



УНИВЕРЗИТЕТ У КРАГУЈЕВЦУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ

Марија М. Јаковљевић

**Карактеристике популација и конзервациони
статус врсте *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) у
воденим екосистемима Србије**

Докторска дисертација

Крагујевац, 2025



UNIVERSITY OF KRAGUJEVAC
FACULTY OF SCIENCE

Marija M. Jakovljević

**Population characteristics and conservation status of
the species *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) in
the aquatic ecosystems of Serbia**

Doctoral Dissertation

Kragujevac, 2025

Аутор	
Име и презиме: Марија М. Јаковљевић	
Датум и место рођења: 29. 01. 1993. година, Нови Пазар, Србија	
Садашње запослење: истраживач-сарадник, Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу	
Докторска дисертација	
Наслов: Карактеристике популација и конзервациони статус врсте <i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782) у воденим екосистемима Србије	
Број страница: 155	
Број слика: 26 слика	
Број библиографских података: 372	
Установа и место где је рад израђен: Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу	
Научна област (УДК): Биолошке науке 574:597.45/.55(043.3)(497.11)	
Ментор: др Владица Симић редовни професор, Природно-математички факултет, Универзитет у Крагујевцу	
Број и датум одлуке Већа универзитета о прихватању теме докторске дисертације: Веће за природно-математичке науке, IV-01-352/4, 18. 05. 2022. године	

*Мојим родитељима
и
мом Андреју*

Захвалница

Посебну захвалност дугујем ментору, **др Владици Симићу**, редовном професору Природно-математичког факултета у Крагујевцу, који ми је подршком и указаним поверењем, омогућио приступ вишегодишњој бази података и тиме отворио врата свету еколошког моделовања. Ваша стручност, истраживачка посвећеност и спремност да поделите дугогодишње искуство са терена били су од кључног значаја за концептуализацију и реализацију ове докторске дисертације. Хвала Вам на отворености за нове приступе, подстицајним разговорима, смерницама и научно-креативној слободи коју сте ми пружили.

Велику захвалност дугујем и председнику комисије, **др Владимиру Ђурђевићу**, редовном професору Физичког факултета у Београду, који је несебично и са великим ентузијазмом поделио своје знање из области моделирања климатских промена, а које је значајно позиционирало климатске промене и аналитички приступ у овом истраживању. Хвала Вама и Вашим сарадницима на срдечној добродошлицы и пријатном боравку током посета Институту за метеорологију.

Захваљујем се и **др Милицы Стојковић Пиперац**, члану комисије и ванредном професору Природно-математичког факултета у Нишу, која је била упућена у концепт истраживања од самог почетка. Хвала Вам на издвојеном времену и сугестијама које су унапредиле коначни изглед дисертације.

Посебну захвалност упућујем **др Наташи Којадиновић**, члану комисије и научном сараднику Природно-математичког факултета у Крагујевцу, на посвећеном читању докторске дисертације и корисним саветима који су допринели финалном обликовању дисертације. Као колегиници из лабораторије, искрено сам захвална на подршци коју ми је указала током најранијих дана истраживачког пута.

Захвалност указујем и **др Снежани Симић**, редовном професору Природно-математичког факултета у Крагујевцу на интересовању за мој рад и пруженој шанси током студентских дана.

Искрено захваљујем **др Ани Петровић**, ванредном професору Природно-математичког факултета у Крагујевцу, на дугогодишњој сарадњи која датира још из студентских дана, као и на великој подршци, поверењу и охрабрењу током заједничког научно-истраживачког рада.

Колегама из Акваријума, Природно-математичког факултета у Крагујевцу, **др Симони Ђуретановић**, **др Милени Раденковић**, **др Тијани Величковић**, **др Невени Ђорђевић**, **др Александри Милошковић**, **Предрагу Симовићу**, **Алекси Цветковићу** и **Марини Николић**, захваљујем се на сарадњи и помоћи, заједничким тренуцима и лепим успоменама које ћу памтити. **Анрији Думановићу** се посебно захваљујем на великој помоћи током израде мапа са географским позицијама истраживаних локалитета. Колегама **Марку Влајковићу**, **Бојану Матејићу** и **Мирославу Бурчићу** хвала на свесрдној помоћи током теренских истраживања.

Мојој колегиници из студентске клупе затим и лабораторије, куми, **Маријани Николић**, хвала на свему што смо делиле и заједно прошле током ових 13 година. Хвала ти на искреном пријатељству, бодрењу и бритким разговорима којима смо надопуњавале једна другу, као и на немерљивој помоћи током техничког сређивања дисертације.

Не постоје речи којима бих се довољно захвалила мојим родитељима, **Мири и Младену**, који су се својски трудили да будем овде где сада јесам. Надам се и верујем да бисте били поносни и да нас са неба као анђели чувате. Мом деди **Раду**, хвала што си био посебан деда који је сваку од нас три умео да учини да се осећа јединствено и вољено. Мојим сестрама и најбољим другарицама, **Татјани и Милиц**, хвала што сте увек биле ту, веровале у мене, радовале се мојим успесима као да су ваши и трудиле се да научите која је то „мала риба“ и шта то сестра ради – благо сте.

Највећу захвалност дугујем мојој породици, супругу **Срђану** и сину **Андреју**. Срки, хвала ти што си био уз мене, бодрио ме и храбрио, веровао у мене можда више него ја сама понекад. Аки, мама због тебе опет верује.

Сваки родитељ највише верује у своје дете, зато ову дисертацију с љубављу посвећујем мојим родитељима и мом Андреју.

Марија Јаковљевић

АПСТРАКТ

Двопругаста уклија (*Alburnoides bipunctatus*, Bloch, 1782) је мала, реофилна врста рибе (fam. Leuciscidae), широко распрострањена у воденим екосистемима Србије. Насељава хетерогена станишта, укључујући и загађена. У појединим деловима ареала распрострањења, врста је критично угрожена иако глобално има статус LC (најмања забринутост). У овом истраживању анализиране су карактеристике популација и одговори на антропогене стресоре и климатске промене, с циљем процене конзервационог статуса двопругасте уклије у Србији. Истраживање је обухватило 71 реку у периоду 2003–2021. Резултати указују на стабилне популације са добром кондицијом, присутним позитивним алометријским растом и доминацијом млађих узрасних класа, што указује на репродуктивну стабилност упркос утицају стресора. Обрасци дистрибуције повезани су са температуром и квалитетом воде, уз толеранцију на повишене вредности електропроводљивости. Добијени налази допринели су развоју Clim компоненте за процену утицаја климатских промена. Врста представља модел-организам за проучавање утицаја антропогених стресора и климатских промена, као и потенцијални индикатор стања водених екосистема на локалном и регионалном нивоу. Интеграцијом у изворни ESHIPPOfishing развијен је ESHIPPOClim модел, који процењује отпорност и адаптивни потенцијал врсте. Модел омогућава процену утицаја појединачних стресора и тумачење сложених еколошких образаца. У циљу валидације структуре модела и унапређења предиктивне моћи примењени су алгоритми машинског учења. Двопругаста уклија је потврђена као поуздан индикатор, која брзим променама у понашању омогућава рано откривање промена у екосистему. Процењена отпорност и адаптабилност додатно наглашава значај врсте у мониторингу и очувању биодиверзитета у условима климатских и антропогених стресора.

КЉУЧНЕ РЕЧИ: двопругаста уклија (*Alburnoides bipunctatus*), популациона динамика и екологија, ESHIPPOClim еколошко моделовање, машинско учење, рибе као индикатори, антропогени стресори, климатске промене

ABSTRACT

The spirlin (*Alburnoides bipunctatus*, Bloch, 1782) is a small leuciscid, rheophilic fish species widely distributed across Serbian rivers, inhabiting heterogeneous freshwater habitats. Although globally listed as Least Concern (LC), its conservation status varies to vulnerable or critically endangered in some parts of its range. This study analyzed long-term population characteristics and ecological traits of spirlin in Serbian rivers (2003–2021) to assess its conservation status and evaluate its responses to anthropogenic and climatic stressors. Results indicate sustainable populations with good condition and vitality, positive allometric growth, and dominance of younger age classes, suggesting reproductive stability under cumulative environmental stressors. Spatial distribution patterns were associated with thermal regimes and water quality, with observed tolerance to elevated conductivity. These findings contributed to the development of a Clim component for assessing climate change impacts. Its integration into the original ESHIPPOfishing model resulted in an enhanced version ESHIPPOClim, enabling classification of species resilience and ecological responsiveness. The model also supports assessment of individual stressor effects and interpretation of complex ecological patterns. To validate the model and improve predictive performance, artificial intelligence tools and machine learning algorithms were applied. Spirlin is confirmed as a reliable indicator species, whose ecological flexibility and spatial responsiveness support early detection of ecological shifts. Spirlin's adaptability potential reinforces its value in data-driven freshwater monitoring and biodiversity conservation strategies under diverse environmental stressors including climate change.

KEYWORDS: spirlin (*Alburnoides bipunctatus*), population dynamics and ecology, ESHIPPOClim ecological modeling, machine learning, fish as early indicator, antropogenic stressors, climate change

САДРЖАЈ

1. Увод.....	1
1.1. Уводна разматрања и напомене	1
1.2. Објект истраживања – <i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	5
1.2.1. Преглед литературе.....	5
1.2.1.1. Класификација врсте	5
1.2.1.2. Систематска позиција и таксономске недоумице	6
1.2.1.3. Распрострањење врсте <i>A. bipunctatus</i>	7
1.2.3. Опште одлике о биологији и екологији врсте <i>A. bipunctatus</i>	8
1.2.3.1. Морфолошке карактеристике врсте	8
1.2.3.2. Тип и квалитет станишта	10
1.2.3.3. Карактеристике исхране и трофичке преференције	11
1.2.3.4. Репродуктивна биологија двопругасте уклије	12
1.2.3.5. Двопругаста уклија у саставу ихтиоценозе	12
1.2.4. Мотив истраживања	13
1.2.4.1. Историјски и актуелни конзервациони статус врсте	13
1.2.4.2. Антропогени стресори и климатске промене	16
2. Циљеви истраживања	20
3. Материјал и методе.....	21
3.1. Концепт истраживања.....	21
3.2. Истраживање реке и база података	22
3.3. Популациона динамика двопругасте уклије.....	27
3.3.1. Структура популација.....	27
3.3.2. Дужинско-тежински односи и кондициони фактор	28
3.3.3. Раст јединки	29
3.3.4. Стопа морталитета и степен експлоатације.....	30
3.3.5. Анализа утицаја параметара животне средине на популационе карактеристике	31
3.4. Утицај антропогених стресора и климатских промена на популационе карактеристике двопругасте уклије – развој ESHIPPOClim модела	33
3.4.1. Кратак преглед развојног пута ESHIPPO модела	33
3.4.2. Основа и развој ESHIPPOClim модела.....	34
3.4.2.1. Биолошке (ихтиолошке) компоненте модела	34
3.4.2.2. Компоненте антропогеног утицаја и климатских промена.....	38
3.4.2.3. Дизајнирање компоненте Clim.....	39

3.5. Еколошко моделовање помоћу ESHIPPOClim модела.....	43
3.6. Вишедимензионални приступ анализи трендова и флукуација компоненти ESHIPPOClim модела.....	46
3.7. Анализа међусобних односа и утицаја индикатора у оквиру компоненти ESHIPPOClim модела.....	46
3.8. Имплементација класификационих модела машинског учења за процену тачности и предиктивне моћи ESHIPPOClim модела.....	47
4. Резултати.....	49
4.1. Популациони параметри и параметри животне средине двопругасте уклије.....	49
4.2. Дужинско-тежински односи и кондициони фактор.....	50
4.3. Раст јединки, стопа морталитета и степен експлоатације.....	53
4.4. Интегративна анализа популационих и еколошких параметара двопругасте уклије.....	54
4.4.1. Резултати кластеризације и структурне анализе помоћу UMAP и Decision Tree.....	56
4.5. Резултати ESHIPPOClim еколошког моделовања.....	58
4.5.1. Прелиминарна анализа популационих карактеристика и корелација пре примене ESHIPPOClim еколошког моделовања	58
4.5.2. Климатски трендови у Србији: Промена температуре ваздуха, количине падавина и температуре воде	61
4.5.3. Приказ резултата анализа међусобних односа и утицаја компоненти модела ESHIPPOClim.....	63
4.5.3.1. Дефинисање одрживости популација у кластерима на основу UMAP и Decision Tree алгоритама	65
4.5.4. Ниво отпорности и еколошке прилагодљивости двопругасте уклије – ESHIPPOClim коначни резултати.....	66
4.5.5. Процена тачности и предиктивне способности ESHIPPOClim модела применом алгоритама машинског учења.....	76
5. Дискусија	80
5.1. Популационе карактеристике и прилагодљивост двопругасте уклије у воденим екосистемима Србије	80
5.1.1. Структура популација.....	80
5.1.2. Дужинско-тежински односи и Фултонов кондициони фактор двопругасте уклије.....	82
5.1.3. Образац и перформансе раста, морталитет и степен експлоатације двопругасте уклије	85
5.2. Дистрибуција и фактори средине који највише утичу на распрострањеност двопругасте уклије у Србији	86
5.3. Миграторно понашање и дистрибуција по надморској висини двопругасте уклије у контексту климатских и антропогених утицаја	87

5.4. Национални контекст и практичне импликације развоја нових алата у процени утицаја климатских промена	88
5.5. Улога двопругасте уклије у концептуализацији ESHIPPOClim модела	89
5.6. Унапређени ESHIPPOClim модел као алат за процену утицаја антропогених стресора и климатских промена – просторна интерпретација резултата и структурна дијагностика ESHIPPOClim модела	90
5.7. Ефекти антропогених стресора на популације двопругасте уклије	94
5.8. Ефекти климатских промена у националном контексту, утицај на слатководне екосистеме и популације риба	96
5.9. Двопругаста уклија као индикатор раних ефеката климатских промена у речним екосистемима Србије	100
5.10. Значај интеграције машинског учења и ESHIPPOClim еколошког моделовања у контексту предиктивног биомониторинга слатководних екосистема	101
5.11. Значај истраживања комерцијално безначајних врста риба	104
5.12. Препоруке за очување дугорочне одрживости популација двопругасте уклије у воденим екосистемима Србије.....	106
6. Закључци	109
7. Референце.....	113
8. Прилози	145

1. Увод

1.1. Уводна разматрања и напомене

Слатководни екосистеми су једни од најрањивијих и најугроженијих екосистема (Dudgeon *et al.*, 2006), под јаким антропогеним утицајем (Carpenter *et al.*, 2011) и изузетно осетљиви на климатске промене (Woodward *et al.*, 2010). Иако заузимају мање од 1% површине Земље, представљају дом за 10% до сада описаних животињских врста (Strayer & Dudgeon 2010), око 35% кичмењака и оквирно 50% рибљих врста (Stendera *et al.*, 2012), односно 18.932 рибљих врста према Fricke *et al.* (2023). Према последњем Извештају о стању планете (*енгл.* Nature's Living Planet Report, LPR) за 2024. годину који обухвата истраживања од 1970. до 2020. године, Светског фонда за заштиту природе (*енгл.* World Wild Fund for Nature, WWF) забележен је просечан пад популација слатководних врста од 85%, а број слатководних риба је опао за 81% (WWF, 2024), чак 6% више у односу на извештај из 2022. године.

Ефикасно управљање слатководним ресурсима је кључно за постизање циљева одрживог развоја, обезбеђивање и очување одрживог водоснабдевања (Panda & Sahu, 2019), стога су се научници и доносиоци одлука усмерили на развој нових методологија и идентификовања лако доступних врста риба као индикатора промена у екосистемима. Рибе као индикатори могу указати на реакције ихтиоценозе и динамику водених екосистема у односу на природне промене али и кумулативне антропогене стресоре (Simić *et al.*, 2022). Затим, могу представљати основу за разумевање стратегија прилагођавања топлијем свету (Rumpff *et al.*, 2010) и централни објект у процени и сагледавању размера утицаја климатских промена на водене екосистеме (Niedrist, 2023). У том контексту, рибе су се показале као добри индикаторски организми (Lenhardt *et al.*, 2019; Simić *et al.*, 2022; Pinna *et al.*, 2023) због своје величине тела, распрострањености и лаке идентификације (Hubbs, 1948; Radovich, 1961; Cushing, 1982). Поред тога, покретљивост и чулна перцепција омогућавају рибама брзу реакцију на промене у животној средини (Stephens *et al.*, 1988), чиме омогућавају процену размера еколошких промена у овим екосистемима.

Присуство и/или одсуство типичних врста карактеристичних за структуру одређене рибље зоне (Holt *et al.*, 2017), промене у бројности популација и/или врста (Ngor *et al.*, 2023), као и промене у локалним рибљим заједницама у контексту компензације и конкуренције у оквиру еколошких ниша – при чему су врсте у преклапајућим нишама (*енгл.* *overlapping*) у директној конкуренцији за ресурсе попут хране (Stephens *et al.*, 1988; Andrades *et al.*, 2021) – представљају добро успостављене типове индикатора повезаних са еколошким променама. Почетком 1980. године, Cushing (1982) је класификовао рибље врсте као „отпорне“ или „неотпорне, осетљиве“ у односу на еколошке промене. Отпорне популације риба су у стању да толеришу промене у животној средини без значајних флукуација у динамици (Stephens *et al.*, 1988). Усред убрзаних и интензивних осцилација еколошких промена, бројне врсте нису у стању да еволутивно довољно брзо одговоре и прилагоде се савременом темпу флукуација у животној средини (Radchuk *et al.*, 2019).

Реке и потоци су најзаступљенији слатководни екосистеми на територији Србије и највећим делом су притоке Дунава те највећи проценат припада Црноморском сливу (око 92%, 81.261 km²), док Јадранском сливу припада знатно мање (око 5%, 4.500 km²) и Егејском најмање (око 3%, 2.650 km²) (Gavrilović & Dukić, 2014). У оквиру Црноморског

слива налазе се речни системи Дунава, Тисе, Саве, Дрине, Колубаре, Велике Мораве и Тимока. Јадрански слив обухвата систем Белог Дрима, док Егејски слив чине системи Пчиње, Лепенца и Драговиштице (Urošev *et al.*, 2022).

Водени екосистеми Србије трпе значајне утицаје антропогених стресора који се огледају у фрагментацији и хидролошким изменама станишта, загађењу, неадекватном уносу алохтоних инвазивних врста и др. (Simić *et al.*, 2022). Поред тога, климатске промене доприносе додатној деградацији кроз пораст просечних температура ваздуха (Đurđević *et al.*, 2024) и промена у режиму падавина (Tošić *et al.*, 2023) што последично доводи до нарушавања природне динамике екосистема кроз раст температуре воде и смањења протока воде.

У оваквим условима интензивних промена у водама Србије, потреба за разумевањем адаптивних механизма врста постаје од кључног значаја за очување биодиверзитета и одрживо управљање воденим ресурсима (Simić *et al.*, 2022). Једна од врста која се истиче својом способношћу да опстане у различитим еколошким условима је двопругаста уклија (*Alburnoides bipunctatus*, Bloch, 1782). Припада породици кленова (fam. Leuciscidae) и представник је реофилне групе риба речних екосистема Европе. Карактерише је издужено, сребрнкасто тело са карактеристичне две тамне пруге које се протежу дуж бочне линије, по чему је и добила име (Breitenstein & Kirchhofer, 2000).

Насељава горње делове река које карактеришу умерени и брзи токови са шљунковитим и песковитим дном (Kottelat & Freyhof, 2007). Иако преферира чисте воде богате кисеоником, ова врста је забележена и у деловима водотокова са вишим степеном загађења (Breitenstein & Kirchhofer, 2000), што указује на одређени степен толеранције према нарушеним еколошким условима.

На територији Србије, двопругаста уклија је широко распрострањена у воденим екосистемима у оквиру Црноморског слива, обухватајући речне системе Дунава, Дрине, Колубаре, Велике Мораве и Тимока (Jakovljević *et al.*, 2023, 2024). У српској научној литератури, ова врста је често маргинализована, без дубље анализе њене еколошке улоге, популационих структура или реактивности на промене у окружењу. Често се помиње само као пратећа врста у истраживањима (Pančić, 1860; Šorić & Ilić, 1985; Janković & Krpo Četković, 1995; Živković & Jovanović, 2011; Stojković *et al.*, 2013; Simić *et al.*, 2022).

Као резултат поменутих дугорочних промена у воденим екосистемима Србије, двопругаста уклија је постала доминантнија у односу на друге врсте из примарне еколошке нише (зона поточне мрене), чак са тенденцијом продирања у друге делове река попут зоне пастрмке и речне мрене (Simić *et al.*, 2022) што указује на изузетну адаптабилност и способност опстанка у условима нарушене еколошке равнотеже (Jakovljević *et al.*, 2023, 2024).

Двопругаста уклија представља изузетан модел-организам за проучавање утицаја климатских промена и антропогених стресора на слатководне екосистеме, с обзиром на њену способност да насељава хетерогена станишта, опстане и прилагоди се условима различитог квалитета воде (Jakovljević *et al.*, 2023, 2024). Управо ова карактеристика чини је потенцијалним еколошким индикатором стања водених екосистема, при чему праћење стања ове врсте омогућава процену утицаја антропогених стресора и климатских промена на локалном и регионалном нивоу (Jakovljević *et al.*, 2024). Убрзо након резултата истраживања у оквиру ове студије, аутори Marszał & Smith (2024) објављују студију у којој такође истичу потенцијал врсте као индикатора у воденим екосистемима Пољске. Овај налаз је посебно занимљив за даље проучавање узимајући у

обзир да је двопругаста уклија угрожена врста у Пољској. Детаљнији приказ конзервационог статуса на глобалном нивоу и у Србији биће приказан у наставку.

У контексту истраживања, популациони приступ има важну улогу у разумевању динамике популација, јер пружа увид у величину, структуру и дистрибуцију, као и у репродуктивни потенцијал и морталитет врсте (Begon, Townsend, & Harper, 2006). Проучавање одређене врсте риба са популационог аспекта од суштинског је значаја, јер омогућава дубље разумевање сложених интеракција између биотичких и абиотичких фактора, при чему пружа увид у опште стање и стабилност слатководних екосистема (King, 2007). Рибе су веома осетљиве на промене у станишту и квалитету вода, те се често користе као индикатори у процени стања водених екосистема (Pinna *et al.*, 2023). Један од најважнијих квантитативних индикатора дугорочних промена у одређеном слатководном екосистему је присуство и абунданца једне или више типичних врста риба у структури рибљих зона (Tidu *et al.*, 2004; Begon, Townsend, & Harper, 2006).

Дугорочно праћење квантитативних популационих параметара риба, као што су абунданца, биомаса, просечна дужина и тежина тела, старост и распрострањење током дужег низа година, омогућава сагледавање образаца понашања врста у односу на услове у станишту током одређеног временског периода (Simić *et al.*, 2022). Јасно дефинисани обрасци понашања појединачних врста у заједници риба омогућавају идентификовање природних и антропогених фактора који обликују заједнице и трендове. Ово је посебно важно у контексту глобалних промена, где појединачни и кумулативни утицај антропогених стресора и климатских промена угрожавају опстанак многих врста (Brown, 1984; Brosse *et al.*, 2021). На пример, промене у популацијама риба могу сигнализирати нарушавање стабилности екосистема много пре него што се последице манифестују на нивоу екосистема (Cushing, 1982). Ови подаци су кључни за развој стратегија одрживог управљања воденим ресурсима, јер омогућавају благовремено деловање, спречавајући настанак катастрофа ширих размера.

Генетска истраживања риба, подстакнута напредком молекуларних технологија попут секвенцирања генома и генотипизације, доживела су експанзију последњих година и тако потиснула популациона истраживања риба (Luikart *et al.*, 2003; Allendorf, Luikart, & Aitken, 2013). Напредне технологије омогућиле су прецизно истраживање генетске разноликости, филогенетских односа и адаптивних потенцијала врста (Verhoeven & Ryhäjärvi, 2025), врло често на уштрб популационог аспекта. Генетска истраживања су постала атрактивнија јер пружају прецизно тумачење података, стандардизовану и универзално примењиву методологију (Ovenden *et al.*, 2015). Међутим, генетски подаци често нису довољни те недостатак популационог приступа може значајно отежати интерпретацију еколошких и еволутивних процеса. Занемаривање традиционалних популационо-ихтиолошких метода може имати озбиљне последице, јер генетска разноликост унутар популација може зависити од величине популација, образаца миграторног кретања и хетерогености станишта, што једино популациони приступ може адекватно објаснити (Frankham, 2005). На пример, врсте са високим генетским диверзитетом, али малобројним популацијама, могу бити осетљивије и под већим ризиком од изумирања на локалном нивоу (Allendorf *et al.*, 2013).

Еколошко моделовање се често користи за истраживање сложених односа између врста и симулацију њихових потенцијалних одговора на еколошке изазове (Roberts *et al.*, 2022). Овај приступ се заснива на принципу да се потенцијал врсте за суочавање са изазовима може предвидети на основу њених историјских еволутивних карактеристика (Harrod, 2016). Софистицирани модели, попут модела ESHIPPO, осмишљени су за

анализу дугорочних података, процењујући трендове биолошких индикатора док истовремено дефинише односе између врста или заједница и стресора. Овај приступ уједно омогућава процену нивоа одрживости циљаних врста (Simić *et al.*, 2007; 2014; 2015; 2022). Основни ESHIPPO модел састоји се од две квантитативне компоненте. Прва компонента процењује еколошку специјализацију (ES) циљаних таксона, вреднујући особине отпорности као што су станишне преференце, исхрана, животни циклус, величина тела и ниво глобалног ендемизма (Simić *et al.*, 2007). Друга компонента процењује утицај примарних антропогених стресора, дефинисаних акронимом HIPPO, и то: измене станишта (*енгл.* **H**abitat alterations), инвазивне врсте (*енгл.* **I**nvasive species), загађење (*енгл.* **P**ollution), раст популације (*енгл.* **P**opulation growth) и прекомерна експлоатација (*енгл.* **O**verexploitation) (Brennan & Withgott, 2005). Мултидимензионални ESHIPPO модел поједностављује комплексност на нивоу тростепене скале, што омогућава процену утицаја сваког фактора на индивидуалном нивоу и олакшава разумевање сложених еколошких образаца (Simić *et al.*, 2007).

Савремени трендови, пре свега интензивна дигитализација и доступност великих сетова података, омогућили су примену машинског учења, биоинформатике и геопросторне анализе у истраживању животне средине и слатководних екосистема (Zhu *et al.* 2022; Tarate *et al.*, 2024). Ови алати имају предност у виду ефикасног рада са нелинеарним сетовима података, при чему откривају скривене обрасце у подацима, чак и у условима високог степена неизвесности (Christin *et al.*, 2019). Са аспекта предвиђања еколошких промена, ове карактеристике су веома важне због благовремене идентификације промена у екосистемима (Christin *et al.*, 2019; SIB, 2024).

Екологија се на тај начин трансформише у интердисциплинарни и технолошки потковану науку, способну да интегрише теренске податке, климатске моделе, сателитске снимке (*енгл.* remote sensing) и биолошке индикаторе у циљу разумевања кумулативног утицаја антропогених и климатских стресора на животну средину (Ma *et al.*, 2014). Посебну вредност у том процесу имају модели машинског учења, који омогућавају препознавање скривених образаца у великим еколошким сетовима података, посебно у случајевима када недостају унапред дефинисане ознаке или референтне циљане вредности (*енгл.* labels, outputs, targets).

Иако је примена машинског учења у биомониторингу слатководних екосистема у Србији још увек у почетној фази, досадашња истраживања показују значајан потенцијал за интеграцију машинског учења у системе управљања водним ресурсима на националном нивоу. У том контексту, недавно истраживање на Дунаву је показало успешну примену више алгоритама машинског учења на подацима о присуству макрофита као биоиндикатора, у циљу предвиђања еколошког статуса реке (Krtolica *et al.*, 2023). Анализом 68 локалитета дуж обала Дунава и имплементацијом осам различитих модела машинског учења, постигнут је висок ниво тачности и поузданости у класификацији еколошког статуса на основу макрофита (Krtolica *et al.*, 2023). Овај приступ, не само да представља одрживо и економично решење, већ илуструје потенцијал машинског учења као допуне или алтернативе класичним методама мониторинга у условима ограничених ресурса и података (Krtolica *et al.*, 2023). У том контексту, дисертација је делом усмерена ка даљем развоју и примени иновативног, интердисциплинарног модела који обједињује еколошко моделовање и алгоритме машинског учења, са циљем унапређења предиктивног биомониторинга риба и слатководних екосистема у Србији (Jakovljević *et al.*, 2024).

1.2. Објекат истраживања – *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782)

1.2.1. Преглед литературе

1.2.1.1. Класификација врсте

Regnum – Animalia

Phylum – Chordata

Subphylum – Vertebrata

Classis – Osteichthyes

Subclassis – Actinopterygii

Infraclassis – Teleostei

Superordo – Ostariophysi

Ordo – Cypriniformes

Familia – Leuciscidae

Subfamilia – Leuciscinae

Genus – *Alburnoides* Jeitteles, 1861

Species – *Alburnoides bipunctatus* Bloch, 1782

Класификација двопругасте уклије (Fricke *et al.*, 2023, 2025).

Синоними за врсту према Eschmeyer *et al.* (2025) у електронској верзији Католага риба (енгл. Catalog of Fishes, electronic version).

- *Cyprinus bipunctatus* (Bloch, 1782)
- *Alburnus bipunctatus* (Bloch, 1782)
- *Abramis bipunctatus* (Bloch, 1782)
- *Aspius bipunctatus* (Bloch, 1782)
- *Leuciscus bipunctatus* (Bloch, 1782)
- *Spiralinus bipunctatus* (Bloch, 1782)
- *Alburnoides bipunctatus strymonicus* Shishkov (Chichkoff, 1940)
- *C. blockii* (Nau, 1787)
- *C. annoni* (Walbaum, 1792)
- *C. tinca notha* (Walbaum, 1792)
- *C. gronovii* (Bloch & Schneider, 1801)
- *C. sanderi* (Bloch & Schneider, 1801)
- *C. spiralin* (Lacépède, 1803)
- *C. punctatus* (Shaw, 1804)
- *C. riemling* (Hermann, 1804)
- *L. baldneri* (Valenciennes, 1844)

На званичној платформи Fishbase (база података о рибама), наводи се и млађи синоним *A. tzanevi*, признат као важећи у званичном Катологу риба у верзији од 5. јула 2022. године, последњи пут верификован 9. априла 2025. године, али је потребно додатно референцирање.

1.2.1.2. Систематска позиција и таксономске недоумице

Двопругаста уклија припада роду *Alburnoides* Jeitteles, 1861, који је широко распрострањен у рекама и језерима Евроазије. *A. bipunctatus* је први описао Marcus Elieser Bloch 1782. године, сврставајући је у род *Cyprinus*. Касније су је Heckel & Kner (1858) рекласификовали у род *Alburnus*. Врста је током времена била сврставана у различите родове, укључујући и род *Leuciscus*. У неким периодима, ова врста је била класификована као *L. bipunctatus*, а поједини аутори су описивали сличне врсте као *L. baldneri*, што указује на недоследност у класификацији. Ове таксономске недоумице су одражавале тадашње разумевање морфолошких и анатомских карактеристика врсте. Међутим, каснија истраживања и ревизије довеле су до промене у класификацији. Конкретно, Jeitteles је 1861. године описао нови род *Alburnoides* и означио *A. bipunctatus* као типску врсту тог рода. До скоро се род *Alburnoides* налазио у оквиру породице шаранки (fam. Cyprinidae). Данас, врста *A. bipunctatus* је призната као валидна врста у роду *Alburnoides*, у оквиру породице кленова (fam. Leuciscidae).

Дуго се сматрало да је род *Alburnoides* Jeitteles, 1861 монотипски, односно да има само једну типску врсту и то *A. bipunctatus*. Међутим, интензивна истраживања почев од 2000. године па надаље потврдила су да род није монотипског карактера (Bogutskaya & Coad, 2009; Coad & Bogutskaya, 2009; Bogutskaya, Zupančić & Naseka, 2010; Šanda & Milíkovský, 2012; Turan *et al.*, 2013, 2014; Geiger *et al.*, 2014). Према најновијим записима род сада броји преко 35 врста (Fricke, Eschmeyer & van der Laan, 2025). Данас, првобитни (шири) ареал распрострањења *A. bipunctatus* је знатно сужен и ограничен на подручје Европе (Ford, 2024).

*Таксономска напомена

У овој дисертацији коришћен је назив *A. bipunctatus* (Bloch, 1782) као важећи таксон за популације двопругасте уклије на територији Србије. Иако молекуларна истраживања (Stierandová *et al.*, 2016, Barbieri *et al.*, 2017) указују на потенцијално присуство више филогенетских линија у оквиру рода *Alburnoides*, укључујући и криптичне таксоне (нпр. линије L_IV и L_V) у сливу средњег и доњег Дунава који обухвата и Србију, њихов таксономски статус још увек није званично разјашњен. Анализирани ихтиолошки подаци у овом раду потичу из периода од 2003. године па надаље, у време када нису постојали доступни молекуларни подаци о евентуалним криптичним врстама на овом подручју. Поред тога, у националној и међународној литератури до данас не постоје свеобухватни систематски радови који су се генерално бавили морфолошком или еколошком анализом ових популација у Србији.

Међутим, у Црвеној књизи фауне V рибе Србије (2024) први пут се помињу таксони: *Alburnoides strymonicus* (Chichkoff, 1940) у сливу реке Драговиштице и њених притока (Егејски слив, општина Босилеград, Пчињски округ) и *Alburnoides thessalicus* (Stephanidis, 1950) у делу слива реке Пчиње (Егејски слив, Пчињски округ) (Nikolić, 2024), али без званичних налаза. Свакако, у овој дисертацији нису обрађиване популације из реке Драговиштице, а подаци из Пчиње прикупљени су у периоду који претходи првом документованом помињању врсте *A. thessalicus* у ихтиофауни Србије (Nikolić, 2024). Из тог разлога, у сврху методолошке доследности и упоредивости са постојећом међународном литературом, задржан је назив *A. bipunctatus*.

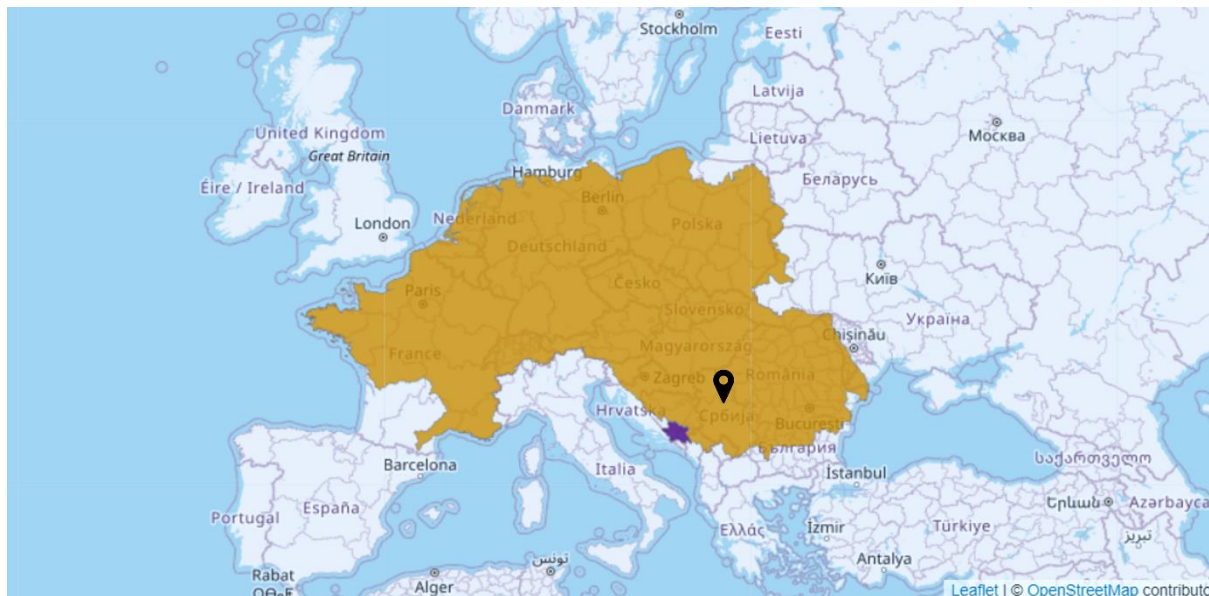
Треба напоменути да Каталог риба (енгл. Catalog of Fishes) (Eschmeyer *et al.*, 2025) препознаје *A. strymonicus* и *A. thessalicus* као валидне врсте, али не наводи њихову географску распрострањеност на територији Србије. Слично томе, према последњој

процени IUCN Црвене листе (Ford, 2024), врста *A. strymonicus* наведена је за подручја Бугарске, Грчке и Северне Македоније, а *A. thessalicus* само за Грчку и Северну Македонију. Ова неусаглашеност између националних и међународних извора, указују на потребу за даљим филогенетским, филогеографским и морфолошким истраживањима рода *Alburnoides*, што представља један од приоритета будућих научних активности.

1.2.1.3. Распрострањење врсте *A. bipunctatus*

Врсте из рода *Alburnoides* Jeitteles, 1861 су широко распрострањене у умереним евроазијским рекама и неким језерима. Насељавају воде сливних подручја Црног, Азовског и Северног мора, као и Каспијског језера и средњег тока реке Волге. Такође су присутне у делу слива Аралског мора, као и у сливовима река Еуфрат и Тигар. У Медитеранском региону, ареал обухвата реку Рону и многобројне мање реке у источном делу Француске до Ђенове у Италији. Врсте из рода *Alburnoides* насељавају Скадарско, Преспанско и Охридско језеро и мање реке у Албанији, као и реке источног дела Балканског полуострва и западне Анадолије, које се уливају у Егејско и Мраморно море.

A. bipunctatus је широко распрострањена у рекама Централне и Западне Европе које се уливају у Бискајски залив, као и у сливовима Северног, Балтичког, Средоземног и Црног мора (Слика 1). У Бискајском заливу и Северном мору, њен ареал се протеже од реке Шарант (Charente) у Француској до реке Елба (Elbe) у Немачкој. У Балтичком мору насељава подручје од реке Варнов (Warnow) у Немачкој до реке Висла (Vistula) у Пољској. Њен медитерански ареал ограничен је на јужну Француску, где је присутна у свим рекама од Од (Aude) до Аржанса (Argens), укључујући и систем реке Рона (Rhône) (Ford, 2024). У сливу Црног мора, врста је распрострањена у систему реке Дунав. Поред тога, ова врста је интродукована у систем реке Неретве у Босни и Херцеговини, највероватније из Саве, која припада сливу Дунава (Ford, 2024).



Слика 1. Ареал распрострањења врсте *A. bipunctatus* ограничен је на Европу. Означено место је позиција Србије на мапи. Жутом бојом означен је део распрострањења где је врста нативног карактера, аутохтона и стално присутна, а љубичастом бојом означен је део где је врста стално присутна али интродукована, алохтоног карактера. Преузето и модификовано према Ford, M. (2024) *Alburnoides bipunctatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2025-1.

1.2.3. Опште одлике о биологији и екологији врсте *A. bipunctatus*

1.2.3.1. Морфолошке карактеристике врсте

Врста *A. bipunctatus* (Слика 2) има неколико локалних назива, двопругаста уклија, плиска, зеленка, укљевица, при чему се најчешће користи назив двопругаста уклија. Обично достиже дужину између 7 и 8 cm, док према последњим изменама на званичној платформи Fishbase, забележена максимална дужина износи око 18,5 cm (Ergüden & Goksu, 2009). Ранијих година бележене су мање максималне дужине између 13 – 16 cm у зависности од региона (Lelek, 1987). Тело јој је бочно спљоштено, умерене дужине и висине. Бочна линија има карактеристичан изглед попут двоструког низа пора (тачкица), по чему је и добила латински назив. Вентрална страна тела је беличасте боје, док је дорзална пребојена браонкасто-зеленастим нијансама. У периоду мреста, карактеристична тамна линија која се протеже од шкрга до репа постаје изразито наранџасте боје. Број зрака у леђном перају креће се од 7 до 8; у аналном перају од 13 до 18; у абдоминалном перају од 9 до 10, а у репном перају 19 (Froese & Pauly, 2024).



Слика 2. Врста *A. bipunctatus* на терену. Фото: М. Јаковљевић

Карактеристике које јасно издвајају *A. bipunctatus* од сродних врста у Европи су анално пераје које има између 12 и 17½ разгранатих жбица, дужина њушке која је једнака или мања од пречника ока, пречник ока који је једнак интерорбиталном растојању и присуство терминалних уста (Froese & Pauly, 2024). Наранџаста боја на почетку леђног и аналног пераја (Слика 2) разликује двопругасту уклију од врста из рода *Alburnus* (Kottelat & Freyhof, 2007).

Веома је тешко проценити на основу спољашњих карактеристика да ли се ради о мужјаку или женки. На терену се пол не може поуздано одредити уколико јединке нису у периоду мреста (Breitenstein & Kirchhofer, 2000). Према појединим ауторима, мужјаци имају дуже леђно пераје (Papadol & Cristofor, 1980), док су женке знатно теже и дуже од мужјака истог узрасног доба (Etessami, 1982).

Живи у јатима. Храни се ларвама и адултима инсеката, као и раковима и дијатомејама (Bacillariophyta). Мрест траје током маја и јуна, најчешће на шљунковито-песковитој подлози (Simonović, 2001). Мрести се у малим групама и полаже јаја дубоко у шљунак у деловима река са брзим протоком воде. Карактерише је порциони мрест, што значи да женке не испуштају целокупну икру одједном, већ у више наврата током периода мреста, углавном на 15 дана. На Слици 3 је приказан пример излова јединки *A. bipunctatus* из јата.



Слика 3. Приказ излова јединки *A. bipunctatus* из јата. Фото: М. Јаковљевић

1.2.3.2. Тип и квалитет станишта

Ова ситна, јатна и реофилна врста насељава потоке и мање реке у брдским пределима, показујући преференцију ка бистрој, текућој води са високим садржајем кисеоника и подлогом која се састоји од песка, шљунка, облутка или већег камења (Breitenstein & Kirchhofer, 2000). Представља типичну врсту која насељава доње делове салмонидног региона, односно горње делове мренског региона где је вода релативно брза, чиста и богата кисеоником (Huet, 1949; Lusk, 1995). Према доступним подацима, насељава и станишта на изразито високим надморским висинама, тако је још 1972. године констатовано да насељава делове и до 2100 mnnv (Dadikyan, 1972). Брзина протока воде и концентрација кисеоника су кључни фактори за одабир станишта (Keresztessy, 1996). Уколико су услови физичко-хемијских параметара испуњени и станишта хетерогена, јединке могу да живе дуж целог речног тока (Skóra, 1972). У зависности од развојног стадијума, али и сезонског аспекта, двопругаста уклија има различите станишне преференције и захтева хетерогеност станишта. На пример, утврђено је да млађе јединке преферирају мирније воде, док са растом и старењем преференце иду у корист бржих водотокова (Saladin, 1998). Јединке у првој години живота (енгл. Young Of the Year, YOY) често се налазе у приобалним зонама са споротекућом или стајаћом водом и потопљеним структурама као што су оборене гране или стабла. Такође, током летњих месеци борави у отвореним водама, док у току зимског периода преферира заклоњене делове, са нижим нивоом воде (Ettesami, 1982). Присутно је и мигрирање ка горњим деловима водотокова током и након мреста (Breitenstein & Kirchhofer, 2000).

Углавном насељава део реке са шљунковито-песковитим дном (Kottelat & Freyhoff, 2007). Messmer & Lehmann (1994) наводе прецизне димензије супстрата од 0,07 до 8 mm, што се подудара са податком да насељава речни ток са шљунковито-песковитом подлогом (Skóra, 1972). Супротно, Saladin (1998) и Lelek (1987) указују да двопругаста уклија насељава камениту подлогу (пречник од 64 до 250 mm). Свакако да подлога зависи од дела речног тока који насељава двопругаста уклија и испуњености свих неопходних услова. Током јувенилног стадијума, јединке бирају мирније делове са каменито-шљунковитом подлогом, а касније како расту и развијају се, колонизују брже сегменте са ситнијим дијаметром супстрата (Breitenstein & Kirchhofer, 2000). Различити фактори као што су конкуренција за храну и станиште, присуство или одсуство предатора, састав ихтиоценозе и други еколошки услови у великој мери утичу на распрострањење двопругасте уклије. Због тога је изузетно тешко прецизно одредити на којој дубини воденог стуба ова врста обично борави (Breitenstein & Kirchhofer, 2000). На пример, у Аустрији, у рекама са максималном дужином од 45 cm, двопругаста уклија се најчешће налази у воденом слоју између 15 и 25 cm (Kainz & Gollmann, 1990).

Поред одговарајућег типа супстрата, брзине протока воде и дубине воде, кључан фактор је квалитет воде. *A. bipunctatus* живи у водама које достижу максималну температуру 24 °C, а минимални садржај кисеоника 7 mg/l (Breitenstein & Kirchhofer, 2000). У прегледу литературе, наводи се температура од 27 °C као максимална забележена температура воде у којој *A. bipunctatus* може да опстане (Breitenstein & Kirchhofer, 2000). Треба нагласити да рибе бирају скровита места и дубље слојеве воде током високих температура. Двопругаста уклија насељава водене токове богате кисеоником и реке које нису загађене, мада постоје документовани налази о присуству у загађеним деловима река, што је веома интересантно са научног аспекта. Наиме, Breitenstein & Kirchhofer (2000), наводе присуство двопругасте уклије у реци Тур (Tur) која је загађена токсичним тешким металима. Korte *et al.* (1997) бележе сличне резултате током испитивања реке Дњестар (Dniester).

1.2.3.3. Карактеристике исхране и трофичке преференције

Двопругаста уклија се храни различито, у зависности од присуства и доступности одређене хране у станишту (Breitenstein & Kirchhofer, 2000). Бескичмењаци представљају главну компоненту исхране двопругасте уклије (Losos *et al.*, 1980; Piria *et al.*, 2005; Abbasi *et al.*, 2013). На основу истраживања реке Јихлава у Чешкој Републици (Jihlava), двопругаста уклија се храни фауном дна, док су рачићи, фрагменти макрофита као и икра риба заступљени само у траговима (Losos *et al.*, 1980). У реци Миловштици у источној Србији, главна компонента у исхрани двопругасте уклије су водени цветови (Trichoptera) и хирономиде (Chironomidae) (Filipović & Janković, 1978). У рекама Зујевина и Љубина (притоке реке Босне, Босна и Херцеговина) дефинисана је као зоофаг, где се исхрана базира на планктонским и нектонским организмима (Vuković, 1968; Vuković & Ivanović, 1971). Највећи удео у исхрани адултих јединки имају инсекти из реда Diptera, и то породица Chironimidae, као и Simuliidae (Skora, 1972). На основу садржаја цревног тракта двопругасте уклије, Marszal *et al.* (2018) груписали су плен у 10 категорија, и то: Chironomidae, Simuliidae, остале диптере, Trichoptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Heteroptera, Plecoptera, неидентификовани објекти, Crustacea. Од свих 10 категорија, најзаступљеније су биле породице Chironomidae и Coleoptera, док су најмање заступљене биле Plecoptera и Heteroptera.

Генерално, налази говоре у прилог томе да се адултне јединке двопругасте уклије интензивније хране ларвама Coleoptera, које су доступне у отвореним водама, што свакако захтева већу снагу и енергију јединки. Док мање јединке имају ограничену способност пливања и маневрације пленом, те углавном преферирају ларве Chironomidae, Ephemeroptera и Plecoptera (Breitenstein & Kirchhofer, 2000; Marszal *et al.*, 2018). Не постоји релевантан податак за исхрану ларви двопругасте уклије. Сматра се да се ларве двопругасте уклије хране макروهетаацијом и детритусом, а касније прелазе на храну анималног порекла (Pelz, 1986).

Двопругаста уклија у релативно стабилним условима низијских река, у поређењу са планинским рекама, показује степен специјализације у исхрани инсектима који живе у вертикалном воденом стубу (Losos *et al.*, 1980). У истој студији, истакнуто је да је онтогенетски развој двопругасте уклије, како у погледу типа исхране, тако и у избору станишта, директно повезан са процесом полног сазревања (Losos *et al.*, 1980; Marszal *et al.*, 2018). Резултати сличних истраживања усмеравају конзервационе напоре ка реинтродукцији ове врсте у природна станишта, као што су вијугаве реке са хетерогеним стаништима, која се одликују варијацијама у брзини протока воде, типу супстрата и присуству природних заклона (Marszal *et al.*, 2018).

Супротне и веома интересантне резултате добили су Treer *et al.* (2006). Наиме, анализирали су цревни тракт двопругасте уклије из мренског региона реке Саве у Хрватској и забележили сасвим другачији тип исхране, где су најдоминантнији таксони у исхрани алге дијатомеје (Bacillariophyta) и зелене алге (Chlorophyceae), док су бескичмењаци дефинисани као „случајан налаз“ у веома малом броју. Сличне резултате приказао је и Seifali (2012) анализом исхране двопругасте уклије, где су алге чиниле чак 87%, а инсекти осталих 13% цревног садржаја.

Сумарно, зависно од величине тела и старосног узраста јединки, двопругаста уклија показује степен специјализације у исхрани фауном дна, пре свега инсектима. Дужина цревног тракта двопругасте уклије је прилично кратка (Vuković, 1982), што указује на прилагођеност варења хране животињског порекла (Wootton, 1998). Иако постоје подаци о исхрани двопругасте уклије биљном компонентом, двопругаста уклија се сматра

врстом која је специјализована за исхрану бескичмењацима (Allan & Castillo, 2007). У овом контексту, квантитативна процена доступности хране у природним условима и повезивање са постојећим литературним подацима пружају информације за ефикасно одређивање погодних станишта за реинтродукцију врсте у регионима где је то потребно.

1.2.3.4. Репродуктивна биологија двопругасте уклије

Двопругаста уклија достиже полну зрелост након друге године живота (2+). Код полно зрих јединки, у периоду припреме за мрест, на телу се јављају карактеристичне беле квржице и изразито наранџаста боја у бази пераја (Kottelat & Freyhof, 2007). Према литературним подацима, период мреста је продужен и обухвата месеце од маја до краја јуна (Mann, 1996), при чему су визуелни знаци репродуктивне активности најизраженији почетком јуна, када температура воде прелази 17 °C (Polačik & Kováč, 2006).

Ову врсту карактерише такозвани порциони мрест (Bless, 1996). Током прве фракције икре, женка избацује више од четвртине полног садржаја, а преостала икра се ослобађа у наредне три до четири порције у размаку од око 15 дана (Breitenstein & Kirchhofer, 2000). Papadol & Cristofor (1980) су у Румунији констатовали висок репродуктивни потенцијал ове врсте уз напомену да се мрест може поновити до четири или чак пет пута током једне сезоне.

Према Balon (1975, 1981) и Polačik & Kováč (2006), двопругаста уклија припада литофилним врстама које се мресте на отвореном супстрату и не показују родитељско понашање, односно не чувају икру. Икра се одлаже у интерстицијалне просторе унутар шљунковите или камените подлоге, где захваљујући адхезивним вилима остаје фиксирана. Ови вили, распоређени по целој површини икре, на крајевима су благо разгранати, што омогућава јаку адхезију и спречава померање свеже положене икре (Glechner *et al.*, 1993).

Погодна места за мрест су брзи делови речних токова (Bauch, 1961; Ladiges & Vogt, 1979; Lelek, 1987), при чему Skora (1972) истиче да је брзина протока воде важнија од самог типа супстрата. Оптималан проток за мрест креће се од 0,1 до 0,5 m/s (Messmer & Lehmann, 1994; Mann, 1996), док је температурни опсег повољан за репродукцију између 14 и 24 °C (Pelz, 1986; Mann, 1996). Температуре ниже од 12 °C онемогућавају почетак мреста.

Просечан број оплођених јаја варира од 800 до преко 3000 по јединки (Fatio, 1882; Papadol & Cristofor, 1980; Šorić & Ilić, 1985). Икра је жућкасто-беле боје, округлог облика, пречника од 1,8 до 2,1 mm (Glechner *et al.*, 1993). Величина и број јаја могу варирати у зависности од телесне масе, дужине и узраста женки, као и од трофичког статуса.

1.2.3.5. Двопругаста уклија у саставу ихтиоценозе

Поред бројних спољашњих фактора као што су морфологија терена, квалитет воде и доступност природне хране, на присуство или одсуство двопругасте уклије утичу и природни биотички фактори, пре свега присуство предаторских врста. На основу истраживања у Аустрији, предаторске врсте као што је пастрмка (*Salmo trutta*, Linnaeus, 1758) негативно утиче на бројност двопругасте уклије, јер је активно користи у исхрани (Kainz & Gollmann, 1990). Аутори наводе да у пречнику од 1 до 2 метра око пастрмке готово да нема присутне ситне рибе.

Двопругаста уклија је изразито јатна врста. Формирање јата омогућава ефикасније проналажење хране и представља значајан облик заштите од предатора (Berg *et al.*, 1989).

Овакво понашање доприноси повећаном степену опстанка ове врсте, посебно у подручјима изложеним хидролошким флукуацијама (Skóra, 1972; Lusk, 1998).

У оквиру реофилних зона у воденим екосистемима Србије, двопругаста уклија је члан комплексних ихтиоценоза у којима су често заступљене поред пастрмке и друге реофилне врсте као што су пеш (*Cottus gobio*, Linnaeus, 1758), поточна мрена (*Barbus balcanicus*, Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi, 2002), пијор (*Phoxinus phoxinus*, Linnaeus, 1758), затим клен (*Squalius cephalus*, Linnaeus, 1758), бодорка (*Rutilus rutilus*, Linnaeus, 1758), бркица (*Barbatula barbatula*, Linnaeus, 1758) (Simić *et al.*, 2022). У тим заједницама, двопругаста уклија најчешће заузима положај секундарног конзумента, хранећи се ларвама водених инсеката (Filipović & Janković, 1978; Losos *et al.*, 1980; Marszał *et al.*, 2018), чиме игра значајну улогу у трансферу енергије између нижих трофичких нивоа и виших нивоа односно предатора.

1.2.4. Мотив истраживања

1.2.4.1. Историјски и актуелни конзервациони статус врсте

Током прошлог века, популације двопругасте уклије биле су стабилне, те се сматрала врстом са широким ареалом распрострањења (Kottelat & Freyhof, 2007). У том периоду забележена је у великом броју на својим природним стаништима. Међутим, током друге половине XX века дошло је до значајног погоршања њеног конзервационог статуса, чак до те мере да се у појединим деловима Европе сматра угроженом врстом са ризиком од изумирања (Lelek, 1987; Herzig-Straschil, 1991). Период драстичног пада бројности у популацијама двопругасте уклије по регионима подудара се са интензивним индустријским развојем у већини земаља.

Угрожен статус двопругасте уклије у Европи прелиминарно је истакао Lelek (1987), а увршћена је на листу угрожених врста према Бернској конвенцији о очувању европске дивље флоре и фауне из 1979. године у оквиру Прилога III, заштићена фауна (Breitenstein & Kirchhofer, 2000). На глобалном нивоу, према категоризацији Међународне уније за заштиту природе (енгл. The International Union for Conservation of Nature, IUCN), ова врста је према процени из 2011. била означена као „најмања забринутост“ (енгл. Least Concern, LC), затим током 2022. и делом 2023. године била је означена као „није процењивана“ (енгл. Not Evaluated, NE). Међутим, према најновијој процени из 2024. године, рекласификована је као „најмања забринутост“ (LC), али са нагласком на постојање локалне угрожености и недовољно података за процену популационог тренда. Према IUCN критеријумима, локални фактори угрожавања обухватају регулацију речних токова, загађење различитог порекла, као и порибљавање горњих токова река пастрмским врстама (www.iucnredlist.org).

Увидом у доступну литературу, уочено је се статус ове врсте у различитим земљама разликује од оног на глобалном нивоу. У Табели 1 налази се списак земаља и конзервациони статус двопругасте уклије, са посебним освртом на земље где врста није категорисана као LC.

Табела 1. Резимиран конзервациони статус врсте двопругаста уклија по појединачним земљама фокусирајући се на оне где врста није означена као „најмања забринутост“ (*енгл.* Least Concern, LC). Приказани су статус угрожености према IUCN категоризацији, извор и година процене, као и кратак преглед узрока угрожености и примењених мера заштите.

Држава	Статус*	Извор статуса и година	Узроци угрожености	Мере заштите
Немачка	Скоро угрожена (NT)	Национална црвена листа (2023) према Friedrichs-Manthey <i>et al.</i> , 2024	Историјски пад због хидромелиорација и загађења; тренутно опоравак у неким подручјима. Према Jedicke, 1997 Угрожена (EN).	Заштита станишта (побољшање квалитета вода); правни режим националне заштите.
Словачка	Скоро угрожена (NT)	Национална црвена листа (2001) према Hensel & Mužik, 2001	Ограничена распрострањеност; Узроци су уређење корита река и загађење.	Законска заштита; мониторинг популација и очување чистих река.
Швајцарска	Рањива (VU)	Национална црвена листа (2022) према OFEV / CSCF (éd.) 2022	Популације су у опадању; изоловане у неколико река и језера. Узроци: регулација водотокова и загађење, Угрожена (EN) претходно према Kirchhofer, 1998.	Заштићена законом; препоручен појачан мониторинг и очување преосталих станишта.
Мађарска	Угрожена (EN)	Национална оцена (1996) према Keresztessy, 1996	Опадање због деградације станишта, регулација водотокова и унос непогодних врста.	Правни режим националне заштите; очување речних станишта.
Аустрија	Угрожена (EN)	Национална црвена листа (1997) према Spindler, 1997	Смањење популација услед регулације водотокова и загађења.	Правни режим националне заштите; мониторинг стања популација.
Пољска	Угрожена (EN)	Национална црвена листа (2009) према Marszał & Błońska, 2015	Захтева чисте текуће воде; локално нестаје због еутрофикације и других типова загађења.	Правни режим националне заштите; мониторинг и смањење загађења.
Холандија	Критично угрожена (CR)	Национална црвена листа (1998) према De Nie, 1998	Врло мали део популације; нестанак услед интензивне регулације водотокова, загађења и губитка станишта.	Строга законска заштита (<i>заштићена врста</i>); планови за обнову станишта.
Чешка	Критично угрожена (CR)	Национална црвена листа (2005) према Wohlgemutgh, 1996; Lusk <i>et al.</i> , 1998, Chobot & Němec, 2017	Драстичан пад у западним деловима земље (река Лаба); узроци су лош квалитет воде и непланско уношење пастрмке.	Строго заштићена врста; обнова станишта и разматрање репопулације.

* Скоро угрожена – NT Near Threatened; Рањива – VU Vulnerable; Угрожена – EN Endangered; Критично угрожена – CR Critically endangered.

У суседним земљама, стање популација двопругасте уклије је стабилно. У Хрватској је забележен тренд пораста бројности *A. bipunctatus* у реци Сави у односу на резултате из касних седамдесетих година (Habeković *et al.*, 1990; Habeković & Popović, 1991; Habeković *et al.*, 1997; Treer *et al.*, 2006). Подаци о локалном статусу поклапају се са подацима на глобалном нивоу, те је према IUCN листи статус угрожености *A. bipunctatus* у Хрватској дефинисан као „најмања забринутост“ (енгл. Least Concern, LC) (Treer *et al.*, 2006). Аутори студије наводе да је, упркос осетљивости ове врсте, примећен пораст бројности јединки у популацијама након престанка рада рудника, што указује на потенцијал врсте да међу првима насели претходно напуштена станишта у случају побољшања услова (Treer *et al.*, 2006). Слично, двопругаста уклија је била ретко присутна у реци Лише(*Lixhe*) у Белгији до 2009. године, нарочито у делу где се налазе рибље стазе, при чему се у наредним годинама бележио драстичан раст у броју уловљених јединки, са повећањем од чак 1100% у одређеним годинама у односу на периоде најслабије заступљености (Benitez *et al.*, 2022).

Истраживања реке Неретве у Босни и Херцеговини указују на присуство *Alburnoides* sp. 1 *sensu*, декларишући је истовремено и као инвазивну врсту (Vukić *et al.*, 2019). Према претходним пописима рибљих врста у Неретви, нема белешки о присуству врста из рода *Alburnoides* (Glamuzina *et al.*, 2013), тако да је ово уједно и први налаз у Неретви.

Према IUCN категоризацији, двопругаста уклија је на територији Србије дефинисана такође као „најмања забринутост“ (LC) (Simonović, 2001). Степен угрожености на националном нивоу се поклапа са глобалним нивоом угрожености, иако се на локалном нивоу уочавају разлике. На територији Србије *A. bipunctatus* представља недовољно истражену врсту, те је врло мали број радова посвећен искључиво овој врсти.

Иако врста не захтева хитне и интензивне мере очувања због своје релативно широке распрострањености, она се у Србији ипак формално налази на списку заштићених дивљих врста (Прилог II, „Сл. гласник РС“, бр. 5/2010, 47/2011, 32/2016, 98/2016). Такав нормативни оквир указује на њену препознату еколошку вредност и заснива се на глобалном концепту да конзервациони статус двопругасте уклије варира на националном нивоу.

Са друге стране, у појединим европским државама, као што су Швајцарска, Холандија и Чешка, *A. bipunctatus* је локално угрожена, а у неким случајевима и критично угрожена (Табела 1), што указује на просторну варијабилност у степену притиска на популације. Те разлике потврђују потребу за детаљним регионалним проучавањем стања врсте, посебно у делу ареала који обухвата Балканско полуострво, где је научна и конзервациона пажња углавном усмерена на економски значајније или ендемичне врсте. Са аспекта очувања биодиверзитета, посебно је важно нагласити да у земљама попут Швајцарске и Немачке, где је *A. bipunctatus* у претходним деценијама бележила озбиљан пад бројности, популације показују знаке опоравка управо захваљујући доследној примени правне националне заштите и очувању речних станишта (Табела 1). Ови позитивни примери указују на значај интегрисаних приступа у управљању заштићеним врстама који комбинују нормативне оквире са конкретним мерама очувања станишта.

1.2.4.2. Антропогени стресори и климатске промене

Поред конзервационог статуса, врста поседује и више биолошких и еколошких карактеристика које је чине погодном за улогу индикаторске врсте, попут мале телесне величине, брзог раста, кратког животног века, изражене морфолошке прилагодљивости и осетљивости на деградацију станишта (Breitenstein & Kirchhofer, 2000; Seifali, 2012).

Према бројним извештајима и студијама деградација и губитак станишта, неконтролисана, намерна и/или ненамерна експлоатација водних ресурса, унос инвазивних врста, загађење, климатске промене и болести су главни разлози драстичног пада слатководног биодиверзитета (Dudgeon *et al.* 2006, Reid *et al.* 2019; Tickner *et al.*, 2020, Sayer *et al.*, 2025).

У светлу све чешћих мултифакторских утицаја, укључујући наведене антропогене стресоре и климатске промене, проучавање врсте *A. bipunctatus* може допринети бољем разумевању адаптивног потенцијала врсте али и динамике водених екосистема. Jakovljević *et al.* (2023, 2024) су објавили прве опсежне студије о популацијама ове врсте у воденим екосистемама Србије. Детаљна истраживања дугогодишњих карактеристика популација двопругасте уклице (Jakovljević *et al.*, 2023) посебно су показала осетљивост водених екосистема на климатске промене, те је климатским променама, као важном еколошком фактору, посвећена изузетна пажња у овој дисертацији.

Интеракције између антропогених активности и утицаја повезаних са климатским променама значајно угрожавају слатководне екосистеме, укључујући биодиверзитет, квалитет воде и генерално еколошки статус (Brosse *et al.*, 2021; Huang *et al.*, 2021). Континуиране промене у климатским обрасцима појачавају ефекте присутних антропогених активности као што су загађење, риболов изван законске регулативе, уношење алохтоних/инвазивних врста, прекомерна употреба водених ресурса, изградња брана и промена намене коришћења земљишта у близини водених екосистема, итд. (Dudgeon, 2019; Reid *et al.*, 2019; Ghosh *et al.*, 2020; Simić *et al.*, 2022; Zeng *et al.*, 2022; Makki *et al.*, 2023). Климатске промене се рефлектују кроз пораст просечне температуре ваздуха и дугорочно измењеном режиму падавина, што резултира све чешће присутним екстремним временским догађајима и непредвидивим климатским обрасцима (Huang *et al.*, 2021).

Будуће пројекције климатских промена предвиђају повећање температуре за приближно 1.5 °C до 2050. године и чак 4 °C до краја овог века према сценарију (RCP8.5) „сценарио интензивног загревања без мера ублажавања“ у случају изостанка смањења емисије штетних гасова (Shivanna, 2022). Штавише, постоје докази да ће ти критични глобални прагови температуре ваздуха бити достигнути већ до 2035. године (Diffenbaugh & Barnes, 2023).

Пораст температуре воде у слатководним екосистемама има сложене и међусобно повезане последице које се манифестују кроз непосредне физиолошке ефекте на водене организме и посредне промене у структури и функционисању екосистема (Ghosh *et al.*, 2020). На индивидуалном нивоу, загревање воде убрзава метаболичке процесе код риба, повећавајући потребу за кисеоником управо у условима када је његова растворљивост у води снижена (Pörtner & Farrell, 2008). То доводи до стреса, смањења кондиције, поремећаја у расту, мресту и преживљавању јувенилних стадијума (Ficke *et al.*, 2007;

Comte & Olden, 2017; Bănađuc *et al.*, 2020). Поред тога, повећана температура утиче на репродуктивне циклусе и може пореметити фенологију врста, што доводи до несразмера између потреба врста и доступности ресурса (Heino *et al.*, 2009). Већина аутохтоних врста прилагођена је специфичним термалним и фотопериодним условима који покрећу хормоналне механизме неопходне за мрест (Ficke *et al.*, 2007). Такви фенолошки поремећаји посебно погађају врсте које имају уски температурни опсег за размножавање и високу специфичност станишта (Ficke *et al.*, 2007; Heino *et al.*, 2009; Comte & Olden, 2017).

Посредно, загревање доводи до смањења концентрације раствореног кисеоника, промене трофичких односа, интензивирања еутрофикације и ширења термофилних, често инвазивних врста (Rahel & Olden, 2008; Heino *et al.*, 2009). Такође, топлије воде погодују већој активности патогена и паразита, што додатно угрожава здравље водених организама (Marcogliese, 2008). Укупно посматрано, климатско загревање воде нарушава равнотежу слатководних екосистема, угрожавајући биодиверзитет, стабилност заједница и дугорочну одрживост популација. Када су у питању односи живог света и новонасталих, измењених услова у стаништима, суочавамо се са ситуацијама које немају аналогију са дешавањима у прошлости, те је потребно брзо делање у контексту мера ублажавања (митигације) и адаптација у циљу заштите и одрживости слатководних екосистема.

Неколико међународних, европских и регионалних оквира, као што су Конвенција о биолошкој разноврсности (CBD) (<https://www.cbd.int/convention/text>), Оквирна конвенција Уједињених нација о климатским променама (UNFCCC) (<https://unfccc.int/>), Међувладина научно-политичка платформа за биодиверзитет и екосистемске услуге (IPBES) (<https://www.ipbes.net/>), Оквирна директива о водама Европске уније (2000/60/EC) (WFD, 2000), Стратегија ЕУ за биодиверзитет до 2030. године (https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030_en), Организација за храну и пољопривреду УН (FAO) (<https://www.fao.org/home/en>), као и Међународна комисија за заштиту реке Дунав (ICPDR) (<https://www.icpdr.org/>), имају кључну улогу у промовисању и подршци иницијатива усмерених на сузбијање и ублажавање утицаја климатских промена на слатководне екосистеме.

Тренутно не постоји стандардизован методолошки оквир за процену осетљивости слатководних врста риба на климатске промене, што представља значајан контраст у односу на већ успостављене методолошке оквире развијене за морске екосистеме (нпр. Climate Vulnerability Assessment, CVA) (<https://www.fisheries.noaa.gov/data-tools/climate-vulnerability-assessment-tool>). Истраживачки напори су углавном усмерени ка морским екосистемама, углавном због њиховог економског значаја и глобалне релевантности. Ова неуравнотеженост указује на критичан јаз у разумевању утицаја климатских варијација на слатководне врсте и наглашава потребу за хитним развојем одговарајућих евалуационих алата прилагођених овим екосистемама посебно имајући у виду осетљивост слатководних екосистема на климатске промене. Иако је IUCN развила оквир за процену осетљивости на климатске промене, он је намењен ширем спектру таксона, укључујући и копнене организме, те је као такав тешко примењив за слатководне врсте риба (IUCN, 2016). Ово ограничење умањује ефикасност шире примене овог оквира у решавању специфичних изазова са којима се суочавају

слатководне врсте у контексту текућих климатских промена.

Регион Централног Балкана (коме припада Србија) је препознат као „врућа тачка“ (енгл. „hotspot“) биодиверзитета у оквиру Медитеранског басена (Vagenas *et al.*, 2022), а истовремено је високо осетљив на климатске промене. Сматра се да ће Централни Балкан претрпети значајне климатске промене што га чини једним од најугроженијих региона у југоисточној Европи (Stojković *et al.*, 2019). Иако Србија располаже климатским подацима још од краја XIX века¹, у литератури се често анализира период последње деценије ради сагледавања савремених трендова и актуелног интензитета климатских промена (МОЕР, 2010, 2017; Vuković *et al.*, 2018a; Đurđević *et al.*, 2018, 2024; Vuković Vimić *et al.*, 2022; Životić & Vuković Vimić, 2022; Stošić *et al.*, 2023, 2024; Tošić *et al.*, 2025; Lazić *et al.*, 2025). Према резултатима досадашњих мерења, Србија се већ загрева брзином од приближно 1,8 °C, што представља око 60% брже повећање температуре у односу на глобални просек од 1,1 °C у поређењу са преиндустријским периодом од 1961. до 1990. године (UNDP, 2020; WMO, 2021).

Србија се налази у прелазној зони између централне и јужне Европе, где различити климатолошки модели често дају супротне пројекције будућих промена у средњим падавинама, што отежава формулисање поузданих закључака и разумевање просторних и временских образаца (Đurđević *et al.*, 2024). Ипак, све већи број истраживања екстремних временских догађаја у Србији указује на пораст учесталости и интензитета екстрема, како у виду обилних падавина, тако и изражених суша, што је у складу са регионалним трендовима климатских промена (Đurđević *et al.*, 2024). Према пројекцијама до краја XXI века, очекује се пораст тродневних екстремних падавина, што значајно повећава ризик од поплава, нарочито у централним деловима земље (Tošić *et al.*, 2025). Симулације потврђују да климатске промене већ имају утицај на екстремне падавинске догађаје, а у будућности ће тај утицај бити још израженији. Посебан фокус новијих истраживања, усмерен је на примену података високе просторне резолуције E-OBS ради анализе индекса суше SPEI (Đurđević *et al.*, 2024). Аутори посебно издвајају SPEI индекс за месец август, који се показао као поуздан индикатор дугорочног тренда ка сушнијим условима током топлијег дела године, што може да има директне импликације на водни биланс. У том контексту, и екстремне падавине и продужене суше представљају озбиљан утицај на водни режим, било кроз повећан ризик од поплава, било услед дуготрајног дефицита воде у хидролошком систему. Додатно, екстремне промене у падавинама и режиму отицања могу довести до модификација водотока, повећања мутноће и ремећења геоморфолошке структуре слатководних екосистема (Mitra *et al.*, 2023).

Као потписница и активна чланица бројних међународних директива, споразума и организација, Република Србија се обавезала да очување биодиверзитета интегрише у све релевантне националне политике, спроводи процене утицаја климатских промена на екосистеме и примењује стратегије адаптивног управљања природним ресурсима. Као

¹ Метеоролошка опсерваторија у Београду основана је 1887. године, на иницијативу и под руководством професора Милана Недељковића, и представља почетак организованог климатског и метеоролошког мониторинга у Србији. Више информација доступно је на званичном сајту Републичког хидрометеоролошког завода Србије: <https://www.hidmet.gov.rs/latin/orhnmz/istorija.php> (приступљено 5. маја 2025).

корак напред, Србија је усвојила проактивне мере укључујући Закон о климатским променама (Сл. гласник РС, бр. 26/2021) уз нови Програм прилагођавања на измењене климатске услове за период од 2023. до 2030. године са Акционим планом од 2024. до 2026. године, који је ступио на снагу у децембру 2023. године. Поред анализе климатских промена у Закону, кључну улогу имају и анализе утицаја и препоруке адаптација у оквиру девет приоритетних сектора, а то су: пољопривреда, шумарство, биодиверзитет, инфраструктура, урбанизам, енергетика, водни ресурси, здравље и смањење ризика од катастрофа.

У овим стратешким документима означено је да су на националном нивоу познати утицаји климатских промена на биодиверзитет генерално, али нису урађене конкретне процене рањивости и ризика (Сл. гласник РС, бр. 26/2021). Такође, наглашено је да су водени екосистеми системски проблем, те да не постоје подаци, односно научна истраживања о утицају климатских промена на слатководне екосистеме и врсте риба. Недостатак релевантних података представља кључну препреку у спровођењу ефикасних мера адаптације од стране државе у контексту утицаја климатских промена на водене екосистеме и ихтиофауну, а самим тим и реализацију усвојеног плана Адаптација. Према наводима у Зеленој агенди за Западни Балкан, у условима интензивних климатских промена, губитак водних ресурса биће трајна претња по Србију (Европска комисија, 2020).

Очигледне климатске промене су интензивирале ионако неповољну ситуацију у погледу различитих загађивача вода у Србији (Simić *et al.*, 2022) Испуштање непречишћене воде из више од 50% индустријских објеката у животну средину је забрињавајуће, с обзиром да се пречишћава само 16% отпадних вода (Milošковић & Simić, 2023; Sunjog *et al.*, 2019). Тешки метали, поред других загађивача из урбаних, индустријских, пољопривредних и рударских вода, представљају једне од главних загађивача водених екосистема Србије (Teodorović, 2009).

Услед поменуте високе осетљивости на глобалном нивоу, слатководни екосистеми добијају све већи значај у развоју нових програма и стратегија отпорности (Haldar *et al.*, 2023). Рибе горњих и хладнијих токова река, попут двопругасте уклице, су под високим ризиком од утицаја климатских промена. У овим деловима река последице климатских промена су екстремно високе температуре воде, изражен пораст температура ваздуха у планинским пределима, смањење снежног покривача, измене у режиму и типу падавина (Young *et al.*, 2018). Горњи речни токови представљају рефугијуме „скровишта“ за миграторне врсте риба за потребе мреста или оне рибе које се повлаче у више делове водотока услед пораста температуре воде (Isaak & Young, 2023). Очекује се значајан пад бројности и распрострањености типичних реофилних врста риба као што је пастрмка (*Salmo trutta*, Linnaeus, 1758) и њених пратећих врста пеш (*C. gobio*), пијор (*P. phoxinus*) на глобалном нивоу (Santiago *et al.*, 2016), као и на националном нивоу (Simić *et al.*, 2022). Ниска термичка толеранција ових осетљивих врста риба, у комбинацији са синергијом између антропогених и климатских утицаја, може довести до замене врста. Овакве промене у окружењу могу довести до фаворизовања врста које су потенцијално отпорније на драстичне промене у односу на осетљивије врсте, што би имплицирало каскадно нарушавање стабилности у рибљим заједницама и екосистемима (Stephens *et al.*, 1988).

2. Циљеви истраживања

С обзиром на изражен статус угрожености на глобалном нивоу и убрзани губитак природних станишта двопругасте уклије (*A. bipunctatus*, Bloch 1782) у Европи, као и на недостатак циљаних истраживања аутекологије ове врсте у воденим екосистемима Србије, **примарни циљ** ове докторске дисертације је свеобухватна и систематизована анализа вишегодишњег стања популација врсте *A. bipunctatus* у воденим екосистемима на територији Србије. Циљ је да се утврде виталност, одрживост, отпорност и конзервациони статус ове врсте у контексту синергистичког дејства дугорочних антропогених стресора и климатских промена.

У оквиру примарног општег циља, издвајају се следећи **специфични циљеви**:

- Евалуација и испитивање просторних и временских флукуација кључних квантитативних популационих параметара укључујући средњу дужину тела, средњу тежину тела, абунданцу, биомасу и реалну продукцију;
- Одређивање старосне структуре популација на основу узрасних класа;
- Детерминисање дужинско-тежинских односа, кондиционог статуса, образаца раста јединки и стопе укупне тренутне смртности, укључујући природну и риболовну стопу морталитета, као и степен експлоатације.
- Анализа утицаја параметара животне средине (надморска висина и физичко-хемијски параметри) на варијабилност популационих параметара, уз нагласак на регионалне/локалне специфичности и адаптивну способност врсте.
- Истраживање просторне и временске динамике популација у односу на еколошке услове уз идентификовање кључних параметара животне средине који обликују динамику популација.
- Карактеристике популација двопругасте уклије као основа за одабир врсте као модел-организма за унапређење ESHIPPOfishing и развој ESHIPPOClim модела, као алат за процену отпорности и еколошке прилагодљивости слатководних риба на климатске промене и антропогене стресоре.
- Имплементација развијеног еколошког модела ESHIPPOClim ради процене отпорности и адаптивног потенцијала двопругасте уклије у условима синергистичког дејства више стресора.
- Интеграција алгоритама машинског учења у процес еколошког моделовања ради идентификације кључних предиктора који обликују динамику и одрживост популација и тестирања предиктивне тачности модела.
- Класификација ризика за локалне популације, кроз анализу просторних и еколошких детерминанти које условљавају стабилност или угроженост популација на одређеном станишту.
- Евалуација потенцијала двопругасте уклије као индикаторске врсте (*енгл.* „early warning system“) за праћење иницијалне фазе еколошких промена у слатководним екосистемима.
- Формулисање препорука за очување дугорочне одрживости и стабилности популација врсте на основу добијених научно-утемељених сазнања.

3. Материјал и методе

3.1. Концепт истраживања

Концепт истраживања у оквиру ове докторске дисертације представља свеобухватну анализу карактеристика популација двопругасте уклије (*A. bipunctatus* Bloch, 1782) и њених реакција (одговора) на различите еколошке услове, уз интеграцију традиционалних ихтиолошких метода и савремених приступа еколошког моделовања. Истраживање је реализовано у два међусобно уско повезана сегмента.

Први део истраживања фокусиран је на процену популационих карактеристика кроз кључне квантитативне параметре, укључујући средњу дужину тела, средњу тежину тела, абунданцу, биомасу и реалну продукцију. Затим одређивање старосне структуре, обрасца (темпо) раста, као и стопе смртности и експлоатације, с обзиром на њихову кључну улогу у дефинисању општег стања и отпорности врсте. Детаљно је анализиран утицај срединских фактора на поменуте параметре, како би се идентификовали главни покретачи просторне и временске динамике популација. Посебан нагласак стављен је на регионалне специфичности врсте и њен адаптивни потенцијал у односу на променљиве еколошке услове, што је од кључног значаја за процену одрживости популација двопругасте уклије и дефинисање конзервационог статуса у воденим екосистемима Србије.

Други део истраживања заснива се на примени савремених метода еколошког моделовања и алгоритама машинског учења ради високо сензитивне анализе динамике популација двопругасте уклије и фактора који условљавају њену дугорочну одрживост. У овом делу, традиционални приступи процене популационих параметара допуњени су предиктивним моделима, омогућавајући сложену анализу утицаја еколошких стресора на популације.

Добијени резултати из првог дела послужили су као основа за развој и примену модела **ESHIPPOClim**, који представља унапређену верзију постојећег модела **ESHIPPOfishing** (Simić *et al.*, 2014). ESHIPPOClim модел интегрише нову компоненту Clim посебно осмишљену за ефикасну процену утицаја климатских промена. Нова верзија модела интегрисала је вишедимензионалне податке о популационим карактеристикама, антропогеним стресорима и климатским променама уз примену машинског учења за идентификацију кључних фактора који обликују популациону динамику двопругасте уклије. Важно је нагласити да су добијени резултати популационих анализа истакли двопругасту уклију као репрезентативан модел-организам у проучавању одговора риба на еколошке стресоре.

Просторно-временска анализа омогућила је интегралну процену отпорности и прилагодљивости врсте, што је послужило као основа за дефинисање њеног адаптивног потенцијала и конзервационог статуса у различитим еколошким контекстима. Добијени резултати допринели су дефинисању потенцијала ове врсте као раног индикатора еколошких промена укључујући и климатске промене (eng. *early warning system*).

Овакви резултати постављају основу за унапређење предиктивних модела у еколошком моделовању, који имају потенцијал да постану кључни инструменти у савременом мониторингу и адаптивном управљању воденим екосистемима.

3.2. Истраживане реке и база података

Ова докторска дисертација је обухватила анализу вишегодишњих података о популацијама двопругасте уклије из укупно 71 реке, и то из 70 река у оквиру Црноморског слива (шест речних сливова: Велика Морава, Западна Морава, Јужна Морава, Дрина, Колубара/Сава и Тимок) и две директне притоке Дунава, као и реке Пчиње у сливу Вардара који припада Егејском сливу (Табела 2). Просторни распоред река приказан је на Слици 4.

У првом делу истраживања популационих карактеристика анализиране су популације двопругасте уклије из 61 реке (Табела 2) покривајући период од 2010. до 2021. године. Укупно је анализирана 3041 јединка двопругасте уклије.

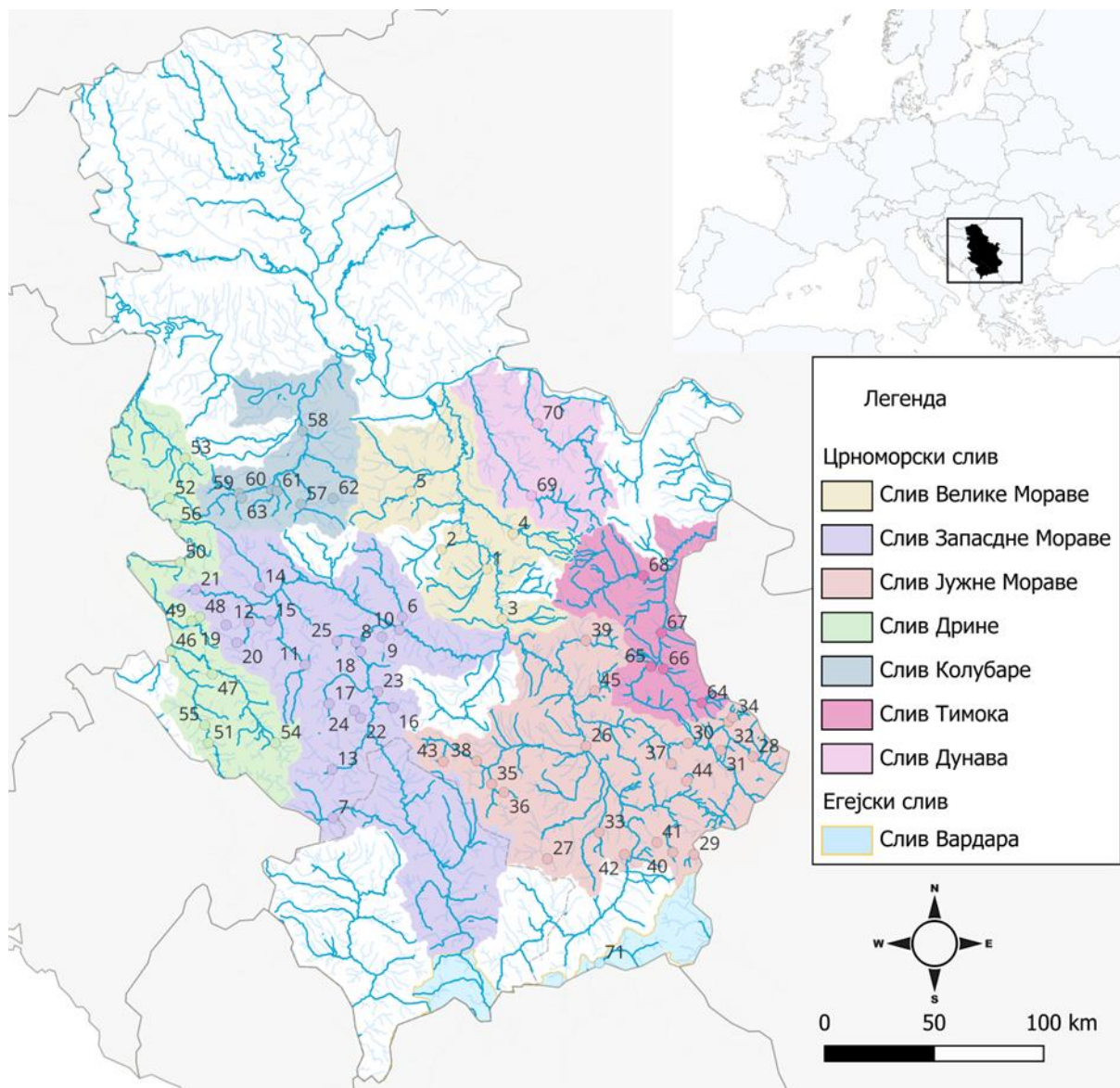
За потребе дизајнирања и имплементације ESHIPPOClim модела, у другом делу истраживања обухваћено је 55 река током периода од 2003. до 2021. године (Табела 2). Нису узете у обзир реке које нису имале континуиране податке о популацијама двопругасте уклије и где није било могуће пратити тренд.

Табела 2. Списак истраживаних река за потребе анализе карактеристика популација и дефинисања конзервационог статуса двопругасте уклије у Србији. Табела садржи редни број и назив реке у оквиру речног слива, географске координате и ознаку у ком делу истраживања су коришћени подаци о двопругастој уклији.

Број	Река/локалитет	Географске координате	I део	II део
Слив Велике Мораве				
1.	Лугомир	43°57'21.05" N, 21°17'12.73" E	-	+
2.	Осаоница	44°02'07.76" N, 21°01'36.47" E	+	-
3.	Велика Морава	41°07'51.43" N, 21°10'49.06" E	-	+
4.	Ресава	44°06'02.00" N, 21°26'14.0" E	-	+
5.	Јасеница	44°16'25.9" N, 20°51'11.0" E	+	+
Слив Западне Мораве				
6.	Гружа	43°45'34.44" N, 20°48'19.86" E	+	-
7.	Ибар	42°55'57.24" N, 20°25'14.04" E	+	+
8.	Лопатница	43°39'14.88" N, 20°32'41.10" E	+	+
9.	Рибница	43°40'37.86" N, 20°41'27.42" E	+	+
10.	Западна Морава	43°42'22.20" N, 20°47'26.40" E	+	+
11.	Ивањичка Моравица	43°33'39.11" N, 20°15'31.12" E	+	+
12.	Велики Рзав	43°43'52.52" N, 19°56'13.59" E	+	+
13.	Рашка	43°07'52.92" N, 20°24'51.96" E	+	+
14.	Скрапеж	43°52'42.30" N, 19°59'41.70" E	+	
15.	Црни Рзав	43°44.380' N, 20°03.411' E	+	+
16.	Јошаничка	43°23'12.38" N, 20°45'18.42" E	+	+
17.	Студеница	43°24' 1.32" N, 20°23' 42.25" E	+	+
18.	Магличка	43°36'59.08" N, 20°34'18.59" E	+	+
19.	Приштавица	43°44.581' N, 19°55.018' E	+	+
20.	Катушница	43°38'52.41" N, 19°52'7.67"E	+	+
21.	Ђетиња	43°51'47.2" N, 19°37'47.9" E	-	+
22.	Брвеница	43°20'39.92" N, 20° 34' 19.8" E	+	-
23.	Гокчаница	43°27'09.4" N, 20°40'07.9" E	+	-
24.	Градачка	43°22'26.71" N, 20° 32' 12.9" E	+	-
25.	Толишница	43°39.518' N, 020°26.253' E	+	-
Слив Јужне Мораве				
26.	Јужна Морава	43°13'33.75" N, 21°50'27.02" E	+	+
27.	Јабланица	42°45'48.0" N, 21°37'11.2" E	+	+
28.	Височица	43°10'15.6" N, 22°46'48.9" E	-	+
29.	Јерма	42°46.527' N, 22°26.255' E	+	+
30.	Нишава	43°13.889' N, 022°24.832' E	+	+
31.	Добродолска	43°12'03.8" N, 22°35'56.2" E	+	+
32.	Топлодолска	43°19'0.83" N, 22°38'38.51" E	-	+
33.	Вучјанка	42°52.221' N, 21°54.562' E	+	+
34.	Темштица	43°20'09.7" N, 22°40'09.9" E	+	+
35.	Косаница	43°04'20.7" N, 21°18'34.4" E	+	+
36.	Проломска	43°02'16.5" N, 21°22'41.1"E	+	+
37.	Коритничка	43°08'57.9" N, 22°19'08.3" E	+	+

Табела 2. Наставак.

38.	Топлица	43°10'03.6" N, 21°13'33.8" E	+	+
39.	Сокобањска Моравица	43°39'31.0" N, 21°50'45.3" E	-	+
40.	Власина	42°47.072' N, 22°19.196' E	+	+
41.	Рупска	42°55'16.02" N, 22°8'49.79" E	-	+
42.	Јастребачка	42°46'43.11" N, 22°3'20.76" E	-	+
43.	Луковска	43°09'58.5" N, 21°02'12.4" E	+	-
44.	Лужница	43°04'33.9" N, 22°24'13.8" E	+	-
45.	Топоничка	43°27'10.8" N, 21°53'36.8" E	+	-
Слив Дрине				
46.	Увац	43°36.539' N, 19°29.707' E	+	+
47.	Радоњска	43°31.020' N, 19°44.041' E	+	+
48.	Бијеле Воде	43°45'3.73" N, 19°39'26.86" E	+	-
49.	Семегњевска	43°43'58.66" N, 19°36'40.36" E	+	-
50.	Дрина	43°58.447' N, 19°32.493' E	+	+
51.	Лим	43°14.050' N, 19°43.072' E	+	+
52.	Љубовиђа	44°14'11.4" N, 19°28'26.9" E	+	+
53.	Јадар	44°24'08.8" N, 19°33'34.3" E	-	+
54.	Вапа	43°14'16.7" N, 20°05'38.4" E	+	+
55.	Грачаница	43°18'30.6" N, 19°41'45.2" E	+	-
56.	Трешњица	44°07.730' N, 19°30.681' E	+	-
Слив Колубаре/Саве				
57.	Љиг	44°13.2034' N, 20°13.59112' E	+	+
58.	Колубара	44°31'17.49" N, 20°13'44.26" E	+	+
59.	Обница	44°15.689' N, 19°52.250' E	+	+
60.	Колубарска Лепеница	44°16.669' N, 20°03.373' E	+	+
61.	Рибница Колубарска	44°16'22.7" N, 20°5'15.42" E	+	+
62.	Качер	44°14'41.8" N, 20°24'36.2" E	+	+
63.	Градац	44°14.593' N, 19°53.074' E	+	-
Слив Тимока				
64.	Црновршка	43°23.802' N, 022°29.767' E	+	-
65.	Сврљишки Тимок	43°32.943' N, 22°12.735' E	+	+
66.	Трговишки Тимок	43°32'18.1" N, 22°16'60.0" E	+	+
67.	Бели Тимок	43°41.217' N, 22°16.498' E	+	+
68.	Црни Тимок	43°55'22.8" N, 22°10'35.8" E	+	+
Директне притоке Дунава				
69.	Млава	44°15.396' N, 21°32.584' E	+	+
70.	Пек	44°33.148' N, 21°34.841' E	+	+
Слив Вардара				
71.	Пчиња	42°20.017' N, 21°54.231' E	+	+



Слика 4. Географски распоред истраживаних водених екосистема у Србији. Редослед на мапи одговара нумерацији река у Табели 2.

Вишегодишњи подаци који датирају од 2003. до 2021. године су били основа дисертације. Највећи део података је прикупљен приликом израде Планава управљања рибарским подручјима на територији Србије које су део научно-стручних активности Центра за рибарство и конзервацију биодиверзитета копнених вода, Акваријум, Крагујевац. Такође, подаци који датирају до 2011. године су похрањени у базу Биодиверзитет акватичних екосистема Србије, *ex situ* заштита (BAES *ex situ*) <http://baes.pmf.kg.ac.rs>. (Simić *et al.*, 2006). Додатно, теренска истраживања су спроведена током 2019. и 2020. године (Слике 5 и 6). Локације узорковања су били делови водотока, ширине од 3 до 5 m и дубине мање од 1,5 m (пример локалитета приказан на Сlici 6). Рибе су узорковане техником електрориболова (апарат Aquatech GI 1.300; 2,6 Kw; 80 – 470 V, 70 Hz; AquaTech, Kitzbuehel, Austria). Процедура електрориболова спроведена је методом „цик-цак” узорковања дуж трансекта од 50 m (исти трансект је узоркован два пута) према стандарду SRPS EN 14011:2003 (EC, 2003, Justus, 2008). Након излова, за сваку јединку су мерене стандардна дужина (SL, cm) и тотална дужина (TL, cm), као и

тежина (W, g) са тачношћу до 1 mm и 0,01 g. Такође, јединке су разврстане на класе према различитим дужинама. Након мерења, јединке су враћене у воду.

На свим локалитетима бележени су подаци о географским координатама и надморској висини (GARMIN's, eTrex®, Legend, Olathe, USA), ширини речног корита и дужини линије трансекта (ласерски даљинометар UNI-T LM50, HVAC Tools, Australia). Такође, мерени су основни физичко-хемијски параметри квалитета воде, и то: температура воде (T, °C), pH, електропроводљивост (EC, $\mu\text{s}/\text{cm}^3$) и тврдоћа воде (H, CaCO_3) помоћу инструмента HANNA HI-98130, концентрација (DO, mg/L) и сатурација (D, %) кисеоника помоћу преносивог инструмента Mettler Toledo SevenGo Pro, USA.



Слика 5. Теренски рад. Фото: Б. Матејић



Слика 6. Примери неких локалитета где су узорковане популације двопругасте уклије.
Фото: М. Јаковљевић.

3.3. Популациона динамика двопругасте уклије

3.3.1. Структура популација

Структура популација двопругасте уклије анализирана је кроз више квантитативних популационих параметара на сваком истраживаном локалитету током различитих година истраживања (Прилог 1). Вредности средње дужине тела (L , cm) као и средње тежине тела (W , g) израчунате су као просечна вредност измерених тоталних дужина и тежина на одређеном локалитету. Ове вредности су и основа за даљи прорачун главних квантитативних популационих параметара, пре свега абунданце (Ab , N/km), биомасе (B , kg/km) и реалне продукције (P , kg/km²). Абунданца и биомаса су израчунате на основу бројности и тежине јединки двопругасте уклије и изражене према километру речног тока, при чему је трансект износио 50 m за сваки локалитет.

Реална продукција је процењена методом према Чапману (Chapman, 1971) и представља пораст биомасе у одређеном периоду. Метода обухвата прорачун параметара: биомаса јединки одређеног годишта (B_t), средња вредност биомасе између различитих годишта (B , $\Delta t = t + 1 - t$), број јединки датог годишта (nt), као и коефицијент прираста тежине међу годиштем t и $t + 1$ (G). Укупна биомаса датог годишта се израчунава $B_t = N_t \times wt$.

Просечна биомаса између два годишта рачуна се као $B = (B_t + 1 - B_t) \times 2 - t$, док коефицијент прираста масе узима у обзир просечне масе јединки између два годишта $G = (\ln wt + 1 - \ln wt) \times \Delta t - 1$. Коначно, продукција између два годишта се рачуна као $P = G \times B$. Кад се на овај начин израчуна продукција између свака два годишта вредности се сабирају и сума (ΣP) представља укупну годишњу продукцију биомасе односно ихтиомасе.

Узрасна структура је одређена анализом дужинских фреквенција свих анализираних јединки користећи анализу модалне прогресије (*енгл.* modal class progression analysis) примењујући индекс сепарације (*енгл.* separation index) већи од 2 како би се добила смислена диференцијација и спречило преклапање (Jaćimović *et al.*, 2019). Ова метода се заснива на идентификацији и праћењу модалних (пиковних) вредности у дистрибуцији дужина јединки рибе током времена. Упркос могућности преклапања између узрасних класа према дужинским фреквенцијама, примена ове методе се показала као изузетно успешна код врста које релативно кратко живе а брзо достижу полну зрелост попут двопругасте уклије (Isely & Grabowski, 2007; Grabowski *et al.*, 2012). Такође, анализа је погодна за примену код великог сета података као што је случај у овој докторској дисертацији, где због природе података (подаци датирају од 2010. године) није могуће применити анализу старости риба помоћу отолита.

Узрасна структура популација двопругасте уклије је сумирана (тотални узорак, број свих истраживаних јединки током свих година) и приказана графички, где су узрасне класе распоређене на x оси, док је процентуална заступљеност сваке узрасне класе представљена на y оси.

3.3.2. Дужинско-тежински односи и кондициони фактор

Анализа дужинско-тежинских односа извршена је на основу измерених вредности тоталне дужине (TL, cm) и тежине тела (W, g) за 3041 јединку двопругасте уклије. Алометријски однос између тоталних дужина и тежина процењен је за осам подузорака који представљају сваку годину узорковања (2010, 2011, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020 и 2021. годину), као и за тотални узорак узимајући у обзир све јединке изловљене током различитих година како би се проценио општи популациони статус. Представљен је и опсег кретања тоталних дужина као и тежина према истом принципу. Дужинско-тежински односи израчунати су према експоненцијалној функцији:

$$W = a \times L^b$$

а која у логаритамској форми има облик:

$$\log W = \log a + b \times \log L$$

где W представља тоталну тежину (g), a константу (исечак на y оси), L тоталну дужину тела (cm) и b фактор алометрије према Ricker (1975). Уколико је добијена вредност фактора алометрије једнака броју три ($b = 3$) тада говоримо о *изометријском начину раста*, вредност фактора b мања од три ($b < 3$) указује на *негативан алометријски раст*, насупротив *позитивном алометријском расту* који се одређује уколико је вредност фактора b већа од три ($b > 3$). Одступајуће вредности (*енгл.* outliers) су детектоване графичким приказом логаритамски трансформисане тежине у односу на логаритамски

трансформисану дужину и искључене су из даље анализе (Marinović *et al.*, 2016). Степен корелације између варијабли процењен је помоћу коефицијента детерминације (r^2) (Froese, 2006). Статистичка значајност регресионог модела оцењена је применом ANOVA теста, при чему је значајност детектована када је $p < 0,05$ (Stefanov, 2022). Т-тест је коришћен за процену да ли се вредност фактора алометрије b значајно разликује од очекиване или теоријске вредности ($b = 3$) (Bobori *et al.*, 2010; Stefanov, 2022). Метода линеарне регресије урађена је у Microsoft Office 365 Excel програму, користећи MS Addinsoft XLSTAT version 2022.5.1.1395. Добијени резултати дужинско-тежинских односа представљени су графички и табеларно.

Кондициони фактор (CF) је одређен према Фултону (Fulton, 1904; Froese, 2006):

$$CF = 100 \times W/L^3$$

где је W тотална тежина (g), L тотална дужина тела (cm). Фактор 100 је коришћен како би се вредност CF довела у опсег близак јединици ($CF = 1$). Израчунате су вредности CF за сваку јединку на сваком локалитету, затим средњу вредност CF за сваки локалитет, а на крају и средњу вредност CF за подузорке (различите године узорковања) и сумирано за тотални узорак са одговарајућим стандардним девијацијама.

3.3.3. Раст јединки

Фон Берталанфијев модел раста (*енгл.* von Bertalanffy Growth Model, VBGM) примењен је за процену теоријског дужинског раста и представља један од најчешће примењених модела раста у ихтиологији (Von Bertalanffy, 1983). Заснован на измереним тоталним дужинама тела, овај модел омогућава процену дужине јединки у зависности од старости (*енгл.* length-at-age relationship) (Јаџимовић, 2015). Математички, фон Берталанфијев модел је дефинисан једначином:

$$L_t = L_{\infty} (1 - e^{-K(t-t_0)})$$

где је L_t дужина тела при узрасту t , L_{∞} максимална, тзв. асимптотска дужина тела (риба тежи да достигне ту дужину), K Бродијев коефицијент раста, односно мера стопе при којој се дужина приближава L_{∞} (Brody, 1927, 1945, према: Ricker, 1975), а t_0 теоретска, хипотетичка старост при нултој дужини (Ricker, 1975).

Асимптотска дужина тела (L_{∞}) и коефицијент раста (K) одређени су регресијом L_{t+1} у односу на L_t при чему је графички приказ ове релације представљао такозвану Валфордову линију (Walford, 1946; према Ricker, 1975). Нагиб ове линије одговара Фордовом коефицијенту раста ($k = e^{-K}$), на основу чега је израчуната вредност L_{∞} (Ford, 1933; према Ricker, 1975). Параметар t_0 процењен је регресијом природног логаритма разлике ($L_{\infty} - L_t$) у односу на t . Нагиб ове линије једнак је коефицијенту K , док је пресек са у-осом износио $\ln L_{\infty} + Kt_0$, што је омогућило израчунавање вредности t_0 . Вредност t_0 је најчешће негативна те није носилац директних и корисних информација па се често третира као параметар корекције или сметње.

Параметри раста (L_{∞} , K и t_0) процењени су коришћењем софтвера Microsoft Office 365 Excel, у оквиру MS Addinsoft XLSTAT, верзија 2022.5.1.1395. Како су параметри израчунати за све године узорковања, као и за укупни узорак, t -тест је примењен ради испитивања статистички значајних разлика између добијених вредности за појединачне године узорковања и укупни узорак.

Сврха израчунавања индекса ϕ' (енгл. Phi-prime) била је да се процене свеукупне перформансе раста и да се превазиђе проблем могуће корелације између параметара раста k и L_{∞} , користећи формулу према Pauly (1983a) и Pauly & Munro (1984):

$$\phi' = \log K + 2 \log L_{\infty}$$

где је K Бродијев коефицијент раста и L_{∞} максимална, тзв. асимптотска дужина тела. Додатно, индекс се показао као веома успешан у процени перформанси раста у различитим екосистемима (Ђуровић, 2012).

3.3.4. Стопа морталитета и степен експлоатације

Укупна стопа морталитета (Z) представља комбинацију природног морталитета (M) и морталитета који потиче од риболова (F) те је једнака збиру $F + M$ (Gulland, 1969). Стопа природног морталитета (M) је процењена користећи емпиријску формулу (Pauly, 1980; Pauly, 1983b; Pauly & Munro, 1984; Froese and Pauly, 2022):

$$M = 10^{(0,566 - 0,718 \times \log(L_{\infty}) + 0,02 \times T)}$$

Прорачун полази од претпоставке да природни морталитет директно зависи од параметара раста добијених применом модела фон Берталанфи, пре свега и средњих вредности температуре (T). Прорачун природног морталитета је олакшан уз помоћ доступног *on line* алата *Life history* на званичном сајту Fishbase (www.fishbase.com).

Стопа укупне тренутне смртности или тренутна стопа смртности (Z) процењена је методом линеаризоване криве улова (Pauly, 1983b) која се у пракси показала као изузетно прецизна (Ђуровић, 2012). У основи, метода линеаризоване криве улова користи анализу старосне структуре популације риба на основу дужинских података који су добијени у различитим временским интервалима и претпоставља да међу њима постоји линеарна веза. Овај приступ укључује примену инверзне верзије фон Берталанфијеве једначине раста, која омогућава претварање дужинских интервала у старосне, што је кључно за израчунавање стопе укупног морталитета (и природног и риболовног) као и других параметара популације. Примењује се инверзни облик фон Берталанфијеве функције:

$$t_L = t_0 - 1/K \times \ln(1 - L_t/L_{\infty})$$

где је t_L старост при дужини L_t , а t_0 , K и L_{∞} параметри фон Берталанфијеве функције раста, при чему се t_0 углавном занемарује.

Ако су L_1 и L_2 доња и горња граница дужинског интервала, онда је старост L_1 изражена као $L_1 = t$, а $L_2 = t + \Delta t$. Како је Δt заправо време које је неопходно да јединка

порасте од дужине L_1 до дужине L_2 , овај параметар може да се израчуна користећи једначину:

$$\Delta t = t_{L2} - t_{L1}$$

$$\Delta t = t_0 - 1/K \times \ln(1 - (L^\infty - L_1)/(L^\infty - L_2))$$

Z се процењује у односу на средину временског интервала који се израчунава помоћу функције:

$$\Delta t/2 = (t_{L1} + t_{L2})/2 = t_0 - 1/K \times \ln(1 - (L_1 + L_2)/2 L^\infty)$$

Због неједнаких интервала, функција задобија облик:

$$\ln C(L_1, L_2)/\Delta t(L_1, L_2) = C - Z \times (t + \Delta t/2)$$

Када су израчунате вредности стопе укупне смртности и природне смртности, стопа риболовне смртности се рачуна према формули:

$$Z = M + F$$

из које проилази:

$$F = Z - M$$

3.3.5. Анализа утицаја параметара животне средине на популационе карактеристике

Као део прелиминарне анализе, израчунат је Спирманов коефицијент корелације по ранговима (ρ) за све парове променљивих како би се утврдила статистички значајна повезаност између параметара популација двопругасте уклије и параметара животне средине, као и између самих параметара животне средине. Као део инференцијалне статистике, корелациони тест је коришћен као референтна основа за даље анализе (Arrighi & Castelli, 2023).

У циљу даљег испитивања односа и утицаја параметара животне средине на популационе карактеристике двопругасте уклије, примењени су дескриптивни и инференцијални статистички приступи, као и алгоритми машинског учења, укључујући UMAP модел (енгл. Uniform Manifold Approximation and Projection) и алгоритам Стабло одлучивања (енгл. Decision Tree, DT). Током иницијалне фазе обраде података, класичне статистичке методе показале су ограничену ефикасност у откривању сложених образаца у просторно-временским варијацијама популационих карактеристика двопругасте уклије. Одабир комбинације традиционалних статистичких метода и савремених алата вештачке интелигенције проистекао је из потребе за прецизнијим и свеобухватнијим анализама управо због присуства високе варијабилности услова животне средине у анализираном сету података.

Ненадгледани алгоритам машинског учења UMAP, коришћен је као ординациона техника која омогућава репрезентацију сложених вишедимензионалних и нелинеарних еколошких података у нижедимензионалном, односно дводимензионалном простору (McInnes & Healy, 2018), чиме се олакшава интерпретација односа између популационих

и срединских параметара. Односно, суштина је пресликавање тачака у простор мање димензионалности тако да се очувају њихови међусобни односи. Циљ није да се задрже апсолутна растојања, већ да тачке које су у оригиналном сету података биле блиске, остану у међусобној близини и у новом простору, док оне које су биле удаљене задрже ту удаљеност. Главни фокус је, дакле, на очувању суседства, а не на очувању дужине растојања (McInnes & Healy, 2018). Ова метода је значајна у еколошким студијама јер пружа увиде у природне групације и обрасце дистрибуције врста у односу на варијације услова у животној средини, посебно уколико су присутне високе варијације биотичких и/или физичко-хемијских параметара (Milošević *et al.*, 2022). Посебно је значајна због своје високе сензитивности јер може да открије скривене обрасце у сету података. Као додатна потпора, Стабло одлучивања је примењено као класификациони алгоритам надгледаног машинског учења, ради идентификације најзначајнијих фактора који утичу на популационе параметре и обликују дистрибуирање популација у одређене кластере. Овај алгоритам омогућава одређивање хијерархијског значаја физичко-хемијских параметара и откривање параметара које имају кључни утицај на структуру популације.

Да би се испитали параметри популација дуж временског и просторног градијента и визуелизовала њихова повезаност са срединским параметрима, примењен је UMAP модел. Због непотпуних података о срединским факторима, 12 локалитета је искључено из даље анализе. Улазна матрица се састојала од 132 реда, при чему је сваки ред представљао популацију двопругасте уклије са датог локалитета/реке, и 14 колона које представљају популационе и срединске параметре. Анализирано је седам квантитативних параметара популације риба: продукција (P), бројност (Ab), биомаса (B), просечна дужина тела (L), просечна тежина тела (W), старост (A) и Фултонов кондициони фактор (CF), заједно са седам срединских параметара: температура воде (T), електропроводљивост (EC), pH, концентрација раствореног кисеоника (DO), сатурација (DO%), тврдоћа воде (H) и надморска висина (ALT).

Пошто је UMAP модел заснован на Еуклидским дистанцама, подаци су пре моделовања редукције димензионалности трансформисани Хелингером трансформацијом, која не мења структуру података, али утиче на стабилност и смањење ефекта високе варијансе у подацима (Legendre & Gallagher, 2010; Milošević *et al.*, 2022). Тестирали смо број суседа (*n neighbors*) у распону од 5 до 50 и утврдили да је *n neighbors* = 15 најпогоднија вредност за постизање равнотеже између глобалне и локалне структуре током угнежђавања тачака података (виртуелних локација узорковања). Ова вредност одређује колико суседних тачака утиче на положај сваке тачке у новом простору, чиме се осигурава да обрасци остану очувани, а да истовремено не дође до губитка глобалне структуре. Додатно, параметри *min_dist* и *spread* су подешени на 0,1 и 1,0, како би се контролисала густина распореда тачака у простору који формира UMAP. Параметар *min_dist* одређује минимално дозвољено растојање између тачака након трансформације, чиме утиче на раздвајање кластера, док *spread* дефинише укупну распрострањеност података у угнежђеном простору.

На крају, спроведена је анализа идентификације најзначајнијих параметара који групишу популације у различите групе (кластере) помоћу алгоритма који итеративно креира све могуће подскупове карактеристика и затим примењује класификациони алгоритам како би издвојио подскуп који даје најбоље резултате (Hall, 1998; Arrighi & Castelli, 2023). Виртуелни локалитети узорковања, поређани у дводимензионалном UMAP простору, класификовани су коришћењем надгледаваног учења са алгоритмом Стабла одлучивања. Рударење података (*енгл.* Data mining), техника која се односи на „откривање знања“ односно проналажење скривених образаца и трендова у сету

података помоћу Стабла одлучивања је моћан и високо сензитиван предиктивни алат за истраживање сложених сетова података (Rokach & Maimon, 2014; Nilar, 2023).

Статистичке анализе су урађене помоћу Microsoft Office 365 Excel софтвера, уз коришћење MS Addinsoft XLSTAT верзије 2022.5.1.1395. UMAP модел са алгоритмом Стабла одлучивања реализован је помоћу BioVinci софтвера (BioTuring Inc., Сан Диего, СА, САД), верзија 3.0.9.

3.4. Утицај антропогених стресора и климатских промена на популационе карактеристике двопругасте уклије – развој ESHIPPOClim модела

У овом делу истраживања испитиван је утицај антропогених стресора и климатских промена на популације двопругасте уклије у периоду од 2003. до 2021. године, на узорку од 145 локалитета у оквиру 55 река (Табела 2, Слика 4). Радна база је формирана тако да су истраживани локалитети били распоређени хронолошки, у складу са годином истраживања и у складу са еколошком карактеризацијом речних зона на основу рибљих заједница (зона пастрмке, зона поточне мрене и зона речне мрене).

3.4.1. Кратак преглед развојног пута ESHIPPO модела

Први ESHIPPO модел је осмишљен са циљем процене ризика од изумирања и приоритета конзервације акватичних организама на националном и локалном нивоу (Simić *et al.*, 2007). Концептуално, модел се заснива на квантитативној процени две компоненте, компоненте ES (енгл. Ecological Specialization) која је јединствена/непромењива и генерализована за одређену врсту јер се односи на њену еколошку специјализацију у односу на станиште, исхрану, репродуктивну стратегију, животни циклус, величину тела и глобални ниво ендемизма истраживаног таксона (Fisher & Owens, 2004) и компоненте HIPPO којом се мери утицај угрожавајућих фактора који махом потичу од човека, па се још називају антропогени стресори. Назив HIPPO представља акроним изведен од почетних слова следећих антропогених стресора: измене/промене станишта (енгл. Habitat alterations), присуство инвазивних врста (енгл. Invasive species), загађење (енгл. Pollution), раст хумане популације (енгл. Population growth) и прекомерна експлоатација (енгл. Overexploitation) (Simić *et al.*, 2007).

Сваки елемент у оквиру обе компоненте се процењује једноставном, тростепеном бодовном скалом (1 – низак ниво утицаја, 3 – средњи ниво утицаја и 5 – висок ниво утицаја) према прецизно дефинисаним критеријумима за сваки параметар. Степен угрожености, ниво ризика од изумирања и приоритет конзервације истраживаног таксона зависе од укупне вредности параметара ES и HIPPO и дефинишу се према утврђеној мерној скали (Simić *et al.*, 2007).

Ово је уједно и велика предност модела јер се поједностављеном проценом утицаја сваког елемента омогућава увид у значај и јачину утицаја сваког елемента понаособ и боље разумевање сложених еколошких односа/образаца.

Током година, модел је више пута унапређиван и прилагођаван различитим групама слатководних организама и еколошким контекстима у циљу заштите. Тако су развијене његове специфичне варијанте: ESHIPPOfishing (Simić *et al.*, 2014) за процену одрживости комерцијално значајних рибљих врста, ESHIPPOcraiyfish (Simić *et al.*, 2015) за декаподне ракове, ESHIPPObasin (Simić *et al.*, 2022) за процену одрживости речних сливова узимајући у обзир теоретски утицај климатских промена, и ESHIPPOsalmo (Veličković *et al.*, 2024), који се фокусира на одрживо коришћење поточне пастрмке.

3.4.2. Основа и развој ESHIPPOClim модела

У основи **ESHIPPOClim** модела налази се верзија ESHIPPOfishing модела (Simić *et al.*, 2014) који је дизајниран посебно за процену одрживости комерцијално значајних врста (Simić *et al.*, 2014). Поред две основне компоненте ES и HIPPO, у ESHIPPOfishing моделу је додата пажљиво дизајнирана компонента под називом Индекс локалне одрживости рибљих популација ILSFP (*енгл. Index of Local Sustainability of Fish Populations*). Како би се нагласиле и додатно испитале добре индикаторске особине врсте у односу на климатске промене, утврђене претходним истраживањима, извршена је модификација и надоградња модела ESHIPPOfishing у ESHIPPOClim.

3.4.2.1. Биолошке (ихтиолошке) компоненте модела

У овој дисертацији две компоненте модела ESHIPPOClim, еколошка специјализација (ES) и Индекс локалне одрживости популација риба (ILSFP), осмишљене су као скуп специфичних ихтиолошких индикатора који квантитативно мере одговор двопругасте уклије на утицај антропогених стресора и климатске промене.

Еколошка специјализација (ES), као компонента специфична и униформна за врсту, коришћена је за процену кључних особина које у основи дефинишу потенцијал отпорности двопругасте уклије као врсте, у односу на станиште (h), исхрану (d), репродуктивну стратегију (rs), животни циклус (lc), величину тела (bs) и ендемски распон и изолација популација (re) (Simić *et al.*, 2014). Неопходни подаци за израчунавање ES компоненте добијени су из базе података FishBase (www.fishbase.se) и релевантне научне литературе о аутокологији врсте.

У циљу прецизније процене одрживости популација двопругасте уклије у воденим екосистемима на територији Србије, компонента ILSFP је модификована тако да се једним делом ослања на релевантне популационе параметре у претходном сегменту дисертације. Тако је ILSFP обухватио процену седам квантитативних параметара/индикатора популације: доминантност врсте у узорку (fdom), фреквентност односно учесталост појављивања врсте на датом локалитету (ffreq), абунданца (Ab), биомаса (B), просечна дужина рибе (L), број узрасних класа (A) и вредност Фултоновог кондиционог фактора (CF). Формирана је радна база са иницијалним (полазним) ихтиолошким подацима затим и прорачуном неопходним за процену индикатора у оквиру компоненте ILSFP.

Доминантност врсте израчуната је као проценат циљане врсте рибе (n_i) у односу на укупну бројност свих забележених врста у заједници риба (N), према следећој једначини:

$$Di = \left(\frac{n_i}{N}\right) \times 100 (\%)$$

и приказана је петостепеном скалом у складу са методом Тишлера (Tischler, 1951).

Поред тога, фреквентност, која се односи на учесталост појављивања сваке врсте (B_i) на сваком узорковном локалитету у свим узорцима током истраживаног периода (A), израчуната је према следећој једначини и приказана као четворостепена скала, на основу методе Тишлера (Tischler, 1984):

$$pFi = \left(\frac{B_i}{A}\right) \times 100 (\%)$$

Просечна дужина (L , cm), бројност (Ab , N/km), биомаса (B , kg/km) и узрасне класе (A) коришћени су за процену динамике популација двопругасте укклије. Фултонов фактор кондиције израчунат је за сваки узорковни локалитет према Фултоновој методи (Fulton, 1904), као једноставна мера општег здравственог стања рибе, која директно осликава услове животне средине (Froese, 2006). Дугорочна абунданца двопругасте укклије посебно је праћена у оквиру три главне речне зоне: зона пастрмке (TZ), зона поточне мрене (DBZ) и зона речне мрене (BZ).

Након прикупљања иницијалних података и прорачуна горе наведених индикатора/елемената, еколошка специјализација (ES) и индекс локалне одрживости популација риба (ILSFP) процењени су према тростепеној бодовној скали, у складу са интензитетом утицаја промена: низак, средњи и висок (нивои утицаја 1, 3 и 5). Критеријуми за сваки индикатор/елемент у оквиру компоненте дефинисани су појединачно. Елементи и критеријуми за процену ES и ILSFP детаљно су приказани у Табелама 3 и 4 (преузето и модификовано према Simić *et al.*, 2014).

Табела 3. Елементи/индикатори у оквиру ES компоненте. Опсег и критеријуми за евалуацију. ES компонента је специфична, униформна за врсту и глобалног карактера.

Елементи ЕС	Индикаторска ознака	Бодови ES
Станиште (h)	h1, h2, h3, h4, h5	1 – ниско специјализован, толерантан
Исхрана (d)	d1, d2, d3	(h) еуривалент (еуритоп) за све или > 3 индикатора 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.
Репродуктивна стратегија (rs)	rs1, rs2, rs3, rs4, rs5, rs6	3 – умерено специјализован и осетљив
Животни циклус (lc)	lc1, lc2, lc3, lc4	(h) стеновалент (умерен) за 1 – 3 индикатора h. (d): d2. (rs): rs.1.1, rs3.2, rs3.3, rs3.4; rs4.2; rs5.2; rs6.2; rs7.2; (lc): lc1.2, lc2.2, lc3.2, lc3.5, lc4.2, lc4.5. (bs): bs1.2; (re): re2.
Величина тела (bs)	bs1	
Ниво ендемизма и изолација популација (re)	re1, re2, re3	5 – високо специјализован, стеновалент (h) стеновалент (стенотоп) за све или > 3 индикатора h. (d): d3. (rs): rs1.3, rs2.3, rs3.5, 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.

(h): h1) тип воденог екосистема и еколошка зона: текућице – еукренон, хипокренон, епиритрон, метаритрон, хипоритрон; стајаћице – литорал, сублиторал, профундал; h2) надморска висина (m): < 200, 200 – 500, 500 – 800, 800 – 1500, > 1500; h3) морфометријски параметри станишта: дубина (m), ширина (m), карактер дна (%), водена вегетација (%), протицај (m/s); h4) физичко-хемијски параметри: температура (°C), pH (0 – 14), концентрација раствореног кисеоника (mg/L), сатурација (%), тврдоћа (H), електропроводљивост ($\mu\text{S}/\text{cm}^3$); h5) квалитет воде: посебне прилагођености на одређени параметар. (d): d1) еурифаг: омнивор; d2) специфичан тип исхране уз присуство морфометријских адаптација на исхрану; d3) стенофаг, специфичне адаптације на исхрану. (rs): rs1) репродукција (rs 1.1, 1.2, 1.3 неспецифичне за тип супстрата или протицај); rs2) трајање мреста и тип: rs2.1) порциони мрест, rs2.2) једном годишње, rs2.3) не сваке године; rs3) сазревање женки (године): ≤ 2 (rs3.1), 2 – 3 (rs3.2), 3 – 4 (rs3.3), 4 – 5 (rs3.4), ≥ 5 (rs3.5); rs4) фекундитет (број ооцита): ≤ 55.000 (rs4.1), 55.000 – 60.000 (rs4.2), ≥ 60.000 (rs4.3); rs5) период инкубације (дани): ≤ 7 (rs5.1), 7 – 14 (rs5.2), > 14 (rs5.3); rs6) трајање стадијума ларве (дани): < 12 (rs6.1), 12 – 25 (rs6.2), > 25 (rs6.3); (lc): lc1) животни циклус (године): < 8 (lc1.1), 8 – 15 (lc1.2), > 15 (lc1.3); lc2) миграторни обрасци — не постоје (lc2.1), кратке миграције због мреста и/или исхране (lc2.2), постоје (lc2.3); lc3) социјални живот: солитарне (lc3.1), формирају агрегације периодичног карактера (lc3.2), јатне/у заједници, (lc3.3), нетериторијалне (lc3.4), повремено територијалне (lc3.5), трајно територијалне (lc3.6); lc4) брига о потомцима: не постоји (lc4.1), чувају јаја и ларве (lc4.2), постоји (lc4.3), нема полног диморфизма (lc4.4), сексуални диморфизам током периода мреста (lc4.5), присутан полни диморфизам (lc4.6). (bs): bs1) тотална дужина, TL (cm): ≤ 20 (bs1.1); 21 – 39 (bs1.2), > 39 (bs1.3). (re): re1) није ендем; re2) ендем за екорегиион, рањив; re3) стеноендем, изоловане популације, критично угрожене.

Табела 4. Елементи/индикатори у оквиру ILSFP компоненте, опсег и критеријуми за евалуацију. Правилна евалуација захтева временски мониторинг популација врсте минимум 10 година.

Елементи ILSFP	Индикатори ILSFP	Критеријум	Оцена ILSFP
Станиште	Доминантност (fdom) %	8–10	5
		2–7,9	3
		<2	1
	Фреквентност (константност) (ffreq) %	75–100	5
		25–74,9	3
		< 25	1
	Абунданца (Ab) N/km према годинама	расте	5
		стагнира	3
		опада	1
Исхрана	Биомаса (B)	расте	5
		стагнира	3
		опада	1
Кондициони статус	Фултонов кондициони фактор (CF)	CF > 0,91	5
		CF 0,61–0.90	3
		CF < 0,60	1
Животни циклус	Број узрасних класа (A)	> 4	5
		2–3	3
		< 2	1
Величина тела*	Просечна дужина јединки (Lmean)	расте	5
		стагнира	3
		опада	1

* референтни оквир у односу на просечну дужину тела у опсегу од 7 до 9 cm (Fishbase).

3.4.2.2. Компоненте антропогеног утицаја и климатских промена

Поред две компоненте биолошког карактера, модел обухвата још две компоненте које процењују интензитет утицаја антропогених стресора (HIPPO) и климатских промена (Clim) на популације риба, конкретно двопругасту укљују у овој дисертацији.

Анализирани антропогени стресори обједињени у акрониму HIPPO, обухватају измену станишта (H), инвазивне врсте (I), загађење (P), раст људске популације (P) и прекомерну експлоатацију (O), оцењивани су као директни фактори промена у животној средини повезани са антропогеним активностима, такође према тростепеној бодовној скали (нивои утицаја 1, 3 и 5), а према критеријумима наведеним у Табели 5 (преузето и модификовано према Simić *et al.*, 2014).

Табела 5. Елементи/индикатори у оквиру HIPPO компоненте. Опсег и критеријуми за евалуацију.

Елементи HIPPO	Критеријум бодовања	Оцена HIPPO
Измене станишта укључујући деструкцију, фрагментацију и изолацију станишта (H)	Присутне услед континуираних негативних антропогених стресора и/или је већ присутна осетљивост екосистема	5
	Могуће услед утицаја антропогених стресора (превиђене и/или планиране активности у блиској будућности)	3
	Нису забележене	1
Инвазивне врсте: присуство пастрмке (<i>Salmo spp.</i>) као тип притиска и/или присуство алохтоних врста (I)	Присуство пастрмке и интензиван природни притисак у односу „предатор-плен“ и/или присуство алохтоних врста риба	5
	Присуство пастрмке али умерен притисак у односу „предатор-плен“ и није забележено присуство алохтоних врста риба	3
	Одсуство пастрмке и алохтоних врста риба	1
Загађење (еутрофизација, органско загађење, токсичне материје, ацидификација, присуство рудника, мешано загађење) (P)	Присутни ефекти високог интензитета	5
	Присутни ефекти умереног интензитета	3
	Нису забележени ефекти загађења	1
Раст хумане популације (P)	Убрзан раст и висок степен демографског отиска	5
	Умерен раст и степен демографског отиска	3
	Није констатован раст већ локални пад (одлив) становништва	1
Експлоатација комерцијално значајних риба/риболовно атрактивних (O)	Присутна неконтролисана експлоатација и криволов	5
	Присутан умерен степ експлоатације и делимично поштовање законодавства	3
	Није присутна	1

3.4.2.3. Дизајнирање компоненте Clim

Суштинско унапређење верзије модела ESHIPPOfishing (Simić *et al.*, 2014) представља компонента Clim, која је посебно дизајнирана за процену утицаја климатских промена на популације двопругасте уклије и слатководне екосистеме (Jakovljević *et al.*, 2024).

Развој компоненте Clim спроведен је кроз четири узајамно повезане фазе:

- Идентификација релевантних параметара климатских промена који имају доказан утицај на слатководне екосистеме и њихове организме, у циљу дефинисања кључних елемената/индикатора ове компоненте;
- Прикупљање дугорочних података о одабраним климатским параметрима из више различитих извора;
- Анализа прикупљених података применом адекватне методологије, статистичком обрадом и детекцијом трендова, заснована на најзаступљенијим приступима у климатологији и метеорологији;
- Формулисање критеријума за евалуацију сваког појединачног елемента/индикатора у оквиру компоненте, кроз примену једноставне тростепене бодовне скале (1, 3 и 5), која одговара ниском, средњем и високом нивоу утицаја.

На овај начин, компонента Clim је конципирана у складу са основним принципима ESHIPPOfishing модела, што је омогућило њену пуну интеграцију са осталим компонентама и допринело развоју унапређене верзије модела ESHIPPOClim.

i) Идентификација кључних климатских индикатора

У оквиру прве фазе, која се односила на одабир кључних индикатора утицаја климатских промена на водене екосистеме у саставу компоненте Clim, изабрана су три индикатора: средња годишња температура ваздуха (T_{mean}), средња годишња количина падавина (P_{mean}) и средња годишња температура воде (Wt_{mean}). Прва два индикатора представљају основне климатске варијабле са становишта климатологије, док температура воде има директну еколошку релевантност, јер непосредно одражава ефекте климатских промена на стање слатководних екосистема и на популације двопругасте уклије. Одабрани индикатори омогућавају свеобухватну процену климатских утицаја, повезујући атмосферске промене са биолошким одговорима у воденим стаништима (Jakovljević *et al.*, 2024).

ii) Прикупљање података

Друга фаза развоја компоненте Clim обухватила је прикупљање и анализу дугорочних климатских података са територије Србије, са циљем идентификације образаца климатских промена у периоду од 1950. до 2023. године. Посебан фокус био је на параметрима температуре ваздуха и количине падавина, који представљају основ за квантификацију климатских трендова и њихових потенцијалних ефеката на водене екосистеме. Анализа је спроведена на основу осматраних вредности из званичних

извора, уз примену стандардизованих климатолошких метода за откривање статистички значајних трендова и варијација у просторном и временском контексту.

За добијање вредности Tmean и Pmean коришћен је сет података CRU TS (енгл. Climatic Research Unit gridded Time Series, верзија 4.05) са просторном резолуцијом од 0,5° географске ширине × 0,5° географске дужине. Подаци су преузети са званичног портала Climate Change Knowledge Portal (ССКР) Светске банке, где су јавно доступни (<https://climateknowledgeportal.worldbank.org/>).

У циљу валидације, примењени подаци су поређени са E-OBS „гридованим“ сетом података, који представља један од најверодостојнијих извора за климатске анализе за регион Европе, са просторном резолуцијом од приближно 10 × 10 km (Cornes *et al.*, 2018; Stošić *et al.*, 2023; Đurđević *et al.*, 2024). Ова комбинација извора обезбеђује висок ниво поузданости и тачности, чинећи податке адекватним за анализу трендова и процену потенцијалних климатских утицаја на слатководне екосистеме. E-OBS подаци преузети су са националног портала Дигитални климатски атлас Србије, који представља званични алат за подршку планирању мера адаптације на климатске промене у оквиру Републике Србије (<https://atlas-klime.eko.gov.rs/>).

Подаци о Wtmean обезбеђени су од стране Републичког хидрометеоролошког завода Србије (РХМЗ) и обухватају период од 1991. до 2021. године. За реку Пчињу, Wtmean подаци од 2012. до 2022. године преузети су од Агенције за заштиту животне средине Србије (СЕРА). За мање реке на којима РХМЗ нема мерне станице и не врши континуирани мониторинг, као референтна тачка коришћена је најближа река из истог речног система за коју постоје подаци.

iii) Анализа података о температури ваздуха, количини падавина и температури воде

Просторно агрегирани подаци о средњој годишњој температури ваздуха (Tmean), количини падавина (Pmean) и температури воде (Wtmean) организовани су на нивоу 14² административних округа од интереса, на основу географске припадности истраживаних река. Свакој реци је додељен одговарајући округ на основу географских координата. Овакав приступ омогућио је доследну и упоредиву просторну анализу климатских параметара у односу на водене екосистеме, чиме је обезбеђена регионална интерпретабилност резултата.

Подаци су систематизовани у Excel матрице и визуелизовани градијентом боја, при чему је црвена боја означавала више вредности за све три климатске променљиве, што је олакшало уочавање просторно-временских трендова. Поред тога, графички прикази трендова омогућили су детаљну визуелну анализу и упоредну процену између округа, са посебним освртом на интензитет и темпо климатских промена у различитим деловима Србије (Stošić *et al.*, 2023). Визуелни приказ осматраних промена у температури ваздуха и режиму падавина према окрузима током два периода: од 2001. до 2020. године и од 2011. до 2020. године у односу на референтни период од 1961. до 1990. године налази се у Прилозима 2 и 3.

Непараметарски Ман-Кендал тест тренда (енгл. Mann-Kendall trend test) (Mann, 1945; Kendall, 1975), најчешће коришћен у климатолошким студијама (Stošić *et al.*, 2023),

² Србија, без Аутономне Покрајине Војводине, има 17 административних округа (укључујући Град Београд који има статус посебног округа).

примењен је ради идентификације дугорочних образаца тренда у подацима о средњој температури воде (Wtmean) за седам речних сликова, на основу одабраних референтних река за сваки слив. Овај тест се широко користи у хидрологији и климатологији за детекцију монотоних трендова у временским серијама без претпоставке о специфичној дистрибуцији података. Ман-Кендал статистика теста (S) израчунава се по следећој формули:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n (x_i - x_j)$$

где n представља укупан број података, x_i и x_j представљају вредности података у временској серији за тачке i и j (где је $j > i$), а вредност $\text{sgn}(x_i - x_j)$ се рачуна према следећој формули:

$$\text{sgn}(x_i - x_j) = \begin{cases} +1 & \text{if } (x_i - x_j) > 0 \\ 0 & \text{if } (x_i - x_j) = 0 \\ 1 & \text{if } (x_i - x_j) < 0 \end{cases}$$

Варијанса од S ($\text{Var}S$) за нулту хипотезу (одсуство тренда) дата је једначином:

$$\text{Var}(S) = \frac{1}{18} n(n-1)(2n+5)$$

где n представља укупан број података. Пошто је број података већи од 10 ($n > 10$), $Z(s)$ је израчуната према формули:

$$Z_s = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}, & S > 0 \\ 0, & S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}, & S < 0 \end{cases}$$

Статистичка значајност тренда процењује се применом двостраног Ман-Кендал тренд теста, при чему позитивна вредност Z статистике указује на растући, а негативна на опадајући тренд. Нулта хипотеза о одсуству тренда одбацује се на нивоу значајности $p < 0,001$ уколико апсолутна вредност Z статистике премашује критичне вредности стандардне нормалне дистрибуције. За реализацију теста коришћен је програмски језик Python 3.6 у оквиру интегрисаног развојног окружења Spyder.

Овај приступ омогућава поуздану детекцију статистички значајних трендова у низовима података о температури воде, узимајући у обзир потенцијално одступање од нормалне расподеле и серијску корелацију карактеристичну за климатске и хидролошке временске серије. Добијени резултати доприносе бољем разумевању временске еволуције температуре воде у анализираним речним сликовима и представљају основу за формулисање критеријума у оквиру компоненте Clim модела ESHIPPOClim.

iv) Формулисање критеријума за евалуацију елемената компоненте Clim

Критеријуми за евалуацију елемената Tmean, Pmean и Wtmean су дефинисани на основу присуства или одсуства тренда у временским серијама података (Табела 6). За параметар Wtmean примењен је Ман-Кендал тренд тест, на основу кога је утврђено присуство статистички значајних трендова, а затим је извршено бодовање по тростепеној скали: 1 (без значајног тренда, $p > 0,001$), 3 (умерен тренд, $p \leq 0,001$), 5 (изражен тренд, $p < 0,001$).

За параметре Tmean и Pmean примењена је визуелна процена трендова на основу просторних графичких приказа и градијената боја, где је црвена боја означавала више вредности. Бодови су додељени на основу уочене јасне разлике између савремених и референтног периода од 1961. до 1990. године, при чему су више вредности и израженији трендови бодовани вишим оценама (3 или 5), док је одсуство очигледног тренда означено бодом 1. Подршку процени трендова за параметре Tmean и Pmean представљао је и интерактивни Дигитални атлас климе Србије (<https://atlas-klime.eko.gov.rs/>) (Прилози 2 и 3).

Табела 6. Елементи/индикатори у оквиру Clim компоненте. Опсег и критеријуми за евалуацију.

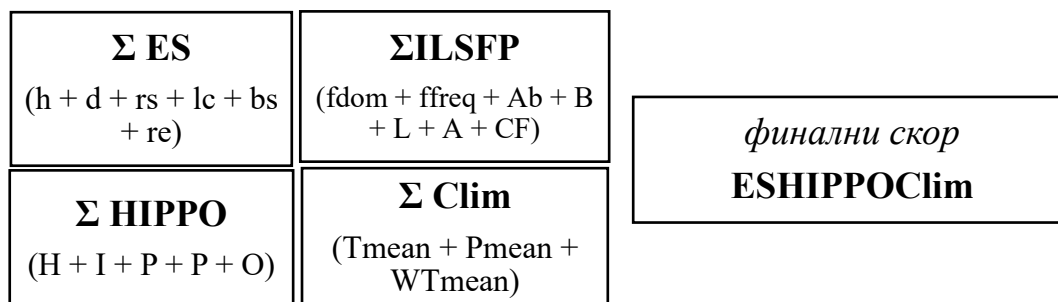
Елементи Clim	Критеријуми бодовања*	Оцена Clim
Просечна годишња температура ваздуха (Tmean, °C)	Присутан висок утицај и позитиван тренд раста (статистички потврђен или визуелно форматиран)	5
	Присутан умерен утицај и позитиван тренд раста (статистички потврђен или визуелно форматиран)	3
	Без значајног тренда	1
Просечна годишња вредност падавина (Pmean, mm)	Присутан висок утицај и позитиван тренд раста (статистички потврђен или визуелно форматиран)	5
	Присутан умерен утицај и позитиван тренд раста (статистички потврђен или визуелно форматиран)	3
	Без значајног тренда	1
Просечна годишња температура воде (Wtmean, °C)	Присутан висок утицај и позитиван тренд статистички потврђен*	5
	Присутан умерен утицај и позитиван тренд статистички потврђен*	3
	Без значајног тренда	1

*резултати Ман-Кендал тренд теста.

3.5. Еколошко моделовање помоћу ESHIPPOClim модела

Експлоративном анализом иницијалних (сирових) података пре примене ESHIPPOClim модела, истражени су основни трендови у популацијама двопругасте уклије. Ова анализа омогућила је прелиминарни увид у флукуације абунданце врсте, укључујући детекцију позитивних и негативних екстрема, као и утицај климатских и антропогених фактора на популациону динамику. Резултати Спирмановог теста корелације по ранговима (ρ) послужили су као основа за даљу примену еколошког моделовања применом ESHIPPOClim модела.

Сваки параметар (елемент/индикатор) у оквиру све четири компоненте (Слика 7) је евалуиран применом протокола за евалуацију (Табеле 3–6) и оцењен тростепеном бодовном скалом са вредностима 1, 3 или 5. Након евалуације, структурирана је Excel матрица за прорачун збира елемената у оквиру сваке компоненте као и финалног збира свих компоненти модела ESHIPPOClim модела једноставним сабирањем према шематском приказу:



Слика 7. Шематски приказ финалне евалуације модела ESHIPPOClim.

Методологија примењена у оквиру модела ESHIPPOClim представља вишекритеријумски индексни приступ, заснован на интеграцији четири кључне компоненте, при чему је свака од њих квантитативно оцењена применом једноставне тростепене скаларне бодовне скале (Табела 7). На основу тога добија се композитна вредност која одражава укупан ниво отпорности и еколошке прилагодљивости врсте на различите степене утицаја антропогених стресора и климатских фактора.

Врста се сматра отпорном и прилагодљивом уколико испољава низак или средњи степен еколошке специјализације (ES), што указује на ширу еколошку валенцу и већу флексибилност у условима промена. Поред тога, неопходно је да показује најмање средњи ниво локалне одрживости популација (ILSFP), а пожељно средње-висок или висок, што одражава стабилност и отпорност популација на локалном нивоу.

Процена такође укључује степен изложености антропогеним стресорима (HIPPO) и климатским факторима (Clim), који представљају спољашње притиске и мере утицаја окружења на врсту. Комбинацијом ових компоненти добија се композитна вредност, на основу које се врста категорише у један од четири нивоа отпорности и прилагодљивости: низак, средњи, средње-висок или висок. Ови нивои одражавају способност врсте да одржи стабилност, виталност и еколошку функцију у условима еколошке и климатске променљивости.

Граничне вредности између нивоа израчунате су једноставним множењем броја индикатора у оквиру сваке компоненте са вредностима 1, 3 или 5, у складу са примењеном тростепеном скаларном бодовном скалом. Категорија „средње-висок“ уведена је као прелазна класа у случајевима када врста испољава умерену до високу изложеност стресорима у оквиру НРРО и/или Clim компоненте, али задржава стабилност у осталим показатељима. У Табели 7. се налазе критеријуми категоризације, као и детаљна тумачења сваког нивоа отпорности и еколошке прилагодљивости врсте (Jakovljević *et al.*, 2024).

Табела 7. Финална бодовна скала модела ESHIPPOClim за процену нивоа отпорности и еколошке прилагодљивости врсте у односу на различите степене утицаја антропогених стресора и климатских промена.

ESHIPPOClim				
Еколошка специјализација (ES)	< 6	7–15	16–30	
Ниво специјализације	низак	умерен	висок	
Индекс локалне одрживости рибљих популација (ILSFP)	< 7	8–15	16–26	27–35
Ниво одрживости	низак	умерен	умерено – висок	висок
Антропогени стресори (HIPPO)	< 5	6–15	17–20	21–25
Ниво утицаја HIPPO фактора	низак	умерен	умерено – висок	висок
Климатске промене (Clim)	< 3	4–9	10–12	13–15
Ниво утицаја климатских промена	низак	умерен	умерено – висок	висок
Финални збир бодова (ES + ILSFP + HIPPO + Clim)	< 21	22–55	56–63	64–105
Ниво отпорности и еколошке прилагодљивости	низак	умерен	умерено-висок	висок

 **низак ниво:** врсте са ограниченом прилагодљивошћу и отпорношћу, осетљиве на промене у животној средини. Ове врсте тешко подносе и умерене утицаје стресора, што често доводи до пада популационих индикатора.

 **умерен ниво:** врсте показују умерену способност прилагодљивости, али са ограниченом ефикасношћу. Одржавају стабилност у типичним условима животне средине и испољавају извесну реакцију на присуство нових стресора. Могу бити угрожене наглим или интензивним променама у животној средини.

 **умерено-висок ниво:** врсте испољавају умерену ка високој прилагодљивости, што им омогућава да одрже стабилност чак и у условима високог стреса. Ове врсте показују значајну отпорност и способност ефикасне адаптације при интензивним променама у животној средини.

 **висок ниво:** врсте са изразито високом прилагодљивошћу у повољним условима и способношћу брзе реакције на нове стресоре. Карактерише их висока отпорност и потенцијал да служе као „системи раног упозорења“ (енгл. early warning system), јер се брзо и ефикасно прилагођавају променама у животној средини.

Велика предност оваквог начина моделовања је могућност посматрања сваке компоненте у моделу посебно (Simić *et al.*, 2023) и разумевања колики је њен удео у резултатима моделовања, односно у дефинисању нивоа отпорности и еколошке прилагодљивости врсте у различитим условима животне средине. Модел је комплексан у смислу обухватања готово свих важних аспеката који утичу на то колики је адаптивни потенцијал одређене врсте, а са друге стране, применом тростепене бодовне скале на једноставан начин сумира и презентује сложене еколошке обрасце. Модел омогућава свеобухватно разумевање односа између врсте и различитих услова у воденој средини, при чему истовремено пружа могућност дубље анализе и идентификовања најзначајнијих параметара који одређују степен отпорности и еколошке прилагодљивости врсте на антропогене стресоре и утицај климатских промена.

3.6. Вишедимензионални приступ анализи трендова и флукуација компоненти ESHIPPOClim модела

У циљу анализе комплексних образаца унутар модела ESHIPPOClim, спроведена је вишеслојна визуелна и дескриптивна анализа компоненти модела, као и укупног скорa. За сваку од компоненти Clim, HIPPO, и ES + ILSFP извршена је индивидуална процена расподеле вредности и просторне динамике. Укупни скор модела (ESHIPPOClim sum) и појединачне компоненте приказани су у растућем редоследу у фацетираном графичком формату, чиме је омогућено праћење облика кретања и упоредна анализа трендова. Поред тога, за потребе бољег сагледавања унутаркомпонентне варијабилности, креирана је скалирана топлотна мапа (*енгл.* heatmap) нормализацијом података по компонентама помоћу *min-max* трансформације (Pawluczuk & Iskrzyński, 2023), чиме су све вредности сведене на интервал 0 – 1. Имајући у виду да број, па самим тим и збир индикатора у оквиру различитих компоненти није исти, примењена метода је омогућила независно приказивање просторних флукуација унутар сваке компоненте, без доминације компоненти са већим апсолутним вредностима (Beule & Karlowsky, 2020). Расподела вредности по компонентама додатно је процењена путем *boxplot* графикана, који је омогућио увид у интерквartilне опсеге, медијану и присуство аутлајера.

Све анализе и визуелизације извршене су у програмском језику Python, коришћењем библиотека *matplotlib*, *seaborn*, *pandas* и *sklearn.preprocessing* за стандардизацију података.

3.7. Анализа међусобних односа и утицаја индикатора у оквиру компоненти ESHIPPOClim модела

У циљу испитивања утицаја индикатора у оквиру сваке компоненте, сложених интеракција и дефинисање односа између одрживости популација (ILSFP) у контексту различитих нивоа антропогеног притиска (HIPPO) и утицаја климатских промена (Clim), примењен је ненадгледани алгоритам за редукцију димензионалности UMAP. Сет података са параметрима који међусобно нису линеарно зависни, индиковао је примену UMAP алгоритма. Компонента еколошке специјализације (ES) није укључена у анализу како би се избегло уношење „шума“ у сет података, будући да је вредност ES фиксна за сваку врсту и не одражава варијације на нивоу појединачних локација.

Улазна матрица састојала се из 63 реда (ред се односи на популације двопругасте уклице са одређених локалитета узорковања/реку, при чему су неке реке биле заступљене са више речних зона) и 15 колона (компоненте ILSFP, HIPPO и Clim). Пре примене модела, подаци су трансформисани помоћу Хелингерове трансформације, имајући у

виду да се UMAP заснива на еуклидској дистанци. Систематском анализом броја најближих суседа ($n_neighbors$) у опсегу од 5 до 50, утврђено је да је вредност $n_neighbors = 15$ најпогоднија за очување равнотеже између глобалне и локалне структуре података. Поред тога, параметри $min_dist = 0,1$ и $spread = 1,0$ подешени су ради адекватне регулације густине тачака у UMAP простору (Milošević *et al.*, 2022; Jakovljević *et al.*, 2023, 2024). Дводимензионални UMAP простор коришћен је за груписање „виртуелних“ популација двопругасте уклије на одређеним рекама/локалитетима узорковања на основу сличности, применом хијерархијског кластеровања заснованог на графовима, као иницијални корак за даљу анализу. Упоредо, као допунска анализа, израчунат је Спирманов коефицијент корелације по ранговима (ρ) ради испитивања односа између ILSFP, HIPPO и Clim фактора и утврђивања да ли климатски фактори појачавају укупан утицај антропогених стресора.

3.8. Имплементација класификационих модела машинског учења за процену тачности и предиктивне моћи ESHIPPOClim модела

Машинско учење је коришћено као алат за процену исправности формулисања модела ESHIPPOClim и за тестирање тачности и предиктивне моћи. Ова техника омогућила је квантитативну анализу способности модела да правилно предвиди исходе, као и да утврди степен прилагођености стварним подацима, што је кључно за валидацију и унапређење модела (Jakovljević *et al.*, 2024).

Четири најсавременија вишекласна модела машинског учења (*енгл.* machine learning, ML), а то су: стабло одлучивања (*енгл.* Decision Tree, DT), K-најближи суседи (*енгл.* K-nearest neighbor, Knn), случајна шума (*енгл.* Random Forest, RF) и линеарна дискриминантна анализа (*енгл.* Linear Discriminant Analysis, LDA), коришћена су за процену тачности и предиктивне моћи ESHIPPOClim модела, као и за идентификацију најзначајнијих параметара који утичу на популације двопругасте уклије. Најзначајнији HIPPO и Clim фактори визуелно су приказани применом модела стабло одлучивања (DT) (Jakovljević *et al.*, 2023; Arrighi & Castelli, 2023; Jakovljević *et al.*, 2024). Поред тога, ови модели су проценили и потенцијал двопругасте уклије као индикатора „раног упозорења“ за антропогене стресоре и ефекте климатских промена.

Као улазни подаци за моделовање помоћу машинског учења, коришћена је Excel матрица са вредностима 1, 3 и 5, која је добијена применом ESHIPPOClim протокола за евалуацију. Као излазне вредности (предикције/класе) у свим моделима машинског учења коришћени су кластери добијени UMAP анализом (Табела 16). Овај приступ ослања се на предност UMAP алгоритма у откривању сложених, нелинеарних односа и ефикасној редукцији димензионалности (McInnes & Healy, 2018). Кластери представљени у Табели 9 ефикасно дефинишу ниво отпорности и локалне одрживости популација двопругасте уклије у односу на различит степен деловања антропогених стресора и климатских промена у животној средини. UMAP кластери су послужили као основ за побољшање способности модела машинског учења да идентификују и класификују податке у складу са скривеним обрасцима и структуром података.

Функција *train_test_split* као део пакета *scikit-learn* библиотеке у Python-у (Pedregosa *et al.*, 2011) коришћена је за поделу сета података на три подгрупе за: тренинг (70%), валидацију (20%) и тестирање (10%). Ова подела представља кључни корак у процесу моделирања, јер омогућава ефикасну процену перформанси модела и спречава претренираност. Тренирајући сет се користи за обуку модела, валидациони сет служи за фино подешавање хиперпараметара и праћење способности генерализације током

развоја модела, док тестирајући сет обезбеђује објективну процену коначне тачности модела на до тада непознатим подацима.

Пре тренирања модела, извршена је провера избалансираности скупа података. Перформансе модела евалуиране су помоћу више метрика класификације: тачност (енгл. Accuracy), прецизност (енгл. Precision), одзив (енгл. Recall) и F1 скор (енгл. F1 Score) (Arrighi & Castelli, 2023; Krtolica *et al.*, 2023; Jakovljević *et al.*, 2024).

Тачност (енгл. Accuracy) представља удео тачно класификованих инстанци (енгл. True positive, TP) у укупном броју и израчуната је према формули:

$$\text{Тачност} = \frac{\text{број исправно класификованих инстанци}}{\text{укупан број инстанци}} = \frac{\sum_{i=1}^K TP_i}{N}$$

Прецизност (енгл. Precision) одређује колико је заправо исправно тачно класификованих инстанци од укупног броја које су класификоване као позитивне, према формули:

$$\text{Прецизност} = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^K \frac{TP_i}{TP_i + FP_i}$$

Одзив (енгл. Recall) представља удео пронађених позитивних инстанци у свим позитивним инстанцама и израчунава се према формули:

$$\text{Одзив} = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^K \frac{TP_i}{TP_i + FN_i}$$

F1 скор представља хармоничну средину прецизности и одзива, а рачуна се према формули:

$$\text{F1 скор} = \frac{1}{K} \sum_{i=1}^K \frac{2 \times \text{Precision}_i \times \text{Recall}_i}{\text{Precision}_i + \text{Recall}_i}$$

За све наведене евалуативне метрике, вредност 0 означава најлошије, а вредност 1 најбоље постигнуте перформансе модела. Сви модели су развијени и имплементирани у програмском језику Python 3.6, у оквиру *Spyder* окружења.

4. Резултати

4.1. Популациони параметри и параметри животне средине двопругасте уклије

Полазећи од прикупљеног скупа података који обухвата просторну и временску динамику популација двопругасте уклије у периоду од 2010. до 2021. године, применом свеобухватног методолошког оквира за анализу популационе динамике, утврђени су кључни параметри који на репрезентативан начин обликују структуру и дистрибуцију, а осликавају стање посматраних популација. Имајући у виду обим и комплексност прикупљених података, у Табели 8 су приказани резултати дескриптивне статистике, који обухватају минималне и максималне вредности, средње вредности и стандардне девијације за све анализиране параметре. Комплетна база података, распоређена по локалитетима и параметрима, доступна је у Прилогу 1.

Табела 8. Дескриптивна статистика са минималним, максималним и средњим вредностима и одговарајућим стандардним девијацијама ($\pm SD$) за испитиване параметре популација двопругасте уклије и срединске параметре.

Параметри	Јединице мере	Мин.	Макс.	Средња	$\pm SD$
Продукција (P)	kg/km ²	0,02	32,88	1,39	3,19
Абуданца (Ab)	N/km	28,00	2240,00	419,87	430,93
Биомаса (B)	kg/km	0,08	23,90	2,72	3,38
Средња дужина тела (L)	cm	3,51	13,70	8,44	1,55
Средња тежина тела (W)	g	1,00	29,20	6,73	3,78
Узрасне класе (A)	/	1,00	5,00	2,34	0,60
Кондициони фактор (CF)	/	0,74	1,15	0,94	0,16
Температура (T)	°C	8,40	27,10	17,79	4,33
Електропровољивост (EC)	($\mu S/cm^3$)	60,00	1300,00	364,27	149,29
pH (0 – 7)	0-14	6,70	10,33	8,15	0,66
Концентрација раствореног кисеоника (DO)	mg/l	4,75	13,70	9,32	5,51
Сатурација (DO%)	%	52,50	173,70	103,58	9,71
Тврдоћа (H)	(CaCO ₃) (mg/l)	80,00	650,00	186,85	77,51
Надморска висина (ALT)	m	34,00	970,00	341,44	176,84

4.2. Дужинско-тежински односи и кондициони фактор

За потребе одређивања структуре и динамике популација двопругасте уклије на територији Србије, анализирана је укупно 3041 јединка прикупљена у наведеном периоду истраживања. Тотална дужина јединки кретала се од минималних 3,5 cm до максималних 13,7 cm, са просечном дужином од $8,44 \pm 1,55$ cm, док је тежина варирала од 1,0 до 29,2 g, са просечном вредношћу од $6,73 \pm 3,78$ g (Табела 9).

Резултати расподеле дужине и тежине, дужинско-тежинских односа (LWR) и Фултоновог кондиционог фактора, систематизовани су и приказани у Табели 9, како за појединачне године узорковања, тако и за укупан узорак (сума свих година истраживања и свих јединки).

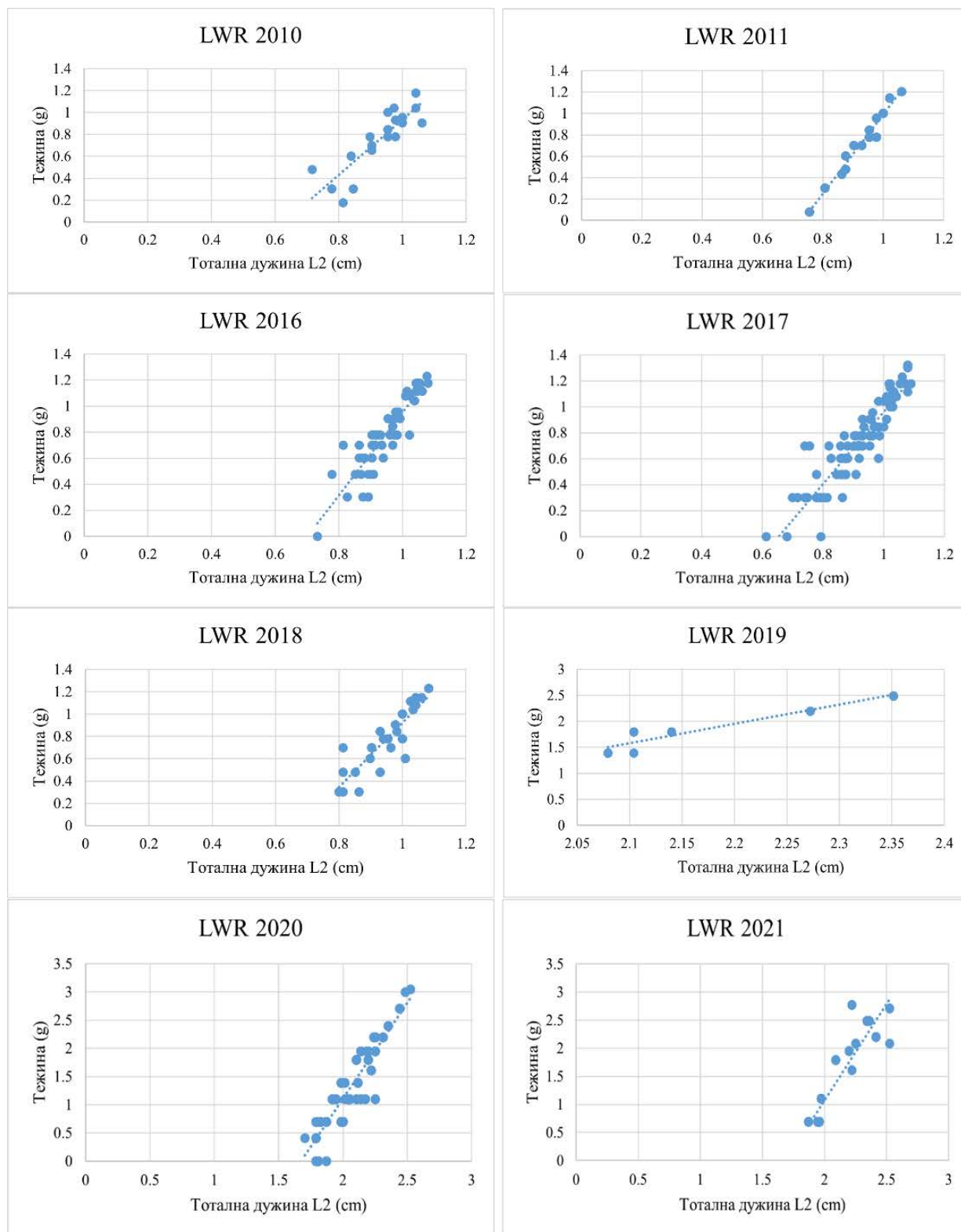
Коефицијент регресије b , који дефинише нагиб регресионе криве и представља индикатор типа раста у односима дужине и тежине, кретао се у оквиру очекиваног интервала од 2 до 4, са забележеним вредностима у распону од 2,533 до 3,740. За укупан узорак утврђена је вредност $b = 3,258$ (Табела 9). Ипак, t -тест је указао на статистички значајну разлику између добијених вредности коефицијента b по годинама узорковања и теоријске вредности за изометријски раст ($b = 3$), са нивоом значајности $p < 0,05$, што указује на присуство позитивног алометријског раста.

Коефицијент детерминације (r^2), као индикатор степена повезаности дужине и тежине, варирао је од 0,745 до 0,967, а линеарна регресија била је статистички значајна за све године узорковања (ANOVA, $p < 0,05$, $df = 1$). Графички приказ дужинско-тежинских односа према различитим годинама истраживања приказан је на Слици 8.

Највиша вредност Фултоновог фактора кондиције забележена је 2017. године (1,15), док је најнижа вредност утврђена 2021. године (0,78). Просечна вредност Фултоновог коефицијента кондиције (CF) за укупан узорак износила је $0,94 \pm 0,16$, што указује на задовољавајуће опште стање кондиције јединки унутар анализираних популација (Табела 9).

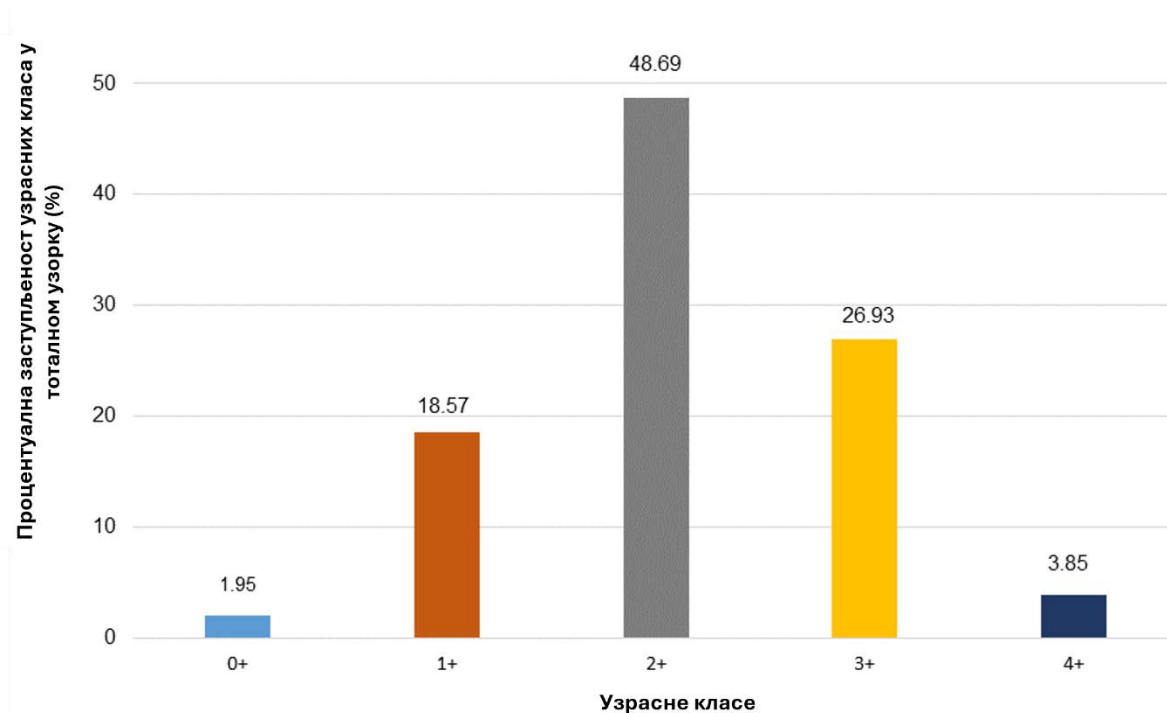
Табела 9. Параметри дужинско-тежинских односа, Фултонов кондициони фактор и тип раста врсте двопругасте уклије у Србији; (N – број локација узорковања по години; n – укупан број узоркованих јединки; опсег L и W – минималне и максималне вредности укупне дужине и масе; a – пресек; b – коефицијент регресије; Seb – стандардна грешка коефицијента b; r^2 – коефицијент детерминације; CF – средња вредност Фултоновог кондиционог фактора за сваку годину узорковања; Secf – стандардна грешка за CF; A – алометријски тип раста (A– и A+ означавају негативан и позитиван алометријски раст).

Год.	N	n	Опсег L (cm)	Опсег W (g)	b	Seb	a	r^2	CF	Secf	A
2010	10	118	5,2–11,5	1,5–15,0	2,533	0,249	0,025	0,745	0,98	0,08	A–
2011	14	277	3,5–11,5	1,2–16,0	2,848	0,221	0,013	0,967	0,89	0,05	A–
2016	17	344	5,4–12,0	1,0–17,1	3,184	0,216	0,005	0,818	0,91	0,03	A+
2017	53	1322	5,0–13,7	2,0–29,2	2,780	0,119	0,015	0,841	1,15	0,03	A–
2018	14	450	6,3–12,1	2,0–17,2	2,873	0,327	0,011	0,762	0,89	0,05	A–
2019	4	76	8,0–10,5	4,0–12,0	3,740	0,096	0,001	0,953	0,98	0,01	A+
2020	29	315	5,5–12,5	1,0–21,0	3,384	0,080	0,003	0,832	0,79	0,01	A+
2021	7	139	6,5–12,5	2,0–16,0	3,438	0,123	0,002	0,849	0,78	0,02	A+
Укупни узорак	148	3041	3,5–13,7	1,0–21,0	3,258	0,053	0,004	0,889	0,94	0,02	A+



Слика 8. Графички приказ дужинско-тежинских односа (*енгл.* LWR, Length-Weight Relationship). На x оси налазе се вредности природног логаритма ($\ln$) тоталне дужине, док се на y оси налазе вредности природног логаритма ($\ln$) тежине јединки.

Анализа старосне структуре на основу узрасних класа показала је доминацију млађих јединки током целокупног периода истраживања. Узрасне категорије су обухватале јединке од 0+ до 4+, при чему је највећи удео имала категорија 2+ (48,62%), затим 3+ (26,93%), док су старије категорије (4+) биле релативно слабије заступљене (Слика 9).



Слика 9. Структура популација двопругасте уклије за укупни узорак на основу узрасних класа које су приказане као процентуална заступљеност сваке узрасне класе у укупном (тоталном) узорку.

4.3. Раст јединки, стопа морталитета и степен експлоатације

Дужински раст јединки двопругасте уклије на истраживаним локалитетима током различитих година, анализиран је на основу измерених (емпиријских) дужина тела, као и теоријских вредности добијених повратним прорачунима примењујући фон Берталанфијев модел раста (Табела 10).

Коефицијент раста (K) представља брзину којом јединке достижу асимптотску дужину (L_{∞}), односно максималну дужину карактеристичну за популацију. Најнижа вредност асимптотске дужине тела (L_{∞}) и највиши коефицијент раста (K) забележени су 2017. године ($L_{\infty} = 12,48$ cm; $K = 0,41$ год⁻¹), док је 2010. године утврђена највиша вредност L_{∞} и нижа вредност K ($L_{\infty} = 17,30$ cm; $K = 0,22$ год⁻¹). За укупан узорак израчунате су вредности $L_{\infty} = 17,11$ cm и $K = 0,22$ год⁻¹. На основу резултата t -теста, није утврђена статистички значајна разлика у вредностима параметара L_{∞} , K и t_0 између различитих година узорковања и укупног узорка ($p = 0,190$; $p > 0,05$). Индекс перформанси раста (ϕ') износио је 1,81 за тотални узорак. Природни (M), риболовни (F) и укупни (Z) морталитет износили су 1,06, 0,03 и 1,09, а степен експлоатације 0,01 такође за укупан узорак.

Параметри фон Берталанфијевог модела раста L_{∞} , K , и t_0 , као и индекс перформанси раста (ϕ'), стопе морталитета (природни морталитет M , риболовни морталитет F и укупан морталитет Z), као и степен експлоатације (E) за сваку годину истраживања као и за укупни узорак сумирани су и представљени у Табели 10.

Табела 10. Резултати фон Берталанфијевог модела раста (са $\pm 1,89$ SD за параметар L_{∞} тоталног узорка), индекс перформанси раста (ϕ'), стопе морталитета (природни морталитет M , риболовни морталитет F и укупан морталитет Z), као и степен експлоатације (E).

Година	фон Берталанфијева једначина раста	$\pm$ SD	ϕ'	M	F	Z	E
2010**	$L_t = 17,30 [1 - e^{(-0,22(t + 1,70))}]$		1,82	0,93	0,08	1,01	0,07
2011	$L_t = 14,79 [1 - e^{(-0,29(t + 0,37))}]$		1,80	1,21	0,01	1,22	0,008
2016	$L_t = 17,04 [1 - e^{(-0,22(t + 0,76))}]$		1,80	1,07	0,06	1,13	0,05
2017*	$L_t = 12,48 [1 - e^{(-0,41(t + 0,35))}]$		1,80	1,41	0,02	1,43	0,01
2018	$L_t = 16,99 [1 - e^{(-0,23(t + 0,67))}]$		1,82	0,94	0,08	1,02	0,07
2019	$L_t = 13,34 [1 - e^{(-0,37(t + 0,56))}]$		1,82	1,15	0,02	1,17	0,01
2020	$L_t = 13,37 [1 - e^{(-0,36(t + 0,57))}]$		1,81	1,40	0,01	1,41	0,007
2021	$L_t = 13,70 [1 - e^{(-0,34(t + 0,60))}]$		1,81	1,26	0,06	1,32	0,04
Укупан узорак	$L_t = 17,11 [1 - e^{(-0,28(t + 0,93))}]$	$\pm 1,89$	1,81	1,06	0,03	1,09	0,01

(* -минимална вредност L_{∞} и максимална вредност K ; ** обрнуто)

4.4. Интегративна анализа популационих и еколошких параметара двопругасте уклије

У оквиру прелиминарне анализе извршено је израчунавање Спирманових коефицијената корелације по ранговима (ρ) за све парове посматраних променљивих, са циљем утврђивања статистички значајних повезаности између параметара популација двопругасте уклије и срединских параметара, као и међусобних односа између самих срединских параметара. Резултати корелационе анализе приказани су у Табели 11, где су дати Спирманови коефицијенти корелације који илуструју ниво повезаности између популационих и срединских параметара. У табели су посебно означене корелације које нису статистички значајне, ознаком *nss* (енгл. *non-statistically significant*), док су статистички значајне корелације истакнуте на нивоу поузданости $p < 0,001$.

Популациони параметри показују међусобну позитивну повезаност (нпр. продукција P , биомаса B и абунданца Ab), док су у негативној корелацији са појединим параметрима животне средине, као што су електропроводљивост (EC), дубина (H), pH и надморска висина (ALT). Посебно је уочена умерено јака негативна корелација са параметрима EC , pH и ALT . Најизраженија негативна повезаност установљена је између електропроводљивости (EC) и абунданце (Ab). Температура воде (T) је показала слабу негативну корелацију са популационим параметрима, док су концентрација кисеоника (DO) и сатурација ($DO\%$) били у позитивној корелацији са популационим параметрима.

Табела 11. Спирманов коефицијент корелације по ранговима (ρ) за све парове променљивих. Позитивне и негативне корелације су истакнуте браон и плавим нијансама, са линеарном градацијом боја како се вредности повећавају.

	P	Ab	B	L	W	A	CF	T	EC	pH	DO	DO%	H	ALT
P	1,000	0,850	0,890	0,168	0,213	0,382	0,111	-0,038	-0,404	-0,450	0,038	0,015	-0,348	-0,451
Ab		1,000	0,870	nss	nss	0,265	0,051	-0,183	-0,875	-0,574	0,117	0,084	-0,271	-0,481
B			1,000	0,247	0,310	0,344	0,216	-0,117	-0,614	-0,524	0,066	nss	-0,166	-0,452
L				1,000	0,790	0,017	0,050	-0,037	-0,107	-0,080	nss	-0,051	-0,112	-0,470
W					1,000	0,092	0,454	-0,038	-0,052	-0,024	-0,037	-0,092	-0,018	-0,205
A						1,000	0,105	nss	-0,208	0,020	-0,064	-0,116	-0,107	-0,104
CF							1,000	nss	0,017	-0,011	-0,110	-0,111	nss	0,099
T								1,000	0,177	-0,060	-0,317	0,108	0,142	-0,448
EC									1,000	0,474	-0,098	0,035	0,886	-0,280
pH										1,000	0,164	0,229	-0,073	0,118
DO											1,000	0,655	-0,172	0,218
DO%												1,000	-0,059	0,100
H													1,000	-0,316
ALT														1,000

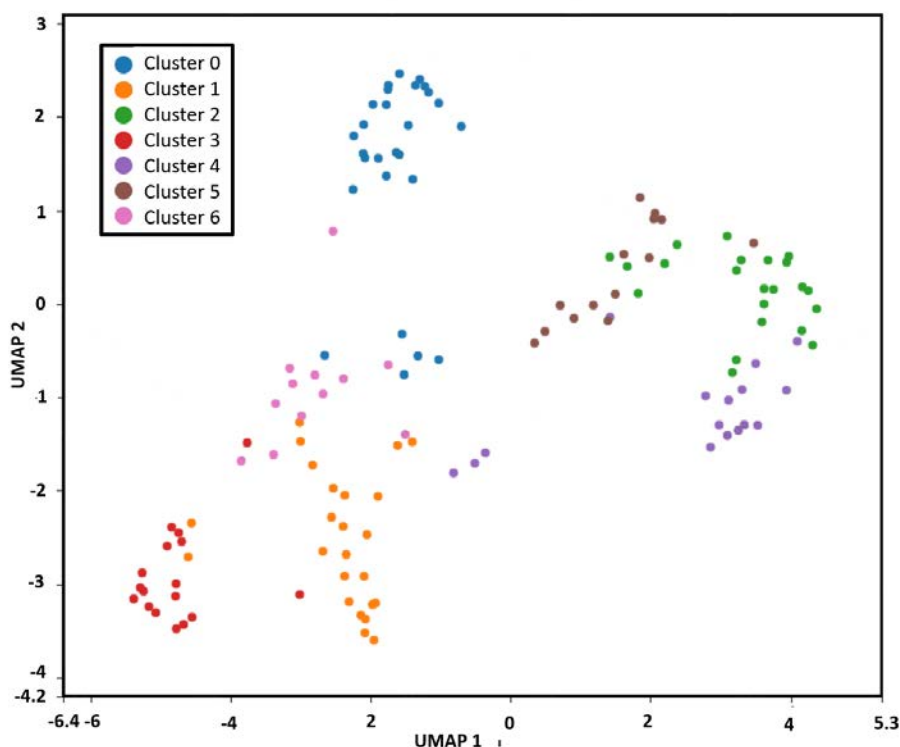
4.4.1. Резултати кластеризације и структурне анализе помоћу UMAP и Decision Tree

Применом UMAP модела, популације са укупно 132 локалитета ординисане су у дводимензионалном простору (Слика 10), након чега су класификоване у седам различитих кластера помоћу алгоритма Стабла одлучивања (Decision Tree) (Слика 11). Ординациони распоред јасно одражава градијенте популационих и срединских параметара, при чему надморска висина (ALT) представља изузетак у идентификованим обрасцима.

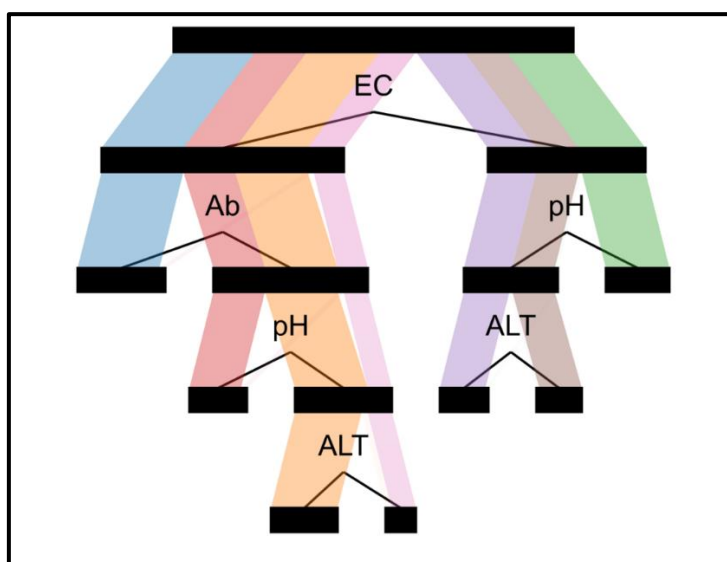
Примарни градијент у UMAP дводимензионалном простору био је доминантно повезан са електропроводљивошћу воде (ЕС), која се издвојила као кључни параметар у раздвајању популација на седам кластера. Поред електропроводљивости, pH вредност и надморска висина (ALT) такође су утицале на структуру ординационог распореда.

Анализа је показала постепен прелаз са леве на десну страну UMAP простора, где су локалитети са нижим вредностима ЕС, тврдоће (Н) и pH, али са вишим концентрацијама раствореног кисеоника (DO), били распоређени на левој страни, док су на десној доминирале локације са повишеним вредностима ЕС, Н и pH, али смањеним садржајем DO (Слике 10 и 11).

Локалитети са високом абунданцом, продукцијом и биомасом били су углавном концентрисани у доњем левом углу UMAP простора, док су на десној страни били смештени локалитети са нижим вредностима ових параметара (Слика 10). Надморска висина (ALT) показала је значајан утицај на просторну дистрибуцију врсте, при чему је кластер 0 обухватио 27 локација са нижим вредностима електропроводљивости и тврдоће, као и са углавном нижим температурама на већим надморским висинама, што га је јасно издвојило од осталих кластера (Слика 11).



Слика 10. Резултати UMAP ординационог модела. Боје представљају раздвојене популације у седам различитих кластера Свака тачка у дводимензионалном UMAP простору представља појединачну популацију са датог локалитета. Кластери распоређени у доњем левом делу UMAP простора (обојени у црвено, наранџасто и ружичасто) карактерисани су вишим вредностима популационих параметара, што је праћено нижим вредностима електропроводљивости, температуре и тврдоће воде, као и вишим уделом раствореног кисеоника, за разлику од кластера у горњем десном делу (обојених у зелено, браон и љубичасто).



Слика 11. Визуелни приказ резултата машинског учења помоћу Стабла одлучивања којим су детектовани кључни параметри за кластеризацију анализираних популација на Слици 10; EC – електропроводљивост, Ab – абунданца, pH, ALT – надморска висина.

4.5. Резултати ESHIPPOClim еколошког моделовања

4.5.1. Прелиминарна анализа популационих карактеристика и корелација пре примене ESHIPPOClim еколошког моделовања

Експлоративном анализом свих параметара обухваћених ESHIPPOClim моделом (сирови подаци односно иницијални подаци за евалуацију), абунданца је идентификована као примарни индикатор за праћење дугорочних промена у динамици популација двопругасте уклије у контексту HIPPOClim фактора.

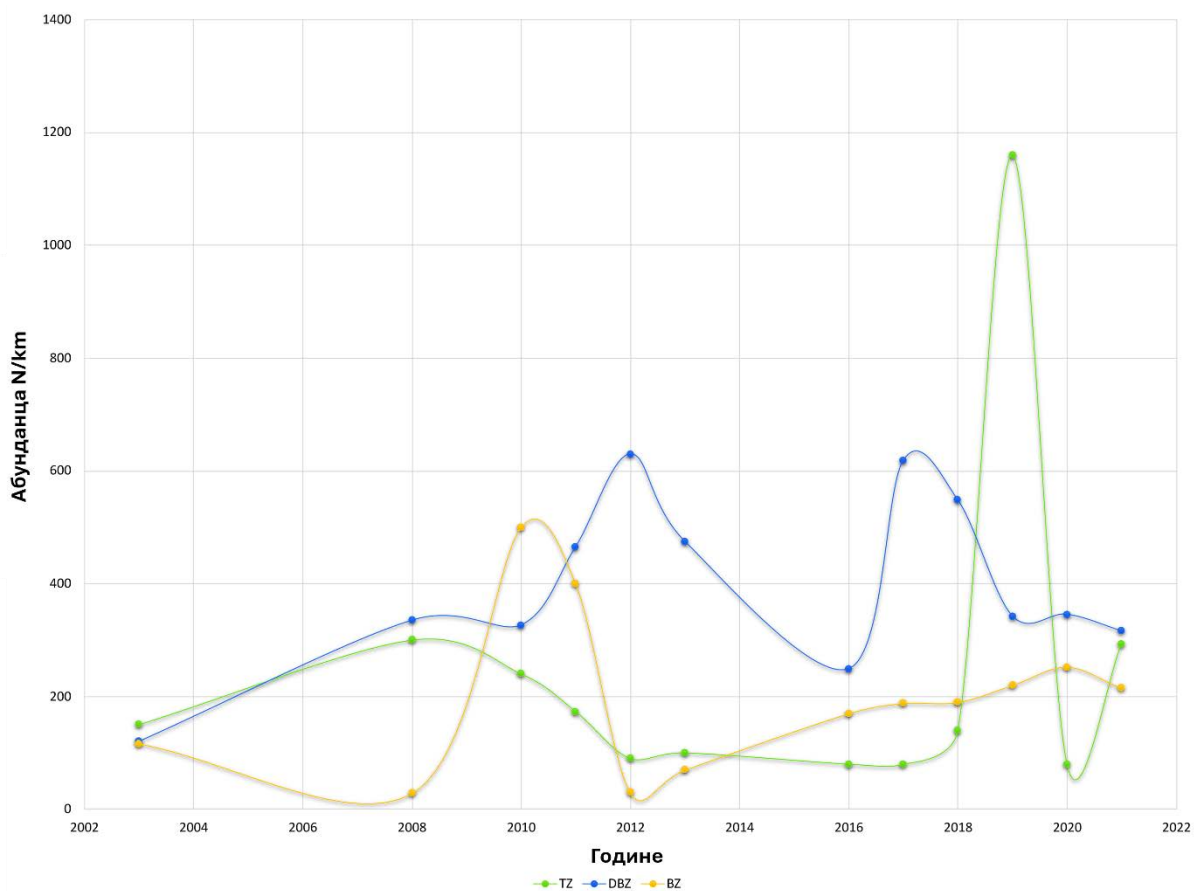
Анализа дугорочних варијација у бројности двопругасте уклије унутар три главне речне зоне у односу на доминантне рибе заједнице показала је да је врста најзаступљенија у зони поточне мрене, која представља њено примарно станиште. Иако је присутна и у зони пастрмке, као и у зони речне мрене, бројност у тим подручјима била је значајно мања.

Током истраживаног периода, уочене су изражене флукуације у бројности популације, са регистрованим позитивним и негативним екстремима почев од 2010. године (Слика 12). Значајно продирање двопругасте уклије у зону пастрмке забележено је 2019. године, када је регистрована висока бројност ($> 1000 \text{ N/km}$). Такође, од 2012. године приметан је благ, али континуиран раст бројности и у зони речне мрене.

Зона липљена, у којој је присуство двопругасте уклије забележено само у реци Ивањичка Моравица (Слика 4), није приказана на Слици 12, услед ограничене заступљености врсте у том подручју.

Спирманов коефицијент корелације по ранговима (ρ) показао је да је бројност двопругасте уклије у позитивној корелацији са доминантношћу и биомасом, док је у негативној корелацији са степеном загађености станишта.

Поред тога, забележена је умерено позитивна корелација између абунданце и просечне температуре воде ($\rho = 0,39$), што указује на потенцијални утицај топлијих услова на повећање бројности јединки. Насупрот томе, параметри доминантности и фреквентности показали су негативну корелацију са просечном температуром ваздуха ($\rho = -0,30$ и $\rho = -0,32$), сугеришући да повишене температуре ваздуха могу ограничити доминантност јединки у рибељој заједници (Табела 12).



Слика 12. Дугорочни тренд бројности двопругасте уклије распоређен према речним зонама. TZ – зона пастрмке, DBZ – зона поточне мрене, BZ – зона речне мрене. Зона липљена није представљена јер је забележена само на једном локалитету.

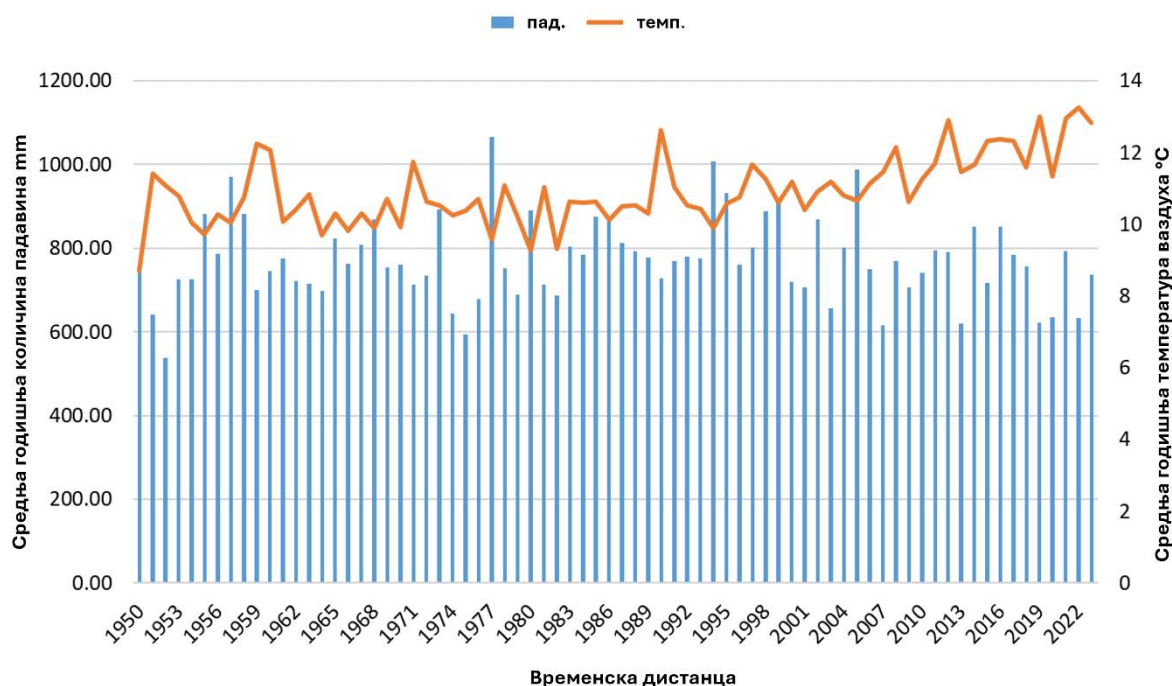
Табела 12. Спирманов коефицијент корелације по ранговима (ρ) за све парове анализираних параметара у оквиру ESHIPPOClim модела, уз градацију боја у складу са интензитетом корелације.

$Rho(\rho)$ коэф.	fdom	ffreq	Ab	B	L	A	CF	H	I	P	H2	O	Tmean	Pmean	Wtmean
fdom	1,000														
ffreq	0,500	1,000													
Ab	0,717	0,280	1,000												
B	0,228	0,068	0,583	1,000											
L	0,089	0,153	-0,013	-0,027	1,000										
A	0,276	0,123	0,043	-0,007	-0,132	1,000									
CF	0,089	0,176	-0,007	-0,202	0,231	0,221	1,000								
H	-0,043	-0,142	0,118	0,271	-0,083	-0,158	-0,101	1,000							
I	-0,046	-0,105	0,197	0,370	0,064	0,100	-0,043	0,424	1,000						
P	-0,383	-0,113	-0,493	-0,033	-0,017	0,177	-0,082	0,180	0,381	1,000					
H	-0,120	-0,115	0,167	0,160	0,166	0,129	0,061	0,137	0,326	0,607	1,000				
O	0,043	0,098	0,120	0,116	0,247	0,073	0,198	0,078	0,240	0,399	0,596	1,000			
Tmean	-0,301	-0,322	-0,159	-0,085	-0,204	0,116	-0,260	0,176	0,239	0,584	0,121	-0,068	1,000		
Pmean	-0,054	0,091	0,031	0,248	0,082	-0,040	-0,073	0,020	0,010	0,025	0,132	0,230	-0,065	1,000	
Wtmean	-0,197	-0,080	0,392	0,195	-0,045	0,170	-0,040	0,175	0,412	0,435	0,350	0,163	0,274	0,014	1,000

4.5.2. Климатски трендови у Србији: Промена температуре ваздуха, количине падавина и температуре воде

Анализа вишегодишњег скупа података, распоређеног по административним окрузима Републике Србије, као и збирно за целу територију земље, указала је на тренд пораста средње годишње температуре ваздуха (T_{mean}) током истраживаног периода (Слика 13). Пораст температуре констатован је у свим окрузима, без изузетка, што указује на уједначено загревање на територији целе Србије. Наранџаста линија која представља средњу годишњу температуру ваздуха показује јасан узлазни тренд током посматраног периода. Од 1950. године до данас, уочава се прогресивно повећање средњих годишњих температура, са израженијим растом након 1980. година. Овај тренд кореспондира са глобалним порастом температура, што је у складу са подацима о климатским променама на глобалном нивоу. Последњих двадесет година, температура је конзистентно изнад просека забележеног у претходним деценијама, што указује на значајан пораст температуре ваздуха на територији Србије.

Супротно томе, промене у средњој годишњој количини падавина (P_{mean}), приказане као плави стубићи, нису имале изражен тренд (Слика 13). Приметне су изражене осцилације из године у годину, без очигледног узлазног или силазног тренда. Ипак, може се уочити да су у појединим периодима, као што су 1960. и 1980. године, количине падавина биле нешто веће, док се у последњој деценији бележи благи пад, али не довољно изражен да би се могао означити као тренд. Међутим, уочен је благи пораст количине падавина у планинским подручјима југозападне Србије, посебно у Златиборском, Рашком и Моравичком округу. Сличан тренд није забележен у планинском региону југоисточне Србије, конкретно у Пиротском округу, што указује на просторне/регионалне разлике у дистрибуцији и количини падавина.



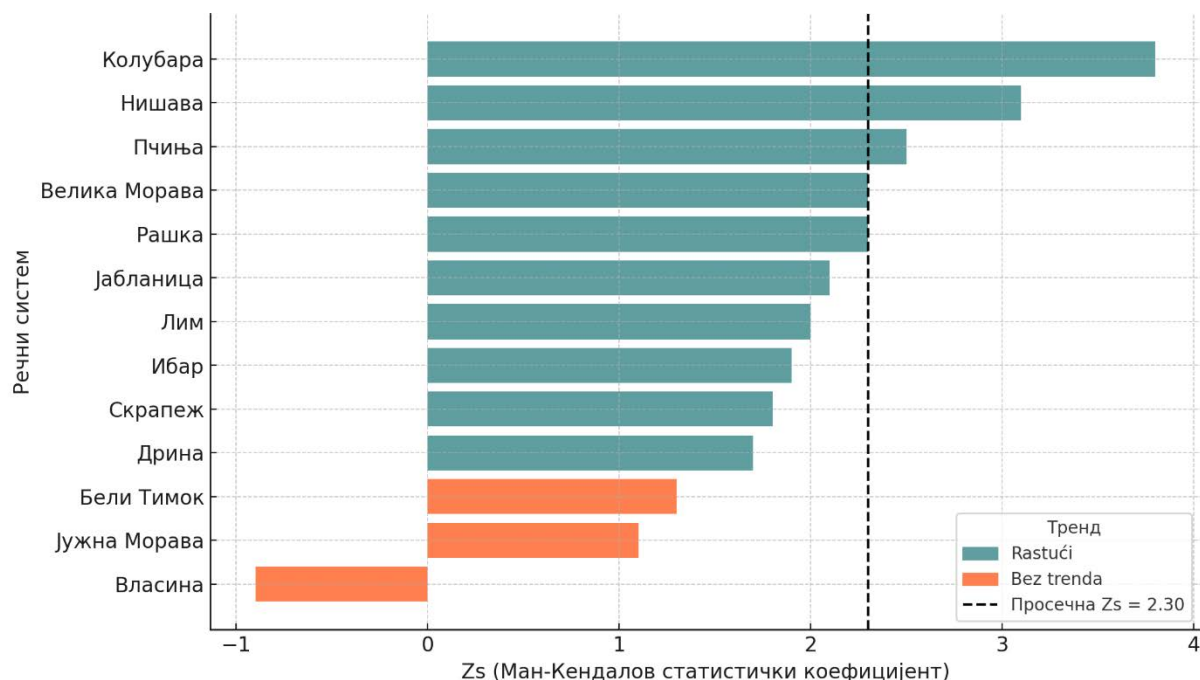
Слика 13. Сумирани дугорочни трендови средњих годишњих температура и количине падавина на територији Србије у периоду од 1950. до 2023. године.

Последично очигледном порасту температуре ваздуха, резултати Ман-Кендал тренд теста показали су статистички значајан тренд пораста средње годишње температуре воде ($p < 0,05$) у 10 од 13 анализираних референтних река (Табела 13). У сливу Западне Мораве, пораст је утврђен у рекама Ибар, Скрапеж и Рашка, док су у сливу Јужне Мораве значајни трендови уочени у Нишави и Јабланици. У главном току Јужне Мораве и Власини тренд није био значајан, при чему је за Власину констатована негативна Z_s вредност. У Великој Морави је регистрован пораст, док је Колубара, као засебан систем, такође показала снажан позитиван тренд раста температуре воде. У сливу Дрине тренд је утврђен у Дрини и Лиму, а у сливу Вардара у реци Пчињи. Без значајног тренда остале су реке Јужна Морава, Власина и Бели Тимок, а ако говоримо о сливовима само Тимок.

Табела 13. Резултати Ман-Кендал тренд теста за 13 референтних река у оквиру шест речних система у сливу Дунава (Црноморски слив) и један речни систем у сливу Вардара (Егејски слив). Географска позиција река приказана је на Слици 2.

Речни систем	Референтна река	Тренд	p	Z_s	S	Варијанса S	Пресек
Западна Морава	Ибар	Растући	0,018	2,346	145,0	3767,66	10,38
	Скрапеж	Растући	0,024	2,254	168,0	3432,00	11,25
	Рашка	Растући	0,006	2,710	152,0	3104,00	9,52
Јужна Морава	Јужна Морава	Без тренда	0,085	1,719	92,0	2800,00	12,23
	Нишава	Растући	0,004	3,494	159,0	2044,33	9,53
	Јабланица	Растући	0,009	2,604	30,0	124,00	11,26
	Власина	Без тренда	0,401	-0,838	-9,0	91,00	11,29
Велика Морава	Велика Морава	Растући	0,012	2,645	135,0	3645,41	10,78
Колубара	Колубара	Растући	0,001	3,88	167,0	1827,66	11,70
Тимок	Бели Тимок	Без тренда	0,104	1,623	19,0	89,00	11,24
Дрина	Дрина	Растући	0,028	2,138	111,0	2537,00	10,15
	Лим	Растући	0,012	2,490	154,0	3774,60	10,23
Вардар	Пчиња	Растући	0,037	2,785	112,0	2125,40	10,57

Посматрајући Ман Кендал статистичке коефицијенте, Z_s вредности у Табели 13, као показатеље интензитета тренда, уочава се присутност постепеног, али упорног загревања водених тела, при чему је варијабилност по речним системима значајна. Најизраженији раст уочен је у рекама Колубара ($Z_s = 3,88$) и Нишава ($Z_s = 3,49$). Визуелна интерпретација резултата приказана је на Слици 14, где су речни системи поређани по интензитету тренда, са јасно означеним правцем и статистичком релевантношћу.



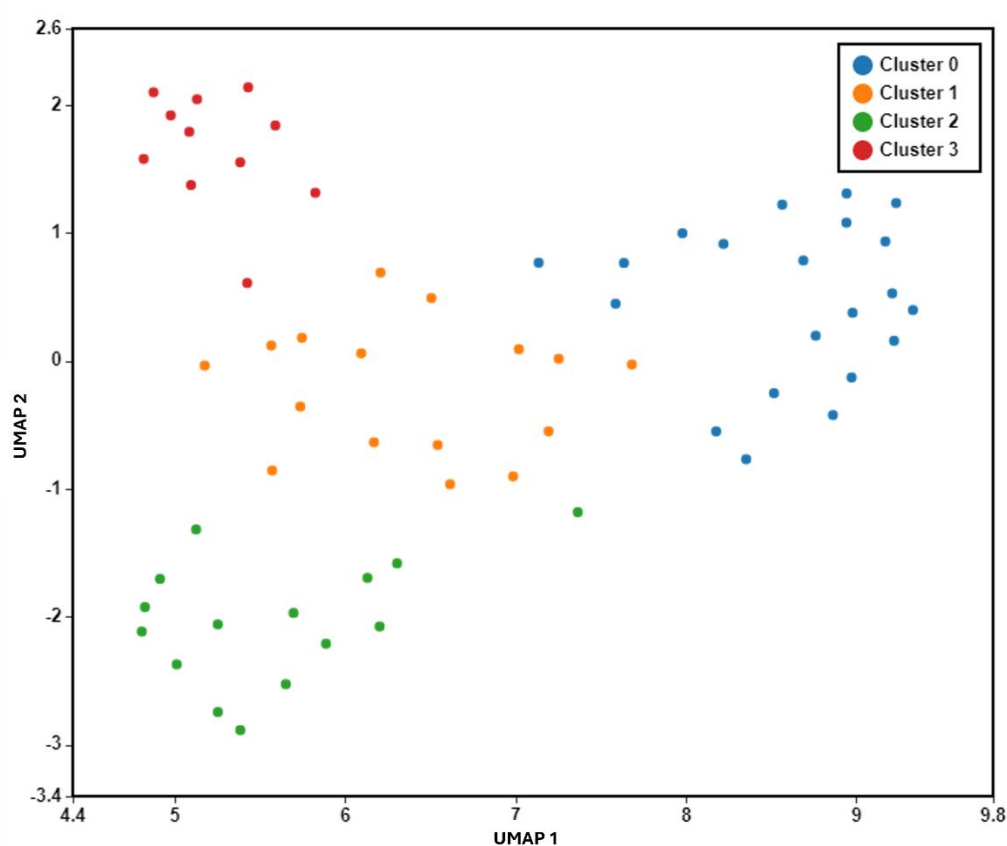
Слика 14. Интензитет трендова средње годишње температуре воде (W_{tmean}) са означеном просечном вредношћу Z_s коефицијента.

4.5.3. Приказ резултата анализа међусобних односа и утицаја компоненти модела ESHIPPOClim

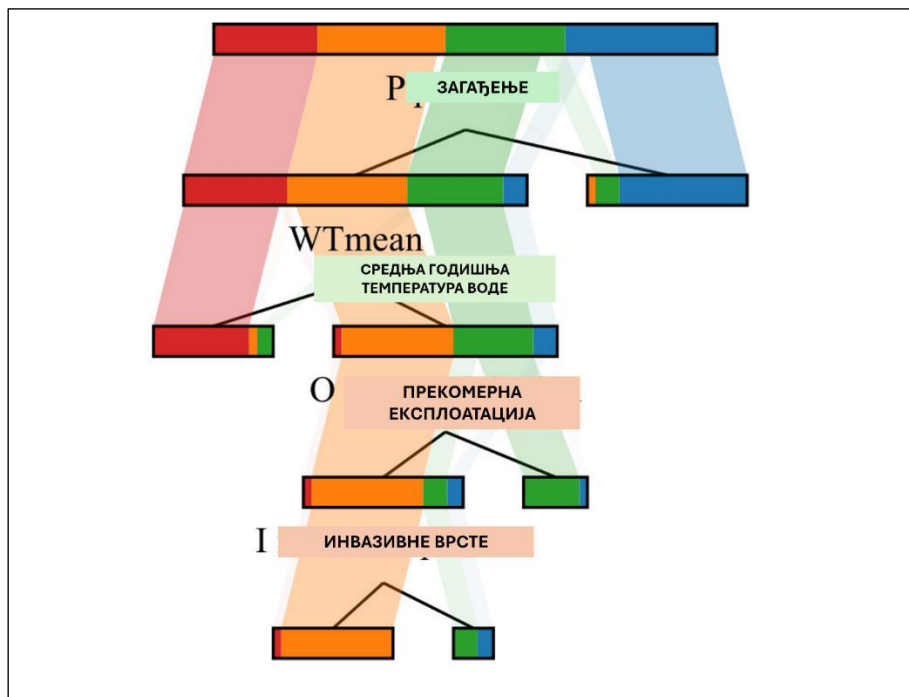
За истраживање комплексних образаца и моделовање одрживости популација двопругасте уклије на локалном нивоу, примењена је метода ординације уз редукцију димензионалности коришћењем ненадгледаног модела машинског учења UMAP и надгледаног алгоритма Стабла одлучивања (DT). Овај приступ омогућио је идентификацију просторних образаца унутар различитих еколошких услова, узимајући у обзир утицај HIPPO стресора (деградација станишта, унос инвазивних врста, загађење, раст хумане популације и прекомерна експлоатација) и климатских промена различитог интензитета.

Као резултат, 63 популације двопругасте уклије класификоване су у четири кластера (Слика 15) и издвојени су главни параметри за кластеризацију помоћу Стабла одлучивања (Слика 16). Ординациони распоред је углавном указао на градијент од нижих ка вишим вредностима популационих параметара, али и HIPPO и Clim, с лева на десно (Слика 15). Изузетак су параметри доминантност риба (f_{dom}) и учесталост риба ($ffreq$) који нису пратили градијент. Загађење (P) се издвојило као главни параметар који

је највише допринео диференцијацији популација у различите кластере. Одмах затим су се издвојили параметри: средња годишња температура воде (Wtmean), прекомерна експлоатација (O) и присуство инвазивних врста (Слика 16). У горњем десном углу дводимензионалног UMAP простора, у плавом кластеру (Кластер 0) сврстане су популације са високом абунданцом, доминантношћу и фреквентношћу, као и са вишим вредностима у оквиру HIPPO и Clim компоненте. Супротно, у доњем левом углу 2D UMAP простора, у наранџастом (Кластер 1) и зеленом (Кластер 2) кластеру диференциране су популације са средњим и нижим вредностима абунданце, доминантности и учесталости заједно са сличним вредностима антропогених стресора и климатских промена. Црвени кластер није пратио градијент (Кластер 3) и обухватио је реке/локалитете са високим вредностима доминантности и фреквентности, а опадајућим трендом абунданце и биомасе у поређењу са плавим кластером (Кластер 0).



Слика 15. Резултати UMAP алгоритма. Боје представљају раздвојене популације у четири кластера. Свака тачка у дводимензионалном простору представља појединачну популацију са одређеног локалитета. Распоред локалитета у кластерима приказан је у Табели 15.



Слика 16. Шематски приказ издвојених параметара у оквиру HIPPO и Clim компоненти који су највише допринели диференцијацији популација двопругасте уклије у четири кластера помоћу алгоритма Стабло одлучивања (Decision Tree, DT). Боје одговарају бојама кластера на Слици 15.

4.5.3.1. Дефинисање одрживости популација у кластерима на основу UMAP и Decision Tree алгоритама

Применом UMAP алгоритма и Стабла одлучивања (Decision Tree, DT), дефинисани су кластери који представљају различите категорије одрживости популација двопругасте уклије на локалном нивоу. Кластери су формиран на основу односа популационих параметара (ILSFP), интензитета утицаја антропогених стресора (HIPPO) и климатских промена (Clim), чиме су утврђени структурни обрасци популационог статуса у различитим еколошким условима (Табела 14).

Добијени кластери су категорисани према нивоу одрживости популација, при чему су јасно издвојени они са вишим степеном адаптивности и стабилности у односу на еколошке притиске, од оних код којих су уочени знаци осетљивости на промене у животној средини. Тако дефинисане категорије коришћене су као таргет вредности у даљим фазама моделовања, омогућавајући примену алгоритама машинског учења за предикцију популационог статуса под различитим сценаријима климатских промена и антропогеног утицаја.

Табела 14. Категоризација одрживости популација двопругасте уклије у диференцираним кластерима применом UMAP алгоритма (Слика 15) и Стабла одлучивања (DT) (Слика 16). Кластери су формиран на основу популационих параметара (ILSFP), интензитета утицаја антропогених стресора (HIPPO) и климатских промена (Clim), и представљају различите нивое одрживости популација у специфичним еколошким условима.

UMAP кластери	Ниво одрживости популација двопругасте уклије	Број популација у кластеру
0	Висок	21
1	Умерен	16
2	Низак	15
3	Умерен-висок	11

4.5.4. Ниво отпорности и еколошке прилагодљивости двопругасте уклије – ESHIPPOClim коначни резултати

Коначни резултати ESHIPPOClim модела за процену отпорности и еколошке прилагодљивости популација двопругасте уклије у односу на различите нивое антропогених стресора и утицаја климатских промена приказани су у Табели 15.

Анализа података добијених применом модела ESHIPPOClim указала је на доминантно виши ниво отпорности и еколошке прилагодљивости двопругасте уклије на утицаје антропогених стресора и климатских промена. Висок ниво евидентиран је у 28,57% узорака, док је 34,92% података класификовано као умерено-висок, што указује да више од 63% истраживаних популација одражава снажан адаптивни потенцијал ове врсте. Умерен ниво отпорности и еколошке прилагодљивости заступљен је у 36,51% узорака, док ниво ниске отпорности није забележен.

Зона поточне мрене (DBZ) доминирала је у категорији високих вредности, док су све речне зоне биле заступљене у умереном и умерено-високим нивоима.

Табела 15. Резултати ESHIPPOClim модела за процену отпорности и еколошке прилагодљивости популација двопругасте уклије у односу на различите нивое антропогених стресора и утицаја климатских промена. **Кластери UMAP модела** на основу којих су популације груписане на Слици 15. Неке реке су заступљене са једном или више **речних зона**: TZ – зона пастрмке, DBZ – зона поточне мрене, BZ – зона речне мрене. **ES** – Еколошка специјализација; **ILSFP** – Индекс локалне одрживости популација: **fdom** – доминантност, **ffreq** – фреквентност, **Ab** – абунданца, **B** – биомаса, **L** – средња вредност дужине, **A** – узрасне класе, **CF** – Фултонов кондициони фактор; **HIPPO** – антропогени стресори: **H** – измене станишта, **I** – инвазивне врсте, **P** – загађење, **P** – раст хумане популације, **O** – прекомерна експлоатација; **Clim** – утицај климатских промена: **Tmean** – средња годишња температура ваздуха, **Pmean** – средња годишња количина падавина, **Wtmean** – средња годишња температура воде; **Финални скор**: суме у оквиру HIPPO, Clim, ES и ILSFP, као и ESHIPPOClim са означеним нивоима отпорности и еколошке прилагодљивости врсте на антропогене стресоре и климатске промене. Боје су усаглашене са бојама у Табели 8.

Река	кластери UMAP модела	Речна зона	ES	ILSFP							HIPPO					Clim			Финални скор				ниво отпорности и прилагодљивости
				fdom	ffreq	Ab	B	L	A	CF	H	I	P	P	O	Tmean	Pmean	Wtmean	HIPPO	Clim	ES + ILSFP	ESHIPPOClim	
Ибар	0	IBDBZ	12	5	5	5	5	5	3	5	5	3	5	5	5	3	5	5	23	13	45	81	висок
Нишава	0	NISDBZ	12	5	5	5	5	3	3	5	5	3	5	5	3	5	5	5	21	15	43	79	висок
Сокобањска Моравица	0	SOKMDBZ	12	5	3	5	5	1	5	5	5	3	3	5	5	5	5	5	21	15	41	77	висок
Пек	2	PEKDBZ3	12	1	3	5	5	3	1	3	5	5	5	5	5	5	5	5	25	15	33	73	висок
Рибница	0	RIBDBZ	12	5	5	5	3	3	3	5	5	1	5	5	5	3	5	1	21	9	41	71	висок
Лим	0	LIMDBZ	12	3	5	5	5	5	1	5	5	3	3	3	5	3	3	5	19	11	41	71	висок
Студеница	0	STUDDDBZ	12	5	5	5	1	3	3	5	3	1	3	5	5	3	5	5	17	13	39	69	висок
Јужна Морава	0	JMBZ	12	3	5	1	5	3	5	3	3	3	5	5	3	5	5	3	19	13	37	69	висок
Топлица	0	TOPDBZ	12	3	5	5	3	3	5	5	3	5	3	3	3	5	3	3	17	11	41	69	висок

Табела 15. Наставак.

Река	кластери UMAP модела	Речна зона	ES	ILSFP							HIPPO					Clim			Финални скор				ниво отпорности и прилагодљивости
				fdom	ffreq	Ab	B	L	A	CF	H	I	P	P	O	Tmean	Pmean	Wtmean	HIPPO	Clim	ES + ILSFP	ESHIPPOClim	
Дрина	0	DRIDBZ1	12	5	5	5	5	3	1	5	5	3	3	3	5	3	3	3	19	9	41	69	висок
Пчиња	0	PCDBZ	12	5	5	5	3	3	3	5	5	5	1	1	3	3	5	5	15	13	41	69	висок
Западна Морава	1	ZMBZ	12	3	1	3	5	3	3	3	5	5	5	5	3	5	3	5	23	13	33	69	висок
Јошаница	0	JOSTZ	12	5	3	5	5	5	1	1	5	3	3	5	3	3	5	3	19	11	37	67	висок
Дрина	0	DRIBZ	12	5	5	5	5	3	1	3	5	5	3	3	3	3	3	3	19	9	39	67	висок
Ибар	2	IBBZ	12	1	5	1	3	3	1	5	5	5	5	5	3	3	5	5	23	13	31	67	висок
Колубара	3	KOLDBZ	12	5	5	1	1	5	3	5	5	3	5	3	3	5	3	3	19	11	37	67	висок
Млава	1	MLADBZ	12	5	1	1	3	3	3	3	5	5	3	3	3	5	5	5	19	15	31	65	висок
Велика Морава	2	UVMBZ	12	1	1	1	3	3	5	5	3	5	5	3	3	5	5	5	19	15	31	65	висок
Студеница	0	STUDTZ	12	3	5	1	3	3	3	3	5	1	3	3	5	3	5	5	17	13	33	63	умерено-висок
Ивањичка Моравица	0	IVMTHZ	12	5	5	3	3	3	5	5	5	1	3	3	1	3	3	3	13	9	41	63	умерено-висок
Јасеница	1	JASDBZ	12	3	3	3	1	3	3	3	5	3	5	3	3	5	3	5	19	13	31	63	умерено-висок
Топлодолска	1	TOPLDBZ	12	5	3	1	5	3	1	3	5	3	5	3	5	3	5	1	21	9	33	63	умерено-висок
Лопатница	0	LOPDBZ	12	3	5	3	3	3	3	3	1	1	3	5	5	3	5	3	15	11	35	61	умерено-висок
Коритничка	0	KODBZ	12	5	5	3	5	3	3	5	1	1	3	3	3	3	5	1	11	9	41	61	умерено-висок
Црни Тимок	0	CTIMDBZ	12	3	5	5	5	3	1	1	3	1	3	3	3	5	5	3	13	13	35	61	умерено-висок
Ресава	1	RESDBZ	12	3	1	1	3	1	5	3	5	1	5	3	3	5	5	5	17	15	29	61	умерено-висок

Табела 15. Наставак.

Река	кластери UMAP модела	Речна зона	ES	ILSFP							HIPPO					Clim			Финални скор				
				fdom	ffreq	Ab	B	L	A	CF	H	I	P	P	O	Tmean	Pmean	Wtmean	HIPPO	Clim	ES + ILSFP	ESHIPPOClim	ниво отпорности и прилагодљивости
Велики Рзав	3	VRDBZ	12	3	5	1	1	3	3	5	3	1	5	5	5	3	3	3	19	9	33	61	умерено-висок
Сврљишки Тимок	3	STIMDBZ	12	5	5	1	1	3	3	5	3	1	5	1	3	5	5	3	13	13	35	61	умерено-висок
Увац	3	UVDBZ	12	5	5	1	1	3	3	5	3	3	3	3	5	3	3	3	17	9	35	61	умерено-висок
Велики Рзав	0	VRTZ	12	5	5	5	5	3	5	3	3	1	1	1	1	3	3	3	7	9	43	59	умерено-висок
Лугомир	2	LUGDBZ	12	1	1	3	3	3	1	1	3	3	5	5	3	5	5	5	19	15	25	59	умерено-висок
Осаоница	2	OSADBZ	12	1	3	1	3	3	3	1	3	3	5	5	3	5	3	5	19	13	27	59	умерено-висок
Рашка	2	RASTZ	12	1	3	1	3	5	1	5	1	1	3	5	5	3	5	5	15	13	31	59	умерено-висок
Јерма	3	JERDBZ	12	5	5	1	1	5	5	5	1	1	3	3	3	3	5	1	11	9	39	59	умерено-висок
Бели Тимок	3	BTIMDBZ	12	5	5	1	1	3	1	3	3	3	5	3	3	5	5	1	17	11	31	59	умерено-висок
Обница	3	OBNDBZ3	12	5	5	1	1	3	3	3	5	1	3	3	3	5	3	3	15	11	33	59	умерено-висок
Ибар	0	IBTHZ	12	5	5	3	3	3	3	3	1	1	3	1	3	3	5	3	9	11	37	57	умерено-висок
Јадар	0	JADBZ	12	5	5	3	3	3	3	3	3	1	3	1	1	3	3	5	9	11	37	57	умерено-висок
Косаница	1	KOSDBZ	12	3	3	3	1	3	5	5	1	1	3	3	3	5	3	3	11	11	35	57	умерено-висок
Добродолска	3	DOBDBZ	12	5	5	1	1	5	1	5	3	1	3	3	3	3	5	1	13	9	35	57	умерено-висок
Височица	0	VISDBZ	12	3	5	5	5	1	3	3	3	1	1	1	3	3	5	1	9	9	37	55	умерен
Рупска	1	RUPDBZ	12	3	3	3	3	3	1	3	5	1	3	1	3	5	5	1	13	11	31	55	умерен
Трговишки Тимок	1	TTIMDBZ	12	3	5	3	1	3	1	3	3	1	3	1	3	5	5	3	11	13	31	55	умерен

Табела 15. Наставак.

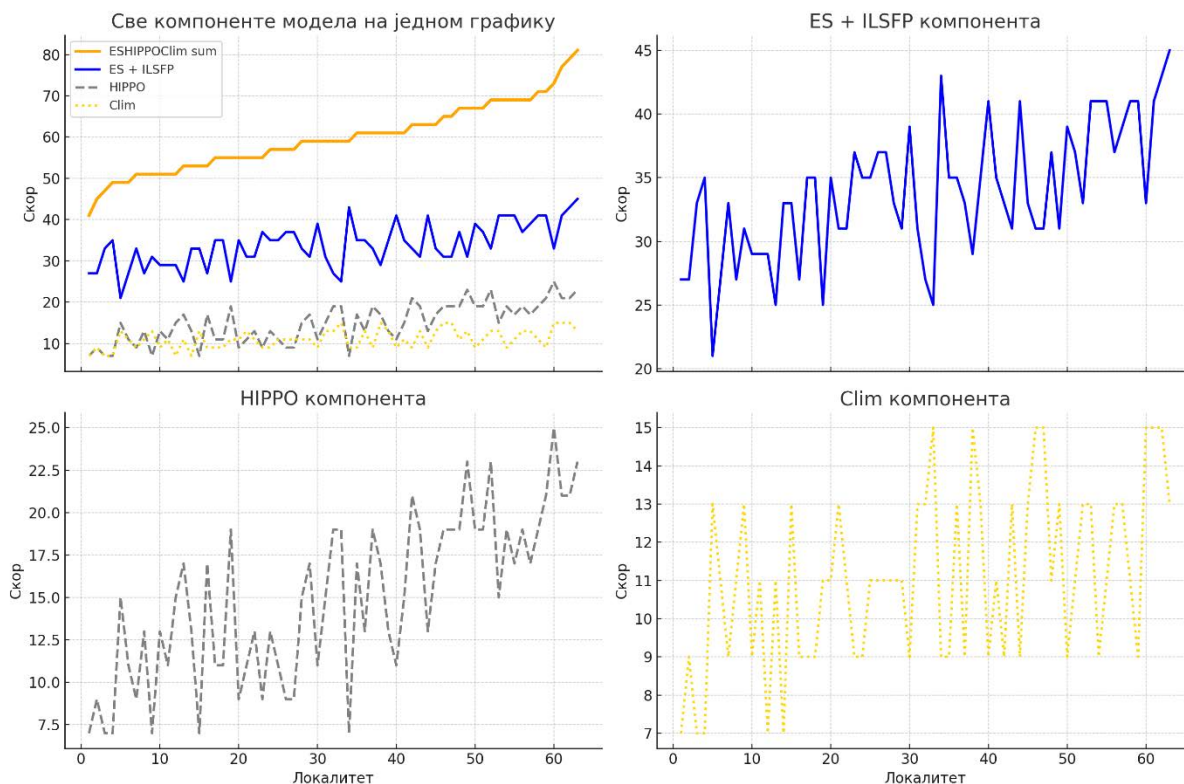
Река	кластери и шар модела	Речна зона	ES	ILSFP							HIPPO					Clim			Финални скор				ниво отпорности и прилагодљивости
				fdom	ffreq	Ab	B	L	A	CF	H	I	P	P	O	Tmean	Pmean	Wmean	HIPPO	Clim	ES + ILSFP	ESHIPPOClim	
Колубарска Лепеница	1	KLEPDBZ	12	5	5	3	3	3	1	3	3	1	3	1	1	5	3	3	9	11	35	55	умерен
Јастребачка	2	JASTDBZ	12	1	1	1	3	3	1	3	5	3	5	3	3	5	3	3	19	11	25	55	умерен
Скрапеж	3	SKRADBZ	12	5	5	1	1	3	3	5	1	1	3	3	3	3	3	3	11	9	35	55	умерен
Љубовиђа	3	LJUBDBZ	12	5	3	3	1	5	1	5	3	1	1	3	3	3	3	3	11	9	35	55	умерен
Власина	1	VLASTZ	12	3	3	1	1	3	1	3	5	1	3	5	3	3	5	1	17	9	27	53	умерен
Вучјанка	1	VUCDBZ	12	3	5	3	3	3	1	3	3	1	1	1	1	3	5	5	7	13	33	53	умерен
Црни Рзав	1	CRZDBZ	12	5	1	3	1	3	3	5	3	1	3	3	3	3	3	1	13	7	33	53	умерен
Проломска	2	PROLDBZ	12	1	1	1	1	3	1	5	3	1	5	5	3	5	3	3	17	11	25	53	умерен
Катушница	1	KATTZ	12	3	3	1	1	3	3	3	5	3	3	1	3	3	3	1	15	7	29	51	умерен
Рупска	2	RUPTZ	12	1	3	1	3	5	1	3	5	1	1	1	3	5	5	1	11	11	29	51	умерен
Височица	2	VISTZ	12	1	3	1	3	3	1	5	5	1	1	3	3	3	5	1	13	9	29	51	умерен
Јабланица	2	JABLDBZ	12	1	3	3	3	3	1	5	3	1	1	1	1	3	5	5	7	13	31	51	умерен
Рибница Колубарска	2	RIBKDBZ	12	1	1	1	1	3	3	5	3	1	3	3	3	5	3	3	13	11	27	51	умерен
Темштица	3	TEMDBZ	12	5	5	1	1	3	3	3	1	1	3	1	3	3	5	1	9	9	33	51	умерен
Качер	1	KACDBZ	12	3	5	1	1	1	1	3	5	1	3	1	1	5	3	3	11	11	27	49	умерен
Љиг	2	LJIGDBZ	12	1	1	1	1	1	1	3	3	1	5	3	3	5	3	5	15	13	21	49	умерен
Вапа	2	VAPATZ	12	3	3	3	3	5	1	5	1	1	1	1	3	3	3	1	7	7	35	49	умерен

Табела 15. Наставак.

Река	кластери UMAP модела	Речна зона	ES	ILSFP							HIPPO					Clim			Финални скор				
				fdom	ffreq	Ab	B	L	A	CF	H	I	P	P	O	Tmean	Pmean	Wtmean	HIPPO	Clim		ES + ILSFP	ESHIPPOClim
Радоњска	1	RADDBZ	12	3	5	3	3	1	1	5	3	1	1	1	1	3	3	1	7	7	33	47	умерен
Магличка	2	MGTZ	12	1	1	1	3	3	1	5	5	1	1	1	1	3	5	1	9	9	27	45	умерен
Ђетиња	1	DJETTZ	12	5	1	3	3	1	1	1	3	1	1	1	1	3	3	1	7	7	27	41	умерен

Анализом сваке компоненте посебно уочен је тренд раста вредности компоненте ILSFP, као и фактора HIPPO, што указује на појачани еколошки одговор врсте у условима интензивних спољашњих утицаја (Слика 17). Анализа комбинованог дејства HIPPO и Clim фактора показала је умерену позитивну корелацију ($r = 0,47$), што имплицира да климатски фактори прате и појачавају утицај антропогених стресора. Посебно су фактори раста хумане популације (H), загађења (P) и присуства инвазивних врста (I) показали повезаност са температуром ваздуха (T_{mean}) и воде (W_{tmean}).

Фацетирани приказ компоненти ESHIPPOClim модела (растући тренд с лева на десно)

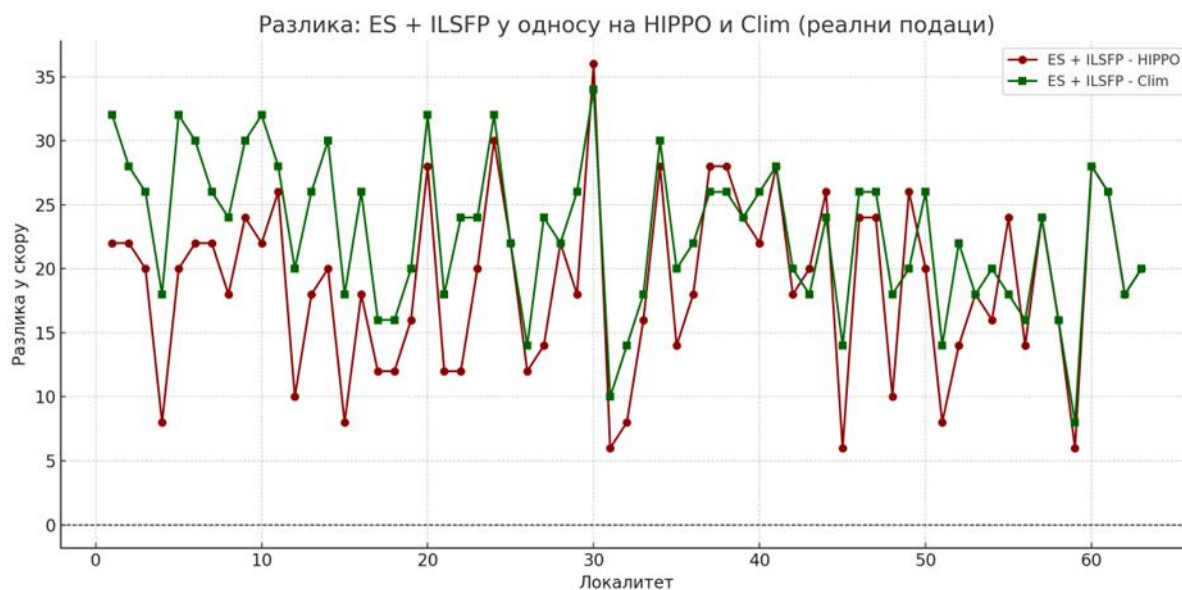


Слика 17. Шематски приказ фацетираног прегледа динамике компоненти модела ESHIPPOClim по локалитетима, приказан у складу са растућим укупним скором (ESHIPPOClim sum), са уочљивим трендовима и варијабилношћу ES + ILSFP, HIPPO и Clim компоненти.

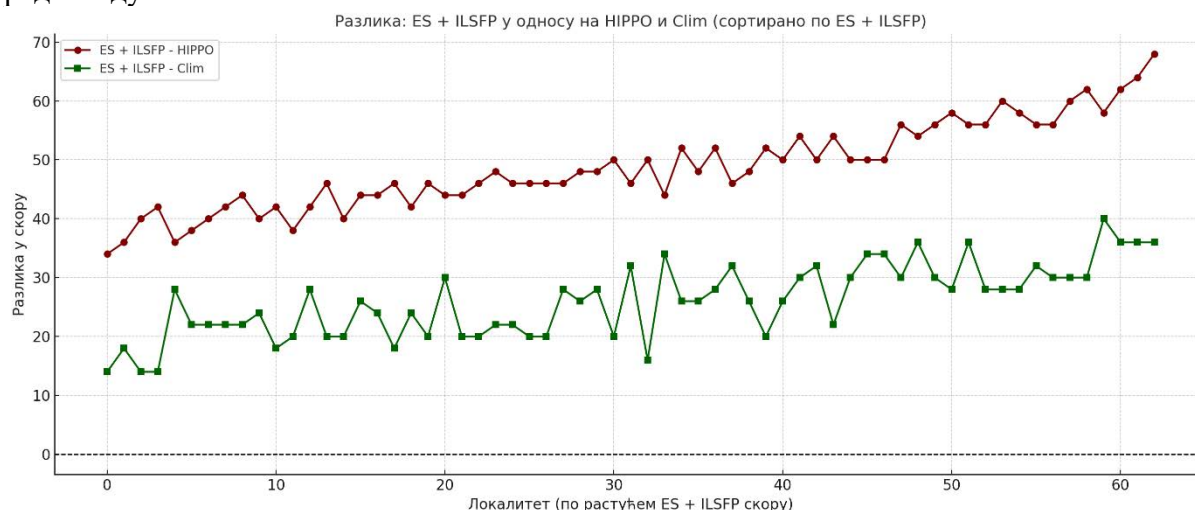
У циљу свеобухватне процене односа између ES + ILSFP компоненте и осталих елемената модела (HIPPO и Clim), применом паралелних графичких приказа анализирале су разлике у скору по локалитетима. Приказ у реалном редоследу локалитета (Слика 18) омогућио је увид у просторну флукуацију и варијабилност, истичући локалитете са израженим осцилацијама и нестабилним односима између биолошког одговора и присутних стресора. Са друге стране, сортирани приказ по растућем скору компоненте ES + ILSFP (Слика 19) омогућио је прегледнију интерпретацију образаца и тренда, указујући на постепено усклађивање или одступање појединачних компоненти у односу на ES + ILSFP. Комбиновањем ова два приступа омогућена је прецизнија визуелна анализа, која подржава кључне налазе модела у смислу

просторне неуједначености утицаја стресора и диференцијалног одговора популација на различите типове оптерећења.

Поређењем односа компоненти ES + ILSFP посебно у односу на HIPPO и на Clim компоненти добијен је увид у степен усклађености или неусклађености између одговора популација и интензитета климатских и антропогених стресора (Слика 17). Изражене флукуације у односу на HIPPO компоненту указују на просторно-временску неуједначеност у осетљивости популација на локалне притиске, док стабилнија разлика у односу на Clim компоненту одражава уједначенији скоро равномеран климатски утицај у испитиваном периоду, са благом тенденцијом пораста.



Слика 18. Упоредни приказ просторне варијабилности и динамика флукуација компоненти ES + ILSFP у односу на компоненту HIPPO и на компоненту Clim у реалном редоследу локалитета.

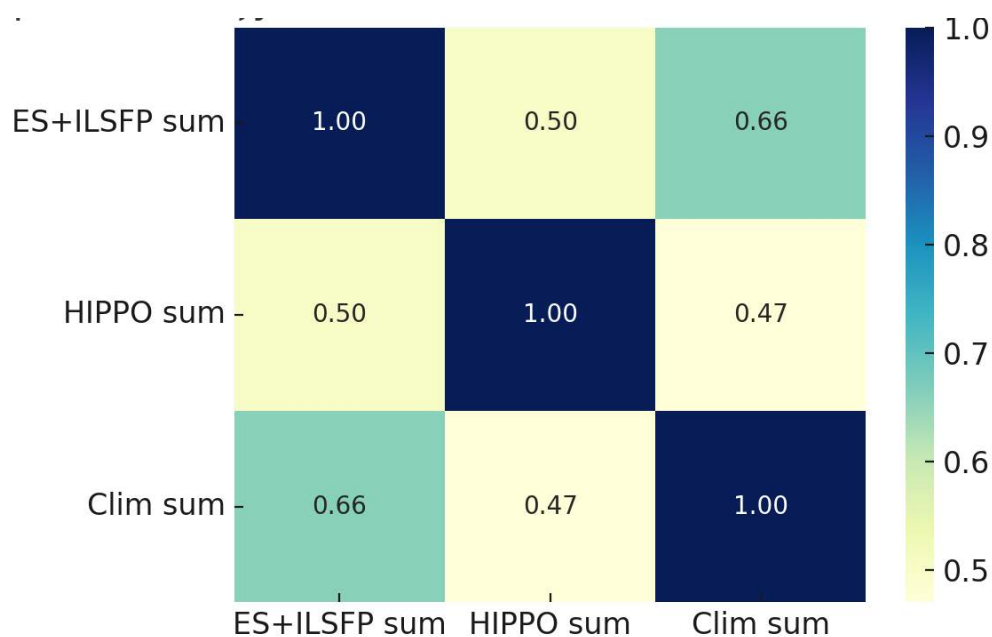


Слика 19. Сортирани тренд разлика компоненте ES + ILSFP у односу на HIPPO и Clim по растућем скору. Аналитички приказ тренда који подупије интерпретацију модела, омогућавајући уједначену процену образаца и идентификацију одступања у односу између биолошких и антропогених/климатских компоненти на системском нивоу.

Иако се по визуелним трендовима уочава да HIPPO има снажнији ефекат на локалном нивоу (због већих флукуација), статистички, Clim компонента показује стабилнију и конзистентнију повезаност са биолошким одговорима популација рефлектованим у компонентама ES + ILSFP (Слике 17–19).

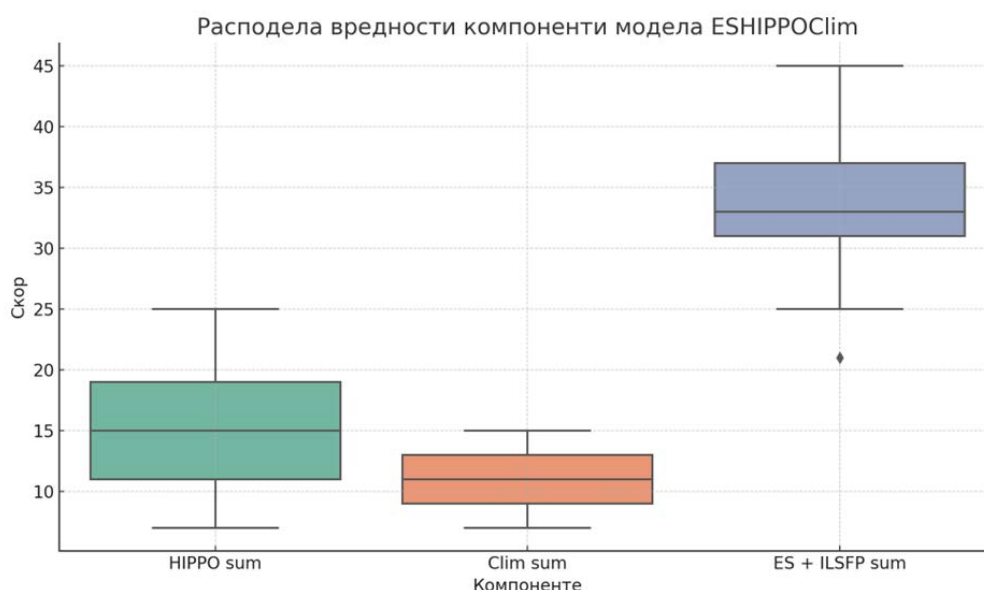
Након анализе просторне варијабилности и трендова разлика између компоненте ES + ILSFP у односу на HIPPO и Clim, са циљем да се продуби разумевање њихових узајамних односа, спроведена је корелациона анализа. Овим приступом омогућено је идентификовање степена линеарне повезаности између компоненти модела, као и потенцијалне усклађености климатских и антропогених притисака са биолошким и функционалним одговорима популација на нивоу локалитета.

Корелациона анализа спроведена над сумираним вредностима компоненти модела указала је на умерено јаку повезаност између компоненте ES + ILSFP и Clim ($r = 0.66$), као и на нешто слабију, али позитивну повезаност са HIPPO ($r = 0.50$). Вредност корелације између HIPPO и Clim ($r = 0.47$) указује на делимичну узајамност ових притисака на одређеним локалитетима, али и на њихову потенцијалну независност у другим случајевима (Слика 20). Ови резултати потврђују да су климатски фактори стабилније повезани са структурно-функционалним одговором популација, док се утицај антропогених стресора манифестује локализовано и варијабилно.



Слика 20. Топлотна мапа коефицијената корелације између компоненти модела ES + ILSFP, HIPPO и Clim. Приказана топлотна мапа илуструје степен повезаности између биолошких компоненти, антропогених стресора и климатских фактора на локалном нивоу. Интензитет боје кореспондира са јачином корелације, при чему су јаче везе визуелно истакнуте.

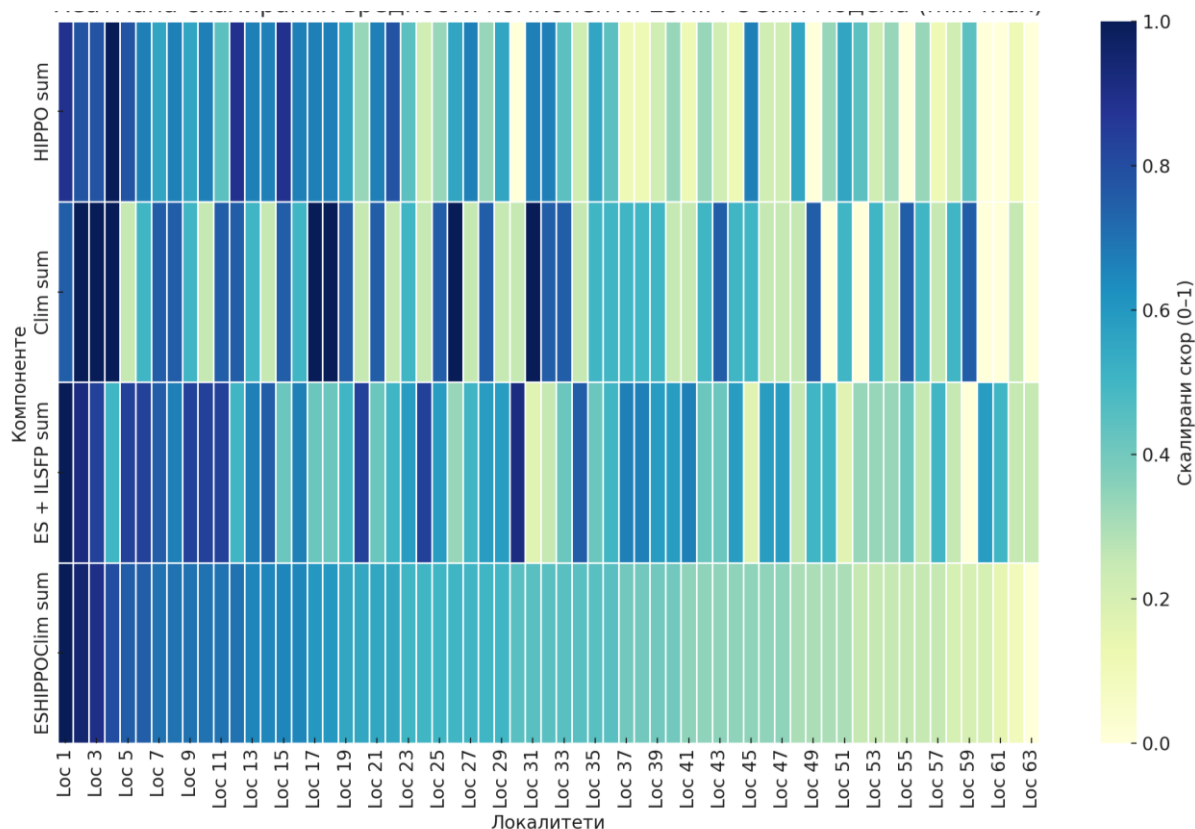
Боксплот анализа (енгл. Boxplot analysis) вредности појединачних компоненти модела ESHIPPOClim указала је на изражене разлике у расподели и варијабилности између компоненти (Слика 21). Компонента ES + ILSFP показала је најшири интерквartilни опсег (IQR), што указује на високу променљивост унутрашњих популационих и еколошких карактеристика врсте по различитим локалитетима. HIPPO компонента показује умерену распршеност вредности, са неколико уочљивих одступајућих вредности, док је Clim компонента најкомпактнија, са уским IQR опсегом и без екстремних вредности. Медијане свих компоненти уочљиво се разликују, при чему је централна вредност ES + ILSFP виша у односу на остале компоненте, што је у складу са општим налазом о њеној доминантној улози у укупном скору модела.



Слика 21. Расподела вредности и унутаркомпонентна варијабилност појединачних компоненти модела ESHIPPOClim (ES + ILSFP, HIPPO и Clim) приказана је путем боксплот дијаграма. Приказ омогућава процену унутрашњих распона, централних тенденција и потенцијалних одступања, указујући на различите обрасце стабилности и дисперзије по компонентама.

У циљу интегралног сагледавања укупног утицаја појединачних компоненти модела ESHIPPOClim по локалитетима без утицаја различитих опсега вредности сваке компоненте, финално је примењена топлотна мапа са скалираним вредностима, која омогућава упоредиву сензитивну процену интензитета утицаја и просторних образаца на нивоу целокупног узорка који је моделован. Скалирана топлотна мапа приказује нормализоване вредности појединачних компоненти модела ESHIPPOClim у интервалу од 0 до 1, користећи *min-max* трансформацију за сваку компоненту (Слика 22). Оваква визуелизација омогућила је преглед унутрашњих образаца флукуација независно од апсолутних вредности, што је нарочито значајно имајући у виду да различите компоненте модела досежу различите максималне вредности (нпр. $Clim \leq 15$, $HIPPO \leq 25$, $ES + ILSFP \leq 47$). Уочена је значајна просторна променљивост унутар ES + ILSFP компоненте, док су Clim вредности остале стабилне и релативно уједначене по

локалитетима. HIPPO компонента показала је умерену варијабилност, са појединим локалитетима који одступају од доминантног шаблона.



Слика 22. Топлотна мапа скалираних вредности компоненти модела ESHIPPOClim по локалитетима по растућем тренду финалног скорa и задржаном редоследу као у Табели 16. Скалирање је извршено ради уједначене финалне интерпретације података и лакше идентификације локалитета са доминантним утицајем одређене компоненте.

4.5.5. Процена тачности и предиктивне способности ESHIPPOClim модела применом алгоритама машинског учења

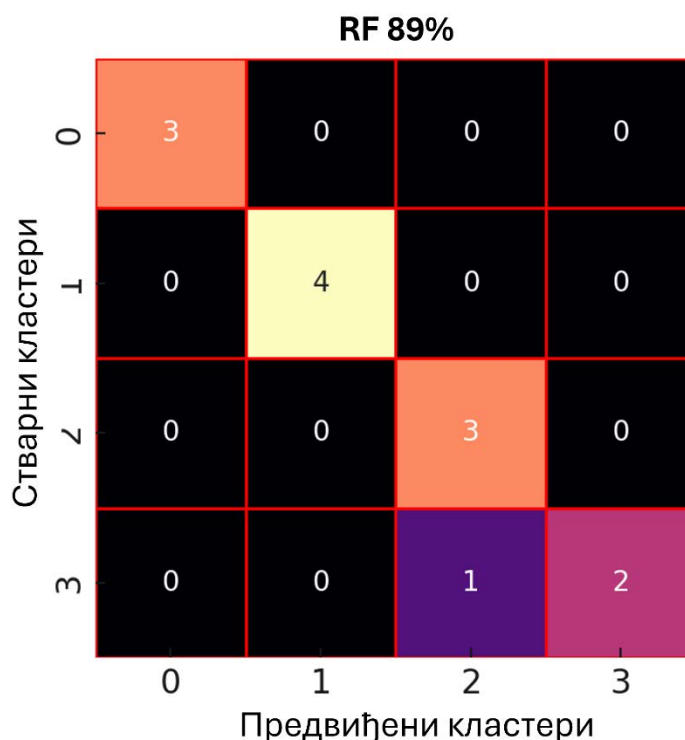
Као завршни корак, примењена су четири напредна вишекласна алгорита машинског учења ради процене тачности и предиктивне способности модела ESHIPPOClim. Три од четири модела (Стабло одлучивања (Decision Tree, DT), Линеарна дискриминантна анализа (Linear Discriminant Analysis, LDA) и Случајна шума (Random Forest, RF) успешно су класификовали популације двопругасте уклије у одговарајуће кластере диференциране помоћу UMAP алгорита, на основу ESHIPPOClim резултата који су послужили као улазне варијабле, остваривши приближно 90% тачности (Табела 16).

Највишу тачност постигнута је LDA алгоритмом (91%) уз F1 скор од 0.94. Насупрот томе, алгоритам Knn показао је најслабију ефикасност, са тачношћу од 71%.

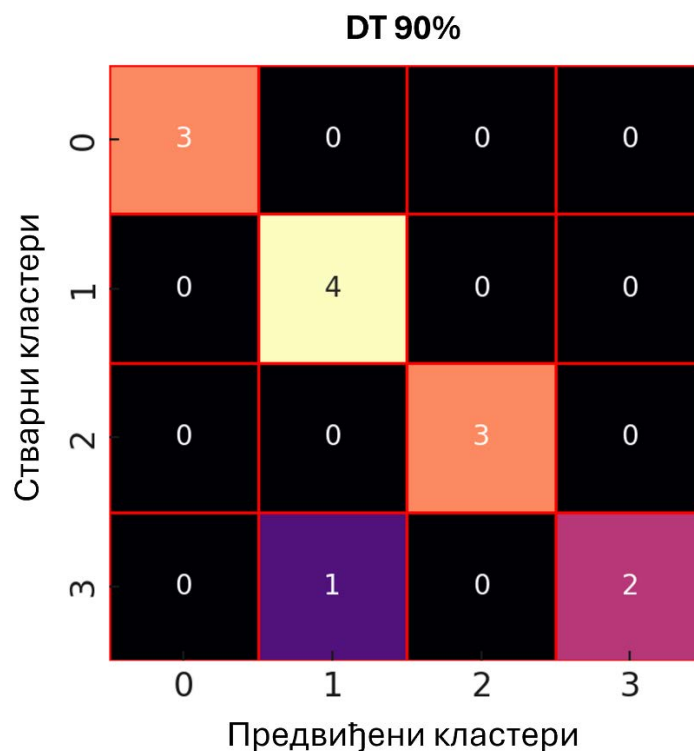
Табела 16. Класификациони извештај алгоритама машинског учења. Вишекласни алгоритми машинског учења: **RF** – Случајна шума (Random Forest), **DT** – Стабло одлучивања (Decision Tree), **Knn** – k-најближих суседа (k-Nearest Neighbor) и **LDA** – Линеарна дискриминантна анализа (Linear Discriminant Analysis). Одабране метрике: **Тачност** (Accuracy), **Прецизност** (Precision), **Одзив** (Recall) и **F1 скор** (F1 Score).

Алгоритми машинског учења	Тачност	Прецизност	Одзив	F1 скор
RF	0,89	0,88	0,94	0,90
DT	0,90	0,87	0,91	0,88
Knn	0,71	0,79	0,69	0,72
LDA	0,91	0,89	1,00	0,94

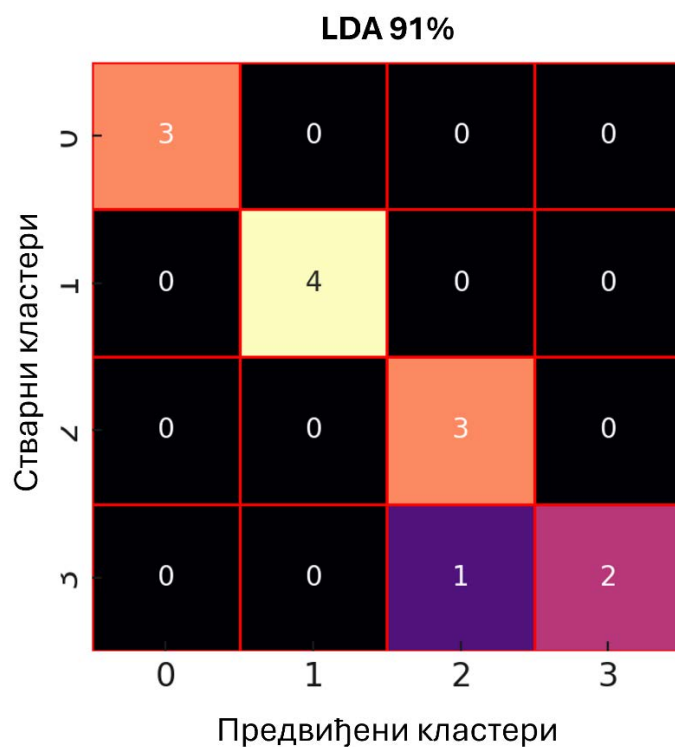
Топлотне мапе конфузионих матрица (*енгл.* heatmaps of confusion matrices) илуструју тачност и грешке класификација примењених алгоритама машинског учења и приказане су на Сликама 23–26. Код алгоритама који су постигли високу тачност, као што су LDA, RF и DT, грешке у класификацији су биле минималне и односиле су се искључиво на погрешну доделу по једне популације из кластера два у кластер три код LDA и RF, као и популације из кластера један у кластер три код DT.



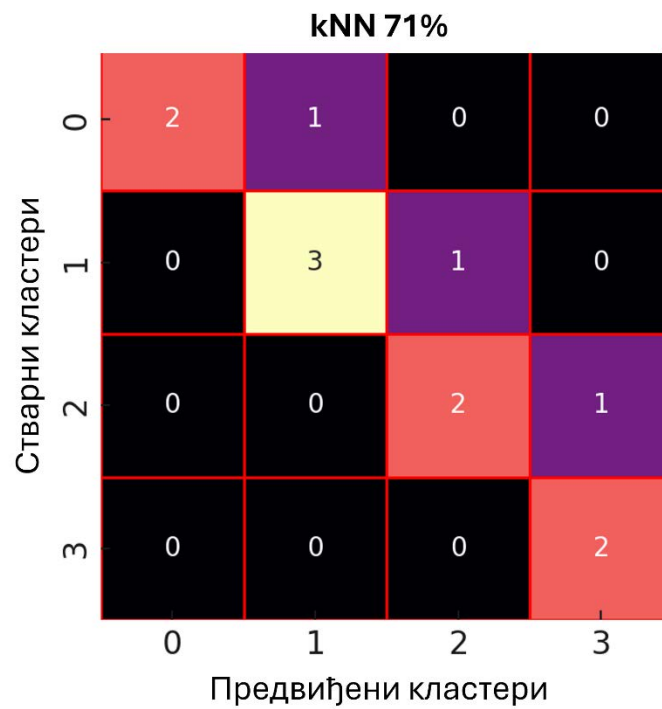
Слика 23. Топлотна мапа конфузионе матрице за евалуацију перформанси алгоритама машинског учења: Random Forest, RF – Случајна шума у класификацији популација двопругасте уклије.



Слика 24. Топлотна мапа конфузионе матрице за евалуацију перформанси алгоритама машинског учења: Decision Tree, DT – Стабло одлучивања у класификацији популација двопругасте уклије.



Слика 25. Топлотна мапа конфузионе матрице за евалуацију перформанси алгоритама машинског учења: LDA, Linear Discriminant Analysis – Линеарна дискриминантна анализа у класификацији популација двопругасте уклије.



Слика 26. Топлотна мапа конфузионе матрице за евалуацију перформанси алгоритама машинског учења: Knn, k-Nearest Neighbor – k-најближих суседа у класификацији популација двопругасте уклије.

5. Дискусија

Полазећи од чињенице да је двопругаста уклија (*A. bipunctatus*, Bloch 1782) недовољно истражена врста како на националном тако и регионалном нивоу, ова докторска дисертација представља прву свеобухватну анализу популационих карактеристика и дефинисање њеног конзервационог статуса у воденим екосистемима Србије. Кроз детаљну анализу структуре и динамике популација, као и кроз сагледавање просторно-временских образаца у одговор на различите еколошке услове, нарочито у присуству антропогених стресора и утицаја климатских промена, истраживање доприноси разумевању прилагодљивости и отпорности ове осетљиве а истовремено издржљиве.

Дисертација представља допринос, не само кроз систематски обједињена сазнања о популационој екологији ове врсте, већ и кроз иновативно повезивање традиционалних популационих методолошких приступа и метода машинског учења, као дела вештачке интелигенције. Комбиновањем ових приступа, развијена је нова, унапређена верзија ESHIPPO модела (Simić *et al.*, 2014) под називом ESHIPPOClim модел, као алат за процену отпорности рибљих врста и слатководних екосистема на утицаје антропогених стресора и климатских промена. Двопругаста уклија је послужила као модел-организам за развој и имплементацију еколошког моделовања. Добијени резултати пружају могућност раног детектовања промена у воденим стаништима што је од велике важности за спречавање већих последица. На тај начин, дисертација отвара пут ка развоју ефикаснијих стратегија заштите и одрживог управљања биолошким и воденим ресурсима у пракси.

5.1. Популационе карактеристике и прилагодљивост двопругасте уклије у воденим екосистемима Србије

5.1.1. Структура популација

Структура популација двопругасте уклије анализирана је за период од 2010. до 2021. године и то за укупан узорак (све јединке током свих година истраживања, 3041 јединка), при чему је констатована максимална дужина од 13,7 cm са просечном дужином и стандардном грешком $8,44 \pm 1,55$ SD, док је забележена максимална тежина 29,2 g са просечном вредношћу и стандардном грешком $6,73 \pm 3,78$ SD (Табела 9). Слични резултати су забележени за популације двопругасте уклије у реци Ар у Швајцарској, где је достигла дужину приближно 13 cm и тежину од око 20 g (Breitenstein & Kirchhofer, 2000).

Анализа узрасне структуре је показала да је забележена максимална старост од 5 година (4+ узрасна класа), при чему су најзаступљеније узрасне класе категорије 2+ (48,62%), затим 3+ (26,93%) (Слика 9). Резултати истраживања су у складу са налазима да максимални животни век двопругасте уклије износи до 6 година, иако већина јединки у природним популацијама ретко достиже старост већу од 5 година, уз просечну генерацијску дужину од око 3,9 година (Froese *et al.*, 2017).

У контексту дугорочног истраживања, добијени резултати узрасне структуре указују на континуирану доминацију млађих јединки у структури популација двопругасте уклије. Овај образац може бити показатељ динамичне регенерације и успешног мреста у анализираним стаништима, услед велике бројности и густине популација у којој се јединке мресте са просечно мањом телесном дужином и тежином. Са друге стране, може указивати и на потенцијалне притиске/стресоре из животне средине или антропогене факторе који ограничавају преживљавање старијих јединки. Такође, одржавање овакве старосне структуре током више година сугерише да се популација углавном ослања на млађе генерације за одржавање бројности, што може имати дугорочне импликације на њену виталност и одрживост (De Roos, 2021; Uszko *et al.*, 2025). Један од разлога може да буде и одсуство предатора, пре свега пастрмке, а затим и других врста попут клена (*Squalius cephalus*, Linnaeus, 1758) који почиње да се храни ситнијом рибом укључујући и двопругасту уклију, након што достигне 20 cm. Стога, одређивање старосне структуре у овом временском оквиру пружа кључне информације о брзини и степену обнове, репродуктивном потенцијалу и прилагодљивости врсте у условима промењених еколошких фактора.

Један од аспеката који је потребно размотрити у контексту добијених резултата односи се на методологију узорковања и њен утицај на процену бројности млађих узрасних класа (0+ и 1+). Употреба електроагрегата, као примарне методе узорковања, често изоставља јувенилне јединке због њихове мале величине и специфичног понашања, што је посебно изражено код врсте *A. bipunctatus*. Поред тога, важно је напоменути да је узорковање спроведено у оквиру мониторинга рибље заједнице за потребе Програма управљања, што може ограничити прецизност података о бројности и старосној структури популације. Ова методолошка ограничења указују на могућност да је бројност млађих категорија у природи значајно већа од забележене, те би разматрање алтернативних техника узорковања могло допринети бољем увиду у структуру и динамику популације. Ипак, упркос овим ограничењима, добијени подаци указују на релативну отпорност врсте у анализираним стаништима.

Упоређивањем наших резултата са претходним истраживањима о структури популација двопругасте уклије приказаних на званичној страници *FishBase* базе података (Froese & Pauly, 2022), уочено је да се структуре популација (дужина, тежина и старосна структура) значајно разликују међу регионима. Ова карактеристика се може тумачити као интерпопулациони образац који одражава различите услове у животној средини, стопу раста и природну селекцију (Skóra, 1972; Patimar *et al.*, 2012). С обзиром на високу осетљивост јувенилних јединки на промене у животној средини, старосна структура двопругасте уклије може послужити као поуздан рани индикатор еколошких промена. Значајна одступања у уобичајеној расподели старосних категорија могла би сигнализирати негативне утицаје на станиште, као што су деградација природних плодишта, загађење воде или климатске промене (Östman *et al.*, 2023). Стога, праћење старосне структуре ове врсте представља не само основу за процену виталности популације, већ и важан параметар за рано детектовање и упозорење на присуство промена у екосистему.

5.1.2. Дужинско-тежински односи и Фултонов кондициони фактор двопругасте укклије

Процена дужинско-тежинских односа представља један од најчешће примењиваних метода у ихтиологији (Kuriakose, 2017), јер омогућава увид у аспекте животне историје, екологије и популационе динамике врсте у одређеном временском периоду (King, 1996). Резултати добијени у оквиру овог истраживања представљају један од најобимнијих и најдетаљнијих доприноса у истраживању дужинско-тежинских односа врсте *A. bipunctatus* у региону централног Балкана (Табела 9). Упоредивањем добијених вредности параметара *a* и *b* са доступним подацима из региона и ширег распрострањења, уочава се висок степен сагласности са вредностима добијеним у другим деловима ареала распрострањења, али и указују на присуство интерпопулационе варијабилности. У Табели 17 налази се компаративни приказ доступних података о дужинско-тежинским односима двопругасте укклије на порталу Fishbase и релевантне литературе.

Табела 17. Упоредни приказ параметара дужинско-тежинских односа двопругасте укклије.

Извор	Регион/ Држава	<i>a</i>	<i>b</i>	r^2	Број узорака	Напомена
Jakovljević <i>et al.</i> , 2023	Србија	0,004	3,26	0,89	3041	Широка просторна анализа, варијације по годинама
Treer <i>et al.</i> , 2006	БиХ	0,008	3,02	0,88	150	Сава, граница са Словенијом.
Treer <i>et al.</i> , 2000, 2008	Хрватска	~ 0,006	~ 3,19	~ 0,94	-	Разлике по рекама
Lațiu <i>et al.</i> , 2022	Румунија	0,001	2,52–2,85	0,71	428	Доминантна врста у реци Рускова, негативна алометрија.
Verreycken <i>et al.</i> , 2011	Белгија	0,009	3,022	0,95	62	Регион Фландрија

На основу логаритамске регресије тежине у односу на дужину тела у овој студији (Табела 9), утврђен је позитиван алометријски раст (*t*-тест, $b = 3$, $p < 0,05$, $df = 8$), што се може повезати са специфичним еколошким условима станишта и, последично, са морфолошким карактеристикама популације (Tsoumani *et al.*, 2006). У оквиру ове дисертације, регресиони модели дужинско-тежинских односа објаснили су до 96,7% варијабилности зависне променљиве, што указује на висок степен прилагођености модела. Међутим, вредности коефицијента r^2 могу бити делимично условљене анализом узорака без полне диференцијације, имајући у виду да у теренским условима пол није био могуће поуздано одредити (Treer *et al.*, 2006).

Добијени резултати су у складу са налазима који су констатовани за популацију у реци Рудава, а где је описан сложен образац раста, састављен од два периода изометријског и једног кратког алометријског периода (Kováč *et al.*, 2006). Поред тога, резултати кореспондирају са истраживањима у Хрватској (Табела 17), где је код двопругасте укклије забележен позитиван алометријски раст на четири од пет

анализираних локалитета (Treer *et al.*, 2000). Док су популације из река у Србији, Хрватској и Белгији најчешће испољиле благу позитивну алометрију ($b > 3$), неке планинске популације (нпр. у реци Бедња у Хрватској и Рускова у Румунији) карактерише негативан алометријски раст ($b < 3$), што указује на виткији облик тела, вероватно условљен хидролошким условима и трофичким ограничењима. Варијабилност у вредностима параметра b може се посматрати као одраз сложене интеракције између генетичких фактора, физиолошког стања, структуре узорка и услова станишта. Управо зато, добијени резултати из Србије служе као вредна основа за даља истраживања, али и као еколошки показатељ повољног стања популација двопругасте уклије у истраживаним воденим екосистемима, одражавајући повољне услове за раст и развој, као и доступност адекватне хране (Jakovljević *et al.*, 2023). Овакви налази имају значајне импликације за процену одрживости врсте у локалном контексту. У ширем контексту, ови резултати потврђују адаптивни потенцијал врсте и подржавају њену употребу као индикатора у проценама еколошке стабилности и утицаја климатских и антропогених фактора у оквиру модела као што је ESHIPPOClim.

Упоредна анализа вредности параметра b код популација из Србије, Хрватске, БиХ и Румуније указује на постојање значајне интерпопулационе варијабилности. Више вредности параметра b у овом истраживању у поређењу са Румунијом, могу се тумачити кроз неколико категорија фактора: еколошке, физиолошке и методолошке. Биотички и абиотички услови, пре свега доступност хране и температура у станишту, могу утицати на телесну масу и кондицију јединки. Више вредности b обично указују на повољнију храњиву основу и већи прираст тежине у односу на дужину тела (Froese, 2006).

Запажена је адаптивна стратегија двопругасте уклије у смислу прилагођавања различитим типовима исхране у зависности од доступности хране у датом станишту. У Србији, ова врста у исхрани углавном користи храну богату протеинима и липидима, као што су хирономиде и други макроинвертебрати, што може допринети повећању телесне масе при истој дужини тела и резултирати позитивним алометријским растом (Filipović & Janković, 1978). Међутим, у Хрватској, двопругаста уклија показује способност прилагођавања исхране алгама, посебно дијатомејама и зеленим алгама, што указује на значајну адаптацију у исхрани (Treer *et al.*, 2006). Ова стратегија омогућава врсти да се ефикасно прилагоди различитим условима у станишту, максимално користећи доступне ресурсе.

Сезонски фактори и структура узорка такође могу утицати на вредност параметра b . Присуство већег броја полно зрелих јединки, нарочито у фази пре самог мреста, као и неуравнотежен однос полова, могу довести до повећаних вредности телесне тежине, што директно утиче на параметар b (Bagenal & Tesch, 1978). Насупрот томе, уколико су у румунској студији обухваћене јединке у пострепродуктивном стадијуму што је могуће услед високе доминантности двопругасте уклије у анализи (Lațiu *et al.*, 2022), смањење телесне масе услед губитка репродуктивних ткива може резултирати нижим вредностима b .

Као трећи могући фактор, треба размотрити и локалне адаптације. Двопругаста уклија има широк ареал, при чему је могућа појава изолованих популација са различитим стратегијама раста као еколошким одговором на локалне притиске (Kováč *et al.*, 1993). Овакав еволутивно-еколошки контекст оправдава варијације параметра b као резултат сложене интеракције између генотипа, фенотипа и окружења (Wootton, 1998; Tarkan *et al.*, 2010).

Просечна вредност b за двопругасту уклију на платформи FishBase износи 3,10, што указује на уобичајен облик позитивног алометријског раста. Потребно је ревидирати уносе у порталу Fishbase и кориговати списак земаља, с обзиром да врста *A. bipunctatus* као таква више није констатована у областима Турске, Ирана и слично према IUCN (2024).

Фултонов кондициони фактор (CF) представља један од најчешће коришћених индекса за процену општег здравственог стања и физиолошког статуса риба у датим условима средине (Kuriakose, 2017). У оквиру овог истраживања, вредности кондиционог фактора код двопругасте уклије кретале су се у опсегу од 0,78 до 1,00, при чему је максимално забележена вредност износила 1,15 (Табела 9). Средња вредност за целокупан узорак током вишегодишњег периода анализе износила је приближно 0,94, што указује на добру кондицију и уједначено стање ухрањености код већине јединки.

Добијени резултати су у складу са вредностима регистрованим у другим деловима ареала врсте. На пример, у Пољској, у сливовима река Сан и Дунајец, средње вредности CF код уклије износиле су од 0,82 до 0,94 (Skóra, 1972), док су у Хрватској, у реци Сави, вариране од 0,85 током јесени до 1,00 у пролећним месецима (Treer *et al.*, 2000).

У просеку, међутериторијалне разлике у CF у балканском региону нису биле драстичне. Средње вредности су се кретале око 0,90 (уз опсег приближно 0,8 – 1,0), што указује на сличан телесни облик и статус ухрањености врсте у сродним екосистемима (www.fishbase.com). Вредности добијене у овој дисертацији, посебно максимална вредност од 1,15, представљају један од највиших до сада документованих показатеља кондиције код ове врсте. Ова вредност, у контексту позитивног алометријског раста, указује на изузетно повољне услове у истраживаним воденим екосистемима.

Иако се вредности кондиционог фактора разликују између јединки на индивидуалном нивоу (услед пола, старости, репродуктивног стадијума, итд.), просечна сезонска и годишња вредност CF генерално није значајно променљива (Kuriakose, 2017). До скоро се сматрало да кондициони фактор идеално одражава услове у животној средини, доступност адекватне хране, образац раста и тиме, опште здравље риба (Stavrescu-Bedivan *et al.*, 2016; 2017). Међутим, новија истраживања указују да су дужинско-тежински односи бољи индикатор горенаведених аспеката код риба (Dikou, 2023), стога се добијени резултати морају тумачити компаративно. Упоредна анализа резултата указује на изражену географски условљену варијабилност у вредностима параметара дужинско-тежинских односа и кондиције код двопругасте уклије, уз истовремено очување физиолошке стабилности врсте. Параметри добијени на подручју Србије представљају горњу границу физиолошке кондиције (максимална вредност CF од 1,15), што се може повезати са присуством адекватне хране и повољним условима у станишту. Ови налази указују на то да су параметри телесног раста и кондиције поуздани индикатори стања у воденим екосистемима, али и корисни параметри за процену виталности популација на међурегионалном нивоу.

Резултати овог истраживања не само да потврђују одрживо стање популација двопругасте уклије у Србији, већ и омогућавају њихово позиционирање у ширем биогеографском и еколошком контексту, пружајући основу за будуће компаративне студије на међународном нивоу.

5.1.3. Образац и перформансе раста, морталитет и степен експлоатације двопругасте уклије

Још један важан аспект популационе екологије је и детерминација образаца раста код риба. Параметри раста могу у великој мери директно да одражавају услове у животној средини и могу се ефикасно користити за поређење између различитих станишта (Treer *et al.*, 2000). Вредности израчунате у дисертацији, где је L_{∞} износио 17,11 cm, а K 0,22 год⁻¹ (Табела 10), нешто су више у односу на вредности забележене у Хрватској (река Бедња L_{∞} = 15,5 cm и K = 0,33 год⁻¹; средњи ток реке Коране L_{∞} = 15,4 cm и K = 0,23 год⁻¹) (Treer *et al.*, 2000) и у Босни и Херцеговини (L_{∞} = 12,0 cm и K = 0,59 год⁻¹) (Treer *et al.*, 2006).

Поређење фон Bertalanffy параметара раста L_{∞} и K међу различитим популацијама двопругасте уклије потврђује теорију да је код риба са бржим растом уобичајено да достижу мању максималну дужину, и обратно. Имајући у виду да је у овој студији скоро 50% испитаних јединки (48,62%) укупног узорка било у старосној групи 2+, као и да двопругаста уклија има убрзан раст нарочито у првој години, очекиване су ниже вредности параметра K .

Ови резултати указују на постојање различитих функционалних типова популација, од оних које карактерише брз раст и краћи животни век, до оних са споријим растом и већом величином. Наведена стратегија омогућава врсти да преживи у различитим хидролошким, трофичким и климатским условима. Уочава се да прилагодљивост није спорадична, већ се јавља као конзистентан образац унутар врсте, чиме се двопругаста уклија профилише као врста са високим нивоом еколошке флексибилности. Ова особина значајно доприноси њеној способности колонизације широког спектра станишта (Treer *et al.*, 2000) и очувању доминантне позиције у ихтиофауни.

Индекс перформансе раста ϕ' за различите године узорковања у овом истраживању кретао се у распону од 0,83 до 1,83, док је за укупни узорак износио $\phi' \sim 1,81$ (бројност $N = 3041$, Табела 10). Према томе, ϕ' израчунат за различите године, као и за укупни узорак, био је сличан вредностима раније наведеним за двопругасту уклију у бази података FishBase. Ови подаци потврђују поузданост добијених кривих раста, јер ϕ' има минималне варијације унутар исте врсте (Moreau, Bambino & Pauly, 1986). На подручју Балкана забележене су сличне вредности ϕ' . На пример, у Хрватској је утврђен ϕ' у распону од 1,77 до 1,93. Конкретно, за пет популација из Хрватске (Сава, Корана (два локалитета), Добра, Бедња) пронађене су вредности ϕ' од 1,77 до 1,93, при чему је највиша вредност (1,93) забележена за популацију у реци Сави (Treer *et al.*, 2000). Добијени опсег се поклапа са резултатима за друге делове слива Дунава. У централној и источној Европи, ϕ' такође углавном пада у сличан опсег. На пример, у Словачкој (река Туријец) забележен је ϕ' око 1,83, а у горњем току реке Дунајец (Пољска) око 1,78. Нешто нижи ϕ' (1,58) регистрован је за северну популацију у Естонији (река Емајиги), вероватно као одраз споријег раста у хладнијој клими на крајњем северу ареала. Вредности индекса перформанси раста (ϕ') за двопругасту уклију у литератури показују релативно мало варирање између различитих географских региона. У већини проучаваних популација ϕ' се креће углавном између око 1,5 и 1,9, што указује на сличан потенцијал раста ове врсте.

Поред тога, очекиване су висока природна и ниска риболовна смртност, као и ниска стопа експлоатације приказане у Табели 10, с обзиром на то да двопругаста уклија није комерцијално значајна врста у овом региону. Мале рибе, попут двопругасте уклије, често карактерише висока природна смртност, што је повезано са ниском отпорношћу, али је

та слабост уравнотежена раним полним сазревањем и високом фекундитетом, што омогућава брз опоравак популација након изложености стресорима (Pelletier *et al.*, 2020). Захваљујући брзом расту, посебно у првој години живота, као и регулационим механизмима популације (Breitenstein & Kirchhofer, 2000) двопругаста уклија показује висок степен адаптабилности (Marszał *et al.*, 2018).

5.2. Дистрибуција и фактори средине који највише утичу на распрострањеност двопругасте уклије у Србији

Посебну пажњу заслужују распрострањеност двопругасте уклије, еколошке преференције и миграторно понашање (Marszał & Smith, 2024). Стога је у овом истраживању примењен UMAP као најприкладнији модел за визуелизацију просторне дистрибуције двопругасте уклије у последње две деценије, при чему су испитани односи између популационих параметара и параметара животне средине помоћу надгледаног алгоритма машинског учења Стабло одлучивања (*енгл.* Decision Tree, DT) (Слике 10 и 11). Резултати јасно указују на широку распрострањеност двопругасте уклије у воденим екосистемима Србије (Слика 4). Ова врста присутна је у рекама различитог еколошког статуса и услова животне средине, што је потврђено широким опсегом измерених параметара животне средине (температура воде (T), електропроводљивост (EC), pH, концентрација раствореног кисеоника и сатурација (DO, DO%), тврдоћа воде (H) и надморска висина (ALT)) (Табела 8).

Алгоритам Стабла одлучивања идентификовао је електропроводљивост (EC), pH и надморску висину (ALT) као значајне предикторе за праћење дистрибуције популационих параметара, најпре абунданце, затим и осталих параметара (Слике 10 и 11). Иако је забележен широк опсег вредности параметара животне средине, највеће вредности абунданце, биомасе и продукције регистроване су у кластерима 3, 1 и 6, где су доминирале ниже вредности температуре, pH и EC. Насупрот томе, у кластерима 2, 4 и 5 измерене су високе вредности EC и H и неповољне вредности pH. Поред тога, Спирманови коефицијенти корелације потврдили су ординацију и класификацију добијену UMAP моделом, указујући на негативну корелацију популационих параметара са параметрима животне средине (EC, H, pH, T и ALT), а позитивну корелацију са DO и DO% (Табела 11).

Сматра се да двопругаста уклија захтева високе еколошке стандарде и насељава делове река који нису загађени а који су добро снабдевени кисеоником (Bless, 1996). Током теренских истраживања уочено је да ова врста брзо угине након узорковања уколико се не врати у станиште у кратком року; чак и тада, поједини примерци не преживе оксидативни стрес. Ипак, забележено је и њено присуство у високо загађеним водама са изузетно високим вредностима електропроводљивости (нпр. EC = 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ у овом истраживању). Овако високе вредности електропроводљивости забележене су у реци Пек, која је оптерећена присуством тешких метала Cu, Pb, As и Mn. Вредности тешких метала често прелазе максимално дозвољене концентрације, а који, иако директно не утичу на концентрацију кисеоника, индиректно могу имати значајне кумулативне ефекте (Santhosh *et al.*, 2024). С обзиром на осетљивост двопругасте уклије на оксидативни стрес, ови ефекти могу додатно утицати на виталност популације у том подручју и сличним воденим екосистемима.

Vetemaa (2003) је регистровао мали број јединки двопругасте уклије у потоцима Естоније који имају одређени ниво загађења. Слични резултати су забележени у Литванији, где је уклија нађена у водотоцима са израженом еутрофикацијом (Virbickas *et al.*, 1998). Korte и сарадници (1997) такође су регистровали бројну популацију уклије

у органски загађеним рекама, као и Breitenstein & Kirchhofer (2000), у реци Аре у Швајцарској. Поред тога, Simić *et al.* (2022) су забележили тренд пораста присуства двопругасте уклије у зони поточне мрене, која је обogaђена органским нутријентима (фосфати и нитрати) и има виши степен трофије.

Иако двопругаста уклија избегава еутрофне воде и реке са спорим током и лошијим квалитетом воде, чини се да ипак испољава прилично висок ниво толеранције на измењене услове (Zhukov, 1965; Pavlov, 1994; Vetemaa, 2003; Ruchin *et al.*, 2009). Високе вредности електропроводљивости обично су индиректни показатељи загађења, уско повезани са концентрацијом растворених соли које често потичу од антропогених активности (нпр. урбане отпадне воде) (Vasileva, 2001; Chalupová, Havlíková & Janský, 2012; Thompson, Brandes & Kney, 2012; Sousa *et al.*, 2014). Поред тога, интензиван развој пољопривреде и урбанизације довео је до повећаног обogaђивања вода нутријентима и уочљивог пада квалитета воде (Pelletier *et al.*, 2020).

Такође, електропроводљивост је уско повезана са температуром воде, при чему се повећава како температура расте (слаба позитивна корелација у овом истраживању, Табела 11). Слаба негативна корелација између абунданце и температуре (Табела 11), уз максимално измерену температуру воде од 27 °C (Табела 8), потврђује ове закључке. Уједно, 27 °C је забележена као максимална температура воде при којој двопругаста уклија може опстати (Breitenstein & Kirchhofer, 2000).

Резултати ове студије бележе високу абунданцу двопругасте уклије, достигавши вредности и до 2240 јединки по километру речног тока (Табела 8), понекад чинећи до 85% укупног улова. Двопругаста уклија је једна од три најрепрезентативније и најчешће ловљене реофилне рибе у горњим токовима највећих притока система Велике Мораве, које одликују ниске температуре и висок садржај кисеоника (Stojković *et al.*, 2013), што је делимично у складу са резултатима нашег истраживања.

5.3. Миграторно понашање и дистрибуција по надморској висини двопругасте уклије у контексту климатских и антропогених утицаја

Иако добијени резултати пружају драгоцен увид у популациону динамику и еколошке односе двопругасте уклије, важно је указати на одређена ограничења. Наиме, подаци који су коришћени у студији нису били уједначено распоређени по сезонама, иако су узорковања спроведена током различитих месеци покривајући период од две деценије. Стога није било могуће спровести детаљну анализу са аспекта сезона. Ипак, сезонска миграција двопругасте уклије у узводном смеру током летњег и јесењег периода (кластер 0), која је уочена на основу просторне кластеризације помоћу UMAP алгорита, директно је повезана са надморском висином и термалним режимом станишта. У овој студији јасно је показано да је дистрибуција врсте у блиској вези са висинским градијентом и температуром воде, што указује на високу физиолошку осетљивост на термалне флукуације током периода мреста. Са друге стране, присуство двопругасте уклије и у хидролошки модификованим деловима, где су забележене промене у протоку и постојање антропогених баријера, указује на потенцијалну еколошку флексибилност у миграционом понашању.

Двопругаста уклија је потамодромна врста и има тенденцију да мигрира узводно током два периода: почетком лета (од средине јуна до средине јула) и чешће у јесен (од средине августа до средине октобра) (Breitenstein & Kirchhofer, 2000), што се слаже са резултатима овог истраживања (кластер 0 углавном обухвата локалитете са већом надморском висином, узорковане у поменутиим месецима) (Слика 10 и Прилог 1).

Надморске промене у дистрибуцији двопругасте уклије повезане су са смањењем протока као и са температуром воде. Са даљим напретком глобалног загревања, очекује се повећање температуре од 1,5 °C до 2050. године у односу на преиндустријски период, према извештајима Међународног панела за климатске промене (IPCC, 2023). Планински водотоци и даље се сматрају погодним стаништима за реофилне врсте риба, али се очекује да ће загревање у планинским сегментима река бити у нивоу европског просека или чак изнад њега (Kromp-Kolb *et al.*, 2014; IPCC, 2022). Према појединим истраживањима, надморска висина се може посматрати као индикатор степена антропогенизације, с обзиром на то да су планинска подручја често обележена густом туристичком инфраструктуром, присуством брана, мини-хидроелектрана и вештачких водотокова (Pletterbauer *et al.*, 2015; Larsen *et al.*, 2019). Развој ових објеката, подстакнут порастом туристичких активности, може значајно утицати на природну динамику водених екосистема у тим областима.

Ови налази указују на постојање изражене дуалности у обрасцима понашања. Са једне стране, двопругаста уклија показује типично реофилно понашање и захтева чиста станишта богата кисеоником, док са друге стране показује способност опстанка, чак и адаптација у антропогено измењеним екосистемима. Таква сложена еколошка стратегија, која укључује активну миграцију ради мреста, као и адаптацију на променљиве еколошке услове, представља механизам који омогућава широку распрострањеност и опстанак врсте у хетерогеним стаништима.

Поставља се питање да ли ће детектовано миграторно понашање бити ограничавајући фактор за опстанак ове мале врсте риба или ће она успети да се прилагоди еколошким променама. Такође, поставља се питање да ли је толеранција двопругасте уклије на различите услове животне средине резултат аклиматизације, с обзиром на њено присуство у водама лошијег квалитета и на вишим температурама или резултат њене историјске еволутивне прошлости.

Овакав индиректан доказ сезонских кретања пружа нови увид у екологију и понашање ове врсте, и делимично надомешта недостатак података због којег директна сезонска анализа није била могућа.

5.4. Национални контекст и практичне импликације развоја нових алата у процени утицаја климатских промена

Иако су бројне међународне и европске иницијативе, као што су CBD, UNFCCC, IPBES, WFD, и FAO (Поглавље 1. Увод) укључене у промоцију одрживог управљања водним ресурсима, постојећи оквири и даље не адресирају довољно јасно потребе слатководних екосистема и хидробионата. Ово се посебно односи на процене рањивости, које се не баве у довољној мери, врстама као што је двопругаста уклија, еколошки значајне врсте која може послужити као индикатор осетљивости екосистема (Marszał & Smith, 2024).

Србија је препознала потребу за политикама адаптације на климатске промене заснованим на стварним подацима (*енгл.* data-based evidence).

У том контексту, Србија је, иако правно обавезана бројним међународним документима, тек у новијим годинама направила конкретније кораке ка системском увођењу адаптивног управљања. Закон о климатским променама (2021) („Сл. гласник РС“, бр. 26/2021) и Програм прилагођавања на измењене климатске услове са Акционим планом, који је усвојила Влада Републике Србије 25. децембра 2023. године („Сл.

гласник РС“, бр. 119/2023), представљају позитиван помак, али истовремено указују на озбиљан недостатак података о утицајима климатских промена на слатководне екосистеме и рибље популације. Управо је ова празнина послужила као иницијални подстицај за развој модела ESHIPPOClim, чији је циљ процена отпорности и еколошке прилагодљивости рибљих популација односно адаптивног потенцијала врсте у условима мултифакторског стреса. Недостатак релевантних научних података представља кључну препреку у спровођењу ефикасних мера адаптације од стране државе у контексту утицаја климатских промена на водене екосистеме и хидробионте.

5.5. Улога двопругасте уклије у концептуализацији ESHIPPOClim модела

Модел, у својој проширеној верзији која интегрише технике машинског учења за процену отпорности и адаптивног потенцијала у односу на различите утицаје стресора, представља примену *soft computing* приступа у еколошком моделовању. Такође, омогућава анализу комплексних биолошких и еколошких података у условима неодређености и варијабилности (просторно-временски аспект истраживања). Узимајући у обзир комплексност добијених резултата и одговоре двопругасте уклије на различите еколошке притиске, било је природно размотрити њену примену у ширем контексту. Пре свега, као биолошког индикатора унутар интегрисаног ESHIPPOClim моделског система. У Пољској, такође је разматрана улога ове врсте као биоиндикатора иако има статус угрожене врсте (Marszał & Smith, 2024). Резултати карактеристика популација двопругасте уклије послужили су као теоријска и емпиријска основа за развој модела ESHIPPOClim. Модел омогућава објективнију евалуацију утицаја климатских и антропогених фактора на популациону динамику ове и потенцијално других осетљивих врста (Табела 15). У наставку је приказано како су кључни налази дисертације трансформисани у логичку и функционалну структуру модела.

Један од кључних увида добијених у оквиру ове дисертације односи се на специфично „двојако понашање“ двопругасте уклије, која, с једне стране, исказује осетљивост на еколошке промене, док се са друге стране успешно прилагођава и опстаје чак и у хемијски и физички деградираним воденим екосистемама. Ова парадоксална адаптабилност, способност преживљавања у субоптималним условима уз задржавање физиолошке реактивности, представљала је полазиште за избор ове врсте као модел-организма у развоју ESHIPPOClim модела.

Уместо да двојако понашање искључи двопругасту уклију као индикатора, њено присуство у екосистемама лошијег статуса, иако праћено смањењем виталних параметара, указује на могућност детекције раних физиолошких одговора пре него што дође до значајно негативног утицаја на популације и коначно заједницу. Оваква карактеристика сугерише да врста управо због способности да реагује на „микростресоре“ или преломне тачке у деградацији станишта/екосистема добија на значају и оправдава вредност коришћења као индикатора.

На основу ових особина, двопругаста уклија је препозната као „сензитивни опортуниста“, врста са потенцијалом за рано сигнализирање еколошких поремећаја, представљајући поуздан „рани индикатор“ деградације водених екосистема.

Иако у моделу нису коришћене директне вредности физичко-хемијских параметара (нпр. рН, ЕС, DO, итд.), већ агрегиране процене степена утицаја НРРО антропогених стресора (измене станишта, инвазивне врсте, загађење, демографски притисци, прекомерна експлоатација) и климатских фактора (температура воде и ваздуха, количина падавина), налази добијени у дисертацији пружили су вредан увид у комплексну

еколошку реактивност ове врсте и послужили као основа за формулацију логичке структуре модела. Наиме, мапирање популационих одговора у односу на различите типове притисака, уз помоћ UMAP ординације и кластеризације применом DT алгорита, омогућило је дизајнирање модела који интегрише вишеструке стресоре и предвиђа ниво отпорности и прилагодљивости популација.

На крају, развој ESHIPPOClim модела омогућио је структурирање и систематизацију сложених еколошких односа у интегрисан индикаторски систем, чиме је омогућен објективнији увид у утицај антропогених и климатских стресора на локалном нивоу, али и у ширем контексту. Модел тако представља важан инструмент или алат за предикцију и управљање еколошким ризицима у контексту климатских промена и све израженијих притисака на слатководне екосистеме.

На основу наведеног, може се закључити да је улога двопругасте уклије у развоју ESHIPPOClim модела била вишеструка, не само као емпиријски фокус ове дисертације, већ и као концептуални носилац интеграције теренских података и еколошког моделовања. Оваква синергија између биолошке реалности и аналитичког приступа отвара простор за даљу надоградњу модела, укључујући могућност примене моделовања на више врста и динамичко праћење промена у реалном времену.

5.6. Унапређени ESHIPPOClim модел као алат за процену утицаја антропогених стресора и климатских промена – просторна интерпретација резултата и структурна дијагностика ESHIPPOClim модела

Управљање воденим екосистемима у контексту текућих климатских промена представља један од највећих изазова у савременом добу. Проналажење исплативог и ефикасног алата за идентификацију поремећаја у овим екосистемима и предвиђање њихових реакција/одговора на кумулативне промене од кључног је значаја, посебно имајући у виду висок ризик од настанка каскадних ефеката (Biswas & Sarkar, 2022; Pinna *et al.*, 2023). Оквирна директива о водама (WFD, 2000/60/EC) и Директива о морској стратегији (MSFD, 2008/56/EC) наглашавају потребу за откривањем еколошких индикатора, при чему се рибе издвајају као потенцијално најважније услед високе осетљивости на промене у животној средини (Rice & Rochet, 2005; Jørgensen *et al.*, 2010; Shin & Shannon, 2010; Rombouts *et al.*, 2013; Simić *et al.*, 2022).

У овом контексту, софистицирани модел ESHIPPOClim пружа холистички приступ јер пружа паралелну процену утицаја климатских промена и антропогених стресора у оквиру изворног модела ESHIPPO. Интегрисани приступ, који обједињује еколошко моделовање и напредне технике машинског учења, обезбеђује високу тачност предвиђања у оквиру широког спектра еколошких услова на локалном нивоу, укључујући и загађене екосистеме. Сходно томе, модели као што је ESHIPPOClim представљају вредан алат за праћење еколошких одговора, процену потенцијала прилагодљивости врста и усмеравање стратегија заштите (Andrades *et al.*, 2021). Поред тога, модел може да идентификује најугроженија станишта и допринесе изради мапа приоритетних подручја погођених еколошким променама (Iqbal *et al.*, 2022). Запажања о проширењу еколошке нише двопругасте уклије и њеној адаптацији на промене у животној средини иницирали су унапређење модела ESHIPPO, што је довело до развоја модела ESHIPPOClim ради бољег разумевања ових сложених образаца.

Полазећи од потребе за интегрисаним и сензитивним алатом за процену климатских и антропогених утицаја у националном контексту, модел ESHIPPOClim пружа вишедимензионалан увид у реакције популација двопругасте уклије под утицајем

сложених стресора. Просторна анализа добијених резултата указује на јасну градицију еколошког оптерећења, при чему укупни скор ESHIPPOClim модела прати стабилан раст дуж локалитета, одражавајући кумулативно деловање свих компоненти модела (Слика 17). Посебна вредност анализе огледа се у издвајању појединачних компоненти, чија је интерпретација омогућила увид у различите механизме адаптација двопругасте уклије и степена изложености (Слике 17–19).

Резултати модела ESHIPPOClim указују да двопругаста уклија може послужити као рани индикатор промена у животној средини. Укупно 28,72% података указује на висок ниво отпорности и еколошке прилагодљивости, док 34,92% показује средње-висок ниво, што сведочи о значајном капацитету врсте да се носи са стресорима животне средине. Подаци у којима 36,51% показује средњи ниво говоре у прилог томе да двопругаста уклија може и даље да функционише као „рани индикатор“, односно да сигнализира промене у екосистему пре него што озбиљније утичу на друге врсте или целокупне екосистеме. Одсуство података у категорији ниске отпорности додатно потврђује тезу да уклија није високо осетљива врста (Слике 18 и 19, Табела 15).

Иако је загађење идентификовано као кључни параметар диференцирања популација у различите кластере (Слика 15), врста је и даље присутна у загађеним водама, што указује на њену способност преживљавања у изазовним условима (Whitfield & Elliott, 2005; Pinna *et al.*, 2023). Свакако постоји потенцијални ризик уколико дође до даљег погоршања услова животне средине (Zhai & Lee, 2024). Резултати показују да су испитивана станишта већ претрпела значајан утицај HIPPO фактора и климатских промена, што је потврђено високим вредностима унутар дефинисаних опсега за обе компоненте и указују на неопходност даљег мониторинга (Табела 15). Континуирани мониторинг је важан због чињенице да климатске промене додатно интензивирају негативне ефекте HIPPO фактора (Слике 18 и 20).

Заједничким посматрањем биолошких/ихтиолошких компоненти у моделу уочава се да ES + ILSFP имају највећи степен варијабилности, што је у складу са очекивањем да збир ових компоненти на локалном нивоу одражава највећу хетерогеност (Слика 21). HIPPO компонента показала је умерену распршеност, што указује на то да су антропогени утицаји локализовани, али еколошки релевантни у одређеним подручјима. Додатно, указује да се степен изложености различитим интезитетима антропогених утицаја разликује од станишта до станишта, али и дуж временског градијента. Clim компонента показала је најстабилнији образац, што је очекивано с обзиром на позадински, али перзистентни ефекат климатских промена. Коришћењем различитих визуелних метода попут фацетираних трендова, нормализоване топлотне мапе и boxplot анализа, идентификоване су кључне просторне варијације и градијенти унутар компоненти.

Употреба скалиране топлотне мапе омогућила је боље сагледавање структуре унутаркомпонентних одговора, што је кључно за тумачење сложених еколошких образаца (Слика 22). Иако апсолутне вредности компоненти варирају у различитим распонима, нормализацијом је омогућено да се пореде флукуације и просторна хетерогеност без доминације компоненти са већим апсолутним опсегом. Тако је, на пример, просторна варијабилност унутар ES + ILSFP компоненте јасно видљива као кључна зона адаптивних одговора, док Clim компонента задржава карактер позадинског, али постојаног притиска. Оваква анализа помаже у препознавању локалитета са екстремним унутрашњим вредностима, који могу представљати „тачке прага“ у

адаптивном капацитету врсте, посебно у условима интеракције климатских и антропогених фактора.

Ови резултати јасно показују да модел ESHIPPOClim може да разликује различите режиме и степене утицаја, али и да истакне популационе структуре које одступају од шаблона. Управо та способност да препозна финоћу унутрашњих и спољашњих утицаја на просторној скали представља један од најважнијих квалитета овог модела. У контексту климатских промена и локалног управљања воденим ресурсима, овакав тип моделовања може послужити као основа за рану дијагностику, селекцију приоритетних станишта, а самим тим и дугорочну процену отпорности слатководних врста.

За потпуно разумевање модела ESHIPPOClim и његове применљивости на друге рибе врсте или заједнице, неопходно је независно сагледавање значаја и удела сваке компоненте појединачно.

Еколошка специјализација (ES), посматрана кроз ширину еколошке нише, одређује степен прилагодљивости риблих врста и дефинише спектар њихових станишних преференција (Gaston *et al.*, 1997; Hayes *et al.*, 2024). Средњи ниво еколошке специјализације двопругасте уклије који је утврђен у овом истраживању (Табела 15), делимично корелише са класификацијом осетљивости коју је предложио van Treesk (2020), а која је заснована на животним карактеристикама. Према наведеном аутору, двопругаста уклија је категоризована као врста са ниском осетљивошћу. Иако је типичан представник реофилне групе риба, а која се сматра најосетљивијом групом риба на климатске промене и антропогене утицаје (Isaak & Young, 2023), њен нижи степен еколошке специјализације омогућава јој висок ниво адаптације и повећава вероватноћу успостављања одрживих популација у новим структурама риблих заједница (Hayes *et al.*, 2024). Ова особина је од изузетне важности у контексту актуелне редистрибуције риблих врста условљене климатским променама, у којој климатски фактори нарушавају интегритет екосистема, гурајући рибе врсте ка маргинама њихових потенцијала (Dawson *et al.*, 2011; Poloczanska *et al.*, 2013; Hayes *et al.*, 2024). Фенотипска и морфолошка прилагодљивост двопругасте уклије (Živáić & Jovanović, 2011), омогућава јој успешније функционисање у променљивим условима у поређењу са другим реофилним врстама, попут пастрмке (Schult *et al.*, 2011; Mouillot *et al.*, 2013). Поред тога, двопругаста уклија има потенцијал за брз опоравак популација услед мале телесне величине, кратког животног века, брзог раста, порционог мреста током живота и раног сазревања, које може започети већ у другој години (Rouchin *et al.*, 2009; Pelletier *et al.*, 2020; van Treesk, 2020). Њена способност брзе регенерације омогућава јој поновну колонизацију напуштених станишта и проширење примарне еколошке нише (Rouchin *et al.*, 2009; Pelletier *et al.*, 2020).

Разумевање начина на који су се популације риблих врста мењале током времена и њихове интеракције са животном средином препознато је као основа за идентификацију врста које могу деловати као еколошки индикатори (Morrow & Fischenich, 2000; Simić *et al.*, 2014). У овој студији извршена је процена локалне одрживости популација под различитим степеном еколошких стресора, дефинисани су локални услови станишта и анализиране промене у популацијама двопругасте уклије током времена, коришћењем ILSFP компоненте (Simić *et al.*, 2014). Резултати, приказани на Слици 12, подржавају теорију еколошке нише, која полази од претпоставке да врсте пре свега реагују варијацијама у бројности (абунданци), што одражава кумулативни утицај стресора и климатских промена дуж више еколошких оса (Brown, 1984). Налази су у сагласности са истраживањима Simić *et al.* (2022) и Piria *et al.* (2019), који су приметили пораст

учесталости појављивања двопругасте уклије почев од 2001. године. Према историјским подацима, Simić *et al.* (2022) су навели да је двопругаста уклија некада била присутна искључиво у зони пастрмке и поточне мрене (Pančić, 1860; Marković, 1962; Ristić, 1972, 1977; Janković & Krpo Cetković, 1995; Simonović, 2001), док је од 2001. године забележена у свим речним зонама у Србији. Сличан тренд забележен је и у реци Сави на граници са Словенијом након деведесетих година, када је рударска индустрија престала са активним радом, што је довело до побољшања статуса и квалитета воде (Treer *et al.*, 2006). Двопругаста уклија је била једна од првих рибљих врста која је показала способност поновне колонизације напуштених станишта (Treer *et al.*, 2000; Treer *et al.*, 2006).

Доминација зоне поточне мрене (DBZ) у оквиру категорије високог нивоа отпорности и еколошке прилагодљивости ESHIPPOClim модела (Табела 15) указује на то да управо ова зона, као примарно станиште врсте, уједно представља кључно подручје за очување одрживости и адаптивног потенцијала двопругасте уклије. Пораст вредности компоненте ILSFP, уз истовремено јачање утицаја HIPPO фактора, сугерише да врста испољава појачан адаптивни одговор на локалном нивоу. Овај тренд може се посматрати као потенцијални алармни сигнал, који указује на осетљивост популација у будућности уколико се притисци на станиште наставе или повећају.

Реке Ибар, Нишава, Сокобањска Моравица, Пек, Рибница, Лим, Студеница, Јужна Морава, Топлица, Дрина и Пчиња заступљене су у кластеру у ком је модел ESHIPPOClim проценио да двопругаста уклија показује висок ниво отпорности и еколошке прилагодљивости (Слика 15, Табела 15). Већину ових река карактерише брз ток, хладније и кисеоником богате воде и брдско-планински или мезофилни карактер (Miladinović *et al.*, 2012; Stanković *et al.*, 2012; Leščešen *et al.*, 2013), као и хетерогеност станишта као предуслов за опстанак реофилних врста (Simić *et al.*, 2022). У том контексту, река Пек представља специфичан пример. Наиме, иако извориште потиче из брдовитих предела, њен доњи ток пролази кроз индустријски модификовано подручје са повећаним утицајем рударства и загађења (Čanak Atlagić *et al.*, 2021).

Током теренских истраживања и обраде података, добијени резултати били су у складу са налазима Simić *et al.* (2022) указујући да повећање бројности и доминације врсте двопругасте уклије доводи до пропорционалног раста бројности поточне мрене *Barbus balcanicus* (Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi, 2002), док бројност пастрмке *Salmo* spp. (Linnaeus, 1758) опада или се у будућности може потпуно редуковати. Двопругаста уклија је такође забележена у високој бројности заједно са врстама као што су скобаљ (*Chondrostoma nasus*, Linnaeus 1758) и клен (*Squalius cephalus*, Linnaeus 1758) али само у случајевима када клен није прерастао дужину од 20 cm када почиње да се храни ситнијим рибама (Jurajda *et al.*, 2007; Copp *et al.*, 2010). Повремено је забележена у симпатрији са уклијом (*Alburnus alburnus*, Linnaeus 1758) и речном мреном (*Barbus barbus*, Linnaeus 1758) па чак и са сомом (*Silurus glanis*, Linnaeus 1758). Уочени међуодноси између врста могу се делимично објаснити природном динамиком предатор-плен, али су у великој мери дефинисани појачавајућим ефектом климатских промена и других антропогених стресора (Thuiller *et al.*, 2005). Овакви међуодноси постепено могу да доведу до потпуне замене реофилних врста, специјалиста са отпорнијим и адаптабилнијим врстама (Hoffmann & Sgrò, 2011).

5.7. Ефекти антропогених стресора на популације двопругасте уклије

На основу резултата добијених применом UMAP модела и алгоритма Стабла одлучивања, уз потврду кроз тестове корелације, идентификовано је да популациону динамику двопругасте уклије и локалну одрживост обликују првенствено загађење, затим средња температура воде, прекомерна експлоатација и присуство инвазивних врста (Слика 15).

Током друге половине XX века, зона поточне мрене, примарна еколошка зона двопругасте уклије, претрпела је изражен степен **загађења**, које је узроковано интензивним процесима урбанизације и испуштањем непречишћених отпадних вода из различитих извора (Morina *et al.*, 2016). Ове активности резултирале су нарушавањем квалитета воде, укључујући измене у физичко-хемијским карактеристикама, као што су повећање електропроводљивости, смањење концентрације раствореног кисеоника и повећане концентрације нутријената и токсичних једињења (Allan, 2004; Dudgeon *et al.*, 2006; Vörösmarty *et al.*, 2010). Дугорочним дејством, последично долази до смањења биодиверзитета (Mănoiu & Crăciun, 2021), које се на почетку огледа у изменама у структури рибљих заједница. Осетљиве врсте, услед своје уже еколошке валенце и смањене толеранције на деградацију станишта, показују знаке угрожености, док оне мање осетљиве које показују већи адаптивни потенцијал постепено почињу да доминирају. Овакав сценарио указује на рану фазу процеса функционалне замене у заједницама (Simić *et al.*, 2022). Ране промене у функционалној композицији заједница представљају важан индикатор нарушавања екосистема и биотичког интегритета, јер указују на поремећај еколошке равнотеже пре него што дође до потпуне смене врста (Karr, 1981; Dudgeon *et al.*, 2006). Стога, праћење ових динамичких промена, како у примарној зони дистрибуције двопругасте уклије, тако и у другим зонама, може бити од кључног значаја за рано откривање антропогеног и климатског утицаја на популације двопругасте уклије, али и на водене екосистеме у целини (Strayer & Dudgeon, 2010).

Водени екосистеми у Србији изложени су значајној контаминацији различитим типовима водених полутаната (Teodorović, 2009). Највећи утицај има органско загађење, које углавном потиче из великих и малих насеља, као и из индустријског и рударског сектора, што је посебно изражено у сливовима Велике Мораве, Колубаре и Јужне Мораве (Simić *et al.*, 2022). Ови притисци довели су до погоршања физичко-хемијских својстава воде, смањења концентрације раствореног кисеоника и повећаног уноса органских материја и нутријената. Пољопривредне активности додатно су утицале на еутрофикацију, нарочито у зони речне мрене, услед испирања вишка ђубрива и пестицида у водене токове (Vuković *et al.*, 2018b; Simić *et al.*, 2022).

Поред хемијских притисака, значајан утицај има и **прекомерна експлоатација** рибљих ресурса. У овом истраживању, прекомерна експлоатација односи се на генералну експлоатацију рибљих врста у испитиваним стаништима, јер двопругаста уклија није економски значајна врста. Ова појава је честа у Србији, где је нерегулисан риболов (криволов) и даље присутан упркос законској регулативи и прописаним мерама заштите (Закон о заштити и одрживом коришћењу рибљег фонда, „Сл. гласник РС“, бр. 128/2014 и 95/18 и др. закон). Истраживања указују да је нелегални и неконтролисани риболов један од главних проблема за одрживост рибљих популација у Србији, посебно у малим и средњим рекама (Simonović, 2001; Simić *et al.*, 2015; Lenhardt *et al.*, 2019, 2020). Утицај нелегалног риболова на комерцијално значајне врсте, као што је пастрмка, посредно и непосредно утиче и на популације двопругасте уклије. Јак риболовни притисак и смањење бројности пастрмке као „топ предатора“ омогућава ширење двопругасте уклије

и заузимање нових делова ареала, с обзиром на то да је двопругаста уклија у природним условима плен пастрмке. Иако краткорочно може постојати позитиван ефекат у виду повећања бројности двопругасте уклије, интензиван криволов пастрмке дугорочно може да доведе до нарушавања стабилности у трофичким односима „плен–предатор“ и може имати негативне последице већих размера на целокупну стабилност речних екосистема.

Очекивано, наши резултати јасно указују на посредну везу између **раста хумане популације**, прекомерне експлоатације и средње температуре воде (Wt_{mean}) (Табела 12). Демографски отисак има дубок и вишеслојни утицај на слатководне екосистеме, укључујући и популације риба. Раст броја становника довео је до интензивније експлоатације природних ресурса, повећаног испуштања отпадних вода, промена у режимима земљишта и ширења урбаних и руралних насеља уз речне токове (Teodorović, 2009; Vörösmarty *et al.*, 2010). Потреба за водом, храном и просторима за рекреацију стимулисала је изградњу инфраструктуре, развој пољопривреде и ширење туризма, што узрокује додатни притисак на водена станишта. Чак су погођени и рурални делови због развоја сеоског туризма. Масовни туризам, посебно у речним и приобалним зонама, доприноси механичком нарушавању станишта, уношењу полутаната и повећању потрошње воде (Lenhardt *et al.*, 2012).

Паралелно са директним физичким променама станишта, раст хумане популације посредно утиче и на термичке услове у водама (Dudgeon *et al.*, 2006; Reid *et al.*, 2019). Интензивна урбанизација и промене намене коришћења земљишта доприносе ефекту урбаних топлотних острва, што у комбинацији са глобалним климатским променама резултује порастом средње температуре воде (Ciampittiello *et al.*, 2024). Раст хумане популације представља пример покретачке снаге у функционисању HIPPO и Clim стресора, указујући да су антропогени стресори и даље од суштинског значаја за разумевање угрожености слатководних екосистема и риба. Ови налази додатно потврђују оправданост концептуализације HIPPO и Clim компоненти у оквиру модела ESHIPPOClim, као основе за свеобухватну процену утицаја антропогених и климатских фактора на одрживост слатководних популација као и неопходност интеграције демографских параметара приликом планирања мера заштите и управљања воденим ресурсима.

Присуство инвазивних врста препознато је као важан параметар за диференцијацију и будући мониторинг популација двопругасте уклије (Слика 15, Табела 12). У случају двопругасте уклије, фактор „присуство инвазивних врста“ у оквиру ESHIPPOClim модела, посматран је на два начина, у зависности од зоне коју врста насељава. У стаништима где природно не постоје инвазивне врсте, као што су зоне пастрмке и поточне мрене, овај фактор је евалуиран индиректно, кроз присуство пастрмке као показатеља биолошког притиска на двопругасту уклију. С друге стране, у зонама речне мрене, где је то било могуће, спроведена је директна процена присуства инвазивних врста. Комбинација ова два приступа, индиректне процене (пастрмка као индикатор) и директног мониторинга инвазивних врста, омогућила је свеобухватнији увид у утицај овог фактора на популације двопругасте уклије. Генерално, продор инвазивних врста, познат и као „биолошка контаминација“ (Panov *et al.*, 2008), најизраженији је у зони речне мрене (Simonović *et al.*, 2010). Пастрмка, иако аутохтона врста и доминантна у пастрмској зони, представља извор конкурентског односно предаторског притиска на друге мање рибље врсте. Овакав методолошки приступ у потпуности је подржан резултатима овог истраживања, а огледа се у јасној спрези између ове две врсте: уколико је пастрмка доминантна, бројност двопругасте уклије природно опада, и обрнуто. Посебно забрињава чињеница да је током анализе података уочен

тренд све већег броја станишта у којима је пастрмка малобројна или потпуно одсутна, док двопругаста уклија постаје доминантна компонента ихтиофауне. Ови резултати у потпуности су у складу са тврдњама да је у последње две деценије дошло до значајног губитка и редукције салмонидних зона у воденим екосистемима Србије, као и до смањења популација поточне пастрмке, и у квалитативном и у квантитативном смислу, за приближно 50% (Simić *et al.*, 2014, 2022, 2023, Veličković, 2024).

Фрагментација станишта генерално доводе до прекида речног континуума у промету материје и енергије (Simić & Simić, 2009) а код риба до смањења доступности погодних микростаништа за мрест, ремећења природне миграције и промене динамике популација, што дугорочно смањује еколошку стабилност и отпорност водених екосистема (Pringle, 2003; Bai *et al.*, 2025). Иако се промене и деградација станишта не сматрају примарним факторима који обликују присуство двопругасте уклије, важно је нагласити да испитивана станишта трпе значајан притисак услед фрагментације и деградације. Фрагментација је условљена изградњом акумулација и брана у зони поточне мрене (Radojković *et al.*, 2019), регулисањем речних корита, експлоатацијом шљунка и песка у зони речне мрене, као и изградњом хидроелектрана у зони пастрмке. Изградња физичких препрека (броне, минихидроелектране), у комбинацији са каптирањем изворишта и измењеним режимима протока, утиче на смањење хетерогености станишта (García-Martínez *et al.*, 2025), што посебно погађа врсте које су адаптиране на специфичне услове. Иако је фрагментација станишта генерално препозната као један од најважнијих узрока губитка биодиверзитета у речним екосистемима (Sirgyová, 2004; Seifali, 2012), резултати овог истраживања показују да овај фактор није био међу најзначајнијима за објашњење присуства двопругасте уклије. Овакво запажање може се тумачити на два начина: с једне стране, могуће је да је двопругаста уклија развила одређени степен еколошке прилагодљивости на промене у станишту; с друге стране, вероватније је да је већина испитиваних станишта већ изложена извесном степену деградације, што онемогућава јасно разликовање ефеката фрагментације појединачно на присуство ове врсте. Такође, треба узети у обзир да што је риба мање телесне величине и није изразито миграторна то јој фрагментација мање смета. Ови налази указују на важност континуираног праћења квалитета станишта и стања популација двопругасте уклије, као и на потребу за пажљивим тумачењем резултата.

5.8. Ефекти климатских промена у националном контексту, утицај на слатководне екосистеме и популације риба

Од суштинске је важности разумети размере утицаја климатских промена на биодиверзитет у земљама у развоју, као што је Србија. Ове земље су посебно рањиве услед своје зависности од природних ресурса и ограничених финансијских капацитета да се носе са променом климе и све чешћим екстремима (Abdallah *et al.*, 2014; Carroll *et al.*, 2023).

У студији ауторки Vuković Vimić & Vujadinović Mandić (2024) истакнуто је да се Србија у климатолошком смислу налази у веома осетљивом подручју транзиције између умереноконтиненталне и суптропске зоне, што је чини нарочито подложном ефектима климатских промена. Према резултатима наведене студије, у периоду од 2011. до 2020. године, у поређењу са референтним преиндустријским периодом од 1961. до 1990. године, просечна температура порасла је за 1,8 °C, док је у летњем периоду повећање достигло чак 2,4 °C. Ауторке истичу да поуздане пројекције показују да ће до средине века (између 2041. и 2060. године) просечна температура порасти за око 3,1 °C, уз значајан пораст броја дана са температурама изнад 35 °C (топлотни таласи).

Истовремено, очекује се све већа учесталост екстремних климатских појава, укључујући суше и интензивне падавине.

Наведени климатски трендови су у потпуности у складу са резултатима добијеним у овом истраживању. Висок ниво утицаја (ниво 5 према ESHIPPOClim моделу) већ је регистрован за сва три климатска индикатора у свим речним системима (Табела 15), при чему се пораст температуре издвојио као најизраженији фактор. Као што је приказано на Слици 13, температурни трендови су знатно стабилнији и израженији у односу на режим падавина. Резултати су у сагласности са налазима Stošić *et al.* (2024). Иако падавине нису показале јасан тренд, уочен је благи пораст у планинским пределима југозападне Србије, као што су Златиборски, Рашки и Моравички округ, у већем обиму него у другим регионима, што је у складу са налазима Stojanović *et al.* (2021). Поред тога, у оба истраживања овај феномен није уочен у планинским пределима југоисточне Србије, односно у Пиротском округу. За потребе евалуације Clim компоненте, било је довољно извршити визуелну анализу и поређење трендова температуре и падавина. Детаљније информације о минималним, максималним и средњим вредностима, као и детаљнија анализа топлотних екстрема и индекса падавина, доступне су у радовима Stošić *et al.* (2023, 2024.).

Растући тренд загревања ваздуха већ оставља отисак и последице на слатководне екосистеме, где пораст температуре воде и промене у режимима падавина постају кључни покретачи нарушавања интегритета слатководних екосистема и стабилности рибљих популација. Бележење тренда пораста температуре воде у готово свим речним системима у Србији, изузев Тимока, указују на присутан и све израженији ефекат климатских промена на слатководне екосистеме (Табела 13). Иако варијабилност по сливовима постоји (Слика 14), општи образац указује на континуиран и системски раст температуре воде и то на просечном годишњем нивоу. Нарочито је значајан увид што су најинтензивнији трендови забележени у рекама које се налазе у зони антропогене трансформације простора (нпр. Колубара, Нишава), што упућује на синергијска дејства локалних и климатских фактора. Раст температуре воде у реци Колубари је у корелацији са изразито интензивним антропогеним притисцима у сливу ове реке, непосредно услед површинске експлоатације лигнита и пратећих енергетских и индустријских активности. Према доступним релевантним анализама и синтезама локалног и националног карактера, иако рударске активности и ископавање лигнита значајно доприносе деградацији екосистема, главни узрок загађења водотока у сливу Колубаре представља неконтролисано испуштање комуналних отпадних вода, присуство депонија у самој близини корита и прекомерна агрохемизација (Dragičević *et al.*, 2012; 2017; Đukićin *et al.*, 2012; Samardžić *et al.*, 2017). У функцији даљег ширења рударских капацитета више пута је вршена регулација и уклањање водотока, што је резултирало проширењем речних корита, ерозијом обала и ремећењем природне динамике речног система (Samardžić *et al.*, 2017).

Слична ситуација забележена је и у речном сливу реке Нишаве, где су идентификовани значајни антропогени утицаји на формирање и ток реке као и притока (Ђокић, 2015; Simić *et al.*, 2022). Ђокић у опширној студији (2015) наводи да се утицаји огледају кроз захвате воде из једних и преусмеравање у друга корита, како унутар слива Нишаве тако и ван њега, ради водоснабдевања великог броја становника и индустријских објеката. Такође наводи да нерегулисано и неконтролисано наводњавање пољопривредних површина додатно смањује доток воде у речна корита у сливу Нишаве, што представља проблем са одрживошћу водног режима посебно током сушних периода. Такође, регистрована је промена природног температурног режима Нишаве услед дотока

(испуштања) веома хладне воде из акумулације Завој на Старој планини, намењене раду хидроелектране у Пироту, што доводи до ширења зоне пастрмке низводно (Simić *et al.*, 2022).

Речни системи који нису показали значајан тренд су реке Власина и Јужна Морава. На основу добијених резултата може се претпоставити да су у питању реке са већом способношћу амортизације температурних утицаја, било због надморске висине или хидролошког режима.

Налази ове дисертације показују да локалне, антропогено изазване промене имају доминантан утицај на деградацију квалитета и стабилности речних екосистема у односу на климатске факторе. Ипак, присутан је и континуирани утицај климатских промена, који, у комбинацији са антропогеним стресорима, појачава локалне негативне ефекте. Ово указује на потребу за систематским и просторносензитивним мониторингом климатских параметара у воденим екосистемима.

Добијени резултати су у потпуности у складу са налазима студија у којима је без преседана документовано загревање слатководних екосистема на глобалном нивоу. O'Reilly *et al.* (2015), Woolway *et al.* (2017), Liu *et al.* (2020) и Niedrist (2023) истичу да климатске промене имају вишеструк непосредан и посредан утицај на слатководне екосистеме. Непосредно утичу кроз директно повећање температуре воде и измене у режимима падавина, док посредно делују путем измена хидролошких образаца, као што су раније топљење снега у зимским месецима, а смањење летњих падавина, повећане зимске падавине у виду киша уместо снега (Laghari *et al.*, 2012; Milner *et al.*, 2017). Оба типа утицаја доводе до промена у сезонским протоцима воде, фрагментације станишта, губитка повезаности између критичних делова станишта и повећања учесталости екстремних суша и поплава. Ови ефекти заједно нарушавају стабилност речних екосистема, смањују биолошку разноврсност и повећавају ризик од локалних ишчезавања осетљивих врста (Niedrist, 2023). Нарушена свеукупна стабилност ремети и онемогућава природне обрасце миграција, врсте се повлаче у горње токове или бивају „однешене“ поплавама и бујицама, обрасце раста услед недовољне количине адекватне хране, мрест се одлаже или пак рани услед измењених услова (Bănăduc *et al.*, 2020). Између осталог, повећане температуре воде доводе до смањене растворљивости кисеоника, убрзавања метаболичких процеса код риба и већег ризика од термичког стреса, нарочито за осетљиве и еколошки специјализоване врсте (Biswas & Sarkar, 2022).

Учестали топлотни таласи продужавају периоде ниских водостаја и протока воде у рекама, појачавајући тренд пресушивања река. Топлотни таласи су најинтензивнији током летњих месеци, током августа посебно (Ђурђевић *et al.*, 2024). Тако је током лета 2024. године пресушио део тока реке Ибар у Рибарићима, током чега се десио велики помор риба и губитак станишта³. Исте године, пресушило је и врело реке Градац⁴, која се сматра једном о најчистијих река у Србији али и шире, при чему представља станиште за многобројне врсте, укључујући пастрмку и ретку рибу паклару. Том приликом, надлежне институције за заштићено природно добро „Клисура реке Градац“ издали су званично саопштење да је река Градац на свом биолошком минимуму. Обезбеђивање биолошког минимума, односно минималног протицаја воде потребног за очување

³ Извор: <https://www.politika.rs/sr/clanak/631341/ibar-presusio-na-nekoliko-mesta-sluzbe-i-mestani-u-akciji-spasavanja-ribe>

⁴ Извор: <https://www.slobodnaevropa.org/a/vrelo-gradac-reka-srbija/33113190.html>

основних еколошких процеса и опстанак акватичних организама, представља један од кључних услова за очување функције речних екосистема (Bunn & Arthington, 2002; Dyson *et al.*, 2003).

Према резултатима у овој студији, уочен је умерен тренд пораста температуре воде у планинским рекама југозападне Србије, посебно у рекама Бетиња, Катушница, Радоињска река и Црни Рзав (Табела 15). Овај налаз је у сагласности са запажањима да се планинске области брже загревају од просека на глобалном нивоу, што последично доводи до убрзаног загревања планинских река (Niedrist & Füreder, 2023). Ипак, у региону Тимочке крајине, температура воде показала је релативну стабилност, што се може објаснити специфичним географским положајем и природним баријерама, као што су Сврљишке планине и Миџор на југу и Севернокучајске планине на западу (Manojlović, 1986; Tošić *et al.*, 2020), које ублажавају ефекте загревања.

Иако резултати овог истраживања указују на уочљив тренд раста температуре воде у речним системима Србије, овај тренд је још увек умерен у поређењу са забележеним порастом температуре ваздуха. Оваква динамика може се објаснити високим специфичним топлотним капацитетом воде, термичком инерцијом и деловањем одређених локалних хидролошких фактора као што су подземни извори и сеновите обале, који тренутно ублажавају утицај загревања (Georges *et al.*, 2021a). Иако су сва испитивана станишта у мањој или већој мери изложена антропогеним утицајима, резултати указују да климатске промене још увек нису достигле степен који би довео до драматичних промена у термалним режимима водотокова. То значи да су ова станишта тренутно у прелазној фази, на граници пре јасније израженог утицаја климатских промена.

Са аспекта рибљих популација, ово прелазно стање представља критичан период у којем врсте попут двопругасте уклице могу испољити адаптивни потенцијал и привремено одржавати стабилност популација. Међутим, са даљим наставком загревања и предвиђеним учесталим екстремним климатским догађајима генерално (Georges *et al.*, 2021b) као и на територији Србије (Ђурђевић *et al.*, 2024), очекује се да ће термална стабилност водотокова бити нарушена, што ће повећати термички стрес, смањити доступност погодних станишта, довести до промена у трофичким мрежама и интензивирати конкуренцију међу рибљим врстама (Isaak *et al.*, 2012). У таквом сценарију, чак и врсте које сада показују релативну отпорност могу постати угрожене, нарочито у контексту кумулативног дејства климатских промена и других интензивних антропогених притисака (Zhou *et al.*, 2020).

5.9. Двопругаста уклија као индикатор раних ефеката климатских промена у речним екосистемима Србије

Утицај климатских промена на популације двопругасте уклије у Србији испољава се кроз сложене интеракције температурних, хидролошких, биолошких и антропогених фактора. Резултати ESHIPPOClim модела јасно указују да климатске промене не делују изоловано, већ појачавају (амплификују) укупне ефекте антропогених стресора у воденим екосистемима Србије (Слике 17–21) што је у складу са налазима Johnson *et al.* (2024). Присутан константан раст температуре воде, измене у режимима падавина и хидролошке нестабилности чине додатно осетљивим екосистеме који су већ изложени загађењу и физичкој деградацији станишта, при чему се смањује потенцијал амортизације температуре воде (Booker & Whitehead, 2022; White *et al.*, 2023). Иако „тихог ефекта“, хроничне последице климатских промена (Johnson *et al.*, 2024) се већ огледају у динамици популација двопругасте уклије. Наиме, највећи поремећај у абунданци двопругасте уклије забележен је током 2019. године (Слика 14), која је у глобалном смислу означена као друга најтоплија година у историји мерења (McInerney *et al.*, 2021). Током тог екстремног периода, уочено је померање врсте ка зони пастрмке (на вишим надморским висинама) и смањење њене бројности у зони поточне мрене, што указује на смањење адекватних станишта услед повишених температурних услова и промене у трофичкој динамици екосистема. Niedrist (2023) наводи да ће се екстремни у температури воде дешавати све учесталије у будућности. А веза између надморске висине и температурног режима у рекама у овом контексту је доказана више пута (Donato, 2002; O’Sullivan, Devito & Curry, 2019; Siegel & Volk, 2019). Померање ка деловима река на вишим надморским висинама сматра се адаптивном стратегијом врсте и реализује се на два нивоа, и то: на нивоу јединке када рибе привремено користе локална термичка уточишта (Schaefer *et al.*, 2003; Ebersole *et al.*, 2020), или на нивоу популације, кроз миграцију ка планинским речним уточиштима (Isaak *et al.*, 2015).

Резултати добијени у овом истраживању указују да су високе вредности индикаторских параметара популација двопругасте уклије забележене у кластерима са високим нивоом климатског утицаја (плави кластер 0), док је у кластерима са умереним нивоом климатског утицаја (црвени кластер) регистрована мања бројност уклије (Слике 15 и 16). Ова опажања сугеришу да двопругаста уклија поседује изражен адаптивни потенцијал, који јој омогућава да у почетној фази одговори на термичке стресоре повећањем бројности (Jarić *et al.*, 2018; Smith & Lancaster, 2020), вероватно услед конкурентских предности у деградираним условима.

У овом истраживању такође је утврђена висока корелација између температуре воде и присуства инвазивних врста (Табела 13), што је интерпретирано на два нивоа услед двојне процене индикатора „присуство инвазивних врста“ у моделу. Први ниво односи се на присуство пастрмке као високоспецијализоване аутохтоне врсте, чија доминантност у екосистему опада са порастом температуре, а посматрамо је као „претњу“ или „притисак“ на популације двопругасте уклије. Познато је да пастрмка има уске температурне толеранције и захтева хладне, добро аерисане воде (Niedrist & Füreder, 2023). У складу са тим, у условима загревања воде, уочена је обрнута спрега односно смањење бројности пастрмке доводи до ширења популација двопругасте уклије, што је јасно уочено у просторној анализи кластера и у складу са теренским запажањима. Губитак пастрмке као „топ предатора“ у зони пастрмке омогућава двопругастој уклији да експанзивно заузима нове еколошке нише, што је индиректан показатељ непосредних последица климатског загревања на високо специјализоване врсте (Bartley *et al.*, 2019; Staudinger *et al.*, 2021).

Други ниво односи се на алохтоне инвазивне врсте, чији продор у слатководне екосистеме Србије може бити убрзан климатским променама. Како температуре воде расту и водотокови постају топлији и еутрофнији, омогућавају се услови погодни за ширење адаптивнијих и термофилних инвазивних врста из нижих зона (Burgiel & Muir, 2010; McInerney *et al.*, 2021). Ове врсте могу да пенетрирају узводно, нарушавајући аутохтоне заједнице, повећавајући конкуренцију између врста и потенцијално изазивајући дисфункцију постојећих трофичких односа (Nelson *et al.*, 2017a; 2017b). У случају двопругасте уклије, иако тренутно показује адаптивни одговор на промене у станишту, дугорочна изложеност све агресивнијој конкуренцији може угрозити стабилност њених популација (O’Gorman *et al.*, 2012; Johnson *et al.*, 2024).

Климатске промене додатно појачавају негативне ефекте загађења, што резултира појавом појачане еутрофизације и у текућим водама (Coffey *et al.*, 2018; Vaughn & Gotelli, 2019; Glibert, 2020; Sin & Lee, 2020). У зони поточне мрене примећено је све учесталије присуство нитастих алги, а које се масовно јављају, често заједно са макрофитама, у зони речне мрене (Ђорђевић *et al.*, 2015; Simić *et al.*, 2017). Способност двопругасте уклије да у новим, измењеним условима реорганизује своју исхрану спрема доступне хране, и усмери је на алге (Treer *et al.*, 2006) или на инвертебрате који се развијају у комплексу алги, попут врста из фамилије Chironomidae (Filipović & Janković, 1978) представља важан механизам преживљавања. Са друге стране, ова интеракција потенцијално може имати негативне каскадне ефекте у будућности, угрожавајући стабилност читавог воденог екосистема и истовремено носи ризик од смањења опште биолошке разноврсности. Иако је тешко предвидети прецизне исходе трофичких реконструкција у будућности, очекује се да новоформирани прехрамбени ланци показују већа преклапања у исхрани (Rall *et al.*, 2012), смањену структурну сложеност и повезаност (Petchey *et al.*, 2010; O’Gorman *et al.*, 2019), мању ефикасност у преносу енергије (Barneche *et al.*, 2021), као и већу нестабилност и слабију отпорност кроз време (O’Gorman *et al.*, 2019; Johnson *et al.*, 2024).

5.10. Значај интеграције машинског учења и ESHIPPOClim еколошког моделовања у контексту предиктивног биомониторинга слатководних екосистема

У циљу додатне надградње и валидације модела ESHIPPOClim и унапређења предвиђања потенцијала двопругасте уклије као раног индикатора климатских промена и антропогених стресора, примењена су четири савремена алгорита машинског учења. Остварени резултати машинског учења као *soft computing* техника указују на добру концептуализацију и висок предиктивни потенцијал модела ESHIPPOClim када се комбинује са напредним техникама машинског учења које су постале вредна допуна у ихтиолошким истраживањима, а где се бележи прогресиван раст у применама различитог аспекта (Smoliński & Radtke, 2017; Schrider & Kern, 2018; Rolnick *et al.*, 2022). Посебно је значајно што су три од четири алгорита машинског учења, и то: линеарна дискриминантна анализа (LDA), стабло одлучивања (DT) и случајна шума (RF) препознала двопругасту уклију као поуздан елемент система раног упозоравања (Табела 16, Слике 23–26). То указује на стабилност и применљивост модела у реалним сценаријима биомониторинга. Ови резултати потврђују да ESHIPPOClim модел има значајан потенцијал као алат у предиктивном биомониторингу, и истовремено наглашавају важност примене машинског учења у еколошким истраживањима, јер алгоритми уче директно из података (Flores *et al.*, 2024), ради раног откривања деградације станишта и одговора врста на еколошке стресоре.

У циљу класификације популација према нивоу њихове одрживости на локалном нивоу, најпре је примењен алгоритам ненадгледаног машинског учења, UMAP модел као метода нелинеарне редукције димензионалности, којим су идентификовани латентни обрасци и формиран кластери на основу свеобухватне структурне сличности између популација и степена интензитета антропогених и климатских фактора. Добијени UMAP кластери (Табела 14) коришћени су као циљне (излазне) вредности у класификационим анализама, чиме је омогућено препознавање локалитета са сличним еколошким профилима у контексту популационе одрживости. Формирање кластера уз помоћ Стабла одлучивања омогућило је категоризацију популационог статуса према нивоу одрживости, дефинишући зоне стабилних, осетљивих и угрожених популација. Ова класификација представља основу за дефинисање таргет вредности које су коришћене у даљем моделовању машинског учења. На овај начин, модел није заснован на насумичним вредностима, већ на еколошки утемељеним категоријама које одражавају стварне услове у којима популација живи (Jakovljević *et al.*, 2023, 2024). Успостављање логичке везе између ординационе анализе (UMAP), кластеризације помоћу алгоритма Стабла одлучивања и дефинисања таргет вредности представља кључни корак у моделовању одрживости популација двопругасте уклије.

Наиме, током иницијалне анализе података класичне статистичке технике нису омогућиле јасно идентификовање популационих образаца нити откривање сложених односа између популационих и еколошких параметара. Наведена ограничења класичних метода указала су на потребу за сензитивнијим и флексибилнијим методолошким приступом (Flores *et al.*, 2024). Ово је уједно оправдало и условило примену напредних *soft computing* метода (Cutler *et al.*, 2007; Wiff *et al.*, 2022), као што је комбинација UMAP модела и алгоритма Стабла одлучивања. Према досадашњим сазнањима, ово истраживање је прво у коме је примењен UMAP модел у комбинацији са алгоритмом Стабла одлучивања за класификацију, са циљем идентификовања веза између параметара животне средине и популационих параметара (Jakovljević *et al.*, 2023). Milošević *et al.* (2022) су нешто раније применили UMAP модел, али у комбинацији са Louvain алгоритмом, за анализу еколошких података, укључујући и податке о рибама. Резултати оба истраживања потврђују да ординације добијене помоћу UMAP модела имају еколошки смисао и пружају интерпретабилне резултате. Комбиновани аналитички приступ (UMAP и Стабло одлучивања) поново се показао као веома успешан и ефикасан за откривање сложених еколошких образаца и односа између популационих параметара и фактора антропогеног утицаја и климатских промена (Jakovljević *et al.*, 2024). Подстакнути овим dobrim резултатима, методолошки приступ примењен је и у раду Veličković *et al.* (2024), где је потврђена примењивост и висок потенцијал за анализу различитих еколошких и ихтиолошких сетова података.

Једна од главних предности UMAP методе у односу на најчешће коришћење традиционалне методе ординације (као што су PCA, Principal Component Analysis или CA, Canonical Analysis) (Legendre & Gallagher, 2010) јесте способност да очува локалну структуру и глобалне односе у подацима нелинеарног карактера, што омогућава бољу интерпретабилност сложених еколошких образаца.

У овом истраживању, комбинација UMAP модела и Стабла одлучивања показала се изузетно успешном у идентификовању еколошки смислених популационих образаца и у детектовању сложених интеракција популационих параметара са антропогеним стресорима и климатским променама. Добијени резултати потврђују да је овакав приступ методолошки оправдан, те да нуди високу прецизност и интерпретабилност резултата у односу на класичне статистичке технике. Посебно је значајно то што је овај приступ

омогућио откривање раних, суптилних ефеката антропогених и климатских стресора на популације, који би иначе остали неоткривени класичним приступом (Priyam *et al.*, 2013; Priyanka & Kumar, 2020). Овакав методолошки помак није само побољшао квалитет резултата овог истраживања, већ отвара могућности за даљу примену у другим еколошким и биомониторинг студијама. Будућа истраживања би требало да даље испитају перформансе и применљивост овог методолошког приступа у различитим еколошким контекстима применом на различитим врстама, заједницама и екосистемима. На овај начин би се допринело развоју свеобухватних и осетљивих алата за мониторинг и заштиту биодиверзитета у условима интензивних утицаја антропогених стресора и климатских промена.

Анализа перформанси алгоритама надгледаног машинског учења указује да су примењени алгоритми машинског учења веома успешно предвидели улогу двопругасте уклије као еколошког „раног индикатора“, са приближно 90% тачности, при чему је модел LDA постигао највиши ниво тачности од 91% и F1 скор од 0.94 (Табела 13). Перформансе алгоритама су у складу са оствареним перформансама у ихтиолошким студијама (Wiff *et al.*, 2020; Lindegren *et al.*, 2020; Wiff *et al.*, 2022; Flores *et al.*, 2024). Остварени резултати у потпуности оправдавају примену нелинеарне редукције димензионалности у комбинацији са адекватним класификационим приступима.

Модел LDA је у литератури препознат као поуздан модел за предвиђања (Li, Zhu & Ogihara, 2006; Alfian *et al.*, 2022), као и RF (Lindegren *et al.*, 2020; Wiff *et al.*, 2022). Док су модели машинског учења већ валидирани у процени квалитета воде на основу биолошких елемената и макрофита у Србији (Krtolica *et al.*, 2023; Krtolica *et al.*, 2021), ово истраживање је прво које као улазне податке користи параметре рибљих врста. Резултати у овој дисертацији јасно показују да модели машинског учења, засновани на дубоким еколошким обрасцима, могу представљати исплативе, брзе и прецизне алате за процену утицаја различитих стресора на слатководни биодиверзитет *in situ*. Такође, указују да алгоритми машинског учења, успешно идентификују обрасце у комплексним еколошким подацима и тачно класификују популације у функционално дефинисане групе одрживости. Висока тачност (око 90%) потврђује да улазне варијабле коришћене у моделирању (индикатори у оквиру ESHIPPOClim модела) садрже довољно информација за поуздану предикцију статуса популација риба генерално.

Мале грешке класификације примењених алгоритама, које се углавном односе на Кластер 3, могу бити резултат његовог одступања од доминантног еколошког градијента и специфичног скупа популационих особина које комбинују висок удео доминантности са ниским вредностима биомасе и абунданце. Ова комбинација може довести до забуне код алгоритама, јер такви обрасци нису типични ни за стабилне ни за умерено одрживе популације, што додатно потврђује комплексност популационих одговора у променљивим екосистемима.

За дубље разумевање еколошких образаца, од суштинске је важности интегрисано сагледавање аутекологије врста, локалних индикатора популација, антропогених стресора и утицаја климатских промена (Simić *et al.*, 2022). Један од највећих изазова у савременој екологији је разумевање и моделовање комплексних односа између ових компоненти. Машинско учење се показало као изузетно ефикасно средство у моделовању оваквих сложених интеракција, јер успешно ради и са нелинеарним сетовима података, а које традиционалне статистичке методе не могу да обраде (Krtolica *et al.*, 2023; Jakovljević *et al.*, 2023, 2024).

5.11. Значај истраживања комерцијално безначајних врста риба

Иако су комерцијално безначајне врсте риба углавном запостављене у рибарственој биологији и истраживањима, често имају кључну улогу у очувању структуре, стабилности и функционисања водених екосистема (Holmlund & Hammer, 1999; Miqueleiz *et al.*, 2020; Miranda & Miqueleiz, 2021). Овакве врсте, попут двопругасте уклије, представљају пре свега важне карике у ланцима исхране, те незаменљиве компоненте биолошке разноврсности и стабилности слатководних станишта. Са аспекта очувања биодиверзитета и управљања воденим ресурсима, овакве врсте заслужују већу научну пажњу, јер представљају “тихе чуваре” екосистема (Baran, 2002). Занимљиво је да често имају различите статусе и степене заштите у зависности од државе и/или региона. На пример, двопругаста уклија је у неким земљама заштићена законском регулативом као рањива, скоро угрожена, угрожена па чак и критично угрожена врста, док је у другим потпуно изостављена из законских оквира, јер се не сматра угроженом (Поглавље Увод, Jakovljević *et al.*, 2023). Ове регионалне разлике у процени значаја врсте и последично заштите, поред стварног биолошког и еколошког статуса, често су последица различитих нивоа интересовања, економске перцепције врсте и доступности релевантних научних истраживања о врсти (Schultz *et al.*, 2013; Fortin & Cimon-Morin, 2021).

У појединим регионима где је двопругаста уклија класификована као угрожени таксон, показује значајан потенцијал за опоравак, што је условљено малом телесном величином, кратким животним веком, брзим растом, специфичном репродуктивном стратегијом (рана полна зрелост већ од друге године живота и порциони мрест), високим стопама природног морталитета и присутним обрасцем миграторног понашања (Rouchin *et al.*, 2009; Pelletier *et al.*, 2020). Ови адаптивни механизми омогућавају јој да поново насељава раније напуштена станишта уколико се услови у станишту поправе.

Истраживања спроведена у Швајцарској указују на висок потенцијал за опоравак ове врсте уз примену адекватних стратегија управљања. Ипак, као значајан ограничавајући фактор истиче се недостатак истраживања и недовољна доступност података на локалном, националном и глобалном нивоу (Breitenstein & Kirchhofer, 2000). У прилог томе говори и чињеница да се у последњих неколико година, према извештајима IUCN Red List, статус врсте мењао из LC “Least Concern” у NE “Not Evaluated”, да би најновија процена из 2024. године поново сврстала врсту у категорију LC “Least Concern” (IUCN, 2024). Овај повратак у претходну категорију праћен је нагласком на опадање популација на локалном нивоу, што свакако указује на потребу за интензивнијим и континуираним мониторингом и бољим разумевањем просторне динамике врсте.

Истраживање оваквих врста доприноси и ширем циљу деколонизације приоритета у заштити биодиверзитета, јер скреће пажњу на аутохтоне, локално адаптиране таксоне који често остају изван фокуса политика управљања, инвестиција, а самим тим и истраживања. Мониторинг и детаљнија истраживања сличних врста представља корак ка инклузивнијем, еколошки заснованом приступу заштите природе (Corbera *et al.*, 2024). У времену када се еколошка заштита све више заснива на интегралном приступу и предиктивним моделима, оваква истраживања представљају неопходну базу за креирање ефикасних стратегија управљања биодиверзитетом и адаптације на климатске промене, не само у Србији већ и у другим сличним биогеографским регионима. У овом светлу, спроведено истраживање и примена ESHIPPOClim модела имају посебан значај, јер омогућавају да се популационе карактеристике и локална одрживост врсте систематски анализирају у односу на климатске и антропогене факторе. Осим тога, њена широка

распрострањеност, али и просторна хетерогеност у виталности популација, омогућавају детаљну процену утицаја интензитета различитих стресора на локалном нивоу. Такође, двопругаста уклија представља вредан модел-организам за еколошко моделовање, нарочито у контексту раних промена услед синергистичког дејства антропогених стресора и климатских промена, које би могле да имају велике штетне последице у дугорочном контексту.

Резултати ове дисертације представљају вредан допринос разумевању популационе структуре рода *Alburnoides* у Србији, посебно у контексту недовољно проучених таксономских и филогеографских односа. Иако је новија научна литература издвојила више врста, *A. strymonicus* и *A. thessalicus* (Nikolić, 2024), подаци добијени у оквиру овог рада указују на то да се анализиране популације из реке Пчиње (за које се сматра да потенцијално припадају *A. thessalicus* према Nikolić (2024)) не разликују значајно по својим популационим карактеристикама у односу на друге анализиране популације у Србији. Резултати имају потенцијално важне импликације за будућа филогенетска и филогеографска истраживања, јер указују да морфолошка и еколошка варијабилност можда није довољна да прати генетичку дивергенцију, или да је она још увек недовољно приметна на популационом нивоу. Популациони подаци добијени у овом раду могу послужити као основ за одабир репрезентативних узорака у будућим генетичким студијама, које ће имати за циљ разјашњавање таксономских односа и еволутивне историје рода *Alburnoides* у Србији пре свега, али и на Балкану. Такође, они пружају почетни увид у евентуалну популациону стабилност и адаптивни потенцијал локалних популација у условима еколошког стреса и климатских промена (Flores *et al.*, 2024).

Осим што пружа вредне податке о биолошким и еколошким карактеристикама двопругасте уклије у различитим водотоковима Србије, ова дисертација истиче и конзистентност у популационим параметрима између сливова. Посебно је значајно запажање да популације из реке Пчиње, које су према новијим подацима повезане са врстом *A. thessalicus*, не показују значајну морфолошку, биолошку или структуралну дистанцу у односу на популације из слива Велике и Западне Мораве, које се изворно третирају као *A. bipunctatus*. Ово уједначено понашање у популационим обрасцима може указивати на: недовољну временску дивергенцију између ових таксона; задржану еколошку нишу и адаптивне карактеристике упркос генетичким разликама или присуство „контактне зоне“ где се граничне популације таксона можда мешају или задржавају конзервативне фенотипске особине. У овом смислу, популациона стабилност коју је показало ово истраживање може послужити као референтни оквир за валидацију филогенетских резултата, тј. да ли генетичка дивергенција има реалну екосистемску и еволутивну рефлексију. Ови налази додатно наглашавају неопходност интегративног приступа који укључује морфометрију и молекуларне анализе како би се утврдиле реалне границе потенцијалних врста унутар рода *Alburnoides* у Србији и шире.

5.12. Препоруке за очување дугорочне одрживости популација двопругасте уклије у воденим екосистемима Србије

Резултати у овој студији указали су да двопругаста уклија представља поуздан рани индикатор кумулативних еколошких промена, те да има значајну улогу у одржавању биолошке разноврсности и еколошке стабилности у речним екосистемима Србије (Jakovljević *et al.*, 2023, 2024). У овом истраживању идентификовани су главни антропогени стресори попут загађења, прекомерне експлоатације и присуства инвазивних врста, као и пораст температуре воде као директни утицај климатских промена (Jakovljević *et al.*, 2024). У литератури се као антропогени притисци наводе и регулација протока воде, фрагментација река (броне, насипи, прелази, и др.), те захватање воде у различите сврхе (Marszał & Smith, 2024).

На основу свеобухватне анализе популационих карактеристика двопругасте уклије и моделовањем антропогених стресора и климатских промена, уз детаљни преглед доступне научне литературе о двопругастој уклији, формулисане су препоруке које би допринеле очувању и дугорочној одрживости популација двопругасте уклије у воденим екосистемима Србије, са могућношћу шире примене. Сходно томе, препоруке су одвојене у три кључне категорије: еколошке, хидролошке и социоекономске мере.

Еколошке мере подразумевају очување разноврсности станишта (хетерогеност) у контексту природних карактеристика станишта: присуство брзака, споријих делова реке, виров, појас вегетације у приобалном појасу. Присуство делова реке са различитим протоцима воде су веома важни узимајући у обзир да се млађе јединке углавном налазе у мирнијим деловима река, док како расту преферирају брже делове.

Побољшање квалитета воде кроз контролисано испуштање загађујућих материја, смањење утицаја пољопривредних и индустријских извора загађења, те успоравање ширења еутофикације ка речним екосистемима, нарочито ка осетљивим речним деловима као што су горњи токови река. Квалитет воде је примаран фактор у очувању популација двопругасте уклије.

Спречавање ширења инвазивних врста кроз строжи мониторинг и контролу порибљавања аутохтоним врстама. Адекватно порибљавање горњих токова река салмонидним врстама је јако важан фактор у одржању стабилности и избалансираности у рибљим заједницама, узимајући у обзир однос „плен-предатор“. Неадекватно порибљавање алохтоним салмонидним врстама, које су често агресивније од аутохтоних салмонидних врста, оставило је негативне ефекте на популације двопругасте уклије (Kottelat & Freyhof, 2007). Занимљиво је да се бројност пастрмке смањује услед антропогених притисака и раста температуре воде (Simić *et al.*, 2022; Veličković, 2023), што омогућава продирање и ширење двопругасте уклије у зону пастрмке.

Хидролошке мере се огледају у обезбеђивању слободног протока воде и миграторних путева. Иако се фрагментација река није издвојила као параметар који утиче на дистрибуцију и квантитативне параметре популација двопругасте уклије у воденим екосистемима Србије у овом истраживању, свакако је важно очување речног континуума и омогућавање пролаза рибе у кључним тачкама миграције. Смањење фрагментације речних токова у циљу очувања уздужне повезаности станишта, као и реконструкција рибљих пролаза на критичним тачкама за миграцију су важни за очување стабилности популација двопругасте уклије, с обзиром да је показано да се двопругаста уклија превасходно креће узводно у условима високих температура и ниског протока воде. Миграције се дешавају током сезоне мреста (мај–јун), али и у периоду након мреста

(Jakovljević *et al.*, 2023). Durbec *et al.* (2010) су запазили миграције двопругасте уклије између главног речног корита и његових притока, док су младе јединке двопругасте уклије показале тенденцију да се више пута крећу између сектора са брзим и спорим протоком воде (Breitenstein & Kirchhofer, 2000).

Очување и заштита природних плодишта кроз забрану или контролисану експлоатацију шљунка и песка из водотокова. Интензивна експлоатација шљунка је изражена у мренском региону (Simić *et al.*, 2022). Двопругаста уклија је литофилна врста која захтева присуство шљунковите или камените подлоге за опстанак и мрест (Marszał & Blonka, 2015).

Социоекономске мере се огледају у едукацији локалног становништва о важности комерцијално безначајних рибљих врста, као што је двопругаста уклија, и њеној улози у очувању екосистемске равнотеже. Туризам у руралним областима, близу горњих токова река, је све чешћа појава у Србији. Како је често једини извор новца за локално становништво, неопходно је информисање о значају одрживог коришћења водних ресурса и важности очувања природних токова.

Поред тога, успостављање редовног мониторинга популација двопругасте уклије, као и праћење параметара животне средине, представљају основу за очување стабилности и одрживости популација двопругасте уклије у воденим екосистемама Србије. Уједно су и примарни кораци за очување стабилности екосистема неопходни за благовремено реаговање на климатске промене.

С тим у вези, током рада на овом истраживању, уочено је да један од главних изазова у праћењу и разумевању дугорочних утицаја климатских промена на слатководне екосистеме представља непостојање континуираног и систематског мерења температуре воде.

Иако Републички хидрометеоролошки завод (РХМЗ) спроводи званични мониторинг температуре воде од 1991. године, подаци са многих мерних станица садрже значајне прекиде у серијама, чиме се ограничава могућност примене статистички поузданих временских анализа. Празнине у подацима, које често обухватају више година, а које се понављају и неколику пута, тешко је надокнадити статистичким моделовањем због сложене и нерегуларне динамике температурних осцилација.

Поред тога, мониторинг је првенствено фокусиран на веће речне токове као што су Дунав, Сава и Тиса, док су мање реке, посебно притоке трећег и четвртог реда, које имају пресудан значај за очување ихтиофауне и других компоненти биодиверзитета углавном изван домета редовног праћења. Овај увид указује на потребу за унапређењем националног мониторинга, са нагласком на проширење мреже мерних станица и увођење континуалног праћења хидролошких и термичких параметара у еколошки осетљивим зонама.

Иако су подаци о мерењима температуре воде формално јавно доступни на порталу РХМЗ, најранији годишњаци су доступни искључиво у скенираним PDF форматима, што знатно отежава њихово коришћење у научноистраживачке сврхе. Дигитализовани и систематизовани подаци у машински читљивим форматима (нпр. Excel) се наплаћују, укључујући и у случајевима када се користе за академска истраживања.

Такав модел дистрибуције на неки начин није у складу са принципима отворене науке и представља институционалну препреку развоју ефикасних, доказа поткрепљених студија о климатским променама и еколошког даљег планирања. С тим у

вези, пожељно је увести редовно и бесплатно објављивање података у отвореним, аналитички прилагодљивим форматима (нпр. .csv, .xlsx), уз проширење мониторинг мреже на еколошки значајне речне системе, чиме би се значајно унапредила основа за даље климатско-еколошко моделовање и интегрално управљање водним ресурсима.

6. Закључци

У оквиру ове докторске дисертације, анализом карактеристика популација врсте *A. bipunctatus* (двопругаста уклија) у воденим екосистемима Србије у периоду од 2010. до 2021. године констатована је максимална дужина 13,7 cm (просечно $8,44 \pm 1,55$ cm), док је максимална забележена тежина износила 29,2 g (просечно $6,73 \pm 3,78$ g).

Утврђена је генерално витална структура популација, са јасном доминацијом млађих узрасних класа (2+ и 3+). Овакав популациони образац указује на велику густину популација, континуирану успешност репродукције и регенерације популација, али истовремено упозорава на присутан притисак који ограничава преживљавање старијих јединки.

Установљена популациона динамика упућује на важност примене специфичних мера праћења популација двопругасте уклије, прилагођених локалним условима, а које би осигурале дугорочну стабилност и одрживост популација ове врсте.

Анализа дужинско-тежинских односа показује да већина јединки посматрајући укупан узорак има позитиван алометријски раст ($b = 3,26$), што одражава повољне услове исхране и морфолошку прилагодљивост популација. Фултонов кондициони фактор (CF) у распону од 0,78 до 1,15 (просечно 0,94) указује на добру општу кондицију тела и здравствени статус риба, при чему је забележена максимална вредност 1,15 једна од највиших у литератури за ову врсту.

Вредности параметара раста према Фон Берталанфијевом моделу $L_{\infty} = 17,1$ cm и $K = 0,22$ год⁻¹ са индексом перформансе раста $\phi' = 1,8$ сврставају популације у режим споријег раста и веће крајње величине тела у поређењу са другим студијама. Ова варијабилност у стратегијама раста показује еколошку флексибилност врсте: брзи раст млађих јединки, рано полно сазревање и висок фекундитет компензују високу природну смртност врсте. Ове особине омогућавају ефикаснији опстанак и опоравак популација у условима измењених станишта и повећаних антропогених и климатских притисака.

Двопругаста уклија је широко распрострањена у воденим екосистемима Србије, где се прилагођава различитим условима средине. Утврђено је да популације интензивније бележе раст биомасе и имају већу продукцију у хладнијим и кисеоником богатијим водама, а резултати анализе указују на негативну корелацију између абунданце и фактора средине као што су температура, проводљивост, рН вредност и надморска висина. И поред ове зависности од специфичних услова, двопругаста уклија показује значајну толеранцију на загађење, што је потврђено њеним присуством у високо загађеним водама попут реке Пек, где електропроводљивост достиже и до 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Пек је оптерећен тешким металима изнад МДК). На тај начин, ова врста комбинује типичан реофилни образац (потребу за чистим и кисеоником богатим стаништима) са способношћу преживљавања у антропогено измењеним условима, што представља „дуалну“ стратегију понашања.

Поред поменутих карактеристика, потамодромне миграције које се јављају током раног лета и касне јесени додатно наглашавају повезаност дистрибуције двопругасте уклије са термалним режимом и надморском висином станишта. Оваква сложена животна стратегија, која укључује брз раст, рано достизање полне зрелости, миграторна кретања и способност адаптације на стресне услове средине, обезбеђује врсти широку дистрибуцију. Ова миграциона стратегија омогућава двопругастој уклији да пронађе оптималне услове за мрест или исхрану у различитим деловима речног система.

Захваљујући поменутом адаптабилном потенцијалу, двопругаста уклија представља „сензитивног опортунисту“, врсту која је способна да опстане у стресним условима и чије промене у дистрибуцији или абунданци могу да сигнализирају ране промене у екосистему, много пре потенцијалног колапса заједница.

У другом делу дисертације представљен је и тестиран унапређен еколошки модел под називом ESHIPPOClim, који успешно интегрише податке о утицају климатских промена и антропогених притисака на популације слатководних риба. Модел је показао способност да разликује различите „интензитете“ утицаја и издвоји атипичне популације, што је корисно за селекцију критичних локалитета и рану дијагностику стања екосистема. Треба напоменути да за високу предиктивну моћ, модел захтева дугорочне и квалитетне податке о врсти/врстама и екосистемима. Потребна је континуирана верификација и прикупљање теренских података како би се прецизност модела одржала и унапредила.

Резултати ESHIPPOClim модела указују на то да двопругаста уклија може служити као „систем раног упозорења“ на стрес и као потенцијални еколошки индикатор главних антропогених стресора повезаних са утицајем људске активности (нпр. загађење, прекомерна експлоатација и присуство инвазивних врста). Наведени антропогени стресори су додатно појачани текућим климатским променама, манифестованим кроз раст просечних температура ваздуха и воде. Са 28,72% података који показују висок ниво отпорности и еколошке прилагодљивости и 34,92% са средње високим нивоом, двопругаста уклија демонстрира значајну способност прилагођавања и реакције/одговоре на еколошке стресоре. Одсуство података у категорији ниске отпорности додатно потврђује тезу да врста није високо осетљива на присутне притиске.

Двопругаста уклија, као индикатор стреса, ослања се на распрострањеност у различитим воденим екосистемима, од брзотекућих и незагађених потока до загађених слатководних станишта. Најраспрострањенија је у њеној примарној еколошкој зони, зони поточне мрене, али се уочава и ширење и продирање у друге зоне река попут зоне пастрмке и зоне речне мрене.

Проценом одговора популација на различите нивое антропогених стресора и климатских промена, могуће је утврдити степен и интензитет ових утицаја. Истраживана станишта су показала изразите знаке антропогеног притиска (HIPPO) и утицаја климатских промена (Clim), што је потврђено достизањем највиших вредности модела за обе компоненте (степен утицаја 5). У том контексту, двопругаста уклија се профилише као изузетно важан рани биолошки индикатор промена у речним екосистемима, осетљиво реагујући на почетне фазе климатских промена и интензивирање локалне антропогене притиске. Праћење динамике њених популација и функционалних одговора пружа благовремени увид у стање станишта и омогућава рано детектовање поремећаја који могу угрозити стабилност и одрживост слатководних екосистема.

Резултати корелационих анализа указују на синергистички ефекат климатских и антропогених фактора на стање популација риба, при чему су ови фактори у умерено до јакој позитивној повезаности. Управо овај налаз наглашава значај интегрисаног приступа управљању водним екосистемима, који би морао истовремено да адресира ефекте климатских промена и различите облике људског деловања као неодвојиве елементе у конзервационој пракси.

У светлу убрзаних климатских промена и уочених промена у термалним и хидролошким условима, очекује се да ће функционални одговори, попут измена у

репродуктивном успеху, исхрани и физиолошкој отпорности, претходити првим видљивим популационим променама. Ова динамика је карактеристична за екосистеме изложене кумулативним дејствима више стресора, где скривени функционални поремећаји временом доводе до смањења виталности популација.

На крају, применом савремених техника машинског учења (UMAP, DT, RF, LDA, Knn) у анализи и валидацији резултата модела, демонстрирана је њихова вредност у прецизној класификацији, идентификовању кључних фактора и јачању предиктивних способности еколошких модела. Препоручује се наставак интеграције ових алата у редовну праксу мониторинга и управљања биодиверзитетом слатководних екосистема, чиме би се омогућило ефикасније и проактивније очување рибљих врста у условима глобалних промена.

Повезивање ординационе анализе и кластеризације са алгоритмима машинског учења обезбеђује не само већу прецизност у предвиђању популационог статуса, већ и могућност правовременог уочавања промена у екосистему. Предиктивна моћ модела је значајно побољшана, јер овако структурисане таргет вредности омогућавају процену како ће двопругаста уклија реаговати на климатске промене, загађење и деградацију станишта. Овај приступ, примењен у оквиру ESHIPPOClim модела, представља иновативан корак у правцу аутоматизованог мониторинга и управљања слатководним популацијама, што је посебно важно у контексту евидентних климатских промена и интензивног антропогеног притиска.

Иако је двопругаста уклија на националном нивоу у Србији категорисана као LC (најмање забрињавајућа врста), резултати дисертације указују да је неопходно извршити ревизију конзервационог статуса на локалном нивоу, због све израженијег негативног утицаја климатских промена и антропогених фактора у одређеним регионима. У том контексту, резултати ове дисертације недвосмислено указују на потребу за континуираним, интегрисаним приступом управљању популацијама и стаништима, како би се обезбедило дугорочно очување и одрживост, са фокусом на спречавање потенцијалне будуће угрожености ове врсте.

Резултати овог истраживања указују да двопругаста уклија поседује релативно висок адаптивни потенцијал спрема досадашњих ефеката климатских промена, али да су њене дугорочне перспективе упитне. У условима синергистичког дејства кумулативних срединских стресора (збирни утицај компоненти HIPPO и Clim), где је јасна интерференција климатских промена са интензивираним антропогеним утицајима, постављају се озбиљна ограничења за одржавање адаптивног потенцијала и тренутно-опортунистичког понашања врсте. Ови налази подвлаче неопходност интегралног системског приступа у планирању дугорочних стратегија мера заштите и планова прилагођавања све израженијим климатским променама, који би истовремено узимао у обзир контролу локалних антропогених утицаја и климатских ефеката. Свеобухватно праћење стресора од суштинског су значаја не само за очување популација двопругасте уклије већ и за стабилност и одрживост речних екосистема у целини.

Препоруке за очување дугорочне стабилности популација двопругасте уклије обухватају очување природне разноврсности станишта, побољшање квалитета воде, спречавање ширења инвазивних врста услед раста температуре и контролисано порибљавање салмонидним врстама. Обезбеђивање слободног протока воде и миграционих путева кроз реконструкцију рибљих пролаза и смањење фрагментације речних токова представљају кључне кораке за одрживост популација. Такође, од изузетног значаја су едукација локалног становништва о важности ове врсте за

екосистемску равнотежу, као и успостављање редовног мониторинга ради благовременог реаговања на климатске и хидролошке промене.

Истраживање подржава развој нових националних политика (Закон о климатским променама 2021, Програм адаптације 2023) и доприноси унапређењу „data-based“ стратегија, оних које се заснивају на реалним подацима и адекватно спроведеним проценама утицаја.

7. Референце

- Abbasi, F., Ghorbani, R., Yelghi, S., Hajimoradloo, A., Molaei, M. (2013). Comparative analyses of the diet of the Spirin (*Alburnoides eichwaldii*) in three streams of Golestan Province, Iran. *World Journal of Fish and Marine Sciences*, 5(1), 79–83.
- Abdallah, N., Moses, V., & Prakash, C. S. (2014). The impact of possible climate changes on developing countries – The need for plants tolerant to abiotic stresses. *Biotechnology in Agriculture and the Food Chain*, 5(2), 77–80.
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: Structure and function of running waters (2nd ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>.
- Alfian G, Syafrudin M, Fahrurrozi I, Fitriyani NL, Atmaji FD, Widodo T, Rhee J (2022) Predicting Breast Cancer from Risk Factors Using SVM and Extra-Trees-Based Feature Selection Method. *Computers*, 11:136. <https://doi.org/10.3390/computers11090136>
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Allendorf, F. W., Luikart, G., & Aitken, S. N. (2013). *Conservation and the genetics of populations* (2nd ed.). Wiley-Blackwell.
- Andrades, R., Joyeux, J.-C., Macieira, R. M., Godoy, B. S., Reis-Filho, J. A., Jackson, A. L., & Giarrizzo, T. (2021). Niche-relationships within and among intertidal reef fish species. *Frontiers in Marine Science*, 8, 659579.
- Arrighi, C., & Castelli, F. (2023). Prediction of ecological status of surface water bodies with supervised machine learning classifiers. *Science of the Total Environment*, 857, 159655. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159655>
- Bagenal, T. B., & Tesch, F. W. (1978). Age and growth. In *Methods for assessment of fish production in fresh waters* (pp. 101–136).
- Bai, X., Niu, Z., Yu, Y., Xue, M., Qin, L., & Zhang, P. (2025). Integrated habitat assessment of a protected fish species in the Upper Yangtze River, China: Connectivity and suitability. *Hydroecology and Engineering*, 2(1), 10005. <https://doi.org/10.70322/hee.2025.10005>
- Balon, E. K. (1975). Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32, 821–864.
- Balon, E. K. (1981). Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 6, 377–389.

- Bănăduc, D., Joy, M., Olosutean, H., Afanasyev, S., & Curtean-Bănăduc, A. (2020). Natural and anthropogenic driving forces as key elements in the Lower Danube Basin–South-Eastern Carpathians–North-Western Black Sea coast area lakes: A broken stepping stone for fish in a climatic change scenario? *Environmental Sciences Europe*, 32, 73. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00348-z>
- Baran, E. (2002). The importance of non-commercial fish. In P. Safran (Ed.), *Fisheries and aquaculture: Towards sustainable aquatic living resources management* (Chapter 5.5.2.11). UNESCO Encyclopaedia of Life Support Systems. EOLSS Publishers.
- Barbieri, R., Vukić, J., Šanda, R., Kapakos, Y., & Zogaris, S. (2017). *Alburnoides economoui*, a new species of spiralin from Central Greece and redescription of *Alburnoides thessalicus* (Actinopterygii: Cyprinidae). *Biologia*, 71(9), 1075–1088.
- Barneche, D. R., Hulatt, C. J., Dossena, M., Padfield, D., & Woodward, G. (2021). Warming impairs trophic transfer efficiency in a long-term field experiment. *Nature*, 592, 76–79.
- Bartley, T. J., McCann, K. S., Bieg, C., Cazelles, K., Granados, M., Guzzo, M. M., MacDougall, A. S., Tunney, T. D., & McMeans, B. C. (2019). Food web rewiring in a changing world. *Nature Ecology & Evolution*, 3, 345–354.
- Bauch, G. (1961). *Die einheimischen Süßwasserfische*. J. Neumann-Neudamm.
- Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to ecosystems* (4th ed.). Blackwell Publishing.
- Beule, L., Karlovsky, P. (2020). Improved normalization of species count data in ecology by scaling with ranked subsampling (SRS): application to microbial communities. *PeerJ* 8:e9593. <https://doi.org/10.7717/peerj.9593>.
- Berg, R., Blank, S., & Strubelt, T. (1989). *Fische in Baden-Württemberg: Ergebnisse einer landesweiten Fischkartierung und Bestandesuntersuchung*. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Benitez, J.-P., Dierckx, A., Rimbaud, G., Nzau Matondo, B., Renardy, S., Rollin, X., Gillet, A., Dumonceau, F., Poncin, P., Philippart, J.-C. (2022). Assessment of fish abundance, biodiversity and movement periodicity changes in a large river over a 20-year period. *Environments*, 9: 22.
- Biswas, J., & Sarkar, S. (2022). Aquatic life at risk under global warming and climate change regime. In W. Leal Filho, A. M. Azul, L. Brandli, A. Lange Salvia, & T. Wall (Eds.), *Life Below Water: Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71064-8_147-1
- Bless, R. (1996). Reproduction and habitat preference of the threatened spiralin (*Alburnoides bipunctatus*, Bloch) and soufie (*Leuciscus souffia*, Risso) under laboratory conditions

- (Teleostei: Cyprinidae). In A. Kirchhofer & D. Hefti (Eds.), *Conservation of endangered freshwater fish in Europe* (pp. 249–258). Springer.
- Bobori, D., Noutopoulos, D., Bekri, M., Salvarina, I., & Muñoz, P. (2010). Length-weight relationships of freshwater fish species in three Greek lakes. *Journal of Biological Research (Thessaloniki)*, 14, 219–224.
- Bogutskaya, N. G., & Coad, B. W. (2009). A review of vertebral and fin-ray counts in the genus *Alburnoides* (Teleostei: Cyprinidae) with a description of six new species. *Zoosystematica Rossica*, 18(1), 126–173.
- Bogutskaya, N. G., Zupančić, P., & Naseka, A. M. (2010). Two new species of freshwater fishes of the genus *Alburnoides*, *A. fangfangae* and *A. devolli* (Actinopterygii: Cyprinidae), from the Adriatic Sea basin in Albania. *Proceedings of the Zoological Institute RAS*, 314(4), 448–468.
- Booker, D. J., & Whitehead, A. L. (2022). River water temperatures are higher during lower flows after accounting for meteorological variability. *River Research and Applications*, 38, 3–22.
- Breitenstein, M., & Kirchhofer, A. (2000). Growth, age structure, and species association of the cyprinid *Alburnoides bipunctatus* in the River Aare, Switzerland. *Folia Zoologica*, 49, 59–68.
- Brennan, S., & Withgott, J. (2005). Biodiversity and conservation biology. In *Environment: The science behind the stories*. Pearson-Benjamin Cummings.
- Brody, S. (1927). Growth and development with special reference to domestic animals. III. Growth rates, their evaluation and significance. *Missouri Research Bulletin*, 97
- Brody, S. (1945). *Bioenergetics and growth*. Rheinhold Publishing.
- Brosse, M., Benateau, S., Gaudard, A., Stamm, C., & Altermatt, F. (2021). The importance of indirect effects of climate change adaptations on alpine and prealpine freshwater systems. *Ecological Solutions and Evidence*, 3, e12127. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12127>
- Brown, J. (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492–507. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>
- Burgiel, S., & Muir, A. (2010). *Invasive species, climate change, and ecosystem-based adaptation: Addressing multiple drivers of global change*. Global Invasive Species Programme.

- Carpenter, S. R., Stanley, E. H., & Vander Zanden, M. J. (2011). State of the world's freshwater ecosystems: Physical, chemical, and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources*, 36, 75–99. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-021810-094524>
- Carroll, G., Eurich, J. G., Sherman, K. D., Glazer, R., Braynen, M. T., Callwood, K. A., Castañeda, A., Dahlgren, C., Karr, K. A., Kleisner, K. M., Burns-Perez, V., Poon, S. E., Requena, N., Sho, V., Tate, S. N., & Haukebo, S. (2023). A participatory climate vulnerability assessment for recreational tidal flats fisheries in Belize and The Bahamas. *Frontiers in Marine Science*, 10, 1177715. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1177715>
- Chalupová, D., Havlíková, P., & Janský, B. (2012). Water quality of selected fluvial lakes in the context of the Elbe River pollution and anthropogenic activities in the floodplain. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 83–95.
- Chapman, W. (1971). Production. In E. Ricker (Ed.), *Methods for assessment of fish production in freshwaters* (Vol. 3, pp. 199–214). Blackwell.
- Chobot K. & Němec M. [eds.] (2017): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci, Příroda, Praha, 34: 8–35 [as *Alburnoides bipunctatus*]
- Christin, S., Hervet, É., & Lecomte, N. (2019). Applications for deep learning in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 10, 1632–1644. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13256>
- Ciampittiello, M., Marchetto, A., & Boggero, A. (2024). Water resources management under climate change: A review. *Sustainability*, 16, 3590. <https://doi.org/10.3390/su16093590>
- Coad, B. W., & Bogutskaya, N. G. (2009). *Alburnoides ganati*, a new species of cyprinid fish from southern Iran (Actinopterygii, Cyprinidae). *ZooKeys*, 13, 67–77. <https://doi.org/10.xxxx/xxxx>
- Coffey, R., Paul, M. J., Stamp, J., Hamilton, A., & Johnson, T. (2018). A review of water quality responses to air temperature and precipitation changes 2: Nutrients, algal blooms, sediment, pathogens. *Journal of the American Water Resources Association*, 55, 844–868.
- Comte, L., & Olden, J. D. (2017). Climatic vulnerability of the world's freshwater and marine fishes. *Nature Climate Change*, 7(10), 718–722. <https://doi.org/10.1038/nclimate3382>
- Copp, G., Kováč, V., & Siryová, S. (2010). Microhabitat use by stream-dwelling spiralin *Alburnoides bipunctatus* and accompanying species: Implications for conservation. *Journal of Vertebrate Biology*, 59(3), 240–256. <https://doi.org/10.25225/fozo.v59.i3.a10.2010>
- Corbera, E., Maestre-Andrés, S., Collins, Y. A., Mabele, M. B., & Brockington, D. (2024). Decolonizing biodiversity conservation. *Journal of Political Ecology*, 28(1), 989–903. <https://doi.org/10.2458/jpe.5969>

- Cornes, R., van der Schrier, G., van den Besselaar, E. J. M., & Jones, P. D. (2018). An ensemble version of the E-OBS temperature and precipitation datasets. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 123, 9391–9409. <https://doi.org/10.1029/2017JD028200>
- Crvena knjiga faune V: Ribe. A. Hegediš & J. Krpo-Četković (Eds.). Univerzitet u Beogradu – Biološki fakultet, Zavod za zaštitu prirode Srbije, & Univerzitet u Beogradu – Institut za multidisciplinarna istraživanja. (2024). Београд: BIROGRAF doo. ISBN 978-86-80877-86-0.
- Cushing, D. H. (1982). *Climate and fisheries*. Academic Press.
- Cutler, D. R., Edwards, T. C., Beard, K. H., Cutler, A., Hess, K. T., Gibson, J., & Lawler, J. J. (2007). Random forests for classification in ecology. *Ecology*, 88, 2783–2792.
- Čanak Atlagić, J., Andjus, S., Đuknić, J., Milivojević, A., Kulić, K., Pokrajac, J., et al. (2021). Assessment of the impact of copper mining and related industrial activities on aquatic macroinvertebrate communities of the Pek River (Serbia). *Archives of Biological Sciences*, 73(2), 291–301.
- Dadikyan, M. G. (1972). Variability of the Armenian riffle minnow *Alburnoides bipunctatus eichwaldi* in relation to the altitude at which it occurs. *Journal of Ichthyology*, 13(1), 68–78.
- Dawson, T. P., Jackson, S. T., House, J. I., Prentice, I. C., & Mace, G. M. (2011). Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. *Science*, 332, 53–58. <https://doi.org/10.1126/science.1200303>
- De Nie, H. W., & Ommering Van, G. (1998). *Bedreigde en kwetsbare zoetwatervissen in Nederland*. IKC Natuurbeheer.
- de Roos, A. M. (2021). Dynamic population stage structure due to juvenile–adult asymmetry stabilizes complex ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(21), e2023709118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023709118>
- Diffenbaugh, N., & Barnes, E. (2023). Data-driven predictions of the time remaining until critical global warming thresholds are reached. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(6), e2207183120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2207183120>
- Dikou, A. (2023). Length-weight relationship in fish populations reflects environmental regulation on growth. *Hydrobiologia*, 850, 335–346.
- Donato, M. M. (2002). A statistical model for estimating stream temperatures in the Salmon and Clearwater River Basins, central Idaho (No. 2002-4195). *US Geological Survey*.
- Dragičević, S., et al. (2012). Land use changes and environmental problems caused by bank erosion: A case study of the Kolubara River Basin in Serbia. In S. Appiah-Opoku (Ed.), *Environmental land use planning* (pp. 3–20). InTech.

- Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), 960–967. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.002>
- 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. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Durbec, M., Cavalli, L., Grey, J., Chappaz, R., & Fontez, B. (2010). The use of stable isotopes to trace small-scale movements by small fish species. *Hydrobiologia*, 641(1), 23–31. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0051-z>
- Dyson, M., Bergkamp, G., & Scanlon, J. (2003). *Flow: The essentials of environmental flows*. IUCN.
- Đorđević, N., Simić, S., & Ćirić, A. (2015). First identification of the cylindrospermopsin (CYN)-producing cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszyńska) Seenayya & Subba Raju in Serbia. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24, 3736–3742.
- Đukićin, S., et al. (2012). Spatial and social changes caused by the continuous exploitation of lignite in the Kolubara lignite basin, the Republic of Serbia. *Acta Geographica Slovenica*. <https://doi.org/10.3986/AGS54102>
- Đurđević, V., Stošić, B., Tošić, M., Lazić, I., Putniković, S., Stošić, T., & Tošić, I. (2024). Analysis of recent trends and spatiotemporal changes of droughts over Serbia using high-resolution gridded data. *Atmospheric Research*, 304, 107376. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2024.107376>
- Đurđević, V., Vuković, A., & Vujadinović-Mandić, M. (2018). Climate changes observed in Serbia and future climate projections based on different scenarios of future emissions. *UNDP*. Retrieved from <https://www.klimatskepromene.rs/wp-content/uploads/2021/08/ObservedClimate-Change-and-Projections.pdf>
- Đurović, M. (2012). Ekološka istraživanja juvenilnog incuna (*Engraulis encrasicolus*, Linnaeus, 1758) u Kotorskom zalivu. [Doktorska disertacija, Univerzitet u Beogradu].
- Ђокић, М. (2015). Нишава – потамолошка студија. Докторска дисертација, Универзитет у Нишу.
- Ebersole, J. L., Quiñones, R. M., Clements, S., & Letcher, B. H. (2020). Managing climate refugia for freshwater fishes under an expanding human footprint. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18, 271–280.
- EC. (2003). *SRPS EN 14011: Water quality—Sampling fish using electricity*. Institute for Standardization of Serbia.

- Ergüden, S. A., & Goksu, M. Z. L. (2009). Length-weight relationships for 12 fish species caught in Seyhan Dam Lake in southern Anatolia, Adana, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology*, 25, 501–502.
- Eschmeyer, W. N., Fricke, R., & Van der Laan, R. (Eds.). (2025). Species in the genus *Alburnoides*. *Catalog of Fishes*. California Academy of Sciences. Retrieved March 24, 2025.
- Etessami, S. (1982). L'histologie des gonades chez deux cyprinidés *Alburnoides bipunctatus eichwaldi* (Filippi, 1863) et *Barbus mursa miliaris* (Karman, 1971), avec la description d'un cas d'hermaphrodisme chez ce dernier. *Cybium (3E Ser.)*, 6(2), 5–13.
- European Parliament & Council of the EU. (2000). *Water Framework Directive (2000/60/EC)*.
- European Parliament & Council of the EU. (2008). *Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC)*.
- Fatio, V. (1882). Histoire naturelle des poissons. In *Faune des vertébrés de la Suisse* (Vol. 4, pp. 389–411).
- Ficke, A. D., Myrick, C. A., & Hansen, L. J. (2007). Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 17(4), 581–613. <https://doi.org/10.1007/s11160-007-9059-5>
- Filipović, D., & Janković, D. (1978). Relation between the bottom fauna and fish diet of the upland streams of East Serbia. *Ichthyologia*, 10, 29–40.
- Fisher, O., & Owens, P. (2004). The comparative method in conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 9, 391–338.
- Flores, A., Wiff, R., Donovan, C. R., & Gálvez, P. (2024). Applying machine learning to predict reproductive condition in fish. *Ecological Informatics*, 80, 102481. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102481>
- Folke, C., Jansson, Å., Rockström, J., Olsson, P., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., ... & Westley, F. (2011). Reconnecting to the biosphere. *Ambio*, 40(7), 719–738. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0184-y>
- Ford, E. (1933). An account of the herring investigations conducted at Plymouth during the years from 1924–1933. *Journal of Marine Biology*, 19, 305–384.
- Ford, M. (2024). *Alburnoides bipunctatus*. IUCN Red List of Threatened Species.
- Fortin, D., & Cimon-Morin, J. (2023). Public opinion on the conflict between the conservation of at-risk species and the extraction of natural resources: The case of caribou in boreal forest. *Science of The Total Environment*, 897, 165433. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165433>.

- Frankham, R. (2005). Genetics and extinction. *Biological Conservation*, 126(2), 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.002>
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & Van der Laan, R. (Eds.). (2023). *Eschmeyer's catalog of fishes: Genera, species, references* (Updated December 5, 2023). California Academy of Sciences. Retrieved from <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & Van der Laan, R. (Eds.). (2025). *ESCHMEYER'S catalog of fishes: Genera, species, references* [Electronic version]. Retrieved from <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Friedrichs-Manthey, M., Bowler, D. E., & Freyhof, J. (2024). Freshwater fish in mid and northern German rivers—Long-term trends and associated species traits. *Science of the Total Environment*, 957, 177759. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177759>
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor, and weight–length relationships: History, meta-analysis, and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22, 241–253. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>
- Froese, R., & Pauly, D. (2022). FishBase [Online database]. Retrieved from www.fishbase.org (Accessed January 29, 2022).
- Froese, R., & Pauly, D. (2024). FishBase [Online database]. Retrieved from www.fishbase.org (Accessed June 8, 2024).
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K. M., & Winker, H. (2017). Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries*, 18(3), 506–526.
- Fulton, W. T. (1904). The rate of growth of fishes. *22nd Annual Report of the Fishery Board of Scotland* (Vol. 3, pp. 141–241).
- García-Martínez, B., Vélez-García, E., & Prieto-Campos, A. (2025). Fluvial fragmentation and functional quality of the Guadalquivir River's right bank tributaries (Southern Spain). *Physical Geography*, 46(2), 98–126. <https://doi.org/10.1080/02723646.2025.2456159>
- Gaston, K. J., Blackburn, T. M., & Lawson, J. K. (1997). Interspecific abundance range size relationship: An appraisal of mechanisms. *Journal of Animal Ecology*, 66, 579–601. <https://doi.org/10.2307/5951>
- Gavrilović, L. J., & Dukić, D. (2014). *Reke Srbije*. Zavod za udžbenike.
- Geiger, M. F., Herder, F., Monaghan, M. T., et al. (2014). Spatial heterogeneity in the Mediterranean biodiversity hotspot affects barcoding accuracy of its freshwater fishes. *Molecular Ecology Resources*. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12257>

- Georges, B., Michez, A., Latte, N., Lejeune, P., & Brostaux, Y. (2021a). Water stream heating dynamics around extreme temperature events: An innovative method combining GAM and differential equations. *Journal of Hydrology*, 601, 126600. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126600>
- Georges, B., Michez, A., Piegay, H., Huylenbroeck, L., Lejeune, P., & Brostaux, Y. (2021b). Which environmental factors control extreme thermal events in rivers? A multi-scale approach (Wallonia, Belgium). *PeerJ*, 9, e12494. <https://doi.org/10.7717/peerj.12494>
- Ghosh, S., Chatterjee, S., Prasad, G. S., & Pal, P. (2020). Effect of climate change on aquatic ecosystem and production of fisheries. In A. Devlin, J. Pan, & M. Shah (Eds.), *Inland waters – dynamics and ecology*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.93784>
- Glamuzina, B., Tutman, P., Nikolić, V., Vidović, Z., Pavličević, J., Vilizzi, L., Copp, G. H., & Simonović, P. (2013). *Ribe Neretve*. Udruga CEAV, Mostar, Modrozelenazadruga branitelj.
- Glehnert, R., Patzner, R. A., & Riehl, R. (1993). Die Eier einheimischer Fische: 3. Schneider (*Alburnoides bipunctatus*). *Österreichs Fischerei*, 7, 169–172.
- Glibert, P. M. (2020). Harmful algae at the complex nexus of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 91, 101583.
- Grabowski, T. B., Young, S. P., Isely, J. J., & Ely, P. C. (2012). Age, growth, and reproductive biology of catostomid species from the Apalachicola River, Florida. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 3, 223–237. <https://doi.org/10.3996/012012-JFWM-008>
- Gulland, J. A. (1969). *Manual of methods for fish stock assessment. Part 1: Fish population analysis* (FAO Fisheries Science Manual No. 4). FAO.
- Habeković, D. and J., Popović. (1991). State and exploitation of the fish fund in the Sava river from Podsused to Strelečko. *Ribar. Jugosl.* Vol. 46, 1-9.
- Habeković, D., Homen, Z. and K., Fašaić. (1990). Ichthyofauna of a part of the River Sava. *Ribar. Jugosl.* Vol. 45, 8-14.
- Habeković, D., Safner, R., Ančić, I. and T., Treer. (1997). Ichthyofauna of a part of the river Sava. *Ribarstvo*. Vol. 50, 99-110.
- Haldar, S., Choudhury, M., Choudhury, S., & Samanta, P. (2023). Trend analysis of long-term meteorological data of a growing metropolitan city in the era of global climate change. *Total Environment Research Themes*, 7, 100056. <https://doi.org/10.1016/j.totert.2023.100056>
- Hall, M. A. (1998). *Correlation-based feature subset selection for machine learning* [Ph.D. thesis, University of Waikato].

- Harrod, C. (2016). Climate change and freshwater fisheries. In J. F. Craig (Ed.), *Freshwater fisheries ecology* (pp. 641–694). John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781118394380.ch50>
- Hayes, C., Mitchell, A., Mellin, C., Booth, D. J., Ravasi, T., & Nagelkerken, I. (2024). Ecological generalism and physiology mediate fish biogeographic ranges under ocean warming. *Proceedings of the Royal Society B*, 291, 20232206. <https://doi.org/10.1098/RSPB.2023.2206>
- Heino, J., Virkkala, R., & Toivonen, H. (2009). Climate change and freshwater biodiversity: Detected patterns, future trends, and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, 84(1), 39–54. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2008.00060.x>
- Hensel, K., & Mužik, V. (2001). Červený (ekosozologický) zoznam mihľů (Petromyzontes) a ryb (Osteichthyes) Slovenska [Red (ecosozological) list of lampreys (Petromyzontes) and fishes (Osteichthyes) of Slovakia]. In D. Baláž, K. Marhold, & P. Urban (Eds.), *Červený zoznam rastlin a živočichov Slovenska. Ochrana prírody*, 20, 143–145. (in Slovak)
- Herzig-Straschil, B. (1991). Rare and endangered fishes in Austria. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 24, 2501–2504.
- Hoffmann, A., & Sgrò, C. (2011). Climate change and evolutionary adaptation. *Nature*, 470, 479–485. <https://doi.org/10.1038/nature09670>
- Holmlund, C. M., & Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics*, 29(2), 253–268. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4)
- Holt, R., Brown, C., Schlacher, T., Sheldon, F., Balcombe, S., & Conolly, R. (2017). Species traits and connectivity constrain stochastic community reassembly. *Scientific Reports*, 7(1), 14424. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14774-2>
- Huang, M., Ding, L., Wang, J., Ding, C., & Tao, J. (2021). The impacts of climate change on fish growth: A summary of conducted studies and current knowledge. *Ecological Indicators*, 121, 106976. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106976>
- Hubbs, C. L. (1948). Changes in the fish fauna of western North America correlated with changes in ocean temperature. *Journal of Marine Research*, 7, 459–482.
- Huet, M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 11, 332–351.
- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- IPCC. (2022). *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.

- IPCC. (2023). *Sixth assessment report – Synthesis report*. Intergovernmental Panel on Climate Change. преузето са <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>
- Iqbal, I., Verma, S., Charles, B., Ganie, A., Sharma, N., & Shah, M. (2022). Predicting distribution and range dynamics of *Trillium govanianum* under climate change and growing human footprint for targeted conservation. *Plant Ecology*, 223(1). <https://doi.org/10.1007/s11258-021-01189-3>
- Isaak, D. J., & Young, M. K. (2023). Cold-water habitats, climate refugia, and their utility for conserving salmonid fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 80, 1187–1206. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2022-0302>
- Isaak, D. J., Wollrab, S., Horan, D., & Chandler, G. (2012). Climate change effects on stream and river temperatures across the northwest U.S. from 1980–2009 and implications for salmonid fishes. *Climatic Change*, 113, 499–524. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0326-z>
- Isaak, D. J., Young, M. K., Luce, C. H., Hostetler, S. W., Wenger, S. J., Peterson, E. E., ver Hoef, J. M., Groce, M. C., Horan, D. L., & Nagel, D. E. (2015). Slow climate velocities of mountain streams portend their role as refugia for cold-water biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113, 4374–4379.
- Isely, J. J., & Grabowski, T. B. (2007). Age and growth. In M. L. Brown & C. S. Guy (Eds.), *Analysis and interpretation of freshwater fisheries data* (pp. 187–228). American Fisheries Society.
- IUCN. (2024). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Retrieved from <https://www.iucnredlist.org/>
- Jaćimović, M. (2015). *Populaciona dinamika i ekotoksikologija crnog američkog patuljastog soma (Ameiurus melas* Rafinesque, 1820) u Savskom jezeru** [Doctoral dissertation, University of Belgrade].
- Jaćimović, M., Lenhardt, M., Krpo-Četković, J., Jarić, I., Gačić, Z., & Hegediš, A. (2019). Boom-bust-like dynamics of invasive black bullhead (*Ameiurus melas*) in Lake Sava (Serbia). *Fisheries Management and Ecology*, 26, 153–164. <https://doi.org/10.1111/fme.12335>
- Jakovljević, M., Đuretanić, S., Kojadinović, 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. *Science of the Total Environment*, 951, 175723.
- Jakovljević, M., Nikolić, M., Kojadinović, N., Đuretanić, S., Radenković, M., Veličković, T., & Simić, V. (2023). Population characteristics of spiralin *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) in Serbia (Central Balkans): Implications for conservation. *Diversity*, 15, 616.

- Janković, D., & Četković-Krpo, J. (1995). Diverzitet slatkovodnih riba (*Osteichthyes*) i kolousta (*Cephalaspidomorpha*) Jugoslavije sa pregledom vrsta od međunarodnog značaja. In V. Stevanović & V. Vasić (Eds.), *Biodiverzitet Jugoslavije* (pp. 425–445). Biološki fakultet i Ekolibri. (In Serbian)
- Jarić, I., Lennox, R. J., Kalinkat, G., Cvijanović, G., & Radinger, J. (2018). Susceptibility of European freshwater fish to climate change: Species profiling based on life-history and environmental characteristics. *Global Change Biology*, 25, 448–458.
- Jedicke, E. (1997). *Die roten Listen: Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern*. Ulmer.
- Johnson, M. F., Albertson, L. K., Algar, A. C., Dugdale, S. J., Edwards, P., Енгланд, J., Gibbins, C., Kazama, S., Komori, D., MacColl, A. D. C., Scholl, E. A., Wilby, R. L., de Oliveira Roque, F., & Wood, P. J. (2024). Rising water temperature in rivers: Ecological impacts and future resilience. *WIREs Water*, 11(4), e1724. <https://doi.org/10.1002/wat2.1724>
- Jørgensen, S. E., Xu, F. L., & Costanza, R. (2010). *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health* (2nd ed.). CRC Press/Taylor & Francis.
- Jurajda, P., Ondrej, S., White, S., & Adámek, Z. (2007). Young-of-the-year fish assemblages as an alternative to adult fish monitoring for ecological quality evaluation of running waters. *Hydrobiologia*, 644(1), 89–101.
- Justus, B. (2008). *Methods for monitoring fish communities of Buffalo National River and Ozark National Scenic Riverways in the Ozark Plateaus of Arkansas and Missouri* (Version 1). Geological Survey.
- Kainz, E., & Gollmann, H. P. (1990). Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern. Teil 4: Schneider *Alburnoides bipunctatus*. *Österreichs Fischerei*, 8/9, 187–192.
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21–27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2)
- Kendall, M. G. (1975). *Rank correlation methods*. Oxford University Press.
- Keresztessy, K. (1996). Threatened freshwater fish in Hungary. In A. Kirchhofer & D. Hefti (Eds.), *Conservation of endangered freshwater fish in Europe* (pp. 73–77). Birkhäuser.
- King, R. P. (1996). Length-weight relationships of Nigerian freshwater fishes. *Fish Byte*, 19, 53–58.
- Korte, E., Lesnik, V., Lelek, A., & Sondermann, W. (1997). Der Einfluss der fischereilichen Nutzung auf die Fischartengemeinschaft des Oberen Dniestar. *Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie*, 2

- Kottelat, M., & Freyhof, J. (2007). *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat.
- Kováč, V. (1993). Rizikové kruhoúst a ryby Slovenska—Aktualizovaný červený zoznam '93 [Threatened lampreys and fishes of Slovakia—Updated red list '93]. In *Proceedings of the conference on biodiversity protection in Slovakia* (pp. 153–158). Záhorská Bystrica, Slovakia. (In Slovak)
- Kováč, V., Katina, S., Copp, S., & Sírýova, S. (2006). Ontogenetic variability in external morphology and microhabitat use of spirin *Alburnoides bipunctatus* from the River Rudava (Danube catchment). *Journal of Fish Biology*, 68, 1257–1270.
- Kromp-Kolb, H., Nakicenovic, N., & Steininger, K. (2014). *Austrian Assessment Report 2014 (AAR14) – Austrian Panel on Climate Change (APCC)*. Austrian Academy of Sciences
- Krtolica, I., Cvijanović, D., Obradović, Đ., Novković, M., Milošević, Đ., Savić, D., & Radulović, S. (2021). Water quality and macrophytes in the Danube River: Artificial neural network modeling. *Ecological Indicators*, 121, 107076.
- Krtolica, I., Savić, D., Bajić, B., & Radulović, S. (2023). Machine learning for water quality assessment based on macrophyte presence. *Sustainability*, 15, 522. <https://doi.org/10.3390/su15010522>
- Krtolica, I., Savić, D., Bajić, B., & Radulović, S. (2023). Machine learning for water quality assessment based on macrophyte presence. *Sustainability*, 15(1), 522. <https://doi.org/10.3390/su15010522>
- Kuriakose, S. (2017). Estimation of length-weight relationship in fishes. In *Training manual on fish stock assessment and fisheries management* (pp. 215–220). CMFRI FRAD.
- Ladiges, W., & Vogt, D. (1979). *Die Süßwasserfische Europas – bis zum Ural und kaspischen Meer*. Paul Parey.
- Laghari, A. N., Vanham, D., & Rauch, W. (2012). The Indus Basin in the framework of current and future water resources management. *Hydrological Earth System Science*, 16, 1063–1083. <https://doi.org/10.5194/hess-16-1063-2012>
- Larsen, S., Bruno, M. C., & Zolezzi, G. (2019). WFD ecological status indicator shows poor correlation with flow parameters in a large Alpine catchment. *Ecological Indicators*, 98, 704–711.
- Lațiu, C., Constantinescu, R., Mireșan, V., Nicula, A.-S., Dumitraș, D. E., Papuc, T., Uiuiu, P., & Cocan, D. (2022). Length-weight relationships and Fulton condition factor (K) of freshwater fish species from the Ruscova River, spawning ground of Danube salmon (*Hucho hucho*, Linnaeus, 1758). *Scientific Papers. Series D. Animal Science*, 65(1).

- Lazić, I., Djurdjević, V., Tošić, I., & Tošić, M. (2025). Impact of soil texture in coupled regional climate model on land-atmosphere interactions. *Theoretical and Applied Climatology*, 156, 165. <https://doi.org/10.1007/s00704-025-05393-3>
- Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2010). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271–280.
- Lelek, A. (1987). *The freshwater fishes of Europe* (Vol. 9). Balogh Scientific Books.
- Lenhardt, M., Jarić, I., Višnjić Jeftić, Ž., Skorić, S., Gačić, Z., Jaćimović, M., & Hegediš, A. (2012). Concentrations of 17 elements in muscle, gills, liver, and gonads of five economically important fish species from the Danube River. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 407, 1–13.
- Lenhardt, M., Simonović, P., Zanella, D., Čaleta, M., Šprem, N., Paunović, M., Tomljanović, T., Gavrilović, A., Pecina, M., Špelić, I., Matulić, D., Andrea, R., Aničić, I., Safner, R., & Treer, T. (2019). Long-term analysis of fish assemblage structure in the middle section of the Sava River—The impact of pollution, flood protection, and dam construction. *Science of the Total Environment*, 651, 143–153.
- Lenhardt, M., Smederevac-Lalić, M., Hegediš, A., Skorić, S., Cvijanović, G., Višnjić-Jeftić, Ž., Đikanović, V., Jovičić, K., Jaćimović, M., Jrić, I. (2020). Human impact on fish fauna in the Danube River in Serbia: current status and ecological implications. In: Bănăduc, D., Curtean- Bănăduc, A., Pedrotti, F., Cianfaglione, K., Akeroyd, J.R. (Eds), Human impact on Danube watershed biodiversity in the XXI century. Springer, Cham. pp. 257–279.
- Leščešen, I., Kotrla, S., Otašević, K., Pantelić, M., Josimov, A., & Čeperković, M. (2011). Assessment of water quality parameters of Drina River (West Serbia) in the period 2004–2011. *Geosciences*.
- Li, T., Zhu, S., & Ogihara, M. (2006). Using discriminant analysis for multi-class classification: An experimental investigation. *Knowledge and Information Systems*, 10(4), 453–472.
- Liu, S., Xie, Z., Liu, B., Wang, Y., Gao, J., et al. (2020). Global river water warming due to climate change and anthropogenic heat emission. *Global and Planetary Change*, 193, 103289. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103289>
- Losos, B., Penňáz, M., & Kubičková, J. (1980). Food and growth of fishes of the Jihlava River. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemicae Brno*, 14, 1–46.
- Luikart, G., England, P. R., Tallmon, D., Jordan, S., & Taberlet, P. (2003). The power and promise of population genomics: From genotyping to genome typing. *Nature Reviews Genetics*, 4(12), 981–994. <https://doi.org/10.1038/nrg1226>
- Lusk, S. (1995). Influence of valley dams on the changes in fish communities inhabiting streams in the Dyje drainage area. *Folia Zoologica*, 44, 45–56.

- Lusk, S., Luskova, V., Halačka, K., Šlecht, V., & Šlechtova, V. (1998). Trends and production of fish communities of the barbel zone in a stream of the Czech Republic. *Folia Zoologica*, 47, 67–72.
- Ma, C., Zhang, H. H., & Wang, X. (2014). Machine learning for big data analytics in plants. *Trends in Plant Science*, 19, 798–808. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2014.08.004>
- Makki, T., Mostafavi, H., Matkan, A., Valavi, R., Hughes, R., Shadloo, S., Aghighi, H., Abdoli, A., Teimori, A., Eagderi, S., & Coad, B. (2023). Predicting climate heating impacts on riverine fish species diversity in a biodiversity hotspot region. *Scientific Reports*, 13, 14347. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-41406-9>
- Mann, H. B. (1945). Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13, 245–259. <https://doi.org/10.2307/1907187>
- Mann, R. H. K. (1996). Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia*, 323, 223–235.
- Mănoiu, V. M., & Crăciun, A. I. (2021). Danube River water quality trends: A qualitative review based on the open access Web of Science database. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 21(4), 613–628. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.08.002>
- Manojlović, P. (1986). *Severoistočna Srbija—Fizičko-geografske karakteristike* [The northeastern Serbia—Its physical and geographical characteristics]. *Istorijski arhiv Krajine, Ključa i Poreča*. (In Serbian).
- Marcogliese, D. J. (2008). The impact of climate change on the parasites and infectious diseases of aquatic animals. *Revue Scientifique et Technique (International Office of Epizootics)*, 27(2), 467–484. PMID: 18819673
- Marinović, Z., Lujčić, J., Bolić-Trivunović, V., & Marković, G. (2016). Comparative study of growth in *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) and *Rutilus rutilus* (L., 1758) from two Serbian reservoirs: Multi-model analysis and inferences. *Fisheries Research*, 173, 11–16. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.003>
- Marković, T. (1962). *Ribioložne vode Srbije* [Water fisheries in Serbia]. Turistička štampa. (In Serbian)
- Marszał, L., & Przybylski, M. (2024). The endangered spirin (*Alburnoides bipunctatus*) as an indicator of biotic integrity. *Journal of Vertebrate Biology*, 73(24084), 24084.1–24084.10. <https://doi.org/10.25225/jvb.24084>
- Marszał, L., Grzybkowska, B., Błońska, D., Leszczyńska, J., & Przybylski, M. (2018). Diet of endangered spirin (*Alburnoides bipunctatus*) at the centre of its distribution in Europe. *Marine and Freshwater Research*, 69, 1712–1723.

- Marszał, M. L., & Błońska, A. D. (2015). Reproductive traits of the spiralin *Alburnoides bipunctatus* in the Vistula River basin. *REP BIO*, 152
- Marszał, M. L., Grzybkowska, A. B., Błońska, A. D., Leszczyńska, A. J., & Przybylski, M. (2018). Diet of endangered spiralin (*Alburnoides bipunctatus*) at the centre of its distribution in Europe. *Marine and Freshwater Research*, 69, 1712–1723.
- McInerney, P., Doody, T., & Davey, C. (2021). Invasive species in the Anthropocene: Help or hindrance? *Journal of Environmental Management*, 293, 112871. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112871>
- McInnes, L., & Healy, J. (2018). UMAP: Uniform manifold approximation and projection for dimension reduction. *ArXiv e-prints*.
- Messmer, M., & Lehmann, R. (1994). Bedeutung der Ökomorphologie für die Zusammensetzung und Struktur der Fischfauna in der Suhre unter spezieller Berücksichtigung des Schneiders (*Alburnoides bipunctatus*) [Diplomarbeit, ETH Zürich].
- Miladinović, B., Papić, P., & Mandić, M. (2012). Pollution of underground waters with heavy metals in the alluvion Ibar, near Raška (Serbia). *Geological Annals of the Balkan Peninsula*, 73, 125–130.
- Milner, A. M., Khamis, K., Battin, T. J., Brittain, J. E., Barrand, N. E., Füreder, L., Cauvy-Fraunié, S., Gíslason, G. M., Jacobsen, D., Hannah, D. M., Hodson, A. J., Hood, E., Lencioni, V., Ólafsson, J. S., Robinson, C. T., Tranter, M., & Brown, L. E. (2017). Glacier shrinkage driving global changes in downstream systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(37), 9770–9778. <https://doi.org/10.1073/pnas.1619807114>
- Milošević, Đ., Medeiros, A., Piperac-Stojković, M., Cvijanović, D., Soininen, J., Milosavljević, A., & Predić, B. (2022). The application of Uniform Manifold Approximation and Projection (UMAP) for unconstrained ordination and classification of biological indicators in aquatic ecology. *Science of the Total Environment*, 815, 152365. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152365>
- Milošković, A., & Simić, V. (2023). Bioaccumulation of potentially toxic elements in fish species of Serbia: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 32255–32277. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25581-w>
- Miqueleiz, I., Bohm, M., Ariño, A. H., & Miranda, R. (2020). Assessment gaps and biases in knowledge of conservation status of fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30
- Miranda, R., & Miqueleiz, I. (2021). Ecology and conservation of freshwater fishes biodiversity: We need more knowledge to develop conservation strategies. *Water*, 13(14), 1929. <https://doi.org/10.3390/w13141929>

- Mitra, A., Abdel-Gawad, F., Bassem, S., Barua, P., Assisi, L., Parisi, C., Temraz, T., Vangone, R., Kajbaf, K., Kumar, V., & Guerriero, G. (2023). Climate change and reproductive biocomplexity in fishes: Innovative management approaches toward sustainability of fisheries and aquaculture. *Water*, 15, 725. <https://doi.org/10.3390/w15040725>
- MOEP. (2010). Initial national communication of the Republic of Serbia under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Ministry of Environment and Spatial Planning. Retrieved from <https://unfccc.int/documents/141380>
- MOEP. (2017). Second national communication of the Republic of Serbia under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Ministry of Environment. Retrieved from <https://unfccc.int/documents/39803>
- Moreau, J., Bambino, C., & Pauly, D. (1986). Indices of overall fish growth performance of 100 tilapia (*Cichlidae*) populations. In L. Maclean, B. Dizon, & V. Hosillos (Eds.), *The First Asian Fisheries Forum* (pp. 201–206). Asian Fisheries Society.
- Morina, A., Morina, F., Djikanović, V., Spasić, S., Krpo-Četković, J., Kostić, B., & Lenhardt, M. (2016). Common barbel (*Barbus barbus*) as a bioindicator of surface river sediment pollution with Cu and Zn in three rivers of the Danube River Basin in Serbia. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7), 6723–6734. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5901-9>
- Morrow, J., & Fischenich, C. (2000). Habitat requirements for freshwater fishes. *Ecosystem Management and Restoration Research Program (Technical Note ERDC TN-EMRRP-SR-06)*. Retrieved from <http://hdl.handle.net/11681/3982>
- Mouillot, D., et al. (2013). Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PloS Biology*, 11, e1001569. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001569>
- Nelson, D., Benstead, J. P., Huryn, A. D., Cross, W. F., Hood, J. M., Johnson, P. W., Junker, J. R., Gíslason, G. M., & Ólafsson, J. S. (2017). Experimental whole-stream warming alters community size structure. *Global Change Biology*, 23, 2618–2628.
- Nelson, D., Benstead, J. P., Huryn, A. D., Cross, W. F., Hood, J. M., Johnson, P. W., Junker, J. R., Gíslason, G. M., & Ólafsson, J. S. (2017). Shifts in community size structure drive temperature invariance of secondary production in a stream-warming experiment. *Ecology*, 98, 1797–1806.
- Ngor, P., Uy, S., Sor, R., Chan, B., Holway, J., Null, S., So, N., Grenouillet, G., Chandra, S., Hogan, Z., & Lek, S. (2023). Predicting fish species richness and abundance in the Lower Mekong Basin. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11
- Niedrist, G. (2023). Substantial warming of Central European mountain rivers under climate change. *Regional Environmental Change*, 23, 43. <https://doi.org/10.1007/s10113-023-02037-y>

- Niedrist, G., & Füreder, L. (2023). Disproportional vulnerability of mountain aquatic invertebrates to climate change effects. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 55(1). <https://doi.org/10.1080/15230430.2023.2181298>
- Nikolić, M., Milošković, A., Jakovljević, M., Radenković, M., Veličković, T., Đuretanović, S., Kojadinović, N., Nikolić, M., & Simić, V. (2022). The first observation of the presence of microplastics in wild common bleak (*Alburnus alburnus* L.) and standardization of extraction protocols. *Kragujevac Journal of Science*, 44, 267–282. <https://doi.org/10.5937/KgJSci2244267N>
- Nilar, S. (2023). Mining big data in drug discovery—Triaging and decision trees. *Big Data Analysis in Chemoinformatics and Bioinformatics*, 265–281. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85713-0.00019-0>
- OFEV / CSCF (éd.) 2022 : Liste rouge des poissons et des cyclostomes. Espèces menacées en Suisse. Office fédéral de l'environnement (OFEV) ; info fauna (CSCF). Édition actualisée 2022. L'environnement pratique n° 2217 : 39 p
- O’Gorman, E. J., Petchey, O. L., Faulkner, K. J., Gallo, B., Gordon, T. A., Neto-Cerejeira, J., Ólafsson, J. S., Pichler, D. E., Thompson, M. S. A., & Woodward, G. (2019). A simple model predicts how warming simplifies wild food webs. *Nature Climate Change*, 9, 611–616.
- O’Gorman, E. J., Pichler, D. E., Adams, G., Benstead, J. P., Cohen, H., Craig, N., Cross, W. F., Demars, D. O., Friberg, N., Gislason, G. M., & Gudmundsdottir, R. (2012). Impacts of warming on the structure and functioning of aquatic communities: Individuals-to-ecosystem level responses. *Advances in Ecological Research*, 47, 81–176.
- O’Reilly, C. M., Sharma, S., Gray, D. K., Hampton, S. E., Read, J. S., et al. (2015). Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*, 42(24), 10773–10781. <https://doi.org/10.1002/2015GL066235>
- Östman, Ö., Hommik, K., Bolund, E., Heikinheimo, O., Olin, M., Lejk, A. M., Svirgsden, R., Smoliński, S., & Olsson, J. (2023). Size-based indicators for assessments of ecological status of coastal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 80(10), 2478–2489. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad158>
- O’Sullivan, A. M., Devito, K. J., & Curry, R. A. (2019). The influence of landscape characteristics on the spatial variability of river temperatures. *CATENA*, 177, 70–83. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.006>
- Ovenden, J. R., Berry, O., Welch, D. J., Buckworth, R. C., & Dichmont, C. M. (2015). Ocean’s eleven: A critical evaluation of the role of population, evolutionary, and molecular genetics in the management of wild fisheries. *Fish and Fisheries*, 16(1), 125–159. <https://doi.org/10.1111/faf.12052>

- Pančić, J. (1860). *Ribe u Srbiji (Pisces Serbiae)* [Serbian Fish Species]. Glasnik društva Srbske Slovesnosti. (In Serbian).
- Panda, A., & Sahu, N. (2019). Trend analysis of seasonal rainfall and temperature pattern in Kalahandi, Bolangir, and Koraput districts of Odisha, India. *Atmospheric Science Letters*, 20, e932. <https://doi.org/10.1002/asl.932>
- Panov, V. E., Alexandrov, B., Arbaciauskas, K., Binimelis, R., Gordon, H., Copp, G. H., et al. (2008). Interim protocols for risk assessment of aquatic invasive species introductions via European inland waterways. *Invasions Module (Aquatic Group)*.
- Papadol, M., & Cristofor, S. (1980). Recherches sur l'écologie de deux populations de spirilin, *Alburnoides bipunctatus*, des eaux de la Roumanie. *Travaux du Museum d'Histoire Naturelle „Grigore Antipa“*, XXII, 483–493.
- Patimar, R., Zare, M., & Hesem, M. (2012). On the life history of spirilin *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1972) in the qanat of Uzineh, northern Iran. *Turkish Journal of Zoology*, 36, 383–393.
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 39(2), 175–192.
- Pauly, D. (1983a). Length-converted catch curves: A powerful tool for fisheries research in the tropics (Part I). *ICLARM Fishbyte*, 1(2), 9–13.
- Pauly, D. (1983b). *Some simple methods for the assessment of tropical fish stock* (FAO Fisheries Technical Paper). FAO.
- Pauly, D., & Munro, J. L. (1984). Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *ICLARM Fishbyte*, 2, 21.
- Pavlov, D. S., Savvaitova, K. A., Sokolov, L. I., & Alekseev, S. S. (1994). *Redkie i Ischezayushchie Zhivotnye. Ryby* [Rare and Endangered Species: Fishes]. Vysshaya Shkola.
- Pawluczuk, Ł. & Iskrzyński, M. (2023). Food web visualisation: Heat map, interactive graph and animated flow network. *Methods in Ecology and Evolution*, 14, 57–64. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13839>
- Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., Blondel, M., Prettenhofer, P., Weiss, R., Dubourg, V., Vanderplas, J., Passos, A., Cournapeau, D., Brucher, M., Perrot, M., & Duchesnay, É. (2011). Scikit-learn: Machine learning in Python. *Journal of Machine Learning Research*, 12, 2825–2830.

- Pelletier, M., Ebersole, J., Mulvaney, K., Rashleigh, B., Gutierrez, M. N., Chintala, M., Kuhn, A., Mollina, M., Bagley, M., & Lane, C. (2020). Resilience of aquatic systems: Review and management implications. *Aquatic Sciences*, 82, 44.
- Pelz, G. R. (1986). *Der Schneider. Allgemeine Fischereizeitung Fischwaid*.
- Petchey, O. L., Brose, U., & Rall, B. C. (2010). Predicting the effects of temperature on food web connectance. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365, 2081–2091.
- Pinna, M., Zangaro, F., Saccomanno, B., Scalone, C., Bozzeda, F., Fanini, L., & Specchia, V. (2023). An overview of ecological indicators of fish to evaluate the anthropogenic pressures in aquatic ecosystems: From traditional to innovative DNA-based approaches. *Water*, 15, 949. <https://doi.org/10.3390/w15050949>
- Piria, M., Simonović, P., Zanella, D., Čaleta, M., Šprem, N., Paunović, M., Tomljanović, T., Gavrilović, A., Pecina, M., Špelić, I., Matulić, D., Rezić, A., Aničić, I., Safner, R., & Treer, T. (2019). Long-term analysis of fish assemblage structure in the middle section of the Sava River—The impact of pollution, flood protection, and dam construction. *Science of The Total Environment*, 651(1), 143–153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.149>
- Piria, M., Treer, T., Aničić, I., Safner, R., & Odak, T. (2005). The natural diet of five cyprinid fish species. *Agriculturae Conspectus Scientificus*, 70, 21–28.
- Pletterbauer, F., Melcher, A. H., Ferreira, T., & Schmutz, S. (2015). Impact of climate change on the structure of fish assemblages in European rivers. *Hydrobiologia*, 744, 235–254.
- Polačik, M., & Kováč, V. (2006). Fecundity and annual course of maturation in spirin, *Alburnoides bipunctatus*. *Folia Zoologica*, 55, 399–410.
- Poloczanska, E. S., et al. (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, 3, 919–925. <https://doi.org/10.1038/nclimate1958>
- Pörtner, H. O., & Farrell, A. P. (2008). Ecology, physiology, and climate change. *Science*, 322(5902), 690–692. <https://doi.org/10.1126/science.1163156>
- Pringle, C. (2003). What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes*, 17(13), 2503–2515. <https://doi.org/10.1002/hyp.5145>
- Priyam, A., Abhijeeta, G. R., Rathee, A., & Srivastava, S. (2013). Comparative analysis of decision tree classification algorithms. *International Journal of Current Engineering and Technology*, 3, 334–337.
- Priyanka, & Kumar, D. (2020). Decision tree classifier: A detailed survey. *International Journal of Information and Decision Sciences*, 12, 246–269.

- Radchuk, V., Reed, T., Teplitsky, C., et al. (2019). Adaptive responses of animals to climate change are most likely insufficient. *Nature Communications*, 10, 3109. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10924-4>
- Radojković, N., Marinović, Z., Milošković, A., Radenković, M., Đuretanović, S., Lujčić, J., et al. (2019). Effects of stream damming on morphological variability of fish: Case study on large spot barbel *Barbus balcanicus*. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 19, 231–239.
- Radovich, J. (1961). Relationships of some marine organisms of the northeast Pacific to water temperature during 1957 through 1959. *California Department of Fish and Game's Fish Bulletin*, 139.
- Rahel, F. J., & Olden, J. D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, 22(3), 521–533. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x>
- Rall, B. C., Brose, U., Hartvig, M., Kalinkat, G., Schwarzmüller, F., Vucic-Pestic, O., & Petchey, O. L. (2012). Universal temperature and body-mass scaling of feeding rates. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367, 2923–2934.
- Reid, A., Carlson, A., Creed, I., Eliason, E., Gell, P., Johnson, P., Kidd, K., MacCormack, T., Olden, J., Ormerod, S., Smol, J., Taylor, W., Tockner, K., Vermaire, J., Dudgeon, D., & Cooke, S. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94, 849–873. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12480>
- Rice, J. C., & Rochet, M. J. (2005). A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 516–527.
- Ricker, E. (1973). Linear regressions in fishery research. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 30, 409–434. <https://doi.org/10.1139/f73-072>
- Ricker, W. E. (1975). *Computation and interpretation of biological statistics of fish populations*. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 119.
- Ristić, M. (1972). Rasprostranjenost riba u vodama Srbije. In B. Djuričić Borba (Ed.), *Lov i ribolov u Srbiji* (pp. 201–210). (In Serbian)
- Ristić, M. (1977). *Ribe i ribolov u slatkim vodama* [Fish and fisheries in freshwater]. Nolit. (In Serbian)
- Roberts, S., Halpin, P., & Clark, J. (2022). Jointly modeling marine species to inform the effects of environmental change on an ecological community in the Northwest Atlantic. *Scientific Reports*, 12, 132. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04110-0>

- Rokach, L., & Maimon, O. (2014). *Data mining with decision trees: Theory and applications* (2nd ed.). In H. Hunke & P. S. P. Wang (Eds.), *Machine perception and artificial intelligence* (Vol. 81, p. 328). World Scientific. <https://doi.org/10.1142/9097>
- Rolnick, D., Donti, P. L., Kaack, L. H., Kochanski, K., Lacoste, A., Sankaran, K., Ross, A. S., Milojevic-Dupont, N., Jaques, N., Waldman-Brown, A., Luccioni, A. S., Maharaj, T., Sherwin, E. D., Mukkavilli, S. K., Kording, K. P., Gomes, C. P., Ng, A. Y., Hassabis, D., Platt, J. C., Creutzig, J., Chayes, F., Bengio, Y. (2022). Tackling climate change with machine learning. *ACM Computing Surveys*, 55, 1–96.
- Rombouts, I., Beaugrand, G., Artigas, L., Dauvin, J., Gevaert, F., Goberville, E., Kopp, D., Lefebvre, S., Luczak, C., Spilmont, N., Travers-Trolet, M., Villanueva, M., & Kirby, R. (2013). Evaluating marine ecosystem health: Case studies of indicators using direct observations and modeling methods. *Ecological Indicators*, 24, 353–365. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.001>
- Rouchin, A. B., Shlyakhtion, G. V., & Artaev, O. N. (2009). Species composition and quantitative representation of fishes in biotopes with the riffle minnow *Alburnoides bipunctatus*. *Russian Journal of Ecology*, 40, 194–198.
- Rumpff, L., Coates, F., & Morgan, J. (2010). Biological indicators of climate change: Evidence from long-term flowering records of plants along the Victorian coast, Australia. *Australian Journal of Botany*, 58
- Saladin, V. (1998). Habitatpräferenzen des Schneiders (*Alburnoides bipunctatus*) in der Aare [Diplomarbeit, Zoologisches Institut, Universität Bern].
- Samardžić, I. (2017). Occupation and land degradation due to mining works—Example of the „Kolubara“ Mining Basin. *Collection of Papers – Faculty of Geography at the University of Belgrade*, 65(1a). <https://doi.org/10.5937/zrgfub1765307S>
- Santhosh, K., Kamala, K., Ramasamy, P., Musthafa, M. S., Almuji, S. S., Asdaq, S. M. B., & Sivaperumal, P. (2024). Unveiling the silent threat: Heavy metal toxicity devastating impact on aquatic organisms and DNA damage. *Marine Pollution Bulletin*, 200, 116139. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116139>
- Santiago, J., de Jalón, D. G., Alonso, C., Solana, J., Ribalaygua, J., Pórtolles, J., & Monjo, R. (2016). Brown trout thermal niche and climate change: Expected changes in the distribution of cold-water fish in central Spain. *Ecohydrology*, 9, 514–528. <https://doi.org/10.1002/eco.1653>
- Sayer, C. A., Fernando, E., Jimenez, R. R., et al. (2025). One-quarter of freshwater fauna threatened with extinction. *Nature*, 638, 138–145. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08375-z>

- Schaefer, J. F., Marsh-Matthews, E., Spooner, D. E., Gido, K. B., & Matthews, W. J. (2003). Effects of barriers and thermal refugia on local movement of the threatened leopard darter, *Percina pantherina*. *Environmental Biology of Fishes*, 66, 391–400.
- Schrider, D. R., & Kern, A. D. (2018). Supervised machine learning for population genetics: A new paradigm. *Trends in Genetics*, 34, 301–312.
- Schult, P. M., Healy, T. M., & Fanguy, N. A. (2011). Thermal performance curves, phenotypic plasticity, and the time scales of temperature exposure. *Integrative and Comparative Biology*, 51, 691–702. <https://doi.org/10.1093/icb/icr097>
- Schultz, J. A., Darling, E. S., & Côté, I. M. (2013). What is an endangered species worth? Threshold costs for protecting imperilled fishes in Canada. *Marine Policy*, 42, 125–132. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.01.021>
- Seifali, M. (2012). *Population biology of Alburnoides Jeitteles 1861 (Actinopterygii: Cyprinidae) in Iran* [Doctoral dissertation, Universiti Putra Malaysia].
- Shin, Y. J., & Shannon, L. J. (2010). Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems: The IndiSeas project. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 686–691.
- Shivanna, K. (2022). Climate change and its impact on biodiversity and human welfare. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, 88, 160–171. <https://doi.org/10.1007/s43538-022-00073-6>
- SIB Swiss Institute of Bioinformatics. (2024). *Environmental bioinformatics*. Retrieved from <https://www.sib.swiss/environmental-bioinformatics>
- Siegel, J. E., & Volk, C. J. (2019). Accurate spatiotemporal predictions of daily stream temperature from statistical models accounting for interactions between climate and landscape. *PeerJ*, 7, e7892. <https://doi.org/10.7717/peerj.7892>
- Simić, S., Simić, V. (2009). *Ekologija kopnenih voda: Hidrobiologija 1*. Belgrade: University of Belgrade, Faculty of Biology, pp. 291.
- Simić, S. B., Đorđević, N. B., & Milošević, D. (2017). The relationship between the dominance of cyanobacteria species and environmental variables in different seasons and after extreme precipitation. *Fundamental and Applied Limnology*, 190, 1–11. <https://doi.org/10.1127/fal/2017/0975>
- 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 ESHIPPOfish model on the example of the Velika Morava basin (Serbia, Central Balkans). *Frontiers in Environmental Science*, 10, 952692. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.952692>

- Simić, V., Maguire, I., Rajković, M., & Petrović, A. (2015). Conservation strategy for the endangered crayfish species of the family Astacidae: The ESHIPPO crayfish model. *Hydrobiologia*, 760, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2295-0>
- Simić, V., Miljanović, B., Petrović, A., Radenković, M., Stojković Piperac, M., Veličković, T., Jakovljević, M., & Simić, S. (2023). Inland fisheries in Serbia: Historical aspect, fish resources, management, and conservation. In V. Simić, S. Simić, & V. Pešić (Eds.), *Ecological sustainability of fish resources of inland waters of the Western Balkans: Freshwater fish stocks, sustainable use and conservation*. Springer.
- Simić, V., Simić, S., Paunović, M., & Cakić, P. (2007). Model of the assessment of the critical risk of extinction and the priorities of protection of endangered aquatic species at the national level. *Biodiversity and Conservation*, 16, 2471–2493. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9130-x>
- Simić, V., Simić, S., Petrović, A., Šorić, V., Paunović, M., & Dimitrijević, V. (2006). *Database: Biodiversity in aquatic ecosystems in Serbia (ex situ conservation) BAES ex situ*. Retrieved from <http://baes.pmf.kg.ac.rs>
- Simić, V., Simić, S., Stojković-Piperac, M., Petrović, A., & Milošević, Đ. (2014). Commercial fish species of inland waters: A model for sustainability assessment and management. *Science of the Total Environment*, 497–498, 642–650. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.092>
- Simonović, P. (2001). *Ribe Srbije* [Fish species in Serbia]. Zavod za zaštitu prirode Srbije i Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu. (In Serbian)
- Simonović, P., Simić, V., Nikolić, V., & Marić, S. (2010). Various aspects of water status of the Danube River and its tributaries (the Sava, Tisa, and Velika Morava) in Serbia analyzed after the structure of fish communities assessed from the samples taken during the JDS2 expedition. In M. Paunović, P. Simonović, & V. Simić (Eds.), *Danube in Serbia – Joint Danube Survey 2* (pp. 225–241). Ministry of Agriculture, Forestry, and Water Management – Directorate for Water, University of Kragujevac, Faculty of Science, Institute for Biology and Ecology, University of Belgrade, Institute for Biological Research “Siniša Stanković”.
- Sin, Y., & Lee, H. (2020). Changes in hydrology, water quality, and algal blooms in a freshwater system impounded with engineered structures in a temperate monsoon river estuary. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 32, 100744.
- Siryová, S. (2004). External morphology of spiralin *Alburnoides bipunctatus* (Bloch). *Acta Zoologica Universitas Comen*, 6, 113–122.
- Skóra, S. (1972). The cyprinid *Alburnus bipunctatus* Bloch from the basins of the rivers Upper San and Dunajec. *Acta Hydrobiologica*, 14, 173–204.

- Службени гласник Републике Србије. (2010). *Правилник 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). Преузето са <https://www.pravno-informacioni-sistem.rs/SlGlasnikPortal/eli/rep/sgrs/ministarstva/pravilnik/2010/5/3/reg>
- Службени гласник Републике Србије. (2014). *Закон о одрживом коришћењу рибљег фонда*. 128/14 и 95/2018 – др. закон.
- Службени гласник Републике Србије. (2021). *Закон о климатским променама*. Службени гласник РС, бр. 26/2021. Преузето 10. маја 2025, са <https://www.parlament.gov.rs/upload/archive/files/cir/pdf/zakoni/2021/337-21.pdf>
- Службени гласник Републике Србије. (2023). *Програм прилагођавања на измене климатске услове са Акционим планом (2023–2030)*. Службени гласник РС, бр. 119/2023. Преузето 10. маја 2025.
- Smith, L. A., & Lancaster, L. T. (2020). Increased duration of extreme thermal events negatively affects cold acclimation ability in a high-latitude, freshwater ectotherm (*Ischnura elegans*; Odonata: Coenagrionidae). *European Journal of Entomology*, 117, 93–100.
- Smolinski, S., & Radtke, K. (2017). Spatial prediction of demersal fish diversity in the Baltic Sea: Comparison of machine learning and regression-based techniques. *ICES Journal of Marine Science*, 74, 102–111.
- Sousa, D., Mozeto, A., Carneiro, R., & Fadini, P. (2014). Electrical conductivity and emerging contaminants as markers of surface freshwater contamination by wastewater. *Science of the Total Environment*, 484
- Spindler, T. (1997). *Fischfauna in Österreich: Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung*. Bundesministerium für Umwelt.
- Stanković, S., Zlatković, S., Šabić, D., Milinčić, M., Vujadinović, S., & Knežević-Vukčević, J. (2012). Geographical and biological analysis of the water quality of Moravica Spring in the Sokobanjska Moravica drainage basin, Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 64(1), 59–64. <https://doi.org/10.2298/ABS1201059S>
- Staudinger, M. D., Lynch, A. J., Gaichas, S. K., Fox, M. G., Gibson-Reinemer, D., Langan, J. A., Teffer, A. K., Thackeray, S. J., & Winfield, I. J. (2021). How does climate change affect emergent properties of aquatic ecosystems? *Fisheries*, 46, 423–441.
- Stavrescu-Bedivan, M., Aioanei, T., & Scăteanu, G. (2017). Length-weight relationships and condition factor of 11 fish species from the Timis River, Western Romania. *Agriculture and Forestry*, 63, 281–285.

- Stavrescu-Bedivan, M., Scăteanu, G., Madjar, M., Manole, S., Staicu, C., Aioanei, T., Plop, F., Tobă, L., & Nicolae, G. (2016). Interactions between fish well-being and water quality: A case study from Morii Lake area, Romania. *Agricultural Sciences Procedia*, 10, 328–339.
- Stefanov, T. (2022). Length-weight relationship, condition factor, and diet of the two dominant fish species *Notothenia rossii* Richardson, 1844 and *N. coriiceps* Richardson, 1844 (*Nototheniidae*) in the shallow coastal waters of Livingston Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Acta Zoologica Bulgarica*, 74, 85–93.
- Stendera, S., Adrian, R., Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Hugueny, B., Januschke, K., Pletterbauer, F., & Hering, D. (2012). Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: A review. *Hydrobiologia*, 696(1), 1–28.
- Stephens, J., Hose, J. E., & Love, M. (1988). Fish assemblages as indicators of environmental change in nearshore environments. In D. Soule & G. Kleppel (Eds.), *Marine organisms as indicators* (pp. 95–101). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3752-5>
- Stierandová, S., Vukić, J., Vasil'eva, E. D., Zogaris, S., Shumka, S., Halačka, K., Vetešník, L., Švátora, M., Nowak, M., Stefanov, T., Koščo, J., & Mendel, J. (2016). A multilocus assessment of nuclear and mitochondrial sequence data elucidates phylogenetic relationships among European spirrins (Alburnoides, Cyprinidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 94(Part B), 479–491. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2015.10.025>
- Stojanović, D., Orlović, S., Zlatković, M., Kostić, S., Vasić, V., Miletić, B., Kesić, L., Matović, B., Božanić, D., Pavlović, L., Milović, M., Pekeč, S., & Đurđević, V. (2021). Climate change within Serbian forests: Current state and future perspectives. *Topola/Poplar*, 208, 39–56. <https://doi.org/10.5937/topola2108039S>
- Stojković, M., Plavšić, J., Prohaska, S., Pavlović, D., & Despotović, J. (2019). A two-stage time series model for monthly hydrological projections under climate change in the Lim River basin (southeast Europe). *Hydrological Sciences Journal*, 65(3), 387–400. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1699241>
- Stojković, M., Simić, V., Milošević, D., Mančev, D., & Penczak, T. (2013). Visualization of fish community distribution patterns using the self-organizing map: A case study of the Great Morava River system (Serbia). *Ecological Modelling*, 248, 20–29.
- Stošić, T., Stošić, B., Tošić, M., Lazić, I., Djurdjević, V., & Tošić, I. (2023). Climate change effects through MFDFA study of temperature in Serbia. *Atmosphere*, 14, 1532. <https://doi.org/10.3390/atmos14101532>
- Stošić, T., Tošić, M., Lazić, I., et al. (2024). Changes in rainfall seasonality in Serbia from 1961 to 2020. *Theoretical and Applied Climatology*. <https://doi.org/10.1007/s00704-024-04871-4>

- Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344–358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>
- Sunjog, K., Kolarević, S., Kračun-Kolarević, M., Višnjić-Jeftić, Ž., Gačić, Z., Lenhardt, M., & Vuković-Gačić, B. (2019). Seasonal variation in metal concentration in various tissues of the European chub (*Squalius cephalus* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 26
- Šanda, R., & Mlíkovský, J. (2012). Authorship and type specimens of *Alburnoides kubanicus* (Teleostei: Cyprinidae). *Zootaxa*, 3498, 87–88.
- Šorić, V. M., & Ilić, K. R. (1985). Systematical and ecological characteristics of *Alburnoides bipunctatus* (Bloch) in some waters of Yugoslavia. *Ichthyologia*, 17, 47–58.
- Tarate, S. B., Patel, N. R., Danodia, A., Pokhariyal, S., & Parida, B. R. (2024). Geospatial Technology for Sustainable Agricultural Water Management in India-A Systematic Review. *Geomatics*, 4(2), 91-123. <https://doi.org/10.3390/geomatics4020006>
- Tarkan, A. S., Gaygusuz, O., Acipinar, H., & Gürsoy, C. (2010). Length–weight relationships of fishes from the Marmara Region (NW-Turkey). *Journal of Applied Ichthyology*, 26(2), 285–287.
- Teodorović, I. (2009). Ecotoxicological research and related legislation in Serbia. *Environmental Science and Pollution Research*, 16, 123–129. <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0152-2>
- The Law on Protection and Sustainable Use of Fish Stocks, Official Gazette of RS, No. 128/2014.
- Thompson, M. Y., Brandes, D., & Kney, A. D. (2012). Using electronic conductivity and hardness data for rapid assessment of stream water quality. *Journal of Environmental Management*, 104, 152–157.
- Thuiller, W., Richardson, D., Pyšek, P., Midgley, G., Hughes, G., & Rouget, M. (2005). Niche-based modeling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001018.x>
- Tickner, D., Opperman, J. J., Abell, R., et al. (2020). Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: An emergency recovery plan. *BioScience*, 70(4), 330–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>
- Tidu, C., Sardá, R., Pinna, M., Cannas, A., Meloni, M. F., Lecca, E., & Savarino, R. (2004). Morphometric relationships of the European spiny lobster (*Palinurus elephas*) from northwestern Sardinia. *Fisheries Research*, 69(3), 371–379. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.06.003>

- Tischler, W. (1951). Die Hecke als Lebensraum für Pflanzen und Tiere, unter besonderer Berücksichtigung ihrer Schädlinge. *Geography*, 5, 125–132. (In German)
- Tischler, W. (1984). *Einführung in die Ökologie*. Gustav Fischer Verlag. (In German)
- Tošić, I., da Silva, A. S. A., Filipović, L., Tošić, M., Lazić, I., Putniković, S., Stošić, T., Stošić, B., & Djurdjević, V. (2025). Trends of extreme precipitation events in Serbia under global warming. *Atmosphere*, 16(4), 436. <https://doi.org/10.3390/atmos16040436>
- Tošić, I., Živanović, S., & Tošić, M. (2020). Influence of extreme climate conditions on the forest fire risk in the Timočka Krajina region (northeastern Serbia). *Időjárás*, 124(3), 331–347. <https://doi.org/10.28974/idojaras.2020.3.2>
- Treer, T., Habeković, D., Aničić, I., Safner, R., & Piria, M. (2000). Growth of five spiralin (*Alburnoides bipunctatus*) populations from the Croatian rivers. *Agriculturae Conspectus Scientificus*, 65, 175–180.
- Treer, T., Piria, M., Aničić, I., Safner, R., & Tomljanović, T. (2006). Diet and growth of spiralin, *Alburnoides bipunctatus*, in the barbel zone of the Sava River. *Folia Zoologica*, 55(1), 97–106.
- Tsoumani, M., Liasko, R., Moutsaki, P., Kagalou, I., & Leonardos, I. (2006). Length-weight relationships of an invasive cyprinid fish (*Carassius gibelio*) from 12 Greek lakes in relation to their trophic states. *Journal of Applied Ichthyology*, 22, 281–284.
- Turan, D., Kaya, C., Ekmekçi, F. G., & Doğan, E. (2014). Three new species of *Alburnoides* (Teleostei: Cyprinidae) from Euphrates River, Eastern Anatolia, Turkey. *Zootaxa*, 3754(2), 101–116. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3754.2.1>
- Turan, D., Kaya, C., Ekmekçi, F., & Güçlü, S. (2013). *Alburnoides manyasensis* (Actinopterygii, Cyprinidae), a new species of cyprinid fish from Manyas Lake basin, Turkey. *ZooKeys*, 276, 85–102. <https://doi.org/10.3897/zookeys.276.4107>
- UNEP. (2021). *Making peace with nature: A scientific blueprint to tackle the climate, biodiversity, and pollution emergencies*. United Nations Environment Programme.
- United Nations Development Programme (UNDP). (2020). *Izveštaj o humanom razvoju: Srbija*. UNDP Srbija.
- Urošev, M., Milanović-Pešić, A., Kovačević-Majkić, J., Štrbac, D. (2022). Hydrological characteristics of Serbia. In: Manić, E., Đurović, P., Nikitović, V. (Eds), *The Geography of Serbia: Nature, People, Economy*. Springer Nature Switzerland, pp. 69–84.
- Uszko, W., van Kooten, T., & Byström, P. (2025). Availability of juvenile refuge habitats explains the dynamics and size structure of cannibalistic fish populations. *The American Naturalist*, 205(4), 371–387. <https://doi.org/10.1086/734103>

- Vagenas, G., Oikonomou, A., Karachle, P. K., Petriki, O., & Stoumboudi, M. T. (2022). Trophic Patterns of Freshwater Fish across the Balkan Biodiversity Hotspot. *Water*, 14(7), 1112. <https://doi.org/10.3390/w14071112>
- Van Treeck, R., Van Wichelen, J., & Wolter, C. (2020). Fish species sensitivity classification for environmental impact assessment, conservation, and restoration planning. *Science of the Total Environment*, 708, 135173. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135173>
- Vasileva, E. D. (2001). The Bystryanka, *Alburnoides bipunctatus rossicus* Verg, 1924. In *The Red Data Book of the Russian Federation*. OOO Astrel.
- Vaughn, I. P., & Gotelli, N. J. (2019). Water quality improvements offset the climatic debt for stream macroinvertebrates over twenty years. *Nature Communications*, 26, 1956.
- 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(11), 423. <https://doi.org/10.3390/fishes9110423>
- Verhoeven, K. J. F., & Pyhäjärvi, T. (2025). Ecological genomics beyond genome reports. *G3 (Bethesda)*, 15(3), jkae309. <https://doi.org/10.1093/g3journal/jkae309>
- Verreycken, H., Van Thuyne, G., & Belpaire, C. (2011). Length-weight relationships of 40 freshwater fish species from two decades of monitoring in Flanders (Belgium). *Journal of Applied Ichthyology*, 2011, 1–5.
- Vetemaa, M. (2003). *Riffle minnow Alburnoides bipunctatus (Bloch)*. In *Fishes of Estonia* (pp. 205–208). Estonian Academy Publications.
- Virbickas, T. (1998). Regularities of changes in the production of fish populations and communities in Lithuanian rivers of different types. *Acta Zoologica Lithuanica Hydrobiologia*, 8, 3–67.
- Von Bertalanffy, L. (1938). A quantitative theory of organic growth (Inquiries on growth laws II). *Human Biology*, 10, 181–213.
- Vörösmarty, C. J., et al. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555–561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Vukić, J., Eliášova, K., Marić, D., & Šanda, R. (2019). Occurrence of the alien spiralin (*Alburnoides* sp.) in the Neretva River basin. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 450, 15.
- Vuković, T., Ivanović, B., (1971). Freshwater Fish of Yugoslavia. Zemaljski muzej BiH, Sarajevo, pp. 268.

- Vuković, T., (1982). Systematics of fish. In: Habeković, D. (Eds), Slatkovodno Ribarstvo. Ribozajednica – Jumena, Zagreb, pp. 99-168.
- Vuković, A., Vujadinović, M., Rendulić, S., Đurđević, V., Ruml, M., Babić, V., & Popović, D. (2018a). Global warming impact on climate change in Serbia for the period 1961–2100. *Thermal Science*. <https://doi.org/10.2298/TSCI180411168V>
- Vuković, P., Popović, V., Subić, J., & Kljajić, N. (2018b). Prevention of water pollution caused by nitrates from agriculture in Serbia. *Ekonomika poljoprivrede*, 65(3), 895–910.
- Vuković-Vimić, A., Đurđević, V., Ranković-Vasić, Z., Nikolić, D., Ćosić, M., Lipovac, A., Cvetković, B., Sotonica, D., Vojvodić, D., & Vujadinović-Mandić, M. (2022). Enhancing capacity for short-term climate change adaptations in agriculture in Serbia: Development of integrated agrometeorological prediction system. *Atmosphere*, 13, 1337. <https://doi.org/10.3390/atmos13081337>
- Vuković-Vimić, A., & Vujadinović-Mandić, M. (2024). Dynamics of change of climate conditions and extreme weather events in Serbia. *Zbornik Matice srpske za prirodne nauke*, 147, 33–45.
- Walford, L. A. (1946). A new graphic method of describing the growth of animals. *Biological Bulletin*, 90, 141–147.
- White, J. C., Khamis, K., Dugdale, S., Jackson, F. L., Malcolm, I. A., Krause, S., & Hannah, D. M. (2023). Drought impacts on river water temperature: A process-based understanding from temperate climates. *Hydrological Processes*, 37, e14958.
- Whitfield, A. K., & Elliott, M. (2005). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: A review of progress and some suggestions for the future. *Aquaculture, Fish and Fisheries*, 67(3), 234–255. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01773.x>
- Wiff, R., Flores, A., Canales, T. M., Segura, A. M., Gelcich, S., Rodríguez, C., Gacitúa, S., Roa-Ureta, R., Queirolo, D., Ahumada, M., & Montero, J. (2022). Desarrollo de índices de abundancia relativa en la pesquería de raya volántin y raya espinosa. *CAPEs UCSUBPESCA Technical Report*, p. 308. Retrieved from <https://www.subpesca.cl/fipa/613/w3-article108152.html>
- Wiff, R., Flores, A., Segura, A. M., Barrientos, M. A., & Ojeda, V. (2020). Otolith shape as a stock discrimination tool for ling (*Genypterus blacodes*) in the fjords of Chilean Patagonia. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 54(2), 218–232.
- Wohlgemuth, E. (1996). K problematice ochrany ouklejky pruhované (On the problem of protecting the spirin, *Alburnoides bipunctatus*). *Biodiverzita Ichthyofauny ČR*, 1, 76–77. (In Czech with English summary).

- Woodward, G., Perkins, D. M., & Brown, L. E. (2010). Climate change and freshwater ecosystems: Impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2093–2106. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0055>
- Woolway, R. I., Dokulil, M. T., Marszelewski, W., Schmid, M., Bouffard, D., & Merchant, C. J. (2017). Warming of Central European lakes and their response to the 1980s climate regime shift. *Climate Change*, 142(3–4), 505–520. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1966-4>
- Wootton, R. J. (1998). *Ecology of teleost fishes* (2nd ed.). Kluwer Academic Publishers.
- World Bank. (2024). *Climate change knowledge portal*. Retrieved January 29, 2024, from <https://climateknowledgeportal.worldbank.org>
- World Meteorological Organization. (2021). *State of the global climate 2020 (WMO-No. 1264)*. WMO. Retrieved from https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=21987
- WWF. (2024). *Living planet report 2024 – A system in peril* (R. Almond, M. Grooten, D. Juffe Bignoli, & T. Petersen, Eds.). WWF International. Retrieved from <https://www.worldwildlife.org/publications/2024-living-planet-report>
- Young, M., Isaak, D., Spaulding, S., Thomas, C., Barndt, S., Groce, M., Horan, D., & Nagel, D. (2018). Effects of climate change on cold-water fish in the Northern Rockies. In J. Halofsky & D. Peterson (Eds.), *Climate change and Rocky Mountain ecosystems*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56928-4>
- Zeng, C., Wen, Y., Liu, X., Yu, J., Jin, B., & Li, D. (2022). Impact of anthropogenic activities on changes of ichthyofauna in the middle and lower Xiang River. *Aquaculture and Fisheries*, 7, 693–702. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2021.06.007>
- Zhai, L., & Lee, J.-E. (2024). Investigating vulnerability, adaptation, and resilience: A comprehensive review within the context of climate change. *Atmosphere*, 15(4), 474. <https://doi.org/10.3390/atmos15040474>
- Zhou, J., Huang, J., Zhao, X., Lei, L., Shi, W., Wang, L., Wei, W., Liu, C., Zhu, G., & Yang, X. (2020). Changes of extreme temperature and its influencing factors in Shiyang River Basin, Northwest China. *Atmosphere*, 11(11), 1171. <https://doi.org/10.3390/atmos11111171>
- Zhu, M., Wang, J., Yang, X., Zhang, Y., Zhang, L., Ren, H., Wu, B., & Ye, L. (2022). A review of the application of machine learning in water quality evaluation. *Eco-Environment & Health*, 1(1), 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.107116>
- Zhukov, P. I. (1965). *Ryby Belorussii* [Fishes of Byelorussia]. Nauka i Tekhnika.

Živković, D., & Jovanović, B. (2011). Spatial morphometric plasticity of spiralin *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) phenotype from the Nišava River, Serbia, Danube basin. *Biologica Nyssana*, 2(1), 67–77.

Životić, Lj., & Vuković-Vimić, A. (2022). *Soil degradation and climate change in Serbia*. UNDP.

Ђокић, М. (2015). *Нишава – Потамолошка студија* [Doctoral dissertation, University of Niš, Faculty of Geography].

Интернет извори

<https://www.cbd.int/convention/text>

<https://unfccc.int/>

<https://www.ipbes.net/>

https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030_en

<https://www.fao.org/home/en>

<https://www.icpdr.org/>

<https://www.fisheries.noaa.gov/data-tools/climate-vulnerability-assessment-tool>

<https://climateknowledgeportal.worldbank.org/>

<https://atlas-klime.eko.gov.rs/>

8. Прилози

Прилог 1. Табела са израчунатим ихтиолошким параметрима и одговарајућом надморском висином.

Реке и локалитети	Година/месец узорковања	УМАР кластери	ALT, m	P, kg/km ²	Ab, N/km	B, kg/km	L, cm	W, g	A	CF
Црновршка река – балта Бериловац	2016 Мај	0	430	0,04	40	1,6	6,7	3	2	0,86
Гокчаница	2011 Јул	0	335	0,54	140	1,56	10,64	11,14	2	0,94
Градас	2016 Новембар	0	484	0,42	180	0,86	5,89	4,78	3	1,14
Ибар – Миљина глава	2017 Август	0	733	0,12	40	0,72	11	21	2	1,22
Ивањичка Моравица – Мирковићи	2011 Јуне	0	528	0,12	120	1,12	10	10	2	1,00
Јерма	2016 Јун	0	554	0,43	225	1,9	9,68	8,44	4	0,92
Јошаничка река – испод МХЕ „Кнежевићи“	2018 Септембар	0	800	0,04	40	0,12	8,16	3,21	2	0,73
Лим – Козичко поље	2011 Јул	0	563	0,62	120	2,42	12	22	2	1,25
Луковска река	2010 Август	0	352	0,80	240	1,72	8,06	7,17	4	1,31
Мали Рзав	2011 Јун	0	384	0,71	160	1,18	9,06	7,37	2	0,86
Осаоница – ушће	2011 Октобар	0	520	0,03	60	0,12	5,83	1,97	3	0,70
Пчиња – гранични прелаз	2016 Јун	0	402	0,93	28	3,06	9,49	9,5	3	1,12
Пчиња – Викенд насеље	2016 Јун	0	454	0,47	180	1,22	6,92	6,78	2	1,18
Рзав – Роге лука	2016 Јул	0	566	0,55	220	1,6	8,66	7,27	3	1,04
Рзав – Водице	2018 Октобар	0	566	0,14	140	0,56	6,94	4	2	0,92
Семегњевска река	2018 Октобар	0	970	0,92	320	2,56	8,64	10	2	0,98
Студеница	2021 Јул	0	452	0,08	60	0,36	10,3	6	2	0,56
Студеница – манастир Студеница	2016 Април	0	383	0,06	60	0,88	9,63	14,33	3	1,02

Прилог 1. Наставак табеле.

Реке и локалитети	Година/месец узорковања	УМАР кластери	ALT, m	P, kg/km ²	Ab, N/km	B, kg/km	L, cm	W, g	A	CF
Толишница	2016 Јун	0	275	4,24	280	4,74	6,75	3,13	4	0,65
Трешњица	2017 Јун	0	441	0,06	60	0,26	6,85	3	2	0,71
Трговишки Тимок – Бараница	2017 Април	0	244	0,64	220	2,12	9,72	9,63	2	1,20
Трговишки Тимок – Бараница	2020 Јул	0	240	0,23	220	0,42	7,05	1,91	2	0,49
Рзав – Боса нога	2010 Септембар	0	330	0,84	260	1,3	8,46	5	3	0,84
Рзав – Височка бања	2017 Август	0	547	0,04	40	0,2	8,6	6	2	0,98
Вучјанка	2017 Јун	0	573	0,16	140	0,94	9,1	7	2	0,84
Западна Морава – Јелен До	2017 Јул	0	683	0,18	220	0,92	7,9	4	2	1,03
Бели Тимок – Вратарница	2017 Април	1	153	0,82	480	1,8	7,83	3,75	2	0,76
Црни Тимок – Звездан	2020 Јул	1	390	0,73	640	0,56	7,03	2,42	2	0,63
Дрина – ушће Раче	2017 Јул	1	210	0,59	500	2,92	8,25	6	2	0,82
Ивањичка Моравица – Ариље бент	2011 Јун	1	353	1,15	500	3,64	9,8	7,28	3	0,95
Ивањичка Моравица – Клисура	2020 Септембар	1	376	2,59	480	3,24	9,01	6,75	3	0,77
Јасеница – Блажнава	2010 Новембар	1	182	2,65	640	3,17	7,37	4,75	2	0,67
Јужна Морава	2017 Јун	1	231	0,89	500	2,62	8,48	5,24	3	0,77
Колубара – ушће реке Градац у Колубару	2020 Јул	1	187	1,23	480	4,68	10,25	9,75	3	0,88
Лопатница – Богутовац	2017 Јул	1	245	0,62	440	2	7,97	4,54	3	0,88
Лопатница	2021 Мај	1	245	1,17	480	1,68	7,25	3,5	2	0,78
Млава – горњи ток	2017 Септембар	1	256	0,81	540	2,12	7,29	3,93	3	0,98
Нишава – мост	2020 Август	1	205	1,09	520	2	7,07	3,85	2	0,98
Нишава – Бела Паланка	2017 Јун	1	266	1,42	360	2,42	8,56	6,72	4	1,03

Прилог 1. Наставак табеле.

Реке и локалитети	Година/месец узорковања	УМАР кластери	ALT, m	P, kg/km ²	Ab, N/km	B, kg/km	L, cm	W, g	A	CF
Обница	2020 Јул	1	192	0,66	540	1,82	7,84	3,37	3	0,69
Радоињска река – Несторовићи	2017 Јун	1	280	0,46	380	1,96	6,65	5,16	2	1,74
Рибница	2016 Јун	1	257	1,34	560	3,5	8,35	9,5	2	0,87
Рибница	2018 Октобар	1	190	0,73	540	2,82	6,93	5,22	3	1,22
Рибница	2021 Мај	1	250	1,03	620	1,64	7,26	2,65	2	0,63
Скрапеж – Врањани	2011 Јул	1	337	2,55	760	3,68	7,13	4,84	3	0,88
Студеница – мост	2021 Јул	1	287	3,54	760	4,4	9,14	5,79	3	0,61
Увац	2017 Јул	1	330	1,85	680	4,52	7,18	6,65	3	1,06
Власина	2018 Септембар	1	298	0,27	600	2,52	7,59	4,2	2	0,73
Рзав – Ариље	2011 Јун	1	334	0,97	580	2,58	7,94	7,32	3	1,23
Рзав – Боса нога	2011 Јун	1	369	0,82	600	5,44	8,86	9,06	3	1,35
Црни Тимок – Звездан	2017 Април	2	143	0,09	100	0,34	7,6	3,4	2	0,71
Дрина – Грујић аге резерват	2017 Јул	2	200	0,31	100	1,52	5,73	3,29	2	0,96
Градачка река	2016 Јун	2	231	0,25	40	0,38	10	9,5	2	0,82
Гружа – Витановац	2010 Октобар	2	187	0,04	40	0,12	5,5	2	2	0,58
Гружа – Витановац	2010 Септембар	2	187	0,06	60	0,46	9	9	2	0,90
Јабланица	2018 Октобар	2	154	0,16	100	0,58	7,75	7	2	1,14
Јабланица	2017 Мај	2	182	0,02	40	0,18	7,75	4,5	2	0,95
Јужна Морава	2017 Јун	2	188	0,02	40	0,1	7,95	2,5	2	0,56
Јужна Морава	2017 Јун	2	183	0,44	80	0,8	10,05	10	2	0,89
Јужна Морава – Грделичка	2010 Јун	2	266	0,54	60	1,44	8,66	24,13	2	1,01
Јужна Морава – Малошиште	2017 Јун	2	171	0,04	40	0,2	8	6	2	0,96
Качер	2017 Јун	2	175	0,12	140	0,46	6,86	3,28	2	0,87

Прилог 1. Наставак табеле.

Реке и локалитети	Година/месец узорковања	УМАР кластери	ALT, m	P, kg/km ²	Ab, N/km	B, kg/km	L, cm	W, g	A	CF
Колубара – ушће Обнице и Лепенице	2020 Јул	2	192	0,05	40	0,46	9,75	11,5	2	0,93
Љиг	2020 Јул	2	147	0,03	40	0,09	6,65	2,25	2	0,77
Љубовиђа	2017 Јун	2	294	0,77	120	1,28	9,66	10,66	2	1,07
Магличка река	2016 Јун	2	255	0,26	80	0,48	8,18	6	2	1,04
Рибница – Гоч	2011 Јул	2	266	0,38	120	0,88	9	7,33	2	1,01
Рибница Колубарска	2017 Јун	2	192	0,13	60	0,32	7,87	5,33	3	0,98
Топоничка река	2017 Април	2	222	0,02	40	0,1	6,75	4,5	2	1,41
Велика Морава – ушће Црнице	2017 Јул	2	148	0,18	140	0,64	7	4	2	0,95
Западна Морава – Шумарице	2016 Јул	2	191	0,16	100	0,44	8,84	4,8	2	0,65
Западна Морава – Угљарево	2016 Јул	2	189	0,12	80	0,44	8,1	4	2	0,61
Добродолска река – Зебице	2018 Октобар	3	350	4,18	1700	23,9	10,75	14,5	2	0,93
Дрина – ревер испод Перућца	2017 Јул	3	187	1,44	940	5,16	7,8	5,73	2	1,22
Ибар – Мехов крш	2011 Јун	3	814	4,41	1180	7,96	10,79	13,02	3	0,95
Ивањичка Моравица – Клисуре	2017 Август	3	365	2,68	1700	13,08	8,85	7,69	2	1,08
Јерма – Држине	2017 Јун	3	430	7,85	1080	5,02	7,95	5,32	3	0,81
Јошаничка река – изнад МХЕ „Кнежевићи“	2018 Септембар	3	613	1,19	1420	4,56	9,05	3,21	2	0,45
Катушница – испод Дабића потока	2018 Октобар	3	648	3,43	1460	6,3	8,25	4,32	2	0,54
Колубара – горњи ток	2017 Јун	3	193	6,08	1640	17	9,46	10,37	3	1,03
Коритничка река	2017 Јун	3	235	3,21	1080	5,88	7,65	5,44	3	1,08
Лужница – Грнчари	2017 Јун	3	383	5,14	1720	11,22	9,13	6,52	2	0,93

Прилог 1. Наставак табеле.

Реке и локалитети	Година/месец узорковања	УМАР кластери	ALT, m	P, kg/km ²	Ab, N/km	B, kg/km	L, cm	W, g	A	CF
Нишава – Бела Паланка	2020 Август	3	288	1,01	1120	5,12	7,57	4,57	3	0,89
Нишава – Бело поље	2017 Јун	3	396	0,95	1740	10,42	8,26	6,94	2	2,09
Обница	2017 Јун	3	155	4,01	960	7,36	8,74	7,67	2	1,04
Сврљишки Тимок	2020 Јул	3	233	32,88	860	4,32	8,25	5,02	3	0,87
Темштица	2017 Јун	3	325	7,52	900	9,48	10,08	12,11	3	0,97
Увац	2017 Јул	3	393	6,41	2240	14	7,21	6,25	2	0,91
Рзав – Шљункара	2017 Август	3	301	2,24	940	3,58	8,13	3,81	2	0,65
Бели Тимок - Минићево	2020 Јул	4	153	0,66	300	1,24	7,69	4,13	2	0,85
Црни Тимок – Гамзиградска бања	2020 Јул	4	287	0,27	400	0,82	7,425	2,05	2	0,58
Јасеница – Велико Орашје	2010 Новембар	4	72	0,15	280	2,72	8,25	10	2	1,37
Јужна Морава – Цеп	2010 Септембар	4	309	0,81	500	3,58	9,08	7,16	2	0,89
Јужна Морава – Сталаћ	2010 Септембар	4	153	0,54	200	1,52	8,3	7,6	3	1,25
Колубарска Лепеница	2017 Јун	4	162	0,34	360	2,08	8,66	5,78	2	0,87
Колубара – Ћелије	2017 Јул	4	70	0,12	260	0,8	6,07	3,08	2	1,39
Косаница	2018 Октобар	4	405	0,75	620	3,64	8	6	2	0,82
Нишава – ДИС	2017 Јун	4	140	0,63	280	1,48	8,31	3,79	2	0,87
Пчиња – Воганце	2016 Јун	4	500	0,61	300	1,5	8,55	7,61	5	0,77
Пек – доњи ток	2017 Јул	4	34	0,79	140	1,14	9,25	8,14	2	0,88
Сврљишки Тимок – Ргоште	2017 Април	4	75	0,62	200	1,12	8,17	5,6	2	0,95
Топлица – Орљански мост	2017 Јун	4	175	0,05	100	0,58	8,8	4	2	0,63
Топлица – Бања Врујци	2017 Август	4	179	0,22	180	0,86	8,21	4,78	2	0,79
Топлица – између два моста	2020 Август	4	165	0,59	200	1,08	7,96	5,4	2	0,96
Западна Морава – доњи ток	2017 Јул	4	326	1,14	360	2,76	9,02	7,67	3	0,88

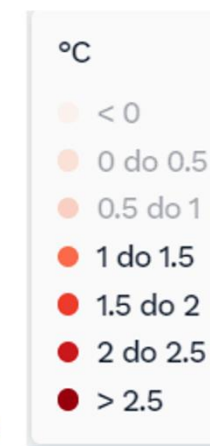
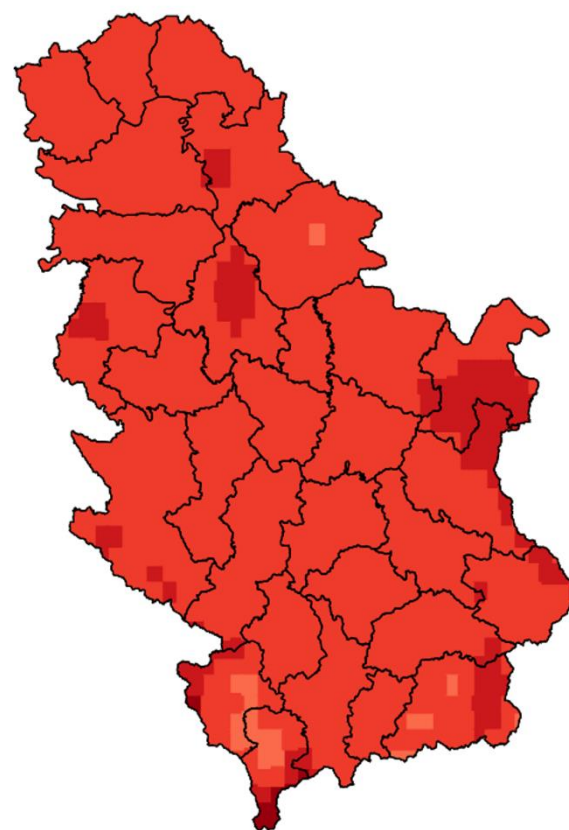
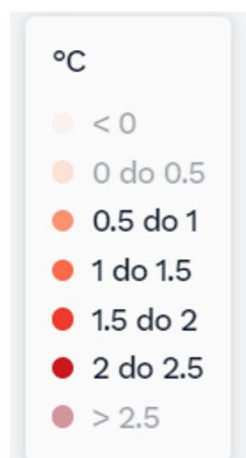
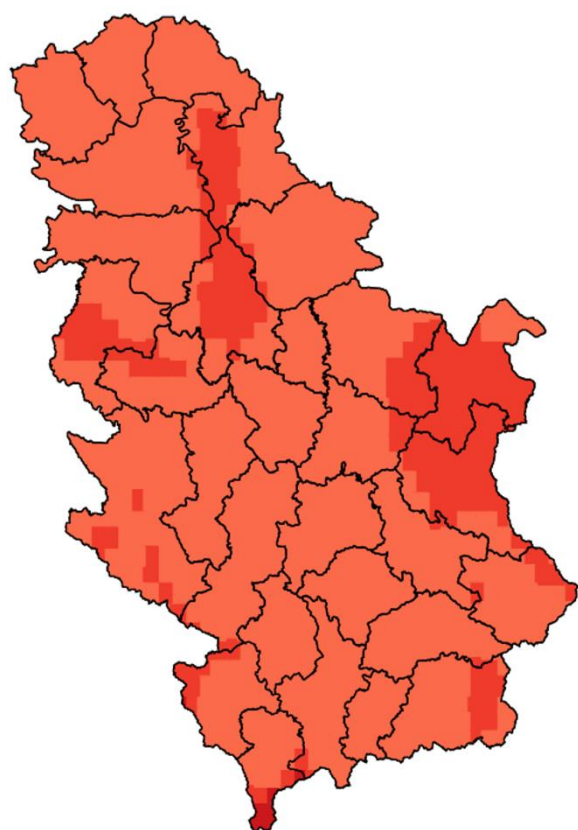
Прилог 1. Наставак табеле.

Реке и локалитети	Година/месец узорковања	УМАР кластери	ALT, m	P, kg/km ²	Ab, N/km	B, kg/km	L, cm	W, g	A	CF
Црни Тимок – Гамзиградска бања	2017 Април	5	386	0,04	40	0,08	6,6	2	2	0,42
Добродолска река – Зебице	2021 Јун	5	352	0,66	280	1,92	8,46	6,86	2	1,11
Нишава – Сићевачка клисура	2016 Септембар	5	365	0,11	220	1,24	7,77	5,63	2	1,40
Нишава – код бране	2019 Октобар	5	345	0,29	200	1,44	8,8	7,2	2	1,05
Нишава – Ћифтлик	2017 Јун	5	302	0,79	220	1,8	8,96	8,18	2	1,07
Осаоница – средњи ток	2010 Октобар	5	342	0,04	80	0,62	10,93	7,75	2	0,53
Рашка	2011 Јун	5	421	0,37	60	0,76	9,86	11,43	2	0,94
Рибница – Табановићи	2020 Јул	5	271	0,39	200	1,72	9,6	8,6	2	0,96
Скрапеж – Врањани	2017 Мај	5	420	0,81	260	1,6	8,06	6,15	2	1,09
Увац	2018 Октобар	5	330	1,03	320	1,76	7,08	8	3	1,04
Вапа – Драгојловиће	2017 Август	5	354	0,15	140	1,6	10	12	2	0,90
Брвеница – 2 km од ушћа у Ибар	2011 Јун	6	420	7,84	480	5,94	9,75	12,37	2	1,15
Гокчаница	2017 Јул	6	478	0,68	440	4,24	8,8	11	2	1,24
Ибар – Драшко поље	2020 Август	6	902	0,85	520	2,46	8,06	4,73	2	0,88
Ивањичка Моравица – Ђелов бент	2010 Септембар	6	595	0,47	580	3,21	8,37	4,53	2	0,85
Ивањичка Моравица – Ариље бент	2016 Април	6	595	2,63	540	3,67	9,5	7,66	4	0,83
Јерма (тачка 2)	2016 Јун	6	554	1,79	510	4,58	9,38	8,98	3	1,04
Катушница – Дабића поток	2019 Мај	6	745	2,33	780	7,04	9,14	7,82	2	1,00
Лим – Бродарево	2017 Јул	6	499	2,01	620	2,74	7,9	4	2	1,01
Лим – Козичко поље	2017 Јулу	6	461	4,29	740	5,34	13,7	16	2	0,79

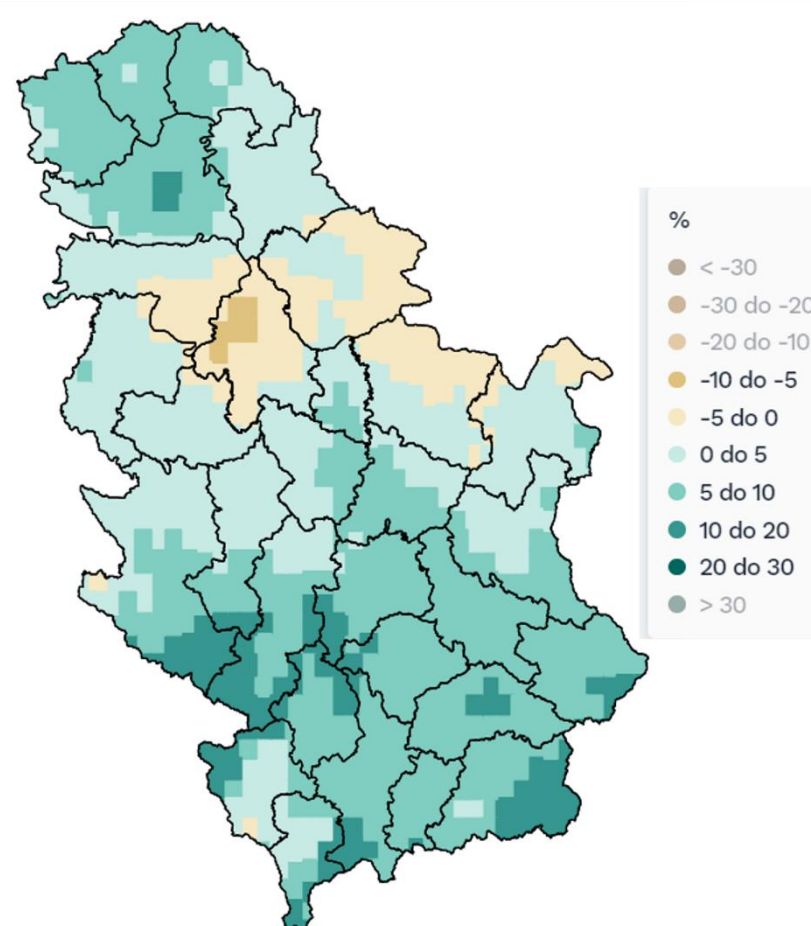
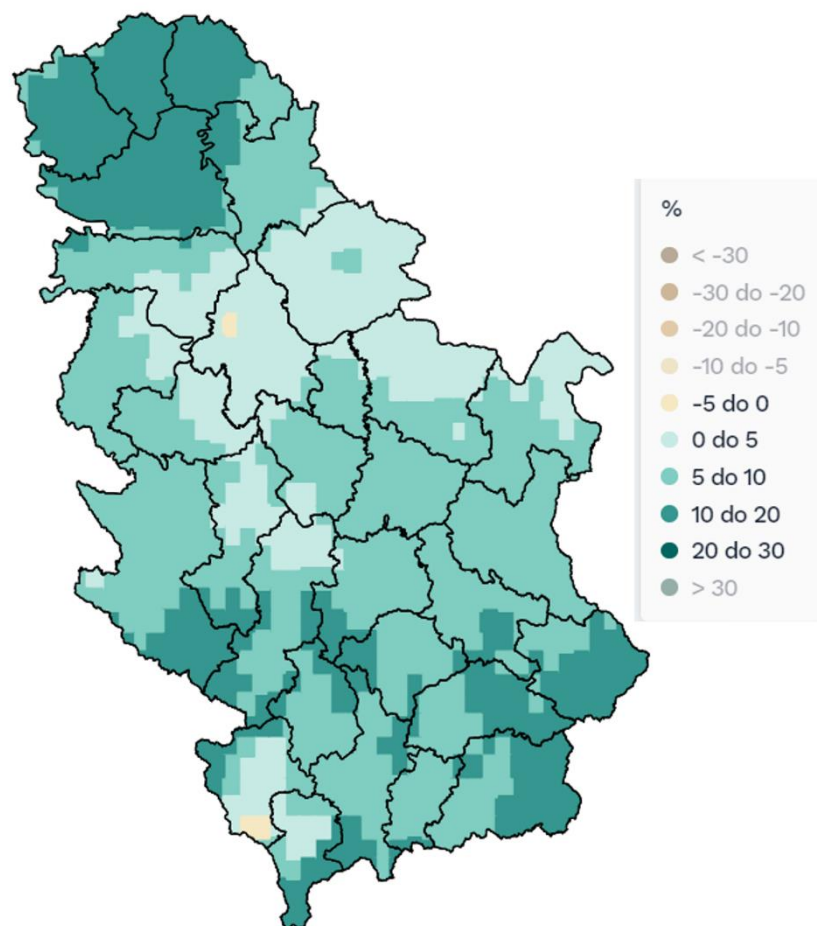
Прилог 1. Наставак табеле.

Реке и локалитети	Година/месец узорковања	УМАР кластери	ALT, m	P, kg/km ²	Ab, N/km	B, kg/km	L, cm	W, g	A	CF
Пчиња -Ново село	2017 Новембар	6	522	0,78	820	1,7	5,01	2,07	2	2,15
Рзав	2021 Септембар	6	450	1,91	500	2,76	8,09	5,52	2	0,88
Рзав – Дрежник	2011 Јун	6	446	1,69	380	2,78	7,85	2,93	4	1,14

ПРИЛОГ 2. Упоредни приказ промена темепературе ваздуха на нивоу Републике Србије према окрузима. Осмотрене промене у T_{mean} за период од 2001. до 2020. год. (лево) и од 2011. до 2020. год. (десно) у односу на референтни период од 1961. до 1990. год. су послужиле као потпора детектовању тренда и процени елемента T_{mean} у компоненти $Clim$ у склопу ESHIPPOClim модела (преузето и модификовано према Дигиталном атласу климе Србије).



ПРИЛОГ 3. Упоредни приказ промена режима падавина ваздуха на нивоу Републике Србије према окрузима. Осмотрене промене у P_{mean} за период од 2001. до 2020. год. (лево) и од 2011. до 2020. год. (десно) у односу на референтни период од 1961. до 1990. год. су послужиле као потпора детектовању тренда и процени елемента T_{mean} у компоненти $Clim$ у склопу ESHIPPOClim модела (преузето и модификовано према Дигиталном атласу климе Србије).





Article

Population Characteristics of Spirlin *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) in Serbia (Central Balkans): Implications for Conservation

Marija Jakovljević *, Marijana Nikolić, Nataša Kojadinović, Simona Đuretanović , Milena Radenković, Tijana Veličković and Vladica Simić

Department of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Kragujevac, Radoja Domanovića 12, 34000 Kragujevac, Serbia; marijana.nikolic@pmf.kg.ac.rs (M.N.); natasa.kojadinovic@pmf.kg.ac.rs (N.K.); simona.djuretanovic@pmf.kg.ac.rs (S.Đ.); milena.radenkovic@pmf.kg.ac.rs (M.R.); tijana.velickovic@pmf.kg.ac.rs (T.V.); vladica.simic@pmf.kg.ac.rs (V.S.)

* Correspondence: marija.jakovljevic@pmf.kg.ac.rs; Tel.: +381-621-828-670

Abstract: The aim of this study was to evaluate the population characteristics of spirlin, *Alburnoides bipunctatus*, in Serbia, since this small fish species is facing a severe decline in its abundance and its natural habitats in Europe. We investigated the spirlin population dynamics, including size, age structure, growth pattern, mortality, and exploitation rate. Additionally, we used the Uniform Manifold Approximation and Projection approach with the Decision Tree algorithm to investigate the influence of different environmental parameters on the population parameters to unveil which factors shape the abundance and distribution of spirlin. The results showed that the highest values of production, abundance, and biomass were estimated in sites with low temperature, optimal pH, and well-oxygenated water, even though we found them in heavily polluted waters with extremely high values of conductivity. Moreover, we observed a pattern of migratory behavior, in which spirlin migrate upstream to sites at a higher altitude in early summer and autumn. Despite the putative vulnerability and high sensitivity of spirlin populations, our results showed that the species was abundant, occurring in altered habitats (due to pollution, climate change, anthropogenic pressure, etc.).

Keywords: environmental quality; growth pattern; population dynamics; endangered fish; Uniform Manifold Approximation and Projection (UMAP); machine learning



Citation: Jakovljević, M.; Nikolić, M.; Kojadinović, N.; Đuretanović, S.; Radenković, M.; Veličković, T.; Simić, V. Population Characteristics of Spirlin *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) in Serbia (Central Balkans): Implications for Conservation. *Diversity* **2023**, *15*, 616. <https://doi.org/10.3390/d15050616>

Academic Editor: Michael Wink

Received: 3 April 2023

Revised: 26 April 2023

Accepted: 28 April 2023

Published: 1 May 2023



Copyright: © 2023 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

Among aquatic environments, freshwater ecosystems are most sensitive to environmental disturbance [1]. We are witnessing severe ecosystem damage, the loss of suitable habitats [2–4], the damming of medium and large rivers, eutrophication, thermophication, and pollution with various substances as well as the degradation of small rivers, especially in upper watercourse stretches [5]. Moreover, climate change, within permanent anthropogenic pressure, as one of the most well-known global crises, may have forceful direct and indirect effects on freshwater biota [6,7]. It is well-known that inland water conditions are closely connected to atmospheric temperature fluctuations and weather [7], so freshwater ecosystems are highly vulnerable, and their communities are experiencing significant impacts [8], especially for fish species such as ectotherms [9]. Under such pressure, fish species with high requirements for their environmental conditions and their habitats are the first to be eliminated [5,10]. Apparently, spirlin *Alburnoides bipunctatus* (Bloch 1782) is one such species, as a rheophilic and gravel-spawning species inhabiting the upper, “salmonid”, and middle parts of the river course with fast-running water [11,12]. According to Sírjová [13] and Seifali [14], spirlin is sensitive to the changes caused by the degradation of small rivers, especially from dam constructions, considering its migratory behavior [15]. In addition to the disruption of connectivity for fish migration, dams also affect the sediment and water level (the water deepens the trough) [16,17]. Habitat changes due to the regulation of riverbeds and land reclamation as well as the excavation of sand and gravel could greatly reduce the spawning places for lithophilic fish species that deposit

Science of the Total Environment 951 (2024) 175723



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

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

Assessing spirlin *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) as an early indicator of climate change and anthropogenic stressors using ecological modeling and machine learning

Marija Jakovljević^{*}, Simona Đuretanović, Nataša Kojadinović, Marijana Nikolić, Ana Petrović, Predrag Simović, Vladica Simić

Department of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Kragujevac, Serbia

HIGHLIGHTS

- Climate change amplifying the detrimental human impacts on freshwater ecosystems.
- Developing the ESHIPPOclim model for long-term assessment of multiple stressors.
- An integrated application of ecological data-driven model and machine learning.
- ML predicted spirlin as an indicator of environmental changes with 90 % accuracy.
- Spirlin's "early warning system" potential as a cost-effective management tool.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Editor: Alessandra De Marco

Keywords:

Fish as early indicators
Environmental changes
Climate change assessment
Population dynamics
AI in ecology
Ecological modeling

ABSTRACT

Combining single-species ecological modeling with advanced machine learning to investigate the long-term population dynamics of the rheophilic fish spirlin offers a powerful approach to understanding environmental changes and climate shifts in aquatic ecosystems. A new ESHIPPOclim model was developed by integrating climate change assessment into the ESHIPPO model. The model identifies spirlin as a potential early indicator of environmental changes, highlighting the interactive effects of climate change and anthropogenic stressors on fish populations and freshwater ecosystems. The ESHIPPOclim model reveals that 28.57 % of the spirlin's data indicates high resilience and ecological responsiveness, with 34.92 % showing medium-high adaptability, suggesting its substantial ability to withstand environmental stressors. With 36.51 % of the data in medium level and no data in the low category, spirlin may serve as a sentinel species, providing early warnings of environmental stressors before they severely impact other species or ecosystems. The results of uniform manifold approximation and projection (UMAP) and a decision tree show that pollution has the highest impact on the population dynamics of spirlin, followed by annual water temperature, overexploitation, and invasive species. Despite the obtained key drivers, higher abundance, dominance, and frequency values were detected in habitats with higher HIPPO stressors and climate change effects. Integrating state-of-the-art machine learning models has enhanced the predictive power of the ESHIPPOclim model, achieving approximately 90 % accuracy in identifying spirlin as

^{*} Corresponding author.

E-mail address: marija.jakovljevic@pmf.kg.ac.rs (M. Jakovljević).

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175723>

Received 15 May 2024; Received in revised form 7 August 2024; Accepted 21 August 2024

Available online 22 August 2024

0048-9697/© 2024 Elsevier B.V. All rights are reserved, including those for text and data mining, AI training, and similar technologies.

БИОГРАФИЈА

Марија М. Јаковљевић (рођ. Јеринић) рођена је 29. 01. 1993. год. у Новом Пазару. Одрасла је у Сјеници, где је завршила основну школу и гимназију са одличним просеком, као носилац Вукове дипломе. Основне и мастер академске студије биологије завршила је на Природно-математичком факултету, Универзитета у Крагујевцу, са укупном просечном оценом 9,86. Награђивана је више пута од стране факултета за постигнут изузетан успех током студирања. Носилац је престижне награде „Проф. др Радослав Жикић“ за најбољег студента у генерацији на Институту за биологију и екологију. Добитник је и награде „Доситеја“ Фонда за младе таленте у два наврата. Током 2015. године била је председник еколошко-истраживачког друштва „Младен Караман“, касније и координатор секција. Од 2016. године, волонтира и активно учествује у раду Центра за рибарство и конзервацију биодиверзитета копнених вода „Акваријум“ у Крагујевцу. Докторске академске студије, смер Биологија, уписала је 2017/2018. године, на Природно-математичком факултету у Крагујевцу, где је положила испите предвиђене планом и програмом. У истраживача-приправника изабрана је 25. 04. 2018. године, а два дана касније засновала је радни однос на ПМФ у Крагујевцу као истраживач-приправник. Четири године касније, 31. 08. 2022. године изабрана је у истраживача сарадника. У циљу унапређења свог интердисциплинарног приступа, похађала је Мастер модул Вештачка интелигенција на Универзитету у Крагујевцу.

Марија се активно бави научно-истраживачким радом. Аутор је и коаутор 28 научних публикација, и то: М21а – 1 рад, М21 – 2 рада, М22 – 1 рад, М23 – 2 рада, М24 – 2 рада, М13 – 1 поглавље у монографији од међународног значаја и 20 саопштења на међународним и националним научним скуповима (категорије М33, М34, М63 и М64).

ИЗЈАВА АУТОРА О ОРИГИНАЛНОСТИ ДОКТОРСКЕ ДИСЕРТАЦИЈЕ

Изјављујем да докторска дисертација под насловом:

„Карактеристике популација и конзервациони статус врсте *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) у воденим екосистемима Србије“

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, 05. 06. 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:
**„Карактеристике популација и конзервациони статус врсте *Alburnoides bipunctatus*
(Bloch, 1782) у воденим екосистемима Србије“**

истоветне.

У Крагујевцу, 05. 06. 2025. године,



потпис аутора

ИЗЈАВА АУТОРА О ИСКОРИШЋАВАЊУ ДОКТОРСКЕ ДИСЕРТАЦИЈЕ

Ја, Марија М. Јаковљевић,

☒

дозвољавам

☐

не дозвољавам

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

„Карактеристике популација и конзервациони статус врсте *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) у воденим екосистемима Србије“

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 дозвољавам⁵

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

⁵ 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.

-
- 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 прерада⁶

У Крагујевцу, 05. 06. 2025. године,


потпис аутора

⁶ 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/>