор мигрира кроз поре и међусобно повезане пукотине у карбонатним стенама, доприносећи њиховој постепеној ерозији и стварању карстних шупљина и канала (Kuniansky et al., 2022). Надаље, континуирано растварање и ерозија ових минерала резултирају формирањем разноликих и јединствених геоморфолошких облика, као што су пећине, понори, вртаче и депресије, које су карактеристичне за крашке регионе и указују на интензивне процесе карстификације у тлу и подземљу. Растварање ових стена је прилично интензивно у плитким површинским деловима крашких подручја, у зони епикарста, који представља кључну зону преноса воде између површинских и подземних вода. Овај слој, са просечном дебљином од око 10 m, има значајно повећану порозност и пропусност у поређењу са дубљим деловима стенског масива (Kuniansky et al., 2022; Petrović, 2024) (Слика 1). Процес је условљен климатским факторима, јер је концентрација раствореног CO_2 зависна од температуре и атмосферског парцијалног притиска CO_2 , при чему растворљивост CaCO_3 опада са порастом температуре (Kazakis et al., 2018; Kuniansky et al., 2022).

У крашким подручјима, вода се инфилтрира кроз пропусне карбонатне масиве и тече подземним каналима и пећинама, формирајући сложене хидрографске мреже (Слика 1). На овим просторима, подземни водени токови често избијају на површину у облику извора, формирајући реке, потоке или језера, које често, након одређеног тока поново пониру (Ford and Williams, 2007; Нумановић, 2023). Овако специфичне хидрографске мреже, као и висока пропустљивост карстификованих карбонатних стена у великој мери утичу како на дистрибуцију флоре и фауне, тако и на људски живот (Shi et al., 2019). Због

разноврсности станишта на површини, у епикарсту и подземљу, многа крашка подручја представљају жаришта биодиверзитета, обухватајући бројне специјализоване, реликтне и ендемичне врсте (Clements et al., 2006; Goldscheider, 2019; Mičetić Stanković, 2023).



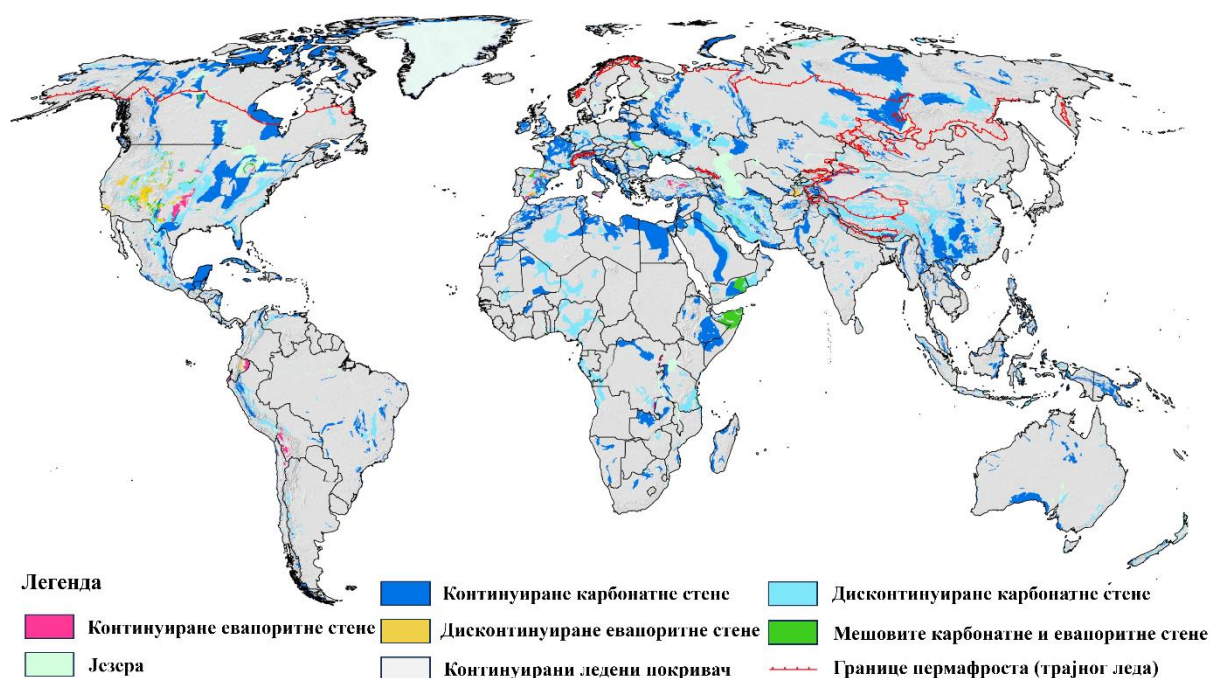
Слика 1. Шематски приказ попречног пресека крашког система, његових природних ресурса и релевантних процеса (модификовано према Goldscheider, 2019)

Крашки региони и њихови водени екосистеми представљају незамењиве ресурсе за пољопривреду, индустрију и јавно снабдевање водом за пиће у многим подручјима (Goldscheider, 2019). Штавише, Aureli (2010) наводи да „подземне воде у крашким водоносницима представљају најзначајнији, али и најбезбеднији извор воде за пиће“. Према процени Ford and Williams (2007), око 20–25% глобалне популације у великој мери или у потпуности зависи од подземних вода добијених из крашких предела. Поред тога, у неким регионима, као што су Аустрија и Динарски крашки предели Европе, крашки водени екосистеми доприносе више од 50% укупног водоснабдевања (Hartmann et al., 2014; Chen et al., 2017).

Крашки системи све више добијају на значају у планирању одрживог коришћења природних ресурса (Marinović, 2022). Захваљујући својој јединственој геоморфологији, високом биодиверзитету, као и културном, здравственом и економском значају, више од 50 крашких локалитета добило је највиши степен заштите, налазећи се на Унесковој листи светске баштине (Goldscheider, 2019). Истовремено, природни ресурси крашких екосистема су изузетно рањиви на антропогене притиске и климатске промене (Clements et al., 2006; Shi et al., 2019; Nerantzaki and Nikolaidis, 2020). Стога су, крашки пејзажи, као природни системи од глобалног значаја, од давнина предмет научних истраживања са различитих аспеката (геологије, хидрологије, екологије, биологије, климатологије и сл.) ради очувања природних ресурса и одржавања биодиверзитета (Gabrovšek et al., 2011; Li et al., 2021; Mičetić Stanković, 2023).

1.2. Глобална распрострањеност карбонатних стена и крашких водних ресурса

Карст је распрострањен на глобалном нивоу, у разним физиографским областима, укључујући острва, приобалне регионе, планинске венце и масиве, као и унутрашње континенталне регионе (Kuniansky et al., 2022). The World Karst Aquifer Map (WOKAM) је прва детаљна глобална база података која даје преглед дистрибуције карстификованих стена (карбоната и евапорита) са потенцијалним крашким водоносним слојевима (Слика 2) (Stevanović, 2019; Goldscheider et al., 2020). На основу тога, укупна површина карста прелиминарно је процењена на 19,3 милиона km^2 , односно 14% укупне површине Земље (Stevanović, 2019).



Слика 2. Karst Aquifer Map (WOKAM) – просторна дистрибуција карстификованих стена и крашких водених система (према Goldscheider et al., 2020)

У студији Goldscheider et al. (2020) представљени су детаљни подаци о глобалној распрострањености и географској дистрибуцији крашких система, с нагласком на њихову повезаност са различитим топографским и климатским условима, као и са демографским аспектима и популацијама које их насељавају.

Карстификовани предели карбонатних и евапоритних стена класификују се као континуирани или дисконтинуирани, на основу удела површине одговарајућег типа стена (Слика 2) (Goldscheider et al., 2020). Највећи континент, Азија, има највећу заступљеност карбонатних стена - 8,35 милиона km^2 континуираних, дисконтинуираних и мешовитих карбонатних стена, што одговара 18,6% копнене површине Азије. Ипак, када се посматра удео површине покривене карстом, Европа се издваја као водећи континент, са 21,6% укупне територије покривене карстом и апсолутном површином од 2,17 милиона km^2 (Stevanović, 2019; Goldscheider et al., 2020). Такође, значајне површине карбонатних стена присутне су у Северној Америци (19,6%) и Африци (13,5%), док су мање заступљене у

Аустралији и Океанији (6,2%) и Јужној Америци (4,3%) (Goldscheider et al., 2020). Четири земље са крашким изданцима већим од 1 милион km² су Русија, САД, Кина и Канада. Од 195 земаља чланица Уједињених Нација, око једна четвртина има ограничен или никакав карст, док неке земље, као Јамајка, Куба и Црна Гора, имају проценат крашког покривача преко 80% (Stevanović, 2019).

У односу на топографију, 31,3% свих крашких подручја се налази у равничарским, 28,1% у брдским пределима и 40,8% у планинским регионима. Такође, 15,7% морских обала одликује се присуством карбонатних стена (Goldscheider et al., 2020).

Процентуални удео карста који се јавља у европским земљама значајно варира. Европски део Русије и Француска имају највећу апсолутну површину карбонатних стена. Међутим, ако посматрамо однос између укупне површине земље и површине прекривене карбонатним стенама, мање европске земље имају значајно већи удео подручја која се развијају на карбонатном терену. Међу њима су Црна Гора (80,1%), Босна и Херцеговина (60,5%) и Словенија (49,5%) (Stevanović, 2019). Највећи континуирани крашки пејзаж у Европи укључује Динарско подручје западног Балканског полуострва. Са површином од приближно 60000 km², Динарски крашки регион обухвата територије које се простиру од североисточне Италије до северне Албаније, укључујући подручја Словеније, Хрватске, Босне и Херцеговине, Црне Горе и Србије (Illies, 1978; Djordjevic, 2014). Овај простор, на коме се могу препознати сви површински и подземни карстни феномени, представљао је природни „полигон“ на коме је Јован Цвијић проучавао и утемељио науку о карсту (Ford, 2007). Штавише, динарски карст представља једно од хидролошки најбогатијих подручја у Европи, чији разноврсни облици рељефа, као што су крашке висоравни, бројна крашка поља, дубоке пећине, долине, реке понорнице и обилни извори, заједно чине овај регион центром биолошке разноврсности (Mihevc et al., 2010; Mičetić Stanković, 2023).

Једна од упечатљивијих карактеристика крашких водених екосистема на простору Динарида је формирање седре која се јавља у различитим хидроморфолошким облицима (Habdiја and Primc, 2019). У научној литератури, термин седра често се поистовећује са термином травертин, иако између њих постоје значајне разлике у погледу порекла, услова таложења и структуре, што неретко доводи до терминолошке неодређености и конфузије (Ford and Pedley, 1996; Golubić et al., 2008). Иако је најчешће истраживана на подручју Динарида (нпр. Matonićkin and Pavletić, 1962; Miliša et al., 2006), њено присуство у другим екорегинима широм света подстакло је мултидисциплинарна истраживања.

1.3. Седра

Номенклатура и класификација копнених карбонатних стена била је питање од давнина. Упркос заједничком пореклу, у литератури се користе различити термини, а њихове дефиниције као појма су разноврсне и зависе о приступу мишљења појединих аутора који у објашњавању појма укључују различите чиниоце који доприносе њиховом формирању (на пример, температуру, биолошке компоненте, начин засићења) (Vurnek, 2021). Многи научници преферирали су да поједине карбонатне стене означе термином „травертин“, док су други предложили употребу два термина, „седра“ за карбонатне насlage настале у условима хладне воде и „травертин“ за преципитате топле воде (Dipova, 2011; Capezzuoli et al., 2013; Habdiја and Primc, 2019). Разлике између седре и травертина препозната су још у римском периоду, при чему су обе стене нашле широку примену као

грађевински материјали. Појам травертин води порекло од италијанске речи *travertino*, изведене од латинске речи *lapis tiburtinus* или камен из Тиволија (Италија), према граду у коме су истакнуте ове карбонатне насlage (Viles and Goudie, 1990; Pentecost, 2005). Овај термин најчешће укључује хидротермалне преципитате из термалних вода, као и насlage настале ослобађањем CO_2 из ендегених процеса (Pentecost and Viles, 1994), у којима нема макрофитских и животињских остатака (Ford and Pedley, 1996).

Седра (енгл. *tufa*) покрива широк спектар карбонатних слатководних лежишта која се формирају као резултат таложења минералних компоненти из воде (Habdiја and Primc, 2019). Међутим, седра није само геолошки термин који означава карбонатну седиментну стену, већ представља природни феномен са значајним геоморфолошким и еколошким одредницама (Ђуровић, 1998). Према Ford and Pedley (1996), дефинише се као шупља, порозна стена настала таложењем калцијум-карбоната у слатководним екосистемима при температурним условима приближним температури околине и која обично у свом саставу садржи остатке цијанобактерија, еукариотских алги, макрофита и бескичмењака (Слика 3). Такође, карактерише је претежно низак садржај магнезијума (Ortiz et al., 2009; Dіpova, 2011). Данас се седра формира у различитим климатским условима, укључујући хладне, умерено-континенталне, полусушне и сушне регионе, док прочетак њеног стварања, у многим случајевима иде у далеку прошлост (Ђуровић, 1998; Golubić et al., 2008). Сходно томе, ове природне карбонатне формације представљају значајне архиве за археолошка и палеоклиматска истраживања, као и индикаторе промена у глобалном циклусу угљеника (Taminskas and Marcinkevicius, 2002; Currás et al., 2012; Batoćanin et al., 2023).

Процес формирања седре настаје као резултат узајамног дејства више контролних фактора - геоморфолошких, физичких, хемијских и биолошких, који заједно одражавају постојање стабилне, „здраве“ и еколошки очуване природне средине (Chen et al., 2004; Golubić et al., 2008; Špoljar et al., 2011; Batoćanin et al., 2023). Седра се таложи брзином од неколико милиметара годишње, што је релативно брзо у односу на остале седиментне стене, а неправилна акумулација аутохтоних седрених наслага истовремено доприноси стварању разноврсних микростаништа која служе као уточишта бројним организмима (Ivković et al., 2012; Dražina et al., 2017; Rodriguez et al., 2020; Batoćanin and Carević, 2023).



Слика 3. Различити типови седре у водама Србије: Слапови Сопотнице (1); река Пањица (2); Бигар поток (3) (фото: П. Симовић)

Као резултат акумулације седре, у воденим токовима могу се формирати баријере или каскаде. Њих карактерише локализовани вертикални раст који доводи до успоравања или прекида тока воде, што резултира стварањем акумулација, односно ткз. „баражних“ језера (Слика 4) (Habdiја and Primc, 2019; Vurnek, 2021). Преливањем воде преко баријера или каскада настају хидродинамички изражене и визуелно атрактивне водене формације, као што су водопади, слапови или брзаци. Овакве упечатљиве природне појаве у крашким пределима представљају амбијенте за одмор и опоравак, што им даје изузетан значај у развоју рекреативног и здравственог туризма (Ђуровић, 1998; Batoćanin and Carević, 2023). Сходно томе, препознавајући њихову научну и естетску вредност, многи крашки предели са акумулацијама седре имају статус заштићених подручја или су део Унескове листе светске баштине (нпр. Национални парк Плитвичка језера, Хрватска) (Слика 4).



Слика 4. Водопад Велики Прштавац (1) и „баражна језера“ (2) у Националном парку Плитвичка језера, Хрватска (фото: П. Симовић)

Седра, природни камен са јединственим карактеристикама, налази широк спектар примена како у дизајну ентеријера, тако и на отвореним просторима, због своје естетске привлачности, издржљивости и јединственог обликовања (Dipova, 2011; Benavente et al., 2018). Употреба седре као грађевинског материјала зависи од њеног квалитета, текстуре и намене. Вековима се експлоатише у облику камених блокова и користи као грађевински материјал за подове, зидове, терасе, изградњу естетских водених садржаја (фонтана или водопада), као и за израду украсних предмета, статуа и других архитектонских елемената (Anzalone et al., 2007; García-del-Cura et al., 2012). На територији Србије, седра се често користи у рестаурацију историјских објеката, најчешће манастира, где захваљујући својој порозној структури служи као замена за оштећене делове (Anzalone et al., 2007; Golubić et al., 2008; Erić et al., 2015).

1.4. Таложење седре

Дуго година расправљало се о формирању седре, посебно у погледу релативног значаја органских и неорганских процеса у њеном таложењу (Zhang et al., 2001). Процесу таложења калцијум-карбоната претходи дуги низ физичко-хемијских реакција, у којима кључну улогу има угљен-диоксид (CO_2), који се раствара у води у количини сразмерно

свом парцијалном притиску у атмосфери (око 0,6 mg/l воде). Вода се овим гасом снабдева из атмосфере, дифузијом (нпр. падавинама), док знатно већи део овог гаса у воду доспева из педосфере, где интензивни биохемијски процеси производе значајне количине CO₂. Вода, такође, у себи може растворити знатно веће количине овог гаса који у воду доспева путем дисања организама, а ствара се и радом бактерија у процесу труљења. Као продукт ове реакције настаје карбонатна киселина. Ова киселина реагује у додиру са кречњаком у води и гради са њим слабо растворљив бикарбонат (Chen et al., 2004; Simić and Simić, 2012). Стога, примарни процес таложења калцијум карбоната у водама укључује хемијску равнотежу између течне, чврсте и гасне фазе (Слика 5).

Наиме, између раствореног угљен-диоксида (CO₂) и бикарбоната Ca(HCO₃)₂ може доћи до поремећаја равнотеже. Висока презасићеност воде калцијум-карбонатом обично настаје услед уклањања CO₂ из воде, које је најчешће изазвано турбуленцијом и мешањем воде (Zhang et al., 2001). Када вода која садржи велике количине бикарбоната изађе на површину (и буде у контакту са ваздухом) или наиђе на промене у притиску, температури или аерацији, CO₂ почиње да испарава из воде (Chen et al., 2004; Simić and Simić, 2012). Повишена температура ваздуха обично убрзава хемијске реакције у води, што доводи до смањења растворљивости CO₂ и презасићења калцијум-карбонатом. Стога је таложење седре најинтензивније током летњих месеци, нарочито на баријерама и водопадима где се вода распрскује. Са друге стране, дешава се биохемијско уклањање CO₂ деловањем живих организама кроз фотосинтетичке процесе (Habdija and Primc, 2019). Заједно, ови процеси резултирају порастом pH, разградњом молекула бикарбоната на CO₂, воду (H₂O) и слабо растворљив калцијум-карбонат (CaCO₃) који се у води талози у виду кречњачких наслага, познатих као седра (у Србији, често названим бигар или сига) (Simić and Simić, 2012; Habdija and Primc, 2019) (Слика 5).



Слика 5. Механизам таложења седре у крашким воденим екосистемима (модификовано према Habdija and Primc, 2019)

Процес формирања седрених баријера условљен је комплексном интеракцијом климатских, геолошких, хидролошких и биогеохемијских фактора (Ђуровић, 1998; Chen et al., 2004). Међутим, велики број аутора верује да најзначајнији утицај на стварање и развој ових творевина имају живи организми, односно заједнице које је их насељавају (Emeis et al., 1987; Golubić et al., 2008; Habdija and Primc, 2019). Ове животне заједнице не функционишу изоловано, већ су под сталним утицајем различитих еколошких фактора који обликују услове у воденим екосистемима. То су, физичке и хемијске карактеристике воде: температура, брзина тока, алкалитет (односно концентрација раствореног CaCO_3 , која се обично изражава као тврдоћа воде), концентрација раствореног угљен-диоксида и кисеоника, као и количина светлости, која није везана за воду (Matonićkin and Pavletić, 1962; 1963). Srdoč et al. (1985) издвајају три кључна услова која имају пресудан утицај на формирање седрених наслага: презасићеност воде CaCO_3 изнад 3 (тј. индекс засићеност и CaCO_3 од 5 до 7); рН изнад 8 и концентрација раствореног органског угљеника испод 10 mg/l. Неки аутори (Pedley, 2000; Matonićkin Керџија, 2006) сматрају да су физички и хемијски процеси таложења седре доминантни у условима бржег тока воде, док је улога биоте важнија у споротекућим и стајаћим екосистемима.

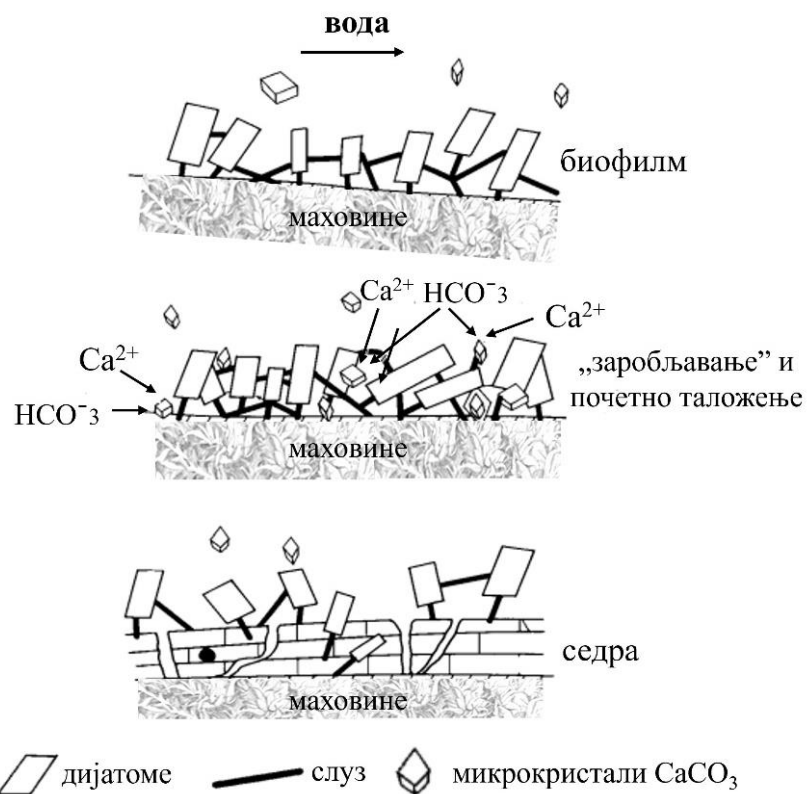
Од 1980-их година, многи научници спроводили су студије о механизму настанка седре, наглашавајући значајну улогу биотичких компоненти. Casanova (1981) је наслага седре у југозападном делу Француске описао као континенталне стоматолите, доказујући да се минерализација калцијум-карбоната налази око нити алги. Са друге стране, Chafetz and Folk (1984) приказују да су бактерије највећим делом одговорне за настанак седре у бројним акумулацијама широм Италије и САД, узимајући и до 90% учешћа.

Имајући у виду тесну повезаност уклањања CO_2 са фотосинтетичком активношћу организама, већина истраживача истиче да најзначајнију улогу биомедијатора у процесу таложења седре имају маховине, алге и макрофите (Emeis et al., 1987; Golubić et al., 2008; Habdija and Primc, 2019). Процес формирања седре повезан са аутотрофним организмима не дешава се унутар ћелија, већ на њиховој површини или слузавом омотачу где се таложе кристали калцита. Тако инкрустрирани, калцитом обложени трихоми или талуси, након угинућа остављају шупљине које седри дају изражену порозну структуру, што доприноси стварању микростаништа погодним за насељавање других организама (Miliša et al., 2006; Habdija and Primc, 2019). Према Alegro et al. (2023), *Palustriella commutata* (Hedw) је једна од најраспрострањенијих бриофита у природно баражним језерима, а густе бусене могу формирати и врсте рода *Fontinalis*, *Cinclidotus*, *Cratoneurum*, *Platyhypnidium* и *Eucladium* (Matonićkin and Pavletić, 1961). Примећено је да се инкрустација карбоната чешће одвија на старијим листовима или стабљикама маховине, док млади, активно растући листови остају без инкрустације. Бентосне алге доприносе процесу калцификације на два начина - хемијски, кроз коришћење CO_2 у фотосинтези, и физички - стварањем екстрацелуларних полимера који представљају места интензивне калцификације (Golubić et al., 2008; Gulin Beljak, 2023). Цијанобактерије (нпр. врсте родова *Phormidium*, *Gloeocapsa*) су најбројнији прокариотски организми који служе као језгра за таложење калцијум-карбоната док су међу еукариотским алгама издвајају дијатомеје, или ређе, зелене, жуто-зелене и црвене алге (Stanković et al., 2023). Додатно, Chafetz et al. (1994) указују да вегетација и њени органски остаци (попут лишћа и грана) представљају значајне субстрате за иницирање и таложење калцијум карбоната (Слика 6).



Слика 6. Седрене баријере обрасле маховином (река Пањица) (1); процес калцификације на опалом лишћу (2) и гранама (Бигар поток) (3); седрене каскаде прекривене јастучастим формама врсте *Vaucheria* sp. (Таорска врела)(4) (фото: П. Симовић)

Процесу формирања седре значајно доприносе разноврсне епифитске дијатомеје и цијанобактерије које насељавају перифитон, пре свега маховине које расту на седреним баријерама (Emeis et al., 1987; Primc-Habdiја et al., 2001). Заједно са алгама, перифитон обухвата и разноврсне микроскопске организме као што су бактерије, протозое и гљиве, које формирају биофилмове или танке насlage на субстратима абиогеног или биогеног порекла (Vurnek, 2021). Епифити који луче галерту (слуз, мукополисахариде) омогућавају „хватање“ кристала карбоната, што доводи до формирања језгара око којих се даље таложе кристали калцијум-карбоната, стварајући седру (Слика 7) (Emeis et al., 1987). Како биофилм микроорганизама повезује кристале исталоженог калцијум-карбоната, доњи делови маховине се претварају у сунђерасти карбонатни седимент, али она наставља да расте изван калцификованих делова, формирајући занимљиве облике седрних баријера (Слика 8). Додатно, бактеријски процеси, као што су амонификација, денитрификација и редукција сулфата, утичу на хемијску равнотежу воде тако што повећавају рН и подстичу таложење седре (Matonićkin Керџија, 2006).



Слика 7. Фазе таложења калцијум-карбоната на биофилму маховина и процес формирања седре (модификовано према Emeis et al., 1987)



Слика 8. Карбонатне наслаге на старијим деловима маховине са младим изданцима без инкрустације (фото: П. Симовић)

1.5. Акватични макробескичмењаци: Од значаја у екологији до примене у истраживањима

Заједница акватичних макробескичмењака представља фаунистичко-еколошку групу организама различитих форми који бар у једном делу животног циклуса насељавају водене екосистеме (Bae et al., 2005). Ова категорија организама често се користи као синоним за термин „макрозообентос“, који обухвата заједницу животињских организама видљивих голим оком и чији је животни циклус везан за дно водених екосистема (грч. *benthos* – дубина, дно) (Петровић, 2012; Тубић, 2016). У контексту макрозообентоса, појам „макро“ се односи на фауну бескичмењака која има довољну величину да буде задржана мрежом или ситом са окцима пречника 500 μm (Hauer and Resh, 2007). Међутим, рани животни стадијуми многих макробескичмењака пролазе кроз мрежасте отворе ове величине, због чега, еколози за сакупљање ових организама најчешће користе мреже ситнијих промера (нпр. пречника између 125 и 250 μm) (Тубић, 2016; Luiza-Andrade et al., 2017).

Раздео зглавкара (Arthropoda) чини око 95% укупне разноврсности и бројности слатководних бентосних макробескичмењака. Међу њима, најразноврснију и најбројнију групу чине инсекти, од којих већина проводи део животног циклуса у води, најчешће у стадијуму ларве или лутке, док одрасле јединке живе на копну (Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Trichoptera, Diptera, Megaloptera, Lepidoptera и Neuroptera). Међутим, одрасли стадијуми водених инсеката обично трају веома кратко, од само неколико дана до неколико недеља, док њихове ларве могу трајати од неколико месеци до једне или више година (Ochieng et al., 2019). Са друге стране, мањи број група инсеката је у потпуности везан за воду током целокупног животног циклуса (нпр. Collembola, неке Coleoptera и Hemiptera) (Jacobsen et al., 2008). Поред инсеката, међу слатководним зглавкарима значајно место заузимају и одређене групе ракова (Crustacea), нарочито представници класе Malacostraca, са редовима Decapoda, Isopoda и Amphipoda, водени паукови (Araneae) и водене гриње (Hydrachnidia). Фауну дна копнених вода чине и представници филума Mollusca, укључујући класе Bivalvia (шкољке) и Gastropoda (пужеви), као и филума Annelida, који обухвата разнолике чланковите црве, међу којима су Hirudinea (пијавице), Oligochaeta (малочекињасте црви) и Polychaeta (многочекињасте црви), као и група Turbellaria (трепљасте црви). Мање бројне групе чине Nematoda (ваљкасти црви) и Porifera (сунђери) (Hussain and Pandit, 2012).

У слатководним екосистемама, бентосни макробескичмењаци представљају једну од најразноврснијих група организама, а њихова биомаса представља значајан део укупне биомасе, доприносећи стабилности и продуктивности ових средина (Wallace and Webster, 1996; Ochieng et al., 2021). Њихово присуство доприноси важним функцијама унутар слатководних екосистема, као што су задржавање и разградња органског материјала и пренос енергије кроз различите трофичке нивое (Wallace and Webster, 1996; Erasmus et al., 2021). Макробескичмењаци су важна карика у ланцу исхране водених екосистема, јер се хране примарним произвођачима, а истовремено представљају кључан извор хране за рибе, водоземце, водене птице и остале предаторе (Covich et al., 1999).

Диверзитет и дистрибуција макробескичмењака у воденим екосистемама резултат су дуготрајних еволутивних адаптација на специфичне услове станишта, обликованих биогеографским процесима, климом и геолошким карактеристикама одређеног региона (Петровић, 2014). Њихов састав и структура зависе од бројних абиотичких и биотичких фактора који делују унутар и изван водених средина (Wiberg-Larsen et al., 2000). Међу

најважнијим абиотички факторима издвајају се физичке и хемијске карактеристике воде, као што су брзина тока, тип супстрата, температура воде, рН вредност, проводљивост и концентрација раствореног кисеоника (Moog, 2002; Sumudumali and Jayawardana, 2021). Надморска висина, сезонске промене и екстремни хидролошки догађаји попут суша или поплава, такође могу значајно утицати на динамику ових заједница (Hussain and Pandit, 2012). С друге стране, биотички фактори обухватају доступност хране, вегетацијски покривач, као и разноврсне интеракције између врста (нпр. предаторство, конкуренција, паразитизам) (Rezende et al., 2014). Ови фактори делују заједнички, а њихов кумулативни утицај обликује просторну и временску динамику заједница макрзообентоса у воденим екосистемима (Wiberg-Larsen et al., 2000; Moog, 2002; Sumudumali and Jayawardana, 2021).

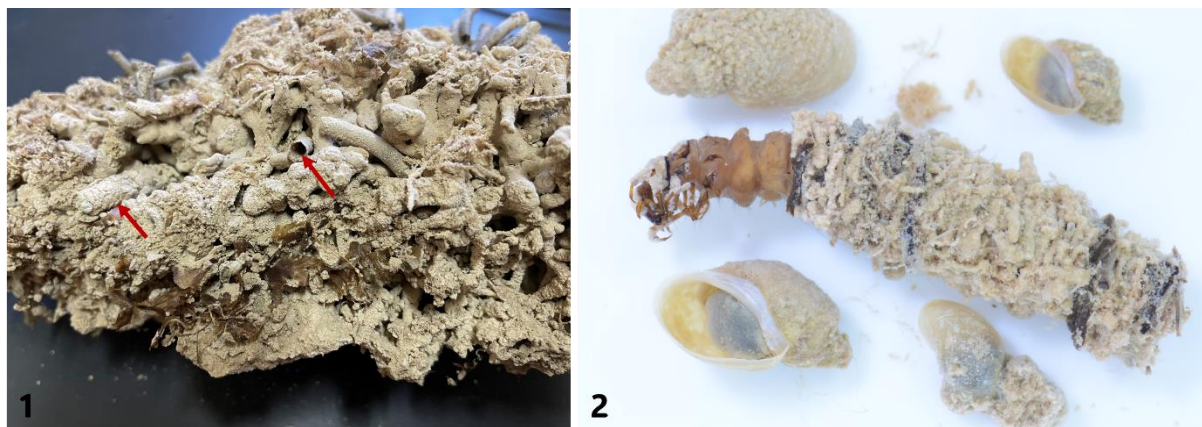
Макробескичмењаци су најчешћи организми који се користе за биолошко праћење слатководних екосистема широм света, пре свега због своје космополитске дистрибуције и велике бројности (Parmar et al., 2016; Ochieng et al., 2019). У погледу индикаторских особина, акватични макробескичмењаци имају јасан положај у трофичком систему, седентарни начин живота и релативно дуг животни циклус у поређењу са другим групама (нпр. планктон, макроалге) (Hussain and Pandit, 2012; Agouridis et al., 2015; Parmar et al., 2016). Макробескичмењаци могу да укажу на промене у окружењу кроз своје одговоре на различитим нивоима биолошке организације, у распону од појединачних таксона до укупне заједнице (Hodkinson and Jackson, 2005). Додатно, код појединих организама, одговори на промене у животној средини могу се анализирати на биохемијском и физиолошком нивоу (Damásio et al., 2011; Stojanović, 2017). Због могућности узгоја у контролисаним условима, макробескичмењаци се често користе у експерименталним истраживањима, ради прецизне процене утицаја различитих фактора, попут температуре, рН вредности, сапинитета, концентрације тешких метала, пестицида и других загађивача, на њихове метаболичке и физиолошке процесе (Stojanović, 2017; Bonacina et al., 2022). Методологија узорковања макробескичмењака у слатководним екосистемима заснива се на стандардизованим и релативно једноставним техникама, које омогућавају ефикасно прикупљање узорака уз минималне трошкове. Додатна предност у изучавању ове групе организама лежи у добро развијеној таксономији, уз бројне доступне идентификационе кључеве (Тубић, 2016).

Уопштено говорећи, очувани водени екосистеми одражавају највиши диверзитет макробескичмењака (Tampo et al., 2021). Насупрот томе, водени екосистеми на које утичу локални, углавном антропогени фактори животне средине, имаће смањени диверзитет и нарушену структуру ових заједница. Како се водени екосистем загађује, разноврсност организама осетљивих на загађење постепено опада, резултирајући повећање бројности организама отпорних на такве услове (Kopp et al., 2012; Tampo et al., 2021). Сходно томе, употреба индекса који процењују квалитет воде кроз макробескичмењаке као биолошке индикаторе значајно се повећала последњих година и постала призната као кључна мера за процену глобалног интегритета слатководних екосистема (Simić and Simić, 1999; Jun et al., 2012; Fierro et al., 2017; Tampo et al., 2021).

1.6. Улога акватичних макробескичмењака у формирању и развоју седрених наслага

Порозна структура седре, обиље хране и заштита коју пружају њене пукотине чине је идеалним стаништем за велики број макробескичмењака, од којих неки играју улогу биомедијатора у процесу њеног таложења (Plant, 2019; Matonićkin Керџија and Miliša, 2023). Њихове активности стварају повољне услове за биокалцификацију, механички модификују супстрат и утичу на локални хемизам воде, чиме доприносе формирању и одржавању седрених наслага (Carthew et al., 2003; Plant, 2019). Matonićkin and Pavletić (1972) разликују три основна типа седре: хирономидни, трихоптерски и гастроподни, чије формирање је превасходно под утицајем зоогене активности ових таксона.

Ларве породице Chironomidae (ред Diptera) су уобичајени становници седрених баријера и каскада где уз помоћ пљувачних жлезди луче свилене нити за изградњу малих цилиндричних цеви за становање (Carthew et al., 2003; Matonićkin Керџија and Miliša, 2023). Слично, ларве многих врста реда Trichoptera граде своје кућице од песка, шљунка и других ситних материјала, везујући их свиленим нитима. Свила коју ларве производе примарно је састављена од фиброина, структурног протеина карактеристичног по својој лепљивости, механичкој чврстини и еластичности. Овако изграђене конструкције за становање могу служити као основа на коју ће се причврстити различити микроскопски биљни фрагменти који се затим уграђују у седру, повећавајући њену порозност (Слика 8). Штавише, конструкције ларви физички ометају проток воде и повећавају локалну турбуленцију, повећавајући губитак CO₂, а самим тим убрзавајући и таложење калцита и формирање седре (Carthew et al., 2003). Свилене мреже које ларве Simuliidae (Diptera), Hydropsychidae, и Philopotamidae (Trichoptera) излучују за потребе исхране филтрирањем служе и као супстрат за таложење калцијум-карбоната (Carthew et al., 2003; Drysdale et al., 2003; Matonićkin Керџија et al., 2006). Gaino et al. (2002) доказали су да ларве појединих врста Trichoptera из породица Sericostomatidae и Limnephilidae преферирају честице седре у изградњи кућице у односу на други материјал (Слика 9).



Слика 9. Остаци кућица ларви Trichoptera уграђени у седру (река Пањица) (1); кућице Trichoptera и Gastropoda обogaћене честицама седре (река Грза) (2) (фото: П. Симовић)

Истраживања на вештачким супстратима омогућила су квантификацију улога ових организама у таложењу, хватању и везивању калцита, посебно у раним фазама формирања седре. Пример за то дају истраживања спроведена у НП „Плитвичка језера“.,

која су открила да су свилене мреже представника Hydropsychidae биле присутне на око 10% вештачког супстрата. Ове свилене структуре су чиниле у просеку 71% укупно депонованог калцита и повећале стопу таложења седре и до четрдесет пута (Matonićkin Керџија and Miliša, 2023).

1.7. Распрострањеност крашких предела и бигрених акумулација на територији Србије

На територији Србије, крашки предели обухватају 10,3% површине (9300 km²), и налазе се у оквиру две велике целине, обично на надморским висинама већим од 500 m (Veljić et al. 2001). Прву целину представљају периферне области великих кречњачких масива у Динарском подручју западне и југозападне Србије (Veljić et al. 2001; Batoćanin et al. 2023). У оквиру овог крашког предела могу се издвојити мање специфичне крашке целине као што су Пештерска висораван, Ваљевско-мионички карст, делови планине Таре, Мокра гора и Шара. Други део припада Карпатско-балканским планинама источне Србије, од Голубачких планина на северу до Влашке планине на југоистоку (Stevanović et al., 2007; Čalić et al., 2022).

Бигрене акумулације су веома заступљене у Србији и налазе се у оквиру поменуте две целине. Batoćanin and Carević (2023) дали су преглед од 47 најважнијих бигрених акумулација на територији Србије. Значајан број ових формација налазе се у оквиру паркова природе и националних паркова и под режимом су заштите I, II или III степена. Међу њима се посебно истичу „Рипаљка“ на Градашничкој реци и „Прскало“ на Некудовој реци (I степен заштите), „Бледерија“, „Бигар“, „Гостиље“ и „Сопотница“ на истоименим рекама, као и „Таорска врела“ на реци Скрапеж (II степен заштите) (Слика 10). Поред њих, „Бели изворац“ и „Тумане“, који се налазе на истоименим рекама, налазе се под III степеном заштите (Ђуровић, 1998; Batoćanin and Carević, 2023). Поред наведених бигрених акумулација, постоје и бројна мања лежишта седре која се јављају у мањим рекама и потоцима широм Динарских и Карпатско-балканских планина.



Слика 10. Бигрене акумулације у Србији: водопад Велика Рипаљка (Градашничка река) (1); Бигар поток (2) (фото: П. Симовић); Бледерије (3) (<https://mondo.rs/Info/Drustvo/a1815971/Vodopad-Blederiye-je-kladovski-smaragd.html>)

1.8. Концепт рањивости у слатководним екосистемима

Иако покривају само 0,3% од укупних слатководних ресурса, површински водени екосистеми (реке, језера, баре и мочваре) су центри глобалног биодиверзитета, пружајући станиште и ресурсе за око 10% свих познатих врста (Tockner, 2021). Поред тога, слатке воде пружају широк спектар услуга које су кључне за добробит људи, превентивно обезбеђујући воду и храну и делујући као регулатори климатских услова (Orozco-González and Ocasio-Torres, 2023). Међутим, последњих неколико деценија урбанизација, интензивна пољопривреда, глобално загревање и растућа потражња за друштвено-економским развојем, смањили су ресурсе слатке воде широм света и учинили их знатно рањивијим (Dudgeon et al., 2006; Castillo-Figueroa et al., 2018; Mansir et al., 2021). Сходно томе, слатководни екосистеми доживљавају пад биодиверзитета далеко већи од оног у најугроженијим копненим екосистемима. Ако трендови потрошње воде и губитак врста остану непромењени, могућност очувања значајног дела биодиверзитета у слатководним екосистемима биће смањена, што може угрозити еколошку стабилност и функционисање ових екосистема (Dudgeon et al., 2006). У контексту овог проблема, евалуација рањивости је кључни алат у очувању и управљању животном средином у условима еколошких и климатских промена, те се широко примењује у готово свим воденим екосистемима. (Mansir et al., 2021; Chen et al., 2021; Logez et al., 2024). Ипак, како су методе рањивости постале све више популарне и широко коришћене, сумње су се повећале у односу на њихову применљивост, тачност и поузданост (Iván and Mádl-Szőnyi, 2017).

Премда постоје различите дефиниције рањивости, овај концепт најчешће повезује три кључна и међусобно повезана фактора: осетљивост екосистема, степен изложености стресовима и адаптивни капацитет (Logez et al., 2024). Најчешће се дефинише као мера укупне способност екосистема да се одупре или опорави од различитих поремећаја на специфичној просторно-временској скали, без нарушавања његове структуре и функције (Chen et al., 2024). У ери антропоцена, рањиви екосистеми, са ограниченом способношћу за одрживи развој, тешко се прилагођавају убрзаним друштвеним економским променама (Shi et al., 2019). Генерално, рањивост расте са повећањем изложености или осетљивости на стресоре, а опада са јачањем адаптивног капацитета (Mansir et al., 2021). Комбинација високе осетљивости и ниске способности прилагођавања смањује еколошку стабилност и указује на висок ниво рањивости (Logez et al., 2024; Chen et al., 2024).

1.9. Рањивост крашких река и потока са посебним освртом на станишта седрених баријера

Крашки региони спадају у области од изузетно високе конзервационе вредности због јединствених топографских карактеристика, специфичне екологије и високе стопе диверзитета (Matić et al., 2016). Истовремено, крашки предели су веома рањиви и не могу се адекватно заштитити због комерцијалних, економских и друштвених интереса, слабог законодавства или недостатка биолошких података (Taminskas and Marcinkevicius, 2002; Clements et al., 2006; He et al., 2021). Према истраживањима Chen et al. (2021), крашка подручја су значајно рањивија у односу на некарстне регионе, пре свега због сложености хидрогеолошке структуре и осетљивости на промене у окружењу. Крашки терени, испресецани вртачама и пукотинама, отежавају развој континуираних екосистема и чини станишта подложним фрагментацији (Chen et al., 2021). Вода брзо продире у земљу кроз

пукотине, што доводи до тога да површинска станишта буду подложна суши и недостатку воде (Shi et al., 2019). Због високих стопа инфилтрације воде, загађивачи лако продиру у подземне воде, кроз танак слој земљишта и епикарст или путем понорница (Chen et al., 2021). На тај начин загађујуће материје могу се брзо ширити на велике удаљености кроз разгранату мрежу подземних токова, доспевајући до извора и бунара који представљају кључне ресурсе за водоснабдевање (Goldscheider et al., 2019; Chen et al., 2021).

Крашки предели, са планинским венцима, клисурама, пећинама и акумулацијама седре често су популарне туристичке дестинације и стога су под све већом претњом брзе експанзије туризма (Escarpinati et al., 2011; Megerle, 2021). Неконтролисани број туриста и изградња инфраструктурних објеката, као што су смештајни капацитети или ресторани, у осетљивим крашким регионима могу довести до нарушавања еколошке одрживости и очувања животне средине. Деградиција седрених акумулација евидентирана је у бројним заштићеним подручјима, при чему се као главни угрожавајући фактори наводе локалне антропогене активности (Qiao et al., 2016; Megerle, 2021; He et al., 2021). Седрене наслаге могу бити подложне деградицији, што се може манифестовати смањеним интензитетом таложења седре, растварањем или ерозијом, као и повећаном биомасом разноврсних алги. Овај процес је повезан са порастом концентрације хранљивих материја, пре свега азота и фосфора, али и са присуством пестицида, хербицида, тешких метала и других штетних агенаса. Обзиром да је седра изразито растресита и порозна стена, чак и мање људске активности, као што су гажење и купање у природним баражним језерима, могу изазвати знатну штету (Matonićkin Керџија, 2006; Megerle, 2021). Прекомерна изградња пешачких стаза доводи до уништавања рипаријалне вегетације и земљишног покривача, узрокујући ерозију и формирање јаруга (Megerle, 2021). Бројна истраживања су документовала да су стопе таложења калцијум-карбоната значајно смањене као резултат загађења фосфатима проузрокованог туристичким или пољопривредним активностима (прекомерна употреба ђубрива, ерозија земљишта) унутар сливних подручја крашких предела (Capezzuoli et al., 2014; Arany et al., 2018; Megerle, 2021; Gulin Beljak, 2023).

Експлоатација бигра у комерцијалне сврхе, посебно као грађевинског материјала, представља озбиљну претњу за очување ових седиментних формација и екосистема који од њих зависе. Овакав облик експлоатације доводи до деградиције бигрених наслага, проузрокујући усецање токова, ерозију и смањено таложење седре (Ђуровић, 1998).

Често се поставља питање како ће промене у температури и падавинама утицати на доступност воде на локалном и регионалном нивоу у крашким регионима, али до сада није постојао свеобухватан и задовољавајући одговор на ово питање (Hartmann et al., 2014). Слатководни екосистеми крашких предела су међу најугроженијим екосистемима услед климатских промена које се манифестују кроз промене у температури, падавинама и протоку воде, као и повећању учесталости екстремних догађаја (нпр. поплава) (Gavioli et al., 2024). Климатске промене могу утицати на водене организме, од нивоа јединке до нивоа читаве заједнице, кроз промене у структури заједница, физиолошким процесима, трофичким интеракцијама, и другим аспектима који могу нарушити функционалност екосистема (Domisch et al., 2011; Beracko and Revajová, 2019). Високоспецијализоване врсте са уским еколошким захтевима за физичке и хемијске параметре воде могу бити замењене толерантнијим врстама - генералистима, способним да опстану у широком спектру услова. Климатске промене такође могу довести до значајне измене еколошких услова, као што је смањење концентрације кисеоника у води, што последично утиче на трофичке интеракције, укључујући нарушавање односа предатор-плен (Dorić et al., 2023). У воденим екосистемима, климатске промене ретко делују саме, и углавном ступају у

интеракцију са другим претњама, као што су инвазивне врсте или погоршање квалитета воде. Стога, континуирани пораст температуре може да појача успех ширења инвазивних врста које мењају састав заједнице и трофичку мрежу (Gavioli et al., 2024; Souza et al., 2024). Неконтролисано ширење инвазивних врста биљака и алги може имати значајне негативне утицаје на формирање седре (Megerle, 2021). Ове врсте углавном карактерише брзи раст, густа покривеност и велика конкурентска способност, што им омогућава да значајно измене хидродинамичке услове у екосистему (Gulin et al., 2021). Њихово густо корење може смањити брзину тока воде, променити динамику речног тока и ометати услове неопходне за формирање CaCO_3 (физички блокирати простор за минерализацију CaCO_3 или смањити светлост доступну аутотрофним организмима, редукујући процес фотосинтезе која је повезана са процесима калцификације). Према истраживањима Šiljeg et al. (2020) и Gulin et al. (2021), рањивост седрених акумулација у оквиру Националних паркова „Плитвичка језера“ и „Крка“ достигла је изузетно висок ниво, при чему је као један од главних узрока деградације препознат неконтролисани раст и ширење инвазивне врсте *Ailanthus altissima* (Mill.) – киселог дрвета. Додатно, интензиван антропогени притисци као што су изградња бројних пешачких и бициклистичких стаза, видиковаца, угоститељских објеката и других туристичких садржаја допринели су повећаном притиску на ове рањиве екосистеме. Сходно томе, наведени негативни утицаји довели су до промена и сукцесије различитих заједница које насељавају ове седрене акумулације (Gulin et al., 2021; Gulin Beljak, 2023).

Упркос постојању различитих нивоа правне и просторне заштите мањих лежишта седре у Србији, у литератури су забележени случајеви неовлашћене експлоатације бигра и деградације речних токова (Miljković et al., 2020; Batoćanin et al., 2023). Антропогене активности, међу којима се издвајају модификације речних токова, регулације корита и изградња инфраструктуре, довеле су до поремећаја природне динамике воде и повећале осетљивост појединих водених екосистема. Утицај туристичких активности у источном делу Србије, нарочито у зони бигрених акумулација Лисинске реке и реке Грзе, посебно се истиче као забрињавајући фактор.

У светлу наведених претњи, постаје очигледно да је карст, у поређењу са другим типовима предела, изразито рањивији на антропогене притиске, пре свега услед сложене хидролошке повезаности површинских и подземних вода (Brinkmann and Garren, 2011). Сходно томе, крашки региони са својим воденим екосистемима постају кључни предмет истраживања у оквиру концепта одрживости, који је од суштинског значаја за очување извора пијаће воде, пољопривреду, производњу хране, очување и управљање земљиштем, туризам и смањење емисије гасова са ефектом стаклене баште (Brinkmann and Garren, 2011; Li et al., 2021; Zhang et al., 2022). Према Светској комисији за животну средину и развој (United Nations World Commission on Environment and Development, 1987), одрживи развој подразумева такав облик развоја који задовољава потребе садашњих генерација без угрожавања могућности будућих генерација да живе под једнако повољним условима. Суочени са комплексним изазовима очувања и одрживог коришћења природних ресурса крашких подручја, укључујући седрених формација, секторске управе и научни кругови покренули су иницијативе усмерене ка развоју модела одрживог развоја кроз унапређење знања и размену релевантних информација. Циљ ових истраживања је позиционирање седрених формација као референтних тачака за мултидисциплинарна истраживања, уз истовремено унапређење јавне свести о њиховом значају (Gabrovšek et al., 2011; Šiljeg et al., 2020; Gulin et al., 2021; Dong et al., 2023).

1.10. Досадашња истраживања акватичних макробескичмењака у крашким рекама са седреним баријерама

У последње две деценије, дошло је до пораста броја истраживања фокусираних на диверзитет, распрострањеност, екологију и конзервацију макробескичмењака у крашким рекама и потоцима широм Европе (Hrovat et al., 2009; Savić et al., 2017; Pozojević et al., 2021). Међутим, подаци о макробескичмењацима у крашким подручјима на Балкану ограничени су на свега неколико земаља, као што су Хрватска (нпр. Vilenica et al., 2017a; 2018a) или Босна и Херцеговина (Savić et al., 2017). Прва детаљна биоценолошка и фаунистичка истраживања спроведена су почетком друге половине 20. века (Matonićkin and Pavletić, 1962; 1963), док се знање о овим екосистемима повећавало током раног 21. века и углавном је било повезано са регионима Динарских предела. У тим случајевима, истраживања су углавном фокусирана на заштићена подручја (НП Плитвичка Језера, Крка) (нпр. Vilenica et al., 2017b; Ivković et al., 2020), док су остали региони значајно мање заступљени у научној литератури. Насупрот томе, за Македонију, Албанију и Црну Гору доступно је свега неколико научних радова (Pešić et al., 2017; Hamzaraj et al., 2023), док истраживања у Србији на ову тему готово у потпуности изостају.

Крашки слатководни екосистеми у еcoreгији Динарског западног Балкана више пута су се показали као жаришта разноврсности макробескичмењака, посебно када је у питању комплекс екосистема богат стаништима река и потока који формирају баражно-речне формације (Mičetić Stanković et al., 2019; Pozojević et al., 2021; Dorić et al., 2024). Истраживања фауне и екологије акватичних макробескичмењака обухватила су како појединачне таксономске групе, тако и анализу нижих таксономских категорија (попут фамилија или родова), чиме се пружа боље разумевање њихових еколошких улога. Стога, у наредном делу текста дат је осврт на неке од најзначајнијих радова.

Trichoptera, као комплексна група проучавана је у већем делу Динарског западног Балкана, а посебно на подручју Републике Хрватске (нпр. НП Плитвичка језера, река Добра, Цетина, Драва, Крка) (Habdija et al., 1994; Previšić et al., 2007; 2012; Kučinić 2014, 2015, 2017; Cerjanec et al., 2020; Vučković et al., 2021). Штавише, ова група је предмет бројних истраживања у системима депоновања седре, јер се њихове биолошке структуре често налазе као фосилизовани остаци у седри (Plant, 2019). Систематска истраживања распрострањености, филогеније, таксономије и еколошких карактеристика посебно су спроведена за потпородицу Drusinae (породица Limnephilidae, Trichoptera), која обухвата углавном ендемичне врсте са ограниченим распоном дистрибуције у Динарском региону Балканског полуострва (Previšić et al., 2009; Waringer et al., 2013; 2016; Kučinić et al., 2014). Свеобухватна истраживања реда **Ephemeroptera** спроведена су од стране бројних аутора (Vilenica et al., 2017b; 2018a; 2021). Велики број аутора проучавао је групу **Diptera** као посебне компоненте крашких река и потока, укључујући и фамилије: Empididae (Ivković et al., 2012), Simuliidae (Ivković et al., 2014), Dixidae (Ivanković et al., 2019; Ivković and Ivanković, 2019), Chironomidae (Dorić et al., 2018; 2024) и Muscidae (Ivković and Pont, 2016). Ред **Plecoptera** привлачи посебну пажњу у хидробиолошким истраживањима, нарочито у контексту биогеографске распрострањености, специфичних еколошких захтева и улоге у структури заједница макрзообентоса у крашким водотоковима (Porijac and Sivec, 2010; 2011; Ridl et al., 2018). Неколико свеобухватних студија на различитим крашким стаништима спроведено је за ред **Coleoptera** (Mičetić Stanković et al., 2019), укључујући фамилије Elmidae (Mičetić Stanković et al., 2018; 2022) и Scirtidae (Klarin et al., 2024). Ред **Megaloptera**, препознат по улози предатора који доприноси одржавању структурне популације акватичних макробескичмењака, проучаван је од стране Vilenica

et al. (2018b). Слична, спорадична истраживања спроведена су и за ред **Odonata** (Pešić et al., 2017; Vilenica et al., 2017a; 2024a). Мањи број истраживања обухватио је заједнице редова **Gastropoda** (Gojšina et al., 2022; Vilenica et al., 2024b) и **Bivalvia** (Bilandžija et al., 2013), као и групе **Hirudinea** (Marinković et al., 2019) и **Oligochaeta** (Bojková et al., 2011; Rodriguez et al., 2020).

Извори крашких река и потока представљају динамична и сложена станишта од великог еколошког значаја. Као комплексне екотоне, карактерише их снажна интеракција подземних и површинских вода са копненим екосистемима, због чега су занимљив предмет истраживања (Savić et al., 2017). Штавише, специфични еколошки услови извора, који се огледају у стабилности физичких и хемијских параметара, у комбинацији са великом хетерогеношћу микростаништа, доприносе стварању бројних еколошких ниша и рефугија за различите групе организама (Barquín and Death, 2009; Płóciennik et al., 2016). Међутим, подаци о диверзитету, дистрибуцији и екологији макробескичмењака на овим стаништима остају изузетно ограничени. Део постојећих истраживања фокусиран је на фаунистичка истраживања која проучавају биолошку разноврсност одређених група макробескичмењака, као што су Ephemeroptera (Vilenica et al., 2018a) Odonata (Pešić et al., 2017), Diptera и фамилија Chironomidae (Płóciennik et al., 2016), Oligochaeta (Beracko et al., 2022) и Gastropoda (Savić et al., 2020). Са друге стране, ограничен је број научних радова који се баве проучавањем целокупних заједнице акватичних макробескичмењака у крашким изворима различитих региона. Нека од значајнијих истраживања спроведена су у Босни и Херцеговини (Savić et al., 2017; Płóciennik et al., 2016), Бугарској (Vidinova et al., 2022), Словенији (Mori, 2005; Mori and Brancelj, 2006), Словачкој (Cívik et al., 2021) и Пољској (Dumnicka et al., 2007; Koperski et al., 2011).

У Србији, подаци о акватичним макробескичмењацима са крашких подручја су недовољно истражени, а доступна литература садржи тек неколико објављених података. Нумановић (2023) даје свеобухватни приказ ефемерних и сталних крашких водених екосистема са подручја Пештерске висоравни, највеће крашке висоравни на Балкану. Податке о диверзитету макробескичмењака у брдско-планинским изворима изнели су Марковић (1999) и Živić et al. (2022). У оквиру базе података *BAES ex situ* доступни су систематизовани подаци о диверзитету макробескичмењака у појединачним крашким екосистемима (Simić et al., 2006).

2. Основне претпоставке и циљеви истраживања

Крашки региони, обликовани растворљивошћу стена, јединственом морфологијом терена и богатом хидрографском мрежом сматрају се једним од најрањивијих природних средина, нарочито у контексту све интензивнијих антропогених утицаја и климатских промена (Shi et al., 2019). Континуирано нарушавање слатководних крашких екосистема, заједно са ограниченим знањем о њиховом биодиверзитету, може озбиљно угрозити ове екосистеме и довести до неповратног губитка биолошке разноврсности. Истовремено, препознавајући вредност крашких водених екосистема као *hotspot* подручја биолошке разноврсности, кључно је осигурати њихово истраживање, које ће послужити као основа за одрживо управљање овим екосистема (Clements et al., 2006).

У Србији, последњих година све већу пажњу привлаче бројни крашки предели са акумулацијама седре, који се све чешће разматрају у контексту заштите животне средине и очувања геолошког наслеђа (Miljković et al., 2020; Batočanin et al., 2023). Међутим, упркос њиховом еколошком и конзервационом значају, знање о биолошкој разноврсности ових екосистема и даље је веома ограничено.

Циљ докторске дисертације је да пружи нова сазнања о диверзитету, дистрибуцији и еколошким карактеристикама акватичних макробескичмењака у подручјима Динарских и Карпатско-Балканских масива на територији Србије, у рекама које формирају седрене баријере, и тиме допринесе потпунијем разумевању и очувању слатководних екосистема југоисточне Европе.

Претпоставља се да акватични макробескичмењаци показују различите обрасце диверзитета дуж уздужне зонације у различитим типовима станишта, што је последица постепеног мењања услова животне средине и нивоа доступности ресурса (Vannote et al., 1980). Очекујемо да идентификујемо ретке и уско специјализоване таксоне, зависне од различитих физичких и хемијских параметара воде, који одражавају еколошку рањивост крашких водених екосистема. Имајући у виду чињеницу недостатка података, очекује се прикупљање нових налаза о распрострањености ретких и угрожених врста на локалном нивоу, што ће допринети потврђивању статуса крашких водених екосистема као жаришта биодиверзитета. На крају, подаци добијени у оквиру ове докторске дисертације могли би да буду основа за одређивање конзервационих приоритета и развој ефикасних стратегија заштите за овако осетљиве и еколошки значајне екосистеме.

На основу претходно изнетог, у оквиру ове докторске дисертације, постављени су следећи специфични циљеви:

- Квантитативна анализа физичких и хемијских параметара у циљу дефинисања еколошких услова у различитим типовима станишта крашких водених екосистема као што су извори, горњи токови и станишта седрених баријера;
- Утврђивање диверзитета и дистрибуције акватичних макробескичмењака у различитим стаништима крашких водених екосистема у Динарским и Карпатско-балканским планинама на територији Србије, заснованим на традиционалним и молекуларним методама идентификације;

- Утврђивање разлика у саставу заједница акватичних макробескичмењака између истраживаних станишта и идентификовање индикаторских таксона који најбоље одражавају специфичности сваког станишта;
- Откривање кључних еколошких фактора који у највећој мери утичу на обликовање заједница акватичних макробескичмењака у одабраним стаништима крашких река и потока;
- Процена и упоређивање релативног утицаја еколошких (физичких и хемијских) и просторних фактора на варијабилност заједница акватичних макробескичмењака у истраживаним екосистемима;
- Утврђивање потенцијалне рањивости различитих станишта крашких водених екосистема на климатске промене, кроз конципирање *Climate Score Index*-а заснованог на стандардним индексима диверзитета и оцени рањивости изабраних таксона на климатске промене;
- Процена степена рањивости истраживаних локалитета крашких река и потока применом ESHIPPO_{ЕРТ} модела, који се заснива на еколошкој специјализацији ЕРТ таксона и анализи кључних угрожавајућих антропогених фактора;
- Процена приоритета заштите на основу тренутног стања очуваности крашких река са седреним баријерама на територији Србије, уз идентификацију кључних претњи и предлозима мера за њихову заштиту.

3. Материјал и методе

3.1. Ареал истраживања

Примарни извор података за израду ове докторске дисертације била су хидробиолошка истраживања у крашким воденим екосистемима на територији Србије, спроведена током различитих годишњих доба (пролеће, лето, јесен и зима), у периоду од 2019. до 2022. године. Овом докторском дисертацијом одабрано је 12 крашких река и потока због велике разноврсности различитих типова станишта типичних за крашке водене екосистеме, међу којима се издвајају извори, потоци, језера, и посебно подводне седрене баријере, водопади и каскаде. Пет истраживаних река (Сопотница, Пањица, Гостиљска река, река Рашка и Бањски поток) припадају великом кречњачком масиву Динарида (Екорегин 5 - Динарски Западни Балкан), док седам (Грза, Лисине, Милива Мишовица, Мало Врело, Градашничка река и Бигар поток) припадају Карпатско-балканским планинама источне Србије, односно Екорегину 7 (Источни Балкан) (Слика 11).

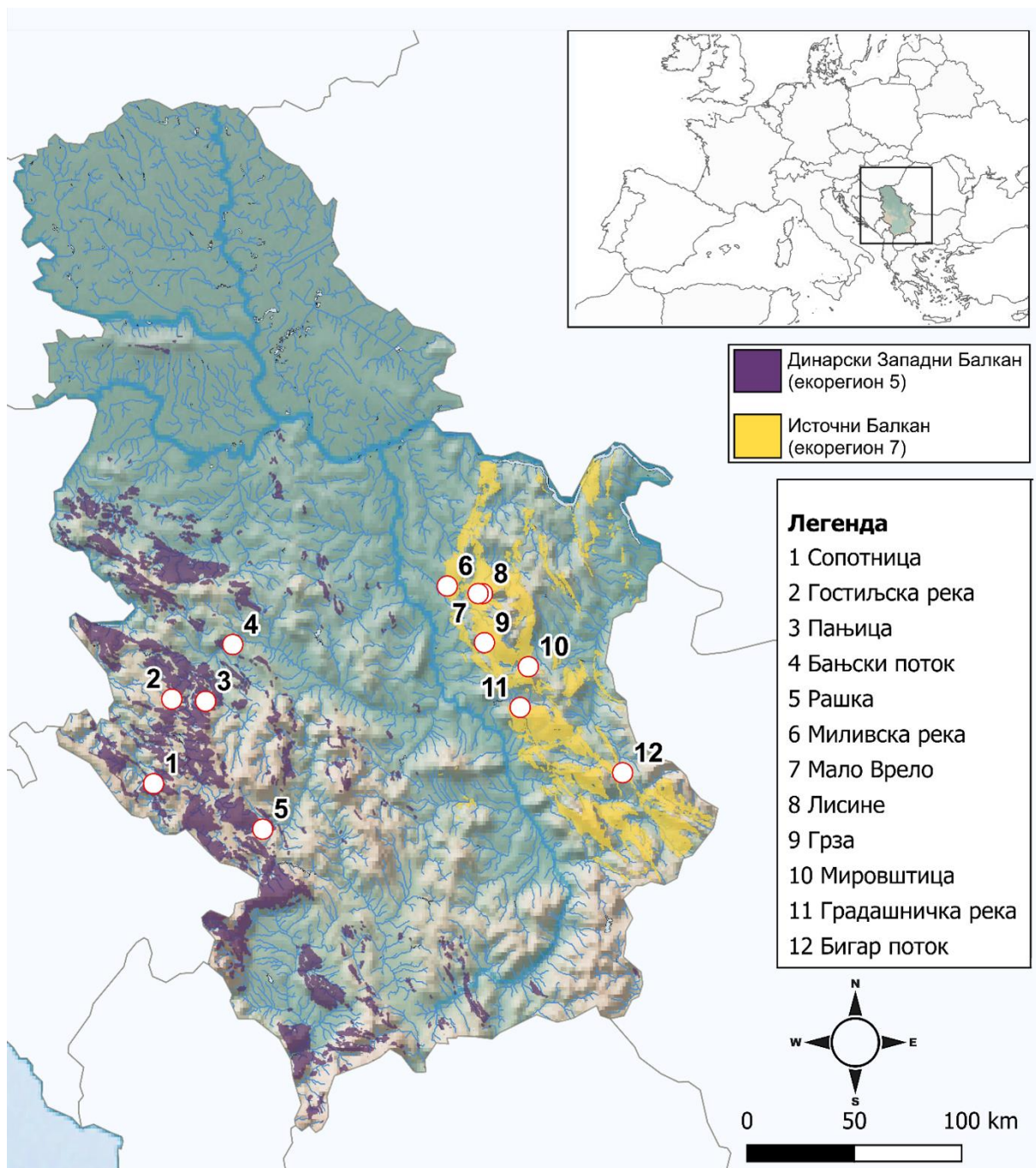
На основу положаја у екосистему, као и типа станишта, истраживани локалитети класификовани су у следеће категорије:

- извори (седам локалитета),
- горњи токови река и потока (шест локалитета) и
- седрене баријере (12 локалитета) (Слика 11, Табела 1).

Карактеристике проучаваних локалитета, укључујући географске координате, надморску висину, тип супстрата и приобалну вегетацију, приказан је у Табели 1.

Табела 1. Карактеристике истраживаних локалитета крашких река и потока на територији Србије

Река/поток	Тип станишта	Географске координате	Надморска висина	Супстрат	Приобална вегетација
Сопотница	седрене баријере	N 43°18'04.7"E 19°44'26.8"	1026 m	маховине на седри	проређена шума
Гостиљска река	седрене баријере	N 43°39'28.0" E19°50'21.2"	731 m	маховине на седри, алге, детритус	проређена шума
Пањица	извор	N 43°39'02.0"E 20°02'04.2"	612 m	камен, шљунак, маховине	-
Пањица	горњи ток	N 43°39'03.8" E 20°02'04.5"	610 m	камен, шљунак, песак	шума
Пањица	седрене баријере	N 43°39'19.4" E 20°02'11.9"	591 m	маховине на седри, песак	ливада, жбуње
Бањски поток	седрене баријере	N 43°53'22.9" E 20°11'17.4"	328 m	маховине на седри, седра са детритусом	шума
Река Рашка	извор	N 43°06'57.4" E 20°22'13.7"	739 m	камен, шљунак, маховине, макрофите	проређена шума
Река Рашка	седрене баријере	N 43°07'15.9" E 20°23'29.1"	648 m	камен, седра, макроалге	жбуње
Милива	извор	N 44°08'13.4" E 21°26'08.5"	713 m	камен, муљ	ливада
Милива	седрене баријере	N 44°08'04.2" E 21°25'51.1"	683 m	седра са маховинама и детритусом	проређена шума
Мало Врело	горњи ток	N 44°06'17.3" E 21°36'55.8"	324 m	камен, шљунак, маховине	шума
Мало Врело	седрене баријере	N 44°06'07.0" E 21°37'21.0"	331 m	маховине на седри, седра са детритусом	шума
Лисине	извор	N 44°06'16.1" E 21°38'27.6"	430 m	камен, шљунак, маховине	-
Лисине	горњи ток	N 44°06'06.9" E 21°38'24.1"	402 m	камен, седра	ливада, жбуње
Лисине	седрене баријере	N 44°06'02.5" E 21°38'21.4"	385 m	маховине на седри, макрофите, детритус	ливада, жбуње
Грза	извор	N 43°53'55.4" E 21°38'59.2"	432 m	камен, шљунак, маховине, макрофите	проређена шума
Грза	горњи ток	N 43°53'48.4" E 21°38'42.8"	401 m	камен, седра, макрофите	проређена шума
Грза	седрене баријере	N 43°53'25.3" E 21°38'21.6"	382 m	маховине на седри, седра са детритусом	проређена шума
Мировштица	извор	N 43°47'45.2" E 21°54'12.5"	386 m	камен, шљунак, маховине, макрофите	проређена шума
Мировштица	горњи ток	N 43°47'48.9" E 21°54'07.7"	379 m	камен, шљунак, маховине,	шума
Мировштица	седрене баријере	N 43°48'47.2" E 21°53'15.3"	320 m	маховине на седри, песак, детритус	ливада, жбуње
Бигар поток	извор	N 43°20'42.7" E 22°26'21.7"	537 m	камен, шљунак, маховине, макрофите	шума
Бигар поток	горњи ток	N 43°20'49.6" E 22°26'25.5"	522 m	камен, шљунак, маховине, макрофите	шума
Бигар поток	седрене баријере	N 43°21'02.4" E 22°26'25.7"	497 m	маховине на седри, седра са детритусом	шума
Градашничка река	седрене баријере	N 43°37'31.4" E 21°51'13.2"	477 m	камен, седра	проређена шума



Слика 11. Дистрибуција крашких подручја у Србији са истраживаним локалитетима

3.2. Истраживани локалитети у оквиру Екорегiona 5 (Динарски Западни Балкан)

3.2.1. Слапови Сопотнице

Акумулације седре реке Сопотнице јављају се у истоименом селу на западним обронцима планине Јадовник, на око 15 km од града Пријепоља, у југозападној Србији. Река Сопотница је кратка притока реке Лим, која извире у средњотријаским кречњацима. Цела планина Јадовник је интензивно карстификована са великим бројем повремених и сталних крашких врела и извора. Иако је кратка (око 3,5 km), река Сопотница, због свог сталног протицаја током целе године, формира низ водопада до ушћа у реку Лим. Таложење седре почиње испод кречњачког одсека Подстијење на 1120 м.н.в. и наставља се до 850 м.н.в., односно унутар 270 m у вертикалним правцима. Највиши водопад је висок 25 m и, реч је о вишестепеном водопаду (Слика 12.1). Остали водопади су у просеку високи 19-23 m. Захваљујући изузетним природним и флористичким обележјима, као и естетским, амбијенталним и хидрогеоморфолошким вредностима, ово подручје је 2005. године проглашено заштићеним природним добром као Споменик природе „Слапови Сопотнице“. Заштићено подручје обухвата површину од 209,34 хектара, и налази се под режимом II степена заштите. Међутим, процес таложења седре у средњем току реке је нарушен услед интензивне експлоатације (Batočanin et al., 2023). Истраживани локалитет обухватио је станиште седрених баријера и каскада непосредно испод великог водопада (Слика 12.2).

3.2.2. Гостиљска река

Акумулације седре Гостиљске реке налазе се на око 25 km од центра Златибора. Ова река представља кратку притоку реке Катушнице, са извориштем у тријаским кречњацима који покривају површину од приближно 900 km². Дуж тока, река ствара мање водопаде и каскаде, који су обрасли маховином и травом, доприносећи екосистемској разноврсности и естетској вредности овог подручја. Највећи водопад, висине 22 m, формира се непосредно пред завршетак тока реке, у близини њеног ушћа у Катушницу, и представља једну од познатијих туристичких атракција у овом региону (Слика 12.3).

3.2.3. Река Пањица

Река Пањица протиче кроз добоко усечен кањон, у непосредној близини Ариља, у Златиборском управном округу. Природни феномен реке Пањице чини Водена пећина, један од најзначајнијих спелеолошких објеката у западној Србији. Претпоставља се да је водена маса која излази из пећине заправо понорница настала из више извора који пониру у зони Кукутнице и Округлице у Бјелуши. Сматра се да у пећини постоји дубоко језеро, али званичних података нема. Непосредно испод пећине протежу се седрене каскаде, обрасле разноврсним хидрофилним заједницама које се завршавају водопадом висине 8 m и доприносе формирању јединственог пејзажа. Читав кањон представља право благо очуване, нетакнуте природе са бројним ендемичним врстама (Vučićević et al., 2024). Истраживани локалитети реке Пањице обухватили су подручја изворишта, горњег тока и станишта седрених баријера (Слика 12.4-12.6).

3.2.4. Бањски поток

Бањски или Дучаловски поток налази се у централном делу Овчарско-кабларске клисуре, једног од најистакнутијих културно-историјских подручја Србије. Извире из извора Студенац, у подножју планине Овчар, и протиче кроз село Дучаловци до Овчар Бање, где се улива у Западну Мораву. Његов водоток, иако дугачак свега 6 km, током свог тока сакупља воду из бројних околних извора и формира већи број живописних језераца. Ове природне формације окружене седреним каскадама чине поток изузетно атрактивним за туристе. Бањски поток је окружен проређеним термофилним листопадним шумама у којима доминирају европски и оријентални граб, храст китњак и буква (Слика 12.7) .

3.2.5. Река Рашка

Река Рашка се налази у југозападном делу Србије и дужином од 39 km представља леву притоку реке Ибар. Извире испод кречњачког брда Голача, 15 km западно од Новог Пазара (Gavrilović and Đukić, 2002). Изворишни део долине реке Рашке специфичан је геоморфолошки феномен. Крашко Коштам поље представља њено скраћено извориште на чијем се дну налазе понори три реке (Точиловске, Делимеђске и Ликовске реке). Воде Коштам поља подземно се дренажују кроз систем карстних канала и избијају у близини манастира Сопотани, формирајући снажно, типично воклијско крашко врело издашности 2 m³/s (Gavrilović and Đukić, 2002). Геолошку грађу слива реке Рашке чине разноврсни типови стена, при чему су, услед дуготрајне и интензивне вулканске активности, широко заступљене еруптивне стене са седром. Низводно од врела Рашке (Слика 12.8), вода тече у виду бројних слапова, док се дуж самог корита, на растојању од 50 m, налази десетак извора који значајно повећавају укупни проток воде за преко 50 l/s (Stojanović, 2017). Узорковање акватичних макробескичмењака вршено је на два локалитета – извору реке Рашке и на подручју њеног горњег тока са седреним каскадама (Слика 12.9).



Слика 12. Истраживани локалитети у оквиру Екорегiona 5 (Динарски Западни Балкан): седрене баријере реке Сопотнице (1, 2); седрене баријере Гостиљске реке (3); извор реке Пањице (4); горњи ток реке Пањице (5); седрене баријере реке Пањице (6); седрене баријере Бањског потока (7); извор реке Рашке (8); седрене баријере реке Рашке (9); (фото: П. Симовић)

3.3.Истраживани локалитети у оквиру Екорегиона 7 (Источни Балкан)

3.3.1. Миливска река

Миливска клисура се налази поред села Милива, у источној Србији, на око 5 km од града Деспотовца. Клисуру формира мала река Милива, дуга свега 1500 m, притока Ресаве. У клисури се налази извор Миливске реке, која на надморској висини од 209 m извире испод стеновитог обронка. Истраживани локалитети реке Миливе обухватили су извориште лимнокреног типа (Слика 13.1) и станишта седрених баријера (Слика 13.2).

3.3.2. Мало Врело

Река Мало Врело налази се у насељу Стрмостен на 15 km од града Деспотовца. Овај кратак водоток, дуг мање од 2 km, представља притоку реке Ресаве. С обзиром на то да је извор каптиран за потребе водоснабдевања локалног становништва, истраживање је обухватило горњи ток реке (Слика 13.3) и станишта седрених баријера (Слика 13.4), која су скривена у листопадној шуми, у којој доминирају стабла граба, пасдрена, леске и јове.

3.3.3. Лисине

Морфохидролошки комплекс „Лисине“ проглашен је за Споменик природе 1995. године и представља препознатљиво обележје фонда геонаслеђа Србије. Налазе се на обронцима планине Бељанице у источној Србији и обухвата извориште Велико врело (Слика 13.5) и седрени водопад Велики бук (Слика 13.6). Велико Врело сакупља воде са широких крашких предела Бељанице, а директна хидрографска веза установљена је са рекама понорницама из увала Речке и Бусовате реке.

3.3.4. Река Грза

Клисура реке Грзе се налази у источној Србији, на јужним падинама планине Кучај, која припада Карпатско-балканском планинском венцу. Положај слива ове реке често се наводи као прелазно подручје између два европска хидроекорегиона – Динарског Западног Балкана и Источног Балкана (Đuknić et al., 2010). Због јединственог географског положаја, геоморфолошких карактеристика и специфичне климе подручје се одликује терцијарном флором и реликтном вегетацијом (Zajić and Lakušić, 2004). Река Грза, дуга 10 km, формира се спајањем неколико мањих потока као што су Иванштица и Велика Честобродица. Међутим, највећи допринос укупном протоку даје поток Врелска падина. На њему се налази истоимено врело, које у народу носи назив врело (извор) реке Грзе, будући да обезбеђује стални доток воде и представља главни извор напајања, због чега река никада не пресушује. На овој реци створене су две вештачке акумулације за риболов и рекреацију. Поред тога, бројне локалне манифестације и појачан туристички притисак представљају потенцијалну претњу природној динамици водотока и станишта (Đuknić et al., 2010). Истраживани локалитети реке Грзе приказани су на сликама 13.8, 13.9 и 14.1.

3.3.5. Мировштица

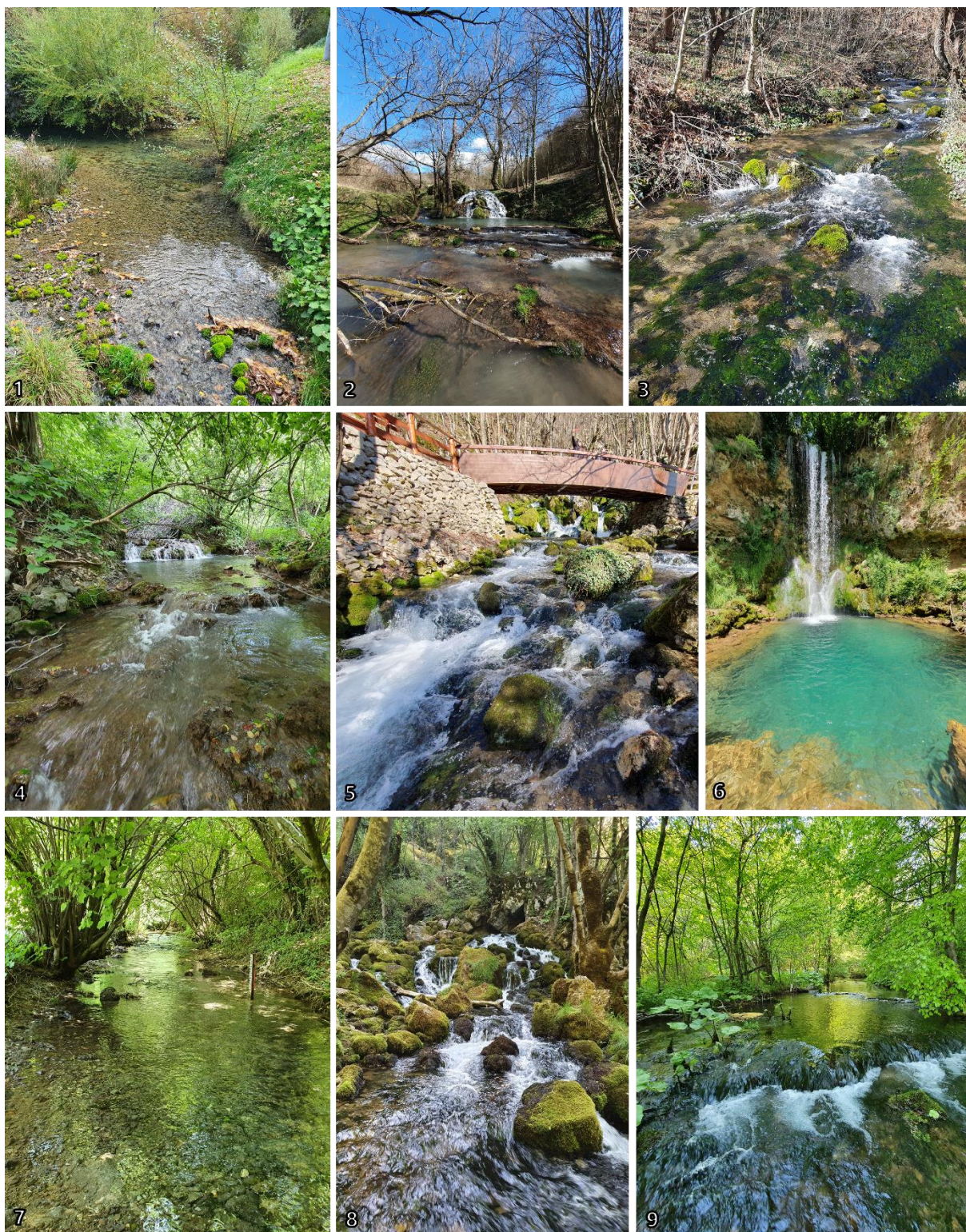
Река Мировштица (Мировска река) извире у насељу Мирово (општина Бољевац), у Зајечарском округу у подножју планине Ртањ. Мировштица је притока Црног Тимока. Извориште ове реке је једно од најпопуларнијих туристичких излетишта Зајечарског округа. Истраживани локалитети реке Мировштице приказани су на сликама 14.2-14.4.

3.3.6. Градашничка река

Градашничка река налази се око 5 km од Сокобање, у подножју планине Озрен (источна Србија), која представља један од значајних природних предела овог региона, одликујући се богато развијеним шумским екосистемима и разноврсним крашким формацијама. Захваљујући бројним водопадима и каскадама, незаобилазна је атракција бројних туриста. Највећи од њих висок је 11 m и познат као Велика Рипалка. Испод главног водопада налази се мањи водопад висине 5 m, познат као Мала Рипалка, док су остали мањи водопади, висине од 0,5 до 2 m, скривени у густој, бујној вегетацији (Слика 14.5). Водопад Рипалка, данас хидролошко наслеђе, био је први заштићени споменик природе, који је статус добио 1949. године. Данас је овај водопад проглашен природним добром од изузетног значаја I категорије, са утврђеним режимом заштите другог степена. Међутим, упркос заштићеном статусу, ово подручје карактеришу различити антропогени притисци. Хидроморфолошке измене у циљу водоснабдевања становника Сокобање и Озрена одузимају биолошки минимум Градашничкој реци, услед чега водопад Рипалка током лета и јесени пресушује.

3.3.7. Бигар поток

Бигар поток се налази на западном ободу Старе планине, у непосредној близини села Кална. Представља леву притоку Стањанске реке. На висинској разлици од 90 m, Бигар поток изградио је широку долину испуњену акумулацијама седре (бигар), по којој је и добио име. Укупна површина под седром износи око 144.000 m² и то је највећа акумулација седре у Србији. На свом току, поток Бигар има много каскада и малих водопада, а између њих су мала језера окружена седреним бранама. Укупна висина највишег водопада износи 35 m, што га чини веома привлачним за туристе. Од 2009. године, Бигар поток и његова долина стављени су под заштиту као споменик природе, на површини од 28 ha (Marjanović et al., 2022). Истраживани локалитети Бигар потока приказана су на сликама 14.6-14.9.



Слика 13. Истраживани локалитети у оквиру Екорегiona 7 (Источни Балкан): извор Миливске реке (1); седрене баријере Миливске реке (2); горњи ток реке Мало Врело (3); седрене баријере реке Мало Врело (4); извор реке Лисине (Велико Врело) (5); седрене баријере Лисинске реке (Водопад Велики бук) (6); горњи ток Лисинске реке (7); извор реке Грзе (8); горњи ток реке Грзе (9);
(фото: П. Симовић)



Слика 14. Истраживани локалитети у оквиру Екорегiona 7 (Источни Балкан): седрене баријере реке Грзе (1); извор реке Мишовице (2); горњи ток реке Мишовице (3); седрене баријере реке Мишовице (4); седрене баријере Градашничке реке (5); извор Бигар потока (6); горњи ток Бигар потока (7); седрене баријере Бигар потока (8, 9); (фото: П. Симовић)

3.4. Узорковање акватичних макробескичмењака и мерење физичких и хемијских параметара воде

Узорци акватичних макробескичмењака сакупљани су коришћењем *kick-net* ручне бентолошке мреже стандардизоване захватне површине 250 cm² и промера окаца 250 μ m, у складу са међународним стандардима EN ISO 27828:1994 и EN ISO 10870:2012 (Слика 15). На сваком локалитету и током сваког периода истраживања, прикупљено је по шест подузорака макрозообентоса са различитих типова супстрата. Организми причвршћени за камене површине или друге подлоге сакупљани су ручно или пинцетом и, по потреби, стругани фином четкицом. Подузорци су комбиновани у један узорак. Након детаљног испирања мрежа, сакупљени организми су пренети у пластичне посуде и конзервирани у 96% етил алкохолу. Узорци су пренети у Лабораторију за хидроекологију и заштиру вода у оквиру *Центра за рибарство и конзервацију биодиверзитета копнених вода "Акваријум Крагујевац"* на Институту за биологију и екологију Природно-математичког факултета Универзитета у Крагујевцу, и сачувани као део збирке акватичних макробескичмењака.

Истовремено са узорковањем акватичних макробескичмењака, вршена су мерења физичких и хемијских параметара воде. Коришћењем комбинованог дигиталног HANNA инструмента (Hanna Instruments Ltd., Leighton Buzzard, UK) директно на терену измерене су вредности температуре (*water temperature*; WT, °C), електропроводљивости (*electrical conductivity*; EC, μ S/cm), укупна тврдоћа воде (*hardness*; H, mg/l), као и концентрација водоничних јона (pH вредност). Оксиметром Mettler Toledo SevenGo Duo (Mettler-Toledo International Inc., Schwerzenbach, Switzerland) измерене су концентрације раствореног кисеоника (*dissolved oxygen*; DO, mg/l) и процентуална zasiћеност кисеоником (*oxygen saturation*; O_{SAT}, %). За потребе хемијских анализа, на сваком локалитету и током свих периода узорковања, у полиетиленским боцама сакупљан је по 1 литар воде по узорку и истог дана транспортован у лабораторију. Помоћу фотометра (Aqualytic AL400, Nhat Anh Company, Vietnam) и датих реагенса измерене су концентрације амонијум-азота (NH₄-N, mg/l), амонијак-азота (NH₃-N, mg/l), нитратног азота (NO₃-N, mg/l), укупног азота (N, mg/l), ортофосфата (PO₄-P, mg/l), укупног фосфора (P, mg/l) и фосфор пентоксида (P₂O₅, mg/l), пратећи протоколе APHA (2012) стандарда.



Слика 15. Прикупљање узорака акватичних макробескичмењака: горњи ток реке Грзе (1); извор реке Рашке (2) (фото: К. Пецић)

3.5. Идентификација акватичних макробескичмењака

Након одвајања организама од неорганског и органског супстрата (муља, шљунка и детритуса), спроведени су сортирање, пребројавање и таксономска идентификација узоркованог материјала. Прикупљени материјали су анализирани под NIKON SMZ 800 бинокуларом са LEICA камером. Код организама који су захтевали дисекцију ради идентификације, припремљени су препарати, а морфолошки карактери анализирани су помоћу NIKON ECLIPSE E100 микроскопа. Материјал је идентификован до најнижег могућег таксономског нивоа коришћењем доступних идентификационих кључева (Conci and Nielsen, 1956; Aubert, 1959; Olmi, 1976; Rozkošný, 1980; Nilson, 1997; Zwick, 2004; Eiseler, 2005; Timm, 2009; Waringer and Graf, 2011; van Haaren and Soors, 2013) и упоредних збирки аутора проистеклих из претходног узорковања. Ларве раних ступњева и неке таксономски захтевне групе (нпр. неке Diptera или Hirudinea) нису могле бити идентификоване на нивоу врсте, па је за анализу коришћен ниво рода или, ређе фамилије. Сви подаци о броју прикупљених јединки су стандардизовани на квадратни метар (m²).

3.6. Валидација одабраних таксона молекуларним методама

ДНК је екстрахована из појединачних јединки, користећи Quick-DNA MiniPrep Kit (Zymo Research Europe GmbH), пратећи протокол произвођача. За екстракцију су коришћени екстремитети јединки или ређе целе јединке, у случају да су биле мањих димензија. Фаворизована је недеструктивна метода екстракције, како би се јединке што боље очувале ради евентуално додатних морфолошких анализа. За идентификацију врста је као молекуларни маркер коришћен баркодинг регион цитохром оксидазе субјединице 1 митохондријалне ДНК (*COI mtDNK*)

За амплификацију COI гена коришћени су универзални прајмери:

- LCO1490 (5'-GGTCAACAAATCATAAAGATATTGG-3');
- HCO2198 (5'-TAAACTTCAGGGTGACCAAA-AAATCA-3') (Folmer et al., 1994).

Амплификација је изведена у реакционој запремини од 25 µL, која је садржала 10 µL екстраховане ДНК, 12,5 µL готовог PCR микса (FastGene® Optima HotStart ReadyMix, Nippon Genetics Europe GmbH) и 1,25 µL сваког прајмера (10 mM). PCR амплификација је изведена на следећи начин:

1. Иницијална денатурација - 3 минута на 95°C,
2.

15 секунди на 95°C	} 35 циклуса
30 секунди на 54°C	
1 минут на 72°C	
3. 1 минут – финална екстензија на 72 °C

Добијени, непречишћени PCR продукти послати су у компанију Macrogen Europe (Амстердам, Холандија) на секвенцирање. Добијене секвенце визуализоване су помоћу програма FinchTV Geospiza Inc. (Seattle, USA). Секвенце су коначно обрађене и поравнате у програму Bioedit (Hall, 1999). Након тога, коначне секвенце су анализирани и упоређене

са референтним подацима у бази BOLD (енгл. *Barcode of Life Data System*). Анализом секвенци утврђен је степен сличности и највећа поклапања, што је омогућило прецизнију молекуларну идентификацију врста. Добијене секвенце молекуларно идентификованих јединки депоноване су у истоименој бази података. Секвенце и бинови јавно су доступни у оквиру следећих креираних пројекта: AIAQUAMI Ephemeroptera (EPHSR), AIAQUAMI Plecoptera (PLESR) и AIAQUAMI Trichoptera (TRISR).

Таксони у оквиру редова Ephemeroptera, Plecoptera и Trichoptera, идентификовани молекуларним методама, као и они одређивани традиционалним методама уз помоћ релевантне литературе, представљали су основу за креирање базе података за аутоматску идентификацију акватичних макробескичмењака (Milosavljević et al., 2024). Ови подаци су депоновани у оквиру пројекта – *Application of deep learning in bioassessment of aquatic ecosystems: toward the construction of automatic identifier of aquatic macroinvertebrates* - AIAQUAMI чији је циљ био унапређење ефикасности идентификације водених инсеката у оквиру програма биолошког мониторинга (Simović et al., 2024a; 2025).

3.7. Статистичка анализа података

Како би се утврдила разноврсност заједнице акватичних макробескичмењака, за сваки узорковани локалитет и током свих периода истраживања, израчунати су следећи метрички показатељи: богатство таксона, укупна бројност јединки, Шенонов (Shannon, 1948) и Симпсонов (Simpson, 1949) индекс диверзитета. Средње вредности и стандардне девијације наведених мера разноликости су израчунате на основу свих узорака који су прикупљени са сваког од три станишта (извор, горњи ток и седрене баријере). Пошто подаци нису испуњавали претпоставке нормалне расподеле или хомогености варијанси, примењен је непараметарски Kruskal-Wallis тест за утврђивање значајних разлика међу три проучавана станишта, и то у погледу параметара животне средине и метричких показатеља. За поређење у паровима, коришћен је Mann-Whitney U тест.

Пермутациона мултиваријантна анализа варијансе (PERMANOVA) примењена је за тестирање значајних разлика у саставу заједница макробескичмењака између извора, горњих токова и станишта седрених баријера, као и за анализу сезонских варијација у саставу заједница акватичних макробескичмењака (Van Den Wollenberg, 1977).

У циљу откривања таксона који су значајно допринели разликама у саставу заједница између три типа станишта, примењена је анализа процената сличности (енгл. *Similarity Percentage Analysis* – SIMPER), заснована на *Bray-Curtis* индексу сличности (Clarke and Gorley, 2006). Пре спровођења саме анализе, матрица података о бројности је логаритамски трансформисана ($\log(x + 1)$). Анализа је спроведена у оквиру софтверског пакета PRIMER 6 (PRIMER-E Ltd, 2006). Кумулативни допринос од 90% коришћен је као праг значајности у SIMPER анализи, при чему су у разматрање узети само они таксони који су појединачно допринели са најмање 2% укупне различитости између група.

Ради идентификације скупа еколошких параметара које обликују састав заједнице макробескичмењака на истраживаним локалитетима, спроведена је редундантна анализа (енгл. *Redundancy Analysis*, RDA) (Van den Wollenberg, 1977). Резултати RDA анализе приказани су у виду дводимензионалног графика, где су еколошке променљиве приказане као вектори који указују на правац и снагу утицаја сваке од променљивих на састав заједница, док тачке представљају локалитете који су анализирани. Додатно, корелација

између променљивих животне средине и метрика таксономских заједница тестирана је применом Спирмановог коефицијента корелације. Овим коефицијентом представља се мера која се користи за процену снаге и правца односа између две променљиве. Може имати вредности од -1 до +1. Позитивна корелација значи да постоје јаки докази о линеарном позитивном односу између две променљиве, односно да при расту вредности једне променљиве, линеарно расте и вредност друге променљиве. Супротно, негативна Спирманова корелација указује да постоје јаки докази о линеарном негативном односу између две променљиве, односно да када се вредности једне променљиве повећавају, вредности друге променљиве се смањују (Hejase et al., 2013). Анализе су спроведене за целокупан скуп узоркованих локалитета, као и одвојено за екорегione 5 и 7.

Разумевање просторних образаца биолошких заједница у рекама и потоцима кључно је за управљање екосистемима (Wan et al., 2014). Стога је, након спроведене RDA анализе, извршена анализа структуре метазаједница акватичних макробескичмењака. За дефинисање просторних променљивих у моделовању коришћена је анализа Моранових сопствених векторских мапа заснованих на дистанци (енг. *distance-based Moran's eigenvector maps*; db-MEM), која омогућава квантификацију просторне аутокорелације и идентификацију просторних образаца унутар заједница (Borcard and Legendre, 2002; Borcard et al., 2004; Dray et al., 2006). Моранове мапе сопствених вектора (db-MEM) и њихови изведени приступи показали су се као ефикасни алати за анализу просторне и временске дистрибуције еколошких заједница акватичних макробескичмењака (Brind'Amour et al., 2018). Променљиве добијене из db-MEM анализе описују просторну хетерогеност дуж различитих просторних скала. Ниске вредности db-MEM указују на просторне обрасце који се протежу на широким географским скалама, што значи да су узорци који су удаљени једни од других међусобно повезани у смислу сличности еколошких заједница. С друге стране, високе вредности db-MEM указују на присуство финих просторних образаца, где се значајне разлике у саставу заједница јављају на мањим просторним скалама (Gronroos et al., 2013). Обрасци db-MEM се генеришу на основу географских координата, а резултат анализе представља скуп ортогоналних просторних променљивих које могу бити укључене у даље моделовање. С обзиром на то да просторни фактор има значајан утицај на заједнице макробескичмењака, обрасци просторних метазаједница могу бити замагљени чињеницом да су неки локалитети међусобно предалеко удаљени. Како бисмо избегли овај проблем, анализу смо изводили одвојено за сваку подгрупу истражених река и потока (група 1 – екорегion 5, пет истраживаних река и потока; осам анализираних локалитета; група 2 – екорегion 7, седам истраживаних река и потока; 17 локалитета). У анализу су укључени искључиво db-MEM обрасци са позитивном просторном аутокорелацијом, односно они који показују значајне просторне зависности у расподели заједница.

Релативни значај просторних фактора и локалних услова животне средине у структурирању заједница макробескичмењака накнадно је тестиран партиционисањем варијансе (енг. *Variance Partitioning Analysis*, VPA), заснованим на RDA анализи. Анализа је спроведена коришћењем функције *varpart* (Dray et al., 2009) из R пакета *vegan* (Oksanen et al., 2007). Будући да је VPA анализа заснована на Еуклидовој дистанци, пре анализе, подаци о обиљу макробескичмењака претходно су подвргнути Хелингер трансформацији (Legendre and Gallagher, 2001). За одабир еколошких, односно физичких и хемијских променљивих укључених у VPA анализу примењена је поступна селекција заснована на два кључна критеријума: прекорачењу критичне p -вредности ($p \leq 0,05$) и премашивању прилагођене R^2 вредности RDA модела (Blanchet et al., 2008). Ова селекција је извршена коришћењем функције *R2adj* (Dray et al., 2009) из R пакета *vegan* (Oksanen et al., 2007).

Статистички дизајн анализе конципиран је тако да обухвати просторне факторе (*spatial*, S) и еколошке параметре (*environmental*, E), уз разматрање њихових чистих ефеката (E|S и S|E) и заједничког доприноса ($S \cap E$) у објашњењу варијабилности. Значај укупних и чистих ефеката експланаторних променљивих процењен је применом пермутационог теста анализе варијансе (ANOVA) у софтверскоом програму R, пакета *vegan* (Oksanen et al., 2007). Као резултат анализе, генерисани су Венови дијаграми који илуструју допринос појединачних и заједничких фактора у објашњењу варијабилности у саставу заједница макробескичмењака.

Анализа Индикаторских вредности (енгл. *Indicator Values*, IndVal) (Dufrêne and Legendre, 1997) коришћена је за идентификацију потенцијалних индикатора акватичних макробескичмењака за три проучавана станишта. IndVal анализа је поуздана еколошка метода за квантификацију повезаности врста са специфичним стаништима. Ова анализа се заснива на специфичности и верности, које се израчунавају за сваки таксон у датом скупу. Индикаторске вредности се крећу у распону од 0 до 100%, достижући максимум када је таксон искључиво забележен у једном типу станишта (висока специфичност) и када је таксон присутан у свим узорцима тог типа станишта (висока верност). Ова два појма се множе и скалирају да изразе вредност индикатора врсте у односу на кластер као проценат. Само таксони макробескичмењака који показују статистички значајну ($p < 0,05$) максималну индикаторску вредност за одређен тип станишта сматрани су индикаторским таксонима. Таксони са IndVal вредности изнад 25% сматрани су као најрепрезентативнији индикатори за сваку групу станишта. Поред њих, издвојени су и статистички значајни таксони са нижим IndVal вредностима ($< 25\%$), који представљају мање фреквентне, али еколошки важне таксоне повезане за специфичне типове станишта. Значај индикаторске вредности за сваки таксон процењен је методом Монте Карло рандомизације са 1000 пермутација, спроведеном у оквиру софтверског програма R, верзија 4.2.2 (Oksanen et al., 2007).

3.8. Процена рањивости заједница акватичних макробескичмењака на климатске промене

Да бисмо проценили како разноврсност и рањивост специфичних врста, базираних на различитим особинама, могу да пројектују ниво отпорности или рањивости заједнице на климатске промене, користили смо индекс климатске осетљивости/рањивости (енг. *Climate Score Index*, CSI) (Pozojević et al., 2021). CSI је недавно конструисани индекс, који се заснива на комбинацији стандардних индекса диверзитета, укључујући Шенонов или Симпсонов, као и оцене рањивости врста на климатске промене. Сходно томе, CSI индекс је саставни део наивног профила диверзитета који се израчунава директно на основу доступних емпиријских података о распрострањености врста, без примене претходног статистичког моделирања. Аутори овог индекса полазе од претпоставке да ће станишта са нижом биолошком разноврсношћу бити рањивија на предстојеће климатске промене, при чему се наглашава да у процени рањивости мора бити узета у обзир и специфична осетљивост врста присутних у заједници (путем оцене рањивости на климатске промене). Оцена рањивости врста на климатске промене базирана је на скупу од шест аутеколошких карактеристика повезаних са климатском осетљивошћу врста, појединачно: ендемизам, микроендемизам, животни век, преференције за тип водених станишта, преференције за температуру и надморску висину (Hershkovitz et al., 2015). Ова листа еколошких особина слатководних макробескичмењака које насељавају европски континент доступна је у бази

Freshwater Ecology (<https://www.freshwaterecology>). Међутим, неопходни подаци за оцену рањивости на будуће климатске промене доступни су само за врсте у оквиру редова Ephemeroptera, Plecoptera и Trichoptera (ЕРТ врсте). Сходно томе, у оквиру ове докторске дисертације индекс климатске рањивости израчунат на основу евидентираних ЕРТ врста (изабрани индекс диверзитета - средња вредност по истраживаном локалитету, подељен збиром мера релативног обиља и рањивости сваке врсте), према формули:

$$CSI = \frac{qD1}{\sum p_i \cdot ccvsi}$$

где је:

- CSI – коначни индекс климатске рањивости (*Climate Score Index*), при чему ниже вредности указују на већу рањивост на климатске промене, док више вредности означавају мању рањивост, односно већу отпорност на климатске промене;
- q - параметар који одређује у којој мери индекс диверзитета узима у обзир ретке у односу на доминантне врсте у заједници;
- D - мера биолошке разноврсности, односно диверзитета врста у оквиру станишта;
- ^qD₁ - индекс к-тог реда изабран након процене наивног профила диверзитета свих типова станишта. У овом случају то је индекс диверзитета за q = 1, који одговара Шеноновој ентропији (*Shannon entropy*) (Шенонов индекс диверзитета израчунат на основу забележених ЕРТ таксона);
- p_i - релативна бројност (однос) врста i у заједници;
- ccvsi - оцена рањивости на климатске промене (енг. *climate change vulnerability score*) врсте i изражена у распону од 1 (нерањива) до 7 (веома рањива) - вредности су прилагођене оригиналној скали (0–6) како би се омогућило њихово адекватно математичко усклађивање у оквиру примењене једначине. Ознака ccvs представља скуп шест горе наведених аутоколошких карактеристика повезаних са климатском осетљивошћу врсте (доступне на <https://www.freshwaterecology>) (Прилог 1).

3.9. Процена рањивост различитих станишта крашких река и потока конципирањем ESHIPPO_{ЕРТ} модела

Основна и првобитна верзија ESHIPPO модела развијена је са циљем процене ризика од изумирања и одређивања приоритета конзервације макробескичмењака, риба и макроалги на националном и локалном нивоу (Simić et al., 2007). Модел омогућава тачнију процену степена угрожености акватичних организама засновану на анализи два кључна параметра. Први фактор, еколошка специјализација (*Ecological specialization*, ES), одражава ниво специјализације таксона у односу на тип и карактеристике станишта, репродуктивну стратегију, исхрану, животни циклус, величину тела, степен ендемизма и степен изолације. Други фактор односи се на кључне претње које доприносе губитку биодиверзитета, а које су обједињене под акронимом „HIPPO“, изведеним из почетних слова следећих категорија утицаја: H – *Habitat alteration* (промена станишта); I – *Invasive species* – (инвазивне врсте); P – *Pollution* (загађење); P – *Population growth* (раст људске популације); *Overexploitation* (прекомерно коришћење ресурса) (Simić et al., 2007).

Из општег, иницијалног ESHIPPO модела развијени су бројни напредни модели, као што су ESHIPPOfish (Simić et al., 2014) за комерцијално значајне врсте риба; ESHIPPO crayfish (Simić et al., 2015) за декаподне ракове; ESHIPPObasin (Simić et al., 2022) у циљу унапређења одрживости сливова; ESHIPPOsalmo (Veličković et al., 2024) фокусиран на салмонидне врсте риба и њихову генетску разноврсност; и ESHIPPOclim (Jakovljević et al., 2024) који процењује утицај антропогених стресора и климатских промена, користећи *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1972) као модел организам. Користећи овај модел, аутори су омогућили процену одрживости сливних подручја, као и популација различитих врста, уз нагласак на конзервационе приоритете и одрживо управљање екосистемима.

Ради унапређења применљивости, у овој докторској дисертацији првобитни модел је модификован за процену рањивости различитих станишта крашких река и потока на територији Србије. По први пут, процена степена рањивости и одрживости различитих екосистема комбинује анализу састава заједнице акватичних макробескичмењака уз идентификацију кључних претњи које доприносе губитку диверзитета. Модификацијом ESHIPPO модела, фокус је усмерен на заједницу Ephemeroptera, Plecoptera и Trichoptera (ЕПТ врсте), што је довело до развоја **ESHIPPO_{ЕПТ}** модела. С обзиром на то да су ЕПТ таксони међу најпоузданијим биоиндикаторима стања водених екосистема, као и на њихову релативну доступност података, интеграција њихове еколошке специјализације у модел омогућава прецизнију процену рањивости крашких водених екосистема. Подаци о еколошкој специјализацији сваке ЕПТ врсте, оцењени бодовном скалом (1, 3, 5), добијени су анализом релевантних параметара приказаних у табели 2, као и синтезом доступних података из литературе (Петровић, 2014; <https://www.freshwaterecology>). На основу параметара наведених у табели 2 добијена је средња вредност ES за сваку од забележених ЕПТ врста. Средња вредност је прилагођена тако да одговара најближој вредности међу предефинисаним нивоима (1, 3, 5) (Прилог 1).

$$ESi = \frac{h + d + rs + lc + bs + re}{k}$$

ESi = средња вредност ES компоненте за сваку i ЕПТ врсту
r, d, rs, lc, bs, re = параметари у оквиру ES компоненте (Табела 2)
k = укупан број разматраних параметара

Збир ES вредности свих ЕПТ врста забележених на истраживаним локалитетима током свих периода узорковања даје укупни резултат ES компоненте.

$$ES = \sum_{i=1}^n ESi$$

ES = збир ES вредности свих ЕПТ врста забележених на истраживаном локалитету
n = укупан број ЕПТ врста забележених на истраживаном локалитету

У случају да је ЕПТ таксон идентификован до нивоа рода, коришћена је оцена 1. Истраживани локалитети са високим вредностима ES сматрају се рањивим, јер зависе од врста које тешко подносе промене у екосистему. Супротно томе, локалитети са нижим

вредностима ES одликују се већом отпорношћу, што је резултат присуства врста које поседују широку еколошку валенцу и способност прилагођавања на разноврсне еколошке услове.

Табела 2. Параметри и систем бодовања за процену еколошке специјализације ЕРТ врста у оквиру ESHIPPO_{ЕРТ} модела

Елементи еколошке специјализације	Индикаторска ознака	Бодови ES елемената
Станиште (<i>Habitat</i>) (h)	h1, h2, h3, h4, h5	1- (h)(d)(rs): ниско специјализован, толерантан, еуривалент за све или > 3 индик. h. (d): d1. (rs):rs1.1, rs2.1, rs3.1, rs3.2, rs4.3, rs5.1, rs6.1, (lc): lc1.1, lc1.3, lc2.1, lc3.1, lc3.4, lc4.1, lc4.4, lc6.2, (bs): bs1.1, (re): re1. 3-(h)(d)(rs): умерено специјализован, осетљив. Стеновалент (умерен), за 1 3 индик. h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs2.2, rs3.3; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs).bs1.2; (re). re2. 5- (h)(d)(rs): високо специјализован. Стеновалент за све или > 3 индик. h. (d): d3. (rs): rs1.3, rs2.3, rs4.1, rs5.3, rs6.3. (lc): lc1.3, lc2.3, lc3.3, lc3.6, lc4.3, lc4.6, lc6.1, bs1.3. (re): re3.
Исхрана (<i>Diet</i>) (d)	d1, d2, d3	
Репродуктивна стратегија (<i>Reproduction strategy</i>) (rs)	rs1, rs2, rs3, rs4, rs5, rs6	
Животни циклус (<i>Life cycle</i>) (lc)	lc1, lc2, lc3, lc4	
Величина тела (<i>Body size</i>) (bs)	bs1	
Ниво ендемизма Изолатија популација Статус угрожености (IUCN категоријуми) (<i>Range endemic</i>) (re)	re1, re2	

*(h): h1) дистрибуција по екорегинима (Illies, 1967); h2) надморска висина: < 200, 200-500, 500-800, 800-1500 и > 1500; h2.1) тип екосистема и еколошка зона: текуће воде: еукренон, хипокренон, епиритрон, метаритрон, хипоритрон, епипотамон, метапотамон, хипопотамон; стајаће воде: литорал, сублиторал, профундал, баре, мочваре, ефемерне воде и друго. h3) морфметријски параметри водених екосистема: дубина (m), карактер дна (%), h4) физички и хемијски параметри: температура, брзина воде, електропроводљивост, концентрација раствореног кисеоника, pH, тврдоћа воде, BPK5. h5) квалитет воде - посебне прилагођености или осетљивост на одређене хемијске, радиоактивне или токсичне материје (трофичност – олиготрофне, мезотрофне, еутрофне, дистрофне; сапробност - ксеносапробне, олигосапробне, бетамезосапробне, алфамезосапробне и полисапробне). (d): d1) еурифаг-омниватор, d2) еурифаг-хербивор, карниватор, специфичан тип исхране, специфичне морфметријске адаптације за исхрану, d3) стенофаг или монофаг. (rs): rs1) репродукција- асехсуална, паразитска; није специфичан тип репродукције (ововивипарни, изолована јаја, цементирана изолована јаја, полагају јаја на вегетацију, или неки супстрат (rs1.1), специфичан тип репродукције (rs1.2), строго специфичан тип репродукције (rs1.3). rs2) време репродукције и фреквентност: rs2.1) флексибилне или мултиволтине rs 2.2) триволтине, биволтине, rs2.3) семиволтине или униволтине rs3) трајање периода емергенције и/ (године): дуг >3 месеца (rs3.1), 1-3 месеца, (rs3.2), кратак < 1 месеца, (rs3.3). rs4) појава у великом броју (rs4.1), да, ретко (rs4.2), да, сваке године (rs4.3). rs5) акватичне фазе: адулт (rs5.1), ларва-нимфа-пупа (rs5.2), јаје (rs5.3). rs6). Стадијум трајања ларве /циклус развића ларве >2 године/целе године (rs 6.1), 1-2 године/2-3 (rs 6.2), < 1 година/један циклус (rs6.3) (bs): величина тела TL (cm): < 0,5 (bs1.1); 0,6-3 (bs1.2), > 3 (bs1.3); (re): re1) није ендем и није угрожен re2) ендем за један екорегин, рањив re3) стеноендем за релативно мале или веома мале територије (један екосистем, један биотоп), и изоловане популације угрожене и критично угрожене. (lc): lc1) животни циклус (година) 1(lc1.3).) покретљивост /тип кретања – веома покретне/пливање (lc2.1), умерено покретни/пливање (lc2.2), семисеселни-сесилни (lc2.3). lc3) социјални живот: солитари (lc3.1), формирају периодичне агрегације (lc3.2), живе у заједници (lc3.3), ван територије (lc3.4), понекад територијалне (lc3.5), трајно територијалне (lc3.6). lc4) брига о потомству: не постоји (lc4.1), чувају јаја, ларве (lc4.2), брига о јувенилима (lc4.3), нема полног диморфизма (lc4.4), полни диморфизам током репродукције (lc4.5) присутан полни диморфизам (lc4.6)

Подаци о НІРРО факторима прикупљени су током теренских осматрања, при чему је процена интензитета угрожавајућих фактора извршена применом тростепене скале (1, 3, 5), у складу са референтним критеријумима наведеним у табели 3. Локалитети са високим вредностима НІРРО компоненте налазе се под интензивним антропогеним притисцима и имају повећан ризик од дугорочне деградације, док локалитете са ниским НІРРО вредностима тренутно одликује стабилност и висока функционалност (Табела 4).

Табела 3. Параметри и систем бодовања за процену НІРРО фактора у оквиру ESHIPPO_{ЕРТ} модела

Параметар		Критеријум за бодовање	Број бодова
Н	Промена станишта¹	присутно услед континуираног негативног антропогеног утицаја	5
		могућа услед природног деловања или антропогеног утицаја (предвиђене или планиране активности у будућности)	3
		одсутна	1
І	Инвазивне врсте	присутне у већем броју	5
		присутне у мањем броју	3
		без присуства инвазивних врста	1
Р	Загађење²	присутни негативни ефекти са тенденцијом повећања загађења	5
		присутни умерени ефекти са тенденцијом повећања загађења	3
		одсуство загађења	1
Р	Раст хумане популације³	убрзан раст	5
		умерен раст	3
		одсуство раста	1
О	Експлоатација	присутна неконтролисана експлоатација врста	5
		постоје планови за експлоатацију врста	3
		одсутна и не планира се у будућности	1

*¹Регулација и рекултивација речних токова, дефорестација и уклањање приобалне вегетације; учесталост бујичних токова и поплава, појава „еколошке суше“; експлоатација шљунка, камена или седре; фрагментација водених станишта услед изградње брана за мале хидроелектране; каптирање делова водотока и прекомерна експлоатација водних ресурса

²Еутрофикација, сапробност, токсичност или мешовито загађење

³Сезонски пораст броја људи и интензитета њихових активности (туризам, рекреација, експлоатација ресурса)

Бодовна скала за процену нивоа еколошке специјализације, која одражава степен рањивости заједнице акватичних макробескичмењака, као и интензитет утицаја НІРРО фактора, приказана је у Табели 4. У циљу испитивања повезаности између вредности еколошке специјализације (ES) и компоненти НІРРО фактора, примењен је Спирманов коефицијент корелације. Анализа је обухватила испитивање односа између вредности еколошке специјализације (ES) и сваке појединачне НІРРО компоненте као и укупне збирне вредности ових НІРРО параметара.

Табела 4: Бодовна скала за оцену степена рањивости заједнице и интензитета утицаја
HIPPO фактора у оквиру ESHIPPO_{ЕРТ} модела

Компонента	Бодовна скала			
	≤ 15	16 – 24	25 – 40	≥ 41
Еколошка специјализација (ES)	низак степен рањивости	умерен степен рањивости	висок степен рањивости	веома висок степен рањивости
Утицај HIPPO фактора	≤ 5	6 - 14	≥ 15	
	низак	умерен	висок	

*Веома висок степен еколошке рањивости или висок степен еколошке рањивости заједнице акватичних макробескичмењака која је изложена ниским утицајем HIPPO фактора указује на тренутно високо очуван екосистем који је одржив само под условом очувања постојећих природних услова. Овакви екосистеми захтевају приоритет у мерама конзервације, јер минималне промене могу довести до озбиљног нарушавања њихове структуре и функционалности.

*Висок степен еколошке рањивости заједнице акватичних макробескичмењака у комбинацији са умереном изложеношћу HIPPO факторима, указује на умањену, односно умерену одрживост екосистема. Ове екосистеме одликује ограничена способност да дугорочно одрже биодиверзитет и функционалност, због чега се сматра да морају бити сврстани у високи приоритет конзервације.

*Висок степен еколошке рањивости заједнице акватичних макробескичмењака која је изложена високом утицају HIPPO фактора, указује на ниску одрживост екосистема, ограничавајући његову способност да дугорочно одржи биодиверзитет и функционалност. Овакво затечено стање представља критичну тачку, након које може доћи до губитка високо специјализованих врста, те је неопходно сврстати овај екосистем у категорију високог приоритета заштите.

*Умерен степен еколошке рањивости заједнице акватичних макробескичмењака, у условима изложености умереном интензитету HIPPO фактора, одговара умереном нивоу одрживости. Такав однос одражава заједницу која поседује одређене адаптивне капацитете, али остаје осетљива на еколошке промене, чиме је стабилност екосистема потенцијално угрожена у случају појачавања антропогених притисака. Нижи приоритет заштите у односу на претходно наведене.

*Комбинација ниске еколошке рањивости и умереног утицаја HIPPO фактора указује на умерено ниво одрживости, где је екосистем способан да одржи своје функције упркос присутним стресорима јер заједница не садржи изразито осетљиве високоспецијализоване тасконе, због чега не захтева конзервационе мере.

*Комбинација ниске еколошке рањивости и високог интензитета HIPPO фактора може указивати на ситуацију у којој је заједница већ прошла кроз значајан степен деградације и изгубила своју иницијалну рањивост. Стога се овакви екосистеми могу погрешно протумачити као стабилни, иако у стварности одражавају деградацију у структури заједнице. Приоритет треба дати мерама рестаурације, након чега је неопходно спровести адекватне мере дугорочне заштите и управљања.

4. Результати

4.1. Резултати физичких и хемијских параметара истраживаних локалитета

Минималне и максималне вредности физичких и хемијских параметара на сваком истраживаном локалитету приказане су у табели 5. Најнижа измерена температура воде износила је 4,9 °C на извору реке Рашке током зимског периода, док је највиша температура од 14,2 °C забележена на седреним баријерама Гостиљске реке током летњег периода узорковања. Концентрација раствореног кисеоника од 8,86 mg/l забележена током јесени на седреним баријерама реке Грзе представља најнижу измерену вредност, док је највиша концентрација (12,62 mg/l) утврђена у истом периоду у горњем току реке Пањице. Сатурација кисеоником достигла је најнижу вредност од 84% током лета на извору Миливске реке, док је највиши проценат (131,7%) измерен у јесен у горњем току реке Пањице (Табела 5). Вредности алкалитета показују бикарбонатни карактер воде, при чему су средње вредности варирале од 120 mg/l (Сопотница, седрене баријере, пролеће) до 280 mg/l (Миливска река, извор, пролеће). Ниже вредности тврдоће воде (80 mg/l) забележене су на извору реке Рашке током зимског периода. На већини истраживаних локалитета концентрације неорганских хранљивих материја биле су ниске, углавном испод или близу минималних граница детекције. Блага повећања концентрација нитрата забележена су на седреним баријерама Градашничке реке и реке Миловштице током јесени, док су умерена повећања концентрација ортофосфата уочена у горњем току и на седреним баријерама реке Грзе током лета, у горњем току Лисинске реке током јесени, као и на седреним баријерама реке Миловштице током лета. Повишени нивои амонијум и амонијак јона забележени су у горњем току и на седреним баријерама реке Грзе током пролећа и лета, као и на седреним баријерама Миливске реке током пролећа и зиме.

pH вредност и надморска висина су једине променљиве које су се статистички значајно разликовале између три типа станишта (Kruskal–Wallis H test, $p < 0,05$; Табела 6). На свим истраживаним стаништима pH вредност воде кретала се од неутралне до благо базне. Најниже вредности pH забележене су на изворима (6,74 – 7,40), нешто више у горњим токовима (7,00 – 7,60), док су највише вредности измерене на стаништима седрених баријера (7,60 – 8,60) (Табела 6).

Табела 5. Минималне и максималне вредности физичких и хемијских параметара на истраживаним локалитетима

Локалитет/параметар		WT (°C)	DO (mg/l)	O _{SAT} (%)	pH (0-14)	EC (μS/cm)	H (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	P ₂ O ₅ -P (mg/l)
Сопотница седрене баријере	Min	8,1	10,65	105,4	7,58	255	120	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
	Max	9,1	11,3	109,2	7,84	270	130	<0,03	<0,02	10	<1	0,06	0,05
Гостиље седрене баријере	Min	6,5	9,3	103,2	7,89	350	170	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
	Max	14,2	10,32	104,7	8,06	390	190	<0,03	<0,02	7	1,6	0,12	0,09
Пањица извор	Min	10	10,42	100,8	7,03	370	180	<0,03	<0,02	<4	<1	0,06	0,06
	Max	10,4	10,98	105,5	7,58	400	190	<0,03	<0,02	12	2,6	0,18	0,14
Пањица горњи ток	Min	5,6	10,51	105,6	7,79	300	150	<0,03	<0,02	<4	<1	0,1	0,08
	Max	12	12,62	131,7	7,89	310	155	<0,03	<0,02	14	3,1	0,52	0,39
Пањица седрене баријере	Min	9,8	10,72	103,4	7,68	340	170	<0,03	<0,02	<4	<1	0,08	0,06
	Max	11,2	11,67	113	7,91	370	180	<0,03	<0,02	18	4,1	0,18	0,14
Бањски поток седрене баријере	Min	7,3	10,18	103,2	7,54	460	230	<0,03	<0,02	<4	<1	0,09	0,07
	Max	14	10,98	106,1	8,12	530	260	<0,03	<0,02	5	1,2	0,17	0,13
Рашка извор	Min	4,9	9,88	99,1	7,09	170	80	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
	Max	11,1	10,49	101,4	7,42	360	180	<0,03	<0,02	5	1,2	<0,06	<0,05
Рашка извор	Min	7	8,89	89,4	7,42	290	140	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
	Max	12,9	10,79	100,8	7,95	360	180	0,11	0,11	16	3,3	0,17	0,12
Миливска река извор	Min	10,7	9,44	84	7,27	540	270	<0,03	<0,02	8	1,8	0,08	0,06
	Max	11,4	9,67	94,4	7,46	570	280	0,11	0,11	22	5,1	0,15	0,09
Миливска река седрене баријере	Min	10,9	9,55	92	8,1	530	260	<0,03	<0,02	10	2,4	0,12	0,09
	Max	11,8	10,05	96,2	8,35	550	270	0,42	0,39	18	4,1	0,29	0,21
Мало Врело горњи ток	Min	8,8	9,58	89,7	7,49	330	160	<0,03	<0,02	6	1,4	<0,06	<0,05
	Max	11,7	10,72	99	8,3	410	210	0,04	0,04	16	3,5	0,12	0,09
Мало Врело седрене баријере	Min	9,1	9,68	88,9	8,21	340	170	<0,03	<0,02	8	1,7	<0,06	<0,05
	Max	12,2	10,92	101,2	8,42	400	200	<0,03	<0,02	11	2,4	0,19	0,14
Лисине извор	Min	7,9	10,64	102,6	7,12	370	180	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
	Max	9,4	11,24	104,2	7,39	480	220	<0,03	<0,02	9	2	0,13	0,09
Лисине горњи ток	Min	8,1	11,44	104	7,42	370	170	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05-
	Max	10,8	11,59	107,6	8,24	400	210	<0,03	<0,02	10	2,6	0,4	0,3
Лисине седрене баријере	Min	8	10,95	104,7	7,73	360	180	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
	Max	10,7	11,5	107,2	8,33	370	180	<0,03	<0,02	22	4,4	0,12	0,08
Грза извор	Min	8,9	10,16	100,8	6,91	480	230	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
	Max	10	11,76	102,4	7,24	500	250	<0,03	<0,02	9	2	0,08	0,11

Табела 5. Наставак табеле

Локалитет/параметар		WT (°C)	DO (mg/l)	O _{SAT} (%)	pH (0-14)	EC (μS/cm)	H (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	P ₂ O ₅ -P (mg/l)
Грза	Min	9,3	9,64	98,4	7,37	480	235	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
горњи ток	Max	10,3	11,16	104,4	7,56	500	250	0,11	0,11	15	3,5	0,49	0,36
Грза	Min	9,2	8,86	86,2	7,6	450	220	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
седрене баријере	Max	11,4	10,68	103,1	7,85	500	250	0,12	0,12	16	3,7	0,23	0,17
Мировштица	Min	10,3	9,49	99,2	6,79	400	200	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
извор	Max	10,9	10,28	103,8	7,26	440	230	<0,03	<0,02	22	5,3	0,14	0,11
Мировштица	Min	10,4	9,6	96,8	7,13	390	190	<0,03	<0,02	<4	1	<0,06	<0,05
горњи ток	Max	11,3	10,4	104,2	7,77	420	210	<0,03	<0,02	23	7	0,17	0,13
Мировштица	Min	10,5	10,38	98,8	7,55	380	190	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
седрене баријере	Max	12,3	10,94	106,4	7,95	400	200	<0,03	<0,02	32	7,3	0,44	0,33
Бигар поток	Min	11	9,6	99,7	6,74	460	230	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
извор	Max	11,9	10,65	105,8	6,93	500	250	<0,03	<0,02	6	1,3	0,17	0,13
Бигар поток	Min	11,1	9,51	99,6	7,12	470	230	<0,03	<0,02	4,1	1	<0,06	<0,05
горњи ток	Max	12,1	11,13	105	7,21	490	240	<0,03	<0,02	7	1,6	0,08	0,06
Бигар поток	Min	11,4	10,12	102,4	7,66	380	190	<0,03	<0,02	<4	<1	<0,06	<0,05
седрене баријере	Max	12,3	10,79	106	7,91	410	210	<0,03	<0,02	8	1,7	0,08	0,06
Градашничка река	Min	9,3	9,8	97,1	7,91	420	210	<0,03	<0,02	5,1	1	<0,06	<0,05
седрене баријере	Max	14,1	11,18	105,2	8,18	540	270	0,03	0,03	28	6,4	0,5	0,37

Табела 6. Параметри животне средине на три типа станишта крашких река и потока, представљене као средња вредност, стандардна девијација, минимум и максимум, са резултатима Kruskal-Wallis H теста. Статистички значајни резултати ($p < 0,05$) су подебљани

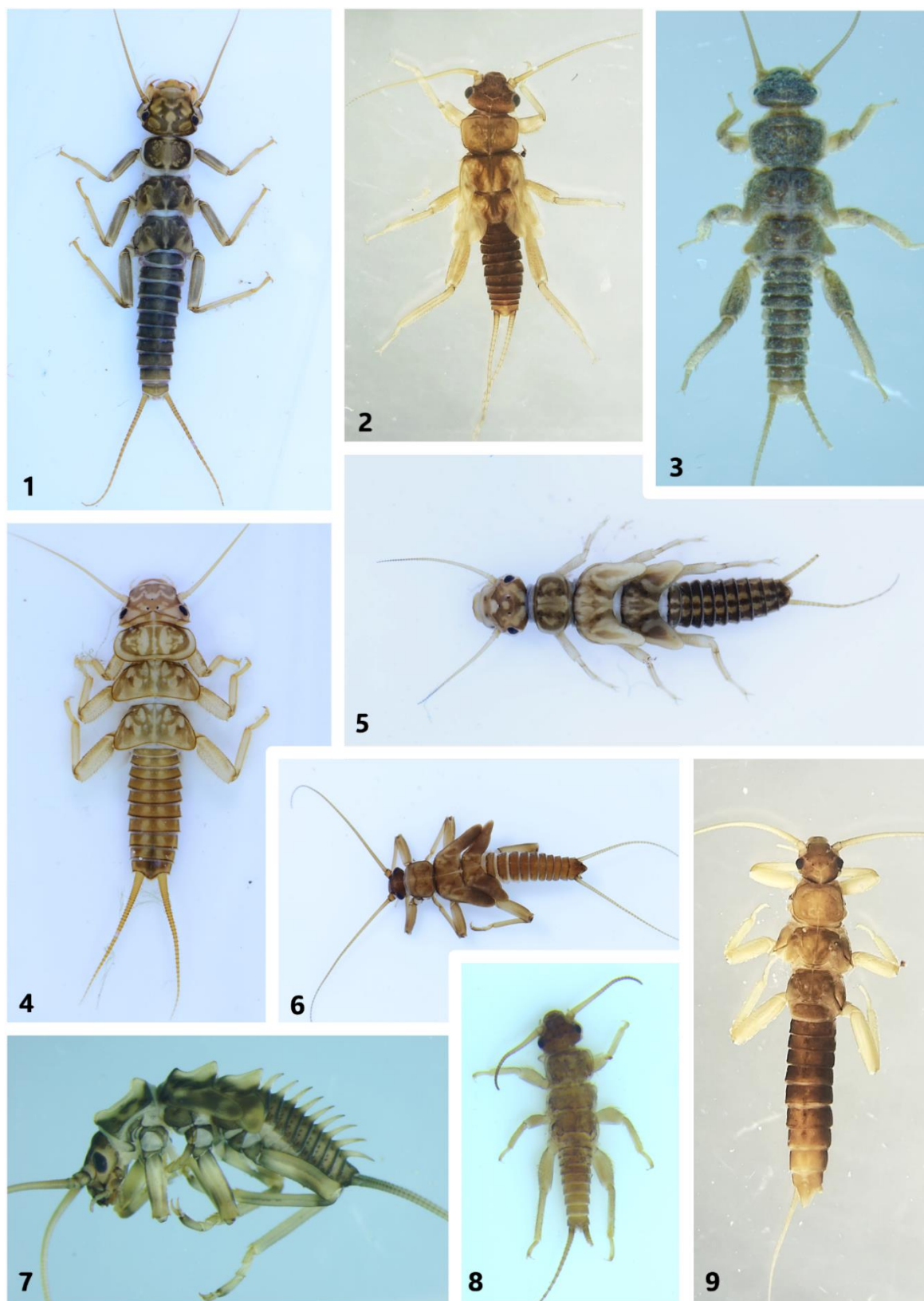
Променљиве	KW	p	Извори			Горњи токови			Седрене баријере		
			Mean $\pm$ SD	Min	Max	Mean $\pm$ SD	Min	Max	Mean $\pm$ SD	Min	Max
Надморска висина	9,30	0,01*	549,86 $\pm$ 134,18	386,00	739,00	439,67 $\pm$ 98,48	324,00	610,00	521,91 $\pm$ 195,74	320,00	1026,00
WT (°C)	2,06	0,35	10,09 $\pm$ 1,41	4,90	11,90	10,06 $\pm$ 1,53	5,60	12,10	10,57 $\pm$ 0,25	6,50	14,10
EC (μ S/cm)	2,65	0,26	434,28 $\pm$ 85,3	170,00	570,00	407,08 $\pm$ 66,81	300,00	500,00	409,04 $\pm$ 11,31	255,00	550,00
H (mg/l)	2,90	0,23	215,35 $\pm$ 42,64	80,00	280,00	202,50 $\pm$ 33,36	150,00	250,00	201,80 $\pm$ 5,69	120,00	270,00
pH	56,32	0,00*	7,18 $\pm$ 0,27	6,74	7,65	7,62 $\pm$ 0,38	7,12	8,43	7,94 $\pm$ 0,03	7,54	8,42
DO (mg/l)	1,17	0,56	10,35 $\pm$ 0,66	9,44	11,76	10,61 $\pm$ 0,86	9,51	12,62	10,45 $\pm$ 0,09	8,86	11,67
O _{SAT} (%)	5,91	0,05	100,04 $\pm$ 5,35	84,00	105,80	102,83 $\pm$ 7,80	89,70	131,70	102,24 $\pm$ 0,77	86,20	113,00
NH ₄ -N (mg/l)	0,74	0,69	0,03 $\pm$ 0,01	0,03	0,11	0,03 $\pm$ 0,02	0,03	0,11	0,04 $\pm$ 0,00	0,03	0,42
NH ₃ -N (mg/l)	1,17	0,56	0,02 $\pm$ 0,02	0,02	0,11	0,02 $\pm$ 0,02	0,02	0,11	0,03 $\pm$ 0,01	0,02	0,39
NO ₃ -N (mg/l)	3,02	0,22	7,25 $\pm$ 5,23	4,00	22,00	8,57 $\pm$ 5,11	4,00	25,00	8,77 $\pm$ 0,93	4,00	32,00
N (mg/l)	2,80	0,25	1,69 $\pm$ 1,20	1,00	5,30	1,97 $\pm$ 1,13	1,00	5,70	1,99 $\pm$ 0,21	1,00	7,30
PO ₄ -P (mg/l)	3,39	0,18	0,09 $\pm$ 0,03	0,06	0,18	0,14 $\pm$ 0,13	0,06	0,52	0,12 $\pm$ 0,01	0,06	0,50
P (mg/l)	2,22	0,33	0,03 $\pm$ 0,01	0,02	0,06	0,05 $\pm$ 0,04	0,02	0,17	0,03 $\pm$ 0,00	0,02	0,16
P ₂ O ₅ -P (mg/l)	1,94	0,38	0,07 $\pm$ 0,02	0,05	0,14	0,11 $\pm$ 0,10	0,05	0,39	0,09 $\pm$ 0,01	0,05	0,37

4.2. Потврда таксонске припадности молекуларним методама

За потребе молекуларне идентификације, анализиране су нуклеотидне секвенце добијене из узорак акватичних макробескичмењака. Добијене секвенце упоређене су са референтним подацима из BOLD базе, а идентификација сваког узорка извршена је на основу највишег степена поклапања. Применом молекуларних метода у оквиру докторске дисертације идентификовано је 30 врста акватичних макробескичмењака (Табела 7): три врсте из реда Ephemeroptera, девет врста из реда Plecoptera (Слика 16) и 18 врста из реда Trichoptera (Слика 17 и 18).

Табела 7. Резултати поређења нуклеотидних секвенци узорак са референтним секвенцама у BOLD бази

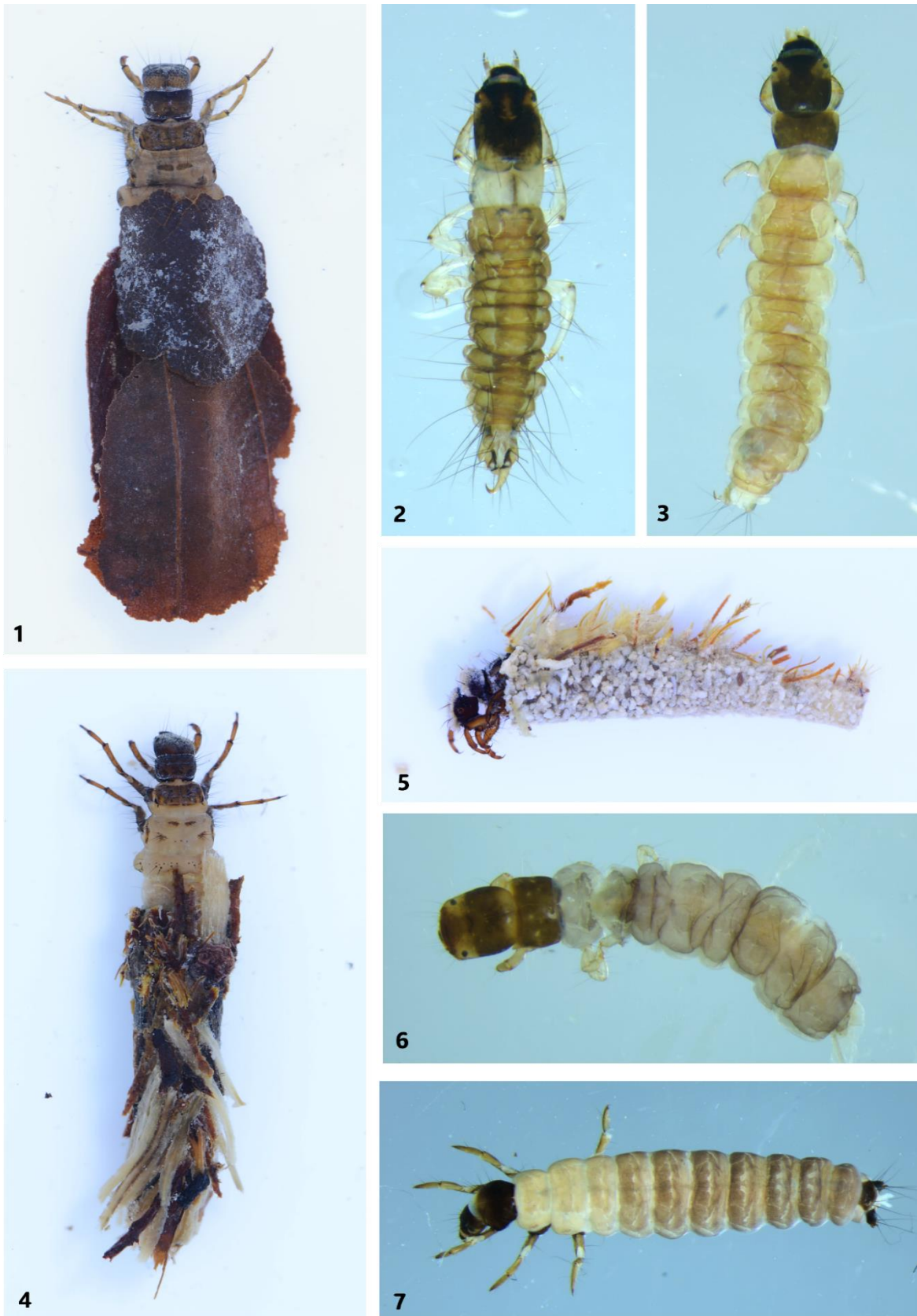
Врста идентификована традиционалним приступом	Локалитет са којег је врста прикупљена	Предложена врста према BOLD бази	Проценат сличности
Ред Ephemeroptera			
<i>Baetis muticus</i>	река Рашка	<i>Baetis muticus</i>	99,85%
<i>Ephemerella mucronata</i>	Мировштица	<i>Ephemerella mucronata</i>	99,83%
<i>Ephemerella ignita</i>	Мировштица	<i>Ephemerella ignita</i>	99,84%
Ред Plecoptera			
<i>Arcynopteryx dichroa</i>	Лисине	<i>Arcynopteryx dichroa</i>	99,52%
<i>Brachyptera seticornis</i>	Пањица	<i>Brachyptera seticornis</i>	99,58%
<i>Isoperla</i> sp.	Сопотница	<i>Isoperla tripartita</i>	98,33%
<i>Dinocras megacephala</i>	Рашка	<i>Dinocras megacephala</i>	99,70%
<i>Nemoura flexuosa</i>	Бигар поток	<i>Nemoura flexuosa</i>	99,61%
<i>Nemoura</i> sp.	Мировштица	<i>Nemoura</i> cf. <i>rivorum</i>	99,54%
<i>Protonemura</i> sp.	Сопотница	<i>Protonemura hrabei</i>	98,85%
<i>Capnia bifrons</i>	Бањски поток	<i>Capnia bifrons</i>	98,44%
<i>Taeniopteryx hubaulti</i>	Грза	<i>Taeniopteryx</i> sp.	99,74%
Ред Trichoptera			
<i>Synagapetus iridipennis</i>	Лисине	<i>Synagapetus iridipennis</i>	99,69%
<i>Rhyacophila tristis</i>	Митовштица	<i>Rhyacophila tristis</i>	100%
<i>Limnephilus rhombicus</i>	Грза	<i>Limnephilus rhombicus</i>	100%
<i>Eclysopteryx madida</i>	Лисине	<i>Eclysopteryx madida</i>	99,54%
<i>Sericostoma flavicorne</i>	Мало Врело	<i>Sericostoma flavicorne</i>	100%
<i>Lithax obscurus</i>	Милица	<i>Lithax obscurus</i>	99,09%
<i>Rhyacophila laevis</i>	Мировштица	<i>Rhyacophila laevis</i>	97,92%
<i>Potamophylax</i> sp.	Пањица	<i>Potamophylax nigricornis</i>	98,33%
<i>Micrasema morosum</i>	Мировштица	<i>Micrasema</i> sp.	88,84%
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	Лисине	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	100%
<i>Tinodes unicolor</i>	Мировштица	<i>Tinodes unicolor</i>	99,75%
<i>Glyptotaelius pediculus</i>	Бањски поток	<i>Glyptotaelius pediculus</i>	100%
<i>Glossosoma conforme</i>	Пањица	<i>Glossosoma conforme</i>	99,03%
<i>Chaetopteryx</i> sp.	Бигар поток	<i>Chaetopteryx villosa</i>	99,70%
<i>Lype reducta</i>	Мировштица	<i>Lype reducta</i>	100%
<i>Drusus discolor</i>	Сопотница	<i>Drusus discolor</i>	100%
<i>Tinodes dives</i>	Лисине	<i>Tinodes rostocki</i>	100%
Fam. Limnephilidae	Грза	<i>Chaetopterygopsis maclachlani</i>	99,55%



Слика 16. Представници реда Plecoptera идентификовани молекулатним методама:
Arcynopteryx dichroa (1); *Nemoura cf. rivorum* (2); *Nemoura flexuosa* (3);
Dinocras megacephala (4); *Isoperla tripartita* (5); *Brachyptera seticornis* (6);
Taeniopteryx hubaulti (7) *Protonemura hrabei* (8); *Capnia bifrons* (9);
(фото: П. Симовић)



Слика 17. Представници реда Trichoptera идентификовани молекулатним методама:
Synagapetus iridipennis (1); *Potamophylax nigricornis* (2); *Rhyacophila laevis* (3);
Eclysopteryx madida (4); *Sericostoma flavicorne* (5); *Lithax obscurus* (6); *Limnephilus*
rhombicus (7); *Micrasema* sp. (8); *Plectrocnemia conspersa* (9); *Tinodes unicolor* (10);
(фото: П. Симовић)

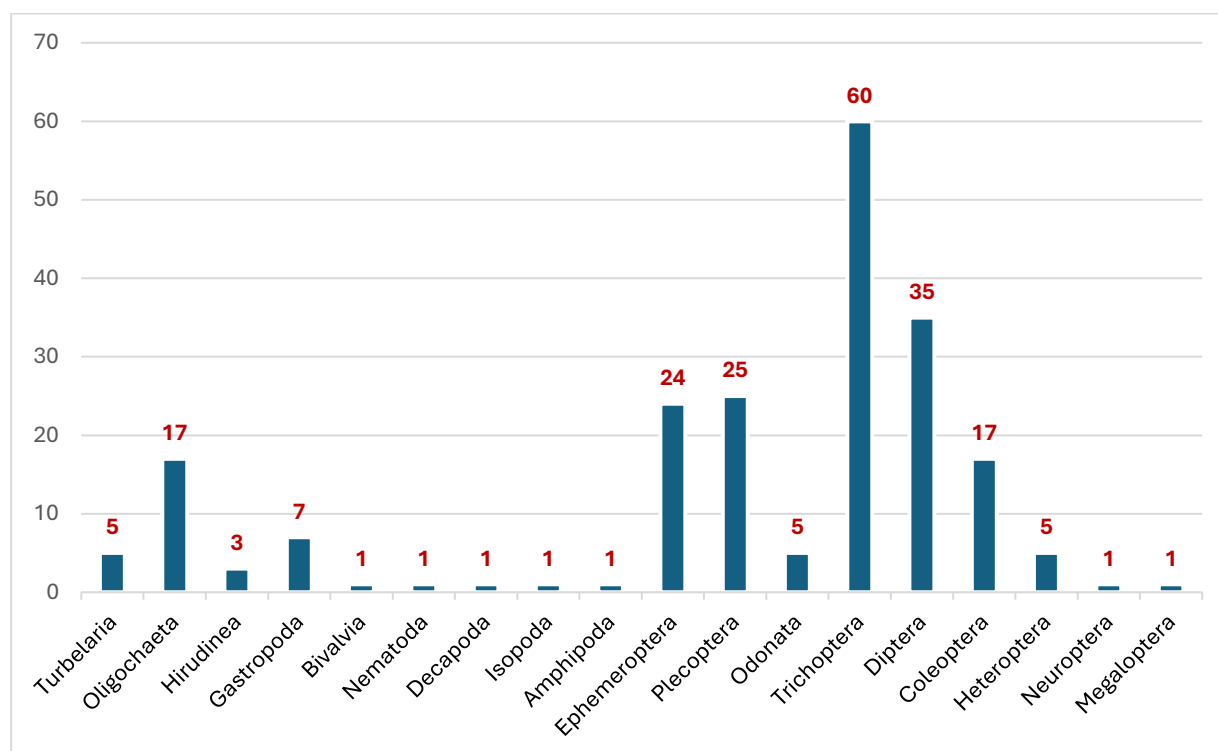


Слика 18. Представници реда Trichoptera идентификовани молекулатним методама:
Glyphotaelius pediculus (1); *Rhyacophila tristis* (2); *Tinodes rostocki* (3); *Chaetopteryx villosa* (4); *Drusus discolor* (5); *Lype reducta* (6); *Glossosoma conforme* (7);
 (фото: П. Симовић)

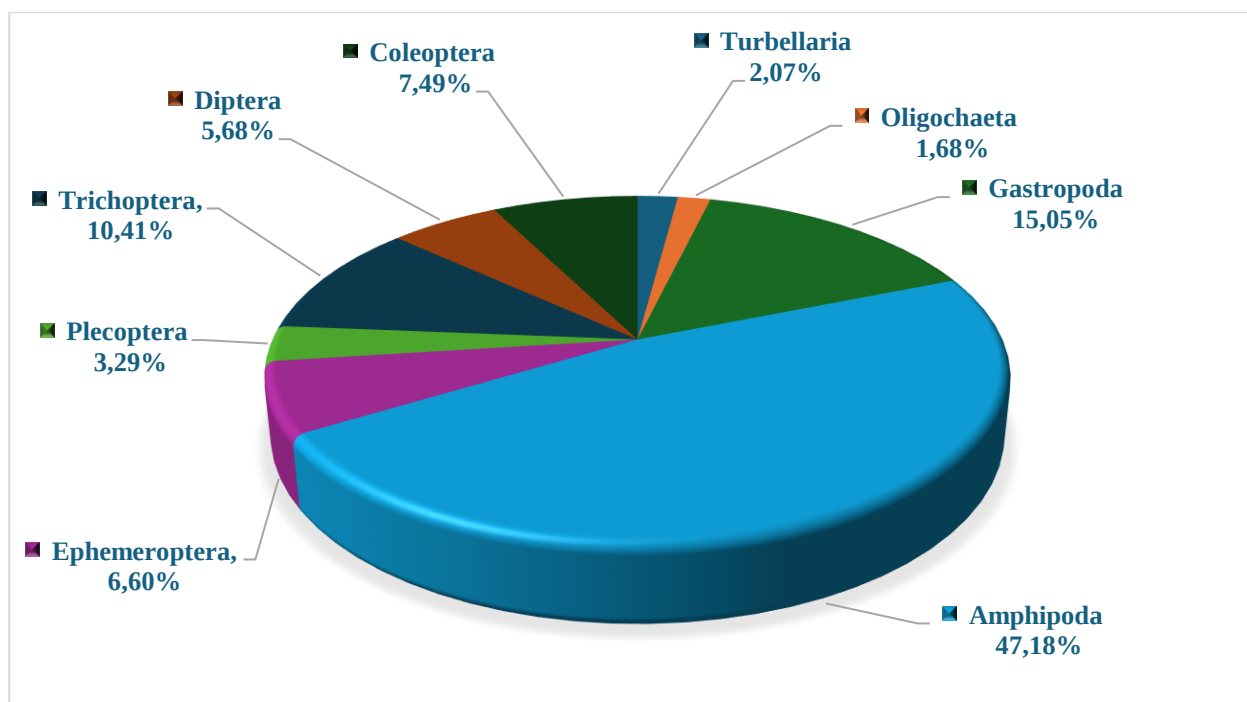
4.3. Свеобухватни приказ диверзитета акватичних макробескичмењака на истраживаним локалитетима крашких река и потока

На 25 истражених локалитета, која обухватају станишта извора, горњих токова и седрених баријера у оквиру 12 крашких река и потока у Србији, идентификовано је укупно 210 таксона акватичних макробескичмењака и 18 систематских група (Слика 19). Од укупног броја таксона, 129 је идентификовано до нивоа врсте, 67 до нивоа рода, а 13 до нивоа породице. Ред **Trichoptera** је показао највећу таксономску разноврсност, са 60 идентификованих таксона, након чега следе редови **Diptera** (35 таксона), **Plecoptera** (25 таксона) и **Ephemeroptera** (24 таксона) (Слика 19).

Укупна густина јединки износила је 85072 јед/м². Доминантна систематска група са највећом бројношћу била је Amphipoda (искључиво *Gammarus balcanicus*, Schäferna, 1923), са 47,14%. Следеће најзаступљеније групе на основу квантитативног састава биле су Gastropoda (15,05%), Trichoptera (10,41%), Coleoptera (7,49%), Ephemeroptera (6,6%) и Diptera (5,68%). Са аспекта квалитативног и квантитативног састава, најмање заступљене групе у заједницама макробескичмењака биле су Isopoda, Nematoda, Decapoda, Bivalvia, Megaloptera и Neuroptera (Слика 19 и 20).



Слика 19. Таксономска разноврсност макробескичмењака у оквиру 18 систематских група у крашким рекама и потоцима Србије



Слика 20. Квантитативни састав различитих систематских група изражен у процентима (остале таксономске групе су квантитативно заступљене са мање од 1%)

Богатство таксона и број јединки у оквиру забележених систематских група за сва три типа станишта приказани су у Табели 8.

Табела 8. Богатство таксона и број јединки/м² за сваку систематску групу у оквиру три типа станишта

Група	Богатство таксона			Број јединки/м ²		
	извори	горњи токови	седрене баријере	извори	горњи токови	седрене баријере
Turbellaria	4	3	3	315	429	1016
Gastropoda	4	3	6	4464	264	8075
Bivalvia	1	1	1	24	11	61
Nematoda	0	0	1	0	0	3
Oligochaeta	10	10	15	163	259	1006
Hirudinea	1	2	3	5	13	91
Amphipoda	1	1	1	7275	10397	22464
Decapoda	0	0	1	0	0	5
Isopoda	1	1	1	16	3	0
Ephemeroptera	11	18	18	1107	1995	2510
Odonata	2	2	5	6	9	55
Plecoptera	15	19	16	1557	501	744
Heteroptera	3	0	2	37	0	24
Megaloptera	1	1	1	8	5	93
Neuroptera	1	0	0	3	0	0
Trichoptera	39	38	47	2930	2265	3660
Coleoptera	12	11	13	4040	925	1408
Diptera	20	22	28	613	851	3367
Укупно	125	132	162	22563	17927	44582

4.4. Макробескичмењаци крашких извора

На седам истраживаних извора забележено је 125 различитих таксона у оквиру 16 систематских група. Укупно је прикупљено 22563 јединки макробескичмењака. Таксони инсеката показали су највишу таксономску разноврсност на свим изворима. Највеће богатство таксона забележено је у оквиру реда Trichoptera (39 таксона), затим Diptera (20 таксона), Plecoptera (15 таксона) и Coleoptera (12 таксона) (Табела 8). Амфиподни рак *G. balcanicus* била је најзаступљенија врста, присутна на свим истраживаним изворима (са 32,3% од укупне бројности). Према бројности, наредне најзаступљеније групе биле су Gastropoda (19,8%), Coleoptera (17,9%) и Trichoptera (13%). Посматрајући појединачно изворе, уочене су разлике и у броју идентификованих таксона макробескичмењака и у њиховој укупној бројности јединки. Број забележених таксона кретао се од 10 (извор реке Пањице током јесени) до 31 таксона (извор реке Грзе током пролећа). Најмања бројност јединки забележена је на извору реке Рашке (179 јед/м²) током пролећа, док је највећа бројност пријављена на извору Бигар потока (2536 јед/м²) током јесени. Највиши степен диверзитета, мерен Шеноновим (2,66) и Симпсоновим индексом (0,91), утврђен је на извору реке Грзе током пролећног периода узорковања. Са друге стране, извор Миљивске реке током лета карактерисале су најниже вредности Шеноновог (0,84) и Симпсоновог (0,45) индекса диверзитета.

4.5. Макробескичмењаци горњих токова

У горњим токовима шест крашких река и потока забележена је разноврсна заједница макробескичмењака, са укупно 132 идентификована таксона и 17927 јединки. Таксономски, најразноврсније групе биле су Trichoptera (38 таксона), затим су следиле Diptera (21 таксон), Plecoptera (19 таксона) и Ephemeroptera (18 таксона) (Табела 8). Група са највећом бројношћу била је Amphipoda (*G. balcanicus*) чинећи 50,1% свих јединки у узорцима. Ред Trichoptera доминирао је међу инсектима, са уделом од 14,57% у укупној заједници, а следећи по заступљености био је ред Ephemeroptera са 12,04%. Апсолутна бројност макробескичмењака на различитим локалитетима горњих токова је варијала – од најмање 288 јединке (горњи ток реке Пањице током лета) до највише 1736 јединки забележених у горњем току Лисинске реке током истог периода. Горњи ток реке Пањице током зимског периода узорковања карактерисао је највиши број забележених таксона (42), док је најнижа таксономска разноврсност (14) забележена у горњем току Лисинске реке (пролећни и летњи аспект). У горњем току реке Миљивске забележен је највиши степен диверзитета током зимског периода узорковања, са вредностима Шеноновог и Симпсоновог индекса од 2,60 и 0,90. Супротно томе, најниже вредности ових индекса утврђене су током лета у горњем току Лисинске реке (0,84 и 0,45, респективно).

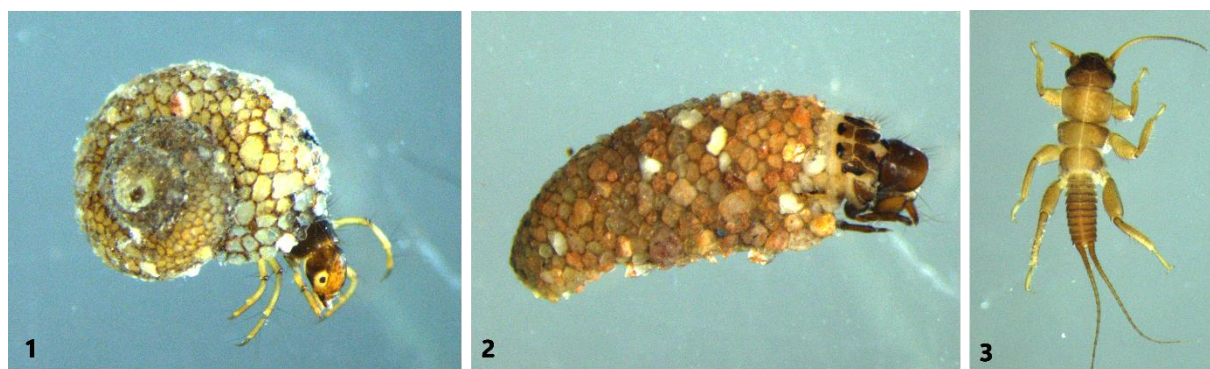
4.6. Макробескичмењаци на стаништима седрених баријера

На истраживаним локалитетима седрених баријера забележена су 162 таксона, са укупно 44582 јединке. Представници реда Trichoptera били су доминантни, са 47 таксона, затим Diptera са 28, Ephemeroptera са 18 и Plecoptera са 16 таксона (Табела 8). Највећа таксономска разноврсност забележена је на седреним баријерама реке Сопотнице током пролећа, са 35 таксона, док су станишта седрених баријера на рекама Миљива и Мало

Врело у истом периоду показала најмању разноврсност - по 10 таксона. *Gammarus balcanicus* се јављао на свим местима таложења седре, са 44,9% од укупног броја свих прикупљених јединки. Према броју забележених јединки, следеће доминантне групе су Diptera (12,5%), Trichoptera (9,6%), Gastropoda (9,2%) и Ephemeroptera (9,1%). Бројност макробескичмењака на истраживаним стаништима седрених баријера варира је у веома широком распону - од 112 јединки на Градашничкој реци током лета, до 3437 јединки на реци Пањици, током истог периода. Станишта седрених баријера показала су варијације у вредностима индекса диверзитета, при чему су највише вредности забележене у оквиру реке Пањице током јесени (Шенонов - 3,19; Симпсонов - 0,95), док су најниже вредности (Шенонов - 0,5; Симпсонов - 0,19) утврђене у оквиру Миливске реке током пролећног периода узорковања.

4.7. Нови подаци о распрострањености ретких врста акватичних макробескичмењака у Србији

Проучавајући фауну акватичних макробескичмењака крашких река и потока на територији Србије, евидентирани су нови подаци о распрострањености неколико ретких врста макробескичмењака које су у Србији, према Правилнику о проглашењу и заштити строго заштићених и заштићених дивљих врста биљака, животиње и гљива („Службени гласник Републике Србије“ бр. 5/2010-46, 47/2011-134, 32/2016-59) идентификоване од посебног еколошког и конзервационог значаја. Међу њима су: *Helicopsyche bacescui* Orghidan & Botosaneanu 1953 (Слика 21.1) (Бигар поток, Бањски поток), *Thremma anomalum* McLachlan, 1876 (Слика 21.2) (Сопотница, Пањица, Бањски поток, извор реке Рашке), *Drusus discolor* (Rambur, 1842) (Сопотница), *Beraeodes minutus* (Linnaeus, 1761) (Бањски поток), *Silo nigricornis* (Pictet, 1834) (извор Бигар потока, горњи ток реке Грзе, горњи ток и седрене баријере реке Миовштице), *Amphinemura sulcicollis* (Stephens, 1836) (седрене баријере реке Рашке), *Brachyptera seticornis* (Klapálek, 1902) (Миовштица, Пањица, Мало Врело), *Dinocras megacephala* (Klapálek, 1907) (седрене баријере реке Рашке), *Protonemura meyeri* (Pictet, 1841) (извор и горњи ток Лисинске реке), *Protonemura praecox* (Morton, 1894) (извор и горњи ток реке Грзе, извор реке Пањице, река Рашка), *Taeniopteryx hubaulti* Aubert, 1946 (Слика 21.3) (извор и горњи ток реке Грзе, извор реке Рашке), *Baetis melanonyx* (Pictet, 1843) (горњи ток реке Пањице; Сопотница), *Perlodes microcephalus* (Pictet, 1833) (горњи ток реке Пањице), *Grossuana euxina serbica* Radoman, 1973 (извор реке Рашке), *Cordulegaster heros* Theischinger, 1979 (Бањски поток) и *Austropotamobius torrentium* (Schränk, 1803) (седрене баријере реке Миовштице).



Слика 21. Примери ретких и угрожених врста макробескичмењака на територији Србије: *Helicopsyche bacescui* (1); *Thremma anomalum* (2); *Protonemura meyeri* (3); (фото: П. Симовић)

Поред тога, по први су на територији Србије забележене следеће врсте: *Dixa maculata* Meigen, 1818 (сви истраживани локалитети реке Рашке и Бигар потока), *Dixa puberula* Löw, 1849 (горњи ток реке Пањице, седрене баријере Гостиљске, Лисинске реке и реке Мишовице) и *Chaetopterygopsis maclachlani* Stein, 1874 (извор реке Грзе) (Слика 22).



Слика 22. Изглед врста *Dixa maculata* (1), *D. puberula* (2) и *Chaetopterygopsis maclachlani* (3) (фото: П. Симовић)

4.8. Резултати квалитативно-квантитативног састава заједница акватичних макробескичмењака на појединачним рекама и потоцима

4.8.1. Сопотница

Квалитативно-квантитативном анализом заједнице акватичних макробескичмењака реке Сопотнице забележена су укупно 44 таксона, распоређена у 10 систематских група. Са аспекта таксономске разноврсности, најзаступљеније су биле групе Trichoptera са 12 таксона и Diptera са 9 таксона, док су групе Ephemeroptera, Plecoptera и Oligochaeta биле заступљене са по 5 таксона (Прилог 2). Фаунистички је значајан налаз стеноендемичне врсте пужа *Bythinella istoka* Glöer & Pešić, 2014. Ова врста је доследно доминирала током свих периода узорковања, чинећи 63,8% укупног броја јединки. Следеће репрезентативне групе које су се издвојиле по квантитативној заступљености биле су Amphipoda (*G. balcanicus*) и Trichoptera, са уделима од 12,2% и 6,6% у укупној бројности. Током свих периода узорковања, забележили смо високе популације врста *Protonemura hrabei* Raušer, 1956, *Isoperla tripartita* Illies, 1955, *Riolus subviolaceus* (Müller, 1817) и *Tinodes rostocki* McLachlan, 1879 и *Stylodrilus heringianus* (Claparède, 1862). Додатно, врсте *Chaetopteryx fusca* (Brauer, 1857), *Drusus* cf. *annulatus* (Stephens, 1837), *D. discolor*, *I. tripartita* и *P. hrabei* забележене су искључиво на седреним баријерама реке Сопотнице (Прилог 2).

4.8.2. Гостиљска река

У истраживању седрених баријера Гостиљске реке идентификовано је 50 таксона акватичних макробескичмењака у оквиру 13 систематских група (Прилог 3). Најбројнији редови били су Trichoptera са 11 и Diptera са 10 таксона. Квалитативно је доминирала врста *G. balcanicus* чинећи 67,9% укупне бројности. Редови Diptera и Trichoptera су били заступљени са 9,6% и 9,2% укупне бројности, респективно. У оквиру представника реда Diptera, доминантну групу чинила је породица Chironomidae (85,6% укупне бројности). Врста *Allogamus* cf. *uncatus* била је најбројнија у оквиру групе Trichoptera, чинећи 57,7% укупне бројности. Током свих периода узорковања, забележене су врсте *Tinodes unicolor* (Pictet, 1834), *Sericostoma personatum* (Kirby & Spence, 1826) и *Ephemera danica* (Müller, 1764) (Прилог 3).

4.8.3. Пањица

Река Пањица је таксономски најразноврснија, са укупно 84 забележена таксона акватичних макробескичмењака из 14 систематских група. Квалитативно, доминирали су представници редова Trichoptera (23 таксона), Diptera (14 таксона) и Ephemeroptera (13 таксона) (Прилог 4).

Извори су се одликовали најнижом разноврсношћу, са 24 идентификована таксона. Током свих периода узорковања, на станишту извора доминирали су таксони *Elmis* sp., *P. praecox* и *T. anomalum* (Прилог 4).

Горњи ток реке Пањице одликује се изузетно високим диверзитетом акватичних макробескичмењака (76 таксона). Квалитативно, доминирали су представници инсеката, са 65 таксона, међу којима се истичу редови Trichoptera (20 таксона), Ephemeroptera (13 таксона) и Plecoptera (11 таксона). Међу њима су бројне стеновалентне и оксифилне врсте карактеристичне за хладне, добро оксигенисане и еколошки стабилне услове (нпр. *Silo palipes* (Fabricius, 1781), *Brachyptera risi* (Morton, 1898), *Odontocerum albicorne* (Scopoli, 1763), *Wormaldia occipitalis* (Pictet, 1834), као и представници родова *Baetis* и *Rhyacophila* (Прилог 4).

На стаништима седрених баријера реке Пањице идентификовали смо 33 таксона акватичних макробескичмењака. Као доминантне врсте током свих периода узорковања издвојиле су се *Bythinella dispersa* Radoman, 1976, *Potamophylax nigricornis* (Pictet, 1834) и *A. uncatus*. Штавише, пуж *B. dispersa*, чинио је 42,6% од укупне бројности прикупљених јединки макробескичмењака (Прилог 4).

4.8.4. Бањски поток

Анализом заједнице акватичних макробескичмењака седрених баријера Бањског потока идентификовано је укупно 57 таксона, од којих 51 припада класи Insecta. Ред Trichoptera показао је највећу разноврсност (21 таксон), док су следили редови Diptera и Ephemeroptera, са по 8 идентификованих таксона. Група Amphipoda коју представља *G. balcanicus* била је доминантна са уделом од 40,7% у укупној бројности. Значајан део заједнице чине и представници Ephemeroptera и Diptera, са уделом од 19,4% и 18,3%, респективно. Таксони које су присутни током свих сезона су *Dugesia gonosephala* (Duges, 1830), *Ecdyonurus* sp., *Ephemera danica* Müller, 1765, *Potaminius substriatus* (Müller, 1806),

R. subviolaceus и породица Chironomidae. Фаунистички су посебно занимљиве врсте које су забележене искључиво на локалитету седрених баријера Бањског потока, као што су *Rhyacophila hirticornis* McLachlan, *Glyptotendipes pellucidus* (Retzius, 1783), *Stenophylax permistus* McLachlan, 1896, *Capnia bifrons* (Newman, 1838) и *B. minutus* (Прилог 5).

4.8.5. Река Рашка

Током истраживања два локалитета реке Рашке евидентирано је присуство 2649 јединки и 78 таксона акватичних макробескичмењака. Највећи број забележених таксона припада класи Insecta. Ред Diptera је био најразноврснији, са 19 таксона, затим су следиле групе Trichoptera (17 таксона) и Plecoptera (11 таксона) (Прилог 7). Шенонов и Симпсонов индекс диверзитета нису показивали значајне флукуације између различитих периода узорковања на оба истраживана локалитета. Извор реке Рашке насељавале су осетљиве и ретке врсте, међу којима се посебно истичу *Liponeura cordata* Vimmer, 1916, *T. hubaulti*, *P. praecox*, *T. anomalum* и *G. euxina serbica* (Прилог 7). На стаништима седрених баријера забележене су густе популације врста као што су *Sericostoma personatum* (Kirby & Spence, 1826), *Baetis lutheri* Müller-Liebenau, 1967, *S. heringianus* и *D. megacephala*. Врсте као што су *Nemoura cinerea* (Retzius, 1783), *Simulium ornatum* (Meigen, 1818), *B. lutheri*, *L. cordata* и *A. sulcicollis* евидентирани су искључиво на истраживаним стаништима реке Рашке.

4.8.6. Миливска река

Истраживањем два локалитета Миливске реке прикупљен је укупно 31 таксон акватичних макробескичмењака (12 систематских група). Број таксона на истраживаним стаништима износио је 23 за извор и 20 за седрене баријере (Прилог 7). Најзаступљеније таксонске групе биле су Trichoptera (8 таксона), Oligochaeta (7) и Diptera (6). Миливска река показала је најнижу таксономску разноврсност међу проучаваним потоцима и рекама. Међутим, у поређењу са осталим истраживаним локалитетима, забележена је повећана бројност таксона Oligochaeta, што се може повезати са лимнокреним типом извора са муљевитим дном, који пружа погодне услове за живот и развој ових таксона.

Доминантне врсте забележене на извору Миливске реке су *Elmis* sp., *Ecdyonurus* sp., *D. gonocephala*, *Lithax obscurus* (Hagen, 1859) и *Chaetopteryx villosa* (Fabricius, 1798). Иако су ове врсте присутне у овом станишту, уочене су сезонске варијације у њиховом присуству. Врсте *L. obscurus* није забележена током лета, а *C. villosa* током јесени. Врсте *Potamothenis hammoniensis* (Michaelson, 1901), *D. gonocephala*, *Baetis rhodani* (Pictet, 1843), *T. unicolor* и *Sialis lutaria* (Linnaeus, 1758) биле су присутне на стаништима седрених баријера током свих периода узорковања (Прилог 7).

4.8.7. Мало Врело

У истраживању спроведеном на два локалитета реке Мало Врело идентификовано је 40 таксона акватичних макробескичмењака, сврстаних у 12 различитих систематских група. Разноврсност таксона међу локалитетима није значајно варијала током сезона (Прилог 8). Најзаступљеније систематске групе биле су Trichoptera (12 таксона) и Diptera (8 таксона). Квантитативно, на оба истраживана локалитета доминантна врста била је *G.*

balcanicus, са уделом од 51,3% у укупној бројности јединки у горњем току и 76,4% укупне бројности на стаништима седрених баријера.

У горњем току реке Мало Врело идентификовано је укупно 30 таксона акватичних макробескичмењака. Најзаступљеније врсте биле су *Baetis rhodani* (Pictet, 1843), *Perla palida* Guérin-Méneville, 1943, *Eclysopteryx madida* McLachlan, 1868, *S. personatum*, *Elmis* sp. и *D. gonocephala* (Прилог 8). Нижи број таксона (26) забележили смо на стаништима седрених баријера реке Мало Врело, при чему су доминирале врсте *T. unicolor*, *B. rhodani*, *D. gonocephala* и *S. flavicorne* (Прилог 8).

4.8.8. Лисине

У заједници макробескичмењака на три различита станишта морфохидролошког комплекса „Лисине“ идентификовано је укупно 59 таксона, при чему су најзаступљеније групе биле Trichoptera и Diptera, са по 13 таксона (Прилог 9). Квантитативни састав заједнице макробескичмењака показује укупну бројност од 11552 јед/м². *Gammarus balcanicus* је била најбројнија врста, чинећи 71,9% укупне бројности.

У изворима је забележено укупно 33 таксона, са доминацијом врста из група Trichoptera (7 таксона) и Plecoptera (5 таксона). Након врсте *G. balcanicus*, ред Trichoptera чинио је приближно 23,6% укупне бројности, при чему су највећој бројности допринеле врсте *E. madida* (заступљена током свих сезона), *Synagapetus irridipenis* (McLachlan, 1879) и *T. rostocki* (заступљене само током зиме). Представници реда Plecoptera, чинили су 23% укупне бројности макробескичмењака на подручју извора. Међу њима су ретке и угрожене врсте *P. praecox* и *B. seticornis*, као и циркумполарна и ретка врста *Arcynopteryx dichroa* (McLachlan, 1872) (Прилог 9).

У горњем току Лисинске реке забележен је састав акватичних макробескичмењака сличан оном у изворишном делу (33 таксона). Међутим, у овом делу тока Лисинске реке забележене су знатно ниже вредности Шеноновог и Симпсоновог индекса диверзитета током свих периода узорковања (Прилог 9).

Седрене баријере су станишта са највишом таксонском разноликошћу и највећом укупном бројношћу јединки. Доминирале су врсте *R. subviolaceus*, *T. unicolor*, *B. rhodani* и *E. danica* (Прилог 9).

4.8.9. Грза

У реци Грзи утврђено је присуство укупно 77 таксона макробескичмењака, међу којима су најзаступљенији редови Trichoptera (22 таксона) и Ephemeroptera (12 таксона). Диверзитет акватичних макробескичмењака реке Грзе значајно је варирао у зависности од типа станишта и периода узорковања (Прилог 10).

У извору реке Грзе забележено је 49 таксона акватичних макробескичмењака, при чему су доминирали представници редова Trichoptera (17 таксона), Diptera (9 таксона), као и Ephemeroptera и Plecoptera (са по 7 таксона). Врсте забележене током свих периода узорковања на стаништима извора биле су: *Ancylus fluviatilis* (Müller, 1774), *Ecdyonurus* sp., *P. pallida*, *P. praecox*, *Drusus* sp., као и изузетно бројна, стабилна популација критично

угожене врсте *T. anomalum*. Реокренски карактер овог извора са високим протоком воде условио је појаву неколико изразито осетљивих врста, међу којима су *T. hubaulti*, *B. risi*, и *C. maclachlani*, који представља први налаз за фауну Србије.

Горњи ток реке Грзе карактерише 52 таксона акватичних макробескичмењака, при чему је доминирао ред Trichoptera са 17 евидентираних таксона. Diptera и Ephemeroptera биле су подједнако заступљене, са по 8 таксона. У квантитативном саставу, најбројнија врста била је *G. balcanicus* која је чинила 69,2% укупне бројности макробескичмењака.

У оквиру станишта седрених баријера идентификовали смо 37 таксона акватичних макробескичмењака, при чему су доминантне групе биле Ephemeroptera са 9 таксона, док су Trichoptera и Oligochaeta биле представљене са по 8 таксона. Током свих периода узорковања, на овом локалитету евидентиране су врсте *Haplotaxis gordioides* (Hartmann, 1819), *Eiseniella tetraedra* (Savigny, 1826), *Limnaea peregra* (O. F. Müller, 1774), *E. danica* и *Simulium* sp. Врсте *Limnephilus rhombicus* (Linnaeus, 1758) и *Siphonurus aestivalis* (Eaton, 1903) забележене су искључиво на истраживаним локалитетима горњег тока и седрених баријера реке Грзе (Прилог 10).

4.8.10. Мировштица

На три истраживана станишта реке Мировштице евидентирано је присуство 76 таксона акватичних макробескичмењака, што ову реку, након реке Пањице и реке Рашке, одваја као таксономски најразноврснију. Квалитативно, најзаступљеније групе биле су Trichoptera (25 таксона) и Diptera (11 таксона) (Прилог 11), које су чиниле око 20,5% и 16,4% укупне бројности јединки, респективно.

У изворишном делу идентификовано су 32 таксона, при чему је доминантна врста била *Elmis maugetii* Latreille, 1803, са уделом од 43,5% укупне бројности.

У горњем току реке Мировштице идентификована су 52 таксона акватичних макробескичмењака. Бројчано су се издвајали врсте ровода *Glossosoma* sp. и *Agapetus* sp., као и *Ephemerella mucronata* (Bengtsson, 1909), *Micrasema morosum* (McLachlan, 1868) и *Rhyacophila laevis* Pictet, 1834.

На стаништима седрених баријера утврђено је присуство 41 таксона акватичних макробескичмењака. Најзаступљеније врсте биле су *T. unicolor*, *R. tristis* и *E. danica*. Овај локалитет представља једино станиште на коме је забележена строго заштићена врста поточног рака (*A. torrentium*) (Прилог 11).

4.8.11. Градашничка река

Укупан број идентификованих таксона у оквиру заједнице макробескичмењака на седреним баријерама Градашничке реке износио је 36. Најзаступљеније групе биле су Trichoptera (8 таксона) и Ephemeroptera (6 таксона) (Прилог 12). Diptera и Coleoptera биле су заступљене са по 6 таксона, док су остале групе биле заступљене са само једним или два таксона. Станишта седрених баријера ове реке показале су најнижу бројност јединки (914 јед/м²) у односу на све проучаване локалитете. *Gammarus balcanicus* је доминирао у заједници са 30,6% укупне бројности. Следећи по бројности били су представници реда

Diptera са 23,8%, а затим Ephemeroptera са 21,6%. Током свих сезона, као континуирано присутне врсте издвојиле су се *Habrophlebia lauta* McLachlan, 1885, *B. rhodani*, *E. danica*, *Elmis* sp. Током летњег и јесењег периода узорковања, у условима значајно редукованог протока воде, Градашничка река показала је смањену таксонску разноврсност, праћену нижим вредностима Шеноновог и Симпсоновог индекса диверзитета (Прилог 12).

4.8.12. Бигар поток

Фауна акватичних макробескичмењака Бигар потока броји 65 таксона сврстаних у 14 систематских група. Најзаступљеније групе биле су Trichoptera (18 таксона) и Diptera (12 таксона). Састав заједнице акватичних макробескичмењака варирао је у зависности од типа станишта и сезоне узорковања (Прилог 13).

У изворишном делу забележено је 45 таксона, при чему је заједницу одликовала доминација врста прилагођених специфичним условима овог типа станишта. Посебно су значајне популације врста *B. dispersa*, *G. balcanicus*, *E. maugeti*, *C. villosa*, *Polycelis felina* (Dalyell, 1814), *Nemoura erratica* Claassen, 1936., као и локално критично угоржених врста *H. bacescui* и *T. anomalum* које се налазе на листи Правилника („Службени гласник РС“, бр. 5/2010-46, 47/2011-134, 32/2016-59, 98/2016-97). Штавише, у извору Бигар потока, врста *B. dispersa* чинила је 56,8% укупне бројности макробескичмењака.

Горњи ток Бигар потока карактерише 40 таксона акватичних макробескичмењака, уз релативно уједначен диверзитет током свих сезона узорковања. Међутим, примећена је већа бројност јединки током зимског периода. Највећу бројност имале су врсте које су забележене и у изворишном делу (нпр. *G. balcanicus*, *E. maugeti*, *H. bacescui*) уз присуство таксона карактеристичних за горње токове, као што су *Ecdyonurus helveticus* Eaton, 1883, *B. rhodani* и *Simulium* sp. (Прилог 13).

Седрене баријере су током свих периода узорковања, осим лета, показале највише вредности индекса диверзитета, што указује на високу стабилност и разноврсност заједнице у овом специфичном станишту. Евидентирано је 45 таксона, при чему су редови Diptera и Trichoptera показали највећу таксономску разноврсност, са по 9 таксона, док је група Oligochaeta била представљена са 7 таксона. Највећу бројност остварила је врста *G. balcanicus*, са учешћем од 45,9%. Група Diptera била је друга по заступљености са 16,2%, при чему је породица Chironomidae доминирала са 82,4% укупне бројности унутар групе. Континуирано присутне током свих сезона биле су врсте *E. danica*, *D. gonocephala* и *Dixa maculata* Meigen, 1818.

4.9. Структура заједнице акватичних макробескичмењака

Дескриптивна статистика, укључујући стандардну девијацију, минималне и максималне вредности метрика састава и разноврсности макробескичмењака за три типа станишта дате су у табели 9. Богатство таксона је била једина метрика таксономске заједнице која се значајно разликовала између три типа станишта (Kruskal-Wallis H test, $p < 0.05$; Табела 9). Богатство таксона било је знатно ниже у изворима него у горњим токовима (Mann-Whitney U test, $U = 159,5$; $Z = -3.23$; $p < 0,05$) и стаништима седрених баријера (Mann-Whitney U test, $U = 391,5$; $Z = -2.91$; $p < 0,05$). Међутим, није откривена

статистички значајна разлика у таксономском богатству између горњих токова и седрених баријера (Mann-Whitney U test, $U = 519,5$; $Z = 0,53$; $p > 0,05$). Такође, PERMANOVA анализа (pseudo-F = 5,43; $p < 0,05$) потврдила је постојање значајних разлика у саставу заједница макробескичмењака између три проучавана типа станишта.

Према резултатима PERMANOVA анализе (pseudo-F = 5,43; $p < 0,05$), годишња доба као варијабилни фактор нису показала статистички значајне разлике у саставу заједница макробескичмењака између различитих типова станишта.

Приликом поређења истраживаних станишта, резултати SIMPER анализе указали су да је највећа разлика у саставу заједница акватичних макробескичмењака забележена између извора и станишта седрених баријера (77,49%), а затим између извора и горњих токова (71,61%), док је најмања разлика констатована између горњих токова и седрених баријера (70,99%). У табели 10 приказани су таксони који су појединачно доприносили са више од 2% укупним разликама у саставу заједница између проучаваних станишта. За уочене разлике између извора и горњих токова, као и између извора и седрених баријера, издвојило се 12 кључних таксона, при чему су *Elmis sp.*, *B. dispersa* и *E. maugetii* били доминантни у разликама између прва два станишта, док су *G. balcanicus*, *Elmis sp.* и *D. gonosephala* били најзначајнији у разликама између извора и седрених баријера. Разлике у саставу заједница између горњих токова и седрених баријера резултат су присуства и бројности девет таксона (таксони са највећим појединачним процентуалним доприносом су *G. balcanicus*, *D. gonosephala* и *T. unicolor*) (Табела 10).

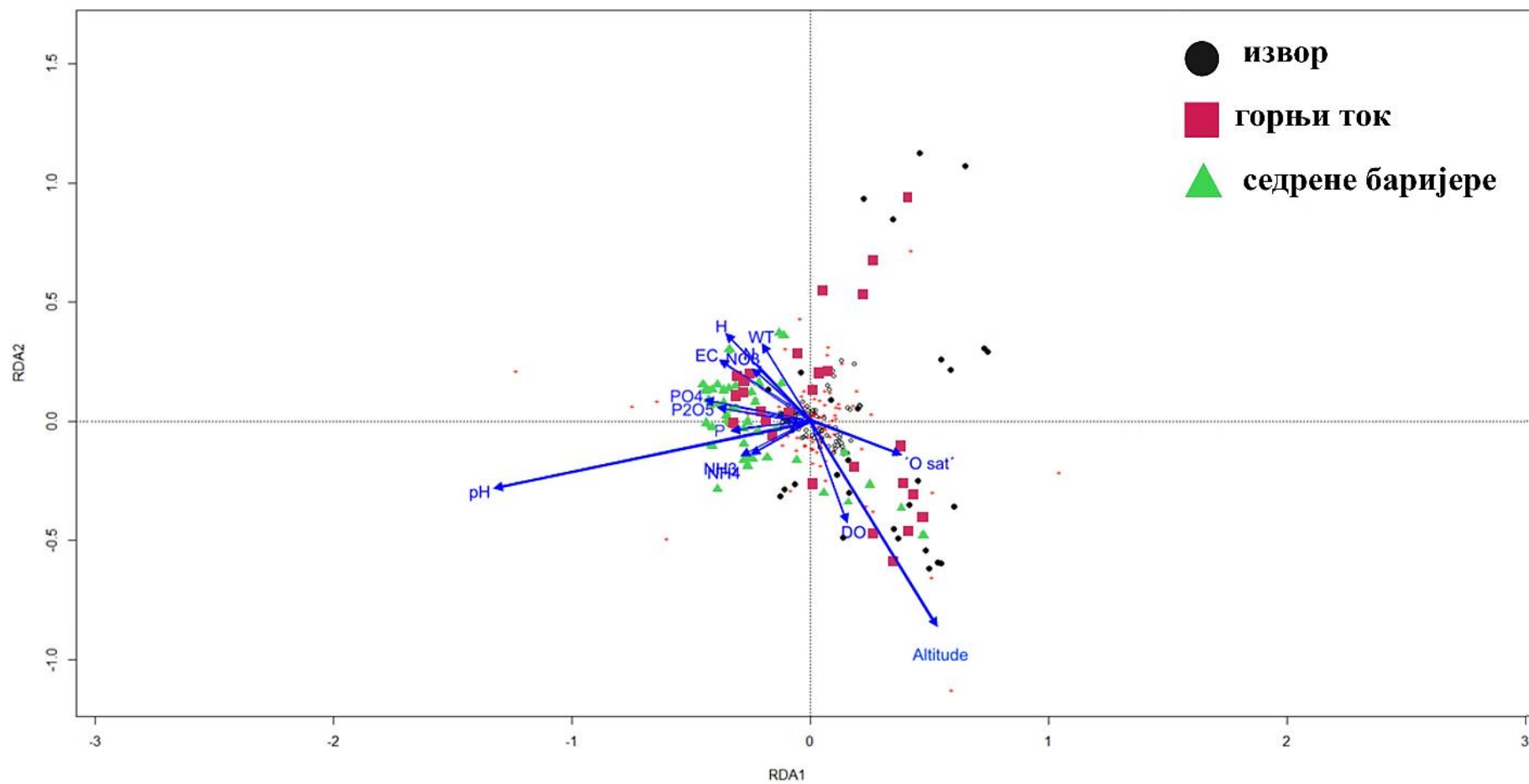
Табела 9. Метрике састава заједнице акватичних макробескичмењака, укључујући број јединки (N), богатство таксонима (S), Шенонов (H') и Симпсонов индекс диверзитета (D), на три типа станишта. Вредности су представљене као средња вредност, стандардна девијација, минимум и максимум, уз резултате Kruskal–Wallis (KW) H теста. Статистички значајни резултати ($p < 0,05$) су подебљани

Метрике	KW	p	Извори			Горњи токови			Седрене баријере		
			Mean $\pm$ SD	min	max	Mean $\pm$ SD	min	max	Mean $\pm$ SD	min	max
N	0,11	0.95	302.14 $\pm$ 199.78	67.00	951.00	280.12 $\pm$ 146.86	103.00	651.00	355.72 $\pm$ 282.20	42.00	1289.00
S	12,30	0.00*	17.18 $\pm$ 4.68	10.00	31.00	23.12 $\pm$ 7.86	14.00	42.00	21.34 $\pm$ 6.17	11.00	35.00
H'	3,48	0.18	1.75 $\pm$ 0.44	0.84	2.66	1.51 $\pm$ 0.56	0.44	2.60	1.81 $\pm$ 0.74	0.50	3.19
D	5.17	0.08	0.73 $\pm$ 0.12	0.45	0.91	0.59 $\pm$ 0.20	0.15	0.90	0.65 $\pm$ 0.23	0.19	0.95

Табела 10. Проценат доприноса појединачних таксона у разликама у саставу заједница акватичних макробескичмењака за сваки пар анализираних станишта на основу SIMPER анализе

Разлике у саставу заједница (%)	извор х	извор х	горњи ток х
	горњи ток	седрене баријере	седрене баријере
	71,61	77,49	70,99
Таксони	Допринос појединачних врста (%)		
<i>Elmis</i> sp.	4,56	3,26	2,56
<i>Bythinella dispersa</i>	4,36	2,64	2,78
<i>Elmis maugetii</i>	3,55	2,66	-
<i>Baetis rhodani</i>	3,18	2,51	2,78
<i>Gammarus balcanicus</i>	3,01	4,23	3,49
<i>Ecdyonurus</i> sp.	2,69	2,46	2,25
<i>Thremma anomalum</i>	2,67	2,46	-
<i>Dugesia gonocephala</i>	2,58	2,91	3,13
<i>Ancylus fluviatilis</i>	2,54	2,19	-
<i>Protonemura praecox</i>	2,13	2,2	-
<i>Baetis</i> sp.	2,07	-	-
<i>Eclisopteryx madida</i>	2,01	-	-
<i>Tinodes unicolor</i>	-	2,73	2,85
<i>Ephemera danica</i>	-	2,46	2,39
<i>Sericostoma personatum</i>	-	-	2,17

Анализирани параметри животне средине (Надморска висина, WT, EC, H, pH, DO, O_{SAT}, NH₄, NH₃, NO₃, N, PO₄, P, P₂O₅) објашњавају 25% укупне варијабилности у саставу заједница акватичних макробескичмењака на истраживаним локалитетима. RDA триплот ($R^2 = 0,25$) (Слика 23) показује да надморска висина ($F = 5,15$; $p < 0,05$), pH ($F = 4,88$; $p < 0,05$), zasiћеност кисеоником ($F = 2,13$; $p < 0,05$) и концентрација раствореног кисеоника ($F = 3,33$; $p < 0,05$) имају значајну улогу у расподели локалитета. Анализа коефицијената корелације показала је да је Симпсонов индекс диверзитета у негативној корелацији са pH вредношћу (Спирманов коефицијент корелације, $r = -0,29$; $p < 0,05$), док је бројност сакупљених јединки у позитивној корелацији са надморском висином ($P = -0,30$; $p < 0,05$). Истовремено, иста анализа показује да је богатство таксона у негативној корелацији са тврдоћом воде ($r = -0,339$; $p < 0,05$) и електропроводљивошћу ($r = -0,337$; $p < 0,05$), док је у позитивној корелацији са концентрацијом раствореног кисеоника ($r = 0,475$; $p < 0,05$) (Табела 11).



Слика 23. RDA триплот који визуелизује јачину и смер деловања еколошких параметара на варирање у саставу заједница акватичних макробескичмењака

Табела 11. Спирманова корелација ранга између еколошких променљивих и метрика таксономске заједнице.
Статистички значајни резултати ($p < 0,05$) су подебљани

Променљиве	Над. висина	WT (°C)	EC (μS/cm)	H (mg/l)	pH (0-14)	DO (mg/l)	O _{SAT} (%)	NH ₄ -N (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	P ₂ O ₅ -P (mg/l)	S	H'	D	N
Над. висина	1																
WT (°C)	-0,085	1															
EC (μS/cm)	-0,242	0,414	1														
H (mg/l)	-0,270	0,427	0,987	1													
pH (0-14)	-0,043	-0,036	-0,211	-0,208	1												
DO (mg/l)	-0,039	-0,481	-0,396	-0,408	0,125	1											
O _{SAT} (%)	0,071	-0,264	-0,406	-0,419	0,036	0,739	1										
NH ₄ -N(mg/l)	0,096	0,066	0,193	0,174	0,145	0,158	-0,176	1									
NH ₃ -N (mg/l)	0,088	0,0638	0,200	0,180	0,146	-0,165	-0,189	0,997	1								
NO ₃ -N (mg/l)	-0,095	0,0822	0,183	0,199	0,201	-0,210	-0,296	0,108	0,123	1							
N (mg/l)	-0,089	0,0821	0,188	0,205	0,193	-0,206	-0,293	0,102	0,117	0,997	1						
PO ₄ -P (mg/l)	-0,113	0,085	0,138	0,152	0,219	0,232	0,292	0,158	0,150	0,004	0,006	1					
P ₂ O ₅ -P(mg/l)	-0,119	0,063	0,127	0,139	0,201	0,255	0,312	0,146	0,139	-0,023	-0,021	0,993	1				
S	0,164	-0,221	-0,337	-0,349	0,008	0,289	0,475	-0,073	-0,076	-0,111	-0,113	0,027	0,049	1			
H'	-0,023	0,005	-0,104	-0,103	-0,167	0,069	0,151	0,007	0,012	-0,059	-0,071	-0,178	-0,168	0,293	1		
D	-0,014	0,014	-0,071	-0,065	-0,295	0,002	0,105	0,013	0,022	-0,045	-0,058	-0,160	-0,149	0,223	0,943		
N	0,3199	0,0373	-0,120	-0,127	0,071	0,113	0,056	-0,081	-0,081	-0,106	-0,102	-0,03	-0,045	-0,044	-0,289	-0,377	1

*S – таксономско богатство; H' – Шенонов индекс диверзитета; D – Симпсонов индекс диверзитета; N – укупан број јединки

Резултати Mann–Whitney U теста ($p < 0,05$) показују статистички значајне разлике у саставу заједница акватичних макробескичмењака између екорегiona 5 и 7. Разлике су уочене у погледу богатства таксонима, као и вредностима Шеноновог и Симпсоновог индекса диверзитета. Средње вредности наведених таксономских метрика биле су више у екорегionу 5 (Табела 12).

Табела 12. Метрике састава заједнице акватичних макробескичмењака, укључујући број јединки (N), богатство таксонима (S), Шенонов (H') и Симпсонов индекс диверзитета (D), у оквиру два истраживана екорегiona. Вредности су представљене као средња вредност, стандардна девијација, минимум и максимум, уз резултате Mann–Whitney U теста. Статистички значајни резултати ($p < 0,05$) су подебљани.

Метрике	Z	P	Екорегion 5			Екорегion 7		
			Mean $\pm$ SD	min	max	Mean $\pm$ SD	min	max
N	0,13	0,89	981,06 $\pm$ 823,41	179,00	3437,00	803,78 $\pm$ 503,53	112,00	2536,00
S	3,27	0,00*	24,23 $\pm$ 8,18	10,00	42,00	18,94 $\pm$ 4,99	11,00	33,00
H'	2,21	0,03*	1,97 $\pm$ 0,65	0,84	3,19	1,61 $\pm$ 0,59	0,44	2,78
D	2,29	0,02*	0,73 $\pm$ 0,17	0,29	0,95	0,62 $\pm$ 0,21	0,15	0,93

Посматрајући екорегиије појединачно, у екорегionу 5 као статистички значајни средински фактори који имају највиши допринос у објашњењу варијабилности заједнице макробескичмењака су: pH ($F = 2,58$; $p < 0,05$), надморска висина ($F = 2,40$; $p < 0,05$), електропроводљивост ($F = 2,43$; $p < 0,05$), концентрација раствореног кисеоника ($F = 2,07$; $p < 0,05$) и концентрације амонијум јона ($F = 2,23$; $p < 0,05$). У екорегionу 7, као значајни предиктори који обликују састав заједница, издвајају се температура ($F = 2,15$; $p < 0,05$), pH ($F = 5,69$; $p < 0,05$), надморска висина ($F = 4,25$; $p < 0,05$), електропроводљивост ($F = 4,48$; $p < 0,05$), zasiћеност кисеоником ($F = 1,83$; $p < 0,05$) и концентрација раствореног кисеоника ($F = 2,34$; $p < 0,05$). За екорегion 5, анализа коефицијената корелације указује да је да богатство таксонима у позитивној корелацији са pH (Спирманов коефицијент корелације, $r = 0,54$, $p < 0,05$) и zasiћеношћу кисеоником ($r = 0,49$, $p < 0,05$) (Табела 13). У екорегionу 7 забележене су значајне негативне корелације између pH и богатства таксонима ($r = -0,29$, $p < 0,05$), као и Шеноновог ($r = -0,30$, $p < 0,05$) и Симпсоновог ($r = -0,38$, $p < 0,05$) индекса диверзитета (Табела 14).

Табела 13. Спирманова корелација ранга између еколошких променљивих и метрика таксономске заједнице у екорегииону 5.
Статистички значајни резултати ($p < 0,05$) су подебљани

Променљиве	Над. висина	WT (°C)	EC (μS/cm)	H (mg/l)	pH (0-14)	DO (mg/l)	O _{SAT} (%)	NH ₄ -N (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	P ₂ O ₅ -P (mg/l)	S	H'	D	N
Над. висина	1,000																
WT (°C)	-0,208	1,000															
EC (μS/cm)	-0,744	0,484	1,000														
H (mg/l)	-0,750	0,484	0,994	1,000													
pH (0-14)	-0,124	0,057	0,060	0,059	1,000												
DO (mg/l)	-0,059	-0,520	-0,311	-0,338	-0,006	1,000											
O _{SAT} (%)	-0,019	-0,186	-0,154	-0,171	0,226	0,688	1,000										
NH ₄ -N(mg/l)	-0,001	0,260	-0,013	-0,023	0,305	-0,139	-0,114	1,000									
NH ₃ -N (mg/l)	-0,001	0,260	-0,013	-0,023	0,305	-0,139	-0,114	1,000	1,000								
NO ₃ -N (mg/l)	-0,154	0,127	0,008	0,028	0,188	-0,068	0,042	0,016	0,016	1,000							
N (mg/l)	-0,140	0,147	-0,009	0,008	0,167	-0,057	0,054	0,039	0,039	0,995	1,000						
PO ₄ -P (mg/l)	-0,291	-0,035	0,064	0,065	0,207	0,495	0,764	-0,106	-0,106	0,301	0,277	1,000					
P ₂ O ₅ -P(mg/l)	-0,281	-0,067	0,041	0,043	0,219	0,526	0,774	-0,105	-0,105	0,277	0,253	0,994	1,000				
S	0,120	-0,291	-0,221	-0,212	0,540	0,245	0,489	0,063	0,063	-0,015	-0,012	0,301	0,334	1,000			
H'	-0,258	0,064	0,107	0,111	0,116	0,120	-0,186	0,221	0,221	0,154	0,149	-0,172	-0,189	-0,236	1,000		
D	-0,301	0,029	0,048	0,057	-0,125	0,194	-0,178	0,197	0,197	0,158	0,158	-0,116	-0,128	-0,287	0,918	1,000	
N	0,342	0,001	-0,144	-0,165	0,144	0,167	0,259	-0,157	-0,157	0,009	0,032	-0,164	-0,172	0,000	0,012	-0,208	1,000

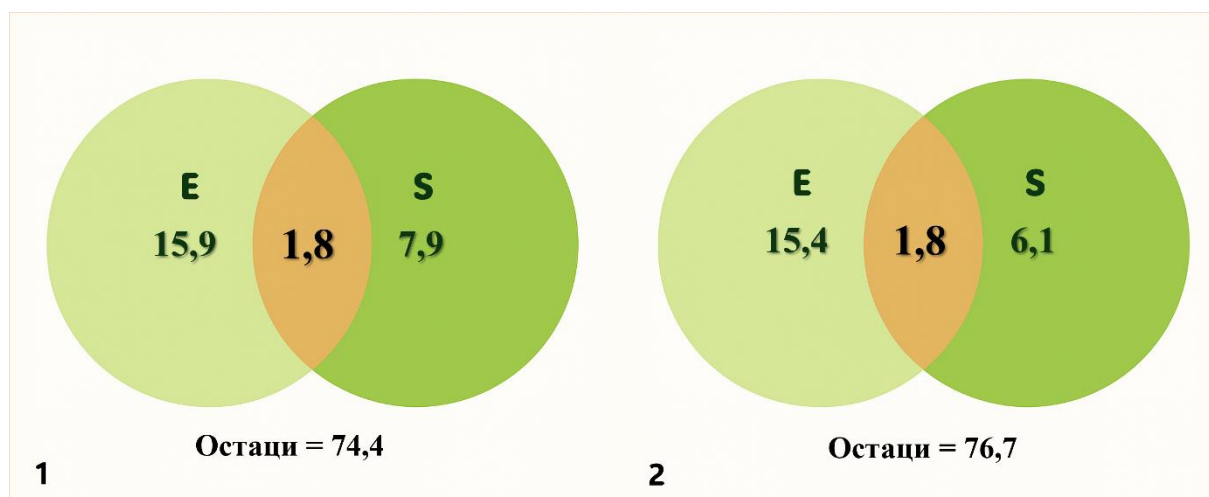
*S – таксономско богатство; H' – Шенонов индекс диверзитета; D – Симпсонов индекс диверзитета; N – укупан број јединки

Табела 14. Спирманова корелација ранга између еколошких променљивих и метрика таксономске заједнице у екорегionу 7.
Статистички значајни резултати ($p < 0,05$) су подебљани

Променљиве	Над. висина	WT (°C)	EC (μS/cm)	H (mg/l)	pH (0-14)	DO (mg/l)	O _{SAT} (%)	NH ₄ -N (mg/l)	NH ₃ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	P ₂ O ₅ -P (mg/l)	S	H'	D	N
Над. висина	1,000																
WT (°C)	0,329	1,000															
EC (μS/cm)	0,746	0,294	1,000														
H (mg/l)	0,722	0,322	0,975	1,000													
pH (0-14)	-0,152	-0,051	-0,261	-0,261	1,000												
DO (mg/l)	-0,341	-0,437	-0,339	-0,346	0,134	1,000											
O _{SAT} (%)	-0,352	-0,239	-0,302	-0,313	-0,069	0,740	1,000										
NH ₄ -N(mg/l)	0,261	0,016	0,229	0,204	0,145	-0,156	-0,178	1,000									
NH ₃ -N (mg/l)	0,256	0,007	0,233	0,207	0,147	-0,163	-0,191	0,997	1,000								
NO ₃ -N (mg/l)	0,097	0,014	0,130	0,148	0,235	-0,208	-0,334	0,103	0,119	1,000							
N (mg/l)	0,105	0,007	0,136	0,157	0,229	-0,202	-0,324	0,093	0,108	0,998	1,000						
PO ₄ -P (mg/l)	-0,005	0,167	0,175	0,201	0,233	0,149	0,157	0,200	0,191	-0,080	-0,066	1,000					
P ₂ O ₅ -P(mg/l)	-0,030	0,155	0,174	0,198	0,207	0,164	0,177	0,188	0,179	-0,111	-0,096	0,994	1,000				
S	-0,278	0,001	-0,148	-0,146	-0,280	0,218	0,318	-0,084	-0,085	-0,063	-0,062	-0,121	-0,112	1,000			
H'	-0,208	0,062	0,014	0,022	-0,306	-0,050	0,169	0,005	0,014	-0,058	-0,068	-0,176	-0,157	0,587	1,000		
D	-0,141	0,093	0,074	0,087	-0,376	-0,146	0,084	0,017	0,030	-0,036	-0,047	-0,169	-0,152	0,420	0,962	1,000	
N	0,227	0,147	0,009	0,017	0,032	0,029	-0,186	-0,070	-0,079	-0,137	-0,137	0,063	0,045	-0,224	-0,636	-0,591	1,000

* S – таксономско богатство; H' – Шенонов индекс диверзитета; D – Симпсонов индекс диверзитета; N – укупан број јединки

Резултати партиционисања варијације (VPA) истичу варијабилност у доприносу физичких и хемијских (тј. еколошких) и просторних фактора на обликовање заједница акватичних макробескичмењака унутар оба истраживана екорегiona. У екорегionу 5 физички и хемијски фактори (E) објашњавају 15,9% варијансе, а просторни фактори (S) 7,9%. Сличан образац забележен је и за екорегion 7, где физички и хемијски фактори објашњавају 15,4%, а просторни 6,1% варијансе. Вредности заједничких доприноса у оба екорегiona су једнаки и износе 1,8%. Остаци варијација, који чине 74,4% у екорегionу 5 и 76,7% у екорегionу 7, остали су необјашњени канонским VPA моделом (Слика 24).



Слика 24. Венов дијаграм који приказује допринос физичких и хемијских променљивих (E) и просторних ефеката (S) у објашњењу варијабилности у саставу заједнице акватичних макробескичмењака у екорегionима 5 (1) и 7 (2), израженим у процентима

Анализом индикаторских вредности (IndVal) регистровали смо врсте које најбоље одражавају еколошке карактеристике три типа станишта (Табела 15). Констатовали смо десет потенцијалних индикаторских таксона за станишта извора, од којих су три (*Elmis* sp., *T. anomalum* и *A. fluviatilis*) имала значајне IndVal вредности ($\text{IndVal} > 0,25$). Утврђено је да су врсте из реда Ephemeroptera - *B. rhodani* и *R. semicolorata* најкарактеристичније за станишта горњих токова. Станишта седрених баријера одликовала су се вишим бројем (15) потенцијалних индикаторских таксона, од којих је 11 показало изузетно статистички значајне IndVal вредности ($\text{IndVal} > 0,25$): породица Chironomidae, *T. unicolor*, *E. danica*, *R. subviolaceus*, *E. tetraedra*, породица Lumbricidae, *D. gonocephala*, *Simulium* sp., *S. lutaria*, *H. gordioides* и *R. tristis* (Табела 15).

Табела 15. Индикаторски таксони акватичних макробескичмењака за три типа станишта

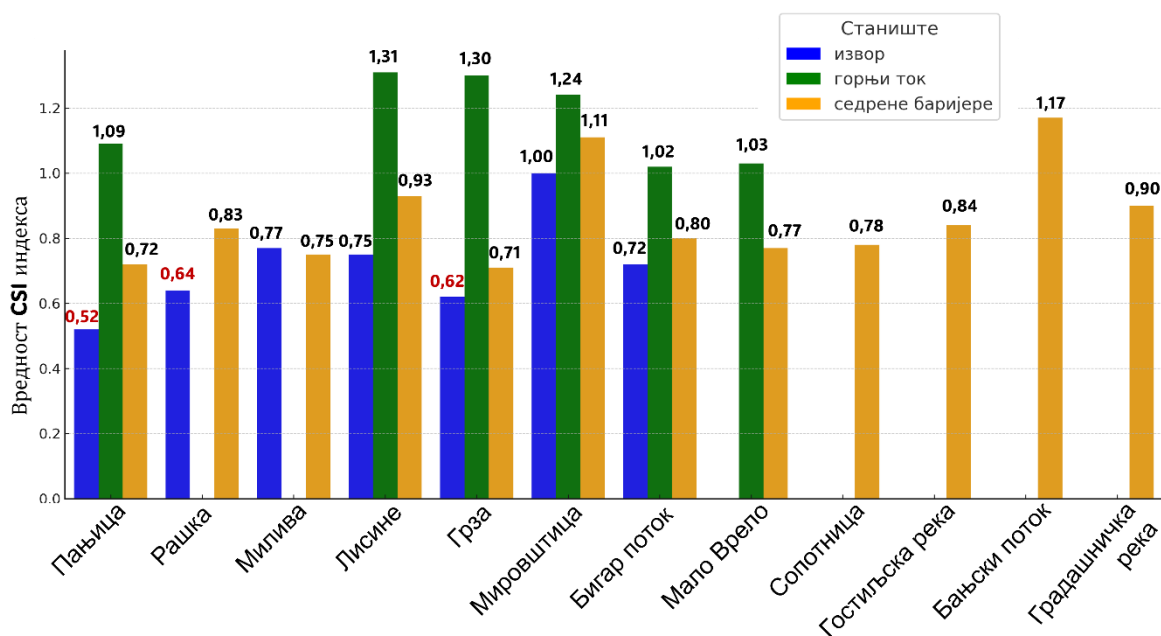
Таксон	cluster*	IndVal	p
<i>Elmis</i> sp.	1	0.4813	0.0005
<i>Thremma anomalum</i>	1	0.4753	0.0001
<i>Ancylus fluviatilis</i>	1	0.3587	0.0001
<i>Elmis maugetii</i>	1	0.2410	0.0124
<i>Protonemura praecox</i>	1	0.2253	0.0333
<i>Drusus</i> sp.	1	0.2118	0.0152
фам. Limnephilidae	1	0.1641	0.0428
<i>Taeniopteryx hubaulti</i>	1	0.1347	0.0109
<i>Protonemura meyeri</i>	1	0.1336	0.0419
<i>Arcynopteryx dichroa</i>	1	0.1336	0.0419
<i>Baetis rhodani</i>	2	0.4098	0.0116
<i>Rhithrigena semicolorata</i>	2	0.2629	0.0002
<i>Potamophylax</i> sp.	2	0.2250	0.0066
<i>Ephemerella mucronata</i>	2	0.1727	0.0052
<i>Limnephilus rhombicus</i>	2	0.1016	0.0461
фам. Chironomidae	3	0.6155	0.0001
<i>Tinodes unicolor</i>	3	0.6151	0.0001
<i>Ephemera danica</i>	3	0.5963	0.0001
<i>Riolus subviolaceus</i>	3	0.4730	0.0003
<i>Eiseniella tetraedra</i>	3	0.4165	0.0002
фам. Lumbricidae	3	0.3720	0.0023
<i>Dugesia gonocephala</i>	3	0.3583	0.0145
<i>Simulium</i> sp.	3	0.2961	0.0147
<i>Haplotaxis gordioides</i>	3	0.2927	0.0009
<i>Sialis lutaria</i>	3	0.2861	0.0016
<i>Rhyacophila tristis</i>	3	0.2643	0.0368
<i>Oxycera</i> sp.	3	0.2153	0.0228
<i>Paraleptophlebia weneri</i>	3	0.1860	0.0061
<i>Potaminius substriatus</i>	3	0.1860	0.0052
<i>Dixa puberula</i>	3	0.1163	0.0427

*тип станишта: 1-извор; 2-горњи ток; 3-седрене баријере

*болдирано – најрепрезентативнији индикатори за три типа станишта

4.10. Climate Score Index (CSI)

На основу добијених вредности *Climate Score Index*-а (CSI), који представља меру рањивости екосистема на климатске промене, идентификоване су разлике у осетљивости различитих типова станишта. Ове вредности, израчунате на основу оцене рањивости ЕРТ таксона, одражавају разлике у степену рањивости на будуће климатске промене (Слика 25). Пратећи средње вредности CSI индекса за сваки тип станишта, резултати су показали да су извори најрањивији на климатске промене (CSI = 0,72), затим станишта седрених баријера (CSI = 0,86), а потом и горњи токови (CSI = 1,16). Извори река Пањица (CSI = 0,52), Грза (CSI = 0,62) и Рашка (CSI = 0,64) имају најниже вредности индекса и највећу потенцијалну рањивост на климатске промене. Међу проучаваним стаништима седрених баријера, најниже вредности CSI индекса уочене су за реку Пањицу (CSI = 0,72) и реку Грзу (CSI = 0,71). Највише вредности CSI индекса, које указују на нижи степен рањивости на климатске промене, забележене су за горњи ток Лисинске реке (CSI = 1,30) и реке Грзе (CSI = 1,31) (Слика 25).



Слика 25. Вредности *Climate Score Index*-а (CSI) за истраживане локалитете крашких река и потока

4.11. ESHIPPO_{ЕРТ} модел

Анализом параметара ESHIPPO_{ЕРТ} модела, идентификована су три веома високо рањива локалитета: горњи ток реке Пањице, станишта седрених баријера реке Сопотнице и Бањског потока (Табела 16). Овако висока рањивост првенствено је последица високих вредности ES компоненте ($\sum ES = 45-57$), што указује на висок диверзитет и присуство већег броја високо специјализованих ЕРТ таксона, изразито осетљивих на еколошке промене. Истовремено, ова станишта карактерише низак интензитет HIPPO фактора, што указује на тренутно високу очуваност ($\sum HIPPO = 5$) и еколошку одрживост екосистема, која се може очувати једино уз очување овако постојећих природних услова, без икаквог утицаја антропогених фактора. Према вредностима ES компоненте, заједнице акватичних макробескичмењака 13 истраживаних локалитета (извор и станишта седрених баријера реке Пањице, истраживани локалитети реке Рашке и Мировштице, као и станишта извора и горњег тока Бигар потока, Грзе и Лисина) одликују се високом еколошком рањивошћу ($\sum ES = 25-39$). На овим локалитетима, изузев реке Пањице, забележен је умерен степен изложености HIPPO факторима ($\sum HIPPO = 6-13$) (Табела 16). Оваква комбинација, према резултатима добијеним применом ESHIPPO_{ЕРТ} модела, указује на смањену, тј. умерену одрживост, услед постојећег ризика од нарушавања затеченог стања уколико антропогени фактори наставе да делују истим или већим интензитетом. Стога се, услед потенцијалног ризика и високе рањивости ових екосистема, предлаже висок приоритет у мерама конзервације. Четири истраживана локалитета, горњи ток и станишта седрених баријера реке Мало Врело и станишта седрених баријера Гостиљске реке и Бигар потока окарактерисана су умереним степеном еколошке рањивости и изложеношћу умереном интензитету HIPPO фактора (Табела 16). Очигледно је да заједница поседује одређене адаптивне капацитете, што указује на извесну отпорност упркос израженом утицају који захтева континуирано праћење. Три истраживана станишта седрених баријера (Лисинска река, Градашничка река и река Грза) представљају једине истраживане локалитете који су изложени високом утицају HIPPO фактора ($\sum HIPPO = 15$). Међутим, за разлику од Лисинске реке, чија се заједница одликује високим степеном еколошке рањивости ($\sum ES = 26$), заједнице макробескичмењака на преостала два локалитета показују низак степен еколошке рањивости ($\sum ES = 14$ за реку Грзу и $\sum ES = 15$ за Градашничку реку) (Табела 16), што указује на могућу деградираност заједнице и потребу за мерама рестаурације. Стога, седрене акумулације Лисинске реке представљају критичну тачку за одрживост (низак степен), јер је извесно да високо специјализоване заједнице не могу да се одрже под интензивним притисцима, што оправдава висок приоритет у конзервацији. Најнижа вредност ES компоненте карактерише истраживане локалитете Миљивске реке ($\sum ES = 7$), који је изложен умереном интензитету антропогених фактора. У поређењу са осталим локалитетима, резултати указују на одсуство високо специјализованих таксона, па самим тим и нижи приоритет у мерама конзервације у односу на наведене високо рањиве водене екосистеме.

Резултати Спирмановог коефицијента корелације показали су умерену негативну корелацију између укупне вредности HIPPO и ES компоненте ($r = -0.43$; $p < 0,05$). Такође, промене станишта и загађење показали су статистички значајну негативну корелацију са вредностима еколошке специјализације ($r = -0,49$; $p < 0,05$ за промене станишта (H) ; $r = -0,45$; $p < 0,05$ за загађење (P)).

Табела 16. Процена степена еколошке рањивости и интензитета HIPPO фактора на истраживаним локалитетима крашких река и потока на основу резултата ESHIPPO_{ЕРТ} модела

Локалитет	Σ ES	Степен рањивости	Н	І	Р	Р	О	Σ HIPPO	Утицај HIPPO фактора
Сопотница – седрене баријере	45	веома висок	1	1	1	1	1	5	низак
Гостиље – седрене баријере	23	умерен	3	1	1	3	1	9	умерен
Пањица – извор	25	висок	1	1	1	1	1	5	низак
Пањица – горњи ток	56	веома висок	1	1	1	1	1	5	низак
Пањица – седрене баријере	26	висок	1	1	1	1	1	5	низак
Бањски поток – седрене баријере	46	веома висок	1	1	1	1	1	5	низак
Рашка – извор	26	висок	3	1	1	1	1	7	умерен
Рашка – седрене баријере	31	висок	1	1	1	3	1	7	умерен
Милива - извор	7	низак	3	1	3	3	1	11	умерен
Милива – седрене баријере	7	низак	3	1	3	3	1	11	умерен
Мало Врело – горњи ток	24	умерен	3	1	1	1	1	7	висок
Мало Врело – седрене баријере	20	умерен	3	1	1	1	1	7	умерен
Лисине – извор	31	висок	3	1	1	5	1	11	умерен
Лисине – горњи ток	30	висок	3	1	3	5	1	13	умерен
Лисине – седрене баријере	26	висок	5	1	3	5	1	15	висок
Грза – извор	38	висок	3	1	1	5	1	11	умерен
Грза – горњи ток	37	висок	3	1	3	5	1	13	умерен
Грза – седрене баријере	14	низак	5	1	3	5	1	15	висок
Мировштица – извор	27	висок	3	1	1	1	1	7	умерен
Мировштица – горњи ток	39	висок	1	1	1	3	1	7	умерен
Мировштица – седрене баријере	25	висок	1	1	3	1	1	7	умерен
Бигар поток – извор	34	висок	3	1	1	1	1	7	умерен
Бигар поток – горњи ток	33	висок	3	1	1	1	1	7	умерен
Бигар поток – седрене баријере	22	умерен	5	1	1	3	1	11	умерен
Градашничка река – седрене баријере	15	низак	5	1	3	5	1	15	висок

5. Дискусија

5.1. Физички и хемијски параметри истраживаних крашких река и потока

Диверзитет и дистрибуција акватичних макробескичмењака уско су повезани са динамиком физичких и хемијских параметара у екосистему, јер ови фактори директно утичу на квалитет станишта, доступност ресурса и услове за опстанак различитих врста (Yazdian et al., 2014). У овом истраживању, већина параметара животне средине била је упоредива међу истраживаним стаништима. Уочено је да су температуре воде пратиле уобичајене локалне климатске обрасце, са максимално забележеним вредностима током лета и минималним вредностима током зиме. Температура воде на изворима остала је стабилна током свих годишњих доба, што је и очекивано, обзиром на то да извори крашких река обично показују високу термичку стабилност услед дубинске циркулације подземних вода и њихове изолованости од атмосферских утицаја (Smith et al., 2003; Vilenica et al., 2018). Високе вредности концентрације раствореног кисеоника, указују на висок квалитет воде што је у складу са вредностима добијеним у истраживањима спроведених у Хрватској (Ridl et al., 2018; Pozojević et al., 2021), Словенији (Hrovat et al., 2009) и Аустрији (Bednar et al., 2017; Gulin et al., 2021). Крашки водени екосистеми, такође, имају карактеристично високе нивое тврдоће, алкалности и рН вредности (Righi-Cavallaro et al., 2010; Pozojević et al., 2021), што потврђују и резултати наших мерења. У складу са очекивањима, уочен је рН градијент дуж водотока, од извора, преко горњег тока, до седрених баријера (Vilenica et al., 2017), што се повезује са смањењем концентрације раствореног угљен-диоксида, једног од најзначајнијих фактора за процес таложења седре (Chen et al., 2004). Према Štambuk-Giljanović (2005), опсег рН вредности од 6,5 до 8,5 је стандард за крашке екосистеме и одговара вредностима добијеним у нашем истраживању.

Благо повећане концентрације нитрата и ортофосфата забележене су на појединим истраживаним локалитетима (Градашничка река, Грза и Лисине), што се вероватно може повезати са утицајем интензивнијих туристичких активности, присуством излетишта или угоститељских објеката у непосредној близини ових река. Концентрације амонијум и амонијак јона углавном су биле стабилно ниске, без значајних варијација, изузев благог повећања у горњем току и на стаништима седрених баријера реке Грзе (током лета), као и на извору и на стаништима седрених баријера Миљивске реке (током лета и јесени), што указује на могућу повезаност са претходно описаним утицајима људских активности у том подручју.

5.2. Обрасци и варијације диверзитета акватичних макробескичмењака у различитим стаништима крашких водених екосистема

Наша истраживања указују да сезонске промене нису значајно утицале на састав заједнице акватичних макробескичмењака. Ови резултати се разликују од налаза бројних аутора (Sertić Perić et al., 2011; Rađa and Šantić, 2014; Ergović et al., 2025), који су годишња доба истакли као кључан предиктор састава таксона у крашким екосистемама Републике Хрватске. Ова сезонска уједначеност у саставу заједница макробескичмењака резултат је специфичних одлика крашких водених екосистема, који током целе године одржавају стабилне физичке и хемијске услове. Специфични еколошки услови, као што су термичка стабилност, високе концентрација раствореног кисеоника и ниске количине неорганских хранљивих материја, забележени на местима узорковања, највероватније су допринели прилично високој разноврсности макробескичмењака. Ова заједница чини приближно

20% укупног документованог богатства фауне макробескичмењака Србије (Петровић, 2014). Додатно, у поређењу са подацима из суседних региона (нпр. Ridl et al., 2018; Vilenica et al., 2017b; Мићетић Stanković et al., 2019; Pozojević et al., 2021), фауна акватичних макробескичмењака крашких екосистема на територији Србије може се дефинисати као прилично богата и разноврсна на регионалном нивоу. Забележили смо таксоне које су широко распрострањени у различитим воденим срединама, али и угрожене и ретке врсте од конзервацијског значаја, које су наведене у Правилнику о заштити строго заштићених врста Републике Србије (Службени гласник РС“ бр. 5/2010-46, 47/2011-134, 32/2016-59). Такође, можемо констатовати да су стабилни еколошки услови обликовали заједнице макробескичмењака, одражавајући аутеколошке карактеристике евидентираних таксона (Hrovat et al., 2009; Lewin et al., 2013; Moog et al., 2017; Pozojević et al., 2021).

Састав заједнице акватичних макробескичмењака у великој мери зависи од положаја станишта у екосистему, пратећи уздужни градијент у складу са концептом речних зона (Vannote et al., 1980). Наши резултати су показали сличну тенденцију, указујући на повећање богатства таксонима низводно од извора. Ове налазе поткрепљују истраживања спроведена у хрватским крашким воденим екосистемама на различитим воденим инсектима, укључујући Trichoptera (Previšić et al., 2007; Pozojević et al., 2021), Ephemeroptera (Vilenica et al., 2017), Coleoptera (Мићетић Stanković et al., 2019) и поједине фамилије Diptera, као што су Empididae (Ivković et al., 2012) и Simuliidae (Ivković et al., 2014).

Заједничка одлика свих истраживаних типова станишта била је доминација врсте амфиподног рака *G. balcanicus*, која је типична за хладна и кисеоником богата станишта, укључујући изворе (Marković, 1999; Živić et al., 2022; Dumnicka et al., 2007) и друге делове водотока са кречњачком подлогом где је присутна повећана концентрација јона калцијума (Matoničkin and Pavlečić, 1972; Sertić Perić et al., 2018). Истовремено, њена бројност у различитим типовима станишта утицала је да се издвоји као једна од врста које су, према SIMPER анализи, значајно допринеле разликама у саставу заједница.

Изворе, као посебне еколошке целине, углавном насељавају одређене, оксифилне и хладностенотермне врсте, које су еволутивно прилагођене животу у условима стабилне температуре, високог садржаја раствореног кисеоника и на ограниченој нутритивној бази (Barquín and Death, 2009; Симић и Симић, 2012; Veracko et al., 2022). С друге стране, висока разноврсност и бројност таксона најчешће су резултат присуства великог броја различитих микростаништа. Стога, висок диверзитет на седреним баријерама може бити последица разноврсности микростаништа, односно присуства бројних алги, маховина или макрофита, као и веће доступности и разноврсности прехранбених ресурса (Miliša et al., 2006; Ivković et al., 2014; Vilenica et al., 2017a; Simović et al., 2024b).

Богатство таксона у проучаваним крашким изворима (124 таксона) било је ниже у односу на крашке изворе у Бугарској (148 таксона и 20 систематских група), али више у поређењу са оним у Јулијским Алпима (76 таксона) (Mori, 2003). Доминантно присуство инсеката, првенствено Ephemeroptera, Plecoptera и Trichoptera је очекивана и подржана претходним студијама (Barquín and Death, 2009; Maiolini et al., 2011; Cibik et al., 2021). Забележили смо 65 ЕРТ таксона (од укупно 92 таксон инсеката), што је знатно већи број у односу на 28 ЕРТ таксона које бележе Savić et al. (2017) у 50 крашких извора у централној Босни и Херцеговини. Представници реда Trichoptera чинили су доминантну компоненту, што је у корелацији са претходним истраживањима (нпр. Maiolini et al., 2011; Savić et al., 2017). Мања разноврсност таксона Ephemeroptera у односу на представнике

Plecoptera у складу је са налазима других аутора (Maiolini et al., 2011; Cívik et al., 2021) и може се повезати са термичким преференцијама таксона Ephemeroptera, које су углавном прилагођене топлијим условима и чешће обитавају у горњим токовима река и потока (Haidekker and Hering, 2007; Vilenica et al., 2017). Изворе, као изолована станишта, често карактерише нижа разноврсност нелетећих макробескичмењака (Oligochaeta, Hirudinea) (Dumnicka, 2006). Крашки извори које смо проучавали имали су ниже богатство таксона Oligochaeta (10 таксона) у поређењу са крашким изворима у Западним Карпатима (37 таксона) (Veracko et al., 2022). Према истраживању Veracko et al. (2022), висок диверзитет Oligochaeta био је повезан са већим концентрацијама фосфата и нитрата, који доприносе високој продуктивности перифитона. Стога се нижи број таксона Oligochaeta у изворима које смо проучавали може објаснити ограниченом доступношћу хранљивих материја, што је довело до смањене продуктивности и недостатка прехранбених ресурса.

Бројна истраживања потврдила су хипотезу да многе врсте са уским еколошким захтевима за једним или више фактора животне средине имају већи ризик од изумирања (Fochetti, 2020). Ово се нарочито односи на ретке и осетљиве таксоне, који су често просторно ограничени на високо угрожена станишта, као што су извори. Као индикатори извора које смо проучавали издвојили су се многи стенотермни таксони (*T. anomalum*, *P. praecox*, *P. meyeri*, *T. hubaulti*, *A. dichroa*), углавном уског географског распрострањења (Петровић, 2014).

Циркумполарна и ретка врста *A. dichroa* (Plecoptera) је до сада позната само на два локалитета у Србији (Нумановић, 2023) и нијендом српском регулативом није уврштена на листу заштићених врста. Штавише, као глацијални реликт преживела је глацијалне циклусе кроз миграције дуж надморске висине, задржавајући се у високим планинама Холарктичког региона, у изолованим периглацијалним популацијама (Theissinger et al., 2012). Врста је забележена у оквиру типских локалитета (врело реке Лисине) у свим сезонским аспектима. Међутим, ова врста је у овом истраживању забележена на знатно нижој надморској висини (430 m), у односу на раније наводе у литератури, где се према подацима аутора најчешће среће на висинама преко 2000 m (Bálint et al., 2011; Tyufekchieva et al., 2019). Недавно је налаз ове врсте у Србији потврђен на 1400 m надморске висине, на изворишту Ђерекарске реке, на подручју Пештерске крашке висоравни (Нумановић, 2023). *Taeniopteryx hubaulti* показује холарктичку дистрибуцију (Zhiltzova, 2006, Guareschi et al., 2018) и углавном насељава еукреналне и хипокреналне зоне брдско-планинских водотокова (Simović et al., 2023). Као типично зимска, хладно-стенотермна врста, одликује се раним периодом лета који, у зависности од надморске висине обично траје од јануара до априла (Zwick and Hohmann, 2003; Rupprecht, 2014). Обрасци појаве ове врсте су у корелацији са нашим налазима, који указују на њено присуство током зимских месеци и повезаност са хладнијим и високо оксигенисаним изворима у којима доминира каменити супстрат. На основу претходних налаза на територији Србије, врста *T. hubaulti* означена је као угрожена (Živić, 2024). У појединим европским земљама (нпр. Швајцарска, Чешка Република, Шпанија) (Lubini, 2012; Vojková and Soldán, 2013; Guareschi et al., 2018) сматра се рањивом, док је у другим, попут Бугарске (Tyufekchieva et al., 2019), класификована као угрожена.

Остали таксони које је IndVal анализа препознала као индикаторе извора углавном су у складу са литературним подацима о њиховим еколошким преференцијама. Тако је, на пример врста *T. anomalum* више пута наведена као карактеристична за изворишне зоне (Živić et al., 2013; Stojanović et al., 2023), а слично важи и за представнике рода *Elmis*, који насељавају добро оксигенисане изворе са потопљеном хидрофитном вегетацијом (Mičetić

Stanković et al., 2018, 2022). Због значајно високог доприноса у поређењима између извора и горњих токова, као и извора и седрених баријера, представници рода *Elmis* могу се сматрати кључним таксономима који структурно разликује изворска станишта од осталих унутар система.

Седрене баријере истражених екосистема одликују се каскадама, малим језерима, подводним баријерама и разноврсним водопадима, који су често обрасли перифитоном и маховином. Као таква, ова хидроморфолошки разнолика станишта одликују се високим биодиверзитетом, нарочито у заједницама водених инсеката, како наводе бројни аутори (Šemnički et al., 2012; Ivković et al., 2012; Vilenica, 2017a; Ridl et al., 2018; Ivković et al., 2019; Dorić et al., 2024; Simović et al., 2024b).

Фамилија Chironomidae била је највише повезана са баријерама од седре, што је у складу са хипотезом да ове ларве имају значајну улогу у еколошким процесима седрених станишта. Насељавајући пукотине, поре и површине прекривене алгама и макрофитима значајно доприносе динамици и стабилности ових екосистема (Čmrlec et al., 2013; Dorić et al., 2024). Додатно, баријере од седре могу створити повољне услове за развој густих, брзорастућих популација ларви Diptera које се хране филтрирањем честица из воде, као што су фамилије Simuliidae (Ivković et al., 2014) или Dixidae (Ivković et al., 2019). Наша студија је потврдила присуство две врсте *Dixa* (*D. puberula* и *D. maculata*), док у крашким пределима Хрватске Ivković et al. (2019) наводе присуство пет врста рода *Dixa*. Осим што су током овог истраживања први пут забележене на територији Србије, присуство ових врста, као поузданих биолошких индикатора, указује на очуваност и висок квалитет водених станишта (Adler and Courtney, 2019; Simović et al., 2022). Ivković and Pont (2016) документовали су присуство бројних врста *Limnophora* на седреним баријерама крашких река на територији Хрватске. Међутим, у нашем истраживању ове врсте су биле ретке, вероватно због нижих температура које представљају ограничавајући фактора за развој њихових ларви (Ivković and Pont, 2016; Simović et al., 2024b).

Састав и разноврсност Trichoptera у крашким рекама Србије били су слични онима забележеним у крашким пределима Хрватске (Previšić et al., 2007; Šemnički et al., 2007), са доминацијом врста и родова из фамилије Psychomyiidae, Rhyacophilidae, Limnephilidae и Polycentropodidae. Највеће богатство таксона Trichoptera забележено је на баријерама од седре, а затим у горњим токовима, па изворима, што је у складу са налазима Pozojević et al. (2021). На пример, врста *T. unicolor* показала је снажну повезаност са стаништима седрених баријера, што је у складу са запажањима Previšić et al. (2007). Поред тога, наши резултати указују да бигрена станишта могу представљати уточишта за локално угрожене врсте, као што су *T. anomalum*, *H. bacescui* и *B. minutus* које имају дисјунктивну европску распрострањеност и чије се присуство бележи на ограниченим површинама у брдским и планинским пределима (Petrović, 2014; Rimcheska et al., 2015). Према нашим сазнањима, ово су први забележени налази ових врста на седреним баријерама. Присуство ретких или угрожених врста из подфамилије Drusinae као што су *Drusus annulatus*, *D. discolor* и *E. madida*, подржава досадашња сазнања о њиховим преференцијама према стаништима седрених баријера са воденим маховинама под утицајем јаким водених струја (Martini and Waringer, 2021). Штавише, према Waringer et al. (2011), 64% врста потпородице Drusinae ендемично је за екорегион Динарског западног Балкана, што указује на њихову изразиту повезаност са овим специфичним хидрогеографским подручјем.

Као што се претпоставило, најпогоднији типови станишта за фауну Ephemeroptera у нашем истраживању били су горњи токови потока и река; седрене баријере су биле мање повољне, док су извори били најнеповољнији. Ови налази су у корелацији са фаунистичко-еколошких истраживањима спроведеним на подручју Динарског западног Балкана, посебно на у региону Хрватске (Vilenica et al., 2017b). Међутим, наши резултати су открили веће богатство таксона Ephemeroptera у сваком од три типа станишта. Ови резултати могу бити последица одсуства предаторских риба на појединим местима узорковања, што је пријављено током теренских истраживања. Штавише, информације добијене личној комуникацијом са локалим становништвом указују да рибе никада нису насељавале поједине водотоке (нпр. река Сопотница, Гостиљска река, Градашничка река). Неколико врста из реда Ephemeroptera показује јасну повезаност са одређеним типовима станишта у оквиру истражених екосистема. Врсте *Paraleptophlebia werneri* Ulmer, 1920 и *Ephemerella danica* углавном насељавају седрене баријере/каскаде, док су *Baetis rhodani* и *Rhythrogena semicolorata* карактеристични за брзе горње токове. Ови налази су у складу са претходним истраживањима (Vilenica et al., 2017b; 2021). Штавише, допринос врста *B. rhodani* и *E. danica* у констатованим разликама између анализираних станишта, утврђен SIMPER анализом, додатно потврђује њихову повезаност са овим типовима станишта.

Нижа бројност таксона Plecoptera на стаништима седрених баријера није била изненађујућа јер већина врста преферира еукреналне и хипокреналне зоне водотока (Ridl et al., 2018; Sviben et al., 2024).

Врста *Sialis lutaria*, као једина врста у оквиру реда Megaloptera забележена у овом истраживању, показала је снажну повезаност са стаништима седрених баријера, што је у складу са запажањима Vilenica et al. (2018a). Ова станишта пружају повољне услове за разноврсне водене инсекте, попут представника Ephemeroptera, који могу представљати кључан извор хране за грабљиве врсте Megaloptera (Vilenica et al., 2018a).

Преференције појединих врста из реда Coleoptera, као што су *P. substriatus* и *R. subviolaceus* за кречњачки супстрат у складу је са налазима Мићетић Stanković et al. (2019). Висока концентрација кисеоника и присуство хране (обиље дијатомеја) на стаништима седрених баријера, вероватно објашњава склоност ових врста према овом типу станишта. Додатно, станишта седрених баријера одликују се високо оксигенисаном водом, што је кључни фактор за многе Coleoptera, које насељавају станишта са добром аерацијом и континуираним протоком (Мићетић Stanković et al., 2019; 2022).

У поређењу са ранијим студијама (Vilenica, 2017; Pešić et al., 2017), представници реда Odonata били су једна од најмање заступљених компоненти макробескичмењака у крашким екосистемама Србије. Специфични еколошки услови, попут ниске температуре, ниске продуктивности, висока алкалност и електропроводљивост били су највероватније ограничавајући фактори за појаву врста Odonata. Такође, ограничена величина станишта, односно одсуство већих баражних језера могао би бити један од разлога нижег богатства таксона у оквиру ове групе, у поређењу са другим проучаваним стаништима (Vilenica, 2017; 2024). Додатно, бројни аутори често наводе ограниченост коришћене методологије узорковања, тј. типичне ручне бентолошке мреже које не покривају довољну површину станишта за прикупљање ових врста (Vilenica, 2017; 2024). Очекивано, најзаступљеније врсте биле су *Cordulegaster heros* и *C. bidentata* које су ограничене на брдско-планинаке реке и потоке у шумским комплексима (Balázs et al., 2020). С обзиром на чињеницу да врста *C. heros* поседује значајне индикаторске особине за очуване и неизмењене водене екосистеме, уврштена је у Анекс II и Анекс IV Директиве о стаништима (Council Directive

92/43/ЕЕС). Штавише, препозната је као приоритетна врста за заштиту у оквиру програма еколошке мреже *Natura 2000*, а на Црвеној листи (IUCN, 2025) оцењена је као „најмање забрињавајућа“ (*least concern*) (Holuša and Holušovká, 2022).

Обилне популације пужева осетљивих на загађење, као што су *Bythinella istoka* (стеноендем) и *B. dispersa* забележене на појединим локалитетима седрених баријера као што су река Сопотница и Пањица, указују на повољне еколошке услове и низак ниво антропогеног притиска (Gojšina et al., 2022). Ови налази су у складу са претходним студијама које су идентификовале бројне популације врста рода *Bythinella* у кречњачким теренима са високим концентрацијама раствореног кисеоника, као и стабилним, ниским температурама воде (Dumnicka et al., 2007; Bednar et al., 2017). Иако се ови родови чешће повезују са подручјама извора и врела (Matoničkin and Pavletić, 1972; Bednar et al., 2017; Gojšina et al., 2025), шупљине седре пружају повољне услове за насељавање различитих пужева. Штавише, љуштуре *Gastropoda* често остају сачуване као фосилизовани остаци, што указује на њихову присутност током активне фазе седротворног процеса (Matoničkin and Pavletić, 1972; Smith et al., 2004).

Сматра се да присуство заједнице *Oligochaeta* у крашким воденим екосистемима може бити одраз утицаја подземних вода које обликују карактеристике станишта и доступност ресурса (Bojková et al., 2011). Наша истраживања пружају нове податке о дистрибуцији *Oligochaeta* на територији Србије, са посебним освртом на врсту *Haplotaxis gordioides*, која има статус готово угрожене врсте (Živić, 2024). Штавише, ова врста, као једини представник породице *Haplotaxidae* у Европи, издвојила се као значајни индикатор станишта седрених баријера, што је у складу са резултатима Bojková et al. (2011). Остали забележени таксони, укључујући врсте *Stilogrilus heringianus* и *Eiseniella tetraedra* као и представнике породице *Lumbricidae*, које су учествовали у оваквим стаништима, у складу су са налазима других аутора (Bojková et al., 2011; Rodriguez et al., 2020).

Уколико се на основу претходно изнетих података издвајају опште карактеристике заједнице макробескичмењака на стаништима седрених баријера, може се констатовати да је реч о еколошки специфичној и структурно прилагођеној заједници која се у многоструку разликује од свих осталих у слатководним екосистемима. Наши налази су у корелацији са најранијим хидробиолошким истраживањима седрених станишта на простору Балкана (Matoničkin and Pavletić, 1962; 1972) која су указала на доминантно присуство реофилних и оксифилних организама, као и бројних таксона толерантних на процес калцификације. Захваљујући стабилним еколошким условима и хетерогености микростаништа услед присуства бројних маховина или алги, диверзитет макробескичмењака на стаништима седрених баријера може се сматрати изузетно високим, уз еколошки и конзервациони значај, што потврђују и налази других аутора (Ivković et al., 2014; Vilenica et al., 2017a). Сви представници група акватичних макробескичмењака насељавају ова станишта, при чему ред *Diptera*, а пре свега продица *Chironomidae* најбоље одражава еколошке услове у оквиру ових станишта (Matoničkin and Pavletić, 1972; Dorić et al., 2024). У оквиру реда *Trichoptera* доминантним таксонима могу се сматрати представници родова *Rhyacophila*, *Tinodes*, *Plectrocnemia*, *Drusus*, а у оквиру *Ephemeroptera* родови *Paraleptophlebia*, *Baetis*, *Ecdyonurus*, *Ephemerella* и *Ephemerella*. Такође, поред индикаторских врста овог станишта (међу којима су бројчано доминантне *Eiseniella tetraedra*, *Dugesia gonosephala*, *Simulium* sp., *Sialis lutaria*, *Oxycera* sp., *Dixa puberula*, *Haplotaxis gordioides* и др.), на стаништима седрених баријера забележене су и врсте родова *Bithynella* (*Gastropoda*), *Elmis* и *Riolus* (*Coleoptera*), *Erpobdella* (*Hirudinea*) и многе друге које су идентификоване у оквиру свих претходних истраживања (Matoničkin and Pavletić, 1962; 1963; 1972; Šemnički et al., 2007;

Previšić et al., 2007; Waringer et al., 2011; Vilenica et al., 2017a, b; 2018a; Ridl et al., 2018; Mičetić Stanković et al., 2019; 2022). Додатно, значај овим стаништима може се преписати и присуству бројних ретких и високоспецијализованих врста, од којих су многе сврстане у Правилник о проглашењу и заштити строго заштићених и заштићених дивљих врста биљака, животиње и гљива („Службени гласник РС“ бр. 5/2010-46, 47/2011-134, 32/2016-59).

5.3. Утицај физичких, хемијских и просторних фактора на састав заједнице акватичних макробескичмењака

Утицаји фактора животне средине на диверзитет заједница макробескичмењака у воденим екосистемима варирају међу доступним студијама, у зависности од географског региона и испитиваних таксономских група (Cibik et al., 2021). Ипак, бројна истраживања указују на то да су надморска висина, рН (Ivković et al., 2012; Ridl et al., 2018; Vidinova et al., 2022), концентрација раствореног кисеоника (Lewin et al., 2013), температура воде и електропроводљивост (Savić et al., 2017; Cibik et al., 2021) међу главним факторима који утичу на састав, дистрибуцију и бројност макробескичмењака у крашким екосистемима, укључујући изворе и станишта са таложењем седре, што одговара резултатима добијеним у овој дисертацији. Поред тога, показано је да концентрације амонијум-јона такође имају значајну улогу у одређивању састава и дистрибуције макробескичмењака у стаништима динарског крашког региона где се таложи седра (Vilenica et al., 2017b), што се показало и кроз обрасце добијене RDA анализом.

Анализа партиције варијација показала је да и просторни и еколошки фактори објашњавају значајан део варијација у саставу заједница акватичних макробескичмењака, са укупним доприносом од 25,6 и 23,7% у истраживаним екорегиионима. Ипак, еколошки фактори имали су снажнији утицај у објашњењу дистрибуције врста. Међутим, модели су указали на висок ниво необјашњене варијације, која у просеку износи око 75%, што упућује на постојање додатних, непроучених чинилаца који могу утицати на састав ових заједница. Овако високе вредности необјашњених варијација забележене су и у другим истраживањима са сличним статистичким дизајном, на широком спектру слатководних макробескичмењака (нпр. 85-95% De Bie et al., 2012; 81% Rezende et al., 2014; 65-79%: Medeiros et al., 2020).

Макробескичмењаци су у природним условима истовремено под утицајем више еколошких фактора, чије деловање може бити комплексно и међусобно испреплетано. Стога, за разумевање ефеката различитих варијабли животне средине на састав заједница макробескичмењака, неопходно је у анализу укључити шири спектар параметара. Поред физичких и хемијских карактеристика воде, значајну улогу могу имати и карактеристике седимента, покривност околне вегетације, геоморфолошки и биогеографски фактори (Verschut et al., 2015; Rai et al., 2019). Такође, у разматрање је могуће укључити и биотичке факторе, као што су интраспецијске и интерспецијске интеракције (Peeters et al., 2004). Конкуренција за природне ресурсе, предаторски односи, као и симбиотске асоцијације које могу значајно утицати на просторну дистрибуцију, бројност и састав таксона у заједници. Стога, резултати партиционисања варијација зависе од типа променљивих одабраних за анализу. Како ова докторска дисертација није укључила поменуте факторе, због чега је у будућим истраживањима неопходно прикупити додатне податке на нивоу истраживаних локалитета ради потпуније интерпретације резултата.

5.4. Рањивост макробескичмењака на климатске промене

Очекује се да ће промене климе снажно утицати на крашке водене екосистеме на основу будућих промена температуре ваздуха и средње количине падавина, а први докази о таквим променама су недавно пријављени (Guo et al., 2020). Према Међународном панелу за климатске промене (IPCC, 2022), глобално загревање ће се наставити, при чему је прогнозирано да ће температура порасти за око 1,5 °C до 2050. године, када се очекује најнеповољнији утицај на осетљиве крашке водене екосистеме (Nerantzaki and Nikolaidis, 2020).

Наша истраживања показују да су заједнице макробескичмењака у изворима (као и врсте у њима) најрањивије на климатске промене, што је у складу са резултатима других истраживања, на фауни Trichoptera (Pozojević et al., 2021) и појединих Diptera (Ivković et al., 2015). Ово је у складу са очекивањима, с обзиром на то да се сматра да је константност температуре воде најзначајнији фактор за одржавање макробескичмењака у изворским екосистемама (von Fumetti et al., 2017). Овако уски градијент осцилације температуре воде регулише и друге параметре животне средине који су повезани са температуром, као што су засићеност и концентрација кисеоником (Pozojević et al., 2021). Сходно томе, у овим заједницама је већи удео хладноводних стенотермних и оксифилних врста и врста са већим потенцијалом рањивости на климатске промене (Fochetti, 2020). Пред тога, ови резултати подржавају хипотезу аутора индекса (Pozojević et al., 2021), према којој су заједнице са нижим нивоом биолошке разноврсности осетљивије на потенцијалне ефекте климатских промена у будућности, јер такве заједнице (нпр. у изворима) насељава ограничен број таксона, при чему се ради о врстама са уским еколошким амплитудама, односно специфичним захтевима према физичким и хемијским параметрима животне средине (Barquín and Death, 2009). Међутим, заједнице ЕРТ таксона у оквиру станишта седрих баријера показале су већу рањивост у односу на горње токове, што се разликује од резултата Pozojević et al. (2021) који указују на супротну тенденцију.

Документовано је да су међу воденим макробескичмењацима врсте из група ЕРТ (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) највише изложене ризику од будућих климатских промена, због своје осетљивости на промене у температури воде и квалитету станишта (Souza et al., 2024). Посебну забринутост изазива ред Plecoptera, пре свега због њихових уских еколошких захтева и преференције за хладне, брзе воде са високим садржајем кисеоника. Tierno de Figueroa et al. (2010) су закључили да би се 62,79% од укупног броја европских врста Plecoptera могло бити укључено у једну од категорија рањивости на климатске промене. Врста *Arcynopteryx dichroa*, глацијални реликт са арктичко-алпском дистрибуцијом, прилагођена екстремно ниским температурама у изворима и горњим токовима планинских ланаца (Theissinger et al., 2012) испуњава већину критеријума као потенцијално веома осетљива на климатске промене (ccbs резултат = 4 од максимално 6, према Hershkovitz et al., 2015). Сличне индикаторске карактеристике климатских промена показују и друге врсте Plecoptera, попут *P. hrabei*, *P. praecox*, *T. hubaulti* и *N. erratica* (Hershkovitz et al., 2015), које су биле присутне на стаништима које смо идентификовали као високо рањива на будуће сценарије климатских промена. Ово се превасходно односи на поједине изворе река (нпр. Пањица Грза и Рашка), код којих је учесталост ових врста била висока. Сходно томе, висока рањивост наведених локалитета на климатске промене у значајној мери произилази из присуства еколошки осетљивих врста, нарочито у односу на температурне флукуације и хидролошку стабилност, што додатно оправдава добијене резултате.

Рањивост бројних представника реда Trichoptera на климатске промене додатно се приписује њиховој еколошкој зависности од изворских микростаништа, високом степену ендемизма, кратком животном циклусу и специјализованом трофичком режиму (Souza et al., 2024). На пример, врсте родова *Drusus* и *Ecclisopteryx* идентификоване су као примери хладно-стенотермних таксона, који су међу најугроженијима услед климатског загревања (Pauls et al., 2006). Такође, врсте попут *A. uncatus*, *C. villosa*, *T. anomalum*, *H. bacescui* могу се сврстати међу еколошки осетљиве таксоне, услед својих уских еколошких захтева и изражене сензитивности на промене у температури и квалитету воде (Simić et al., 2007; Hershkovitz et al., 2015; Stojanović et al., 2023). Штавише, проценом различитих будућих сценарија, Stojanović et al. (2023) закључују да ће *H. bacescui* потенцијално изгубити до 68% свог ареала на територији Балканског полуострва. Ларве ове врсте су прилагођене животу у мањим, плићим потоцима шумских региона, са ниском температуром воде и малом брзином тока, што потврђују и наши налази. Хидролошки режим ових типова вода је уско повезан са падавинама, те промене у динамици падавина могу имати директне или индиректне ефекте на водене екосистеме и њихове заједнице (Stojanović et al., 2023). Такође, касне пролећне падавине могу довести до појачаног протока воде, што генерално има негативан утицај на бројне врсте из реда Trichoptera, с обзиром на њихову зависност од стабилних хидролошких и температурних услова током развоја ларви (Kusch, 2015). Према Bálint et al. (2011), као последица климатских промена очекују се значајни губици криптичних еволутивних линија и смањење генетичке разноврсности код бројних врста из реда Trichoptera (нпр. *D. discolor*, *C. maclachlani*), што потврђује њихову осетљивост и ограничен адаптивни потенцијал у условима убрзаних еколошких промена.

Климатске промене утичу на просторну дистрибуцију врста, узрокујући померање ареала и измене у заједницама (Durance and Ormerod, 2007). Штавише, доказано је да пораст температуре значајно утиче на измене у висинској дистрибуцији појединих врста реда Plecoptera, као што су *A. dichroa* и *T. hubaulti* (Tierno de Figueroa et al., 2010; Fochetti, 2020), које су у оквиру нашег истраживања препознате као индикаторске врсте изворских станишта. Према Domisch et al. (2011), 38 врста акватичних макробескичмењака могле би до 2080. године да преместе свој висински распон од 83 до 122 m на више, у зависности од различитих сценарија климатских промена. Међу њима су и врсте које су забележене током нашег истраживања, а које су показале значајну заступљеност у заједници, као што *D. discolor*, *D. anulatus*, *S. flavicorne*, *H. gracilis*, *R. semicolorata*, *B. rhodani*, *A. fluviatilis* и др. На тај начин, ови модели предвиђају да ће будући климатски услови реорганизовати састав и структуру заједница макробескичмењака дуж зона речног континума, при чему се очекује потенцијално смањење популација врста које насељавају високо угрожена станишта као што су извори и планински потоци (Durance and Ormerod, 2007; Domisch et al., 2011). На пример, према Durance and Ormerod (2007), бројност макробескичмењака који насељавају изворе може опати за 21% на сваки пораст од 1 °C. Када се узме у обзир да многе од наведених врста, осетљивих на климатске промене, насељавају и станишта седрених баријера, чије формирање захтева специфичан режим протицаја, температуре и концентрације кисеоника, постаје јасно да ови изразито осетљиви екосистеми рефлектују климатске промене. Стога је, овај тип екосистема неопходно посматрати као природне системе раног упозорења на климатске поремећаје, уз примену одговарајућих стратегија мониторинга у циљу адаптације.

5.5. Свеобухватни приказ угрожавајућих фактора крашких водених екосистема на територији Србије и предлог конзервационих мера

Крашки предели са акумулацијама седре представљају еколошки високо осетљива станишта од великог значаја за биодиверзитет. Због своје осетљивости на природне и антропогене притиске, потребно је систематски пратити угрожавајуће факторе како би се имплементирале ефикасне мере очувања. Људске активности међу којима су неодговорно одлагање отпада, експлоатација камена или бигра, уклањање вегетације, деградација земљишта, вештачка расвета и бројне друге индустријске и пољопривредне активности, могу довести до урушавања површине и деградације крашких предела (Escarpinati et al., 2011; Qiao et al., 2016; Megerle, 2021).

Очување крашких водених екосистема представља изузетно сложен задатак, с обзиром на њихову изражену осетљивост на спољне утицаје и висок степен угрожености услед интензивног антропогеног притиска. У том контексту, модел ESHIPPO_{ЕРТ} развијен је као систематски и иновативни алат који интегрише различите аспекте процене стања и притисака на ове екосистеме, пружајући поуздану основу за дефинисање приоритетних мера заштите и унапређења њихове одрживости. Истовремено, бројна станишта која су се, према ESHIPPO_{ЕРТ} моделу, показала као високо или веома високо рањива, уједно су била и изразито осетљива на климатске промене, чиме се потврђује кумулативни ефекат различитих стресора на крашке водене екосистеме.

Према ESHIPPO_{ЕРТ} моделу, веома висок степен рањивост горњег тока реке Пањице и станишта седрених баријера реке Сопотнице и Бањског потока, последица је високих вредности ES компоненте која указује на висок диверзитет и присуство већег броја високо специјализованих ЕРТ таксона на физичке и хемијске параметре воде. Истовремено, ова станишта одликују ниске HIPPO вредности, што указује на њихов тренутно висок ниво еколошке стабилности и очуваности у изворном стању. На пример, кањон реке Пањице може се издвајати као приоритетно подручје за заштиту, не само због изузетне естетске и биолошке вредности, већ и због изузетно високог броја осетљивих врста на климатске промене. Штавише, река Пањица одликује се највишим нивоом диверзитета акватичних макробескичмењака међу свим проучаваним екосистемима. Иако отежана приступачност доприноси очувању кањона, он и даље нема формални статус заштићеног подручја, те би га требало укључити у систем националне заштите ради очувања природних вредности. У случају реке Сопотнице и Бањског потока, који се налазе у режиму заштите II степена, пожељно је интензивирати мере очувања, како би се обезбедила дугорочна заштита ових еколошки вредних и осетљивих подручја богатих ретким и високоосетљивим таксонима од конзервационог значаја. Резултати показују да високи еколошки квалитет и одрживост ових станишта могу бити очувани само уколико се сачувају постојећи природни услови и спречи појава антропогених утицаја.

Највећи број локалитета карактерише заједница акватичних макробескичмењака са израженом еколошком рањивошћу на промене у екосистемима. Међутим, резултати ESHIPPO_{ЕРТ} модела сугеришу да заједнице акватичних макробескичмењака у највећем степену трпе умерени утицај антропогених фактора, пре свега услед промене станишта и загађења. Ови утицаји чине екосистеме тренутно недовољно одрживим, јер забележени таксони, који су често високо специјализовани, неће моћи дугорочно опстати у условима интензивних антропогених фактора, због чега им се прописује приоритет конзервације. Иако раст хумане популације и туристичке активности нису показале значајну негативну корелацију са компонентом ES, током теренских истраживања приметили смо утицај

туризма на визуелно атрактивне реке и потоке, као што су Грза, Лисине, Гостиљска река и Бигар поток, што је у корелацији са запажањима Simić et al. (2022). Иако су истраживане локалитете одликовали стабилни физички и хемијски параметри воде, уочили смо благо повећање нутријената на појединим рекама, што би могло бити последица туристичких активности. Штавише, ова појава је показала умерену корелацију са укупном оценом за еколошку специјализацију заједница.

Током последњих деценија, туризам је у порасту у многим природним подручјима широм света, при чему се природне лепоте и биолошка разноврсност истичу као главни фактори привлачности (Turton, 2005; Bispo et al., 2015; Pang et al., 2022). Штетни ефекти туризма, пре свега ходања кроз осетљиве зоне у крашким екосистемима документовани су за различите организме, укључујући и акватичне макробескичмењаке, са негативним последицама по разноврсност, бројност и структуру заједнице (Escarpinati et al., 2014). Промене у структури станишта, које доводе до редистрибуције организама, повезане су са процесима који укључују смањење покривености вегетацијом, смањење продукције биомасе врста, елиминацију осетљивих врста, пораст броја инвазивних врста и смањење стабилности супстрата (Bispo et al., 2015). Због своје порозне структуре и специфичне стопе таложења која зависи од стабилних еколошких услова, станишта седрених баријера нарочито су осетљива на утицај туристичких и других активности које доводе до промене станишта (He et al., 2021; Megerle, 2021; Gulin Beljak, 2023.)

Морфо-хидролошки комплекс „Лисине”, споменик природе у подножју планине Бељанице, представља значајан туристички локалитет. Његова приступачност омогућава широј јавности да се упозна са значајним хидрогеолошким феноменима, као што су извор карстног типа са високим протоком – Велико врело, и седрени водопад Велики бук. Поред природних вредности, овај локалитет карактеришу и бројни туристички садржаји, укључујући угоститељске објекте, хотеле и викендице. Река Грза је изложена сличним притисцима дуж читавог тока. Уочене сезонске промене (посебно током лета и јесени) у концентрацијама амонијум јона и ортофосфата указују на могуће нарушавање трофичке равнотеже, што би, уколико се такви услови одрже или погоршају, могло имати негативан утицај на популације осетљивих и законом заштићених врста које су забележене на овим локалитетима (нпр. *T. hubaulti*, *A. dichroa*, *P. praecox*, *S. nigricornis* и др.). У контексту планирања и спровођења мера управљања, ефикасније би било усмерити напоре ка овим стаништима, с обзиром на то да поседују релативно очуване, али истовремено високо специјализоване заједнице акватичних макробескичмењака. Циљ таквог приступа био би додатно унапређење њихове еколошке стабилности и дугорочне одрживости на високом нивоу. У овом случају, неопходно је спровести строжије управљачке мере, које укључују ограничен приступ или организоване посете уз пратњу водича, у оквиру контролисаног екотуризма, а посебно када је реч о препознатљивим обележјима геонаслеђа Србије, као што је морфо-хидролошки комплекс Лисине. Штавише, обавезно је контролисати будући види изградње различитих комплекса.

Посебно забрињавајући део реке Грзе укључује станишта седрених баријера, која су према ESHIPPO_{ЕРТ} моделу измењена уклањањем рипаријалне вегетације, изградњом викендица на самој обали и интензивним туризмом. Сходно наведеном, интензитет ових фактора праћен је нижим степеном еколошке специјализације у заједници акватичних макробескичмењака, што указује на могући губитак њихове иницијалне рањивости и опстанком таксона са израженом прилагодљивошћу на промене у екосистемима. У овом случају, неопходно је спровести мере рестаурације које би биле предуслов за обнављање кључних еколошких функција, посебно у контексту процеса таложења седре, који захтева

јасно дефинисане еколошке услове као што су стабилни температурни режим, адекватна осветљеност и одсуство нутријената, попут нитрата, фосфата и амонијака.

Источни делови Србије, укључујући планински масив Кучај–Бељаница у оквиру ког се налазе и истраживани локалитети, представљају простор од изузетног значаја за одрживи развој на локалном и регионалном нивоу. Овај регион повезује крашке пределе и културно наслеђе са јединственим природним карактеристикама. Ипак, због изражене осетљивости и све веће изложености притисцима, бројни аутори указују на неопходност спровођења мера очувања и интегрисаног управљања природним ресурсима (Antić et al., 2020; Miljković and Bjelajac, 2023)

Организација туризма у заштићеним природним подручјима представља посебно осетљив задатак, будући да се ова делатност значајно разликује од управљања туризмом у другим дестинација (Batočanin and Carević, 2023). Долина потока Бигар, споменик природе хидролошког наслеђа, смештена на западном ободу Старе планине, некада је представљала нетакнуто и изоловано подручје са очуваним биолошким вредностима. Резултати теренских истраживања указују на деградацију пејзажа, манифестовану кроз уклањање рипаријалне вегетације ради изградње пешачких и бициклистичких стаза и каптирање извора, што указује на неадекватно управљање овим подручјем, са предношћу датом развоју туризма уместо заштити природног наслеђа. Обзиром да је показано да ове активности могу негативно утицати на заједнице акватичних макробескичмењака (Bispo et al., 2015), неопходно је да будуће активности буду усмерене на очување еколошког интегритета путем јасно дефинисаних мера конзервације и контроле утицаја који доводе до деградације станишта.

Према резултатима ESHIPPO_{ЕРТ} модела, локалитети реке Рашке и Мировштице показују заједнице са високим степеном еколошке рањивости, које су изложене умереном интензитету антропогених утицаја. На овим локалитетима нисмо забележили пораст концентрације неорганских нутријената, изузев на стаништима седрених баријера реке Мировштице, које се налазе у близини пољопривредних површина. Такође, пажњу је потребно усмерити на станишта у непосредној зони поменутих извора, која су у очуваном стању, али услед своје хидрогеолошке осетљивости представљају угрожене системе, посебно у контексту раста загађења. Додатно, доказујући рањивост извора на климатске промене, неопходно је предузети мере као што су очување природне вегетације у зони извора, ограничавање хидротехничких интервенција у кориту (регулација тока, изградња преграда, бетонирање), као и успостављање система редовног мониторинга. Штавише, у недостатку алтернативних решења, ови извори представљају кључне ресурсе за садашње и будуће водоснабдевање појединих делова источне и западне Србије (Pešić et al., 2020).

Гостиљски водопади представљају једну од најзначајнијих хидроморфолошких карактеристика Златибора, једне од најпопуларнијих туристичких дестинација у Србији, која се суочава са интензивном урбанизацијом и значајним трансформацијама природног окружења. Међутим, током спроведених истраживања Гостиљске реке нису утврђене повишене концентрације органске материје. Ова река је некада представљала значајно станиште за неколико заштићених и рањивих врста водених макробескичмењака, међу којима се истичу *Crenobia montenegrina* (Mrazek, 1904) – ендем Балканског полуострва, *Wormaldia subnigra* McLachlan, 1865, и *T. anomalum* (Петровић, 2014). Током спроведених истраживања, ове врсте нису забележене, што указује на могуће промене у структури заједнице услед захватања извора, али и деградације станишта услед изградње пешачких стаза дуж Гостиљске реке. Сходно томе, приступ заштити природе мора бити усклађен са

моделом одрживог развоја и усмерена на очување биодиверзитета, као што је случај са појединим локалитетима на планини Тари који обухватају разноврсне крашке формације (нпр. кањон Бруснице, кањон реке Дервенте, итд.) (Kostić et al., 2018; Telbisz et al., 2021). Штавише, биодиверзитет са крашких подручја ове планине био је предмет међународног пројекта „Екосистемске услуге заштићених крашких подручја – покретачка снага локалног одрживог развоја“ (*EcoKarst*) у циљу доприноса заштите и одрживом развоју рањивих крашких биорегиона (Arany et al., 2018).

Без обзира што је проглашена заштићеним природним добром, Градашничка река изложена је антропогеним притисцима, нарочито хидроморфолошким изменама, које доприносе пресушивању током топлијих периода (Randjelović and Avramović, 2003), што су потврдила теренска истраживања у оквиру ове докторске дисертације. Последњих година, под утицајем климатских промена и интензивних антропогених притисака, све већи број река пролази кроз промену хидролошког режима, прелазећи у повремене токове (Kalogianni et al., 2017). Хидролошке промене доводе до смањења површине водених станишта и ланчаних промена у физичко-хемијским параметрима, као што су повишена температура или аноксични услови, што негативно утиче на структуру и функцију екосистема. У присуству загађивача, долази до синергистичког дејства стресора, који додатно отежавају опоравак водених заједница (Bonacci et al., 2019; Vilenica et al., 2021). Морфо-хидролошке промене на Градашничкој реци, додатно погоршане експлоатацијом воде и растућим интензивним туристичким притиском, довеле су до смањења бројности високоспецијализованих таксона, посебно ЕРТ групе. Стога су ови процеси резултирали деградацијом еколошког интегритета ове реке и губитком њене иницијалне рањивости, услед чега захтева рестаурациони приступ као предуслов за успостављање ефикасног управљања и дугорочне заштите.

Промене и уништавање станишта у речним сливовима Србије варирају у облику и обиму, при чему су регулација речних корита, мелиорације и експлоатација шљунка и песка препознати као главни фактори деградације станишта (Simić et al., 2022). Поред наведених угрожавајућих фактора повезаних са туристичким активностима, у појединим случајевима седрене баријере и водопади (нпр. на рекама Грзи, Градашничкој, Сопотници и Бигар потоку) додатно су угрожени нелегалном експлоатацијом бигра (Ђуровић, 1998; Batočanin and Carević, 2023), што додатно потврђују подаци прикупљени током теренских истраживања. Ове активности нису у складу са законским оквиром, јер режими заштите I, II и III степена изричито забрањују експлоатацију и примарну прераду бигра. Чињеница да се оваква пракса спроводи и на другим локалитетима указује на слабу примену законских прописа и одсуство санкционисања. Као један од начина за дугорочно ублажавање овог проблема истичу се едукација локалног становништва и развој еколошког одрживог туризма, имајући у виду да је научна вредност седимената бигра, посебно за биодиверзитет и реконструкцију новије геолошке историје, несумњиво већа од њихове економске вредности (Batočanin and Carević, 2023). Позитиван приступ у циљу одрживог развоја, између осталог, укључује оснаживање улоге локалног становништва у процесима одлучивања, као и унапређење и контролисан развој екотуризма у осетљивим крашким пределима (Blagojević, 2012; Arany et al., 2018).

Инвазивне врсте утичу на промену хидролошких процеса у оквиру сливова, што се одражава на смањење биодиверзитета и нарушавање еколошке равнотеже и економске одрживости слатководних екосистема (Larson et al., 2011; Pascual et al., 2022). У оквиру истраживања ове докторске дисертације нису забележене инвазивне врсте акватичних макробескичмењака, док су у појединим рекама (нпр. Мировштица), потврђене аутохтоне

популације пастрмке (Veličković et al., 2024). Експлоатација макробескичмењака у овом региону није уобичајена, те се не сматра угрожавајућим фактором по ове заједнице.

Централни део Балканског полусотрва, а нарочито територија Србије, доживљава стопу загревања од 1,8 °C, што је око 60% брже у односу на просечни глобални пораст температуре (1,1 °C) (Jakovljević et al., 2024). На основу тога, резултати представљени у овој докторској дисертацији могу бити добра основа за креирање или унапређење мера у оквиру постојећег законског оквира („Службени Гласник РС“, бр. 26/2021) у циљу јачања капацитета за адаптацију и дугорочном обезбеђивању одрживог развоја. Имајући у виду да климатске промене појачавају негативне ефекте загађења и других фактора као што су инвазивне врсте, потребно је усмерити пажњу на активности, као што су: континуирани биолошки мониторинг и развој раног упозорења на еколошке промене, строгу контролу хидроморфолошких измена и неконтролосање изградње, развој екотуризма као одрживе алтернативе масовном туризму и интеграција научних података у акционе планове.

Са све већом угроженошћу крашких слатководних екосистема и растућом свешћу о њиховој улози као кључних система за одржавање живота, постаје све јасније да је очување њиховог еколошког интегритета од пресудног значаја за дугорочну одрживост природних ресурса и биолошке разноврсности. Познавање структуре заједнице и њене повезаности са еколошким факторима у природним екосистемима кључно је за ефикасно спровођење биолошког мониторинга (Hodkinson and Jackson, 2005). С обзиром на то да крашки региони у Србији поседују висок степен биолошке разноврсности, резултати добијени у овој дисертацији представљају значајну основу за процену промена услова животне средине у будућности. Штавише, одређени водотокови (Пањица, Бањски поток и Сопотница), могу се сматрати минимално поремећеним или „најмање погођеним“ стаништима, па се могу користити као оријентир у дефинисању „референтних станишта“ у будућим истраживањима (Lewin et al., 2013). Откривање бројних ретких врста скреће пажњу на улогу ових средина у очувању биодиверзитета, наглашавајући вредност мање распрострањених врста које могу бити под већим ризиком од изумирања. Истовремено, присуство ових високоспецијализованих и ретких врста представља кључни критеријум за одређивање приоритета у конзервацији и оправдава потребу за предложеним циљаним мерама заштите. Стога, тврдимо да резултати у оквиру ове докторске дисертације могу послужити као основа за праћење одговора крашких предела на будуће притиске, као што су климатске промене, загађење, експлоатација, морфолошка деградација и сл., а самим тим и за благовремено препознавање негативних трендова и планирање адекватних мера заштите и ублажавања последица.

6. Закључци

Ова докторска дисертација представља први свеобухватни приказ диверзитета, дистрибуције и еколошких карактеристика акватичних макробескичмењака у подручјима карстификованих Динарских и Карпатско-Балканских планина на територији Србије. У циљу доприноса бољем разумевању биолошке разноврсности и очувању слатководних екосистема југоисточне Европе, добијени резултати омогућавају формулисање следећих закључака:

- На 25 истраживаних локалитета (извори, горњи токови и седрене баријере) у оквиру 12 крашких река и потока у Србији, идентификовано је укупно 210 таксона акватичних макробескичмењака, сврстаних у 18 систематских група. Ред Trichoptera је показао највећу таксономску разноврсност, са 60 идентификованих таксона, након чега следе редови Diptera (35), Plecoptera (25) и Ephemeroptera (24).
- Молекуларном анализом потврђена је идентификација 30 врста акватичних макробескичмењака: Ephemeroptera (3), Plecoptera (9) и Trichoptera (18).
- Специфични услови, попут термичке стабилности, високе концентрације кисеоника и ниских вредности нутријената, вероватно су допринели овако високој разноврсности, што чини приближно 20% до сада познате фауне макробескичмењака у Србији.
- Богатство таксона представљало је једину метрику таксономске заједнице која се статистички значајно разликовала између истраживаних типова станишта. У складу са концептом речних зона, изворска станишта су се одликовала нижим богатством таксонима, док између горњих токова и седрених баријера није утврђена статистички значајна разлика. Годишња доба, као варијабилни фактор, нису показала статистички значајне разлике у саставу заједница макробескичмењака.
- Анализиране променљиве животне средине објасниле су 25% укупне варијабилности у саставу заједница акватичних макробескичмењака. У оквиру екорегiona Динарског западног Балкана (екорегион 5), као значајни фактори који утичу на састав заједница издвајају се надморска висина, рН, електропроводљивост, концентрација раствореног кисеоника и амонијак. У оквиру екорегiona источног Балкана (екорегион 7), значајни предиктори у обликовању заједница били су надморска висина, електропроводљивост, температура воде, рН, zasiћеност кисеоником и концентрација раствореног кисеоника.
- Резултати партиционисања варијације потврђују да физички и хемијски параметри животне средине имају већи допринос у обликовању састава заједница акватичних макробескичмењака у односу на просторне факторе, и у оквиру екорегiona Динарског западног Балкана и источног Балкана.
- Десет индикаторских таксона најбоље одражава еколошке карактеристике извора, а пет - станишта горњих токова. Најрепрезентативнији за изворе су *Thremma anomalum*, *Elmis* sp. и *Ancylus fluviatilis*, док су за горње токове најзначајнији *Baetis rhodani* и *Rhithrogena semicolorata*.

- На стаништима седрених баријера забележено је 15 потенцијалних индикаторских таксона, који се сматрају типичним представницима који обликују састав заједница (као најрепрезентативнији таксони издвајају се породица Chironomidae, *Tinodes unicolor*, *Riolus subviolaceus*, *Ephemera danica*, *Eiseniella tetraedra*, *Sialis lutaria*, *Dugesia gonocephala*, *Haplotaxis gordioides*, *Simulium* sp., *Rhyacophila tristis* и породица Lumbricidae).
- Ова докторска дисертација пружила је нове податке о врстама од изузетног конзервационог и еколошког значаја, укључујући и оне које су обухваћене Правилником о проглашењу и заштити строго заштићених и заштићених дивљих врста биљака, животиња и гљива („Службени гласник РС“ бр. 5/2010, 47/2011, 32/2016, 98/2016). Додатно, забележене су и разноврсне високоспецијализоване врсте (нпр. *Arcynopteryx dichora*, *Bithynella istoka*), а поједине (*Dixa maculata*, *D. puberula*, *Chaetopterygopsis maclachlani*) врсте су по први пут забележене на територији Србије.
- Присуство високоспецијализованих врста указује на значај истраживаних локалитета као важних рефугијума биодиверзитета, што додатно оправдава њихово укључивање у приоритетне мере заштите и дугорочне програме еколошког мониторинга.
- Према *Climate Score Index*-у, утврђен је следећи редослед рањивости на климатске промене: извори, станишта седрених баријера, горњи токови. Присуство бројних врста осетљивих на климатске промене позиционира ове природне екосистем као поуздане индикаторе климатских поремећаја.
- Добијени резултати указују да су крашке реке са седреним баријерама, због присуства високоспецијализованих и осетљивих таксона на физичке и хемисјске параметре воде, веома рањиви екосистеми. Резултати засновани на структури и саставу ових заједница показали су се као поуздан основ за процену степена рањивости, чиме се потврђује значај макробескичмењака као индикатора еколошке стабилности. Према резултатима ESHIPPO_{ЕРТ} модела, 70% анализираних локалитета карактерише висок или веома висок степен рањивост заједница акватичних макробескичмењака. Међутим, умерени (или ређе висок) утицај НРРО фактора у комбинацији са високом рањивошћу указује на приоритет конзервације за већину станишта, као што су реке Лисине, Грза, Мировштица, Бигар поток и река Рашка. Међутим, за станишта седрених баријера реке Грзе и Градашничке реке, предуслов за успостављање дугорочне заштите захтева рестаурациони приступ.
- Анализирани екосистеми реке Сопотнице, Пањице и Бањског потока су једини високо рањиви екосистеми са ниским утицајем НРРО фактора, што их може позиционирати као референтна тј. „најмање погођена“ станишта, која се се могу користити као оријентир за будућа истраживања у циљу праћења одговора крашких предела на будуће потенцијалне притиске.

- Будуће активности морају бити усмерене на дугорочна и континуирана истраживања на већем броју локалитета и микростаништа, укључујући и лентичка станишта, како би се обезбедило потпуније разумевање еколошке разноврсности, просторних образаца, као и успостављање уравнотеженог односа између заштите ових подручја и њиховог одрживог коришћења.

7. Литература

- Adler P., Courtney G. (2019): Ecological and societal services of aquatic Diptera. *Insects* 10 (3):70.
- Agouridis C. T., Wesley E., Sanderson T. M., Newton L. (2015): Aquatic macroinvertebrates: biological indicators of stream health. Agriculture and Natural Resources Publications, University of Kentucky Cooperative Extension Service.
- Alegro A., Rimac A., Šegota V., Koletić N. (2023): The Plitvice Lakes - An Interplay of Moss, Stonewort and Marshland Vegetation. In: Miliša M., Ivković M. (eds.), *Plitvice Lakes*. Springer, Cham, pp. 215-242.
- Antić A., Vujko A., Tomić N. (2020): Examining and forecasting tourist arrivals and speleotourism development in Resava Cave (Eastern Serbia). *European Journal of Tourism, Hospitality and Recreation* 10 (2):146–153.
- Anzalone E., Ferreri V., Sprovieri M., D'Argenio B. (2007): Travertines as hydrologic archives: The case of the Pontecagnano deposits (southern Italy). *Advances in Water Resources* 30 (10): 2159–2175.
- APHA (2012): American Public Health Association, in *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 22nd edition, American Public Health Association Press, Washington, DC, USA.
- Arany I., Aszalós R., Kuslits B., Tanács E. (2018): Ecosystem services in protected karst areas. Interreg Danube Transnational Programme, ECO KARST project. http://www.interreg-danube.eu/uploads/media/approved_project_output/0001/21/6fa4681195937ba917ef3137dcfaa4431498df71.pdf.
- Aubert J. (1959): Plecoptera. *Insecta Helvetica, Fauna*, Vol. 1, Imprimerie La Concorde: Lausanne, Switzerland; pp. 91-136.
- Auler A. S. (2013): Sources of Water Aggressiveness – The Driving Force of Karstification. *Treatise on Geomorphology*: 23–28.
- Aureli A. (2010): The UNESCO IHP's shared aquifer resources management global project. *AQUAmundi* 1:1–6
- Bae Y. J., Kil H. K., Bae K. S. (2005): Benthic macroinvertebrates for uses in stream biomonitoring and restoration. *KSCE Journal of Civil Engineering* 9 (1): 55–63.
- Balázs A., Faltýnek Fric Z., Holuša O. (2020): Flying activity and population dynamics of *Cordulegaster heros* Theischinger, 1979 (Insecta: Odonata: Cordulegastridae) in Slovakia. *International Journal of Odonatology* 23(3): 1–9.
- Bálint M., Domisch S., Engelhardt C. H. M., Haase P., Lehrian S., Sauer J., Theissinger K., Paulus S. U., Nowak C. (2011): Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. *Nature Climate Change* 1: 313–318.
- Barquín J., Death R. G. (2009): Physical and chemical differences in karst springs of Cantabria, northern Spain: do invertebrate communities correspond? *Aquatic Ecology* 43: 445–455.

- Batoćanin N., Wróblewski W., Carević I., Durlević U., Gajić V., Valjarević A. (2023): Facies and Origin of Tufa Deposits from the Gostilje River Basin and the Sopotnica River Basin (SW Serbia). *Applied Sciences* 13: 3190.
- Batoćanin N., Carević I. (2023): Pregled i zaštita važnijih bigrenih akumulacija na teritoriji Srbije. *Planska i normativna zaštita prostora i životne sredine* 343- 349.
- Bednar J. P., Trobej M., Schagerl M., Waringer J. (2017): Which factors shape macrozoobenthic communities in Tufa Springs? Results from Austrian meteogene travertine-depositing sites. *Hydrobiologia* 799: 293–307.
- Benavente D., Martinez-Martinez J., Cueto N., Ordoñez S., Garcia-del-Cura M.A. (2018): Impact of salt and frost weathering on the physical and durability properties of travertines and carbonate tufas used as building material. *Environmental Earth Sciences* 77(4).
- Beracko P., Cívik J., Macko P., Lánčzos T. (2022): Three biodiversity facets and assembly mechanism of the oligochaete community in the karst spring environment. *Hydrobiologia* 849: 603–624.
- Beracko P., Revajová A. (2019): Benthic life in karst spring - The life cycle and secondary production of benthic macroinvertebrates under the effects of constant water temperature. *Limnologica* 74: 51-60.
- Bilandžija H., Morton B., Podnar M., Četković, H. (2013): Evolutionary history of relict *Congerina* (Bivalvia: Dreissenidae): unearthing the subterranean biodiversity of the Dinaric Karst. *Frontiers in Zoology* 10: 5.
- Bispo C. A., Lourenço A. P., Rinaldo A., Garraffoni S. (2015): Does Tourism Impact Aquatic Insects in a High-Altitude Stream? *EntomoBrasilis* 8 (2): 96-104.
- Blagojević I. (2012): Sustainable Landscape Management in Tara National Park (Village Jagoštica, Serbia). *Geographica Pannonica* 16: 94–102.
- Blanchet F. G., Legendre P., Borcard D. (2008): Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89: 2623–2632.
- Bojková J., Schenková J., Horsák M., Hájek M. (2011): Species richness and composition patterns of clitellate (Annelida) assemblages in the treeless spring fens: the effect of water chemistry and substrate. *Hydrobiologia* 667(1): 159–171.
- Bojková J., Soldán T. (2013): Stoneflies (Plecoptera) of the Czech Republic: species checklist, distribution and protection status. *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae* 53(2): 443-484.
- Bonacci O., Terzić J., Roje-Bonacci T., Frangen T. (2019): An Intermittent Karst River: The Case of the Čikola River (Dinaric Karst, Croatia). *Water* 11: 2415.
- Bonacina L., Fasano F., Mezzanotte V., Fornaroli R. (2022): Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates: a systematic review. *Biological Reviews* 98 (1): 191-221.

- Borcard D., Legendre P. (2002): All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153: 51–68.
- Borcard D., Legendre P., Avois-Jacquet C., Tuomisto H. (2004): Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* 85: 1826–1832.
- Brind'Amour A., Mahévas S., Legendre P., Bellanger L. (2018): Application of Moran Eigenvector Maps (MEM) to irregular sampling designs. *Spatial Statistics* 26: 56-68
- Brinkmann R., Garren S. J. (2011): Karst and Sustainability. In: van Beynen P. (ed.), *Karst Management*. Springer, Dordrecht.
- Capezzuoli E., Gandin A., Pedly M. (2014): Decoding tufa and travertine (freshwater carbonates) in the sedimentary record. The state of the art. *Sedimentology* 61: 1–21.
- Carthew K. D., Drysdale R. N., Taylor M. P. (2003): Tufa deposits and biological activity, Riversleigh, northwestern Queensland. In: Roach I. C. (ed.), *Advances in Regolith*, CRC LEME, Australia, pp. 55–59.
- Casanova J. (1981): Morphologie et biolithogénese des barrages de travertines: *Bulletin de Association Géographique de France* 479/80: 192–193.
- Castillo-Figueroa D., Garzón-Salamanca L. L., Albarracín-Caro J. F. (2018). Aquatic macroinvertebrates as water quality bioindicators in Colombia: A systematic review. *Neotropical Biology and Conservation* 13(3): 235–248.
- Cerjanec D., Kučinić M., Vilenica M., Čukušić A., Čuk R., Ibrahim H., Vučković I., Žalac S. Ruk D. (2020). Ecological and faunistic features of caddisflies (Insecta: Trichoptera) in different types of habitats in the Dinaric karst area (Central Croatia). *Ecologica Montenegrina* 36: 6–39.
- Chafetz H. S., Folk R. L. (1984): Travertines: depositional morphology and the bacterially constructed constituents: *Journal of Sedimentary Petrology* 54: 289–316.
- Chafetz, H. S., Srdoč D., Horvatinčić N. (1994): Early diagenesis of Plitvice Lakes waterfall and barrier travertine deposits. *Geographie physique et Quaternaire* 48(3): 247-255
- Chen J., Zhang D. D., Wang S., Xiao T., Huang R. (2004): Factors controlling tufa deposition in natural waters at waterfall sites. *Sedimentary Geology* 166: 353–366.
- Chen Z., Auler A. S., Bakalowicz M., Drew D., Griger F., Hartmann J., Jiang G., Moosdorf N., Richts A., Stevanovic Z., Veni G., Goldscheider N. (2017): The World Karst Aquifer Mapping project: concept, mapping procedure and map of Europe. *Hydrogeology Journal* 25(3): 771–785.
- Chen Y., Xiong K., Ren X., Cheng C. (2021): Vulnerability Comparison between Karst and Non-Karst Nature Reserves - With a Special Reference to Guizhou Province, China. *Sustainability* 13: 2442.

- Chen M., Xu X., Tan Y., Lin Y. (2024): Assessing ecological vulnerability and resilience-sensitivity under rapid urbanization in China's Jiangsu province. *Ecological Indicators* 167: 112607.
- Cívik J., Beracko P., Krno I., Lánčzos T., Navara T., Derka T. (2021): The taxonomical and functional diversity of three groups of aquatic insects in rheocrene karst springs are affected by different environmental factors. *Limnologica* 91: 125913.
- Clarke K. R., Gorley R.N. (2006): *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK.
- Clements R., Sodhi N. S., Schilthuizen M., Peter K. L. (2006): Limestone karsts of Southeast Asia: imperiled arks of biodiversity. *BioScience* 56: 733.
- Council of the European Communities (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities*, L 206, 7–50.
- Conci C., Nielsen C. (1956): *Odonata, Fauna d'Italia*. Vol. I. Sotto gli dell' Accademia Nazionale Italiana di Entomologia e dell'Unione Zoologica Italiana. Edizioni Calderini: Bologna, Italia, pp. 200-277.
- Covich P. A., Palmer A. M., Crowl A. T. (1999): The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience* 49: 119–127.
- Currás A., Zamora L., Reed J.M., García-Soto E., Ferrero S., Armengol X., Mezquita-Joanes F., Marqués M.A., Riera S., Julià R. (2012): Climate change and human impact in central Spain during Roman times: High-resolution multi-proxy analysis of a tufa lake record (Somolinos, 1280 m asl). *Catena* 89: 31–53.
- Cvijić J. (1893). *Das Karstphänomen*. Wien: Geographische Gesellschaft.
- Čalić J., Milošević V. M., Kovačević-Majkić J. (2022): Krš / Karst / Kras u sistemu obrazovanja u Srbiji. *Kras – Vekovna naučna inspiracija*
- Čmrlec K., M. Ivković P. Šemnički Mihaljević Z. (2013): Emergence phenology and microhabitat distribution of aquatic Diptera community at the outlets of barrage lakes: Effect of temperature, substrate and current velocity. *Polish Journal of Ecology* 61: 135-144.
- Damásio J., Barceló D., Brix R., Postigo C., Gros M., Petrovic M., Sabater S., Guasch H., López de Alda M., Barata C. (2011): Are pharmaceuticals more harmful than other pollutants to aquatic invertebrate species: A hypothesis tested using multi-biomarker and multi-species responses in field collected and transplanted organisms. *Chemosphere* 85 (10): 1548–1554.
- De Bie T., De Meester L., Brendonck L., Martens K., Goddeeris B., Ercken D., Hampel H., Denys L., Vanhecke L., Van der Gucht K., Van Wichelen J., Vyverman W., Declerck S. A. J. (2012): Body size and dispersal mode as keytraits determining metacommunity structure of aquaticorganisms. *Ecology Letters* 15: 740–747.

- Dipova N. (2011): The engineering properties of tufa in the Antalya area, SW Turkey. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology* 44: 123-134.
- Djordjevic D. (2014): International Agreements and Region-building in the Mountains of South East Europe. *Mountain Research and Development* 34(1): 4–12.
- Ђуровић П. (1998): Бигар – значајна природна вредност краса Србије. *Заштита природе* 48-48: 163-170.
- Dong F., Dai Q., Jiang Z., Chen X., Xu R., Zhang Q., An D., Li Q., Zhang T., Plenkovic-Moraj A., Capezzuoli E., Li B., Mors A. (2023): Travertine/tufa resource conservation and sustainable development call for a world-wide initiative. *Applied Geochemistry* 148: 105505.
- Dorić V., Vučković N., Pozojević I., Mihaljević Z. (2018): Chironomid community responses to environmental drivers in man-made lakes of the Dinaric karst. *Łódź* 34-34
- Dorić V., Ivković M., Baranov B., Pozojević I., Mihaljević Z. (2023): Extreme freshwater discharge events exacerbated by climate change influence the structure and functional response of the chironomid community in a biodiversity hotspot. *Science of The Total Environment* 879: 163110.
- Dorić V., Pozojević I., Baranov V., Mihaljević Z., Ivković M. (2024): Long-Term Chironomid Emergence at a Karst Tufa Barrier in Plitvice Lakes National Park, Croatia. *Insects* 15: 51.
- Domisch S., Jahnig S. C., Haase P. (2011): Climate-change winners and losers: stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe. *Freshwater Biology*, 56(10): 2009–2020.
- Dray S., Legendre P. (2009): Blanchet, G. Packfor: Forward Selection with permutation (Canoco p. 46). R package version 0.0-8.
- Dray S. P., Legendre P., Peres-Neto R. (2006): Spatial modelling: A comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbor matrices (PCNM). *Ecological Modelling* 196: 483–493.
- Dražina T., Špoljar M., Primc B., Habdija I. (2017): Distribution of rotifers and other meiofauna in the bryophytes and hyporheic zone of a karst hydrosystem – an example of a nested community. *Marine and Freshwater Research* 68: 43–52.
- Dufrêne M., Legendre P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- Dumnicka E. (2006): Composition and abundance of Oligochaetes (Annelida: Oligochaeta) in spring of Kraków-Częstochowa Upland (Southern Poland): Effect of spring encasing and environmental factors. *Polish Journal of Ecology* 54: 231-242.

- Dumnicka E., Galas J., Koperski P. (2007): Benthic invertebrates in karst springs: Does substratum or location define communities? *International Review of Hydrobiology* 92: 452–464.
- Durance I., Ormerod S. J. (2007). Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology* 13(5): 942–957.
- Dudgeon D., Arthington A. H., Gessner M. O., Kawabata Z. I., Knowler D. J., Lévêque C., Naiman R. J., Prieur-Richard A. H., Soto D., Stiassny M. L. J., Sullivan, C. A. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81(2): 163–182.
- Drysdale R. N., Carthew K. D., Taylor M. P. (2003): Larval caddis-fly nets and retreats: A unique biosedimentary paleocurrent indicator for fossil tufa deposits. *Sedimentary Geology* 161: 207–215.
- Đuknić J., Bjelanović K., Durutović A., Jovanović V. (2010): Ecological survey of macroinvertebrate communities in the Vrelska Padina and the Ivanštica Rivers (Eastern Serbia). BALWOIS 2010, Ohrid, Republic of Macedonia.
- Eiseler B. (2005): Identification key to the mayfly larvae of the German Highlands und Lowlands. *Lauterbornia* 53: 1–112.
- Emeis K. C., Richnow H. H., Kempe S. (1987): Travertine formation in Plitvice National Park, Yugoslavia: chemical versus biological control. *Sedimentology* 34(4): 599–609.
- EN ISO 10870 (2012): European Committee for Standardization (CEN). Water quality - Guidelines for the selection of sampling methods and devices for benthic macroinvertebrates in fresh waters,
- EN 27828 (1994): European Committee for Standardization (CEN). Water quality - Methods for biological sampling – Guidance on hand-net sampling of benthic macroinvertebrates, 1994.
- Erasmus J. H., Lorenz A. W., Zimmermann S., Wepener V., Sures B., Smit N. J., Malherbe W. (2021): A diversity and functional approach to evaluate the macroinvertebrate responses to multiple stressors in a small subtropical austral river. *Ecological Indicators* 131: 108206.
- Ergović V., Čerba D., Tubić B., Novaković B., Koh M., Mihaljević Z. (2025): Seasonal Dynamics and Factors Shaping Aquatic Insect Assemblages in Mountain Streams of the Pannonian Lowland Ecoregion. *Insects* 16: 344.
- Erić S., Matović V., Kremenović A., Colombari P., Srećković Batočanin D., Nešković M., Jelikić A. (2015): The origin of Mg sulphate and other salts formed on pure calcium carbonate substrate - Tufa stone blocks built into the Gradac Monastery, Serbia. *Construction and Building Materials* 98: 25–34.
- Escarpinati S. C., Roque R., Boroso Medina P., Raizer J. (2011): Macroinvertebrate community in recreational areas in a karst river (Bonito, Brazil): Implications for biomonitoring of tourist activities. *Tourism and Karst Areas* 4.

- Fierro P., Valdovinos C., Vargas-Chacoff L., Bertrán C., Arismendi I. (2017): Macroinvertebrates and Fishes as Bioindicators of Stream Water Pollution. *Water Quality* 23-37.
- Fochetti R. (2020): Diversity, Threats, Decline and Conservation of European Stoneflies (Plecoptera, Insecta). Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, Elsevier.
- Folmer O., Black M., Hoeh W., Lutz R., Vrijenhoek R. (1994): DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology* 3(5): 294–299.
- Ford T. D., Pedley H. M. A. (1996): Review of tufa and travertine deposits of the world. *Earth-Science Reviews* 41: 117-175.
- Ford D. (2007): Jovan Cvijić and the founding of karst geomorphology. *Environmental Geology* 51: 675–684.
- Ford D., Williams P. (2007): *Karst Hydrogeology and Geomorphology*. John Wiley, Chichester.
- Gabrovšek F., Knez M., Kogovšek J., Mihevc A., Mulec J., Perne M., Petrič M., Pipan T., Prelovšek M., Slabe T., Šabela S., Ravbar N. (2011): Development challenges in karst regions: sustainable land use planning in the karst of Slovenia. *Carbonates Evaporites* 26: 365–380.
- Gaino E., Cianficconi F., Rebora M., Todini B. (2002): Case-building of some Trichoptera larvae in experimental conditions: Selectivity for calcareous and siliceous grains. *Italian Journal of Zoology* 69(2): 141–145.
- García-del-Cura M. Á., Benavente D., Martínez-Martínez J., Cueto N. (2012): Sedimentary structures and physical properties of travertine and carbonate tufa building stone. *Construction and Building Materials* 28(1): 456–467.
- Gavioli A., Castaldelli G., Trasforini S., Puzzi C., Gervasio M. P., Granata T., Colombo D., Soana E. (2024): Global Warming and Fish Diversity. Changes in the Po River (Northern Italy). *Environments* 11: 226.
- Gavrilović L., Dukić D. (2002): *Reke Srbije*. Beograd, Srbija: Zavod za udžbenike i nastavna sredstva.
- Gojšina V., Vujić M., Marković V. (2022): A New Record of *Bythinella istoka* Glöer & Pešić, 2014 (Gastropoda: Bythinellidae) from Serbia. *Acta Zoologica Bulgarica* 74: 329-332.
- Gojšina V., Božanić M., Stojanović K., Božić A., Živić I. (2025): New findings of the little known crenobiotic snail *Bythinella serborientalis* Radoman, 1978 (Gastropoda: Truncatelloidea, Bythinellidae) with notes on its morphological variability. *Acta Zoologica Bulgarica*.

- Goldscheider N. (2019). A holistic approach to groundwater protection and ecosystem services in karst terrains. *Carbonates and Evaporites*.
- Goldscheider N., Chen Z., Auler A. S., Bakalowicz M., Broda S., Drew D., Hartmann J., Jiang G., Moosdorf N., Stevanović Z., Veni G. (2020): Global distribution of carbonate rocks and karst water resources. *Hydrogeology Journal* 28: 1661–1677.
- Golubić S., Violante G., Plenković-Moraj A., Grgasović T. (2008): Travertines and calcareous tufa deposits: An insight into diagenesis. *Geologica Croatica* 61: 363–378.
- Gronroos M., Heino J., Siqueira T., Landeiro V. L., Kotanen J., Bini L. M. (2013): Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. *Ecology and Evolution* 3: 4473–4487.
- Guareschi S., Ramos-Merchante A., Ruiz-Delgado C., Mellado-Díaz A. (2018): *Taeniopteryx hubaulti* Aubert, 1946 (Plecoptera, Taeniopterygidae): Updating the Current Known Distribution in the Iberian Peninsula and Assessing its Regional Vulnerability. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 62: 177-180
- Gulin V., Matoničkin Kepčija R., Sertić Perić M., Felja I., Fajković H., Križnjak K. (2021): Environmental and periphyton response to stream revitalization – A pilot study from a tufa barrier. *Ecological Indicators* 126: 107629.
- Gulin Beljak V. (2023): Bioindikatorski potencijal perifitona u praćenju revitalizacije sedrenih barijera. Doktorska disertacija. Sveučilište u Zagrebu, Prirodoslovno-matematički fakultet, Zagreb.
- Guo B., Zang W., Lue L. (2020): Spatial-temporal shifts of ecological vulnerability of Karst Mountain ecosystem-impacts of global change and anthropogenic interference. *Science of the Total Environment* 741: 140256.
- Habdija I., Primc-Habdija B., Belinić I. (1994): Functional community organisation of macroinvertebrates in lotic habitats of the Plitvice Lakes. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 22: 85-92.
- Habdija I., Primc B. (2023): *Limnologija. Ekologija kopnenih voda*. Zagreb
- Haidekker A., Hering D. (2007): Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquatic Ecology* 42: 463–481.
- Hall T. A. (1999) BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. In: *Nucleic Acids Symposium Series No 41*. Oxford University Press. 95–98.
- Hamzaraj E., Lazo P., Paparisto A., Parllaku B. (2023): Using bacteria and benthic macroinvertebrates as water quality parameters in Mat River, Albania. *AQUA - Water Infrastructure, Ecosystems and Society* 72(10): 1852–1866.

- Hartmann A., Goldscheider N., Wagener T., Lange J., Weiler M. (2014): Karst water resources in a changing world: Review of hydrological modeling approaches. *Reviews of Geophysics* 52: 218–242.
- Hauer F. R., Resh V. H. (2007): Macroinvertebrates. In: Hauer F.R., Lamberti G.A. (eds), *Methods in Stream Ecology*, 2nd ed. Academic Press, pp. 435–454.
- He G., Zhao X., Yu M. (2021): Exploring the multiple disturbances of karst landscape in Guilin World Heritage Site, China. *Catena* 203: 105349.
- Hejase A. J., Hejase H. J. (2013): *Research Methods, A Practical Approach for Business Students*. Philadelphia, PA, USA: Masadir Inc. 2, 58.
- Hershkovitz Y., Dahm V., Lorenz A. W., Hering D. (2015): A multi-trait approach for the identification and protection of European freshwater species that are potentially vulnerable to the impacts of climate change. *Ecological Indicators* 50: 150–160.
- Holuša O., Holušová K. (2022): Population Density and Abundance of the Northernmost Population of *Cordulegaster heros* (Anisoptera: Cordulegastridae) in Europe (Czech Republic) with Notes on Its Biogeographical Range. *Diversity* 14: 854.
- Hodkinson I. D., Jackson J.K. (2005): Terrestrial and Aquatic Invertebrates as Bioindicators for Environmental Monitoring, with Particular Reference to Mountain Ecosystems. *Environmental Management* 35: 649–666.
- Hrovat M., Urbanič G., Sivec I. (2009): Community structure and distribution of Ephemeroptera and Plecoptera larvae in lowland karst rivers in Slovenia. *Aquatic Insects* 31: 343–357.
- Hussain A. Q., Pandit K. A. (2012): Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological factors. *International Journal of Fisheries and Aquaculture* 4(7): 114–123.
- Illies J. (1978): *Limnofauna Europaea*. Gustav Fisher Verlag, 1–532.
- IPCC. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability; Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Cambridge University Press: Cambridge, UK; New York, NY, USA, p. 3056.
- Iván V., Mádl-Szőnyi J. (2017): State of the art of karst vulnerability assessment: overview, evaluation and outlook. *Environmental Earth Sciences* 76(3).
- Ivanković L., Ivković M., Stanković I. (2019): Perennial phenology patterns and ecological traits of Dixidae (Insecta, Diptera) in lotic habitats of a barrage lake system. *Limnologica* 76: 11–18.
- Ivković M., Mičetić Stanković V., Mihaljević Z. (2012): Emergence patterns and microhabitat preference of aquatic dance flies (Empididae; Clinocerinae and Hemerodromiinae) on a longitudinal gradient of a barrage lake system. *Limnologica* 42: 43–49.

- Ivković M., Kesić M., Mihaljević Z., Kúdela M. (2014): Emergence patterns and ecological associations of some haematophagous blackfly species along an oligotrophic hydrosystem. *Medical and Veterinary Entomology* 28: 94–102.
- Ivković M., Pont A. C. (2016): Long-time emergence patterns of *Limnophora* species (Diptera, Muscidae) in specific karst habitats: tufa barriers. *Limnologica* 61: 29–35.
- Ivković M., Ivanković L. (2019): The genus *Dixa* (Diptera, Dixidae) in Croatian lotic habitats, with a checklist of species and relationships with the fauna of neighbouring countries. *ZooKeys* 867: 45–54.
- Ivković M., Dorić V., Baranov V., Mihaljević Z., Kolcsár L-P., Mikalsen G., Nerudova J., Pont A. C. (2020): Checklist of aquatic Diptera (Insecta) of Plitvice Lakes National Park, Croatia, a UNESCO world heritage site. *ZooKeys* 918: 99–142.
- IUCN. (2024). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024-1. <https://www.iucnredlist.org>
- Jacobsen D., Cressa C., Mathooko J. M., Dudgeon D. (2008): Macroinvertebrates: composition, life histories and production. In: Dudgeon D. (Ed.), *Tropical stream ecology*, pp. 65–105. Academic Press.
- Jakovljević M., Kovačević Đuretanović S., Radojković N., Nikolić M., Petrović A., Simović P., Simić V. (2024): Assessing spiralin *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) as an early indicator of climate change and anthropogenic stressors using ecological modeling and machine learning. *The Science of The Total Environment* 951(2): 175723.
- Jun Y-C., Won D-H., Lee S-H., Kong D-S., Hwang S-J. (2012): A Multimetric Benthic Macroinvertebrate Index for the Assessment of Stream Biotic Integrity in Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9(10): 3599–3628.
- Kalogianni E., Vourka A., Karaouzas I., Vardakas L., Laschou S., Skoulikidis N. T. (2017): Combined effects of water stress and pollution on macroinvertebrate and fish assemblages in a Mediterranean intermittent river. *Science of the Total Environment* 603: 639–650.
- Kazakis N., Chalikakis K., Mazzilli N., Ollivier C., Manakos A., Voudouris K. (2018): Management and research strategies of karst aquifers in Greece: Literature overview and exemplification based on hydrodynamic modelling and vulnerability assessment of a strategic karst aquifer. *Science of the Total Environment* 643: 592–609.
- Klarin A., Ivković M., Mičetić Stanković V. (2024): The Emergence of the Family Scirtidae (Insecta: Coleoptera) in Lotic Karst Habitats: A Case Study over 15 Years. *Insects* 15: 226.
- Koperski P., Dumnicka E., Galas J. (2011): Abiotic parameters determining fauna composition in karstic springs. *Polish Journal of Ecology* 59(1): 153–163.
- Kopp R., Petrek R., Sukop I., Brabec T., Vitek T., Řezníčková, P., Ziková (2012): Water quality and biotic community composition of a highland stream influenced by different human activities. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*. 3: 83–92.

- Kostić M., Lakićević M., Milićević S. (2018): Sustainable tourism development of mountain tourism destinations in Serbia. *Economics of Agriculture* 65: 843–857.
- Kusch J. (2015): Interacting influences of climate factors and land cover types on the distribution of caddisflies (Trichoptera) in streams of a central European low mountain range. *Insect Conservation and Diversity* 8: 92–101.
- Kučinić M., Delić A., Ćuk R., Previšić A., Mihoci I., Žganec K., Cerjanec D., Vučković I. (2014): The first finding of *Drusus bosnicus* Group (Insecta, Trichoptera, Limnephilidae) in Croatia with some notes on diversity, distribution and ecology of genus *Drusus* in Croatia and in Dinaric karst of the Balkan Peninsula. *Natura Croatica* 23 (2): 265–377.
- Kučinić M., Cerjanec D., Vučković I., Mihoci I., Perović F., Kutnjak H., Ibrahim H., Pelić Fixa D., Žalac S., Mrnjavčić Vojvoda A., Plantak M. (2015): Some new and interesting species of caddisflies (Insecta, Trichoptera) found in Croatia. *Natura Croatica* 24 (2): 293–310.
- Kučinić M., Previšić A., Vajdić M., Tunjić M., Mihoci I., Žalac S., Sviben S., Vučković I., Trupković M., Habdija I. (2017): First systematic investigation of adults and second checklist of caddisflies of the Plitvice Lakes National Park with notes on research history, biodiversity, distribution and ecology. *Natura Croatica* 26 (2): 225–260.
- Kuniansky E. L., Taylor C. J., Williams J. H., Paillet F. (2022): Introduction to karst aquifers. The Groundwater Project.
- Larson D. L., Phillips-Mao L., Quiram G., Sharpe L., Stark R., Sugita S., Weiler A. (2011): A framework for sustainable invasive species management: Environmental, social, and economic objectives. *Journal of Environmental Management* 92(1): 14–22.
- Legendre P., Gallagher E. D. (2001): Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271–280.
- Lewin I., Czerniawska-Kusza I., Szoszkiewicz K., Ławniczak A. E., Jusik S. (2013): Biological indices applied to benthic macroinvertebrates at reference conditions of mountain streams in two ecoregions (Poland, the Slovak Republic). *Hydrobiologia* 709: 183–200.
- Li S. L., Liu C. Q., Chen J. A., Wang S. J. (2021): Karst ecosystem and environment: Characteristics, evolution processes, and sustainable development. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 306: 107173.
- Logez M, Bouraï L, Hette-Tronquart N, Argillier C (2024): Ecological Vulnerability of Aquatic Ecosystems-A Review. *Environmental Management*
- Lubini V., el Knisp S., Sartori M., Vicentini H., Wagner A. (2012): Listes rouges Ephémères, Plécoptères, Trichoptères. Espèces menacées en Suisse, état 2010. Office fédéral de l'environnement, Berne, et Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchâtel. L'environnement pratique No1212.
- Luiza-Andrade A., Montag L. F., Juen L. (2017): Functional diversity in studies of aquatic macroinvertebrates community. *Scientometrics* 111: 1643–1656.

- Maiolini B., Carolli M., Silveri L. (2011): Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in springs in Trentino (South-eastern Alps). *Journal of Limnology* 70: 122-133.
- Mansir I., Bouchaou L., Chebli B., Ait Brahim Y., Choukr-Allah R. (2021): A specific indicator approach for the assessment of water resource vulnerability in arid areas: the case of the Souss-Massa Region (Morocco). *Hydrological Sciences Journal* 66 (7): 1151–1168.
- Marinković N., Karadžić B., Pešić V., Gligorović B., Grosser C., Paunović M., Nikolić V., Raković M. (2019): Faunistic patterns and diversity components of leech assemblages in karst springs of Montenegro. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 420: 26.
- Marjanović M., Milenković J., Lukić M., Tomić N., Antić A., Marković R. S., Atanasijević A., Božić D., Buhmiller S., Radaković M., Radivojević A. R., Langović Miličević A., Gavrilov M. B., Marković S. B. (2022): Geomorphological and hydrological heritage of Mt. Stara Planina in SE Serbia: From river protection initiative to potential geotouristic destination. *Open Geosciences* 14: 275–293.
- Marković Z. (1999): Izvori brdsko-planinskih područja Srbije, ekološka studija makrozoobentosa. Faculty of Biology, University of Belgrade, Belgrade, Serbia. pp. 1-318.
- Martini J., Waringer J. (2021): Dynamic microhabitat shifts in space and time of caddisfly larvae (Insecta: Trichoptera) in a first-order calcareous mountain stream. *Biologia* 76: 2527–2541.
- Marinović V. J. (2022): Regionalna karakterizacija karstnih podzemnih voda dela centralnog Balkana u funkciji njihovog održivog korišćenja i menadžmenta. Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Rudarsko-geološki fakultet, Beograd.
- Matić N., Maldini K., Tomas D. Ćuk R., Milović S., Miklavčić I., Širac S. (2016): Geochemical characteristics of the Gacka River karstic springs (Dinaric karst, Croatia) with macroinvertebrate assemblages overview. *Environmental Earth Sciences* 75: 1308
- Matoničkin I., Pavletić Z. (1962): Životni uvjeti na sedrenim slapovima krških voda u Jugoslaviji. *Acta Botanica Croatica* XX/XXI, 175–197.
- Matoničkin I., Pavletić Z. (1963): Prethodna ekološko- i biocenološka istraživanja opskrbnih voda Plitvičkih jezera. *Acta Botanica Croatica* XXII, 141–174.
- Matoničkin I., Pavletić Z. (1972): Život naših rijeka. Zagreb: Školska knjiga.
- Matoničkin Kepčija R. (2006): Utjecaj brzine strujanja vode na naseljavanje perifitonskih zajednica sedrenih barijera. Doktorska disertacija. Sveučilište u Zagrebu, Prirodoslovno-matematički fakultet, Zagreb.
- Matoničkin Kepčija R., Habdija I., Primc-Habdija B., Miliša M. (2006): Simulid silk pads enhance tufa deposition. *Archiv für Hydrobiologie* 166: 387-409.
- Matoničkin Kepčija R., Miliša M. (2023): Recent tufa deposition. In: Miliša M., Ivković M. (eds), *Plitvice Lakes*. Springer International Publishing, pp. 123–147.

- Medeiros A. S., Milošević Dj., Francis D. R., Maddison E., Woodroffe S., Long A., Walker I. R., Hamerlík L., Quinlan R., Langdon P., Brodersen K. P., Axford Y. (2020): Arctic chironomids of the northwest North Atlantic reflect environmental and biogeographic gradients. *Journal of Biogeography* 48: 511–525.
- Megerle H. E. (2021): Calcerous Tufa as Invaluable Geotopes Endangered by (over-)Tourism: A Case Study in the UNESCO Global Geopark Swabian Alb, Germany. *Geosciences* 11: 198.
- Mičetić Stanković V., Bruvo Mađarić B., Jäch M. A., Kučinić M. (2018): *Elmis rietscheli* Steffan, 1958 (Insecta: Coleoptera: Elmidae) in Croatia: first record and DNA barcoding. *Natura Croatica* 27: 185–194.
- Mičetić Stanković V., Jäch M. A., Ivković M., Stanković I., Kružić P., Kučinić M. (2019): Spatio-temporal distribution and species traits of water beetles along an oligotrophic hydrosystem: A case study. *International Journal of Limnology* 55: 22.
- Mičetić Stanković V., Bruvo Mađarić B., Kučinić M. (2022): Ubiquitous but ignored? A case of water beetle in Southeastern Europe. *Diversity* 14: 26.
- Mičetić Stanković V. (2023): Biodiversity in Karst Landscapes: Introduction to the Special Issue. *Diversity* 15: 408.
- Mihevc A., Prelovšek M., Zupan Hajna N. (2010): Introduction to the Dinaric Karst. Karst Research Institute at ZRC SAZU, Postojna. ISBN 978-961-254-198-9
- Miliša M., Kepčija R. M., Radanović I., Ostojić A., Habdija I. (2006): The impact of aquatic macrophyte (*Salix* sp. and *Cladium mariscus* (L.) Pohl.) removal on habitat conditions and macroinvertebrates of tufa barriers (Plitvice Lakes, Croatia). *Hydrobiologia* 573: 183–197.
- Milosavljević A., Predić B., Milošević Dj. (2024): Imagelytics suite: deep learning-powered image classification for bioassessment in desktop and web environments. *Logic Journal of the IGPL*, pn. jzae103, ISSN: 1368-9894.
- Miljković Đ., Miljković Lj., Jovanović M. (2020): Conservation of Geomorphological Heritage in the Homolje Area (Eastern Serbia) – Current State and Perspective 3: 49-61.
- Miljković Đ., Bjelajac D. (2023): Geoheritage promotion towards sustainable tourism: "Kučaj-Beljanica Mountains" National Park in the Homolje area (Eastern Serbia). *ToSEE – Tourism in Southern and Eastern Europe* 7: 283–295.
- Moog O. (2002): *Fauna Aquatica Austriaca*, Second Edition. A comprehensive Species Inventory of Austrian Aquatic organisms with Ecological notes. Vienna.
- Moog O., Graf W., Janecek O., Ofenböck T. (2017): Sensitive Taxa. In: Moog O., Hartmann A. (eds.), *Fauna Aquatica Austriaca*, 3. Edition, BMLFUW, Wien.
- Mori N. (2005): Macroinvertebrate communities of karst springs in the Julian Alps in relation to environmental factors. *Natura Sloveniae* 5: 17.

- Mori N., Brancelj A. (2006): Macroinvertebrate communities of karst springs of two river catchments in the Southern Limestone Alps (the Julian Alps, NW Slovenia). *Aquatic Ecology* 40: 69–83.
- Nerantzaki S. D., Nikolaidis N. P. (2020): The response of three Mediterranean karst springs to drought and the impact of climate change. *Journal of Hydrology* 591: 125296.
- Nilson A. (1997): *Aquatic Insects of North Europe. A Taxonomic Handbook. Volume 2. Odonata-Diptera.* Apollo Books: Stenstrup, Denmark. pp. 93-427.
- Нумановић М. (2023): Фауна дна ефемерних и сталних вода Пештерске висоравни. Докторска дисертација, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, Департман за биологију и екологију, Нови Сад.
- Ochieng H., Okot-Okumu J., Odong R. (2019): Taxonomic challenges associated with identification guides of benthic macroinvertebrates for biomonitoring freshwater bodies in East Africa: A review. *African Journal of Aquatic Science* 1–14.
- Ochieng H., Gandhi W. P., Magezi G., Okot-Okumu J., Odong R. (2021): Diversity of benthic macroinvertebrates in anthropogenically disturbed Aturukuku River, Eastern Uganda. *African Zoology* 56(2): 85–103.
- Oksanen J., Kindt R., Legendre P., O'Hara B., Stevens M. H. H., Oksanen M. J. (2007): The Vegan Package – Community Ecology Package. R package version 2007, 2: 5–6.
- Olmi M. (1976): Coleoptera, Dryopidae, Elminthidae. *Fauna d'Italia. Vol. XII. Sotto gli auspici dell' Accademia Nazionale Italiana di Entomologia e dell'Unione Zoologica Italiana.* Edizioni Calderini: Bologna, Italia. pp. 19-234.
- Orozco-González C. E., Ocasio-Torres M. E. (2023): Aquatic Macroinvertebrates as Bioindicators of Water Quality: A Study of an Ecosystem Regulation Service in a Tropical River. *Ecologies* 4: 209-228.
- Ortiz J. E., Torres T., Delgado A., Reyes E., Díaz-Bautista A. (2009): A review of the Tagus River tufa deposits (central Spain): age and palaeoenvironmental record. *Quaternary Science Reviews* 28(9–10): 947–963.
- Pang W., Pan Y., You, Q. Cao Y., Wang L., Deng G., Wang Q. (2022): Causes of aquatic ecosystem degradation related to tourism and the feasibility of restoration for karst nature reserves. *Aquatic Ecology* 56: 1231–1243.
- Parmar T. K., Rawtani D., Agrawal Y. K. (2016): Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Journal Frontiers in Life Science* 9(2): 110–118.
- Pascual A., Giardina C. P., Povak N. A., Hassburg P. F., Heider C., Salminen E., Asner G. P. (2022): Optimizing invasive species management using mathematical programming to support stewardship of water and carbon-based ecosystem services. *Journal of Environmental Management* 301: 113803.

- Pauls S. U., Lumbsch H. T., Haase P. (2006): Phylogeography of the montane caddisfly *Drusus discolor*: evidence for multiple refugia and periglacial survival. *Molecular Ecology* 15: 2153–2169.
- Pedley M. (2000): Ambient temperature freshwater microbial tufas. In Riding R.E., Awramik S.M. (eds.) *Microbial Sediments*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 179-186.
- Peeters E. T., Gylstra R., Vos J. H. (2004): Benthic macroinvertebrate community structure in relation to food and environmental variables. *Hydrobiologia* 519: 103–115.
- Pentecost A., Viles H. (1994): A Review and Reassessment of Travertine Classification La classification des travertins: revue et réévaluation. *Überblick über und Neubewertung der Travertinklassifizierung Géographie physique et Quaternaire* 48(3)
- Pentecost A. (2005): *Travertine*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Petrović B., Smiljković B., Marinović V. (2024): The influence of the soil and the epikarst in shaping of the quality of the karst groundwater of eastern part of the Suva Planina Mountain. *Vodoprivreda* 56 (331-332): 183-194.
- Петровић А. (2014): Могућност коришћења базе података у стратегији конзервације биодиверзитета макробескичмењака копнених вода на националном нивоу. Докторска дисертација. Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет, Крагујевац, Србија.
- Pešić M., Milić S., Nujkić M., Marić M. (2020): Determination of Heavy Metal Concentration and Correlation Analysis of Turbidity: a case Study of the Zlot Source (Bor, Serbia). *Water, Air, & Soil Pollution* 231.
- Pešić V., Gligorović B., Savić A., Buczyński P. (2017): Ecological patterns of Odonata assemblages in karst springs in central Montenegro. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 418: 3.
- Plant A. R. (2019): Biomediation of Tufa Formation by Silk Capture Nets of Larval Philopotamidae (Insecta: Trichoptera). *Tropical Natural History* 19 (2): 113–116
- Płóciennik M., Dmitrović, D., Pešić V., Gadawski P. (2016): Ecological patterns of Chironomidae assemblages in Dinaric karst springs. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 417: 11.
- Popijač A., Sivec I. (2010): The stonefly fauna (Insecta: Plecoptera) of the Mediterranean River Cetina, Croatia. *Entomologica Croatica* 14(1): 103–120.
- Popijač A., Sivec I. (2011): Stoneflies (Plecoptera) fauna in the lower reach of the Una River in Croatia. *Entomologia Croatica* 15(1): 131–143.
- Pozojević I., Ivković M., Cetinić K. A., Previšić A. (2021): Peeling the layers of caddisfly diversity on a longitudinal gradient in karst freshwater habitats reveals community dynamics and stability. *Insects* 12: 234.

- Previšić A., Kerovec M., Kučinić M. (2007): Emergence and composition of Trichoptera from karst habitats, Plitvice Lakes region, Croatia. *International Review of Hydrobiology* 92: 61–83.
- Previšić A., Walton C., Kučinić M., Mitrikeski P. T., Kerovec M. (2009): Pleistocene divergence of Dinaric *Drusus* endemics (Trichoptera, Limnephilidae) in multiple microrefugia within the Balkan Peninsula. *Molecular Ecology* 18(4): 634–647.
- Previšić A., Cerjance D., Graf W., Kučinić M. (2012): *Drusus chrysotus* (Rambur, 1842) (Trichoptera: Limnephilidae: Drusinae): a new caddisfly species in the Croatian fauna. *Natura Croatica*, 21 (2): 419–425.
- Primc-Habdija B., Habdija I., Plenković-Moraj A. (2001): Tufa deposition and periphyton overgrowth as factors affecting the ciliate community on travertine barriers in different current velocity conditions. *Hydrobiologia* 457: 87–96.
- PRIMER-E Ltd. (2006): PRIMER 6 for Windows: Software for Ecological Research. Plymouth, UK.
- Qiao X., Du J., Lugli S., Ren J., Xiao W., Chen P., Tang Y. (2016): Are climate warming and enhanced atmospheric deposition of sulfur and nitrogen threatening tufa landscapes in Jiuzhaigou National Nature Reserve, Sichuan, China? *Science of The Total Environment* 562: 724–731.
- Rađa B., Šantić M. (2014): Community structure of aquatic insects in the karstic Jadro River in Croatia. *Journal of Insect Science* 14 (54).
- Ranđelović N., Avramović D. (2004): Protected nature areas, flora and vegetation in vicinity of Soko Banja. *Natura Montenegrina* 3: 379–386.
- Rai A., Shah D. N., Shah R. D. T., Milner C. (2019): Influence of environmental parameters on benthic macroinvertebrate assemblages in the headwaters of Bagmati river, Kathmandu valley, Nepal. *Banko Janakari* 29: 53–61
- Rezende R. S., Santos A. M., Henke-Oliveira C., Gonçalves J. J. F. (2014): Effects of spatial and environmental factors on benthic macroinvertebrate community. *Zoologia* 31: 426–434.
- Ridl A., Vilenica M., Ivković M., Popijač A., Sivec I., Miliša M., Mihaljević Z. (2018): Environmental drivers influencing stonefly assemblages along a longitudinal gradient in karst lotic habitats. *Journal of Limnology* 77: 412–427.
- Righi-Cavallaro K., Roche K. F., Froehlich O., Cavallaro M. R. (2010): Structure of macroinvertebrate communities in riffles of a Neotropical karst stream in the wet and dry seasons. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 306–316.
- Rimcheska B., Slavevska-Stamenković V., Ibrahim H., Smiljkov S., Ristovska M., Paunović M. (2015): First record of the genus *Helicopsyche* von Siebold, 1856 (Trichoptera: Helicopsychidae) from the Republic of Macedonia. *Acta Zoologica Bulgarica* 67: 443–446.

- Rodriguez P., Vučković N., Kerovec M. (2020): New species of aquatic oligochaetes (Annelida: Clitellata) from tufa barriers in Croatia. *Zootaxa* 4758: 442–460.
- Rozkošný R. (1980): Klíč vodních lareu hmyzu. Vydala academia nakladatelství Československé akademie věd, Praha.
- Rupprecht R. (2014): Drumming signals within the family Taeniopterygidae (Plecoptera). *Aquatic Insects* 3(3-4): 201-229.
- Savić A., Dmitrović D., Pešić V. (2017): Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera assemblages of karst springs in relation to some environmental factors: A case study in central Bosnia and Herzegovina. *Turkish Journal of Zoology* 41: 119–129.
- Savić A., Dmitrović D., Glöer P., Pešić V. (2020): Assessing environmental response of gastropod species in karst springs: what species response curves say us about niche characteristic and extinction risk? *Biodiversity and Conservation* 29: 695–708
- Sertić Perić M., Miliša M., Kepčija R. M., Primc-Habdija B., Habdija I. (2011): Seasonal and fine-scale spatial drift patterns in a tufa depositing barrage hydrosystem. *Fundamental and Applied Limnology* 178: 131–145.
- Sertić Perić M., Kepčija R. M., Miliša M., Gottstein S., Lajtner J., Dragun Z., Filipović Marijić V., Krasnić N., Ivanković D., Erk M. (2018). Benthos-drift relationships as proxies for the detection of the most suitable bioindicator taxa in flowing waters – a pilot-study within a Mediterranean karst river. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 163: 125-135.
- Shannon C. E. (1948): A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27: 379–423, 623–656.
- Shi P., Zhang T., Liu Z., Lan J., Fan X. A. (2019): Vulnerable Environment Study in Karst Regions between 1991 and 2017: A Bibliometric Analysis. *Applied Science* 9: 5339.
- Simić V., Simić S. (1999): Use of the river macrozoobenthos of Serbia to formulate a biotic index. *Hydrobiologia* 416: 51–64.
- Simić V., Simić S., Petrović A., Paunović M., Šorić V., Dimitrijević V. (2006): Biodiverzitet Akvatičnih Ekosistema Srbije, *ex situ* zaštita (BAES *ex situ*). <http://baes.pmf.kg.ac.rs>
- Simić V., Simić S., Paunović M., Cakić P. (2007): Model of assessment of critical risk of extinction and the priorities of protection of endangered aquatic species at the national level. *Biodivers Conserv* 16: 2471–2493.
- Simić V., Simić S. (2012): Ekologija kopnenih voda. Hidrobiologija II. Kragujevac
- Simić V., Simić S., Stojković-Piperac M., Petrović A., Milošević Dj. (2014): Commercial fish species of inland waters: A model for sustainability assessment and management. *The Science of the Total Environment* 497: 642–650.
- Simić V., Maguire I., Rajković M., Petrović A. (2015): Conservation strategy for the endangered crayfish species of the family Astacidae: The ESHIPPOcrayfish model. *Hydrobiologia* 760:1–13.

- Simić V., Bănăduc D., Curtean-Bănăduc A., Petrović A., Veličković T., Stojković-Piperac M., Simić S. (2022): Assessment of the ecological sustainability of river basins based on the modified the ESHIPPO fish model on the example of the Velika Moravabasin (Serbia, Central Balkans). *Frontiers in Environmental Science* 10: 952692.
- Simović P., Simić V., Petrović A. (2022): The first record of *Dixella aestivalis* (Meigen, 1818) (Diptera: Dixidae) in Serbia. *Kragujevac Journal of Science* 44: 207-214.
- Simović P., Simić V., Milošević Dj., Petrović A. (2023): New records of species *Taeniopteryx hubaulti* Aubert, 1946 and *Taeniopteryx schoenemundi* (Mertense, 1923) (Plecoptera: Taeniopterygidae) in Serbia. *Journal of Entomological Research Society* 25: 155-166.
- Simović P., Milosavljević A., Stojanović K., Radenković M., Savić-Zdravković D., Predić B., Božanić M., Petrović A., Milošević Dj. (2024a): Automated identification of aquatic insects: A case study using deep learning and computer vision techniques *The Science of The Total Environment* 935(9): 172877.
- Simović P., Milošević Dj., Simić V., Stojanović K., Atanacković A., Jakovljević M., Petrović A. (2024b): Benthic macroinvertebrates in a tufa-depositing environment: a case study of highly vulnerable karst lotic habitats in Southeast Europe. *Hydrobiologia* 851(19): 4761-4779.
- Simović P., Milosavljević A., Stojanović K., Savić-Zdravković D., Petrović A., Predić B., Milošević D. (2025): The effects of data quality on deep learning performance for aquatic insect identification: advances for biomonitoring studies. *Water* 17: 21.
- Simpson E. (1949): Measurement of Diversity. *Nature* 163 (688).
- Smith J. R., Giegengack R., Schwarcz H. P. (2004): Constraints on Pleistocene pluvial climates through stable-isotope analysis of fossil-spring tufas and associated gastropods, Kharga Oasis, Egypt. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 206(1–2): 157–175.
- Souza N. F., Leal S. J., Tourinho L., Farjalla F. V., Rocha S. B. D., Vale M. M. (2024): Bioindicator aquatic insects at risk from climate change in a biodiversity hotspot. *Science of The Total Environment* 948: 174824.
- Службени Гласник РС бр. 5/2010, 47/2011, 32/2016 и 98/2016: Правилник о проглашењу и заштити строго заштићених и заштићених дивљих врста биљака, животиња и гљива.
- Службени Гласник Републике Србије бр. 26/2021: Закон о климатским променама.
- Smith H., Wood P.J., Gunn J. (2003): The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring systems. *Hydrobiologia* 510: 53-66.
- Srdoč D., Horvatinčić N., Obelić B., Krajcar I., Sliepčević A. (1985): Procesi taloženja kalcita u krškim vodama s posebnim osvrtom na Plitvička jezera (Calcite deposition processes in karstwaters with special emphasis on the Plitvice Lakes, Yugoslavia). *Carsus Iugoslaviae* (Krš Jugoslavije) 11(4-6):101–204.

- Stevanović Z., Jemcov I., Milanović S. (2007): Management of karst aquifers in Serbia for water supply. *Environmental Geology* 51: 743–748.
- Stevanović Z. (2019): Karst waters in potable water supply: a global scale overview. *Environmental Earth Sciences* 78: 662.
- Stojanović K. Z. (2017): Uticaj pastrmskih ribnjaka na zajednice makrozoobentosa tekućica sa posebnim osvrtom na larve roda *Baetis* (Ephemeroptera, Insecta). Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd, Srbija.
- Stojanović K., Milić D., Ranković Perišić M., Miličić M., Živić I. (2023): Destiny of Two Caddisfly Species under Global Climate Change. *Diversity* 15: 995.
- Stanković I., Szabó B., Hauer T., Gligora Udovič M. (2023): Benthic Algae on Tufa Barriers. In: Miliša M., Ivković M. (eds), *Plitvice Lakes*. Springer, Cham, pp. 189–214.
- Sumudumali R. G. I., Jayawardana J. M. C. K. (2021): A review of biological monitoring of aquatic ecosystems approaches: with special reference to macroinvertebrates and pesticide pollution. *Environmental Management* 67(2): 263–276.
- Sviben S., Matoničkin Kepčija R., Vilenica M., Krulik I., Mičetić Stanković V., Kružić P., Kučinić M. (2024): Benthic macroinvertebrate communities change along a karstic barrage-lake system. *Natura Croatica* 33 (1): 105-121.
- Šemnički P., Previšić A., Ivković M., Čmrlec K., Mihaljević Z. (2012): Tufa barriers from a caddisfly's point of view: Streams or lake outlets? *International Review of Hydrobiology* 97: 465–484.
- Šiljeg A., Marić I., Cukrov, N., Domazetović F., Roland V. A. (2020): Multiscale Framework for Sustainable Management of Tufa-Forming Watercourses: A Case Study of National Park “Krka”, Croatia. *Water* 12: 3096.
- Špoljar M., Štafa D., Ostojić A., Dražina T., Matoničkin-Kepčija R., Kralj Borojević K., Princ B. (2011): Tufa deposition in a karst stream as an indicator of water quality (Papuk Nature Park, Croatia). *Ribarstvo, Croatian Journal of Fisheries* 69: 137–151.
- Štambuk-Giljanović, N. (2005). The quality of water resources in Dalmatia. *Environmental Monitoring and Assessment* 104: 235–268.
- Taminskas J., Marcinkevicius V. (2002): Karst geoindicators of environmental change: The case of Lithuania. *Environmental Geology* 42: 757–766.
- Tampo L., Kaboré I., Alhassan E. H., Ouéda A., Bawa L. M., Djaneye-Boundjou G. (2021): Benthic macroinvertebrates as ecological indicators: Their sensitivity to the water quality and human disturbances in a tropical river. *Frontiers in Water* 3: 662765.
- Telbisz T., Čalić J., Kovačević-Majkić J., Milanović R., Brankov J., Micić J. (2021): Karst geoheritage of Tara National Park (Serbia) and its geotouristic potential. *Geoheritage* 13: 88.

- Theissinger K., Bálint M., Feldheim K. A., Haase P., Johannesen J., Laube I., Pauls S. U. (2012): Glacial survival and post-glacial recolonization of an arctic-alpine freshwater insect (*Arcynopteryx dichroa*, primc) in Europe. *Journal of Biogeography* 40: 236–248.
- Tierno de Figueroa J. M., López-Rodríguez M. J., Lorenz A., Graf W., Schmidt-Kloiber A., Hering D. (2010): Vulnerable taxa of European Plecoptera (Insecta) in the context of climate change. *Biodiversity and Conservation* 19: 1269–1277.
- Timm T. (2009): A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterbornia* 66: 1–235.
- Tockner K. (2021): Freshwaters: Global Distribution, Biodiversity, Ecosystem Services, and Human Pressures. In: Bogardi J. J., Gupta J., Wasantha Nandalal K. D., Salame L., van Nooijen R. R. P., Kumar N., Tingsanchali T., Bhaduri A., Kolechkina A. G. (eds.). *Handbook of Water Resources Management: Discourses, Concepts and Examples*. Springer, Cham, pp. 489-503.
- Turton M. S. (2005). Managing environmental impacts of recreation and tourism in rainforests of the wet tropics of Queensland World Heritage Area. *Geographical Research* 43: 140–151.
- Тубић Б. (2016): Тестирање разичитих метода узорковања макробескичмењака у воденим екосистемима и могућност стандардизације. Докторска дисертација. Универзитет у Крагујевцу, Природно-математички факултет, Крагујевац, Србија.
- Tyufekchieva V., Evtimova V., Murányi D. (2019): First Checklist of Stoneflies (Insecta: Plecoptera) of Bulgaria, with Application of the IUCN Red List Criteria at the National Level. *Acta Zoologica Bulgarica*, 71(3), 349-358
- United Nations World Commission on Environment and Development (1987): *Our Common Future*. Oxford University Press, Oxford.
- Van den Wollenberg A. L. (1977): Redundancy analysis an alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika* 42: 207–219 (1977)
- Van Haaren T., Soors J. (2013): *Aquatic oligochaetes of The Netherlands and Belgium*. The Netherlands: KNNV Publishing, Zeist, p. 302
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R., Cushing C. E. (1980): The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Veličković T., Marić S., Stanković D., Milošković A., Radenković M., Šanda R., Vukić J., Đuretanović S., Kojadinović N., Jakovljević M., Simić V. (2024): Sustainability Assessment of Brown Trout Populations in Serbia (Central Balkans) Using the Modified ESHIPPO Model. *Fishes* 9: 423.
- Veljić M., Marin P.D., Boža P., Petković B. (2001): Bryoflora of some well-springs of the Dinaric Alps and Carpathian Karst in Serbia. *Bocconeia* 13: 343-351.

- Verschut T. A., Meineri E., Basset A. (2015): Biotic interactions affect the colonization behavior of aquatic detritivorous macroinvertebrates in a heterogeneous environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 157: 120–128.
- Vidinova Y., Tyufekchieva V., Ihtimanska M., Evtimova V., Varadinova E., Todorov M., Georgieva G. (2022): Benthic macroinvertebrate assemblages in karst spring ecosystems in Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* 16.
- Vilenica M. (2017a): Ecological traits of dragonfly (Odonata) assemblages along an oligotrophic Dinaric karst hydrosystem. *Annales de Limnologie* 53: 377–389.
- Vilenica M., Mičetić Stanković V., Sartori M., Kučinić M., Mihaljević Z. (2017b): Environmental factors affecting mayfly assemblages in tufa-depositing habitats of the Dinaric Karst. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 418: 14.
- Vilenica M., Bilić M., Mičetić Stanković V., Kučinić M. (2018a): Mayfly ecological traits in a European karst spring: species, microhabitats, and life histories. *Community Ecology* 19: 248–258.
- Vilenica M., Mičetić Stanković V., Mihaljević Z., Kučinić M. (2018b): Alderfly assemblages (Megaloptera, Sialidae) along an oligotrophic karst hydrosystem: spatial patterns and species-environment relationship. *Biologia* 73: 493–503.
- Vilenica M., Rumišek M., Rebrina F., Matoničkin Kepčija R., Medak K., Gulin V., Brigić A. (2021): Dinaric karst intermittent rivers harbour some rare mayflies (Insecta, Ephemeroptera). *Natura Croatica* 30: 377–387.
- Vilenica M., Mičetić Stanković V., Kučinić M. (2024a): Dragonfly Functional Diversity in Dinaric Karst Tufa-Depositing Lotic Habitats in a Biodiversity Hotspot. *Diversity* 16: 645.
- Vilenica M., Lajtner L., Lebrina F., Matoničkin Kepčija R., Rumišek M., Brigić A. (2024b): Gastropod assemblages in the harsh environment of Mediterranean Dinaric karst intermittent rivers. *Ecologica Montenegrina* 71: 200–209.
- Viles H. A., Goudie A. S. (1990): Tufas, Travertines and allied carbonate deposits. *Progress in Physical Geography Earth and Environment* 14(1): 19–41
- Von Fumetti S., Bieri-Wigger F., Nagel P. (2017): Temperature variability and its influence on macroinvertebrate assemblages of alpine springs. *Ecohydrology* 10(7): e1878.
- Vučičević S., Vujko A., Knežević M. (2024): The role of cycling tourism in the function of sustainable development of Arilje. *BizInfo (Blace) Journal of Economics, Management and Informatics* 15(2): 65–75.
- Vučković I., Kučinić M., Čukušić A., Vuković M., Čuk R., Stanić-Koštroman S., Cerjanec D., Plantak, M. (2021): Biodiversity, DNA barcoding data and ecological traits of caddisflies (Insecta, Trichoptera) in the catchment area of the Mediterranean karst River Cetina (Croatia). *Ecologica Montenegrina* 44: 69–95.
- Vurnek M. (2021): Sedra Plitvičkih jezera – Fantastičan spoj kemije i biologije. *Hrvatske vode* 29: 157–168.

- Wallace J. B., Webster J. R. (1996): The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function. *Annual Review of Entomology* 41(1): 115–139.
- Wan Y., Xu L., Hu J., Wan A., An S., Chen Y. (2014): The role of environmental and spatial processes in structuring stream macroinvertebrate communities in a large river basin. *Clean – Soli, Air, Water* 42(7): 612-621.
- Waringer J., Graf W., Bálint M., Kučinić M., Pauls S. U., Previšić A., Keresztes L., Vitecek S. (2013): The larvae of *Drusus franzressli* Malicky 1974 and *Drusus spelaeus* (Ulmer 1920) (Trichoptera: Limnephilidae: Drusinae) with notes on ecology and zoogeography. *Zootaxa* 3637(1): 1-16.
- Waringer J., Previšić A., Kučinić M., Graf W., Vitecek S., Keresztes L., Bálint M., Pauls S.U. (2016): Larval morphology of the Western Balkans endemic caddisflies *Drusus krusniki* Malicky 1981, *D. vernonensis* Malicky 1989, and *D. vespertinus* Marinković 1976 (Trichoptera, Limnephilidae, Drusinae). *Zootaxa* 4083(4): 483-500.
- Waringer J., Graf W. (2011): Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven: Atlas of Central– European Trichoptera Larvae. Erik Mauch Verlag, Dinkelscherben.
- Waringer J., Graf W., Pitsch T., Pauls S. U., Previšić A., Kučinić M. (2011): Description of the larval stage of *Drusus mixtus* (Pictet, 1834) (Trichoptera: Limnephilidae: Drusinae) with notes on its ecology and zoogeography. *Limnologica* 41: 249-255.
- Wiberg-Larsen P., Brodersen K. P., Birkholm S., Gron P. N., Skriver J. (2000): Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. *Freshwater Biology* 43: 633-647.
- Yazdian H., Jaafarzadeh N., Zahraie B. (2014): Relationship between benthic macroinvertebrate bio-indices and physicochemical parameters of water: a tool for water resources managers. *Journal of Environmental Health Science and Engineering* 12(1): 30.
- Zajić V., Lakušić D. (2004): Contribution to the flora of the Grza River gorge (E. Serbia). *Proceedings of the 2nd Congress of Ecologists of the Republic of Macedonia with International Participation, 25 - 29. 10. 2003, Ohrid. Special issues of Macedonian Ecological Society* 6, pp. 415-422.
- Zhang D. D., Zhang Y., Zhu A., Cheng X. (2001): Physical Mechanisms of River Waterfall Tufa (Travertine) Formation. *Journal of Sedimentary Research* 71(1): 205-216.
- Zhang M., Yang W., Yang M., Yan J. (2022): Guizhou Karst Carbon Sink and Sustainability—An Overview. *Sustainability* 14: 11518.
- Zhiltzova L. A. (2006): A Review of Stoneflies of the Family Taeniopterygidae (Plecoptera) in Russia and Adjacent Countries. *Entomological Review* 86: 632-634.
- Zwick P. (2004): Key to the West Palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. *Limnologica* 34: 315-348.

- Zwick P., Hohmann M. (2003): Direct development, no diapause, in *Taeniopteryx nebulosa* (Plecoptera, Taeniopterygidae). *Lauterbornia* 47: 141-151.
- Živić I. (2024): Red Book of Fauna of Serbia VI Aquatic Invertebrate. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Zavod za zaštitu prirode Srbije.
- Živić I., Bjelanović K., Simić V., Živić M., Žikić V., Marković Z. (2013): New Records of *Thremma anomalum* (Trichoptera: Uenoidae) from Southeastern Europe with Notes on its Ecology. *Entomological News* 123(3): 206–219.
- Živić I., Stojanović K., Marković Z. (2022): Springs and headwater streams in Serbia: The hidden diversity and ecology of aquatic invertebrates. In: Pešić V., Milošević Đ., Miliša M. (eds.), *Small Water Bodies of the Western Balkans*, Springer, Cham, pp. 189–210.

8. Прилози

Прилог 1. Вредности еколошке специјализације (ES) за ЕРТ врсте; h2 – ES у односу на биотоп, надморску висину и тип екосистема; h3 – ES у односу на морфометрију биотопа; h4 – ES у односу на физичке и хемијске факторе воде; h5 – ES у односу на квалитет воде; d – ES у односу на тип исхране; rs – ES у односу на репродуктивну стратегију; lc - ES у односу на животни циклус; bs - ES у односу на величину тела; re1 – ES у односу на ниво ендемизма; re2 – ES у односу на ниво изолованости популација; mean – средња вредност свих наведених параметра за сваку врсту у ESHIPPO_{ЕРТ} моделу; ccvs – оцена рањивости на климатске промене ЕРТ врста коришћених у израчунавању *Climate Score Index*-а.

Bpcta	h				d	rs	lc	bs	re		ESi mean	ccvs
	h2	h3	h4	h5					re1	re2		
Ephemeroptera												
Baetis alpinus	5	5	5	5	3	3	3	3	5	3	5	2
Baetis lutheri	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	1
Baetis melanonyx	5	5	5	5	3	3	3	3	5	5	5	2
Baetis rhodani	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	1
Ecdyonurus dispar	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
Ecdyonurus helveticus	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	1
Ecdyonurus submontanus	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
Ecdyonurus subalpinus	1	3	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
Electrogena affinis	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	2
Ephemera danica	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
Ephemerella ignita	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
Ephemerella mucronata	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
Epeorus assimilis	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
Habrophlebia lauta	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
Paraleptophlebia submarginata	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
Paraleptophlebia werneri	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
Rhithrogena semicolorata	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	1
Siphonurus aestivalis	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2
Torleya major	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
Plecoptera												
Arcynopteryx dichroa	5	5	5	5	3	3	3	3	5	5	5	5
Amphinemura sulcicollis	3	5	5	5	3	3	3	3	3	3	3	3
Brachyptera risi	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2
Brachyptera seticornis	3	5	5	5	3	3	3	3	3	3	3	3

Прилог 1. Наставак табеле

Врста	h				d	rs	lc	bs	re		mean	ccvs
	h2	h3	h4	h5					re1	re2		
<i>Capnia bifrons</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2
<i>Dinocras cephalotes</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2
<i>Dinocras megacephala</i>	3	5	5	5	3	3	3	5	3	3	5	2
<i>Leuctra hippopus</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Nemoura cinerea</i>	1	1	1	3	3	3	3	3	1	1	1	1
<i>Nemoura erratica</i>	1	1	1	3	3	3	3	3	3	1	3	3
<i>Nemoura rivorum</i>	1	1	1	3	3	3	3	3	1	1	3	1
<i>Isoperla grammatica</i>	1	1	1	3	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Isoperla tripartita</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	2
<i>Perla marginata</i>	3	1	3	3	3	3	3	3	1	1	3	3
<i>Perla pallida</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	3
<i>Perlodes microcephalus</i>	3	5	5	5	3	3	3	3	1	1	3	1
<i>Protonemura hrabei</i>	3	5	5	5	3	3	3	3	1	1	3	4
<i>Protonemura meyeri</i>	3	5	5	5	3	3	3	3	1	3	3	2
<i>Protonemura praecox</i>	3	5	5	5	3	3	3	3	3	3	3	4
<i>Taeniopteryx hubaulti</i>	5	5	5	5	3	3	3	3	5	5	5	3
Trichoptera												
<i>Adicella filicornis</i>	3	1	1	3	3	3	3	3	1	1	3	4
<i>Allogamus cf. uncatus</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	3
<i>Beraeodes minutus</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1
<i>Chaetopteryx villosa</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Chaetopterygopsis maclachlani</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1
<i>Drusus cf. annulatus</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	3
<i>Drusus botosaneanui</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	3	2
<i>Drusus discolor</i>	5	5	5	5	3	3	3	3	5	5	5	4
<i>Eclisopteryx madida</i>	3	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	1
<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	1
<i>Glossosoma conforme</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Glossosoma intermedium</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	5
<i>Synagapetus iridipennis</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	3

Прилог 1. Наставак табеле

Врста	h				d	rs	lc	bs	re		mean	ccvs
	h2	h3	h4	h5					re1	re2		
<i>Helicopsyche bacescui</i>	5	5	5	5	3	3	3	3	3	5	5	3
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Hydropsyche instabilis</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Limnephilus rhombicus</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Lype reducta</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	1
<i>Micrasema minimum</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Micrasema morosum</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Odontocerum albicorne</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Philopotamus montanus</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Philopotamus variegatus</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	1
<i>Plectronemia conspersa</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Potamophylax luctuosus</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	1
<i>Potamophylax nigricornis</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Rhyacophila fasciata</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	1
<i>Rhyacophila hirticornis</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	3
<i>Rhyacophila laevis</i>	1	1	3	3	3	3	3	3	1	1	1	3
<i>Rhyacophila obliterated</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Rhyacophila tristis</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	3
<i>Sericostoma flavicorne</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Sericostoma personatum</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Lithax obscurus</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Silo nigricornis</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	1
<i>Silo pallipes</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Stenophylax cf. permistus</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	1
<i>Tinodes unicolor</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	3
<i>Tinodes rostocki</i>	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	1	2
<i>Thremma anomalum</i>	5	3	3	5	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>Wormaldia occipitalis</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	3	4

Прилог 2. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних
макробескичмењака реке Сопотнице

Таксон	Сезона		
	пролеће	лето	јесен
Oligochaeta			
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	3	8	5
<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1819)	5	3	11
<i>Henlea ventriculosa</i> (d'Udekem, 1854)	0	16	11
фам. Lumbricidae	3	11	3
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	21	40	48
Hirudinea			
<i>Erpobdella</i> sp. Lamarck, 1818	8	19	0
Gastropoda			
<i>Bythinella istoka</i> Glöer & Pešić, 2014	1011	2059	779
Bivalvia			
<i>Pisidium</i> sp. C. Pfeiffer, 1821	8	8	0
Crustaceae			
Amphipoda			
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1922	152	349	232
Insecta			
Ephemeroptera			
<i>Baetis alpinus</i> (Pictet, 1843)	16	8	8
<i>Baetis melanonyx</i> (Pictet, 1843)	3	0	0
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	8	0	0
<i>Baetis</i> sp. Leach, 1815	5	43	11
<i>Ecdyonurus</i> sp. Klapálek, 1908	21	24	21
Plecoptera			
<i>Brachyptera seticornis</i> (Klapálek, 1902)	6	0	0
<i>Leuctra</i> sp. Stephens, 1836	11	0	3
<i>Isoperla tripartita</i> Illies, 1954	19	5	24
<i>Isoperla</i> sp. Walker, 1852	5	3	3
<i>Protonemura hrabei</i> Raušer, 1956	75	16	11
Trichoptera			
<i>Adicella filicornis</i> (Pictet, 1834)	0	8	0
<i>Alogamus uncatus</i> (Brauer, 1857)	27	13	0
<i>Chaetopteryx fusca</i> Brauer, 1857	16	0	5
<i>Drusus</i> cf. <i>annulatus</i> (Stephens, 1837)	8	3	91
<i>Drusus discolor</i> (Rambur, 1842)	59	16	8
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1834	19	5	13
<i>Rhyacophila</i> sp. Pictet, 1834	5	3	19
<i>Silo</i> sp. Curtis, 1834	3	0	0
<i>Tinodes rostocki</i> McLachlan, 1878	36	0	16
<i>Tinodes</i> sp. Curtis, 1834	0	0	2
<i>Thremma anomalum</i> McLachlan, 1876.	8	0	5
<i>Wormaldia occipitalis</i> (Pictet, 1834)	8	0	0
Diptera			
<i>Berdeniella</i> sp. Vaillant, 1976.	11	13	0
<i>Limnophora</i> sp. Robineau-Desvoidy 1830.	0	0	3
<i>Oxycera</i> sp. Scopoli, 1763	11	3	5
<i>Pedicia</i> sp. Latreille, 1809	3	0	0
фам. Psychodidae	5	5	19
<i>Simulium</i> sp. Latreille, 1802	40	13	3
<i>Tipula</i> sp. Linnaeus, 1758.	0	3	0
<i>Wiedemannia</i> sp. Zetterstedt, 1838	5	3	0
фам. Chironomidae	21	45	19
Coleoptera			
<i>Elmis</i> sp. Latreille, 1802	13	0	11
<i>Limnius</i> sp. Illiger, 1802	0	3	0

Прилог 2. Наставак табеле

Таксон	Сезона		
	пролеће	лето	јесен
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	63	51	91
фам. Scirtidae	0	8	16
Укупан број јединки	1733	2800	1496
Укупан број таксона	35	31	30
Shannon Diversity Index	1.87	1.04	1.86
Simpson's Diversity Index	0.64	0.4	0.69

Прилог 3. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних
макробескичмењака Гостиљске реке

Таксон	сезона			
	пролеће	лето	јесен	зима
Turbelaria				
<i>Dugesia gonocephala</i> (Duges, 1830)	19	64	56	0
Oligochaeta				
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	5	3	11	5
<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1819)	0	8	0	0
фам. Lumbricidae	13	19	24	5
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1863	3	8	0	0
Hirudinea				
<i>Erpobdella</i> sp. Lamarck, 1818	0	3	0	0
Gastropoda				
<i>Amphimelania holandrii</i> (C. Pfeiffer, 1828)	32	0	35	8
<i>Limnaea peregra</i> (O. F. Müller, 1774)	3	0	0	0
Nematoda				
Nematoda неиден.	0	3	0	0
Crustaceae				
Amphipoda				
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1923	763	1109	1384	528
Insecta				
Ephemeroptera				
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	0	0	3	21
<i>Baetis</i> sp. Leach, 1815	45	125	5	0
<i>Ecdyonurus</i> sp. Klapálek, 1908	3	0	0	11
<i>Ephemerella danica</i> Müller, 1765	13	11	19	16
<i>Ephemerella ignita</i> Poda, 1762	3	0	0	0
<i>Paraleptophlebia werneri</i> Ulmer, 1920	29	0	13	3
<i>Torleya major</i> (Klapálek, 1905)	3	0	0	0
Plecoptera				
<i>Leuctra</i> sp. Stephens, 1836	5	3	0	0
<i>Nemoura</i> sp. Latreille, 1796	0	0	3	0
<i>Protonemura</i> sp. Kempny, 1898	5	0	0	8
Odonata				
<i>Calopteryx virgo</i> (Linnaeus, 1758)	5	0	0	0
<i>Onychogomphus forcipatus</i> (Linnaeus, 1758)	3	0	0	0
Trichoptera				
<i>Allogamus</i> cf. <i>uncatus</i> (Brauer, 1857)	136	77	24	59
<i>Synagapetus iridipennis</i> (McLachlan, 1879)	3	0	0	0
<i>Halesus</i> sp. Leach, 1815	0	0	0	3
<i>Plectonemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	0	3	0	0
<i>Plectrocnemia</i> sp. Stephens, 1836	0	0	0	3
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1835	5	5	3	5
<i>Rhyacophila</i> sp. Pictet, 1834	3	3	5	8
<i>Sericostoma flavicorne</i> Schneider, 1846	11	0	5	16
<i>Sericostoma personatum</i> (Kirby & Spence, 1826)	8	5	19	11
<i>Tinodes unicolor</i> (Pictet, 1834)	37	16	11	27
<i>Tinodes</i> sp. Curtis, 1834	0	3	0	0
Diptera				
<i>Antocha vitripennis</i> (Meigen, 1830)	5	0	0	3
<i>Chelifera</i> sp. Macquart, 1823	0	0	3	0
<i>Dixa puberula</i> Loew, 1849.	0	0	8	0
<i>Ibisia marginata</i> (Fabricius, 1781)	5	0	0	0
<i>Limnophora</i> sp. Robineau-Desvoidy, 1830	0	0	0	3
<i>Oxycera</i> sp. Meigen, 1803	5	3	11	0
<i>Pericoma</i> sp. Walker, 1856	0	0	0	5
<i>Simulium</i> sp. Latreille, 1802	5	3	0	16
<i>Ulomyia</i> sp. Walker, 1856.	3	0	0	0

Прилог 3. Наставак табеле

Таксон	сезона			
	пролеће	лето	јесен	зима
фам. Chironomidae	75	211	130	42
Coleoptera				
<i>Elmis aenea</i> (Müller, 1806)	0	5	0	0
<i>Elmis</i> sp. Latreille, 1802	0	0	3	0
<i>Pomatinus substriatus</i> (Müller, 1806)	5	0	0	0
<i>Hydraena gracilis</i> Germar, 1824	3	0	0	3
<i>Limnius</i> sp. Illiger, 1802	0	3	0	0
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	11	11	0	8
Megaloptera				
<i>Sialis lutaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	3	0	5
Укупан број јединки	1272	1704	1773	821
Укупан број таксона	33	25	21	25
Shannon Diversity Index	1.62	1.14	0.84	1.5
Simpson's Diversity Index	0.58	0.44	0.29	0.54

Прилог 4. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних макробескичмењака реке Пањице

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Turbelaria												
<i>Dendrocoelum lacteum</i> (Müller, 1774)	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Oligochaeta												
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	0	0	5	0	3	3	0	3	0	0	0	0
<i>Enchytraeus</i> sp. Henle, 1837	0	3	0	0	3	3	0	3	0	0	0	0
<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	8	5	0	0	0
<i>Limnodrilus</i> sp. Claparède, 1862	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
фам. Lumbricidae	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	3	0
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	0	0	0	3	3	0	0	5	0	0	1	0
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller, 1774)	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Hirudinea												
<i>Erpobdella</i> sp. Lamarck, 1818	0	0	3	0	0	21	3	0	27	0	3	8
Gastropoda												
<i>Ancylus fluviatilis</i> (O. F. Müller, 1774)	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0
<i>Bythinella dispersa</i> Radoman, 1976.	61	0	952	53	0	1728	35	0	347	157	5	832
Bivalvia												
<i>Pisidium</i> sp. C. Pfeiffer, 1821	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustaceae												
Isopoda												
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Amphipoda												
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1922	259	11	965	96	75	1365	494	43	693	336	19	731
Insecta												
Ephemeroptera												
<i>Baetis melanonyx</i> (Pictet, 1843)	5	40	5	0	0	0	0	8	0	0	0	0
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	0	0	0	11	3	5	5	0	11	19	51	16
<i>Baetis</i> sp. Leach, 1815		139	51	3	0	48	3	35	0	3	0	11
<i>Ecdyonurus</i> sp. Klapálek, 1908	45	32	16	8	3	21	0	11	8	48	8	8
<i>Ephemerella danica</i> Müller, 1764	0	11	0	0	27	3	0	24	0	0	13	0
<i>Ephemerella ignita</i> Poda, 1761	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemerella</i> sp. Walsh, 1862	0	21	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0
<i>Epeorus assimilis</i> Eaton, 1865	0	13	0	0	0	0	0	56	0	0	21	0

Прилог 4. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (Stephens, 1835)	0	3	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0
<i>Paraleptophlebia wernerii</i> Ulmer, 1919	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
<i>Rhithrogena</i> sp. Eaton, 1881	0	8	0	0	5	0	0	3	0	0	24	0
<i>Torleya major</i> (Klapálek, 1905)	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera												
<i>Brachyptera risi</i> (Morton, 1896)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	45	0
<i>Brachyptera seticornis</i> (Klapálek, 1902)	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0
<i>Dinocras cephalotes</i> (Curtis, 1827)	0	11	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0
<i>Leuctra hippopus</i> Kempny, 1899.	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0
<i>Leuctra</i> sp. Stephens, 1836	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
<i>Isoperla grammatica</i> (Poda, 1761)	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Isoperla</i> sp. Banks, 1906	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
<i>Perla</i> sp. juv. Geoffroy, 1762	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Perlodes microcephalus</i> (Pictet, 1883)	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Protonemura praecox</i> (Morton, 1894)	35	109	5	11	19	3	0	0	0	128	21	11
<i>Protonemura</i> sp. Kempny, 1898	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Odonata												
<i>Cordulegaster bidentata</i> (Sélys-Longchamps, 1843)	0	0	3	0	0	0	0	3	3	0	0	0
<i>Cordulegaster heros</i> Theischinger, 1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Trichoptera												
<i>Allogamus</i> cf. <i>uncatus</i> (Brauer, 1858)	0	5	87	8	0	107	5	0	0	19	0	83
<i>Drusus botosaneanui</i> Kumanski, 1968.	0	11	0	0	0	0	0	11	0	0	19	5
<i>Drusus</i> sp. Stephens, 1837	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Glossosoma conforme</i> Neboiss, 1963.	32	19	29	0	0	0	0	8	0	59	139	40
<i>Hydropsyche instabilis</i> (Curtis, 1834)	0	5	0	0	11	0	0	0	0	0	14	0
<i>Hydropsyche</i> sp. Pictet 1834	0	8	0	0	0	0	0	19	0	0	5	0
<i>Odontocerum albicorne</i> (Scopoli, 1763)	0	8	0	0	5	0	0	3	0	0	3	0
<i>Philopotamus montanus</i> (Donovan 1813)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
<i>Plectonemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamophylax nigricornis</i> Pictet, 1834	5	0	141	0	0	72	0	0	69	3	0	27
<i>Rhyacophila laevis</i> Pictet, 1834	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	3	0

Прилог 4. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Rhyacophila obliterated</i> McLachlan, 1863	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1834	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
<i>Rhyacophila</i> sp. Pictet, 1834	5	8	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sericostoma flavicorne</i> Schneider, 1845	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
<i>Sericostoma personatum</i> (Kirby & Spence, 1826)	0	0	0	0	24	0	0	11	0	0	11	0
<i>Silo pallipes</i> (Fabricius, 1781)	0	6	0	0	11	0	0	14	0	0	3	3
<i>Silo</i> sp. Curtis, 1834	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Stenophylax</i> sp. Kolenati, 1848	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Tinodes unicolor</i> (Pictet, 1834)	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16
<i>Tinodes</i> sp. Curtis, 1834	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
<i>Thremma anomalum</i> McLachlan, 1876.	5	0	3	5	0	0	21	3	0	35	0	11
<i>Wormaldia occipitalis</i> (Pictet, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0
Diptera												
<i>Atherix ibis</i> (Fabricius, 1798)	0	3	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Berdeniella</i> sp. Vaillant, 1976	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Dixa puberula</i> Loew, 1849.	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	11	0
<i>Dixa</i> sp. Meigen, 1818	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Ibis marginata</i> (Fabricius, 1781)	0	5	0	0	11	0	3	43	0	0	0	0
<i>Liponeura cordata</i> Vimmer, 1916	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0
<i>Limnophora</i> sp. Robineau-Desvoidy, 1830	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Oxycera</i> sp. Meigen, 1803	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Pericoma</i> sp. Walker, 1856	3	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Simulium</i> sp. Latreille, 1802	0	3	0	0	5	0	0	5	0	0	29	0
<i>Tabanus</i> sp. Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Tipula</i> sp. Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Ulomyia</i> sp. Walker, 1856	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
фам. Chironomidae	0	64	8	5	0	19	0	34	40	0	85	19
Coleoptera												
<i>Elmis</i> sp. Latreille, 1802	293	13	152	131	14	11	192	21	45	208	8	48
<i>Esolus angustatus</i> (Müller, 1821)	0	5	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Pomatinus substriatus</i> (Müller, 1806)	0	8	0	0	16	0	0	8	0	0	0	0
<i>Hydraena gracilis</i> Germar, 1823	0	3	0	0	27	0	0	8	0	0	21	0

Прилог 4. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Hydraena</i> sp. Kugelann, 1794	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0
<i>Limnius</i> sp. Illiger, 1802	3	19	3	0	3	5	0	5	8	0	0	0
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	3	0
фам. Scirtidae	0	21	3	0	0	18	0	5	8	5	8	8
Укупан број јединки	819	653	2469	336	288	3437	763	480	1272	1032	704	1875
Укупан број таксона	14	35	23	12	26	18	10	42	14	16	42	17
Shannon Diversity Index	1.74	1.51	2.76	1.61	1.13	2.7	1.02	1.26	3.19	1.94	1.38	3.16
Simpson's Diversity Index	0.76	0.69	0.89	0.74	0.59	0.9	0.59	0.6	0.95	0.81	0.65	0.93

Прилог 5. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних
макробескичмењака Бањског потока

Таксон	сезона			
	пролеће	лето	јесен	зима
Turbelaria				
<i>Dugesia gonocephala</i> (Duges, 1830)	11	11	3	21
Oligochaeta				
<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1819)	0	3	0	0
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1863	5	0	0	16
<i>Potamotheix hammoniensis</i> (Michaelson, 1901)	0	0	0	3
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1863	0	3	0	0
Amphipoda				
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1923	224	152	328	125
Insecta				
Ephemeroptera				
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	11	5	0	61
<i>Baetis</i> sp. Leach, 1815	3	0	5	19
<i>Ecdyonurus</i> sp. Klapálek, 1908	16	8	3	3
<i>Electrogena affinis</i> (Eaton, 1886)	8	5	40	0
<i>Ephemerella danica</i> Müller, 1765	5	24	21	11
<i>Habrophlebia lauta</i> McLachlan, 1885	3	8	0	13
<i>Paraleptophlebia wernerii</i> Ulmer, 1920	37	0	72	11
<i>Paraleptophlebia</i> sp. Lestage, 1917	3	0	0	0
Plecoptera				
<i>Capnia bifrons</i> (Newman, 1838)	0	0	0	5
<i>Leuctra</i> sp. Stephen, 1836	0	3	0	0
<i>Nemoura</i> sp. Latreille, 1796	16	0	0	0
<i>Protonemura</i> sp. Kempny, 1898	3	0	0	0
Odonata				
<i>Calopteryx virgo</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	5	0
<i>Cordulegaster bidentata</i> (Selys-Longchamps, 1843)	8	0	0	5
<i>Cordulegaster heros</i> Theischinger, 1979	0	3	3	0
Trichoptera				
<i>Beraeodes minutus</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	3	0
<i>Drusus botosaneanui</i> Kumanski, 1968.	0	0	0	13
<i>Glyptotendipes pellucidus</i> (Retzius, 1783)	0	0	0	5
<i>Helicopsyche bacescui</i> Orghidan and Botosaneanu, 1954	0	0	16	0
фам. Limnephilidae	0	0	16	13
<i>Lype reducta</i> (Hagen, 1868).	5	0	0	0
<i>Plectonemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	3	0	5	8
<i>Plectonemia</i> sp. Stephens, 1856	0	0	3	5
<i>Potamophylax luctuosus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	0	3	0	0
<i>Rhyacophila hirticornis</i> McLachlan, 1879	3	0	0	0
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1835	0	0	0	5
<i>Rhyacophila fasciata</i> Gr. Hagen, 1859	0	0	0	3
<i>Sericostoma flavicorne</i> Schneider, 1846	0	0	3	16
<i>Sericostoma personatum</i> (Kirby & Spence, 1826)	0	5	0	0
<i>Lithax obscurus</i> (Hagen, 1859)	3	0	0	11
<i>Silo</i> sp. Curtis, 1834	0	0	3	3
<i>Stenophylax</i> cf. <i>permistus</i> McLachlan, 1896	0	0	0	8
<i>Tinodes unicolor</i> (Pictet, 1834)	8	0	3	27
<i>Tinodes</i> sp. Curtis, 1834	0	0	0	0
<i>Thremma anomalum</i> McLachlan, 1876.	5	0	0	0
<i>Wormaldia occipitalis</i> (Pictet, 1834)	3	0	0	0
Diptera				
<i>Ibis marginata</i> (Fabricius, 1781)	3	0	19	0
<i>Oxycera pardalina</i> Meigen, 1822.	0	0	3	0

Прилог 5. Наставак табеле

Таксон	сезона			
	пролеће	лето	јесен	зима
<i>Oxycera</i> sp. Meigen, 1803	3	0	0	5
<i>Pedicia</i> sp. Latreille, 1809	0	3	0	0
<i>Simulium</i> sp. Latreille, 1802	3	0	0	24
фам. Tabanidae	0	0	0	5
фам. Tipulidae	0	3	0	0
фам. Chironomidae	112	51	59	83
Coleoptera				
<i>Elmis</i> sp. Latreille, 1802	8	0	0	0
<i>Pomatinus substriatus</i> (Müller, 1806)	8	19	32	3
<i>Hydraena gracilis</i> Germar, 1824	0	5	3	0
<i>Hydraena</i> sp. Kugelann, 1794	0	3	0	0
<i>Limnius</i> sp. Illiger, 1802	0	0	0	3
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	3	3	3	3
фам. Scirtidae	3	0	3	0
Heteroptera				
<i>Hydrometra stagnorum</i> Linnaeus, 1758	3	0	0	0
Megaloptera				
<i>Sialis lutaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	5	3	0
Укупан број јединки	525	323	653	536
Укупан број таксона	30	21	25	31
Shannon Diversity Index	2.06	1.86	1.79	2.76
Simpson's Diversity Index	0.7	0.68	0.68	0.9

Прилог 6. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних
макробескичмењака реке Рашке

Таксон	сезона/локалитет							
	пролеће		лето		јесен		зима	
	1	3	1	3	1	3	1	3
Turbelaria								
<i>Schmidtea lugubris</i> (Schmidt, 1861)	0	3	0	0	0	0	0	3
Oligochaeta								
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	0	3	0	8	0	0	0	0
<i>Enchytraeus</i> sp. Henle, 1837	0	0	0	3	0	0	0	0
фам. Enchytraeidae	0	0	0	5	5	0	0	5
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1862	0	0	3	0	0	5	0	0
фам. Lumbricidae	0	8	0	14	0	3	0	3
<i>Potamothenis hammoniensis</i> (Michaelsen, 1901)	0	0	0	0	0	3	0	3
<i>Psammoryctides albicola</i> (Michaelsen, 1901)	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	0	8	0	21	0	21	0	3
Hirudinea								
<i>Erpobdella</i> sp. Lamarck, 1818	0	0	0	3	0	0	0	0
Gastropoda								
<i>Ancylus fluviatilis</i> (O. F. Müller, 1774)	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Grossuana euxina serbica</i> Radoman, 1973.	0	0	0	0	11	0	0	0
Crustaceae								
Isopoda								
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	3	0
Amphipoda								
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1922	24	0	51	0	104	0	101	8
Insecta								
Ephemeroptera								
<i>Baetis lutheri</i> Müller-Liebenau, 1967.	0	48	0	11	0	0	0	40
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	5	16	0	0	0	5	5	0
<i>Baetis</i> sp. Leach, 1815	19	5	16	0	11	0	0	0
<i>Ecdyonurus submontanus</i> Landa, 1969	0	8	0	0	0	0	0	0
<i>Ecdyonurus</i> sp. Klapálek, 1908	0	5	11	0	5	0	5	3
<i>Ephemerella danica</i> Müller, 1764	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Ephemerella ignita</i> Poda, 1761	0	8	0	3	0	3	0	0
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (Stephens, 1835)	0	0	0	0	0	24	0	0
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Curtis, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	8
Plecoptera								
<i>Amphinemura sulcicollis</i> (Stephens, 1836)	0	8	0	0	0	0	0	48
<i>Dinocras cephalotes</i> (Curtis, 1827)	0	0	0	27	0	0	0	0
<i>Dinocras megacephala</i> (Klapálek, 1907)	0	13	0	0	0	27	0	11
<i>Leuctra hippopus</i> Kempny, 1899.	0	0	0	0	0	0	0	37
<i>Leuctra</i> sp. Stephens, 1836	0	0	0	0	0	3	5	0
<i>Nemoura cinerea</i> (Retzius, 1783)	51	8	0	0	0	0	0	0
<i>Isoperla grammica</i> (Poda, 1761)	0	11	0	0	0	0	0	6
<i>Isoperla</i> sp. Banks, 1906	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Protonemura praecox</i> (Morton, 1894)	5	45	8	69	21	11	85	75
<i>Protonemura</i> sp. Kempny, 1898	3	0	3	13	0	0	0	0
<i>Taeniopteryx hubaulti</i> Aubert, 1946.	0	0	0	0	21	0	16	0
Trichoptera								
<i>Glossosoma intermedium</i> (Klapálek, 1892)	5	0	0	0	11	0	16	0
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curtis, 1834)	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche</i> sp. Pictet 1834	0	0	0	0	0	3	0	0
фам. Limnephilidae	40	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrasema morosum</i> (McLachlan, 1868)	0	0	0	0	13	3	11	0
<i>Odontocerum</i> sp. juv. Leach, 1815	0	0	3	0	5	0	0	0
<i>Potamophylax</i> sp. Wallengren, 1891	0	0	0	11	0	0	0	0

Прилог 6. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет							
	пролеће		лето		јесен		зима	
	1	3	1	3	1	3	1	3
<i>Rhyacophila fasciata</i> Gr. Hagen, 1859	0	0	3	0	0	0	3	0
<i>Rhyacophila obliterated</i> McLachlan, 1863	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1834	0	3	0	3	0	3	0	0
<i>Rhyacophila</i> sp. Pictet, 1834	3	5	5	8	3	3	3	3
<i>Sericostoma flavicorne</i> Schneider, 1845	0	0	0	0	0	21	0	0
<i>Sericostoma personatum</i> (Kirby & Spence, 1826)	0	8	0	16	0	13	0	3
<i>Sericostoma</i> sp. Latreille, 1825.	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Silo</i> sp. Curtis, 1834	0	0	3	0	3	0	0	0
<i>Tinodes</i> sp. Curtis, 1834	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Thremma anomalum</i> McLachlan, 1876.	0	0	0	0	21	0	109	0
Diptera								
<i>Antocha vitripennis</i> (Meigen, 1830)	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Atherix ibis</i> (Fabricius, 1798)	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Berdeniella</i> sp. Böesl, 1963	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Chelifera</i> sp. Macquart, 1823	0	3	0	3	0	0	0	3
<i>Dicranota bimaculata</i> (Schummel, 1829)	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Dixa maculata</i> Meigen, 1818	0	0	0	0	0	3	3	0
<i>Ibisia marginata</i> (Fabricius, 1781)	0	8	3	11	5	19	0	5
<i>Liponeura cordata</i> Vimmer, 1916	32	0	0	0	0	0	4	0
<i>Oxycera</i> sp. Meigen, 1803	0	0	0	3	0	3	0	0
<i>Ormosia</i> sp. Rondani, 1856	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Pericoma</i> sp. Walker, 1856	3	0	3	0	0	0	3	0
<i>Ptychoptera</i> sp. Meigen, 1803	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychoda</i> sp. Latreille, 1796	0	0	0	3	0	0	0	0
фам. Psychodidae	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Simulium ornatum</i> (Meigen, 1818)	0	0	0	3	0	0	21	5
<i>Simulium</i> sp. Latreille, 1802	3	0	11	0	0	0	0	0
<i>Tipula</i> sp. Linnaeus, 1758	0	0	3	11	11	3	5	0
фам. Tipulidae	0	0	0	3	0	0	0	0
фам. Chironomidae	16	24	0	16	0	181	11	40
Coleoptera								
<i>Elmis aenea</i> (Müller, 1806)	8	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elmis</i> sp. Latreille, 1802	0	0	51	0	211	42	14	8
<i>Elodes</i> sp. Latreille, 1796	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Hydraena gracilis</i> Germar, 1823	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Hydraena</i> sp. Kugelann, 1794	0	0	3	3	0	0	0	0
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	0	11	0	11	0	0	0	3
фам. Scirtidae	0	19	0	0	0	0	0	8
Neuroptera								
<i>Osmylus</i> sp. Latreille, 1802	0	0	0	0	3	0	0	0
Укупан број јединки	219	291	179	285	467	413	440	355
Укупан број таксона	15	27	17	27	18	25	22	25
Shannon Diversity Index	2.13	2.85	2.14	2.75	1.89	2.71	2.19	2.55
Simpson's Diversity Index	0.86	0.93	0.83	0.91	0.75	0.92	0.84	0.89

*станишта: 1-извор; 3-седрене баријере

Прилог 7. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних
макробескичмењака Миливске реке

Таксон	сезона/локалитет							
	пролеће		лето		јесен		зима	
	1	3	1	3	1	3	1	3
Turbelaria								
<i>Dugesia gonocephala</i> (Duges, 1830)	40	24	27	21	51	13	21	21
Oligochaeta								
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1862	14	0	3	0	5	3	0	0
<i>Limnodrilus</i> sp.	0	0	3	0	0	0	0	0
фам. Lumbricidae	3	5	0	0	3	8	0	5
<i>Potamothenis hammoniensis</i> (Michaelsen, 1901)	5	27	0	3	5	21	8	32
<i>Psammoryctides albicola</i> (Michaelsen, 1901)	0	0	0	0	0	8	0	8
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	0	0	0	3	0	16	0	0
Bivalvia								
<i>Pisidium</i> sp. C. Pfeiffer, 1821	3	8	3	8	0	14	3	5
Crustaceae								
Isopoda								
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	3	0	0	0
Amphipoda								
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1922	624	1595	1283	789	315	693	229	352
Insecta								
Ephemeroptera								
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	5	64	0	19	8	11	29	21
<i>Ecdyonurus</i> sp. Klapálek, 1908	21	5	24	3	5	0	152	19
Trichoptera								
<i>Chaetopteryx villosa</i> (Fabricius, 1798)	37	0	3	0	0	0	40	0
<i>Lype reducta</i> (Hagen, 1868)	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Plectonemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	3	3	0	0	0	0	5	5
<i>Plectrocnemia</i> sp. Stephens, 1836	0	0	0	0	11	0	0	0
<i>Rhyacophila</i> sp. Pictet, 1834	0	0	0	0	0	3	0	1
<i>Lithax obscurus</i> (Hagen, 1859)	24	0	0	0	69	0	219	0
<i>Tinodes unicolor</i> (Pictet, 1834)	0	27	0	27	0	8	0	24
<i>Tinodes</i> sp. Curtis, 1834	0	0	3	0	0	0	3	0
Diptera								
<i>Pedicia</i> sp. Latreille, 1809	3	0	0	0	3	0	0	0
<i>Tipula</i> sp. Linnaeus, 1758	0	0	0	0	3	0	0	0
фам. Chironomidae	3	29	0	44	1	10	5	79
Coleoptera								
<i>Elmis</i> sp. Latreille, 1802	224	0	448	5	127	0	280	0
<i>Gyrinus</i> sp. Geoffroy, 1762	0	0	5	0	0	0	0	0
<i>Limnius</i> sp. Illiger, 1802	0	0	0	3	0	0	3	0
фам. Scirtidae	0	0	0	0	0	0	0	3
Heteroptera								
<i>Notonecta</i> sp. Linnaeus, 1758	0	0	24	0	0	0	0	0
<i>Sigara</i> sp. Fabricius, 1775	0	0	3	0	0	0	0	0
Megaloptera								
<i>Sialis lutaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	11	0	3	3	24	5	11
Укупан број јединки	1048	1845	1827	1000	613	853	1019	723
Укупан број таксона	14	11	14	12	15	14	14	15
Shannon Diversity Index	1.23	0.5	0.84	0.54	1.5	0.82	1.78	1.34
Simpson's Diversity Index	0.56	0.19	0.45	0.2	0.68	0.3	0.8	0.52

*станишта: 1-извор; 3-седрене баријере

Прилог 8. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних
макробескичмењака реке Мало Врело

Таксон	сезона/локалитет							
	пролеће		лето		јесен		зима	
	2	3	2	3	2	3	2	3
Turbellaria								
<i>Dugesia gonocephala</i> (Duges, 1830)	163	88	83	149	24	131	29	56
Oligochaeta								
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	0	0	3	0	0	3	3	0
фам. Lumbricidae	0	0	0	0	3	0	0	0
Gastropoda								
<i>Ancylus fluviatilis</i> (O. F. Müller, 1774)	0	0	0	0	8	0	0	0
Amphipoda								
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1922	557	1173	568	1765	139	181	219	485
Insecta								
Ephemeroptera								
<i>Baetis alpinus</i> (Pictet, 1843)	0	0	0	0	0	0	3	5
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	72	27	96	37	11	8	11	21
<i>Baetis</i> sp. Leach, 1815	0	0	0	5	0	3	5	5
<i>Ecdyonurus</i> sp. Klapálek, 1908	29	3	11	0	21	0	19	16
<i>Ephemera danica</i> Müller, 1764	3	0	8	0	0	8	0	0
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Curtis, 1834)	0	0	0	0	0	0	5	0
Plecoptera								
<i>Brachyptera seticornis</i> (Klapálek, 1902)	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Isoperla</i> sp. Walker, 1852	5	5	0	0	0	0	0	8
<i>Perla pallida</i> Guérin-Méneville, 1838	21	0	5	0	14	0	16	0
<i>Protonemura</i> sp. Kempny, 1898	5	0	0	0	0	0	5	0
Trichoptera								
<i>Allogamus</i> sp. Schmid, 1955	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Chaetopteryx villosa</i> (Fabricius, 1798)	48	0	0	0	0	0	87	5
<i>Eclisopteryx madida</i> McLachlan, 1867	0	0	16	5	0	0	123	29
<i>Plectonemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	0	3	0	0	0	0	0	5
<i>Rhyacophila</i> sp. Pictet, 1834	0	5	5	3	3	3	0	0
<i>Sericostoma flavicorne</i> Schneider, 1845	0	0	13	67	3	5	8	21
<i>Sericostoma personatum</i> (Kirby & Spence, 1826)	3	5	24	37	19	50	0	16
<i>Silo pallipes</i> (Fabricius, 1781)	0	0	0	0	8	0	8	0
<i>Silo</i> sp. Curtis, 1834	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Stenophylax</i> sp. Kolenati, 1848	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Tinodes unicolor</i> (Pictet, 1834)	0	96	0	53	0	5	0	24
<i>Tinodes</i> sp. Curtis, 1834	0	0	3	0	0	0	0	3
Diptera								
<i>Eloeophila</i> sp. Rondani, 1856	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Oxycera</i> sp. Meigen, 1803	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Pedicia</i> sp. Latreille, 1809	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Simulium</i> sp. Latreille, 1802	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Scleroprocta</i> sp. Schmitz, 1927.	3	0	0	0	0	3	0	0
<i>Tipula</i> sp. Linnaeus, 1758	0	0	3	0	0	0	16	0
<i>Conchapelopia</i> sp.	21	0	0	21	3	0	0	0
фам. Chironomidae	0	5	8	8	11	19	0	3
Coleoptera								
<i>Elmis</i> sp. Latreille, 1802	13	0	35	8	109	0	13	0
<i>Elodes</i> sp. Latreille, 1796	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Limnius</i> sp. Illiger, 1802	18	0	11	0	59	5	0	0
фам. Curculionidae	3	0	0	0	0	0	0	0
Megaloptera								
<i>Sialis lutaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	3	0	0
Укупан број јединки	965	1411	891	2171	437	429	597	707
Укупан број таксона	15	11	16	14	16	15	18	16
Shannon Diversity Index	1.42	0.68	1.37	0.78	1.95	1.5	2.03	1.33
Simpson's Diversity Index	0.61	0.3	0.57	0.31	0.8	0.69	0.8	0.52

*тип станишта: 2-горњи ток; 3-седрене баријере

Прилог 9. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних макробескичмењака Лисинске реке

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Turbelaria												
<i>Dendrocoelum lacteum</i> (Müller, 1774)	24	21	8	5	0	0	24	16	5	0	13	0
<i>Dugesia gonocephala</i> (Duges, 1830)	0	8	0	3	11	16	11	11	35	8	11	16
Oligochaeta												
<i>Achaeta</i> sp. Vejdovský, 1878	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	0	0	5	0	0	8	0	0	5	0	3	3
<i>Enchytraeus</i> sp. Henle, 1837	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
фам. Enchytraeidae	8	0	0	0	0	0	21	8	0	0	0	0
<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1819)	3	0	5	0	0	8	3	0	5	0	0	0
фам. Lumbricidae	0	0	11	0	0	5	0	0	8	0	0	3
<i>Rhynchelmis</i> sp. Hoffmeister, 1843	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Gastropoda												
<i>Ancylus fluviatilis</i> (O. F. Müller, 1774)	11	0	0	45	0	0	37	11	0	21	0	0
Amphipoda												
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1923	571	1008	840	69	1523	1045	240	717	432	56	1285	523
Insecta												
Ephemeroptera												
<i>Baetis alpinus</i> (Pictet, 1843)	45	5	3	0	0	0	5	19	0	0	3	0
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	0	3	16	16	72	19	0	5	21	0	19	3
<i>Baetis</i> sp. Leach, 1815	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ecdyonurus</i> sp. Klapálek, 1908	13	0	0	32	19	13	3	5	0	16	11	0
<i>Ephemera danica</i> Müller, 1765	0	0	5	0	0	0	0	0	3	0	0	3
<i>Ephemerella ignita</i> Poda, 1762	0	0	3	0	0	11	0	0	0	0	0	11
<i>Ephemerella mucronata</i> (Bengtsson, 1909)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Paraleptophlebia wernerii</i> Ulmer, 1920	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Curtis, 1834)	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhithrogena</i> sp. Eaton, 1881.	11	0	0	5	35	0	0	0	0	27	40	0
Plecoptera												
<i>Arcynopteryx dichroa</i> (McLachlan, 1872)	8	3	0	21	0	0	24	5	0	11	0	0
<i>Brachyptera risi</i> (Morton, 1896)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91	3	0
<i>Brachyptera seticornis</i> (Klapálek, 1902)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	155	0	0
<i>Isoperla</i> sp. Banks, 1906	0	0	8	0	3	0	0	3	0	0	0	0
<i>Protonemura meyeri</i> (Pictet, 1841)	21	5	0	155	13	0	75	0	0	56	3	0

Прилог 9. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Protonemura</i> sp. Kempny, 1898	0	0	0	27	0	3	0	3	0	8	0	0
Trichoptera												
<i>Eclisopteryx madida</i> McLachlan, 1868	16	8	3	19	37	0	104	8	0	181	45	0
<i>Synagapetus iridipennis</i> (McLachlan, 1879)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	253	0	3
<i>Micropterna</i> sp. Martynov, 1909	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Plectronemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	8
<i>Plectrocnemia</i> sp. Stephens, 1836	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1835	0	0	0	0	3	3	0	0	5	0	0	3
<i>Rhyacophila</i> sp. Pictet, 1834	0	3	0	0	0	21	3	0	5	5	0	5
<i>Sericostoma flavicorne</i> Schneider, 1846	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sericostoma personatum</i> (Kirby & Spence, 1826)	3	3	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Silo pallipes</i> (Fabricius, 1781)	5	3	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Silo</i> sp. Curtis, 1834	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Tinodes rostocki</i> McLachlan, 1879	0	0	0	0	0	0	0	0	0	72	0	0
<i>Tinodes unicolor</i> (Pictet, 1834)	0	0	16	0	0	11	0	0	0	0	0	24
Diptera												
<i>Berdeniella</i> sp. Böesel, 1963	0	0	0	8	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Chelifera</i> sp. Macquart, 1823	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Dixa puberula</i> Loew, 1849.	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Limnophora</i> sp. Robineau-Desvoidy, 1830	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Oxycera pardalina</i> Meigen, 1822.	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0
<i>Oxycera</i> sp. Meigen, 1803	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	3
<i>Pericoma</i> sp. Walker, 1856	0	0	5	0	0	0	0	0	16	0	0	0
<i>Prionocera</i> sp. Loew, 1873	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Simulium</i> sp. Latreille, 1802	0	0	0	0	3	0	0	11	8	0	0	0
<i>Scleroprocta</i> sp. Villeneuve, 1918	0	11	3	0	0	0	0	3	0	0	3	0
фам. Stratiomyidae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Tipula</i> sp. Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	16	0	0	5	0	0
фам. Chironomidae	13	0	11	16	3	32	0	0	24	3	0	29
Coleoptera												
<i>Elmis</i> sp. Latreille, 1802	0	0	0	0	0	0	5	0	0	3	3	0
<i>Hydraena gracilis</i> Germar, 1824	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0

Прилог 9. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Limnius volckmari</i> (Panzer, 1793)	37	0	0	5	3	0	21	8	0	0	24	0
<i>Limnius</i> sp. Illiger, 1802	0	0	8	0	0	0	0	3	19	8	5	8
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	0	0	11	0	11	136	0	0	5	0	0	0
фам. Curculionidae	0	0	0	0	0	0	5	0	3	0	0	0
Укупан број јединки	797	1088	971	432	1736	1339	611	843	629	989	1472	645
Укупан број таксона	17	14	21	16	14	16	19	18	24	20	16	16
Shannon Diversity Index	1.24	0.44	0.72	2.04	0.61	0.87	2.06	0.82	1.38	2.23	0.67	0.78
Simpson's Diversity Index	0.47	0.15	0.24	0.81	0.23	0.35	0.8	0.28	0.49	0.86	0.24	0.28

*тип станишта: 1-извор; 2-горњи ток; 3-седрене баријере

Прилог 10. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних макробескичмењака реке Грзе

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Turbelaria												
<i>Dugesia</i> sp. Girard, 1850	3	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5	0
Oligochaeta												
<i>Criodrilus lacuum</i> Hoffmeister, 1845	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	0	5	3	0	3	5	0	0	5	0	0	11
<i>Eisenia luceus</i> Waga, 1857	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enchytraeus</i> sp. Henle, 1837	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1819)	0	0	3	0	0	8	0	0	3	0	0	5
<i>Henlea ventriculosa</i> (d'Udekem, 1854)	0	0	0	0	0	8	0	3	3	0	0	0
фам. Lumbricidae	5	0	0	0	0	8	0	0	5	0	0	8
<i>Psamoryctides barbatus</i> (Grube, 1860)	3	3	0	5	8	3	0	0	0	3	0	0
<i>Stylogrilus heringianus</i> Claparède, 1862	8	0	3	3	5	19	0	3	3	0	0	0
Hirudinea												
<i>Erpobdella</i> sp. Lamarck, 1818	0	0	0	0	0	0	0	5	0	3	0	0
Gastropoda												
<i>Ancylus fluviatilis</i> (O. F. Müller, 1774)	8	0	0	5	0	0	24	0	3	21	0	0
<i>Limnaea peregra</i> (O. F. Müller, 1774)	0	14	10	0	2	59	0	0	75	0	8	27
<i>Physa acuta</i> (Draparnaud, 1805)	0	0	0	0	0	8	0	0	3	0	0	0
Bivalvia												
<i>Pisidium</i> sp. C. Pfeiffer, 1821	0	3	0	0	0	3	0	0	3	0	3	0
Crustaceae												
Amphipoda												
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1922	139	251	35	192	1029	224	53	293	69	48	245	112
Insecta												
Ephemeroptera												
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	24	48	19	21	83	0	0	5	0	0	11	0
<i>Baetis</i> sp. Leach, 1815	5	5	0	3	0	0	5	0	3	5	5	8
<i>Ecdyonurus subalpinus</i> (Klapálek, 1907)	45	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ecdyonurus</i> sp. Klapálek, 1908	11	0	3	32	0	0	11	0	0	35	0	0
<i>Ephemerella danica</i> Müller, 1764	0	0	24	5	5	14	0	3	19	0	0	6
<i>Ephemerella ignita</i> Poda, 1761	0	3	0	0	21	3	0	0	0	0	0	0
<i>Habrophlebia lauta</i> McLachlan, 1884	0	0	0	0	14	8	0	3	0	0	0	0
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (Stephens, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3

Прилог 10. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Paraleptophlebia</i> sp. Kugelann, 1794	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Curtis, 1834)	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhithrogena</i> sp. Eaton, 1881	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Siphonurus aestivalis</i> (Eaton, 1903)	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Plecoptera												
<i>Brachyptera risi</i> (Morton, 1896)	64	5	0	0	0	0	0	0	0	27	0	0
<i>Nemoura</i> sp. Latreille, 1796	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	5
<i>Isoperla grammatica</i> (Poda, 1761)	8	27	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Isoperla</i> sp. Banks, 1906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Perla pallida</i> Guérin-Ménéville, 1838	3	0	0	3	0	0	3	0	0	16	0	0
<i>Protonemura praecox</i> (Morton, 1894)	101	13	0	11	0	0	24	0	0	13	0	0
<i>Taeniopteryx hubaulti</i> Aubert, 1946.	0	0	0	0	0	0	29	5	0	21	0	0
Odonata												
<i>Cordulegaster bidentata</i> (Sélys-Longchamps, 1843)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Cordulegaster</i> sp. Leach, 1815	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera												
<i>Chaetopterygopsis maclachlani</i> Stein, 1874	0	0	0	0	0	0	0	0	0	104	0	0
<i>Drusus</i> sp. Stephens, 1837	16	5	0	0	3	0	109	0	0	19	5	0
<i>Glossosoma</i> sp. Curtis, 1834	29	5	0	0	8	0	0	0	0	11	0	0
<i>Limnephilus rhombicus</i> (Linnaeus, 1758)	0	21	3	0	3	0	0	0	0	0	8	0
фам. Limnephilidae	91	0	0	0	0	0	0	0	0	39	0	16
<i>Micrasema minimum</i> McLachlan, 1876.	11	0	0	0	0	0	5	0	0	3	0	0
<i>Plectronemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	0	0	0	5	16	0	0	8	0	3	0	0
<i>Plectrocnemia</i> sp. Stephens, 1836	8	0	0	0	0	0	8	0	0	0	8	0
<i>Potamophylax</i> sp. Wallengren, 1891	14	0	0	0	0	0	0	0	0	14	5	0
<i>Rhyacophila fasciata</i> Gr. Hagen, 1859	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyacophila laevis</i> Pictet, 1834	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Rhyacophila obliterated</i> McLachlan, 1863	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1834	0	5	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Rhyacophila</i> sp. Pictet, 1834	3	0	0	5	5	0	0	5	0	0	5	3
<i>Sericostoma flavicorne</i> Schneider, 1845	5	3	0	0	0	8	0	0	3	0	3	5
<i>Sericostoma personatum</i> (Kirby & Spence, 1826)	0	0	0	5	61	8	5	5	3	0	0	3

Прилог 10. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Silo nigricornis</i> (Pictet, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0
<i>Silo</i> sp. Curtis, 1834	0	3	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0
<i>Stenophylax</i> sp. Kolenati, 1848	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	8	0
<i>Tinodes unicolor</i> (Pictet, 1834)	0	8	32	0	0	16	0	0	0	0	0	0
<i>Tinodes</i> sp. Curtis, 1834	5	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	11
<i>Thremma anomalum</i> McLachlan, 1876.	77	0	0	37	0	0	125	3	0	112	0	0
Diptera												
<i>Berdeniella</i> sp. Böesel, 1963	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ibisia marginata</i> (Fabricius, 1781)	5	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Limnophora</i> sp. Robineau-Desvoidy, 1830	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxycera pardalina</i> Meigen, 1822.	0	0	0	3	0	0	0	5	0	3	0	0
<i>Pedicia</i> sp. Latreille, 1809	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pericoma</i> sp. Walker, 1856	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Ptychoptera</i> sp. Meigen, 1803	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Simulium</i> sp. Latreille, 1802	0	0	3	0	14	16	0	0	3	0	8	11
<i>Tipula</i> sp. Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0
<i>Ulomyia</i> sp. Walker, 1856	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
фам. Chironomidae	29	51	88	5	8	43	3	3	37	101	24	187
Coleoptera												
<i>Elmis</i> sp. Latreille, 1802	37	11	0	24	0	0	88	8	0	8	3	0
<i>Esolus angustatus</i> (Müller, 1821)	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Hydraena gracilis</i> Germar, 1823	0	3	0	3	5	0	5	8	0	5	0	0
<i>Hydraena</i> sp. Kugelann, 1794	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnius</i> sp. Illiger, 1802	0	3	0	0	11	3	0	0	0	0	0	0
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	0	0	0	0	0	3	0	14	11	0	3	5
фам. Curculionidae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
фам. Scirtidae	0	0	0	0	19	0	0	0	3	0	0	0
Megaloptera												
<i>Sialis lutaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Укупан број јединки	763	517	248	376	1341	469	496	400	261	595	368	461
Укупан број таксона	31	28	15	21	24	22	16	24	22	28	21	17
Shannon Diversity Index	2.66	1.99	2.1	1.88	1.11	1.9	2.06	1.35	2.05	2.55	1.42	2.1
Simpson's Diversity Index	0.91	0.7	0.87	0.71	0.4	0.7	0.84	0.46	0.8	0.89	0.49	0.8

*тип станишта: 1-извор; 2-горњи ток; 3-седрене баријере

Прилог 11. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних макробескичмењака реке Миловштице

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Turbelaria												
<i>Dugesia gonocephala</i> (Duges, 1830)	0	0	8	0	0	3	0	0	5	0	0	8
<i>Dugesia</i> sp. Girard, 1850	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Oligochaeta												
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	3	3
<i>Enchytraeus</i> sp. Sars, 1835	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1863	0	0	0	0	0	8	0	0	3	0	3	3
фам. Lumbricidae	0	3	0	0	3	0	3	0	0	0	0	3
<i>Potamothenix hammoniensis</i> (Michaelsen, 1901)	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Styodrilus heringianus</i> Claparède, 1863	8	13	5	3	5	11	8	3	8	0	0	0
Hirudinea												
ам. Glossiphoniidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Gastropoda												
<i>Ancylus fluviatilis</i> (O. F. Müller, 1774)	67	11	0	19	21	0	139	19	13	27	32	0
<i>Limnaea peregra</i> (O. F. Müller, 1774)	0	0	0	11	0	0	64	11	0	8	0	0
Crustaceae												
Decapoda												
<i>Austropotamobius torrentium</i> (Schrank, 1803)	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
Amphipoda												
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1923	123	320	155	253	107	997	208	75	299	13	131	181
Insecta												
Ephemeroptera												
<i>Baetis alpinus</i> (Pictet, 1843)	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	21	19	24	0	0	67	0	0	19	11	19	21
<i>Baetis</i> sp. Leach, 1815	0	0	0	3	0	0	3	8	11	0	0	8
<i>Ecdyonurus dispar</i> (Curtis, 1834)	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ecdyonurus</i> sp. Eaton, 1868	0	5	5	0	8	0	0	0	11	0	0	0
<i>Ephemerella danica</i> Müller, 1765	0	0	0	5	3	32	3	3	40	0	0	51
<i>Ephemerella ignita</i> Poda, 1762	3	3	13	8	8	48	0	0	0	11	3	3
<i>Ephemerella mucronata</i> (Bengtsson, 1909)	5	21	0	0	37	0	0	11	0	0	85	0
<i>Paraleptophlebia</i> sp. Packard, 1871	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Curtis, 1834)	0	5	0	0	13	0	0	11	0	0	0	0
Plecoptera												

Прилог 11. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Brachyptera risi</i> (Morton, 1896)	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachyptera seticornis</i> (Klapálek, 1902)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	8	0
<i>Nemoura</i> cf. <i>rivorum</i> Latreille, 1796	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43	11	0
Ravizza & Ravizza Dematteis, 1995	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Isoperla grammatica</i> (Poda, 1761)	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Isoperla</i> sp. Newman, 1839	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Perla marginata</i> (Panzer, 1799)	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0
<i>Perla</i> sp. juv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata												
<i>Cordulegaster heros</i> Theischinger, 1979	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0
Trichoptera												
<i>Agapetus</i> sp. Curtis, 1834	0	67	35	0	0	40	0	0	0	8	104	32
<i>Chaetopteryx</i> sp. Stephens, 1836	29	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Drusus botosaneanui</i> Kumanski, 1968.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0
<i>Drusus</i> sp. Stephens, 1837	11	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Glossosoma</i> sp. Curtis, 1834	3	24	11	0	0	11	0	0	0	16	141	8
<i>Synagapetus</i> sp. McLachlan, 1879	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
<i>Hydropsyche instabilis</i> (Curtis, 1834)	0	0	16	0	27	0	0	0	16	0	27	19
<i>Hydropsyche</i> sp. Pictet, 1834	0	0	5	0	0	0	0	5	0	16	11	11
фам. Limnephilidae	13	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lype reducta</i> (Hagen, 1868).	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Micrasema morosum</i> (McLachlan, 1868)	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	115	0
<i>Plectrocnemia</i> sp. Stephens, 1836	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Potamophylax luctuosus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	0	0	11	0	0	13	0	0	0	0	0	27
<i>Potamophylax</i> sp. Wallengren, 1891	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyacophila laevis</i> Pictet, 1834	0	3	0	0	8	0	0	0	0	0	31	0
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1835	0	8	11	0	5	3	0	5	3	3	24	29
<i>Rhyacophila</i> sp. Pictet, 1834	5	5	3	0	0	5	3	8	5	5	3	3
<i>Sericostoma flavicorne</i> Schneider, 1846	0	0	3	3	5	3	5	13	0	3	13	0
<i>Sericostoma personatum</i> (Kirby & Spence, 1826)	0	8	3	0	16	59	0	0	3	0	0	3
<i>Silo nigricornis</i> (Pictet, 1834)	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	3	0
<i>Silo</i> sp. Curtis, 1834	0	0	0	3	3	0	0	8	0	0	0	0

Прилог 11. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Stenophylax</i> sp. Kolenati, 1848	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Tinodes unicolor</i> (Pictet, 1834)	0	5	35	0	0	152	0	0	5	0	0	35
<i>Tinodes</i> sp. Curtis, 1834	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wormaldia occipitalis</i> (Pictet, 1834)	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	3	0
Diptera												
<i>Antocha vitripennis</i> (Meigen, 1830)	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	3
<i>Berdeniella</i> sp. Vaillant, 1976	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0
<i>Dixa puberula</i> Loew, 1849.	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Ibisia marginata</i> (Fabricius, 1781)	0	3	5	0	0	0	0	0	11	0	0	0
<i>Pedicia</i> sp. Latreille, 1809	0	0	0	5	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Pericoma</i> sp. Walker, 1856	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Simulium</i> sp. Latreille, 1802	0	0	0	0	24	5	0	0	0	0	16	5
<i>Scleroprocta</i> sp. Kieffer, 1906	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Tipula</i> sp. Linnaeus, 1758	0	0	0	0	5	0	0	0	0	3	3	0
<i>Wiedemannia</i> sp. Zetterstedt, 1838	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
фам. Chironomidae	27	3	8	11	0	19	0	3	24	0	5	27
Coleoptera												
<i>Elmis maugetii</i> Latreille, 1803	157	35	0	227	32	8	437	75	27	197	16	0
<i>Hydraena gracilis</i> Germar, 1824	0	0	0	0	3	5	0	3	5	5	3	0
<i>Limnius</i> sp. Muller, 1806	0	0	0	0	0	11	0	0	13	0	0	0
<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	0	0	0	0	0	5	0	0	11	0	0	24
фам. Scirtidae	0	0	40	0	0	0	0	0	3	0	0	19
Укупан број јединки	477	589	400	555	347	1509	880	275	560	427	848	544
Укупан број таксона	15	25	21	14	23	23	13	21	29	20	33	25
Shannon Diversity Index	1.82	1.89	2.22	1.23	2.49	1.4	1.37	2.29	1.99	2.03	2.6	2.45
Simpson's Diversity Index	0.78	0.69	0.81	0.62	0.87	0.54	0.67	0.85	0.68	0.76	0.9	0.85

*тип станишта: 1-извор; 2-горњи ток; 3-седрене баријере

Прилог 12. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних
макробескичмењака Градашничке реке

Таксон	сезона			
	пролеће	лето	јесен	зима
Turbelaria				
<i>Dugesia gonocephala</i> (Duges, 1830)	3	0	0	3
Oligochaeta				
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	0	3	0	5
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1863	0	0	3	0
Bivalvia				
<i>Pisidium</i> sp. Pfeiffer, 1821	0	0	5	0
Crustaceae				
Amphipoda				
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1923	32	40	160	48
Insecta				
Ephemeroptera				
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	24	5	11	11
<i>Baetis</i> sp. Leach, 1815	3	0	0	0
<i>Ecdyonurus</i> sp. Klapálek, 1908	3	3	5	0
<i>Ephemerella danica</i> Müller, 1765	21	5	5	11
<i>Habrophlebia lauta</i> McLachlan, 1885	3	21	5	3
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (Stephens, 1835)	8	0	48	0
Plecoptera				
<i>Nemoura</i> sp. Latreille, 1796	0	0	0	16
<i>Protonemura</i> sp. Kempny, 1898	5	0	0	0
Odonata				
<i>Calopteryx virgo</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	11	0
Trichoptera				
<i>Allogamus</i> sp. Stephens, 1837	0	3	0	3
<i>Glossosoma</i> sp. Curtis, 1834	0	0	0	3
<i>Hydropsyche</i> sp. Pictet, 1834	0	3	0	3
<i>Potamophylax</i> sp. Wallengren, 1891	3	0	0	0
<i>Rhyacophila oblitterata</i> McLachlan, 1863	0	3	0	5
<i>Stenophylax</i> sp. Kolenati, 1848	13	0	0	0
<i>Tinodes unicolor</i> (Pictet, 1834)	13	5	0	27
Diptera				
<i>Chelifera</i> sp. Macquart, 1823	3	0	0	0
<i>Ormosia</i> sp. Rondani, 1856	0	3	0	0
<i>Pedicia</i> sp. Latreille, 1809	3	0	0	0
<i>Simulium</i> sp. Latreille, 1802	8	0	0	13
фам. Chironomidae	18	11	101	58
Coleoptera				
фам. Dytiscidae	5	0	5	0
<i>Elmis</i> sp. Müller, 1806	5	3	8	8
<i>Hydraena gracilis</i> Germar, 1824	3	0	0	0
<i>Hydroporus</i> sp. Clairville, 1806	3	0	0	0
<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)	11	0	5	0
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	3	0	0	3
Heteroptera				
<i>Hydrometra stagnorum</i> Linnaeus, 1758	8	5	0	0
<i>Velia</i> sp. Latreille, 1804	5	0	0	0
Megaloptera				
<i>Sialis lutaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	3	0
Укупан број јединки	205	112	376	221
Укупан број таксона	24	14	14	17
Shannon Diversity Index	2.78	1.99	1.53	2.3
Simpson's Diversity Index	0.93	0.81	0.63	0.87

Прилог 13. Квалитативно-квантитативни састав заједнице акватичних макробескичмењака Бигар поток

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Turbelaria												
<i>Dugesia gonocephala</i> (Duges, 1830)	0	5	21	0	5	109	11	11	29	0	0	53
<i>Polycelis felina</i> (Dalyell, 1814)	21	0	0	19	0	0	45	0	0	0	0	0
Oligochaeta												
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	0	0	0	0	0	8	0	0	8	0	0	11
фам. Enchytraeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1819)	0	0	8	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1863	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
фам. Lumbricidae	0	5	0	0	0	40	0	0	24	0	0	27
<i>Potamothrix hammoniensis</i> (Michaelsen, 1901)	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	3
<i>Psamoryctides barbatus</i> (Grube, 1860)	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1863	3	21	3	0	67	3	5	40	0	0	0	0
Hirudinea												
<i>Hemiclepsis marginata</i> (O. F. Müller, 1773)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Gastropoda												
<i>Bythinella dispersa</i> Radoman, 1976.	363	8	0	1216	21	0	1547	29	0	512	40	0
<i>Limnaea peregra</i> (O. F. Müller, 1774)	0	0	32	0	0	24	0	0	0	0	0	21
Bivalvia												
<i>Pisidium</i> sp. C. Pfeiffer, 1821	0	3	0	0	0	3	11	3	0	5	0	0
Crustaceae												
Isopoda												
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	8	0	0	3	0	0
Amphipoda												
<i>Gammarus balcanicus</i> Schaferna, 1923	227	405	93	357	299	608	629	323	101	181	757	325
Insecta												
Ephemeroptera												
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)	16	16	0	0	11	0	0	29	16	0	56	32
<i>Baetis</i> sp. Leach, 1815	3	0	0	13	5	8	5	0	0	3	0	0
<i>Ecdyonurus helveticus</i> Gr.	19	45	0	0	0	0	0	0	0	43	128	0
<i>Ecdyonurus</i> sp. Klapálek, 1908	0	0	0	5	16	11	0	21	0	0	0	8
<i>Ephemerella danica</i> Müller, 1765	0	11	5	0	5	11	0	0	19	0	8	24
<i>Ephemerella ignita</i> Poda, 1762	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0

Прилог 13. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (Stephens, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	3
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Curtis, 1834)	0	8	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Plecoptera												
<i>Nemoura erratica</i> Claassen, 1936.	37	8	0	5	0	0	8	0	0	40	8	5
<i>Isoperla</i> sp. Banks, 1906	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Protonemura</i> sp. Kempny, 1898	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Odonata												
<i>Cordulegaster</i> sp. Leach, 1815	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Trichoptera												
<i>Adicella filicornis</i> (Pictet, 1834)	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Chaetopteryx villosa</i> (Fabricius, 1798)	21	0	0	0	0	0	0	0	0	85	5	11
<i>Helicopsyche bacescui</i> Orghidan and Botosaneanu, 1954	16	0	0	91	16	0	8	61	3	43	95	0
<i>Hydropsyche</i> sp. Pictet, 1834	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
фам. Limnephilidae	0	0	0	3	0	0	5	0	0	0	0	0
<i>Lype reducta</i> (Hagen, 1868).	0	0	0	3	3	0	0	0	0	5	0	0
<i>Philopotamus variegatus</i> (Scopoli, 1763)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Plectronemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	0	3	3	0	3	0	3	13	14	5	13	5
<i>Plectrocnemia</i> sp. Stephens, 1836	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1835	0	3	13	0	0	0	0	5	3	0	3	21
<i>Rhyacophila</i> sp. Pictet, 1834	3	5	8	11	0	0	3	3	0	0	5	19
<i>Sericostoma flavicorne</i> Schneider, 1846	0	8	3	0	0	0	0	0	0	0	3	5
<i>Sericostoma personatum</i> (Kirby & Spence, 1826)	0	0	0	0	3	8	3	16	13	0	0	0
<i>Silo nigricornis</i> (Pictet, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Silo</i> sp. Curtis, 1834	0	0	0	3	3	0	5	8	0	0	0	0
<i>Tinodes</i> sp. Curtis, 1834	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	69
<i>Thremma anomalum</i> McLachlan, 1876.	3	0	0	16	3	0	32	0	0	27	0	0
<i>Wormaldia</i> sp. McLachlan, 1865	0	0	0	0	0	0	3	5	0	0	0	0
Diptera												
<i>Bezzia</i> sp. Kieffer, 1899	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Chelifera</i> sp. Macquart, 1823	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0
<i>Chrysops</i> sp. Meigen, 1802	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0

Прилог 13. Наставак табеле

Таксон	сезона/локалитет											
	пролеће			лето			јесен			зима		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Dixa maculata</i> Meigen, 1818	0	0	3	3	3	3	8	0	3	0	0	11
<i>Dixa</i> sp. Meigen, 1818	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Ibisia marginata</i> (Fabricius, 1781)	0	0	0	0	0	3	3	0	8	0	0	0
<i>Limnophora</i> sp. Robineau-Desvoidy, 1830	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Oxycera</i> sp. Meigen, 1803	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Pericoma</i> sp. Walker, 1856	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0
<i>Simulium</i> sp. Latreille, 1802	0	16	0	0	24	11	0	3	3	0	11	0
фам. Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
фам. Chironomidae	19	32	68	0	18	59	27	16	29	5	64	173
Coleoptera												
<i>Elmis maugetii</i> Latreille, 1803	77	37	0	171	21	5	160	19	0	139	29	0
<i>Elmis</i> sp. Latreille, 1802	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	3	35
<i>Hydraena gracilis</i> Germar, 1824	0	5	3	0	8	0	0	5	5	0	0	0
<i>Limnius volckmari</i> (Panzer, 1793)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnius</i> sp. Latreille, 1802	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	5
<i>Riolus subviolaceus</i> (Müller, 1817)	0	0	3	0	0	5	0	3	11	0	0	0
фам. Scirtidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Heteroptera												
<i>Velia caprai</i> Tamanini, 1947.	0	0	0	21	0	0	0	0	3	0	0	0
Megaloptera												
<i>Sialis lutaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	5	0	0	0	0	3	8	0	3	5
Укупан број јединки	827	667	301	1936	533	941	2536	627	328	1104	1261	888
Укупан број таксона	14	21	20	15	19	22	24	23	25	17	22	25
Shannon Diversity Index	1.6	1.59	2.17	1.23	1.66	1.31	1.18	1.9	2.52	1.73	1.47	2.18
Simpson's Diversity Index	0.71	0.59	0.81	0.57	0.65	0.51	0.56	0.7	0.86	0.74	0.58	0.78

*тип станишта: 1 – извор; 2 – горњи ток; 3 – седрене баријере



Benthic macroinvertebrates in a tufa-depositing environment: a case study of highly vulnerable karst lotic habitats in Southeast Europe

Predrag Simović · Djurdj Milošević · Vladica Simić · Katarina Stojanović · Ana Atanacković · Marija Jakovljević · Ana Petrović

Received: 12 April 2024 / Revised: 22 June 2024 / Accepted: 26 June 2024 / Published online: 8 July 2024
© The Author(s), under exclusive licence to Springer Nature Switzerland AG 2024

Abstract Karst freshwater ecosystems are considered biodiversity hotspots, highlighting their sensitivity and vulnerability to environmental change. However, our understanding of the distribution and ecology of macroinvertebrates in lotic karst habitats is still incomplete. Therefore, to fill the knowledge gaps, the current study was conducted in the Dinaric and Carpathian–Balkan Mountains in Serbia, Southeastern Europe. We studied aquatic macroinvertebrates

and their relationship with environmental parameters at 25 sampling sites in three habitat types (springs, the upper reaches, and tufa barriers) in 12 rivers and streams in Serbia, seasonally, between 2019 and 2022. We recorded 85,072 individuals within 206 taxa. Most environmental variables were comparable among the three habitat types, which most probably resulted in comparable abundance and diversity of benthic macroinvertebrates. However, taxa richness was lower in springs compared to upper reaches and tufa barriers. Environmental parameters had a greater impact than spatial effects on shaping the macroinvertebrate community. Moreover, IndVal analysis revealed a list of 30 indicator taxa associated with specific habitat types. We emphasized that highly specialized species support vulnerable functions in high-diversity karst freshwater ecosystems. Therefore, this study establishes a scientific foundation for implementing effective management strategies for these unique aquatic ecosystems.

Handling editor: Verónica Ferreira

Supplementary Information The online version contains supplementary material available at <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05629-9>.

P. Simović · V. Simić · M. Jakovljević · A. Petrović (✉)
Department of Biology and Ecology, Faculty of Science,
University of Kragujevac, Radoja Domanovića 12,
34000 Kragujevac, Serbia
e-mail: ana.petrovic@pmf.kg.ac.rs

D. Milošević
Department of Biology and Ecology, Faculty of Science
and Mathematics, University of Niš, Niš, Serbia

K. Stojanović
Department of Zoology, Faculty of Biology, University
of Belgrade, Studentski trg 16, Belgrade, Serbia

A. Atanacković
Department for Hydroecology and Water Protection,
Institute for Biological Research “Siniša Stanković”,
University of Belgrade, Bulevar Despota Stefana 142,
Belgrade, Serbia

Keywords Serbia · Springs · Tufa barriers ·
Macroinvertebrate diversity · Sensitive taxa

Introduction

Karst terrain is known for its unique hydrology and landforms, which result from the combination of highly soluble rock, mainly limestone or dolomite, and well-developed secondary (fracture) porosity





Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv

Automated identification of aquatic insects: A case study using deep learning and computer vision techniques

Predrag Simović^a, Aleksandar Milosavljević^b, Katarina Stojanović^c, Milena Radenković^a,
Dimitrija Savić-Zdravković^d, Bratislav Predić^b, Ana Petrović^a, Milenka Božanić^c,
Djuradj Milošević^{d,*}

^a Department of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Kragujevac, Radoja Domanovića 12, 34000 Kragujevac, Serbia

^b Faculty of Electronic Engineering, University of Niš, Aleksandra Medvedeva 14, 18000 Niš, Serbia

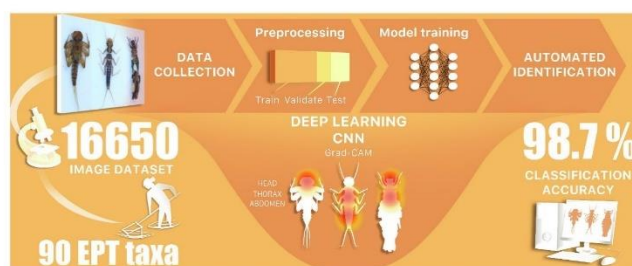
^c Department of Zoology, Faculty of Biology, University of Belgrade, Studentski trg 16, Belgrade, Serbia

^d Department of Biology and Ecology, Faculty of Sciences and Mathematics, University of Niš, Višegradska 33, 18000 Niš, Serbia

HIGHLIGHTS

- EPT taxa indicate ecosystem health, but identification challenges hinder their use.
- We use deep learning to improve bio-monitoring efficiency and taxonomic resolution.
- Convolutional Neural Networks achieved 98.7 % accuracy in classifying 90 EPT taxa.
- This approach may replace conventional morphological identification methods.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Editor: Susanne Brander

Keywords:

Biomonitoring
Ephemeroptera
Plecoptera
Trichoptera
Artificial intelligence

ABSTRACT

Deep learning techniques have recently found application in biodiversity research. Mayflies (Ephemeroptera), stoneflies (Plecoptera) and caddisflies (Trichoptera), often abbreviated as EPT, are frequently used for freshwater biomonitoring due to their large numbers and sensitivity to environmental changes. However, the morphological identification of EPT species is a challenging but fundamental task. Morphological identification of these freshwater insects is therefore not only extremely time-consuming and costly, but also often leads to misjudgments or generates datasets with low taxonomic resolution. Here, we investigated the application of deep learning to increase the efficiency and taxonomic resolution of biomonitoring programs. Our database contains 90 EPT taxa (genus or species level), with the number of images per category ranging from 21 to 300 (16,650 in total). Upon completion of training, a CNN (Convolutional Neural Network) model was created, capable of automatically classifying these taxa into their appropriate taxonomic categories with an accuracy of 98.7 %. Our model achieved a perfect classification rate of 100 % for 68 of the taxa in our dataset. We achieved noteworthy

* Corresponding author.

E-mail addresses: predrag.simovic@pmf.kg.ac.rs (P. Simović), aleksandar.milosavljevic@elfak.ni.ac.rs (A. Milosavljević), k.bjelanovic@bio.bg.ac.rs (K. Stojanović), milena.radenkovic@pmf.kg.ac.rs (M. Radenković), dimitrija.savic@pmf.edu.rs (D. Savić-Zdravković), bratislav.predic@elfak.ni.ac.rs (B. Predić), ana.petrovic@pmf.kg.ac.rs (A. Petrović), mika.zunic@bio.bg.ac.rs (M. Božanić), djuradj.milosevic@pmf.edu.rs (D. Milošević).

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172877>

Received 14 February 2024; Accepted 27 April 2024

Available online 11 May 2024

0048-9697/© 2024 Elsevier B.V. All rights reserved.

New Records of Species *Taeniopteryx hubaulti* Aubert, 1946 and *Taeniopteryx schoenemundi* (Mertense, 1923) (Plecoptera: Taeniopterygidae) in Serbia

Predrag SIMOVIĆ¹ Vladica SIMIĆ² Djuradj MILOŠEVIĆ³ Ana PETROVIĆ^{4*}

^{1,2,4}Institut of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Kragujevac, Radoja Domanovića 12, Kragujevac, SERBIA

³Department of Biology and Ecology, Faculty of Sciences and Mathematics, University of Niš, Niš, SERBIA

e-mails: ¹predrag.simovic@pmf.kg.ac.rs; ²vladica.simic@pmf.kg.ac.rs,

³djuradj.milosevic@pmf.edu.rs, ^{4*}ana.petrovic@pmf.kg.ac.rs

ORCID IDs: ¹0000-0001-6723-8230, ²0000-0001-6787-9783, ³0000-0002-5328-3898,

^{4*}0000-0002-4908-8176

*Corresponding author

ABSTRACT

Species *Taeniopteryx hubaulti* Aubert, 1946 and *T. schoenemundi* (Mertense, 1923) have been emphasized as endangered or vulnerable species in several European countries due to their local and limited distribution. More intensive research of these species on the territory of Serbia was conducted from 2011 to 2022. *Taeniopteryx hubaulti* was registered in seven localities. Five of these localities (Brusnička and Jerma rivers, the spring of the Raška River, and two localities on Grza River, spring and tufa barriers) were recorded as new sites of this species in Serbia. Two localities (Barska River and Lisinski Stream) had already been known from previous studies. The species *T. schoenemundi* was recorded in four new localities (Dulenska, Visočica, Temštica, and Trnavska rivers). Both species were found in waters with high oxygen concentration, relatively uniform low water temperature, and variable values of hardness, electrical conductivity, and pH values, with a small amount of inorganic nutrients. Considering the rare occurrence and prominent importance of these species as biological indicators of water quality and climate change, their findings have a great deductive value. This research represents an important contribution to the insight into the distribution of *T. hubaulti* and *T. schoenemundi* species.

Keywords: Stoneflies, distribution, endangered species, climate change, karst rivers.

Simović, P., Simić, V., Milošević, Dj., & Petrović, A. (2023). New records of species *Taeniopteryx hubaulti* Aubert, 1946 and *Taeniopteryx schoenemundi* (Mertense, 1923) (Plecoptera: Taeniopterygidae) in Serbia. *Journal of the Entomological Research Society*, 25(1), 155-166.

Received: April 04, 2022

Accepted: January 19, 2023

Article

The Effects of Data Quality on Deep Learning Performance for Aquatic Insect Identification: Advances for Biomonitoring Studies

Predrag Simović ¹, Aleksandar Milosavljević ², Katarina Stojanović ³, Dimitrija Savić-Zdravković ⁴, Ana Petrović ¹, Bratislav Predić ², and Djuradj Milošević ^{4,*}

¹ Department of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Kragujevac, Radoja Domanovića 12, 34000 Kragujevac, Serbia; predrag.simovic@pmf.kg.ac.rs (P.S.); ana.petrovic@pmf.kg.ac.rs (A.P.)

² Faculty of Electronic Engineering, University of Niš, Aleksandra Medvedeva 14, 18000 Niš, Serbia; aleksandar.milosavljevic@elfak.ni.ac.rs (A.M.); bratislav.predic@elfak.ni.ac.rs (B.P.)

³ Department of Zoology, Faculty of Biology, University of Belgrade, Studentski trg 16, 11000 Belgrade, Serbia; k.bjelanovic@bio.bg.ac.rs

⁴ Department of Biology and Ecology, Faculty of Sciences and Mathematics, University of Niš, Višegradska 33, 18000 Niš, Serbia; dimitrija.savic@pmf.edu.rs

* Correspondence: djuradj.milosevic@pmf.edu.rs

Abstract: Deep learning models, known as convolutional neural networks (CNNs), have paved the way for reliable automated image recognition. These models are increasingly being applied in research on freshwater biodiversity, aiming to enhance efficiency and taxonomic resolution in biomonitoring. However, insufficient or imbalanced datasets remain a significant bottleneck for creating high-precision classifiers. The highly imbalanced data, where some species are rare and others are common, are typical of the composition of most benthic communities. In this study, a series of CNN models was built using 33 species of aquatic insects, with datasets ranging from 10 to 80 individuals, to determine the optimal number of individuals each class should have to build a high-precision classifier. We also consider the effect of class imbalance in the training dataset and the use of oversampling technique. The results showed that a robust model with acceptable accuracy (99.45%) was achieved with at least 30 individuals per class. A strongly imbalanced dataset caused an approximately 2% decrease in classification accuracy, while a moderately imbalanced dataset had no significant effect. The application of the oversampling technique enhanced in 1.88% the accuracy of strongly imbalanced models. These findings can help effectively tailor future aquatic macroinvertebrate training datasets.

Keywords: convolutional neural network; imbalance dataset; data size; oversampling technique; Ephemeroptera; Plecoptera; Trichoptera; EPT taxa



Academic Editors: Marcos Gomes Nogueira and Douglas Kane

Received: 13 November 2024

Revised: 17 December 2024

Accepted: 19 December 2024

Published: 25 December 2024

Citation: Simović, P.; Milosavljević, A.; Stojanović, K.; Savić-Zdravković, D.; Petrović, A.; Predić, B.; Milošević, D. The Effects of Data Quality on Deep Learning Performance for Aquatic Insect Identification: Advances for Biomonitoring Studies.

Water **2025**, *17*, 21. <https://doi.org/10.3390/w17010021>

Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Biomonitoring with high taxonomic resolution is fundamental for understanding ecosystem dynamics, especially in an era where freshwater ecosystems are facing increasing pressures from climate change and anthropogenic stressors [1]. While conventional methods based on physical and chemical parameters provide information on current environmental conditions and pollutant levels, biological monitoring offers a profound understanding of ecosystem health and functioning over time [2]. The biomonitoring approach uses biological indicators to assess the quality of habitats and ecosystems, offering valuable insights into the impacts of human activities and natural changes [3]. In freshwater ecosystems research, the larvae of insects from the orders Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (collectively referred to as EPT) are considered the best bioindicators of water

THE FIRST RECORD OF *Dixella aestivalis* (Meigen, 1818) (DIPTERA: DIXIDAE) IN SERBIA

Predrag M. Simović¹, Vladica M. Simić¹, Ana S. Petrović^{1*}

¹University of Kragujevac, Faculty of Science, Department of Biology and Ecology,
Radoja Domanovića 12, 34000 Kragujevac, Serbia

*Corresponding author; E-mail: ana.petrovic@pmf.kg.ac.rs

(Received April 24, 2022; Accepted May 16, 2022)

ABSTRACT. The meniscus midges *Dixella aestivallis* (Meigen, 1818) was recorded for the first time on the territory of Serbia. This species was found in the Karamejdan Lake on the territory of the protected nature reserve Pešter plateau, the highest karst plateau of the Balkan Peninsula. The larva of *D. aestivalis* was detected in a locality with well-developed aquatic vegetation and high value of oxygen concentration. *Dixella aestivalis* is a eurytopic species, which prefers to live in different types of small stagnant waters. This study is a result of the ongoing monitoring of freshwater ecosystems. This finding is the starting point for further studies of these species in Serbia.

Keywords: Dixidae, *Dixella aestivalis*, Pešter plateau, Karamejdan Lake, Serbia.

INTRODUCTION

Dixidae, also known as meniscus midges, represent one of the smallest families within the order Diptera (SAVARY, 1992). There is poor knowledge about this family worldwide and the total number of recorded species in different zoogeographical areas varies considerably (CORRÊA and GIL-AZEVEDO, 2018). Moreover, WAGNER *et al.* (2007) stated that the mentioned number of species represents only about 20% of the world biodiversity of the Dixidae family. Dixidae is reminiscent of related Culicidae, with which they belong to the superfamily Culicoidea, within the suborder Nematocera (KOÇ *et al.*, 2006; KANG *et al.*, 2014). They are distributed in inland waters of all continents except Antarctica, with the greatest diversity recorded in the Palearctic and Nearctic regions (WAGNER *et al.*, 2007; OBOŇA *et al.*, 2015). The global diversity of the Dixidae family includes 197 known species, classified into nine genera. Species from *Dixa* and *Dixella* genera inhabit European waters (GREENWALT and MOULTON, 2016; MITRA *et al.*, 2016; ADLER and COURTNEY, 2019). Twenty species of the genus *Dixella* are reported for Europe (WAGNER, 2014).

Adults dixids are poor fliers concealed in overhanging vegetation near the water. They do not feed (PETERS and ADAMSKI, 1982; WAGNER, 2004; IVANKOVIĆ *et al.*, 2019). Among European dixids, larvae of the genus *Dixa* usually live in small to medium-sized streams with clear water and abundant coastal vegetation, with shade (IVKOVIĆ and IVANKOVIĆ, 2019). On the other hand, larvae of the genus *Dixella* occur on the edges of different types of small stagnant waters such as ponds, wetlands, lakeshores and bog pools (SAVARY, 1992; SALMELA

БИОГРАФИЈА

Предраг Симовић рођен је 25.10.1995. године у Новом Пазару. Основну школу и гимназију завршио је у Рашки. Школске 2014/2015. године уписује Основне академске студије Екологије на Природно-математичком факултету у Крагујевцу, које завршава са просеком 9,56. На истом факултету уписује Мастер академске студије, модул Општа екологија, и завршава са просеком 9,89. Током студија био је стипендиста Министарства просвете и Фонда за младе таленте Републике Србије (Доситеја). Добитник је награда факултета за постигнут успех на трећој и четвртој години основних студија. Школске 2019/2020. године уписује Докторске академске студије Биологије. Од избора у звање истраживач-приправник 25. 12. 2019. године, активно се бави научно-истраживачким радом у области хидробиологије, екологије и заштите вода. Био је ангажован у извођењу вежби на предметима Зоологија бескичмењака, Фауна слатководних екосистема, Основи хидробиологије и Морфологија и систематика бескичмењака. Усавршавао се у оквиру *Erasmus+* програма у Хрватској, Шпанији и Грчкој. Школске 2020/2021. године добија диплому као најбоље оцењен сарадник у студентској анкети. Учествовао је на пројекту AIAQUAMI (2022-2024), у оквиру програма *Идеје*, финансираног од стране Фонда за науку Републике Србије. На докторским студијама остварио је просек 9,83. Учествовао у изради планова управљања заштићеним подручјама и пројектима Центра за промоцију науке. На ICESA конференцији одржаној у Лисабону у новембру 2024. године добио је награду за најбоље презентовани рад. Објавио је једно поглавље у монографији од међународног значаја и шест научних радова у часописима са SCI листе: два рада у категорији M21a, један у M21, један у M22 и два рада у M23 категорији. Такође, аутор је три рада категорије M24 и 22 међународне и националне конференције.

ИЗЈАВА АУТОРА О ОРИГИНАЛНОСТИ ДОКТОРСКЕ ДИСЕРТАЦИЈЕ

Изјављујем да докторска дисертација под насловом:

„Процена рањивости крашких река са седреним баријерама на основу акватичних макробескичмењака“

представља *оригинално ауторско дело* настало као резултат *сопственог истраживачког рада*.

Овом Изјавом такође потврђујем:

- да сам *једини аутор* наведене докторске дисертације,
- да у наведеној докторској дисертацији *нисам извршио/ла повреду* ауторског нити другог права интелектуалне својине других лица,

У Крагујевцу, 28. 05. 2025. године,



потпис аутора

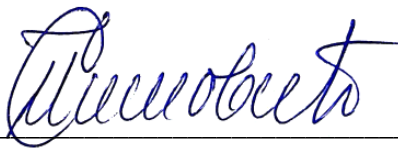
**ИЗЈАВА АУТОРА О ИСТОВЕТНОСТИ ШТАМПАНЕ И ЕЛЕКТРОНСКЕ ВЕРЗИЈЕ
ДОКТОРСКЕ ДИСЕРТАЦИЈЕ**

Изјављујем да су штампана и електронска верзија докторске дисертације под насловом:

**„Процена рањивости крашких река са седреним баријерама на основу акватичних
макробескичмењака“**

ИСТОВЕТНЕ.

У Крагујевцу, 28. 05. 2025. године,



потпис аутора

ИЗЈАВА АУТОРА О ИСКОРИШЋАВАЊУ ДОКТОРСКЕ ДИСЕРТАЦИЈЕ

Ја, Предраг М. Симовић,

☒

дозвољавам

☐

не дозвољавам

Универзитетској библиотеци у Крагујевцу да начини два трајна умножена примерка у електронској форми докторске дисертације под насловом:

Процена рањивости крашких река са седреним баријерама на основу акватичних макробескичмењака

и то у целини, као и да по један примерак тако умножене докторске дисертације учини трајно доступним јавности путем дигиталног репозиторијума Универзитета у Крагујевцу и централног репозиторијума надлежног министарства, тако да припадници јавности могу начинити трајне умножене примерке у електронској форми наведене докторске дисертације путем *преузимања*.

Овом Изјавом такође

☒

дозвољавам

☐

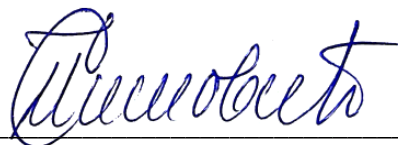
не дозвољавам¹

¹ Уколико аутор изабере да не дозволи припадницима јавности да тако доступну докторску дисертацију користе под условима утврђеним једном од *Creative Commons* лиценци, то не искључује право припадника јавности да наведену докторску дисертацију користе у складу са одредбама Закона о ауторском и сродним правима.

припадницима јавности да тако доступну докторску дисертацију користе под условима утврђеним једном од следећих *Creative Commons* лиценци:

- 1) Ауторство
- 2) Ауторство - делити под истим условима
- 3) Ауторство - без прерада
- 4) Ауторство - некомерцијално
- ⑤) Ауторство - некомерцијално - делити под истим условима
- 6) Ауторство - некомерцијално - без прерада²

У Крагујевцу, 28. 05. 2025, године,



потпис аутора

² Молимо ауторе који су изабрали да дозволе припадницима јавности да тако доступну докторску дисертацију користе под условима утврђеним једном од *Creative Commons* лиценци да заокруже једну од понуђених лиценци. Детаљан садржај наведених лиценци доступан је на: <http://creativecommons.org.rs/>