

Bioindikacija i biomonitoring podrazumevaju korišćenje bioloških parametara za praćenje stanja i kvaliteta životne sredine. Glavni zadatak biomonitoring programa je definisanje odgovarajućih indikatora (bioindikatora), čije će prisustvo ili odsustvo, abundantnost ili specifično ponašanje ukazati na efekte stresora na životnu sredinu i ekosisteme. Kako su merenja bioloških komponenti bazirana na živim bićima koja su adaptirana na uslove sredine u kojoj žive, biološkom procenom se može dobiti kumulativna slika uticaja životne sredine, uključujući hemijske, fizičke i biološke karakteristike. Vrste, biološki indikatori, su jedinstveni pokazatelji stanja životne sredine, koji daju signal o ekološkom statusu vodenih ekosistema. Korišćenje bioindikatora kao znaka ranog upozorenja na zagađenje ili degradaciju ekosistema, može pomoći u očuvanju kritičnih resursa. Indikatori stanja životne sredine predstavljaju brojčane vrednosti dobijene merenjem trenutnog stanja i uslova sredine određenog geografskog područja, čime se reprezentuje njegovo stanje. Prilikom izbora indikatora, treba voditi računa da budu ispunjeni sledeći kriterijumi:

1. Indikator mora biti koristan, tako da daje odgovor na postavljeno pitanje
2. Indikator mora biti objektivian, predstavljen na precizan i jasan način
3. Indikator mora biti naučno relevantan tj. da obezbeđuju tačnu procenu ključnog faktora
4. Konstantna merljivost tj. merenje sa visoko ponovljivim standardizovanim metodama i sa minimalnim greškama pri merenju
5. Indikator bi trebalo da obezbeđuje maksimalnu količinu informacija u odnosu na uloženi trud
6. Preporučljiv indikator bi trebalo da bude odgovarajući tj. da obezbedi ranu detekciju promena i mogućnosti da registruje stepen kolebanja duž skale.

Bioindikacija se može pratiti na različitim nivoima biološke organizacije, od subindividualnog (na primer, geni, ćelije ili tkiva) i individualnog, preko nivoa populacije (nivo indikatorskih taksona) do nivoa zajednice i ekosistemskog nivoa.

Termin „kvalitet vode“, odnosi se na stanje površinske vode u smislu povećanog prisustva “biogenih” soli - nutrijenata (eutrofikacija), organskih materija (saprobnost) i toksičnih supstanci (toksičnost). Istraživanja u ovoj oblasti doprinela su uspostavljanju pravne osnove u području upravljanja vodama – Okvirne direktive o vodama (ODV) Evropske Unije. ODV nudi širi ekološki pristup određivanjem ekološkog statusa¹ površinskih voda na osnovu parametara u okviru bioloških, hidromorfoloških i fizičko-hemijskih elemenata kvaliteta. Biološkim elementima kvaliteta pripadaju alge, vodene makrofite, vodeni beskičmenjaci i ribe.

Metode za bioindikaciju i bioniting su na samom početku prostim matematičkim formulacijama pokušavale da što preciznije procene stanje praćenog ekosistema. To je podrazumevalo svođenje kompleksnih informacija koju su pružali organizmi tih ekosistema na jednu promenljivu koja se predvidivo menjala duž gradijenta zagađenja. Na primer, Sladaček (1973) je na osnovu selektivnog isključivanja vrsta vodenih makrobeskičmenjaka duž gradijenta biološke potrošnje kiseonika definisao indikatore saprobnosti, intenziteta organskog zagađenja u vodi. Ovaj sistem indikatora je iskoristio Pantle i Buck-u (1955) i jednostavnom formulom definisao promenljivu koja vrednuje kvalitet vode u akvatičnom ekosistemu:

$$S = \frac{\sum s \times h}{\sum h},$$

gde je S-Saprobni indeks testiranog lokaliteta, s=saprobna vrednost *i*-te indikatorske vrste, h-frekventnost pojavljivanja *i*-te vrste. S druge strane, jedna grupa istraživača je koristila indekse diverziteta koji koriste negativnu korelisanost između specijskog diverziteta i promena sredinskih uslova (stresa). Na primer, Shannon-ov indeks diverziteta (Shannon, 1948) je široko primenjen i uzima u obzir dve komponente diverziteta bogatstvo vrsta i ekvitalnost, čija konačna vrednost opada kako raste stepen narušenosti testiranog ekosistema.

$$H = -\sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N},$$

gde je n_i broj individua *i*-te vrste a N ukupan broj individua svih vrsta.

Na primer, u okviru istog rečnog sliva, moguće je da se akvatične zajednice reka drastično razlikuju zbog stepena zagađenja. Na primer, u jednom istom slivu, zajednica

¹ Okvirna direktiva o vodama u proceni stanja vodenih ekosistema, uvodi odrednice “ekološki status” površinskih voda ili prema ODV “vodnih tela”. Termin “ekološki status” opisuje strukturu i funkcionisanje akvatičnog ekosistema, uzimajući u obzir hidrološke, morfološke, fizičke i hemijske karakteristike staništa, kao i karakteristike bioloških zajednica.

makrobeskičmenjaka koja naseljava Reku 1, vodotok bez vidljivih izvora zagađenja, je strukturirana tako ima 14 vrsta i 992 individua. S druge strane, Reka 2, koja je slične veličine i pripada istom rečnom slivu, zbog lošeg kvaliteta vode naseljena je zajednicom sa malim brojem vrsta ($S=6$) u kojoj po broju jedinki (abundantnosti) dominiraju pojedini taksoni, tolerantni na zagađenje ($N=1572$). Ovakve razlike u zajednici se reflektuju i na vrednosti indeksa diverziteta (Shannon-ov indeks), gde će loš kvalitet vode značajno smanjiti vrednost Shannon-ovog indeksa ($H_{Reka 1}=1.503$ I $H_{Reka 2}=1.01$).

U oba slučaja su korišćeni parametri koji redukuju veliki broj informacija o biološkim zajednicama i ekosistema, uspešno oslikavajući promene koje su nastale kao posledica zagađenja. Za analizu parametara i tumačenje informacija je korišćena univarijantna analiza (parametarsko i neparametarsko poređenje srednjih vrednosti, korelacioni test i regresija), koja predstavlja najjednostavniju formu statističke analize podataka. Ovaj pristup prati promenu samo jedne promenljive sa ciljem sumiranja svih podataka i prikazivanja glavnih trendova njenih promena.

Nakon ovako jednostavnog pristupa, paralelno sa razvojem statističkih tehnika, metode za bioindikacije i biomonitoringa su se sa ciljem poboljšanja preciznosti indikacije, razvijale u dva pravca: multivarijantni i multimetrički pristupi.

U multimetričkom pristupu analizirane promenljive (metričke osobine) su dobijene proračunavanjem određenih karakteristika na osnovu podataka iz takson \times uzorak matrice. Metrička osobina predstavlja karakteristiku biotičke komponente koja se predvidljivo menja usled delovanja antropogenog uticaja (Barbour et al., 1995). Neophodno je da potencijalna metrička osobina za testiranje bude ekološki relevantna za zajednicu organizama koja se proučava i da je njena osetljivost na stresore značajna i lako uočljiva. Karakteristike biotičke komponente koje se uzimaju u obzir uključuju bogatstvo ili procentualno učešće određenih taksonomskih ili funkcionalnih grupa, bogatstvo vrsta i ekvitalnost, kao i biotičke indekse bazirane na skorovima tolerancije na različite tipove zagađenja. Određene vrednosti metričkih osobina se dalje kombinuju i porede između svih uzoraka.

U multivarijantnom pristupu se uzorci porede na osnovu sofisticiranih statističkih metoda koje koriste informaciju svake vrste u zajednici. Na taj način se u dvodimenzionalnom prostoru raspoređuju i grupišu lokaliteti na osnovu sličnosti u kvalitativnom (sastav taksona u zajednici) i kvantitativnom (procentualno učešće/broj jedinki svakog taksona u zajednici) sastavu zajednice. Iako postoje velike razlike između programa multivarijantnog i multimetričkog pristupa, podaci koji se koriste za input su isti (kvalitativni i kvantitativni sastav zajednica).

Konačno, za većinu do sada predloženih metoda, bilo da se radi o multivarijantnim ili multimetričkim, postoje odgovarajući softverski paketi, što u mnogome ubrzava i olakšava njihovu primenu u rutinskom monitoringu životne sredine.

Alge kao indikatori kvaliteta vode

Procena kvaliteta tekućih površinskih voda na osnovu trofičkog dijatomnog indeksa

Alge su jednoćelijske i višećelijske eukariote koje u vodenim ekosistemima formiraju glavni put protoka materije i energije. Fotosintezom obezbeđuju kiseonik za aerobne organizme, dok se kao primarni producenti nalaze u osnovi lanaca ishrane. U okviru lotičkih i lentičkih sistema alge mogu da budu veoma raznovrsne i da naseljavaju različite hidrobiocenoze. Zajednice algi koje pripadaju planktonu i bentosu imaju najveći značaj u biomonitoringu površinskih voda. Alge su još od sredine 19. veka prepoznate kao biondikatori, a prvi put se u metodama bioindikacije koriste u sistemu saprobnosti prema Kolkwitz-u i Marsson-u (1902, 1908 i 1909). Paralelno sa tim, tekao je i razvoj trofičkog sistema klasifikacije za jezera, na osnovu algi kao bioindikatora. Ekološka opravdanost korišćenja algi kao bioindikatora promena u životnoj sredini leži u njihovoj potrebi za nutrijentima, kratkom životnom ciklusu i brzoj reprodukciji. Alge, kao primarni producenti, bivaju prve poremećene usled narušavanja ravnoteže ekosistema. Reagujući na širok spektar stresora, pružaju brz odgovor u vidu promene kvalitativnog i kvantitativnog sastava zajednice, čiji je intenzitet promene u skladu sa stepenom zagađenja ekosistema. Metode uzorkovanja algi su uglavnom standardizovane i uzorkovanje je relativno lako. Alge su, takođe, poznate i kao bioakumulatori pesticida i teških metala, ali njihova primena u te svrhe do sada nije ušla u rutinske monitoring programe.

Dominantnu grupu u fitobentosu slatkovodnih ekosistema čine silikatne alge (Bacillariophyta), koje su najčešće korišćene u biomonitoringu reka i ušle su u rutinsku analizu kvaliteta lotičkih sistema. Silikatne alge su našle primenu i u paleolimnološkim studijama. Za razliku od ostalih algi, njihov ćelijski zid je gotovo u potpunosti neorganskog sastava, sačinjen od silicijum dioksida, tako da promene bitnih ekoloških parametara kroz vreme mogu da se prate na osnovu sastava zajednice u sedimentu.

Glavna prednost bentosnih silikatnih algi u odnosu na ostale bioindikatore u vodi je što su široko rasprostranjene i konstantne na prostornoj (od čistih izvora do zagađenih reka) i vremenskoj skali (prisutne tokom svih sezona). Kratki životni ciklus, koji se broji satima ili danima, omogućava njihov brzi odgovor na promene stanja akvatičnog ekosistema. Pokazuju osetljivost na širok spektar stresora i pružaju veliki broj informacija o stanju životne sredine, s obzirom da su njihovi ekološki zahtevi bolje poznati nego za većinu drugih grupa vodenih organizama. Takođe, u širokoj upotrebi je OMNIDIA program za izračunavanje dijatomnih indeksa, koji značajno olakšava praćenje promena u ispitivanim vodenim ekosistemima.

Imajući u vidu njihovu funkciju u akvatičnim ekosistemima, silikatne alge su se pokazale kao dobri indikatori eutrofizacije, procesa povećanja koncentracije neorganskih soli u vodi. Takođe, njihovo prisustvo u sistemima saprobnosti je zabeleženo sa dugačkim

spiskom vrsta, poznate tolerancije na organsko zagađenje. Ako se uzme u obzir da je saprobnost intenzitet heterotrofne aktivnosti, uključivanje algi u mnoge liste saprobnih organizama, dovodi do mogućeg preklapanja sa indikacijom trofičnosti, zbog čega su u procesu revizije ovih metoda oni isključeni. Osim navedenog, silikatne alge su efikasne i u indikaciji saliniteta, acidifikacije, promene pH, koncentracije aluminijuma i rastvorenog organskog ugljenika (DOC).

Jedan od najčešće korišćenih indeksa u rutinskom monitoringu je Trofički dijamni indeks (TDI). Indeks je razvijen za vodotokove u Velikoj Britaniji sa glavnim ciljem detekcije eutrofizacije u lotičkim sistemima u koje se ulivaju kanalizacione otpadne vode. Glavna prednost ove metode u odnosu na ostale, je što ova metoda omogućava praćenje dve vrste promena u zajednici i to: 1) kvalitativne i 2) kvantitativne promene izazvane eutrofizacijom i porast brojnosti pokretnih taksona u zajednici koji su rezistentni na povećano prisustvo organskih materija.

Trofički dijamni indeks se bazira na Zelinka i Marvan (1961) indeksu saprobnosti valence:

$$TDI = \frac{\sum_{j=1}^n a_j s_j v_j}{\sum_{j=1}^n a_j v_j}$$

gde je a_j =abundantnost ili proporcija valvi j-te vrste u uzorku, s_j =osetljivost vrste na zagađenje (1-5) i v_j =indikatorska vrednost (1-3). Vrednosti senzitivnosti (s) su definisane na osnovu koncentracije rastvernog fosfora u vodi i prisustva taksona i skalirane su na sledeći način:

1=veoma niska koncentracija nutrijenata;

2=niska koncentracija nutrijenata;

3=umerena koncentracija nutrijenata;

4=visoka koncentracija nutrijenata;

5=veoma visoka koncentracija nutrijenata.

Nekoliko taksona (Prilog 2) za senzitivnost poseduje vrednost 0 što se tumači kao nedovoljna količina informacija o ekološkim profilima vrste. U ovu grupu se uključuju i taksoni koji pripadaju planktonu i koji se ne koriste pri izračunavanju konačne vrednosti TDI. Iz prethodne matematičke formulacije, vrednost indeksa zapravo predstavlja srednju vrednost osetljivosti taksona („weighted mean sensitivity” – „WMS”), a koja varira od 1 (lokaliteti sa veoma niskom koncentracijom nutrijenata) do 5 (lokaliteti sa veoma visokom koncentracijom nutrijenata). Konačna vrednost TDI-a je izražena reskaliranjem WMS-a na opseg od 0 do 100 sledećom relacijom:

$$TDI = (WMS * 25) - 25$$

WMS se može računati preko broja valvi ili procentualnog učešća taksona u uzorku. Spisak senzitivnih taksona silikatnih algi sa indikatorskim vrednostima je predstavljena u Prilogu 2.

Tabela 1 Vrednosti TDI se kreću od 0 do 100, a podela tekućih voda prema stepenu trofije je sledeća:

Vrednost TDI	Stepen trofije
< 35	Oligotrofne vode
35-50	Oligo-mezotrofne vode
50-60	Mezotrofne vode
60-74	Eutrofne vode
> 75	Hipertrofne vode

Konačno, nakon izračunavanja vrednosti TDI potrebno je izračunati procenatualnu zastupljenost pokretnih taksona (%PT), sledećom relacijom:

$$\% \text{pokretnih taksona} = \frac{\text{Broj pokretnih taksona u uzorku}}{\text{Ukupan broj taksona u uzorku}} * 100$$

Parametar %PT se koristi za tumačenje TDI. Istraživanja ukazuju da forme rasta bentosnih silikatnih algi mogu da ukažu na faktore koji utiču na sastav zajednice. U gornjim tokovima reka dominiraju forme pričvršćene za supstrat celom površinom ili apikalno, što im omogućava da izdrže fizičke pritiske, kao što su jaka struja ili konzumiranje od strane herbivora. Povećanje udela pokretnih taksona u zajednici silikatnih algi povezuje se sa preovlađujućim supstratom sitne frakcije (sitna pesak, mulj), jer ovi taksoni imaju sposobnost da izbegnu zatrpavanje sedimentom. Prema autorima indeksa, blizina odvijanja oksido-redukcionih procesa u sedimentu uz relativno visoke koncentracije organske materije favorizuje evoluciju osobina kao što su tolerantnost na toksine i sposobnost fakultativne heterotrofije u okviru pokretnih taksona. Dakle, promene u distribuciji taksona bentosnih silikatnih algi od izvora do ušća mogu da se pripisuju različitim ekološkim uslovima. S obzirom da TDI indeks ukazuje na stepen trofičnosti, odnosno koncentraciju nutrijenata, parametar %PT je uveden da bi se imao bolji uvid u promene u sastavu i strukturi zajednice izazvane drugim faktorima.

Parametar %PT primarno ne pokazuje organsko zagađenje test lokaliteta, već je mera pouzdanosti TDI indeksa: ukoliko je %PT<20%, TDI pouzdano indikuje određeni stepen eutrofikacije na test lokalitetima (za eutrofikaciju je presudna koncentracija nutrijenata, tj. organsko zagađenje je odsutno ili veoma malo utiče na eutrofikaciju) i ukoliko je %PT>20, organsko zagađenje ima uticaja na eutrofikaciju.

Zbog lakše prostorne analize rezultata, dobijene vrednosti test lokaliteta se raspoređuju u 2d-mreži na osnovu dva kriterijuma, vrednosti TDI (y-osa) i %PT (x-osa (slika 2.1)). Četiri horizontalne kategorije se odnose na količinu organskog opterećenja u odnosu na proporciju pokretnih valvi:

<20% – bez značajnog organskog zagađenja;

21-40% – postoji umereno organsko zagađenje;

41-60% – organsko zagađenje značajno doprinosi eutrofikaciji testiranih lokaliteta;

>61% – visoka kontaminacija organskim polutantima.

Nakon definisanja prostornog rasporeda lokaliteta na 2d-mreži, strelicama se povezuju geografski susedni lokaliteti kako bi se odredio obrazac njihovog kretanja na mreži. Vertikalna pomeranja indikuju promene u TDI, odnosno promene zajednice kao posledice povećanja ili smanjivanja koncentracije nutrijenata. Sa druge strane, horizontalna pomeranja se tumače kao promene izazvane drugim faktorima (organsko zagađenje). Najčešća pomeranja test lokaliteta su dijagonalna, upućujući na kombinaciju sredinskih faktora koji deluju na struktuiranje zajednica bentosnih silikatnih algi.

Procena kvaliteta vode reke Save na osnovu Trofičkog dijametnog indeksa (TDI)

PRIMER: Izračunati promenu stepena trofičnosti duž longitudinalnog gradijenta reke Save pomoću Trofičkog dijametnog indeksa (TDI). Na 10 različitih lokaliteta (slika 2.2) uzorkovana je zajednica bentosnih silikatnih algi, čiji je kvalitativni i kvantitativni sastav predstavljen u tabeli 2.1. Koristeći podatke iz tabele 2.1 i Priloga 2 izračunati vrednosti TDI za svih deset test lokaliteta i grafički ih predstaviti na 2d grafikonu (slika 2.1).

Tabela 2 Kvalitativni i kvantitativni sastav zajednica silikatnih algi na test lokalitetima reke Save.

VRSTA/LOKALITET	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Broj taksona po lokalitetu	27	30	28	42	34	31	31	34	36	32
Broj valvi po lokalitetu	512	529	519	482	605	575	514	518	504	530
<i>Achnanthydium pyrenaicum</i> (Hustedt) Kobayasi	72	104	11	16	121		10			
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	12	3	96	41	4	17	10	21	68	
<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve in Cleve & Jentzsch	3									
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	9	3	8	7	27		14		39	1
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	8	3	3							
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grunow	48	13	16	20	31	38	30	3	18	5
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>klinoraphis</i> Geitler	14									
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehr.)Van Heurck	33	9	6	5	9	2	5		5	
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot	139	2	21	4		6	7	4	6	
<i>Cymbella excisiformis</i> Krammer	8									
<i>Diatoma ehrenbergii</i> Kützing	17									
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing ssp. <i>moniliformis</i>	1									
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	7	5	7	10	7		2		1	2

<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyngbye) Schmidt var. <i>geminata</i>	2	2						
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch D.G. Mann	8	7	3		3			2
<i>Encyonema ventricosum</i> (Agardh) Grunow	18	26	3	3				
<i>Fragilaria acus</i> (Kützing) Lange- Bertalot	1				1			
<i>Fragilaria austriaca</i> (Grunow) Lange- Bertalot	4	2						
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot	2					1		
<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>rigidum</i> Reichardt & Lange-Bertalot	16							
<i>Gomphonema</i> <i>tergestinum</i> (Grunow) Schmidt in Schmidt & al.	21	1	1					
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	3							
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	9	6	2	7		4		
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	18	2	91	11	10	3	4	1
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	10	22	43	22	43	1		
<i>Planothidium</i> <i>lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange- Bertalot	2							
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	27	7	3	2	3			

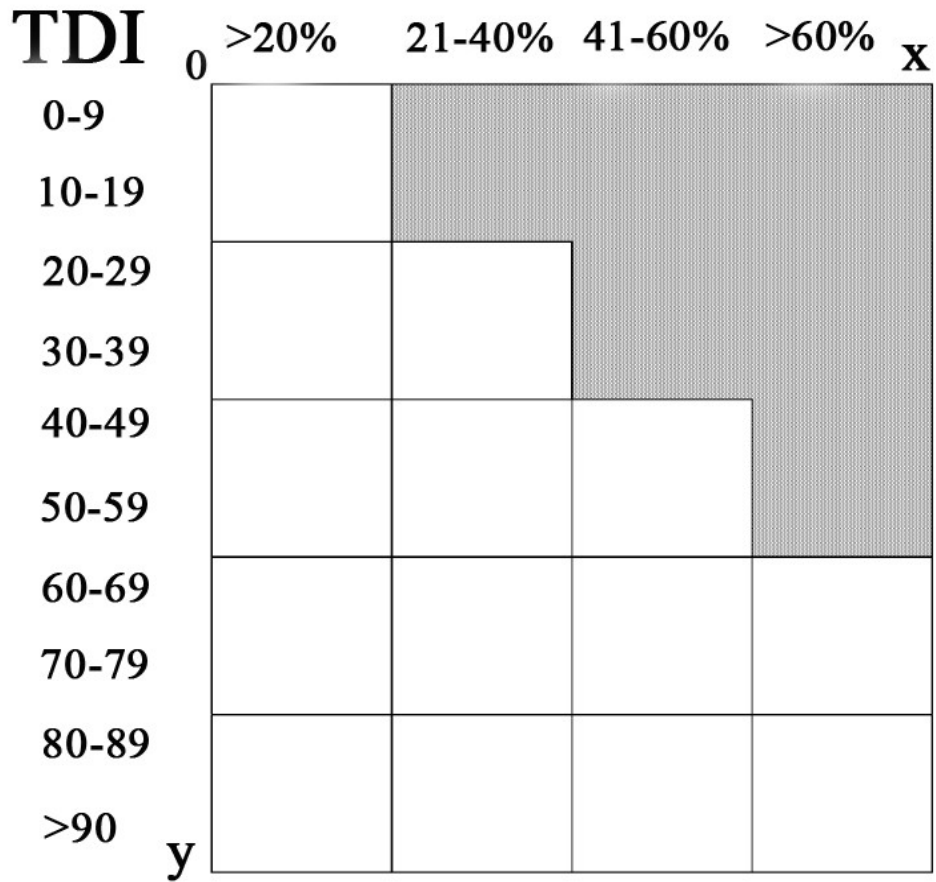
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	236	17	43	22					
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	2	4						10	
<i>Caloneis lancettula</i> (Schulz) Lange-Bertalot & Witkowski	2		3					3	
<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer	1							1	
<i>Cymbella compacta</i> Østrup	1								
<i>Denticula tenuis</i> Kützing	33		4						
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G. Mann	29								
<i>Encyonema prostratum</i> (Berkeley) Kützing	1								
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres	2	7							
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	1		1					1	
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	1	2	5	2	8		3	6	
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow ssp. <i>dissipata</i>	2	2	5	1	3	3	4	2	2
<i>Planothidium dubium</i> (Grunow) Round & Bukhtiyarova	1								
<i>Achnantheidium subatomus</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	74	13	203						
<i>Encyonema auerswaldii</i> Rabenhorst	1								
<i>Gomphonema minutum</i> (Ag.) Agardh f. <i>minutum</i>	2		6						

<i>Gyrosigma sciotoense</i> (Sullivan et Wormley) Cleve	2							
<i>Navicula antonii</i> Lange- Bertalot	19	5	1	10	8	5	65	
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	21	29	17	4				
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	50	32	25	141	6	11	15	3
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	4			1		1		7
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	2							
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson in Brébisson & Godey) W.Smith var. <i>apiculata</i> (W.Smith) Ralfs	3							
<i>Cymbella excisa</i> Kützing	3	10	1					2
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	8	3			2	3		3
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange- Bertalot	44	2	50	30	74	15	6	
<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Moser Lange-Bertalot & Metzeltin	3	3	48	14	38	6	30	
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) Petersen	2							
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	3	1						
<i>Gyrosigma kuetzingii</i> (Grunow) Cleve	3		2	5	1	4	2	
<i>Halumphora montana</i> (Krasske) Levkov	5				60	26	36	
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehr.) Lange-	4							

BertalotMetzeltin & Witkowski							
<i>Mayamaea atomus</i> var. <i>permitis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	22	4	7	18		12	
<i>Navicula caterva</i> Hohn & Hellerman	6						
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	3	1					
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	1			2	4		
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	3	1	8	1	6		
<i>Navicula veneta</i> Kützing	2			12			
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	4	1	4	14		5	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	23	8		8	6	9	15
<i>Nitzschia sinuata</i> (Thwaites) Grunow var. <i>tabellaria</i> (Grunow) Grunow	6						
<i>Nitzschia solgensis</i> Cleve-Euler	90						
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkowsky	2	2	5				
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer et Lange-Bertalot	1						2
<i>Amphora copulata</i> (Kütz) Schoeman & Archibald		1			1	4	
<i>Cymbella lanceolata</i> (Agardh) Agardh		2					
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot		1		2			

<i>Navicula rostellata</i> Kützing	1	2	46	5	13	23
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	5		45	143	25	7
<i>Reimeria uniseriata</i> Sala Guerrero & Ferrario	3	2		7	14	
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	3		24		9	3
<i>Gyrosigma obtusatum</i> (Sullivan & Wormley) Boyer		1				7
<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange- Bertalot		51	16	4		
<i>Mayamaea cahabaensis</i> E.A. Morales et K.M. Manoylov		40	45	4		
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt		2		3	3	18
<i>Placoneis symmetrica</i> (Hustedt) Lange- Bertalot		7				
<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann		124	127	38	29	17
<i>Luticola ventricosa</i> (Kützing) D.G. Mann			1			
<i>Navicula erifuga</i> Lange- Bertalot			3	14	14	8
<i>Navicula recens</i> (Lange- Bertalot) Lange-Bertalot			6	6	2	19 8
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg			3		5	
<i>Diatoma problematica</i> Lange-Bertalot				1		1
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) D.G.Mann				6	5	

<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	12	2
<i>Achnantheidium latecephalum</i> Kobayasi		13
<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson		7
<i>Navicula upsaliensis</i> (Grunow) Peragallo		26
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow		4
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing		40
<i>Navicula germainii</i> Wallace		1
<i>Navicula simulata</i> Manguin		16
<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch		47
<i>Nitzschia filiformis</i> var. <i>conferta</i> (Richter) Lange-Bertalot		8
TDI		



Slika 1. 2d-mreža vizualizacije prostornog rasporeda test lokaliteta u odnosu na vrednosti TDI (y osa) i procenat pokretnih taksona silikatnih algi (%PT) (x osa)

Vaskularne biljke kao indikatori kvaliteta vode

Bioindikacija trofičnosti stajaćih vodenih ekosistema

Vaskularne biljke, pored ostalih akvatičnih grupa, predstavljaju vredne bioindikatore ekološkog statusa površinskih voda. Osnovna prednost u korišćenju ove grupe organizama u bioproceni je lako uzorkovanje zbog makroskopskih veličina individua dok niski taksonomski diverzitet olakšava njihovu identifikaciju. Oba kriterijuma značajno ubrzavaju proces uzorkovanja i analize podataka i stvaraju mogućnost konstruisanja rutinskog monitoring programa. Još jedna prednost vaskularnih hidrofita je pružanje, ne samo informacija o antropogenom pritisku, već i onih vezanih za fizičko-hemijske uslove i morfološke karakteristike akvatičnih ekosistema. S druge strane, dug životni ciklus i visok stepen tolerancije na kratkotrajne promene sredinskih promenljivih značajno smanjuju indikatorsku efikasnost ove grupe akvatičnih organizama. Limitirana distribucija vaskularnih biljaka, ograničena pojedinim fizičkim faktorima (nedovoljna osvetljenost i brz protoka vode) i zaustavljanje metaboličkih aktivnosti tokom zimskog perioda dodatno komplikuje dizajn uzorkovanja i njihovu uspešnu implementaciju u programe bioprocene akvatičnih ekosistema. Neorganski nutrijenti, kao što su soli azota i fosfora, osnova su za normalno funkcionisanje vodenih ekosistema. Međutim, ove soli, u većim koncentracijama od prirodnih, mogu da budu veoma opasne jer podstiču pojačan rast algi i akvatičnih makrofita. Visoka primarna produkcija vodenih algi i biljaka vodi ka povećanju ukupne produkcije vodenog ekosistema, kao odgovor na povećane količine dostupnih nutrijenata. Kao što je pomenuto u prethodnoj vežbi, ovakva pojava se označava kao **eutrofizacija**. Važno je istaći da je eutrofizacija sve prisutniji problem današnjice, jer ne samo da se u ovom procesu degradira hemijski kvalitet vode, već dolazi do promene strukture akvatičnih zajednica i posledičnog smanjenja upotrebne vrednosti vode. Prema stepenu produkcije, vodeni ekosistemi se mogu grupisati u:

- **Oligotrofne krečnjakom siromašne** - vodeni ekosistemi koji imaju minimalni nivo nutrijenata, bistru i providnu vodu, i kiselu reakciju sredine ($\text{pH} < 5$);
- **Oligotrofne krečnjakom bogate** - vodeni ekosistemi koji imaju minimalni nivo nutrijenata, bistru i providnu vodu, i baznu reakciju sredine ($\text{pH} > 7.5$);
- **Mezotrofne** - umereno produktivni vodeni ekosistemi;
- **Eutrofne** - vodeni ekosistemi sa dosta hranljivih materija, pa je i organska produkcija velika, prozirnost vode mala, kiseonik u nedostatku, a na dnu nataložene velike naslage mulja i detritusa;
- **Distrofne** - vodeni ekosistemi veoma siromašni hranljivim materijama, a bogati humusnim kiselinama ($\text{pH} < 5$);
- **Hipertrofne** – vodeni ekosistemi sa veoma visokom količinom hranljivih materija, nepredvidivim i ekstremnim oscilacijama ekoloških faktora, pre svega kiseonika i temperature, te su zbog toga veoma nestabilni.

Eutrofizacija je u osnovi prirodan proces koji se javlja u jezerskim ekosistemima, u kome jezera, ali i sporo tekuće reke, tokom kraćeg ili dužeg vremenskog perioda od oligotrofnog prelaze u eutrofni trofički status. Oligotrofno jezero se tokom vremena menja, gde, zbog taloženja različitih materija (nanosi pritoka, organski otpad, nanosi vetra), može doći do

izdizanja njegovog dna. Tada se dubina vode smanjuje a temperatura povećava. Takođe se menja i svetlosni i gasni režim što pospešuje razvoj planktona, a sa smanjenjem dubine priobalna vegetacija se širi prema centru vodenog basena. U navedenom procesu, postepeno od oligotrofnog postaje mezotrofnog i na kraju eutrofnog jezera, od koga dalje nastaje močvara, i konačno neki vid terestričnog ekosistema. Opisani proces se naziva jezerska sukcesija i predstavlja prirodno starenje i pretvaranje jezera u terestrični klimato geni ekosistem.

Međutim, antropogeni uticaj može da ubrza proces eutrofizacije ispuštanjem vode bogate neogranskim solima kao što su soli azota i fosfora, preko različitih izvora: ljudski i životinjski izmet (kanalizacija, farme životinja), biljni ostaci, veštačka mineralna đubriva sa poljoprivrednih površina. U slučaju antropogeno potpomognute eutrofizacije (eutrofikacije) sve promene u vodenom ekosistemu koje se dešavaju, odvijaju se naglo i mnogo brže, pa vodeni organizmi ne mogu da se prilagode, što dovodi do nestanka osetljivih vrsta, pada diverziteta i povećanja nestabilnosti celog ekosistema.

Indeks za procenu trofičnosti jezerskih ekosistema Srbije (LIMNIS)

Dosada je razvijen veliki broj indeksa trofičnosti zasnovanih na prisustvu i abundance makrofita u akvatičnim ekosistemima: Ellenberg-ova N vrednost (Ellenberg, 1979; Ellenberg et al., 1992), IBMR indeks (the Macrophyte Biological Index for Rivers -IBMR) (Haury et al., 2006), MIR indeks (the Macrophyte Index of Rivers -MIR) (Szoszkiewicz et al., 2010), MTR indeks (the Mean Trophic Rank-MTR, the Species Trophic Rank -STR) (Dawson et al., 1999), TIM indeks (the Trophic Index of Macrophytes -TIM) (Schneider and Melzer, 2003). Ellenberg-ova N indeks reflektuje generalnu potrebu biljaka za nutrijentima na području Srednje Evrope I dosada je više puta kalibrisan za druge delove kontinenta, uključujući LIMNIS indeks za stajaće vode na području Srbije (Laketić et al., 2013). MIR indeks je razvijen za rečne sisteme u Britaniji ali se pokazao kao veoma uspešani u drugim delovima Evrope (Brabec et al., 2006). U okviru ovog indeksa se svakoj makrofitnoj vrsti dodeljuje STR vrednost (Species Trophic Rank) koja predstavlja stepen tolerancije datog taksona na eutrofizaciju staništa. Na području Francuske je u upotrebi IBMR indeks koji predstavlja stepen organskog opterećenja/ zagađenja rečnih sistema (Haury et al., 2006). Za područje Poljske je razvijen MIR indeks (Szoszkiewicz et al., 2010) za koji je utvrđeno da osim što jasno koreliše sa trofičkim statusom reka, odlično reflektuje i hidromorfološke karakteristike staništa (Gebler et al., 2017; 2018). Za iste potrebe je u Nemačkoj kreiran TIM indeks (Schneider and Melzer, 2003).

Pregled pojedinačnih vrednosti vrsta duž trofičkog gradijenta navedenih indeksa eutrofizacije je dat u Tabeli X.

Procena trofičkog statusa reka

TIM indeks se izračunava prema sledećoj formuli:

$$TIM = \frac{\sum_{n=1}^n IVaWaQa}{\sum_{n=1}^n WaQa}$$

gde IVa predstavlja indikatorsku vrednost vrste a , Wa je težinski faktor vrste a dok Qa predstavlja abundancu (kvantitet) vrste a .

Za dobijene vrednosti TIM indeksa se primenjuje sledeća klasifikacija:

$1,00 \leq TIM < 1,45$	oligotrofno
$1,45 \leq TIM < 1,87$	oligo-mezotrofno
$1,87 \leq TIM < 2,25$	mezotrofno
$2,25 \leq TIM < 2,63$	mezo-eutrofno
$2,63 \leq TIM < 3,05$	eutrofno
$3,05 \leq TIM < 3,50$	eu-hipertrofno
$3,50 \leq TIM \leq 4,00$	hipertrofno

IBMR indeks se računa prema sledećoj formuli:

$$IBMR = \frac{\sum Ei * Ki * Csi}{\sum Ei * Ki}$$

Gde je Csi indikatorska vrednost vrste i kreće se u rasponu od 0 (visok stepen organskog zagađenja) do 20 za oligotrofna područja. Ei predstavlja širinu ekološke valence određene vrste u odnosu na trofičnost vode. Vrste sa širokom amplitudom imaju Ei vrednost 1, dok sevrste sa Ei vrednošću 3 javljaju isključivo u jednoj klasi trofičnosti. Ki predstavlja abundancu određene vrste.

MTR indeks se računa na osnovu trofičkog indeksa pojedinačnih vrsta (*Species Trophic Rank-STR*), koji se kreće u rasponu od 10 do 100, pri čemu niže *STR* vrednosti korespondiraju sa porastom eutrofikacije.

MTR indeks se izračunava preko formule:

$$MTR = \frac{\sum CVS}{\sum SCV}$$

SCV (*Species Cover Value*) - abundanca za indikatorske vrste

CVS (*Cover Value Score*) – proizvod abundance i vrednosti *STR* za indikatorske vrste. Vrednosti *MTR* indeksa veće od 65 indiciraju staništa koja nisu eutrofna, dok vrednosti ispod 25 odgovaraju izuzetno eutrofnim staništima. U rasponu vrednosti *MTR* indeksa između 25 i 65 postoji veći ili manji rizik za eutrofikaciju staništa (**Holmes i saradnici, 1999**).

MIR indeks se računa prema izrazu:

$$MIR = \frac{\sum_i l_i * w_i * p_i}{\sum_i w_i * p_i},$$

Gde je l_i indikatorska vrednost određene vrste, N ukupan broj vrsta, p_i - abundance vrste, w_i - ekološka valenca vrste u odnosu na trofički status staništa (1-široka ekološka amplituda, 3-uska ekološka amplituda).

Vrednosti MIR indeksa ukazuju na kvalitet i stepen degradacije rečnog staništa u smislu trofičnosti. Opseg vrednosti se kreće između 10 za najdegradiranije ekosisteme do 100 za prirodna netaknuta rečna staništa.

Procena trofičkog statusa jezera

Za područje Srbije, jezera u srednjem delu sliva reke Dunav, razvijen je razvijen je LIMNIS indeks (Lake Macrophyte Nutrijent Index of standing waters in Serbia) za procenu statusa trofičnosti. Ovaj indeks je nastao kalibracijom Ellebergove N vrednosti na osnovu vegetacijske baze podataka datog područja.

Vrednost LIMNIS indeksa se izračunava prema sledećem obrascu:

$$LIMNIS = \frac{\sum_i C_{ij} \cdot MSI_i}{\sum_i C_{ij}},$$

pri čemu je MSI vrednost trofičkog skora određene vrste, a C_{ij} ocena brojnosti vrste u uzorku (vegetacijskom snimku). LIMNIS indeks za ceo jezerski ekosistem se dalje računa kao srednja vrednost LIMNIS indeksa za sve vegetacijske snimke u okviru datog ekosistema.

Prema Laketić i sar. (2013) predložene su sledeće granične vrednosti LIMNIS indeksa prilikom dodeljivanja stepena trofičnosti:

- oligo-mezotrofna jezera-LIMNIS<5.54
- mezotrofna jezera-LIMNIS 5.54 – 6.62
- eutrofna jezera- LIMNIS>6.62

TI indeks za jezera (Trophic indices) (Penning et al., 2008) zasniva se na odnosu broja i abundance senzitivnih u odnosu na tolerantne vrste na eutrofizaciju. Testiran je i validiran na setu od preko 1000 jezera sa područja čitave Evrope (Penning et al., 2008). Računa se prema sledećem obrascu:

$$TIC = \frac{Ns - Nt}{N} * 100$$

Gde je N ukupan broj vrsta, uključujući indiferentne, N_s broj senzitivnih, a N_t broj vrsta tolerantnih na eutrofizaciju.

Isti indeks (TIa) je moguće izračunati uzimajući u obzir abundacu senzitivnih (A_s) i vrsta tolerantnih na eutrofizaciju:

$$TIa = \frac{\sum A_s - \sum A_t}{\sum_i A} * 100$$

Gde je $\sum_i A$ ukupna abundanca svih vrsta, uključujući i indiferentne.

Određivanje stepena trofičnosti jezerskih ekosistema na osnovu makrofita

PRIMER: Izračunati LIMNIS i TI indeks, skorovanjem prisutnih hidrofita za sledeće jezerske ekosisteme i dodeliti im stepen trofije prema skali koju su predložili Laketić i sar. (2013).: Rezultate upisati u tabelu 3.6. Kvalitativni i kvantitativni sastav makrofitskih zajednica dat je u Tabelama 3.3; 3.4; 3.5.

1. Jezero Arkanj, na području specijalnog rezervata prirode „Koviljsko-petrovaradinski rit”, koji se nalazi u prvom stepenu zaštite. Ovo fluvijalno jezero se nalazi u plavnom nebranjenom području Dunava pod minimalnim antropogenim pritiskom. Prirodan hidrološki režim koji podrazumeva poplavni talas na početku uspostavljanja makrofitske vegetacije, u toku juna i početkom jula, ima za posledicu održavanje povoljnog trofičkog statusa i visokog specijskog bogatstva i diverziteta akvatične vegetacije.

Tabela 3 Kvalitativni i kvantitativni sastav makrofitskih zajednica sa 12 vegetacijskih površina na jezeru Arkanj

Vrste	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
<i>Myriophyllum spicatum</i>	1	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0	0	0	0	1	2	2	2	0	0	0	0
<i>Lemna minor</i>	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Spirodela polyrhiza</i>	3	3	2	1	1	1	2	2	0	1	1	1
<i>Salvinia natans</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sium latifolium</i>	0	0	1	1	2	2	0	0	1	0	0	0
<i>Potamogeton x fluitans</i>	0	0	0	0	0	0	3	3	0	2	3	3
<i>Salix alba</i>	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0
<i>Nymphoides peltata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	2
<i>Nymphaea alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Polygonum amphibium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	3
<i>Limosella aquatica</i>	0	0	0	0	0	2	2	2	0	2	2	1
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Filamentoznealge</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Nuphar lutea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lemnatisulca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamogeton acutifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamogeton crispus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elodea nuttallii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

2. Jezero Provala je fluvijalno jezero duboko oko 18 m koje je formirano 1924 god. u blizini Vajske, nakon velike poplave Dunava koji je probio nasip i izdubio basen ovog jezera. Jezero se danas nalazi značajno udaljeno od glavnog toka Dunava i sa njim nema direktnu vodenu vezu. Antropogeni pritisak je na ovom lokalitetu izražen i prisutan

tokom cele godine, što ima za posledicu ubrzanu eutrofizaciju, smanjenje specijnog bogatstva hidrofita, koje bivaju vremeno zamenjene emerznom vegetacijom.

Tabela 4 Kvalitativni i kvantitativni sastav makrofitskih zajednica sa 12 vegetacijskih površina na jezeru Provala

Vrste	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>Phragmites australis</i>	2	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
<i>Mentha aquatica</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Solidago canadensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filamentoznealge</i>	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>Nymphoides peltata</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	0	2	2	3
<i>Butomus umbellatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eleocharis palustris</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salix alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

3. Jezero Dobrodol predstavlja akumulaciju izgrađenu na Fruškoj Gori za potrebe kontrole vodostaja i poplava. Jezero je izgrađeno pre svega 4 decenije i odlikuje ga vegetacija karakteristična za mezotrofne vode.

Tabela 5 Kvalitativni i kvantitativni sastav makrofitskih zajednica sa 12 vegetacijskih površina na jezeru Dobrodol

Vrste	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
<i>Salix cinerea</i>	1	2	3	1	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Typha latifolia</i>	2	2	1	0	2	1	0	0	0	0	2	1
<i>Lythrum salicaria</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0
<i>Riccia fluitans</i>	0	0	0	0	1	3	1	0	0	1	1	0
<i>Echinochloa crus-galli</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Solidago canadensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Sparganium erectum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Butomus umbellatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Utricularia vulgaris</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0

Jezero Arkanj i Provala spadaju u Tip IV prema klasifikaciji stajaćih voda u Srbiji, eutrofna, ravničarska jezera u plavnom području reka, dok akumulacija Dobrodol spada u Tip III - veštačka jezera mezotrofnog karaktera.

Određivanje stepena trofičnosti rečnog ekosistema na osnovu makrofita

PRIMER: Izračunati stepen trofičnosti različitih sekcija duž reke Tamiš (Radulović et al., 2010) primenom indeksa trofičnosti za rečna staništa.

Naziv vrste	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.							1		
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.						1	1	1	
<i>Butomus umbellatus</i> L.				1				1	1
<i>Ceratophyllum demersum</i> L. subsp. demersum	2	2	3	2	1	3	2	2	2
<i>Ceratophyllum submersum</i> L. subsp. submersum						1	1		
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roemer & Schultes subsp. palustris							1		
<i>Elodea canadensis</i> Michx									1
<i>Glyceria maxima</i> (Hartman) Holmberg					1				
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.						2	1	1	1
<i>Lemna gibba</i> L.						2	2		1
<i>Lemna minor</i> L.						3	3	3	3
<i>Lythrum salicaria</i> L.									2
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	2								
<i>Najas marina</i> L.		2				1	1	1	1
<i>Najas minor</i> All.						1	1		1
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poiret								1	
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steudel			1		1				
<i>Polygonum hydropiper</i> L.			2			2	2	1	
<i>Potamogeton crispus</i> L.	2								1
<i>Potamogeton gramineus</i> L.			1						
<i>Potamogeton nodosus</i> Poiret						1	1	1	
<i>Potamogeton pusilus</i> L.			1						
<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser						1			
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.			1	2				1	1

Salvinia natans (L.) All.	1	2	4	3	4	3	2
Sparganium erectum L. subsp. Erectum						1	
Spirodela polyrhiza (L.) Schleiden	5	1	2	2	3	2	2
Trapa natans L.	2	2	4	3	4	1	
Typha latifolia L.			1			2	1
Vallisneria spiralis L.					3	1	1
Wolffia arrhiza (L.) Horkel ex Wimmer	5				3	2	2
						1	1

Tabela 6 Rezultati procene trofičnosti testiranih jezera na osnovu LIMNIS indeksa

LIMNIS indeks	Stepen trofičnosti
Jezero Akranj	
Jezero Provala	
Jezero Dobrodol	

Makrobeskičmenjaci kao indikatori kvaliteta površinskih voda

Saprobni indeksi

Od svih grupa slatkovodnih organizama koje se koriste u različitim metodama procene kvaliteta vode, akvatični makrobeskičmenjaci se najčešće preporučuju. Evropska regulativa o zaštiti voda prema kojoj su se sve zemlje Evrope obavezi da izvrše restauraciju i uspostave dobar ekološki status svih vodenih ekosistema do 2015. godine, takođe zahteva da se u proceni ekološkog statusa reka uključuju makrobeskičmenjaci. Rosenberg i Resh (1993) su predstavili glavne prednosti grupe akvatičnih makrobeskičmenjaka koje ih čine korisnim indikatorima u proceni kvaliteta vode:

- Ova grupa je široko rasprostranjena i prisutna u svim tipovima vodenih ekosistema.
- Veliki broj vrsta nudi širok spektar odgovora na određene promene sredine.
- Kvalitativno-kvantitativno uzorkovanje i analiza se sprovode jednostavnom opremom koja nije skupa.
- Taksonomija mnogih grupa je dobro poznata dok su identifikacioni ključevi razvijeni i dostupni.
- Mnoge metode analize podataka su razvijene i prilagođene zajednicama akvatičnih makrobeskičmenjaka.
- Vrste makrobeskičmenjaka su sedentarne, tako da se njihovo prisustvo ili odsustvo može povezati sa kvalitetom sredine na određenom delu akvatičkog ekosistema.
- Životni ciklus većine vrsta je dovoljno dug da bi mogao da ukaže na zbirno dejstvo sredinskog stresa, koji je bio prisutan u određenom vremenskom intervalu.
- Postoji veliki broj autekoloških studija o mnogim vrstama makrobeskičmenjaka što olakšava tumačenje informacija koje pružaju ovi bioindikator.
- Osim na nivou vrsta, pokazuju dobre indikatorske osobine i na višim taksonomskim kategorijama (rodovi, familije, klase, redovi)

Pored navedenih prednosti postoje i neke poteškoće kao što su:

- Kvantitativno uzorkovanje zahteva veliki broj uzoraka kako bi se pokrila varijabilnost koju pokazuje ova grupa organizama.
- Faktori koji ne menjaju kvalitet vode mogu takođe uticati na distribuciju i brojnost organizama.
- Sezonske varijacije mogu dodatno komplikovati interpretaciju i komparaciju rezultata.
- Postoji veliki broj metoda za analizu.
- Taksonomija određenih grupa (Chironomidae, druge grupe Diptera) nije dobro poznata.
- Bentosne makroinvertebrate mogu biti neosetljive na neke influente (patogeni mikroorganizmi komunalnog porekla).

- Malo je studija o vezi između specifičnih stresora i najčešće korišćenih metričkih osobina.

Metode za procenu kvaliteta akvatičnih ekosistema na osnovu zajednice makrobeskičmenjaka

Biomonitoring baziran na akvatičnim makrobeskičmenjacima ima dugu tradiciju tokom koje su se, iz nekoliko početnih pristupa, razvile veliki broj metoda koje su uključene u rutinski monitoring kvaliteta vode velikog broja zemalja širom sveta. Na različitost metoda su uticali sledeći faktori: a) tip informacije koje metode obezbeđuju za različite tipove antropogenog uticaja, b) variranje ekoloških prioriteta, c) prostorna i vremenska variranja u strukturi slatkovodnih sistema koja je zahtevala specifičnu regionolnu adaptaciju postojećih metoda i konačno d) razlike u stepenu preciznosti za detekciju različitih tipova uticaja.

Prvi sistem za biološku procenu kvaliteta vode je saprobni sistem koji povezuje prisustvo određenih taksona sa organskim zagađenjem. Kasnije je veliki broj autora radio na njegovoj kvantifikaciji i unapređivanju. Nakon toga u Evropi u sledećih 85 godina se smenjuju različite grupe metoda. Prvu grupu predstavljaju saprobni indeksi koji koriste različitu tolerantnost taksona na zagađenje. Tolerantnost je predstavljena parametrima: indikatorska vrednost (1-5), saprobna valenca i brojnost vrste. U drugu grupu spadaju indeksi diverziteta koji se zasnivaju na odnosu između broja vrsta i njihove brojnosti i promene sredinskih uslova (stresa). Shannon-ov indeks diverziteta je široko primenjen i uzima u obzir obe komponente diverziteta (bogatstvo vrsta i dominantnost). Mnogi autori su kasnije analizirali i vrednovali indekse diverziteta. U treću grupu spadaju biotički indeksi koji koriste i saprobni indeks i indekse diverziteta, tačnije kombinuju bogatstvo vrsta i toleranciju na zagađenje.

Saprobni indeksi

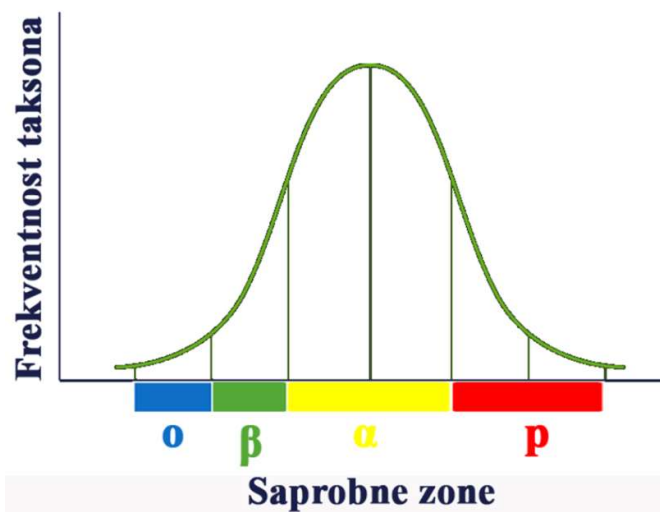
U Evropi postoji iskustvo, duže od jednog stoleća u korišćenju akvatičnih zajednica (hidrobiocenoze) za procenu kvaliteta površinskih voda. Prva metoda koja je bila razvijena početkom XX veka u Centralnoj Evropi se bazirala na konceptu saprobnosti. Termin "saprobna" znači zavisnost organizama od biorazgradive organske supstance kao izvora hrane. Na osnovu ovog koncepta je formirana saprobiologija, biološka disciplina koji proučava organsku opterećenost voda na osnovu biotičke komponente, analizirajući sastav, prisutnost i učestalost indikatorskih vrsta na vodenom staništu. Prvi saprobni sistem je razvijen od strane naučnika Kolkwitz i Marsson (1909) koji je na osnovu koncentracije organske supstance i karakteristične kompozicije vrsta zajednice akvatičnih organizama, bio sačinjen od četiri sprobne zone:

- Oligosaprobna zona (slabo zagađeni akvatični sistemi)
- β -mezosaprobna zona (umereno zagađeni akvatični sistemi)

- α -mezosaprobna zona (zagađeni akvatični sistemi)
- Polisaprobna zona (jako zagađeni akvatični sistemi)

Saprobni sistem uključuje indikatorske vrste, uglavnom bakterije, alge, protozoe, ali i vrste iz grupe akvatičnih makrobescičmenjaka i riba. Tokom selekcije indikatorskih vrsta treba obratiti pažnju na dva kriterijuma: postojanje razlike u frekventnosti pojavljivanja vrsta između staništa različitog stepena antropogenog uticaja i razlike u stepenu preferencije pojedinih staništa. To znači da bi ciljna vrsta bila specijalista po pitanju odabira staništa. Odabir indikatora sa uskom ekološkom valencom, kao drugi kriterijum je dodat zbog fenomena prirodne varijabilnosti. Ova pojava dovodi do promene frekventnosti indikatora kao posledica variranja nekih sredinskih faktora koji nisu povezani sa zagađenjem. Indikatori koji su frekventni u staništima koja su nenarušena se zovu pozitivni indikatori dok su indikatori koji žive na narušenim staništima negativni indikatori.

U okviru saprobnog sistema, oslanjajući se na prethodne kriterijume, indikatorskim vrstama je dodeljena saprobna vrednost na osnovu njihove tolerancije na organsko zagađenje. Saprobna vrednost indikatorskih vrsta varira od 0 do 4.5, tako da sa porastom indikatorske vrednosti raste i stepen njihove tolerancije na organsko zagađenje. Tolerancija indikatora je definisana praćenjem njihove relativne frekventnosti u vodama karakterističnog kvaliteta, definisanog parametrima koji ukazuju na organsko zagađenje, kao što su koncentracija rastvorenog kiseonika, biološka potrošnja kiseonika, koncentracija vodonik sulfida i ukupna količina organotrofnih bakterija. U saprobnom sistemu ne postoje indikatori koji se javljaju isključivo u jednoj saprobnoj zoni, već se njihova distribucija po zonama može opisati Gausovom krivom (Slika 4.1). Opseg vrednosti, a vizualno i oblik krive je kvantifikovan saprobnom valencom, dok je vrh krive definisan saprobnom vrednošću. Do sada je formulisano nekoliko lista saprobnih vrednosti ali ona koju je formirao Sladeček (1973) se najčešće koristi i uključuje preko 2000 akvatičnih vrsta Tabela 4.1.



Slika 2 Distribucija indikatora po saprobnim zonama

Tabela 7 Isečak iz liste saprobnih indikatora po Sladaček-u (1973)

Takson	s ¹	χ ²	O ²	β ²	α ²	P ²	G ³	S ⁴
Ephemeroptera								
<i>Ameletus inopinatus</i> Etn.	χ	10	-	-	-	-	5	0.1
<i>Baetis alpinus</i> (Pict.)	χ	8	2	-	-	-	4	0.2
<i>Baetis bioculatus</i> (L.)	β	-	1	6	3	-	3	2.25
<i>Baetis gemellus</i> Etn.	χ	7	3	-	-	-	4	0.3
<i>Baetis pumilus</i> (Burm.)	o- β	1	4	4	4	-	1	1.5
<i>Baetis rhodani</i> (Pict.)	χ-o	3	3	3	1	-	1	1.05

¹ pripadnost taksona određenoj klasi saprobnosti; (χ - ρ)² Saprobnna valenca; ³ Indikatorska težina; ⁴ Saprobnna vrednost

U tabeli 4.1 parametar s je definisan kao **pripadnost taksona određenoj klasi saprobnosti** (od ksenosaprobnne do polisaprobnne klase); (χ - ρ) **označava saprobnnu valencu** svakog taksona raspoređenu po saprobnim klasama vode. Tačnije, saprobnna valenca označava učestalost i dominaciju nekog taksona u određenoj klasi vode. Najveća vrednost saprobnne valence označava da je takson najčešći i najbrojniji u toj klasi vode. (npr. vrsta *Baetis alpinus* je najbrojnija i najčešće se javlja u polisaprobnnoj vodi (8; 80%), a znatno manje u α-mezosaprobnnoj vodi (2; 20%). Parametar **G** je označen kao **Indikatorska težina** taksona koja ukazuje na kvalitet indikatora. Predstavljena je skalom od 1 (loš indikator) do 5 (odličan indikator). Oni taksoni koji se mogu smatrati dobrim indikatorima najčešće su dominantni u jednoj, eventualno dve saprobnne klase vode. Loši indikatori se najčešće mogu naći u svim klasama saprobnosti vode, sa manjom ili većom brojnošću populacija. Konačno **S** je **Saprobnna vrednost** svakog taksona dobijena primenom odgovarajućih statističkih proračuna. Vrednosti se mogu kretati u interval od 0 do 4.5.

Stepen saprobnosti kopnenih voda može se odrediti na osnovu više metoda, pri čemu su najčešće u upotrebi metoda po Pantle i Buck-u (1955) i metod po Zelinka i Marvan-u (1961). Saprobnni indeks po Pantle & Buck-u (1955) je definisan sledećom formulom:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n h \times s}{\sum_{i=1}^n h},$$

gde je:

S=Saprobnni indeks testiranog lokaliteta

s=saprobnna vrednost *i*-te indikatorske vrste

h=frekventnost pojavljivanja *i*-te vrste

Metod po Zelinka i Marvan-u (1961) se smatra mnogo preciznijim i teoretski tačnijim. Saprobnna valenca (X) po Zelinka i Marvan-u (1961) se izračunava korišćenjem sledeće formule:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n h \times G \times s}{\sum_{i=1}^n h \times G},$$

gde je:

S=Saprobnni indeks testiranog lokaliteta

s=saprobnna vrednost *i*-te indikatorske vrste

h=frekventnost pojavljivanja *i*-te vrste

G=indikatorska težina vrste (1-5)

Za procenu učestalosti se koristi modifikovana skala od 6 stupnjeva (1-2-3-5-7-9) prema Rusev-u (1993).

Tabela 8 Skala procene učestalosti vrsta prema Rusev-u (1993)

Broj jedinki po 0.1 m ²	Procena učestalosti
1-3	1
4-10	2
11-50	3
51-150	5
151-500	7
>500	9

Vrednost S se kreće u opsegu od 1 do 4 sa sledećim graničnim vrednostima:

- Oligosaprobna zona [1.0-1.50]
- β -mezosaprobna zona [1.51-2.5]
- α -mezosaprobna zona [2.51-3.5]
- Polisaprobna zona [3.51-4.0]

Postoji pet glavnih nedostataka zbog kojih je ovaj indeks bio kritikovan:

- Problemi sa taksonomijom kod nekih grupa, posebno mikroorganizama, s obzirom da saprobni sistem ne uključuje samo makrobeskičmenjake već i ostale grupe akvatičnih organizama;
- Nedostatak informacija za neke vrste. Tolerantnost na zagađenje je subjektivno određeno, na osnovu pasivnog monitoringa (ekološkom studijom), a ne eksperimentima (aktivnim monitoringom);
- Lista indikatorskih taksona sa saprobnim vrednostima je region-specifična i nije primenljiva na šire područje;
- Sistem ne može biti primenjen za detekciju ostalih vidova zagađenja (neorgansko, toksično i radioaktivno).

Indikacija organskog opterećenja rečnih ekosistema na osnovu Saprobnog indeksa

PRIMER: Izračunati vrednost Saprobnog indeksa po Zelinka i Marvan-u (1961) na osnovu zajednice makrobeskičmenjaka, uzorkovane na lokalitetima duž sliva Nišave (Tabela 4.3; Slika 4.2) i odrediti saprobnju zonu. Podaci o saprobnim indikatorima se nalaze u prilogu (Prilog 3). Rezultate saprobnog indeksa upisati u tabelu 4.4.

Tabela 9 Kvalitativni i kvantitativni sastav zajednice makrobescičmenjaka na lokalitetima duž sliva Nišave (slika 4.1)

	ND	JU	JG	VG	TG	VU	TU	NP	NS	NN
MOLLUSCA										
Gastropoda										
<i>Planorbidae</i>										
<i>Anchylus fluviatilis</i>	0	0	0	31.98	0	0	0	26.65	0	5.33
<i>Neritidae</i>										
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0	0	0	0	0	0	5.33	5.33	10.66	0
<i>Neritidae</i>										
<i>Valvata piscinalis</i>	0	303.81	0	0	0	0	0	0	0	0
Bivalvia										
<i>Unionidae</i>										
<i>Unio crassus</i>	0	5.33	0	0	0	0	0	0	0	0
ANNELIDA										
Oligochaeta										
<i>Tubificidae</i>										

<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	143.91
<i>Tubifex tubifex</i>	12	26.65	0	0	0	0	0	0	0	266.5
Hirudinea										
<i>Erpobdellidae</i>										
<i>Erpobdella octoculata</i>	0	0	26.65	0	0	0	0	0	0	74.62
<i>Haemopidae</i>										
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	0	0	0	0	0	0	0	42.64	0	165.23
CRUSTACEA										
Amphipoda										
<i>Gammaridae</i>										
<i>Gammarus balcanicus</i>	0	3816.28	159.9	671.58	0	127.92	0	1337.8	469.04	69.29
INSECTA										
Ephemeroptera										
<i>Beatidae</i>										
<i>Beatis bioculatus</i>	0	31.98	0	10.66	5.33	0	0	0	0	0
<i>Beatis rhodani</i>	20	0	26.65	0	0	0	0	31.98	0	0

<i>Caenidae</i>										
<i>Caenis macrura</i>	272	133.25	53.3	191.88	5.33	138.58	10.66	1060.7	271.83	0
<i>Heptagenidae</i>										
<i>Ecdyonurus dispar</i>	228	0	0	106.6	0	0	0	239.85	0	0
<i>Ecdyonurus insignis</i>	0	0	0	181.22	0	15.99	0	0	0	0
<i>Ecdyonurus venosus</i>	0	0	42.64	0	26.65	0	0	0	0	0
<i>Heptagenia sulphurea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5.33	0
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	0	5.33	5.33	431.73	15.99	0	0	0	0	0
<i>Ephemeridae</i>										
<i>Ephemera danica</i>	80	0	47.97	0	0	0	15.99	0	5.33	0
<i>Ephemerellidae</i>										
<i>Ephemerella ignita</i>	16	149.24	15.99	0	0	0	0	31.98	0	0
<i>Paraleptophlebiae</i>										
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	48	5.33	0	0	138.58	0	5.33	0	0	0
<i>Potamantidae</i>										
<i>Potamanthus luteus</i>	0	0	0	181.22	0	0	0	0	0	0
Odonata										

<i>Gomphidae</i>										
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	5.33	0	0
<i>Plecoptera</i>										
<i>Nemouridae</i>										
<i>Amphinemoura sulcicolis</i>	0	0	0	42.64	0	0	0	37.31	0	0
<i>Protonemoura praecox</i>	0	0	0	47.97	0	0	0	0	0	0
<i>Capniidae</i>										
<i>Capnia bifrons</i>	16	0	0	0	0	122.59	0	21.32	0	0
<i>Leuctridae</i>										
<i>Leuctra hippopus</i>	0	53.3	0	21.32	58.63	0	0	0	95.94	0
<i>Leuctra nigra</i>	0	0	21.32	15.99	0	0	0	0	0	0
<i>Perlidae</i>										
<i>Dinocras cephalotes</i>	0	58.63	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perla margnata</i>	8	15.99	21.32	37.31	0	0	0	0	0	0
<i>Perlodidae</i>										
<i>Perlodes microcephala</i>	0	0	0	10.66	0	0	0	0	0	0

Trichoptera										
<i>Limnephilidae</i>										
<i>Drusus discolor</i>	0	0	0	21.32	111.93	0	0	0	0	0
<i>Goeridae</i>										
<i>Goera pilosa</i>	0	10.66	0	330.46	37.31	0	0	399.75	0	0
<i>Odontoceridae</i>										
<i>Odontocerum albicorne</i>	0	5.33	10.66	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera										
<i>Aphelocheiridae</i>										
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	4	10.66	0	0	0	0	10.66	0	5.33	0
Coleoptera										
<i>Elmidae</i>										
<i>Elmis aenea</i>	0	0	0	0	5.33	0	0	0	0	0
Diptera										
<i>Athericidae</i>										
<i>Atherix ibis</i>	0	5.33	5.33	0	5.33	0	0	0	0	0
<i>Chironomidae</i>										

<i>Paratendipes albimanus</i>	0	37.3333	0	0	5.33333	181.333	304	0	21.333	21.333
<i>Polypedilum scalaenum</i>	64	96	213.333	80	352	21.3333	160	48	416	192
<i>Prodiamesa olivacea</i>	4	0	0	5.33333	0	0	5.3333	0	0	0
<i>Rheotanytarsus sp</i>	0	5.33333	0	0	0	5.33333	5.3333	21.333	16	0

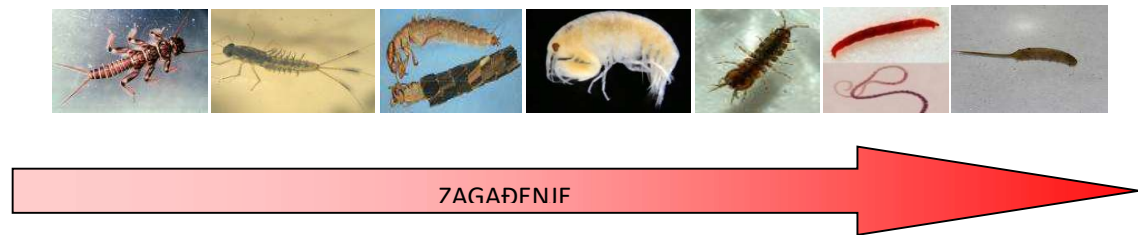
Tabela 10 Rezultati Saprobnog indeksa po Zelinka i Marvan-u (1961) na osnovu zajednice makrobescičmenjaka, uzorkovane na lokalitetima duž sliva Nišave

Lokalitet	ND	JU	JG	VG	TG	VU	TU	NP	NS	NN
Vrednosti Saprobnog indexa	<u>1.78</u>									
Saprobna zona	<u>β-mezo</u>									

Makrobeskičmenjaci kao indikatori kvaliteta površinskih voda

Biotički indeksi - Trent biotički indeks

Zajednica bentosnih makrobeskičmenjaka duž gradijenta zagađenja predvidivo menja svoj strukturu, menjajući broj prisutnih vrsta i njihovu brojnost. Promene se uočavaju već na niskom taksonomskom nivou, gde se sa povećanjem zagađenja smenjuju određeni filumi, klase i redovi bentosnih makrobeskičmenjaka (Slika 5.1).



Slika 5.1 Redosled nestajanja ključnih grupa makrozoobentosa po sistemu TBI

Proučavanjem indikatorskih karakteristika makrobeskičmenjaka, primećeno je da je selektivno isključivanje pojedinih vrsta/grupa (na primer Ephemeroptera, Plecoptera i Gammaridae) visoko povezano sa stepenom zagađenja akvatičnog ekosistema. Pored toga, uočena je još jedna pravilnost na nivou akvatičnih zajednica površinskih voda, koja se odnosi na smanjen specijski diverzitet zajednica zagađenih voda. Imajući u vidu ove pravilnosti nastao je prvi biotički indeks koji se definiše kao indeksna vrednost zasnovana na biološkim nalazima vrsta i populacija vodenih makrobeskičmenjaka. Vrednost ovog indeksa je direktno proporcionalna veličini zagađenja. Autor indeksa, Beck (1955) je vodene organizme podelio na klasu tolerantnih i klasu netolerantnih taksona a izračunavanje biotičkog indeksa predstavio jednostavnom formulom:

$$\text{Biotički indeks} = 2 (n \text{ klasa I}) + (n \text{ klasa II}),$$

gde je: n klasa I – broj tolerantnih organizama, a n klasa II – broj netolerantnih organizama.

Nakon prvog biotičkog indeksa, Woodiwiss (1964) je definišao Trent biotički indeks, originalno korišćen za procenu kvaliteta vode sliva reke Trent u Engleskoj. Kao i kod Saprobnoeg indeksa, biotički indeksi najbolje indikuju zagađenje organskog tipa jer su indikatorske vrste, koje se koriste u ovom tipu metoda, osetljive na pad koncentracije rastvorenog kiseonika u vodi.

Za konstrukciju indeksa, Woodiwiss (1964) je koristio uzorke bentosa sakupljene sa brzaka, uključujući sva mikrostaništa, pomoću metoda za kvalitativno uzorkovanje, fokusirajući se samo na sastav vrsta u uzorku. Trent biotički Indeks je baziran na broju definisanih taksona (grupa) bentosnih makrobeskičmenjaka u odnosu na prisustvo šest ključnih taksona na uzorkovanom lokalitetu (Tabela 5.1).

Tabela 11 Predstavnici makrozoobentosa svrstani u 17 grupa koje pripadaju različitim sistematskim kategorijama. Determinacija do nivoa vrste se izvodi samo za najkarakterističnije predstavnike.

Vrsta	Rod	Familija	Red	Klasa	Podfilum	Filum
						<u>1.Svaka vrsta filuma Platyhelminthes</u>
						<u>2. Filum Annelida bez roda Nais</u>
	<u>3.Nais</u>	Naididae	Plesiopora	Oligochetae	/	Arthropoda
				<u>4.Svaka vrsta klase Hirudinea</u>	/	Annelidae
						<u>5.Svaka vrsta filuma Mollusca</u>
					<u>6.Svaka vrsta Crustacea</u>	Arthropoda
			<u>7.Svaka vrsta reda Plecoptera</u>	Insecta	Hexapoda	Arthropoda
			<u>8.Svaki rod reda Ephemeroptera osim Beatis rhodani</u>	Insecta	Hexapoda	Arthropoda
<u>9. Beatis rhodani</u>	<i>Beatis</i>	Beatidae	Ephemeroptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda
			<u>10.Svaka familija iz reda Trichoptera</u>	Insecta	Hexapoda	Arthropoda
			<u>11.Svaka vrsta Neuroptera</u>	Insecta	Hexapoda	Arthropoda
		<u>12.Familija Chironomidae osim Chironomus tummi</u>	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda
<u>13.Chironomus tummi</u>	<i>Chironomus</i>	Chironomidae	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda
		<u>14.Familija Simuliidae</u>	Diptera	Insecta	Hexapoda	Arthropoda
			<u>15.Svaka vrsta Diptera (ostale)</u>	Insecta	Hexapoda	Arthropoda
			<u>16.Svaka vrsta Coleoptera</u>	Insecta	Hexapoda	Arthropoda
			<u>17.Svaka vrsta Hydracarina</u>	Arachnida	Chelicerata	Arthropoda

Kombinacijom ova dva kriterijuma (broja prisutnih taksonomskih grupa i prisustvo ključnih taksona) računa se vrednost indeksa za testirani lokalitet, koja varira od 10 za čiste do 0 za zagađene vode. Struktura indeksa je predstavljena u Tabeli 5.2. Nakon što se odredi broj grupa u test uzorku, bira se odgovarajuća kolona u tabeli (na primer: ako je u uzorku prisutno 7 grupa, izaberi kolonu 5). Praćenjem drugog kriterijuma, prisustvo najviše rangiranog indikatorskog taksona u tabeli, određuje se odgovarajući red i pronalazi konačni skor Trent biotičkog indeksa. Prema tome, ako je u uzorku bilo sedam grupa, a registrovano prisustvo *Gammarus-a*, kao najviše rangiranog indikatorskog taksona od ukupno šest ključnih taksona, vrednost TBI će biti V. Međutim, ukoliko je broj grupa sedam, a u uzorku se registruje prisustvo više od jedne vrste Ephemeroptera, u tom slučaju će TBI skor biti VII (videti Tabelu 5.2).

Ovaj jednostavni sistem za praćenje kvaliteta lotičkih sistema zahteva minimalnu količinu uzorka bez angažovanja taksonomskih eksperata jer je broj posmatranih grupa makrobeskičmenjaka ograničen. Test uzorci ne moraju biti kvantitativni što značajno pojednostavljuje proces uzorkovanja. Međutim, Trent biotički indeks ima i mnogo nedostataka. Indeks ne uzima u obzir abundantnost vrsta, dok promene vrednosti indeksa nastaju samo usled organskog zagađenja. Postoji 11 mogućih Trent biotički indeks skorova (0-10) što za posledicu ima neosetljivost indeksa za većinu razlika koje se javljaju u kompoziciji i strukturi akvatičnih zajednica makrobeskičmenjaka. Mollusca, kao bitna grupa u okviru bentosnih beskičmenjaka nisu uključene u listu ključnih taksona, dok sa ovakvim sistemom bodovanja (ne uključujući abundantnost organizama kao kriterijum), organizmi nošeni driftom mogu značajno promeniti finalni skor indeksa.

Tabela 12 Struktura Trent biotičkog indeksa (Woodiwiss, 1964)

Ključne indikatorske grupe	Diverzitet faune	Ukupan broj prisutnih grupa				
		0-1	2-5	6-10	11-15	16+
Kolona br: 1	2	3	4	5	6	7
Biotički indeks						
1. Larve Plecoptera	Više od jedne vrste	-	VII	VIII	IX	X
	Samo jedna vrsta	-	VI	VII	VII	IX
2. Larve Ephemeroptera (bez roda Baetis)	Više od jedne vrste ^a	-	VI	VII	VIII	IX
	Samo jedna vrsta ^a	-	V	VI	VII	VIII
3. Larve Trichoptera ili rod Baetis	Više od jedne vrste ^b	-	V	VI	VII	VIII
	Samo jedna vrsta ^b	IV	IV	V	VI	VII
4. Gammarus	Sve grupe iznad odsustvuju	III	IV	V	VI	VII
5. Asellus	Sve grupe iznad odsustvuju	II	III	IV	V	VI
6. Tubificidae i/ili crvene larve Chironomidae (tribus Chironomini)	Sve grupe iznad odsustvuju	I	II	III	IV	-
Sve grupe iznad odsustvuju	Neki organizmi kao što je <i>Eristalis tenax</i> koji ne zahtevaju rastvoreni kiseonik mogu biti prisutni	0	I	II	-	-

Određivanje kvaliteta vode rečnih ekosistema na osnovu Trent biotičkog indeksa

PRIMER: Izračunati vrednost Trent biotičkog indeksa na osnovu zajednice makrobescičmenjaka za lokalitete uzorkovane na slivu Nišave (Tabela 4.3). Vrednosti Trent biotičkog indeksa uneti u Tabelu 5.3.

Tabela 13 Rezultati analize kvaliteta vode lokaliteta na slivu Nišave, sprovedene Trent biotičkim indeksom.

Lokalitet	ND	JU	JG	VG	TG	VU	TU	NP	NS	NN
Trent biotički indeks										

Makrobeskičmenjaci kao indikatori kvaliteta površinskih voda

Biotički indeksi - BMWP skor

Nakon različitih modifikacija Trent biotičkog indeksa u cilju njegove primene u Evropi i SAD-u, Armitage i sar. (1983) predstavljaju nacrt BMWP skora (**B**iological **M**onitoring **W**orking **P**arty) koji će zameniti sve prethodne indekse i ući direktno ili preko modifikovanih verzija u rutinske monitoring programe mnogih zemalja. Ova metoda sa jednostavnim pristupom takođe ograničava taksonomske zahteve i procenjuje kvalitet vode na osnovu jedinki makrobeskičmenjaka identifikovanih do nivoa familije.

Za svaku familiju je determinisana indikatorska vrednost (Tabela 6.1), a finalni skor BMWP-a se računa kao suma individualnih indikatorskih vrednosti zabeleženih familija u uzorku. Visina dodeljene indikatorske vrednosti opada sa opadanjem senzitivnosti familije na zagađenje (Tabela 6.1). Na primer, najsenzitivniji taksoni (larve Plecoptera i Ephemeroptera) su vrednovani skorom 10, taksoni umerene osetljivosti (Molluska) skorom 3, a skorom 1 familije otporne na zagađenje (Oligochaeta). Ukoliko suma svih indikatorskih vrednosti prisutnih familija u uzorku prelazi 100, BMWP indikuje nezagađeno stanje akvatičnog sistema dok zagađeni lokaliteti imaju vrednosti BMWP-a ispod 10.

Kao i kod Trent biotičkog indeksa, BMWP ne uzima u obzir kvantitativni aspekt strukture zajednica, gde procentualna zastupljenost familija u uzorku ne utiče na finalni skor indeksa. To znači da se u test uzorku evidentira broj prisutnih familija, ali ne i sa koliko jedinki su zabeležene prisutne familije u uzorku.

Zbog niske taksonomske rezolucije (nivo familije) ovaj sistem nije ograničen na pojedinačne slivove reka ili geografske oblasti čime se prevazilaze glavni nedostaci prethodno opisanog indeksa. Međutim, i tako jednostavan koncept podleže uticaju prirodne varijabilnosti i regionalnih specifičnosti akvatičnih ekosistema i zahteva odgovarajuće promene kako bi se indeks prilagodio karakteristikama regiona u kome se koristi. Ne samo da određene familije akvatičnih makrobeskičmenjaka ne naseljavaju pojedine geografske regione, već u različitim geografskim oblastima iste familije pokazuju različit nivo tolerancije na zagađenje.

Tabela 14 Sistem bodovanja prema BMWP skoru (Abel, 1998)

Familije makrozoobentosa	Skor
Siphonuridae, Heptagenidae, Leptophlebiae, Ephemerellidae, Potamantidae, Ephemeridae, Taeniopterigidae, Leuctridae, Capnidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	10
Astacidae, Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Psychomyiidae, Philopotamantidae	8
Caenidae, Nemouridae, Rhyacophilidae, Polycentropidae, Limnophilidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Hydroptilidae, Unionidae, Corophiidae, Gammaridae, Platycnemididae, Coenagriidae	6
Mesovelidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Haliplidae, Hydrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Hydropsichidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae	5
Baetidae, Sialidae, Piscicolidae	4
Valvatidae, Hydrobiidae, Limnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae	3
Chironomidae	2
Oligochaeta (cela klasa)	1

Prethodni biotički indeksi su kao glavnu informaciju koristili kvalitativni sastav zajednice makrobeskičmenjaka prilikom procene kvaliteta akvatičnih ekosistema. Međutim, variranje abundantnosti prisutnih taksona u uzorku takođe predstavlja izvor informacija za procenu stepena zagađenja testiranog staništa. Kako bi iskoristili i ovu komponentu zajednice, Chandler (1970) razvija Biotički skor sistem (Score System of Chandler). Za ovu metodu su ulazni podaci sastavljeni od relativne abundantnosti organizama u uzorku, determinisanih do višeg taksonomskog nivoa. Konačna vrednost biotičkog skora je određena abundantnošću taksona u standardnom uzorku kao i njihovom pozicijom na skali osetljivosti na zagađenje. Rast abundantnosti senzitivnih grupa u uzorku, direktno povećava vrednost Čendlerovog biotičkog skora, dok povećanje brojnosti tolerantnih taksona smanjuje finalni skor i ukazuje na loš kvalitet vode. Konačna vrednost Biotičkog skor sistema se računa sumom skorova individualnih taksona. Teorijski gornja granica finalnog skor indeksa ne postoji, ali u praksi vrednosti variraju od 0 do 2000. To za posledicu ima postojanje širokog opsega mogućih vrednosti biotičkog skora, što čini ovaj indeks znatno senzitivnijim na promene kvaliteta vode od Trent biotičkog indeksa i BMWP-a.

U tabeli 6.2 prikazane su indikatorske vrednosti grupa makrobeskičmenjaka. U redovima se nalaze taksoni, različitog taksonomskog nivoa relevantni za izračunavanje Biotičkog skor sistema. U kolonama se nalaze opsezi brojnosti prisutnih taksona prikazani preko petostepene skale: vrsta prisutna (do 1 do 2 jedinke), retka (3-10), učestala (11-59), abundantna (51-100) i veoma abundantna (>100 jedinki). Ukrštanjem ova dva kriterijuma (takson x abundantnost) dolazi se do individualnog skora Biotičkog skor sistema. Konačno, sumom svih skorova izračunava se finalna vrednost biotičkog indeksa.

Tabela 15 Čendlerov sistem biotičkog skora (Abel, 1998)

Taksoni		Brojnost prisutnog taksona				
		Prisutan (1-2)	Redak (3-10)	Učestao (11-50)	Abundantan (51-100)	Veoma abundantan (100+)
Svaka vrsta	<i>Planaria alpina</i> Taeniopterigidae, Perlodidae, Perlidae, Isoperlidae, Chloroperlidae	90	94	98	99	100
Svaka vrsta	Leuctridae, Capnidae, Nemouridae (izuzev <i>Amphinemoura</i>)	84	89	94	97	98
Svaka vrsta	Ephemeroptera (izuzev <i>Baetis</i>)	79	84	90	94	97
Svaka vrsta	Trichoptera sa kućicom, Megaloptera	75	80	86	91	94
Svaka vrsta	<i>Ancylus</i>	70	75	82	87	91
	<i>Rhyacophilia</i>	65	70	77	83	88
Rodovi	<i>Dicranota</i> , <i>Limnophora</i>	60	65	72	78	84
Rod	<i>Simulium</i>	56	61	67	73	75
Rodovi	Coleoptera, Nematoda	51	55	61	66	72

	<i>Amphinemoura</i>	47	50	54	58	63
	<i>Baetis</i>	44	46	48	50	52
	<i>Gammarus</i>	40	40	40	40	40
Svaka vrsta	Trichoptera bez kućice (izuzev <i>Rhyacophila</i>)	38	36	35	33	31
Svaka vrsta	Tricladida (izuzev <i>Planaria alpina</i>)	35	33	31	29	25
Rodovi	Hydracarina	32	30	28	25	21
Svaka vrsta	Mollusca (izuzev <i>Ancylus</i>)	30	28	25	22	18
	Chironomidae (izuzev <i>Chironomus riparius</i>)	28	25	21	18	15
Svaka vrsta	<i>Glossiphonia</i>	26	23	20	16	13
Svaka vrsta	<i>Asellus</i>	25	22	18	14	10
Svaka vrsta	Hirudinea (izuzev <i>Glossiphonia</i> , <i>Haemopsis</i>)	24	20	16	12	8
	<i>Haemopsis</i>	23	19	15	10	7
	<i>Tubifex</i> sp.	22	18	13	12	9
	<i>Chironomus riparius</i>	21	17	12	7	4
	<i>Nais</i>	20	16	10	6	2
Svaka vrsta	sa vazdušnim disanjem	19	15	9	5	1
	Bez života			0		

Glavni nedostatak Čendlerovog biotičkog indeksa je činjenica da je prvenstveno konstruisan za brdsko-planinske reke, a visoka taksonomska rezolucija u ulaznoj matrici ga čini region-specifičnim i zahteva angažovanje eksperata, što poskupljuje čitav proces monitoringa.

Određivanje kvaliteta vode rečnog ekosistema na osnovu BMWP skora i Čendler biotičkog indeksa

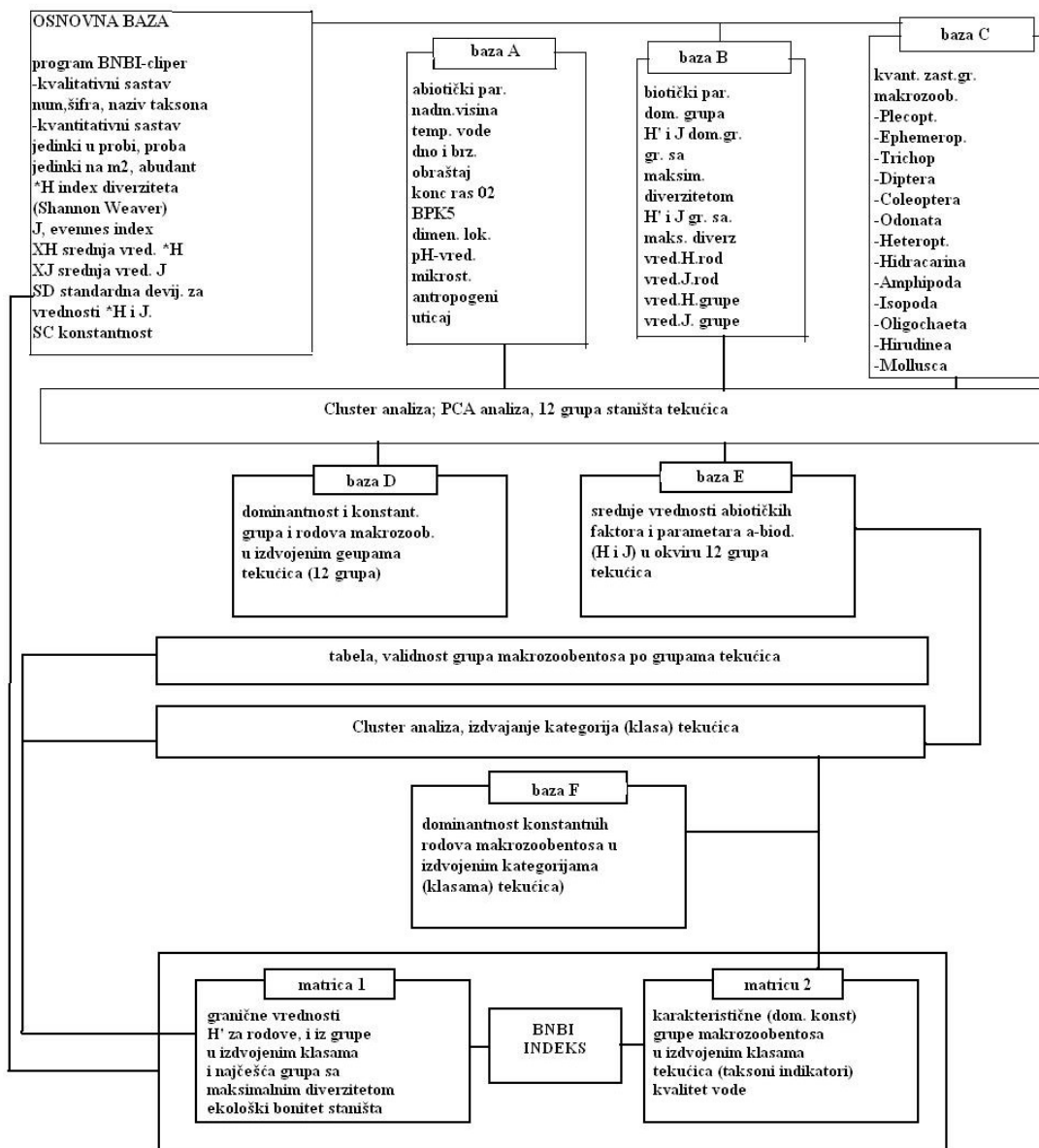
PRIMER: Izračunati BMWP skor i Čendler biotički skor na osnovu zajednice makrobeskičmenjaka za lokalitete, uzorkovane na slivu Nišave (Tabela 4.3). Vrednosti BMWP skora i Čendler biotičkog skora za lokalitete sliva Nišave uneti u Tabelu 6.3.

Tabela 16 Rezultati analize kvaliteta vode, lokaliteta sliva Nišave na osnovu BMWP skora i Čendler biotički skora

Lokalitet	ND	JU	JG	VG	TG	VU	TU	NP	NS	NN
BMWP										
Biotički skor sistem										

Makrobeskičmenjaci kao indikatori kvaliteta površinskih voda BalkaN Biotički Indeks (BNBI)

Brojni pokušaji primene različitih biotičkih indeksa u različitim geografskim regionima otkrili su prirodnu varijabilnost biotičke komponente kao glavnu prepreku u formulisanju univerzalne metode koja je region-nespecifična. Zbog toga se preporučuje da svaka nacionalna agencija za kontrolu kvaliteta životne sredine prilagodi indekse lokalnim uslovima i specifičnostima datog područja. Prvi indeks koji koristi makrobeskičmenjake koncipiran za područje Srbije, BalkaN Biotički Indeks (BNBI), je biotički indeks baziran na zajednici bentosnih makroinvertebrata, formulisan tako da odražava kvalitet vode i specifične aspekte faune dna u regionu Balkana. BalkaN Biotički Indeks predstavlja rezultat statističke obrade velikog broja podataka, dobijenih uzorkovanjem 65 reka, desnih pritoka Dunava, sa 8 geografskih regiona (Đerdap, sliv Timoka, Šar planina, Kopaonik, sliv Ibra, reke centralne Srbije, Reke zapadne Srbije i sliv reke Vlasine) u periodu od 1989. do 1996. Osnovni parametri koji su praćeni na svakom ispitivanom teku se mogu podeliti u dve grupe. Abiotički parametri uključuju sledeće promenljive: nadmorska visina, sastav dna i brzina vode, dimenzija profila u metrima, obraštaj, relativna procena bogatstva mikrostaništa, relativna ocena jačine antropogenog uticaja, koncentracija rastvorenog kiseonika, biološka procena kiseonika i vrednosti pH. S druge strane biotički parametri, koji predstavljaju elemente strukture zajednice su abundantnost, dominantnost, konstantnost i α biodiverzitet. Metodologija procesa definisanja BalkaN Biotičkog Indeksa (BNBI) je prikazana na Slici 7.1. Statističkom obradom izabranih abiotičkih i biotičkih parametara, dobijeno je 12 grupa lotičkih sistema (12 grupa njihovih staništa). Nakon klasifikacije, formirane su dve baze podataka, D i E. Baza podataka D sadrži podatke o dominantnosti, frekventnosti i komponentama biodiverziteta (na nivou grupa i rodova makrozoobentosa) za 12 grupa tekućica, dok baza podataka E sadrži srednje vrednosti abiotičkih parametara, koji definišu kvalitet vode 12 grupa akvatičnih sistema. Daljom statističkom analizom, na osnovu sličnosti grupa staništa prema podacima iz baze D i E, izvršena je klasifikacija na 5 kategorija zagađenosti akvatičnog ekosistema (sa oznakama 5, 4, 3, 2 i 1).



Slika 3. Šematski prikaz koncepcije metodologije BNBI, baze podataka i njihov sadržaj (preuzeto iz Simić (1996))

U tabelama 7.1 i 7.2 su predstavljene dve matrice koje čine osnovu BNBI-a. Matrica 1 (Tabela 7.1) prikazuje podatke o ekološkom bonitetu staništa na osnovu vrednosti biodiverziteta H na nivou cele zajednice (kada se determiniše materijal do nivoa rodova i vrsta – kolona P1) i na nivou osnovnih grupa makrozoobentosa (kolona P2). Matrica 2 (Tabela 7.2) u kolonama 1 i 2 sadrži moguće dominantne grupe odnosno familije, podfamilije i redove u okviru grupa staništa respektivno. Masnim slovima su označeni ključni taksoni karakterističnih grupa staništa. Poslednje kolone obe matrice sadrže kategoriju lotičkog sistema koja ujedno predstavlja i broj bodova, dodeljen prilikom izračunavanja vrednosti BNBI-a. Prema

konstruisanom biotičkom indeksu, u Srbiji postoji 5 kategorija vodenih tokova ili 4 klase kvaliteta vode koje nisu uvek u korelaciji sa ekološkim bonitetom staništa (matrica 1).

Konačna vrednost BNBI-a izračunava se po sledećoj formuli:

$$\text{BNBI} = \frac{P1 + P2 + P3 + P4}{n},$$

gde P1-4 označava broj bodova svih kolona iz obe matrice a n ukupan broj dodeljenih bodova.

Korišćenjem pomenutih formula, postupak izračunavanja BNBI indeksa se izvodi na sledeći način: P1 – se određuje kao broj bodova dodeljen vrednosti diverziteta H'^2 izračunatog na nivou rodova a na osnovu Tabele 7.1; P2 – predstavlja broj bodova dodeljen vrednosti diverziteta H' izračunatog na nivou grupa makrobeskičmenjaka a na osnovu Tabele 7.1; P3 – predstavlja broj bodova dodeljen na osnovu grupa makrozoobentosa sa maksimalnim vrednostima H' prema Tabeli 7.1; P4 – predstavlja ukupan broj bodova dodeljen dominantnim rodovima ($D>10$) i izračunava se na osnovu Tabele 7.2, kao:

$$P4 = \sum_{i=1}^m P_i,$$

gde je P_i broj bodova dodeljen dominantnim rodovima ($D>10$) iz 3 najdominantnije grupe makrobeskičmenjaka, a m broj izdvojenih rodova.

² H' označava vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta (videti Vežbu 12)

Tabela 17. Matrica 1 (Simić, 1996)

EKOLOŠKI BONITET STANIŠTA (KVALITET BIOTOPA)			BROJ BODOVA
P1	P2	P3	
Indeks H red/genus	Indeks H grupe mz.	grupa makrozoobentosa sa maksimalnim vrednostima H'	
>3	>2	PLECOPTERA	5
2.5-3	1.5-2	EPHEMEROPTERA TRICHOPTERA COLEOPTERA CHIRONOMIDAE-ORTHOCLADINAE	4
1.5-2.49	1-1.49	CHIRONOMIDAE MOLUSCA ODONATA	3
1-1.49	0.5-1	OLIGOCHAETA I/ILI CHIRONOMIDAE CHIRONOMIDAE	2
<1	<0.5	1. velika brojnost Oligochaeta i Chironomidae	1
		2. pojedinačne jedinke iz bilo koje grupe (matrica2)	0.5

Tabela 18. Matrica 2 (Simić, 1996)

KVALITET VODE			
P4 (P4 = Σ bodova minimum 3 taksona)			
DOMINANTNE GRUPE	DOMINANTNI RODOVI I DRUGI TAKSONI	BNBI br. bod. kat.	Klasa vode
PLECOPTERA	PROTONEMURA	I 5	I Klasa
EPHEMEROPTERA	BAETIS; BAETIS ALPINUS GRUPA		BNBI
TRICHOPTERA	DRESUS (DRUSINAE), RHYACOPHYLA(HYOPIRHYACIOHILA)		Od 4.6-5
CHIRONOMIDAE	DIAMESA (ORTOCLADINAE)		
PLATHELMINTES	PLANARIA ALPINA/P. MONTENEGRINA	Nezagadene	
DIPTERA-OSTALE	LIPONEURA, PROSIMULIUM		
PLECOPTERA	PERLA, LEUCTRA, ISOPERLA, NEMOURA		I Klasa
EPHEMEROPTERA	ECDYONURUS, EPEORUS, RHYTROGENA, Betis; Rhodani i Alpinus grupe	II 4	
TRICHOPTERA	MICRASEMA, SILO, SERICOSTOMA(uglavnom oblici sa kucicom)		BNBI
CHIRONOMIDAE	RHYACOPHYLA		
CHIRONOMIDAE	ORTHOCLADIUS, EUKIEFERIELA (Orhtocladinae, Tanytarsini i Corynoneurinae)		od 3.6-4.5
DIPTERA-OSTALE	SATCHELIELA, ATHERIX (fam. Simuliidae, sem roda Simulium)		

COLEOPTERA	RIOLUS, ELMIS (fam.ELMIDAE)	HYDRAENA		
MOLUSCA	ANCYLUS			
OLIGOCHAETA	EISENIELA, LUMBRICULUS (LUMBRICULIDAE, ENCHITRIDAE)		Slabo zagađene	
AMPHIPODA	<u>Gammarus, Hydropsyche, Oligoneuriella, Dygesia gonocephala; prelaz od II ka III kat.</u>			Čiste vode
EPHEMEROPTERA	EPHEMERELLA, Bactis, Bioculatus i Vernus grupe, EPHEMERA, CAENIS, COLEON			II Klasa
	(Heptagenia?)		III 3	
TRICHOPTERA	HYDROPSYCHE, MYSTACIDES, ANABOLIA, HYDROPTILA, LIMNEPHYLUS			BNBI
CHIRONOMIDAE	MICROSECTRA, POLYPEDILUM, (Chironominae, sem Tanytarsini, Tanypodinae)			Od 2.6-3.5
DIPTERA-OSTALE	SIMULIUM		Umereno zagađene	Umereno
AMPHIPODA	GAMMARUS			zagađene
OLIGOCHAETA	STILODRILUS, PSAMORICTIDES;fam. NAIDIDAE SEM rod NAIS			
MOLUSCA	LIMNAEA, VIVIPARUS, THEODOXUS			
ODONATA	ONISOGOMPHUS, GOMPHUS			
EPHEMEROPTERA	CLOEON, CAENIS			Zagađene
TRICHOPTERA	HYDROPSYCHE			vode
CHIRONOMIDAE	Polypedilum, Trissocladius, Psectrocladius, Makropelopia, Prodiamesa, Chironomus		IV 2	III Klasa
MEGALOPTERA	ASSELUS			
ISOPODA	PHYSA, PLANORBIS (P.Planorbis)		Jako zagađene	BNBI
MOLUSCA	TUBIPHYCIDAE (Izražena raznovrsnost rodova), rod NAIS			Od 1.6-2.5
OLIGOCHAETA	ERPOBELLA			
HYRUDINEA				
OLIGOCHAETA	TUBIFEX TUBIFEX, LIMNODRILUS	1.brojnost taksona velika uvek iznad 100 jed/m, jako organsko zagađenje	V;0.5-1	IV Klasa
CHIRONOMIDAE	CHIRONOMUS THUMMI	2.brojnost taksona iz V kat. mala, 1 do 3 pr. (moguće pris. pojed. Taksona iz kat.)	Veoma jako zagađene	BNBI
DIPTERA-OSTALE	ERISTALIS, PSYCHODA	IV,III,II mešano zag. 1 broj bodova 1; 2-broj bodova 0.5		0-1.5

S obzirom da je Balkansko poluostrvo odlikuje velikom raznolikošću staništa i klimatskih specifičnosti, za primenu BNBI-a na čitavo područje Balkana, neophodno je definisati kvalitativni i kvantitativni stastav zajednice makrozoobentosa reka na teritoriji Bugarske, Grčke, Albanije, Makedonije i Bosne. Na taj način bi se uključile regionalne specifičnosti ekosistema čitavog područja i indeks bi bio uspešno primenljiv u svim državama Balkana.

Određivanje kvaliteta vode rečnog ekosistema na osnovu BalkaN Biotičkog Indeksa (BNBI)

PRIMER: Izračunati BalkaN Biotički Indeks (BNBI) i odrediti stepen zagađenosti akvatičnih ekosistema sliva Nišave. Podaci o zajednici makrobeskičmenjaka, neophodni za formiranje ulazne matrice BNBI-a se nalaze u tabeli 4.3. Vrednosti BNBI-a za lokalitete sliva Nišave uneti u Tabelu 7.3.

Tabela 19 Rezultati analize kvaliteta vode, lokaliteta sliva Nišave na osnovu BNBI-a

Lokalitet	ND	JU	JG	VG	TG	VU	TU	NP	NS	NN
BNBI										
Klasa vode										

Ribe kao indikatori kvaliteta površinskih voda

Indeks biotičkog integriteta

Iako korišćenje makroinvertebrata u proceni kvaliteta površinskih voda ima neprocenjiv značaj, zadnjih nekoliko godina se u tu svrhu sve više koriste podaci o zajednici riba. Okvirna Direktiva o Vodama (WFD, eng. Water Framework Directive) ističe veliki broj karakteristika koje ihtiofaunu čini pouzdanim indikatorima pri biološkoj proceni kvaliteta vode:

1. Prisutne su u skoro svim površinskim vodama;
2. Njihova determinacija je relativno laka, a taksonomija, ekološki zahtevi i životni ciklusi su dobro poznati;
3. Dugovečnost mnogih vrsta omogućava procenu osetljivosti na poremećaje ekosistema kroz relativno dug vremenski period;
4. Osetljivost/tolerantnost na pojedine sredinske faktore je poznata za veliki broj vrsta, kao i njihov odgovor na ulove stresa;
5. Različite vrste pokazuju različit stepen tolerancije u zavisnosti od količine i vrste polutanata;
6. Različite vrste riba nalaze se na različitim trofičkim nivoima: omnivori, herbivori, insektivori, planktivori, piscivori, prižajući širok opseg odgovora na stres;
7. Različite vrste riba preferiraju da žive u različitim tipovima staništa: bentosne, pelagijalne, reofilne i limnofilne te je odgovor na antropogeno narušenje staništa predvidiv i lako uočljiv;
8. Promene u tempu dužinskog i težinskog rasta populacije se lako procenjuju i reflektuju intenzitet stresnog faktora;
9. Relativno lako se sakupljaju korišćenjem odgovarajuće opreme.

Imajući u vidu navedena svojstva zajednica riba se smatra neizostavnom grupom hidrobionata u proceni kvaliteta i ekološkog statusa kopnenih voda. Međutim, metod ima i nedostataka (Grabarkiewicz and Davis, 2008):

1. Potreba za radnom snagom (za pravilno i bezbedno uzorkovanje je potrebna tročlana ekipa);
2. Migracije (kretanje riba može navesti na pogrešne zaključke); i
3. Predrasude prilikom korišćenja različitih metoda uzorkovanja.

Indeks biotičkog integriteta

Američki ihtiolog dr James Karr prvi je definisao Indeks biotičkog integriteta (IBI) (Karr, 1981) kako bi procenio ekološki status manjih rečnih ekosistema centralnog Ilinoisa i Indijane (SAD). Termin "biotički integritet" prvi put se pominje u Aktu o čistim vodama (eng. Clean Water Act) 1972. godine, a odnosi se na restauraciju i očuvanje hemijskog, fizičkog i biološkog integriteta voda. "Integritet" podrazumeva nepromenjeno stanje ili kvalitet sredine, dok biotički integritet

ukazuje na to da je stanje akvatičnih organizama direktno i najpreciznije merilo integriteta voda. Biotički integritet se može definisati kao sposobnost održavanja zajednice živih bića, sa specifičnom strukturom i funkcionalnom organizacijom, u skladu sa uslovima staništa određenog geografskog regiona. Danas se detekcija promena biotičkog integriteta površinskih voda smatra izuzetno pouzdanim pristupom. Naime, Indeks biotičkog integriteta (IBI) je dizajniran kao multimetrički indeks pomoću koga se mogu proceniti promene u ribljim zajednicama. **Multimetrički indeksi** predstavljaju posebne analitičke pristupe koji teže da obezbede sliku stanja biološke zajednice merenjem vrednosti velikog broja metričkih osobina. **Metričke osobine** su karakteristike zajednice akvatičnih organizama čije se vrednosti menjaju na predvidiv način usled delovanja antropogenog faktora. To znači da je već unapred poznato da li vrednosti metričkih osobina rastu ili se smanjuju sa povećanjem stepena degradacije ekosistema. Indeks biotičkog integriteta (IBI) se zasniva na proceni osnovnih karakteristika zajednica: kompozicija i bogatstvo vrsta, trofička struktura zajednice, abundanca i kondiciono stanje riba. Originalna verzija IBI-a se zasniva na 12 metričkih osobina (Tabela 8.1).

Tabela 20 Metričke osobine originalne verzije Indeksa biotičkog integriteta (IBI; Karr, 1981)

Metrička osobina	Očekivani odgovor na stres
Kompozicija i bogatstvo vrsta	
Ukupan broj vrsta	↘
Broj vrsta iz porodice Percidae	↘
Broj vrsta iz porodice Centrarchidae	↘
Broj vrsta iz porodice Catostomidae	↘
Broj netoletantnih vrsta	↘
Zastupljenost vrste <i>Lepomis cyanellus</i>	↗
Trofička struktura zajednice	
Zastupljenost omnivornih individua	↗
Zastupljenost insektivornih ciprinida	↘
Zastupljenost piscivornih individua	↘
Abundanca i kondiciono stanje	
Ukupan broj individua	↘
Zastupljenost hibrida	↗
Zastupljenost bolesnih riba, prisustvo tumora i druge anomalije	↗

Široka primena IBI-a dovela je do razvoja različitih verzija, prilagođavajući ga za upotrebu u različitim geografskim regionima. Regionalne modifikacije indeksa opisane su od strane velikog broja naučnika i ogledaju se pre svega u izboru metričkih osobina koje se primenjuju (Leonard and Orth, 1986, Moyle et al., 1986, Hughes and Gammon, 1987, Miller et al., 1988, Steedman, 1988, Lyons, 1992, Simon and Lyons, 1995, Lyons et al., 1996, Simon, 1999, Simon, 1991). Pri izboru metričkih osobina težilo se ka tome da se koriste one pomoću kojih se na najbolji način može sagledati stanje ribljih zajednica. Svakoj se dodeljuje određeni broj bodova prema kriterijumima koji su utvrđeni na odgovarajućim referentnim tačkama.

Izračunavanje Indeksa Biotičkog Integriteta (IBI)

Prilikom izračunavanja, Indeks biotičkog integriteta (IBI) se oslanja na postojanje referentnih odnosno nenarušenih lokaliteta. **Referentni lokaliteti** su lokaliteti bez ili sa veoma malim promenama u vrednostima hidromorfoloških, fizičko-hemijskih i bioloških parametara u odnosu na one koje se javljaju u odsustvu antropogenog narušavanja. Referentne lokalitete je često veoma teško odrediti, ali istovremeno i neophodno definisati kako bi se moglo vršiti poređenje vrednosti parametara na proučavanom lokalitetu sa referentnim. Poređenjem različitih parametara strukture zajednice riba na ispitivanom lokalitetu sa istim na referentnom staništu, dobija se uvid u stepen njegove degradacije.

Tabela 21 Matrica Indeksa Biotičkog Integriteta za Piedmont (USA) (Karr, 1981)

	Metrička osobina	skor
1.	Ukupan broj vrsta	
	≥16 vrsta	5
	10-15 vrsta	3
	<10 vrsta	1
2.	Ukupan broj individua	
	≥225 riba	5
	150-224 riba	3
	<150 riba	1
3.	Broj vrsta iz porodice Percidae	
	≥2 vrste	5
	1 vrste	3
	0 vrste	1

4.	Broj vrsta iz porodice Salmonidae i Centrarchidae ≥ 4 vrste 3 vrste ≤ 2 vrste	5 3 1
5.	Broj vrsta iz porodice Catostomidae ≥ 2 vrste 1 vrste 0 vrste	5 3 1
6.	Broj netolerantnih vrsta ≥ 1 vrste 0 vrste	5 1
7.	Procentualna zastupljenost tolerantnih individua ≤ 35 % 36-50 % > 50 %	5 3 1
8.	Procentualna zastupljenost omnivornih+herbivornih individua 10-35 % 36-50 % > 50 % < 10 %	5 3 1 1
9.	Procentualna zastupljenost insektivornih individua 65-90 % 45-64 % > 45 % < 90 %	5 3 1 1
10.	Procentualna zastupljenost piscivornih individua	

	1.4-15 %	5
	0.4-1.3 %	3
	>15 %	1
	<0.4 %	1
1	Procentualna zastupljenost bolesnih riba	
1.	≤1.75 %	5
	1.76-2.75 %	3
	>2.75 %	1
1	Procentualna zastupljenost sa više starosnih grupa	
2.	≥50 % svih vrsta ima više starosnih grupa	5
	35-49 % svih vrsta ima više starosnih grupa	3
	<35 svih vrsta ima više starosnih grupa	1

Svakoj metričkoj osobini se dodeljuje određeni broj bodova prema kriterijumima koji su utvrđeni na odgovarajućim referentnim tačkama (Tabela 8.2). Dobijene vrednosti parametara mogu u manjoj ili većoj meri da odstupaju od očekivane vrednosti, pa se u zavisnosti od toga boduju sa 5, 3 ili 1. Sumiranjem bodova dobijaju se vrednosti indeksa u rasponu od 12 do 60 (Tabela 8.3). Na referentnoj tački zbir bodova je 60 i ukoliko je suma bodova na ispitivanoj tački bliska ovoj vrednosti, kvalitet sredine je očuvan. Ako je zbir bodova blizak minimumu, radi se o visokom stepenu degradacije.

Određivanje kvaliteta rečnih ekosistema na osnovu indeksa biotičkog integriteta (IBI)

PRIMER: Izračunvanje vrednosti IBI-a i određivanje klase kvaliteta vode na odabranom lokalitetu na reci Kejp Fir, Piedmont, Severna Karolina, na osnovu podataka iz table 8.4.

Tabela 22 Struktura zajednice riba na test lokalitetu reke Kejp Fir, Piedmont, Severna Karolina (Overton, 2006). Vrednost IBI-a sa odabranog test lokaliteta uneti u Tabelu 8.5.

Familija	Vrsta	Trofička gilda	Tolerancija	Više starosnih grupa	Broj individua
Catostomidae	<i>Hypentelium nigricans</i>	Insektivor	Umereno tolerantna	Ne	3
Catostomidae	<i>Scartomyzon rupiscartes</i>	Insektivor	Umereno tolerantna	Da	7
Centrarchidae	<i>Lepomis auritus</i>	Insektivor	Tolerantna	Da	36
Centrarchidae	<i>Lepomis macrochirus</i>	Insektivor	Umereno tolerantna	Da	10
Cyprinidae	<i>Cyprinella pyrrhomelas</i>	Insektivor	Netolerantna	Da	97
Cyprinidae	<i>Nocomis leptoccephalus</i>	Omnivor	Umereno tolerantna	Da	59
Cyprinidae	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	Omnivor	Tolerantna	Ne	1
Cyprinidae	<i>Notropis hudsonius</i>	Omnivor	Umereno tolerantna	Da	68
Cyprinidae	<i>Notropis szepticus</i>	Insektivor	Umereno tolerantna	Da	41
Cyprinidae	<i>Notropis chlorocephalus</i>	Insektivor	Umereno tolerantna	Da	6
Ictaluridae	<i>Ameiurus platycephalus</i>	Insektivor	Tolerantna	Da	13
Ictaluridae	<i>Noturus insignis</i>	Insektivor	Umereno tolerantna	Da	28
Percidae	<i>Etheostoma olmstedii</i>	Insektivor	Umereno tolerantna	Da	1
Percidae	<i>Etheostoma thalassium</i>	Insektivor	Umereno tolerantna	Ne	30

Percidae	<i>Percina crassa</i>	Insektivor	Netolerantn	Da	6
----------	-----------------------	------------	-------------	----	---

Tabela 23. Klase kvaliteta vode i odgovarajući atributi zajednice prema regionalnoj modifikaciji IBI-a za sliv reke Kejp Fir, Piedmont, Severna Karolina.

Opseg skorova	Klasa kvaliteta	Karakteristike riblje zajednice
54-60	Odličan	Bez uticaja čoveka; većina vrsta su osetljive na zagađenje; veliki broj uzrasnih klasa; izbalansirana trofička struktura
46-52	Dobar	Gubitak većeg broja osetljivih vrsta; manja abundanca vrsta od očekivane; manji broj uzrasnih klasa; poremećaj u trofičkoj strukturi zajednice
40-44	Umeren	Nestanak osetljivih vrsta; manji broj vrsta; značajne promene u trofičkoj strukturi zajednice
34-38	Zagađen	Dominacija omnivora, tolerantnih vrsta i generalista po tipu staništa; veliki broj hibrida i bolesnih riba
12-32	Veoma zagađen	Nekoliko riba, većinom introdukovanih i tolerantnih vrsta, prisustvo deformiteta, parazita i bolesti

Evropski indeks za ribe (EFI)

Evropski indeks za ribe (eng. European Fish Index (EFI)) razvijen je kao rezultat projekta Evropske Unije pod nazivom FAME (Development, Evaluation and Implementation of the Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers, Fame Consortium (2004)). Cilj ovog projekta je bio razvoj nove metode za procenu ekološkog statusa voda, prilagođene za upotrebu u zemljama Evrope, a koja je zasniva na zajednici riba.

Evropski indeks za ribe (EFI) je precizno razvijen model koji određuje stepen odstupanja dobijenih vrednosti metričkih osobina U zavisnosti od vrednosti indeksa, koji se kreće u granicama od 1 do 0 određuje se ekološki status ispitivanog lokaliteta pri čemu 1 označava visok a 0 nizak ekološki status.

Prvobitno je predloženo 58 metričkih osobina koje ukazuju na različite strukturne i funkcionalne aspekte riblje zajednice čija je efikasnost procenjivana tokom definisanja konačne verzije EFI indeksa. Na taj način izdvojeno je 10 konačnih metričkih osobina koje se uglavnom odražavaju funkcionalnu strukturu zajednice i to u smislu trofičke structure zajednice, prisutnosti različitih reproduktivnih gildi, preferencije prema tip staništa koje naseljavaju, prisutnosti različitih migratornih grupa, sposobnost tolerancije na promenu uslova.

Za svaku od izdvojenih metričkih osobina je poznato da li joj vrednosti rastu ili se smanjuju prilikom delovanja antropogenog pritiska (Tabela 9.1).

Korišćeni model za svaku metrički osobinu predviđa teoretsku, očekivanu vrednosti, pomoću multilinearne regresije uzimanjem u obzir vrednosti deset sredinskih parametara (nadmorska visina, prisustvo ili odsustvo prirodnih jezera uzvodno, udaljenost od izvora, vodni režim, širina korita, geološke karakteristike, prosečna temperatura vazduha, nagib, veličina slivnog područja, region kome reka pripada) i tri faktora koja se odnose na metod uzorkovanja (strategija uzorkovanja, metod i površina koja je uzorkovana).

Da bi se kvantifikovao nivo degradacije, računa se razlika između dobijenih i očekivanih vrednosti parametara. Vrednosti sa lokaliteta koji podležu značajnijem uticaju degradacije, pokazuju veće odstupanje od očekivane vrednosti, za razliku od onih gde uticaja nema ili je veoma mali. Izmerene vrednosti posmatranih osobina se dobijaju u različitim jedinicama, pa ih je potrebno standardizovati kako bi bile uporedive. Pošto neke od standardizovanih vrednosti rastu, a neke opadaju u slučaju narušavanja uslova sredine, treba ih transformisati u "verovatnoću". Zahvaljujući tome, sve vrednosti variraju u intervalu od 0 do 1, čime se ukazuje na verovatnoću da se proučavana tačka približava referentnom stanju. Da bi se dobila konačna vrednost EFI-a, sve verovatnoće se sabiraju i pomere za decimalu, kako bi se krajnji broj našao u intervalu od 0 do 1. Prema Okvirnoj Direktivi o Vodama, razlikuju se pet nivoa ekološkog statusa voda. U zavisnosti od toga u koji opseg se uklapa vrednost indeksa, očitava se kojoj klasi vode proučavana tačka pripada.

Tabela 24. Metričke osobine Evropskog indeksa za ribe EFI. Očekivani odgovor metričkih osobina na stres (Fame Consortium, 2004)

Odabrana metrička osobina	Očekivani odgovor na stres
Trofička struktura zajednice	
Gustina insektivornih vrsta	↘
Gustina omnivornih vrsta	↗
Reproduktivna strategija	
Gustina fitofilnih vrsta	↗
Relativna abundanca litofilnih vrsta	↘
Tip staništa	
Broj bentosnih vrsta	↘
Broj reofilnih vrsta	↘

Tolerancija	
Procentualna zastupljenost netolerantnih vrsta	↘
Procentualna zastupljenost tolerantnih vrsta	↗
Migratorno ponašanje	
Broj diadromnih vrsta	↘
Broj potamodromnih vrsta	↘

Međutim EFI je pokazao i izvesne negostatke prilikom primene na područjima za koje nije prethodno kalibrisan, odnosno gde zajednica riba značajno odstupaju od istih u testiranim oblastima. Ovo se odnosi na reke Mediterana koje sadrže veliki udeo endemičnih vrsta, kao i na jugoistočni deo Evrope, gde se ihtiofauna značajno razlikuje u kompoziciji vrsta.

Imajući u vidu prethodno navedena ograničenja i nedostatke, došlo je do razvoja novog pristupa pod nazivom Novi Evropski indeks za ribe (EFI+) (EFI+ Consortium, 2009). Glavni cilj EFI+ projekta je ispitivanje primenljivosti i unapređenje EFI-a za upotrebu upotrebe u Centralnoj, Istočnoj Evropi i Mediteranu. Za EFI+ definisana su dva indeksa. Vrednost indeksa se računa zavisno od toga kom tipu reke pripada proučavani lokalitet. Reke su klasifikovane u dva tipa: Salmonidni i Ciprinidni tip reke. Svaki indeks sastoji se od po dve metričke osobine.

- **Salmonidni indeks za ribe** (računa se za lokalitete gde dominantne vrste u zajednici riba pripadaju salmonidama; Tabela 9.2)

Tabela 9.2 Metričke osobine EFI+ Salmonidnog indeksa za ribe (EFI+ Consortium, 2009)

Metrička osobina	Očekivani odgovor na stres
Gustina individua netolerantnih na degradaciju staništa manjih od 150 mm	↘
Gustina individua netolerantnih na smanjenje količine kiseonika	↘

- **Ciprinidni indeks za ribe** (računa se za lokalitete gde dominantne vrste u zajednici riba pripadaju ciprinidama; Tabela 9.3)

Tabela 9.3 Metričke osobine EFI+ Ciprinidnog indeksa za ribe ((EFI+ Consortium, 2009)

Metrička osobina	Očekivani odgovor na stres
Broj reofilnih vrsta	↘
Gustina litofilnih jedinki	↘

Jedna metrička osobina je izražena preko broja vrsta, dok se ostale tri odnose na gustinu jedinki po m². Dve se baziraju na sposobnosti tolerancije, a dve na zahtevima prema tipu staništa za potrebe reprodukcije. Sve četiri osobine pokazuju negativan odgovor pri delovanju antropogenog pritiska.

Izračunavanje Novog Evropskog indeksa za ribe (EFI+)

Prvi korak prilikom izračunavanja Novog Evropskog indeksa za ribe (EFI+) jeste definisanje tipa reke. EFI+ ističe postojanje dva tipa reka, salmonidni i ciprinidni tip reke.

Razlika između ova dva tipa reka zasniva se na relativnoj abundanci vrsta koje su karakteristične za salmonidne zajednice. Za sve ove vrste zajedničko je da su netolerantne na smanjenje količine kiseonika i degradaciju staništa, zatim da su stenotermne, litofili ili speleofili po načinu razmnožavanja i reofili prema zahtevima u staništu. Za nenarušene salmonidne tipove reka karakteristično je da dominiraju salmonidne vrste sa više od 80% (Tabela 9.4). Nasuprot tome za, tipične, očuvane ciprinidne tipove reka relativna abundanca ovih vrsta je manja od 20%.

Tabela 25. Lista netolerantnih vrsta riba, tipičnih za salmonidne zajednice – ST–vrste za područje Evrope

<i>Alburnoides bipunctatus, Cobitis calderoni, Coregonus lavaretus, Cottus gobio, Cottus poecilopus, Eudontomyzon mariae, Hucho hucho, Lampetra planeri, Phoxinus phoxinus, Salmo salar, Salmo trutta fario, Salmo trutta lacustris, Salmo trutta macrostigma, Salmo trutta trutta, Salmo trutta marmoratus, Salvelinus fontinalis, Salvelinus namaycush, Salvelinus umbla, Thymallus thymallus</i>

Kako se pod delovanjem antropogenog faktora struktura zajednice menja, nemoguće je direktno, na osnovu riblje zajednice, razlikovati salmonidni od ciprinidnog tipa. Prema projektu FAME, pomoću 7 sredinskih parametara moguće je razlikovati 15 tipova reka, koje se u slučaju EFI+ grupišu u dva glavna tipa, uzevši u obzir kriterijum koji se odnosi na relativnu abundancu salmonidnih vrsta (Tabela 9.5).

Tabela 26. Pregled mogućnosti za odabir odgovarajućeg indeksa na osnovu zastupljenosti vrsta karakterističnih za salmonidne zajednice

Procentualna zastupljenost ST-vrsta				
Klasifikacija lokaliteta	0%-20%	20%-50%	50%-80%	80%-100%
Salmonidni tip		Predlaže se Salmonidni EFI+ indeks	Preporučuje se Salmonidni EFI+ indeks	Koristi se Salmonidni EFI+ indeks
Ciprinidni tip	Koristi se Ciprinidni EFI+ indeks			

Ukoliko je reka salmonidnog tipa primenjuje se **Salmonidni EFI+ indeks**, koji se računa po sledećoj formuli:

$$EFI+ = \frac{Ni.O2.Intol + Ni.Hab.Intol.150}{2}, \text{ gde je}$$

Ni.O2.Intol – gustina individua netolerantnih na smanjenje količine kiseonika, a Ni.Hab.Intol.150 – gustina individua netolerantnih na degradaciju staništa manjih od 150 mm totalne dužine tela³.

Za reke ciprinidnog tipa koristi se **Ciprinidni EFI+ indeks** koji se računa primenom sledeće formule:

$$EFI+ = \frac{Ric.RH.Par + Ni.LITHO}{2}, \text{ gde je}$$

Ric.RH.Par – broj reofilnih vrsta, a Ni.LITHO – gustina jedinki koje su litofili prema reproduktivnim zahtevima.

³ Totalna dužina tela ribe predstavlja dužinu tela merenu od vrha glave do kraja repnog peraja

Za svaku metričku osobinu, za dati lokalitet, pomoću statističkog modela predviđa se njena vrednost u očuvanim, referentnim uslovima.

Broj bodova koji se dodeljuje svakoj od osobina (M_{iq}) dobija se na sledeći način:

$$M_{iq} = \frac{R_i - M_{jq}}{S_q}, \text{ pri čemu je}$$

$$R_i = O_i - T_i,$$

gde je O_i – dobijena vrednost metričke osobine, T_i – očekivana, teoretska vrednost metričke osobine u odsustvu delovanja antropogenog faktora, M_{jq} – medijana razlika dobijenih i očekivanih vrednosti za svaki lokalitet koji pripada datom tipu reke određenog regiona, S_q – standardna devijacija razlika dobijenih i očekivanih vrednosti za svaki lokalitet koji pripada datom tipu reke određenog regiona.

Konačna vrednost indeksa ukazuje na klasu vode kojoj proučavana tačka pripada (Tabela 9.6).

Određivanje kvaliteta vode rečnih ekosistema na osnovu Novog evropskog indeksa za ribe (EFI+)

PRIMER: Metoda elektroribolova, na 200m dužinskog toka reke, sprovedena je sa ciljem urorkovanja faune riba na reci Visočici, na lokalitetu kod sela Visočka Ržana, Pirot, Srbija (Tabela 9.7). Izračunati vrednost Novog Evropskog indeksa za ribe (EFI+) i odrediti klasu kvaliteta vode na odabranom lokalitetu na osnovu uzorka iz tabele, ukoliko su unapred procenjeni sledeći parametri:

- Očekivana vrednost metričke osobine $N_{i.O2.Intol}$ – 32.65
- Očekivana vrednost metričke osobine $N_{i.Hab.Intol.150}$ – 58.34
- Očekivana vrednost metričke osobine $R_{ic.RH.Par}$ – 4.14
- Očekivana vrednost metričke osobine $N_{i.LITHO}$ – 73.78
- $M_{jq O2.Intol}$ – 38.5
- $S_q O2.Intol$ – 6.2
- $M_{jq Hab.Intol.150}$ – -4.48
- $S_q Hab.Intol.150$ – 1.14
- $M_{jq RH.Par}$ – 0.11
- $S_q RH.Par$ – 0.08
- $M_{jq LITHO}$ – 30.11
- $S_q LITHO$ – 2.2

Informacije o ekološkim preferencijama vrsta nalaze se u priložima 5, 6, 7 i 8. Vrednost EFI+ indeksa sa odabranog test lokaliteta uneti u Tabelu 9.8.

Tabela 26 Struktura zajednice riba na reci Visočici, na lokalitetu kod sela Visočka Ržana, Pirot, Srbija

	Vrsta	Totalna dužina (mm)	Masa (g)
1.	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	81	7
2.	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	73	6.3
3.	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	60	5.9
4.	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	55	4.4
5.	<i>Cottus gobio</i>	110	22
6.	<i>Cottus gobio</i>	102	18
7.	<i>Squalius cephalus</i>	191	58
8.	<i>Squalius cephalus</i>	180	56
9.	<i>Squalius cephalus</i>	180	55
10.	<i>Squalius cephalus</i>	166	50
11.	<i>Squalius cephalus</i>	165	52
12.	<i>Squalius cephalus</i>	143	48
13.	<i>Squalius cephalus</i>	112	32
14.	<i>Squalius cephalus</i>	101	30
15.	<i>Phoxinus phoxinus</i>	71	20
16.	<i>Phoxinus phoxinus</i>	66	18
17.	<i>Phoxinus phoxinus</i>	65	18
18.	<i>Salmo trutta fario</i>	233	200
19.	<i>Salmo trutta fario</i>	220	181
20.	<i>Salmo trutta fario</i>	186	108
21.	<i>Salmo trutta fario</i>	160	77
22.	<i>Salmo trutta fario</i>	112	30

23.	<i>Salmo trutta fario</i>	110	29
-----	---------------------------	-----	----

Tabela 28. Granice ekoloških klasa za oba tipa EFI+ indeksa (EFI+ Consortium, 2009)

	Salmonidni indeks	Ciprinidni indeks	
		Hodanje	Čamac
Klasa 1	(0.911 -1)	(0.939 -1)	(0.917 - 1)
Klasa 2	(0.755- 0.911)	(0.655- 0.939)	(0.562 - 0.917)
Klasa 3	(0.503 -0.755)	(0.437 -0.655)	(0.375 - 0.562)
Klasa 4	(0.252 -0.503)	(0.218 -0.437)	(0.187 - 0.375)
Klasa 5	(0 - 0.252)	(0 - 0.218)	(0 - 0.187)

Reference

1. Abel, P.D., 2014. Water pollution biology. CRC Press.
2. Ambrazene, P., 1976. Količestvenie vzajmootnošenie mikroorga-njizmov i ih ispoljzovanie dlja ocenki zagrzjaznenosti rečnjih vod. Žurnal obščej biologii 37, 416-425.
3. Anderson, J., 1975. The enigma of soil animal species diversity, Progress in soil zoology. Springer, pp. 51-58.
4. Armitage, P., Moss, D., Wright, J., Furse, M., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. Water research 17, 333-347.
5. Benayas, J.M.R., de la Montaña, E., 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. Biological Conservation 114, 357-370.
6. Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. Annu. Rev. Entomol. 51, 495-523.
7. Braun-Blanquet, J., Pflanzensoziologie, Grundzuge der Vegetationskunde. Springer, Berlin.
8. Buss, D.F., Salles, F.F., 2007. Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian river basin. Environmental monitoring and assessment 130, 365.
9. Carignan, V., Villard, M.-A., 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. Environmental monitoring and assessment 78, 45-61.
10. Chandler, J., 1970. A biological approach to water quality management. Wat. Poll. Control 69, 415-422.
11. Communities), E.E., 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, 1-72.
12. Consortium, E., 2009. Manual for the application of the new European Fish Index – EFI+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive Available at <http://efiplus.boku.ac.at/software/doc/EFI+Manual.pdf>.
13. Consortium, F., 2004a. Development, Evaluation and Implementation of a standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers (FAME). Final Report. EVK1-CT-2001-00094 [online]. <http://fame.boku.ac.at/downloads.htm> [accessed September 2011].
14. CONSORTIUM, F., 2004b. Manual for the application of the European Fish Index- EFI. . A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005.
15. Crisp, M.D., Laffan, S., Linder, H.P., Monro, A., 2001. Endemism in the Australian flora. Journal of Biogeography 28, 183-198.
16. De Sloover, J., 1964. Végétaux épiphytes et pollution de l'air. Rev. Quest. Scientif 25, 531-561.

17. De Sloover, J., 1968. Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity, Proceeding of Symposium on Recent Advance in Tropical Ecology. Varansi, pp. 42-56.
18. ELLEMBERG, H., MUELLER-DOMBOIS, D., 1965. A key plant life forms with revised subdivisions. Separata de Ber. Geobot. Inst. ETH, Zurich, 37.
19. Friedrich, G., 1990. Eine revision des saprobiensystems. Zeitschrift für Wasser-und Abwasser-Forschung 23, 141-152.
20. Graefe, U., 1995. Gibt es bodentyp-spezifische Tiergesellschaften. Mitt. DBG 75, 11-14.
21. Graefe, U., 1997. Bodenorganismen als Indikatoren des biologischen Bodenzustands. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85, 687-690.
22. Grginčević, M., Pujin, V. 1998. Hidrobiologija priručnik za studente i poslediplomce. Ekološki pokret Novog Sada. Novi Sad, 212.
23. Hellawell, J.M., 2012. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Springer Science & Business Media.
24. Hilsenhoff, W.L., 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Department of Natural Resources, Wisconsin.
25. Hilsenhoff, W.L., 1982. Using a biotic index to evaluate water quality in streams. Department of Natural Resources Madison, Wisconsin.
26. Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6, 21-27.
27. Kelly, M., Whitton, B.A., 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Applied Phycology 7, 433-444.
28. Kohl, W., 1979. Über die Bedeutung bakteriologischer Untersuchungen für die Beurteilung von Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der österreichischen Donau. Veröffentlichungen der Arbeitsgemeinschaft Donauforschung, 392-461.
29. Kojić M, Popović R, Karadžić B. 1997. *Vaskularne biljke kao indikatori staništa*. Institut za istraživanja u poljoprivredi "Srbija", Institut za biološka istraživanja Siniša Stanković: Beograd.
30. Kolkwitz, R., 1950. Schriftenreihe Ver. Wass Boden U. Lufthyg.
31. Kolkwitz, R., Marsson, M., 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 2, 126-152.
32. Laketić, D., Radulović, S., Živković, M., Jurca, T., Alford, M.H., 2013. Lake macrophyte nutrient index of standing waters in Serbia (LIMNIS). Ecological indicators 25, 200-204.
33. Laketić, D.L., 2013. Fitocenološka klasifikacija vegetacije jezerskog tipa u Srbiji. Универзитет у Београду, Биолошки факултет.
34. Landolt, E., 1977. Okologische zeigerwerte zur Schweizer flora.
35. Lecointe, C., Coste, M., Prygiel, J., 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. Hydrobiologia 269, 509-513.

36. Leonard, P.M., Orth, D.J., 1986. Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 115, 401-414.
37. Liebmann, H., 1962. *Handbuch der Frischwasser und Abwasser biologische, Handbuch der frischwasser und abwasser biologische*. R. Oldenbourg.
38. Mason, C.F., 2002. *Biology of freshwater pollution*. Pearson Education.
39. Metcalfe, J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental pollution* 60, 101-139.
40. Nores, C., Garcia Alvarez, E., 2000. Indice de valoracion del territorio basado en la acumulacion de especies amenazadas. *Naturalia Cantabrigiae* 1, 63-66.
41. Overton, J., 2006. Standard operating procedures. Stream fish community assessment and fish tissue. Department of environment and natural resources, North Carolina.
42. Palmer, C.M., 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology* 5, 78-82.
43. Pantle, R., 1955. Die biologisch Uberwachung der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas-u. Wasserfach* 96, 604.
44. Penning, W.E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N., 2008. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic ecology* 42, 237-251.
45. Persoone, G., De Pauw, N., 1979. Systems of biological indicators for water quality assessment, *Biological aspects of freshwater pollution*. Elsevier, pp. 39-75.
46. Petrović, O., Gajin, S., Matavulj, M., Radnović, D., Svirčev, Z., 1998. Mikrobiološko ispitivanje kvaliteta površinskih voda. Prirodno-matematički fakultet, Institut za biologiju.
47. Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., Rogers, C., Roset, N., Schmutz, S., 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* 43, 70-80.
48. Radulović, S., Laketić, D., Teodorović, I., 2011. A botanical classification of standing waters in Serbia and its application to conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21, 510-527.
49. Rosenberg, D., Resh, V., 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, London.
50. Russev, B., 1993. *Bases of Saprobiology*. Ouniversitetsko Izdatelstvo "Sv. Kliment Ohridski", Sofia.
51. Shannon CE (1948) A mathematical theory of communication. *Bell Syst Tech J* 27(3): 379-423.
52. Simić, S., Simić, V., 2009. *Ekologija kopnenih voda (Hidrobiologija I)*. Prirodno-matematički fakultet Univerziteta u Kragujevcu i Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu.
53. Simić, V., 1996. *Mogućnosti ekološkog monitoringa rečnih ekosistema Srbije na osnovu makrozoobentosa*. Doktorska disertacija, Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, Beograd.

55. Simić, V., Simić, S., 1999. Use of the river macrozoobenthos of Serbia to formulate a biotic index. *Hydrobiologia* 416, 51-64.
56. Simon, T., 1991. Development of ecoregion expectations for the index of biotic integrity (IBI) Central Corn Belt Plain. US Environmental Protection Agency, Region V, Chicago, Illinois. EPA 905/9-91/025.
57. Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *nature* 163, 688.
58. Sládeček, V., 1973. System of water quality from the biological point of view. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
59. Soó, R., 1980. Conspectus Florae Vegetationisque Hungariae. SOÓ R.: Synopsis systematico-geobotanica florum vegetationisque Hungariae VI.–Akadémiai Kiadó, Budapest, 261-524.
60. Stamenković, S., 2006. Bioindikacija stepena zagađenosti vazduha urbanih sredina korišćenjem lišaja kao bioindikatora. manuscript, Niš.
61. Stefanović, O., 2016. Praktikum iz mikrobiologije sa radnim listovima. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Kragujevcu, Kragujevac.
62. Talaro, K.P., Chess, B., 2018. Foundations in microbiology. McGraw-Hill.
63. Tortora, G.J., Funke, B.R., Case, C.L., Johnson, T.R., 2004. Microbiology: an introduction. Benjamin Cummings San Francisco, CA.
64. Westhoff, V., Van Der Maarel, E., 1978. The braun-blanquet approach, Classification of plant communities. Springer, pp. 287-399.
65. Whittaker, R.H., 1978. Classification of plant communities. Dr. W. W Junk bv, The Hague.
66. Woodiwiss, F., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry & Industry*, 443-447.
67. Zelinka, M., 1961. Zur Prazisierung der biologische Klassifikation der Reinheit fliessender Gewasser. *Arch Hydrobiol* 57, 389-407.

Prilog

Prilog 1. Senzitivnost (s) i indikatorske vrednosti (v) taksona silikatnih algi uključenih u Trofički diatomni indeks (TDI).

Takson	s	V	Dodatne informacije
<i>Achanthoceras</i>	0	0	Plankton
<i>Achnanthes clevei</i>			Videti takson <i>Karayevia</i>
<i>Achnanthes conspicua</i>	5	2	Novi takson
<i>Achnanthes lanceolata type</i>	5	2	Odvojeno od taksona <i>Planothidium</i>
<i>Achnanthes lauenhurgiana</i>			Videti takson <i>Psammothidium lauenburgianum</i>
<i>Achnanthes oblongella</i>	1	2	Novi takson
<i>Achnanthes ploenensis</i>			Videti takson <i>Kolbesia</i>
<i>Achnanthes subatomoides</i>			Videti takson <i>Psammothidium subatomoides</i>
<i>Achnanthidium</i>	2	2	U prethodnoj verziji <i>Achnanthes minutissima-type</i> . Takson uključuje <i>A. minutissimum</i> , <i>A. microcephalum</i> i <i>A. biasoletiana</i>
<i>Achnanthes</i> (ostali)	3	1	Ne uključuje sledeće taksonе: <i>Achnanthidium</i> , <i>Planothidium</i> , <i>Psammothidium</i> , <i>Karayevia</i> , <i>Kolbesia</i> , ali uključuje <i>Rossithidium</i>
<i>Amphipleura</i>	1	3	Pokretne valve
<i>Amphora pediculus</i>	5	2	
<i>Amphora</i> (ostali)	5	1	
<i>Anomoeoneis</i>	4	1	Pokretne valve
<i>Asterionella</i>	0	0	Plankton
<i>Attheya</i>			Videti <i>Achanthoceras</i>
<i>Aulacosira</i>	0	0	Plankton
<i>Bacillaria paxillifer</i>	4	1	Novi takson, pokretne valve

<i>Brachysira</i>	1	3	Pokretne valve
<i>Caloneis</i>	3	1	Pokretne valve
<i>Ceratoneis arcus</i>			Videti takson <i>Hannaea</i>
<i>Chaetoceras</i>	0	0	Plankton
<i>Cocconeis pediculus</i>	4	2	
<i>Cocconeis placentula</i>	3	2	
<i>Cocconeis</i> (ostali)	2	2	
<i>Craticula</i>	5	1	Novi takson, pokretne valve, odvojen od taksona <i>Navicula</i>
<i>Ctenophora pulchella</i>	2	1	U prethodnoj verziji <i>Synedra pulchella</i>
<i>Cyclostephanos</i>	0	0	Plankton
<i>Cyclotella</i>	0	0	Plankton
<i>Cymatopleura</i>	4	1	
<i>Cymbella ajfinis</i>	1	3	
<i>Cymbella delicatula</i>	1	3	
<i>Cymbella microcephala</i>	1	2	
<i>Cymbella minuta / silesiaca</i>			Promenjeno u takson <i>Encyonema</i>
<i>Cymbella sinuata</i>			Videti <i>Reimeria sinuata</i>
<i>Cymbella</i> (velike forme) <i>C. caespitosa</i> , <i>C. lanceolata</i>	4	2	> 70 pm
<i>Cymbella</i> (ostali)	2	1	Uključuje takson <i>Encyonema</i> spp.
<i>Denticula tenuis</i>	2	2	Takson <i>Denticula</i> spp je halophilous.
<i>Diadesmis</i>	5	1	Novi takson. Odvojeno od <i>Navicula</i> (male).
<i>Diatoma mesodon</i>	2	2	Novi takson
<i>Diatoma moniliforme</i>	3	1	Novi takson
<i>Diatoma tenue</i>	2	2	
<i>Diatoma vulgare</i>	5	3	
<i>Diatoma</i> (ostali)	2	1	
<i>Didymosphenia geminata</i>	2	3	

<i>Diploneis</i>	1	1	
<i>Ellerbeckia arenaria</i>	4	2	
<i>Encyonema minutum / silesiacum</i>	3	2	Odvojeno od taksona <i>Cymbella</i>
<i>Encyonema</i> (ostali)			Videti takson <i>Cymbella</i> (ostali)
<i>Epithemia</i>	1	2	
<i>Eucoconeis</i>	3	1	
<i>Eunotia</i>	1	3	
<i>Fragilaria brevistriata</i>			Videti takson <i>Pseudostaurosira</i>
<i>Fragilaria capucina</i>	2	2	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0	0	Novi takson, plankton
<i>Fragilaria pinnata</i>			Videti takson <i>Staurosirella</i>
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	3	2	
<i>Fragilaria</i> (ostali)	2	1	Taksoni <i>Staurosira</i> i <i>Fragilariforma</i> se nalaze u odvojenim kategorijama
<i>Fragilariforma</i>	2	1	Novi takson. U prethodnoj verziji uključuje takson <i>Fragilaria</i> (ostali)
<i>Frustulia</i>	1	2	Pokretne valve
<i>Gomphocymbella</i>	2	1	
<i>Gomphoneis</i>			Videti takson <i>Gomphonema</i> -ostali
<i>Gomphonema angustatum</i>	1	2	
<i>Gomphonema minutum</i>	4	2	Novi takson
<i>Gomphonema olivaceoides</i>	2	3	
<i>Gomphonema olivaceum</i>	5	2	
<i>Gomphonema parvulum</i>	5	3	
<i>Gomphonema</i> (ostli)	3	1	
<i>Gyrosigma</i>	5	2	Pokretne valve

<i>Hannaea arcus</i>	1	3	
<i>Hantzschia</i>	5	1	Pokretne valve
<i>Karayevia</i>	4	2	Novi taxon, odvojeno od <i>Achnanthes</i> (ostali)
<i>Kolbesia</i>	4	2	Novi taxon, odvojeno od <i>Achnanthes</i> (ostali)
<i>Luticola</i>	5	2	Novi taxon, rod odvojen od <i>Navicula</i> (ostali), pokretne valve
<i>Martyana</i>	5	2	U prethodnoj verziji vrste roda <i>Opephora</i>
<i>Melosira varians</i>	4	2	
<i>Meridion circulare</i>	2	3	
<i>Navicula capitoradiata</i>	3	2	Novi takson, pokretne valve
<i>Navicula cryptotenella-type</i>	5	2	Pokretne valve, uključuje taksone <i>N. menisculus</i> , <i>N.reichardtiana</i>
<i>Navicula gregaria</i>	5	1	Pokretne valve
<i>Navicula lanceolata</i>	5	2	Pokretne valve
<i>Navicula tripunctata</i>	4	2	Pokretne valve
<i>Navicula</i> (ostli)	4	1	Isključuje male vrste (videti u nastavku tabele), uključuje rod <i>Cavinula</i> , pokretne valve
<i>Navicula</i> (male vrste)	5	1	< 12 pm, uključuje male vrste <i>Sellaphora</i> , <i>Diadesmis</i>
<i>Neidium</i>	2	3	
<i>Nitzschia acicularis</i>	4	1	Pokretne valve
<i>Nitzschia amphibia</i>	5	3	Pokretne valve
<i>Nitzschia dissipata</i>	5	2	Pokretne valve
<i>Nitzschia fonticola</i>	3	2	Novi takson, pokretne valve
<i>Nitzschia inconspicua</i>	5	1	Novi takson, pokretne valve
<i>Nitzschia palea</i>	5	1	Novi takson, pokretne valve
<i>Nitzschia pusilla</i>	4	2	Pokretne valve
<i>Nitzschia</i> section <i>Sigmoideae</i>	4	2	Pokretne valve
<i>Nitzschia</i> (ostali)	4	1	Velike forme (> 100 pm), pokretne valve
<i>Opephora</i>			Videti takson <i>Martyana</i>

<i>Peronia fibula</i>	1	3	
<i>Pinnularia</i>	1	3	Pokretne valve
<i>Planothidium</i>	5	2	Novi takson, u prethodnoj verziji
			<i>Achnanthes lanceolata</i> -type, sada uključuje <i>P. delicatulum</i> (u prethodnoj verziji <i>A. delicatula</i>)
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	2	2	
<i>Psammothidium (ostali)</i>	3	1	Novi takson, odvojeno od <i>Achnanthes (ostali)</i>
<i>Psammothidium lauenburgianum</i>	4	2	Novi takson, odvojeno od <i>Achnanthes (ostali)</i>
<i>Psammothidium subatomoides</i>	2	2	Novi takson, odvojeno od <i>Achnanthes (ostali)</i>
<i>Psammodictyon</i>			Videti takson <i>Nitzschia (ostali)</i>
<i>Reimeria sinuata</i>	4	3	
<i>Rhizosolenia</i>			Videti takson <i>Urosolenia</i>
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	5	1	
<i>Rhopalodia</i>	1	1	
<i>Rossithidium</i>			Videti takson <i>Achnanthes (ostali)</i>
<i>Sellaphora</i>			Uključuje i male taksone <i>Navicula</i> .
<i>Semiorbis</i>	1	3	
<i>Skeletonema</i>	0	0	Plankton
<i>Stauroneis</i>	5	2	Pokretne valve
<i>Staurosira</i>	4	1	Novi takson, u prethodnoj verziji uključuje <i>Fragilaria (other)</i>
<i>Staurosirella</i>	4	1	
<i>Stenopteroberia</i>	1	1	Pokretne valve
<i>Stephanodiscus</i>	0	0	Plankton
<i>Surirella islandica</i>	1	2	Pokretne valve
<i>Surirella (ostali)</i>	3	1	Novi takson, pokretne valve
<i>Synedra pulchella</i>			Videti takson <i>Ctenophora pulchella</i>
<i>Synedra ulna</i>	3	1	

<i>Synedra (ostali)</i>	4	1	
<i>Tabellaria</i>	2	3	
<i>Tabular ia</i>	5	2	
<i>Tetracyclus</i>	1	1	
<i>Thalassiosira</i>	0	0	Plankton
<i>Tryblionella</i>	4	1	U prethodnoj verziji uključuje <i>Nitzschia</i> (ostali). Pokretne valve
<i>Urosolenia</i>	0	0	Plankton

Prilog 2 Indeksi troficnosti

Takson / Trofički indeks	IBMR (Csi)	IBMR (Ei)	MIR (I)	MIR (w)	TIM (IV)	TIM (W)	MTR (STR)	LIMNIS (MSI)	TI
Opseg indikat. vrednosti (senzitivneStolerantne/ oligotrofnoSeutrofno)	20-0		10-1		1-4		10-1	1-9	
Opseg ekološke aplitude (široka – uska)		1-3		1-3		1-16			
<i>Acorus calamus</i> L.	7	3			3.20	2	2		
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	10	1							
<i>Alisma lanceolatum</i> L.	9	2					3		
<i>Alisma plantagoSaquatic</i> L.	8	2					3		
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	5	1	4	1					
<i>Apium inundatum</i> L.	17	3					9		
<i>Apium nodiflorum</i> L.	10	1					4		
<i>Amblystegium riparium</i> (Hedw.) Schimp.	5	2	1	1					
<i>Amblystegium tenax</i> (Hedw.) Jenn	15	2							
<i>Amblystegium fluvitale</i> (Sm.) Loeske	11	2					5		
<i>Audouinella sp.</i> Bory de St Vincent	13	2							
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	6	3					3	7.55	
<i>Bangia atropurpurea</i> Lyngbye	10	2							
<i>Batrachospermum sp.</i> Roth	16	2							
<i>Berula erecta</i> (HUDSON) COVILLE	14	2			2.65	4	5		
<i>Bidens frondosa</i> L.									
<i>Bidens tripartita</i> L.									
<i>Binuclearia sp.</i> Wittrock	14	2							
<i>Blindia acuta</i> (Hedw.)							10		
<i>Brachythecium plumosum</i> (Hedw.)	18	3					9		
<i>Brachythecium rivulare</i> Schimp.	15	2					8		
<i>Brachythecium rutabulum</i> (Hedw.)							3		
<i>Bryum pseudotriquetrum</i> (Hedw.)							9		
<i>Butomus umbellatus</i> L.	9	2			2.98	4	5		
<i>Calliergon cuspidatum</i> L. <i>Syn. Acrocladium cuspidatum or Calliergonella cuspidatum or Hypnum cuspidatum</i>							8		

<i>Callitriche palustris</i> L.								4.92	0
<i>Callitriche cophocarpa</i> SENDTNER					2.50	4			0
<i>Callitriche hamulata</i> KÜTZING ex KOCH									S
	12	1			1.80	2	9		
<i>Callitriche hermaphroditica</i> L.									0
<i>Callitriche obtusangula</i> LE GALL									
	8	2			2.50	4	5		
<i>Callitriche palustris</i> L.								4.92	
<i>Callitriche platycarpa</i> Kutz.									
	10	1							
<i>Callitriche stagnalis</i> L.									0
	12	2							
<i>Callitriche truncate</i> Guss.									
	10	2							
<i>Carex acuta</i> L.				5	1			5	
<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.								3	
<i>Carex elata</i> All.									
			4	2					
<i>Carex riparia</i> Curtis									
			4	2				4	
<i>Carex rostrata</i> Stokes									
	15	3							
<i>Carex vesicaria</i> L.									
	12	2							
<i>Catabrosa aquatic</i> L.								5	
	11	2							
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.									T
	5	2	2	3	3.18	8	2	7.32	
<i>Ceratophyllum submersum</i> L. subsp. <i>Submersum</i>								6.82	
	2	3							
<i>Chaetophora</i> sp. Schrank									
	12	2							
<i>Chara aspera</i> Deth. ex Willd.									
					1.10	8			0
<i>Chara connivens</i> Saltzm. Ex. A. Braun									T
<i>Chara contraria</i> A. Braun ex Kutz									
					1.70	4			0
<i>Chara delicatula</i> Agardh.									
					1.58	4			S
<i>Chara fragilis</i> Desv.									0
<i>Chara globularis</i> Thuill.									
	13	1			2.03	4			0
<i>Chara hispida</i> L. Vaillant									
	15	2			1.05	16			0
<i>Chara intermedia</i> A. Braun									
					1.15	8			
<i>Chara rudis</i> A. Braun									0
<i>Chara strigosa</i> A. Braun									S
<i>Chara tomentosa</i> L.									0
<i>Chara vulgaris</i> L.									
	13	1			2.23	2		4.72	0

<i>Chiloscyphus pallescens</i> (Ehrh. ex Hoffm.)	14								
		2							
<i>Chiloscyphus polyanthus</i> L.	15						8		
		2							
<i>Cinclidotus aquaticus</i> (Hedw.)	15	2							
<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. & Baumgartner	13	3							
<i>Cinclidotus riparius</i> (Host ex Brid.) Arn.	13	2	2	3			2		
<i>Cinclidotus fontinaloides</i> (Hedw.)	12	2					5		
<i>Cladophora glomerata</i> (Linnaeus) Kützing	6	1	1	2			1		
<i>Collema fluviatile</i> (Huds.)	17								
		3							
<i>Crassula aquatic</i> L.									0
<i>Cratoneuron commutatum</i> (Hedw.)	15								
		2							
<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.)	18								
		3							
<i>Cyperus fuscus</i> L.	6	1	1	2					
<i>Dermatocarpon weberi</i> Ach.	16	3							
<i>Diatoma sp.</i> Bory de St Vincent	12	2							
<i>Draparnaldia sp.</i> Bory de St Vincent	18	3							
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.)	15	3							
<i>Drepanocladus fluitans</i> (Hedw.)	14	2							
<i>Dichodontium flavescens</i> (Dicks.)							9		
<i>Dichodontium pellucidum</i> (Hedw.)							9		
<i>Dichostylis micheliana</i> (L.) Nee									
<i>Dicranella palustris</i> (Dicks.)							10		
<i>Elatine hexandra</i> (Lapierre)									S
<i>Elatine hydropiper</i> L.									S
<i>Elatine triandra</i> Schkuhr									0
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult.									S
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	12	2	6	2			6		
<i>Elodea canadensis</i> RICHARDSMICHAUX	10	2			2.55	2	5	7.32	0
<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H.St.John	8	2	6	2	2.75	4		6.47	
<i>Enteromorpha intestinalis</i> Link	3	2					1		

<i>Equisetum fluviatile</i> L.	8	2	6	2			5		
<i>Equisetum palustre</i> L.							5		
<i>Eriocaulon aquaticum</i> (Hill)									S
<i>Fissidens crassipes</i> Wils.	12	2							
<i>Fissidens minutulus</i> Sull.	14	3							
<i>Fissidens pusillus</i> Wils.	14	2							
<i>Fissidens rufulus</i> Schimp.	14	3							
<i>Fissidens viridulus</i> (Swartz)	11	2							
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	10	1	6	2			5		
<i>Fontinalis duriaei</i> Schimp.	14	3							
<i>Fontinalis squamosa</i> Hedw.	16	3					8		
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R.Br.	14	2	5	2			5		
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	14	2	3	1	3	2	3		
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.			3	1	3	2			
<i>Groenlandia densa</i> (Linne) Fourreau	11	2			1.83	4	3		
<i>Helodes palustris</i> Spach	17	3							
<i>Hildenbrandia rivularis</i> Nardo	15	2							
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	12	2			1.48	4	4		
<i>Hottonia palustris</i> L.	12	2							
<i>Hydrodictyon reticulatum</i> Roth	6	2					3		
<i>Hydrocharis morsus Sraeae</i> L.	11	3	6	2			6	6.74	T
<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	14	2							
<i>Hydrurus foetidus</i> C. Agardh	16	2							
<i>Hygrohypnum dilatatum</i> Wilson	19	3							
<i>Hygrohypnum luridum</i> Hedw.	19	3					9		
<i>Hygrohypnum ochraceum</i> (Turner ex Wilson)	19	3					9		
<i>Hyocomium ormoricum</i> (Brid.) Wijk & Marg.	20	3					10		
<i>Iris pseudacorus</i> L.	10	1	6	2			5		
<i>Isoetes echinospora</i> Dur.									S
<i>Isoetes lacustris</i> L.									S
<i>Juncus bulbosus</i> L.	16	3					2		

<i>Juncus subnodulosus</i> Schrank	17	3			1.13	8			
<i>Lemna gibba</i> L.	5	3	1	3			2	7.29	T
<i>Lemna trisulca</i> L.	12	2							
<i>Lemanea</i> sp. /gr. <i>fluviatilis</i>) Bory de St Vincent	15	2					7		
<i>Lemna minor</i> L.	10	1	2	2			4	6.63	T
<i>Lemna minuta</i> Syn. <i>L. minuscula</i>							3		
<i>Lemna trisulca</i> L.	12	2					4	5.54	T
<i>Lemna turionifera</i> Landolt	10	1	2	2				5.54	
<i>Limosella aquatic</i> L.									S
<i>Littorella uniflora</i> L.	15	3					8		S
<i>Luronium natans</i> L.	14	3							
<i>Lycopus europaeus</i> L.	11	1							
<i>Lobelia dortmanna</i> L.									S
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.							8		
<i>Lyngbya</i> sp. C. Agardth	10	2							
<i>Lythrum portula</i> L.									0
<i>Lythrum salicaria</i> L.									
<i>Marsilea quadrifolia</i> L.								5.68	
<i>Marsupella aquatica</i> (Lindenb.)	19	2							
<i>Marsupella emarginata</i> Ehrh.	20	3					10		
<i>Melosira</i> sp. Agardth	10	1							
<i>Mentha aquatica</i> L.	12	1	5	1	2	2			
<i>Mentha pulegium</i> L.	12	1	5	1	2	2			
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	16	3					9		
<i>Montia Fontana</i> L.	15	2					8		
<i>Microspora</i> sp. Thuret	12	2							
<i>Monostruma</i> sp. Thuret	13	2							
<i>Mougeotia</i> sp. C. Agardth T <i>Mougeotiopsis</i> sp. C. Agardth T <i>Debarya</i> sp. Wittrock	13	2							
<i>Myosotis palustris</i> L.	12	1							
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> De Candolle	13	2			1.55	4	8		
<i>Myriophyllum sibiricum</i> Komarov							6		S

<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	8	2			2.83	4	3	6.49	T
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	12	3					6	6.97	T
<i>Najas flexilis</i> Willd.									0
<i>Najas marina</i> L.	5	3	3	2	2.83	4	3	5.95	T
<i>Najas minor</i> All.	6	3						4.41	
<i>Najas tenuissima</i> A. Braun									S
<i>Nardia compressa</i> (Hook.)	20	3					10		
<i>Nardia scalaris</i> (Gray)	20	3							
<i>Nasturtium officinale</i> R. Braun	11	1			2.25	4			
<i>Nitella flexilis</i> L. Agardth	14	2							0
<i>Nitella gracilis</i> (Smith) Agardth	14	2							
<i>Nitella mucronata</i> (A. Braun)	14	2							0
<i>Nitella opaca</i> L.								5.69	S
<i>Nitellopsis optusa</i> (Desv.)									T
<i>Nostoc</i> sp. Vaucher	9	1							
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	9	1	4	2	3.15	4	3	6.47	0
<i>Nuphar lutea x pumila</i> L.									S
<i>Nuphar pumila</i> Timm.									0
<i>Nymphaea alba</i> L.	12	3					6	5.70	0
<i>Nymphaea candida</i> Presl.									0
<i>Nymphaea tetragona</i> Georgi.									0
<i>Nymphoides peltata</i> (S.G.Gmel.) Kuntze	10	2	4	2	3.15	4	2	7.12	T
<i>Octodicerias fontanum</i> La Pyl.	7	3							
<i>Oedogonium</i> sp. Link	6	2							
<i>Oenanthe aquatic</i> L.	11	2							
<i>Oenanthe crocata</i> L.	12	2					7		
<i>Oenanthe fluviatilis</i> (Bab.)	10	2					5		
<i>Orthotrichum rivulare</i> Turm	15	3							
<i>Oscillatoria</i> sp. Vaucher	11	1							
<i>Paschyfissidens grandifrons</i> (Brid.) Limpr.	15	3							
<i>Pellia endiviifolia</i> (Dicks.)							6		

<i>Pellia epiphylla</i> L.								7		
<i>Persicaria amphibian</i> L.									4.64	0
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	10	1	2	1						
<i>Philonotis fontana</i> Hedw.	18	3						9		
<i>Philonotis calcarea</i> (Bruch & Schimp.)	18	2								
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud. <i>Syn. P. communis</i>	9	2	2	1				4		
<i>Phormidium</i> sp. Kutz.	13	2								
<i>Plathypnydium rusciforme</i> (Br. Eur) Fleisch	12	1								
<i>Polygonum amphibium</i> L.	9	2						4	4.64	
<i>Polygonum hydropiper</i> L.	8	2	3	1						
<i>Polygonum lapatifolium</i> L.	8	2	3	1						
<i>Polytrichum commune</i> Hedw.								10		
<i>Potamogeton gramineus</i> L.			7	1						
<i>Potamogeton gramineus x lucens</i>										S
<i>Potamogeton gramineus x natans</i>										S
<i>Potamogeton</i> × <i>fluitans</i> Roth (3 <i>P. lucens</i> L. × 1 <i>P. natans</i> L.)									4.80	
<i>Potamogeton acutifolius</i> Link	12	3							5.58	
<i>Potamogeton alpinus</i> Balb.	13	2			1.55	4			7	S
<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieber	9	2			2.40	2			4	S
<i>Potamogeton coloratus</i> HORNEMANN	20	3			1.05	16				
<i>Potamogeton compressus</i> L.	6	3								0
<i>Potamogeton crispus</i> L.	7	2	4	2	2.88	4	3		5.72	T
<i>Potamogeton filiformis</i> PERSOON					1.70	2				S
<i>Potamogeton x fluitans</i> Roth									4.80	
<i>Potamogeton friesii</i> Rupr.	10	1	3	2	2.68	4	3			0
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	13	2	3	2			7		5.62	S
<i>Potamogeton lucens</i> L.	7	3	4	3	2.65	4	3		6.66	0
<i>Potamogeton natans</i> L.	12	1	4	1	2	4	5		5.60	0
<i>Potamogeton nodosus</i> Poir.	4	3	3	2	3.10	8	5		5.60	

<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert. & Koch	10	2					5	4.26	
<i>Potamogeton panormitanus</i> Biv.	9	2							
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	2	2	3	2	2.88	4	1	7.42	T
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	9	2	4	2	2.38	4	4	6.50	0
<i>Potamogeton polygonifolius</i> POURRET	17	3			1.13	8	10		S
<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen	13	2					6		S
<i>Potamogeton pusillus</i> L.	2	2	4	2	2.40	4	4	3.58	T
<i>Potamogeton rutilus</i> Wolfg									0
<i>Potamogeton trichoides</i> Cham. & Schldl.	7	2	2	2	2.38	4	2		T
<i>Potentilla palustris</i> (L.) Scop.	16	3							
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.							9		
<i>Racomitrium aciculare</i> Hedw.							10		
<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	11	2			2.53	4	5	4.29	0
<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP	10	2			2.25	4	4	7.27	T
<i>Ranunculus confervoides</i> (Fr.)									S
<i>Ranunculus flamula</i> L. aq. fo	16	3					7		
<i>Ranunculus fluitans</i> Lam.	10	2	7	2	3	8	7		
<i>Ranunculus hederaceus</i> L.	12	3					6		
<i>Ranunculus hololeucos</i> Lloyd	19	3							
<i>Ranunculus omiophyllus</i> Ten.	19	3							
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank.	12	2							S
<i>Ranunculus penicillatus ssp penicillatus</i>	12	1					6		
<i>Ranunculus penicillatus ssp pseudofluitans</i>	13	2					5		
<i>Ranunculus reptans</i> L.									S
<i>Ranunculus sceleratus</i> L.							2		
<i>Ranunculus trichophyllus</i> CHAIX	11	2			2.70	2	6	6.16	
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser <i>Syn. Nasturtium amphibia or Sisymbrium amphibia. Include hybrids.</i>	9	1	3	1			3		
<i>Rorippa nasturtiumSaquaticum</i> R.Br. agg. <i>Syn. Nasturtium officinale or Sisymbrium nasturtiumSaquaticum</i>	11	1					5		

<i>Rhacomitrium aciculare</i> Hedw.	18	3							
<i>Rhynchostegium riparioides</i> Hedw.							5		
<i>Rhizoclonium sp.</i> Kutz.	4	2							
<i>Riccardia multifida</i> (L.) Gray	15	2							
<i>Riccardia pinguis</i> (L.) Gray	14	2							
<i>Riccardia sinuate</i> Dicks.	15	2							
<i>Riccia crystalina</i> L.	7	2	2	2			2	4.28	
<i>Riccia fluitans</i> L.	8	3						4.28	
<i>Ricciocarpus natans</i> (L.) Corda								3.04	
<i>Rumex hydrolopathum</i> Huds.							3		
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	6				2.98	4	3		
<i>Salvinia natans</i> (L.) All.								7.17	T
<i>Scapania poludosa</i> (Sw. ex Lindenb.)	20	3							
<i>Scapania undulate</i> (L.) Dum	17	3					9		
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	9	1	3	1			3		
<i>Schistidium rivulare</i> Br. Eur.	15	3							
<i>Schizomerts sp.</i> Kutz.	1	3							
<i>Scirpus fluitans</i> L. (<i>Eleogiton fluitans</i> ; <i>Isolepis fluitans</i>)	18	3					10		
<i>Scirpus lacustris</i> L.	8	2							
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	10	2							
<i>Scirpus maritimus</i> L.							3		
<i>Sirogonium sp.</i> Kutz.	12	2							
<i>Solenostoma triste</i> Nees.							8		
<i>Sphangum indundatum</i> Russ.	20	3					10		
<i>Sphangum palustre</i> L.	20	3					10		
<i>Solenostoma crenulatum</i> (Sm.) Mitt.	20	3							
<i>Solenostoma triste</i> (Nees) K.Mull	19	3							
<i>Sparganium angustifolium</i> Michaux	19	3							S
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman	13	2	4	2	2.78	2	3		
<i>Sparganium erectum</i> L.	10	1	3	1	3	2	3		
<i>Sparganium minimum</i> Wallroth	15	3			1.40	8			
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	6	2	2	2			2	6.74	T

<i>Spyrogira sp.</i> Link	10	1								
<i>Stratiotes aloides</i> L.	10	1	6	2				3	5.59	T
<i>Stigeoclonium sp.</i> Link.	13	2								
<i>Stigeoclonium tenue</i> Link.	1	3								
<i>Subularia aquatica</i> L.										S
<i>Tetraspora sp.</i> Link.	12	1								
<i>Thamnium alopecurum (Thamnobryum alopecurum)</i> Hedw.	15	2					7			
<i>Thorea ramississima</i> Bory de St Vincent	14	3								
<i>Tolypella glomerata</i> Leonhardy	12	2								
<i>Tolypella Canadensis</i>										S
<i>Tolypella prolifera</i> Leonhardy	15	3								
<i>Trapa natans</i> L.	10	3	2	2			2		7.94	T
<i>Tribonema sp.</i> Derbes & Solier	11	2								
<i>Typha angustifolia</i> L.	6	2	3	2			2			
<i>Typha latifolia</i> L.	8	1	2	2			2			
<i>Ulothrix sp.</i> Kutz.	10	1								
<i>Utricularia australis</i> R. Br.									4.99	S
<i>Utricularia intermedia</i> Hayne										S
<i>Utricularia ochroleuca</i> R.W Hartm										S
<i>Utricularia vulgaris</i> L.									4.11	
<i>Utricularia minor</i> L.										S
<i>Vallisneria spiralis</i> L.	8	2	3	2			2		6.90	
<i>Vaucheria sp.</i> De Candolle	4	1								
<i>Veronica anagallis</i> Saquatica L.	11	2			2.58	4	4			
<i>Veronica beccabunga</i> L.	10	1			2.40	4				
<i>Veronica catenata</i> Pennel	11	2					5			
<i>Veronica anagallis</i> Saquatica/ <i>catenata</i> indeterminate							4			
<i>Veronica scutellata</i> L.							7			
<i>Viola palustris</i> L.							9			
<i>Wolffia arrhiza</i> (L.) Horkel ex Wimmer	6	2							6.51	
<i>Zannichellia palustris</i> L.	5	1	2	1	2.93	1	2		7.76	T

Zygnema sp. Agardh	13	3						
--------------------	----	---	--	--	--	--	--	--

Prilog 3 Lista saprobnosti (Grginčević i Pujin, 1998)

	s	x	o	b	a	p	G	S
MOLLUSCA								
Gastropoda								
<i>Planorbidae</i>								
<i>Ancylus fluviatilis</i>	o-b	1	4	3	2	-	1	1.35
<i>Neritidae</i>								
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	b-o	-	+	+	-	-		1.5
<i>Neritidae</i>								
<i>Valvata piscinalis</i>	b	-	-	+	-	-		2.0
Bivalvia								
<i>Unionidae</i>								
<i>Unio crassus</i>	b-o	-	+	+	-	-		1.5
ANNELIDA								
Oligochaeta								
<i>Tubificidae</i>								
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	p-a	-	-	-	4	6	3	3.6
<i>Tubifex tubifex</i>	p	-	-	+	2	8	4	3.6
Hirudinea								
<i>Erpobdellidae</i>								
<i>Erpobdella octoculata</i>	a	-	-	2	6	2	2	3.0
<i>Haemopidae</i>								
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	b	-	3	7	-	-	4	1.7
CRUSTACEA								
Amphipoda								

<i>Gammaridae</i>								
<i>Gammarus balcanicus</i>	x	8	2	-	-	-	4	0.2
INSECTA								
Ephemeroptera								
<i>Beatidae</i>								
<i>Beatis bioculatus</i>	b	-	1	6	3	-	3	2.25
<i>Beatis rhodani</i>	x-o	3	3	3	1	-	1	1.05
<i>Caenidae</i>								
<i>Caenis macrura</i>	x-o	4	4	2	-	-	2	0.75
<i>Heptagenidae</i>								
<i>Ecdyonurus dispar</i>	b	-	1	7	2	-	3	2.15
<i>Ecdyonurus insignis</i>	b	-	2	6	2	-	3	2.0
<i>Ecdyonurus venosus</i>	o	2	5	3	+	-	1	1.15
<i>Heptagenia sulphurea</i>	b	-	1	6	3	-	3	2.25
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	x	7	3	-	-	-	4	0.3
<i>Ephemeridae</i>								
<i>Ephemera danica</i>	o-b	1	4	4	1	-	1	1.5
<i>Ephemerellidae</i>								
<i>Ephemerella ignita</i>	b	1	3	3	3	-	1	1.95
<i>Paraleptophlebiae</i>								
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	o-b	-	5	5	-	-	3	1.5
<i>Potamantidae</i>								
<i>Potamanthus luteus</i>	b	-	1	6	3	-	3	2.25
Odonata								
<i>Gomphidae</i>								
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	b-a	-	-	5	5	-	3	2.5

Plecoptera								
<i>Nemouridae</i>								
<i>Amphinemoura sulcicolis</i>	o	3	5	2	-	-	2	0.85
<i>Protonemoura praecox</i>	o	1	9	-	0	47.97	0	0
<i>Capniidae</i>								
<i>Capnia bifrons</i>	o	1	6	3	-	-	3	1.25
<i>Leuctridae</i>								
<i>Leuctra hippopus</i>	x	7	3	-	-	-	4	0.3
<i>Leuctra nigra</i>	o-b	1	5	4	-	-	3	1.35
<i>Perlidae</i>								
<i>Dinocras cephalotes</i>	x	8	2	-	-	-	4	0.2
<i>Perla marginata</i>	x-o	4	5	1	-	-	2	0.65
<i>Perlodidae</i>								
<i>Perlodes microcephala</i>	o	3	7	-	-	-	4	0.3
Trichoptera								
<i>Limnephilidae</i>								
<i>Drusus discolor</i>	x	6	4	-	-	-	3	0.4
<i>Goeridae</i>								
<i>Goera pilosa</i>	o-b	-	5	5	+	-	3	1.5
<i>Odontoceridae</i>								
<i>Odontocerum albicorne</i>	x	9	1	-	-	-	5	0.1
Heteroptera								
<i>Aphelocheiridae</i>								
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	o-m	+	5	5	+	-	3	1.5
Coleoptera								
<i>Elmidae</i>								
<i>Elmis aenea</i>	o-b	2	3	3	2	-	1	1.55

Diptera								
<i>Athericidae</i>								
<i>Atherix ibis</i>	o	2	5	3	+	-	2	1.15
<i>Chironomidae</i>								
<i>Paratendipes albimanus</i>	b-a	-	-	5	5	-	3	2.5
<i>Polypedilum scalaenum</i>	b-a	-	-	5	5	-	3	2.5
<i>Prodiamesa olivacea</i>	b-a	-	2	4	4	-	2	2.25
<i>Rheotanytarsus sp</i>	b	-	+	+	+	-		2.0

Prilog 4. Definisane najznačajnijih ribljih gildi potrebnih za izračunavanje IBI i EFI+ indeksa

Gilda	Opis
Omnivori	Svaštojedi, hrane se i životinjskim i biljnim materijalom
Insektivori	Insektojedi, specijalisti koji se hrane insektima
Piscivori	Grabljivice, hrane se drugim ribama
Litofili	Ikru odlažu na kamenju
Fitofili	Ikru odlažu na biljkama
Speleofili	Ikru odlažu u šupljinama
Bentosne ribe	Žive i hrane se na dnu rečnog korita
Reofili	Preferiraju brzotekuće vode
Potamodromne vrste	Migriraju unutar slatkih voda
Diadromne vrste	Migriraju između slanih i slatkih voda

Prilog 5. Lista ribljih vrsta osjetljivih na smanjenu koncentraciju kiseonika (EFI+ Consortium, 2009)

<i>Alburnoides bipunctatus</i>	<i>Eudontomyzon vladykovi</i>	<i>Romanogobio belingi</i>
<i>Alosa alosa</i>	<i>Gobio gobio</i>	<i>Romanogobio vladykovi</i>
<i>Alosa fallax</i>	<i>Gobio kesslerii</i>	<i>Rutilus frisii</i>
<i>Aspius aspius</i>	<i>Gobio uranoscopus</i>	<i>Rutilus pigus</i>
<i>Barbus cyclolepis</i>	<i>Hucho hucho</i>	<i>Salmo salar</i>
<i>Barbus haasi</i>	<i>Huso huso</i>	<i>Salmo trutta fario</i>
<i>Barbus peloponnesius</i>	<i>Knipowitschia thessala</i>	<i>Salmo trutta lacustris</i>
<i>Barbus petenyi</i>	<i>Lampetra planeri</i>	<i>Salmo trutta macrostigma</i>
<i>Barbus tyberinus</i>	<i>Lethenteron zanandreaei</i>	<i>Salmo trutta trutta</i>
<i>Chondrostoma nasus</i>	<i>Leuciscus souffia</i>	<i>Salmo marmoratus</i>
<i>Chondrostoma turiense</i>	<i>Lota lota</i>	<i>Salvelinus alpinus</i>
<i>Cobitis calderoni</i>	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	<i>Salvelinus fontinalis</i>
<i>Cobitis hellenica</i>	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	<i>Salvelinus namaycush</i>
<i>Coregonus albula</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Salvelinus umbla</i>
<i>Coregonus lavaretus</i>	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	<i>Thymallus thymallus</i>
<i>Coregonus maraena</i>	<i>Pelecus cultratus</i>	<i>Tropidophoxinellus hellenicus</i>
<i>Coregonus oxyrinchus</i>	<i>Phoxinus phoxinus</i>	<i>Tropidophoxinellus spartiaticus</i>
<i>Cottus gobio</i>	<i>Polyodon spathula</i>	<i>Zingel asper</i>
<i>Cottus poecilopus</i>	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	<i>Zingel streber</i>
<i>Economidichthys pygmaeus</i>	<i>Pseudophoxinus beoticus</i>	<i>Zingel zingel</i>
<i>Eudontomyzon danfordi</i>	<i>Pseudophoxinus stymphalicus</i>	
<i>Eudontomyzon mariae</i>	<i>Romanichthys valsanicola</i>	

Prilog 6. Lista ribljih vrsta osjetljivih na degradaciju staništa (EFI+ Consortium, 2009)

<i>Abramis ballerus</i>	<i>Chondrostoma turiense</i>	<i>Oncorhynchus kisutch</i>
<i>Achondrostoma arcasii</i>	<i>Cobitis calderoni</i>	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>
<i>Acipenser oxyrinchus</i>	<i>Coregonus albula</i>	<i>Phoxinus phoxinus</i>
<i>Acipenser sturio</i>	<i>Coregonus lavaretus</i>	<i>Proterorhinus marmoratus</i>
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	<i>Cottus gobio</i>	<i>Pseudophoxinus beoticus</i>
<i>Alosa agone</i>	<i>Cottus petiti</i>	<i>Rhodeus amarus</i>
<i>Alosa alosa</i>	<i>Cottus poecilopus</i>	<i>Romanichthys valsanicola</i>
<i>Alosa pontica</i>	<i>Eudontomyzon danfordi</i>	<i>Sabanejewia balcanica</i>
<i>Barbus barbus</i>	<i>Eudontomyzon mariae</i>	<i>Sabanejewia larvata</i>
<i>Barbus caninus</i>	<i>Eudontomyzon vladykovi</i>	<i>Salmo salar</i>
<i>Barbus cyclolepis</i>	<i>Eupallasella perenurus</i>	<i>Salmo trutta fario</i>
<i>Barbus haasi</i>	<i>Gobio kesslerii</i>	<i>Salmo trutta lacustris</i>
<i>Barbus meridionalis</i>	<i>Gobio uranoscopus</i>	<i>Salmo trutta trutta</i>
<i>Barbus peloponnesius</i>	<i>Hucho hucho</i>	<i>Salvelinus alpinus</i>
<i>Barbus petenyi</i>	<i>Iberochondrostoma almaiai</i>	<i>Salvelinus fontinalis</i>
<i>Barbus tyberinus</i>	<i>Iberocypris palaciosi</i>	<i>Salvelinus namaycush</i>
<i>Benthophiloides brauneri</i>	<i>Knipowitschia punctatissima</i>	<i>Salvelinus umbla</i>
<i>Benthophilus stellatus</i>	<i>Lampetra fluviatilis</i>	<i>Scardinius racovitzai</i>
<i>Chalcalburnus chalcoides</i>	<i>Lampetra planeri</i>	<i>Thymallus thymallus</i>
<i>Chondrostoma arrigonis</i>	<i>Lethenteron zanandreaei</i>	<i>Tinca tinca</i>
<i>Chondrostoma genei</i>	<i>Leuciscus muticellus</i>	<i>Umbra krameri</i>
<i>Chondrostoma miegii</i>	<i>Leuciscus souffia</i>	<i>Vimba vimba</i>
<i>Chondrostoma nasus</i>	<i>Misgurnus fossilis</i>	<i>Zingel asper</i>
<i>Chondrostoma soetta</i>	<i>Neogobius syrman</i>	<i>Zingel streber</i>

<i>Chondrostoma toxostoma</i>	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	<i>Zingel zingel</i>
-------------------------------	-------------------------------	----------------------

Prilog 7. Lista reofilnih vrsta riba (EFI+ Consortium, 2009)

<i>Abramis sapa</i>	<i>Chondrostoma arrigonis</i>	<i>Leuciscus souffia</i>
<i>Achondrostoma arcasii</i>	<i>Chondrostoma genei</i>	<i>Leuciscus svallize</i>
<i>Achondrostoma occidentale</i>	<i>Chondrostoma miegii</i>	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>
<i>Achondrostoma oligolepis</i>	<i>Chondrostoma nasus</i>	<i>Oncorhynchus kisutch</i>
<i>Acipenser baeri</i>	<i>Chondrostoma soetta</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	<i>Chondrostoma toxostoma</i>	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>
<i>Acipenser naccarii</i>	<i>Chondrostoma turiense</i>	<i>Padogobius martensii</i>
<i>Acipenser nudiventris</i>	<i>Cobitis calderoni</i>	<i>Padogobius nigricans</i>
<i>Acipenser oxyrinchus</i>	<i>Coregonus maraena</i>	<i>Petromyzon marinus</i>
<i>Acipenser ruthenus</i>	<i>Coregonus oxyrinchus</i>	<i>Polyodon spathula</i>
<i>Acipenser stellatus</i>	<i>Cottus gobio</i>	<i>Pseudochondrostoma duriense</i>
<i>Acipenser sturio</i>	<i>Cottus petiti</i>	<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	<i>Cottus poecilopus</i>	<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>
<i>Alosa alosa</i>	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	<i>Pseudophoxinus beoticus</i>
<i>Alosa fallax</i>	<i>Dicentrarchus labrax</i>	<i>Romanogobio belingi</i>
<i>Alosa pontica</i>	<i>Eudontomyzon mariae</i>	<i>Romanogobio vladykovi</i>
<i>Anaocypris hispanica</i>	<i>Eudontomyzon vladykovi</i>	<i>Rutilus frisii</i>
<i>Aristichthys nobilis</i>	<i>Gobio gobio</i>	<i>Rutilus pigus</i>
<i>Aspius aspius</i>	<i>Gobio kesslerii</i>	<i>Rutilus rubilio</i>
<i>Barbus barbus</i>	<i>Gobio uranoscopus</i>	<i>Sabanejewia balcánica</i>
<i>Barbus bocagei</i>	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	<i>Salmo marmoratus</i>
<i>Barbus caninus</i>	<i>Hucho hucho</i>	<i>Salmo salar</i>
<i>Barbus comizo</i>	<i>Huso huso</i>	<i>Salmo trutta fario</i>

<i>Barbus cyclolepis</i>	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	<i>Salmo trutta lacustris</i>
<i>Barbus euboicus</i>	<i>Iberochondrostoma almacai</i>	<i>Salmo trutta macrostigma</i>
<i>Barbus graellsii</i>	<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>	<i>Salmo trutta trutta</i>
<i>Barbus guiraonis</i>	<i>Iberochondrostoma lusitanicum</i>	<i>Salvelinus alpinus</i>
<i>Barbus haasi</i>	<i>Knipowitschia punctatissima</i>	<i>Salvelinus fontinalis</i>
<i>Barbus meridionalis</i>	<i>Lampetra fluviatilis</i>	<i>Salvelinus umbla</i>
<i>Barbus microcephalus</i>	<i>Lampetra planeri</i>	<i>Thymallus thymallus</i>
<i>Barbus peloponnesius</i>	<i>Lethenteron zanandreaei</i>	<i>Tropidophoxinellus spartiaticus</i>
<i>Barbus petenyi</i>	<i>Leuciscus cephalus</i>	<i>Vimba vimba</i>
<i>Barbus plebejus</i>	<i>Leuciscus keadicus</i>	<i>Zingel asper</i>
<i>Barbus prespensis</i>	<i>Leuciscus leuciscus</i>	<i>Zingel streber</i>
<i>Barbus sclateri</i>	<i>Leuciscus lucumonis</i>	<i>Zingel zingel</i>
<i>Barbus tyberinus</i>	<i>Leuciscus muticellus</i>	
	<i>Leuciscus pleurobipunctatus</i>	

Prilog 8. Lista litofilnih vrsta riba (EFI+ Consortium, 2009)

<i>Abramis ballerus</i>	<i>Chondrostoma miegii</i>	<i>Neogobius kessleri</i>
<i>Abramis sapa</i>	<i>Chondrostoma nasus</i>	<i>Neogobius melanostomus</i>
<i>Acipenser baeri</i>	<i>Chondrostoma soetta</i>	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>
<i>Acipenser naccarii</i>	<i>Chondrostoma toxostoma</i>	<i>Oncorhynchus kisutch</i>
<i>Acipenser oxyrinchus</i>	<i>Chondrostoma turiense</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
<i>Acipenser ruthenus</i>	<i>Cobitis calderoni</i>	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>
<i>Acipenser sturio</i>	<i>Cobitis meridionalis</i>	<i>Osmerus eperlanus</i>
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	<i>Cobitis vettonica</i>	<i>Petromyzon marinus</i>
<i>Alosa macedonica</i>	<i>Coregonus albula</i>	<i>Phoxinus phoxinus</i>
<i>Ameiurus melas</i>	<i>Coregonus autumnalis</i>	<i>Polyodon spathula</i>
<i>Aspius aspius</i>	<i>Coregonus lavaretus</i>	<i>Pseudochondrostoma duriense</i>
<i>Barbatula barbatula</i>	<i>Coregonus maraena</i>	<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>
<i>Barbus albanicus</i>	<i>Coregonus oxyrinchus</i>	<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>
<i>Barbus barbus</i>	<i>Coregonus peled</i>	<i>Pseudophoxinus beoticus</i>
<i>Barbus bocagei</i>	<i>Eudontomyzon mariae</i>	<i>Salmo marmoratus</i>
<i>Barbus caninus</i>	<i>Eudontomyzon vladykovi</i>	<i>Salmo salar</i>
<i>Barbus comizo</i>	<i>Gobio uranoscopus</i>	<i>Salmo trutta fario</i>
<i>Barbus cyclolepis</i>	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	<i>Salmo trutta lacustris</i>
<i>Barbus euboicus</i>	<i>Hucho hucho</i>	<i>Salmo trutta macrostigma</i>
<i>Barbus graecus</i>	<i>Huso huso</i>	<i>Salmo trutta trutta</i>
<i>Barbus graellsii</i>	<i>Iberocypris palaciosi</i>	<i>Salvelinus alpinus</i>
<i>Barbus guiraonis</i>	<i>Lampetra fluviatilis</i>	<i>Salvelinus fontinalis</i>
<i>Barbus haasi</i>	<i>Lampetra planeri</i>	<i>Salvelinus namaycush</i>
<i>Barbus meridionalis</i>	<i>Lethenteron zanandreae</i>	<i>Salvelinus umbla</i>

<i>Barbus microcephalus</i>	<i>Leuciscus borysthenticus</i>	<i>Squalius alburnoides</i>
<i>Barbus peloponnesius</i>	<i>Leuciscus cephalus</i>	<i>Squalius aradensis</i>
<i>Barbus petenyi</i>	<i>Leuciscus keadicus</i>	<i>Squalius caroliterti</i>
<i>Barbus plebejus</i>	<i>Leuciscus leuciscus</i>	<i>Squalius pyrenaicus</i>
<i>Barbus prespensis</i>	<i>Leuciscus lucumonis</i>	<i>Squalius torgalensis</i>
<i>Barbus sclateri</i>	<i>Leuciscus muticellus</i>	<i>Thymallus thymallus</i>
<i>Barbus tyberinus</i>	<i>Leuciscus pleurobipunctatus</i>	<i>Vimba vimba</i>
<i>Chalcalburnus chalcoides</i>	<i>Leuciscus souffia</i>	<i>Zingel asper</i>
<i>Chondrostoma arrigonis</i>	<i>Leuciscus svallize</i>	<i>Zingel streber</i>
<i>Chondrostoma genei</i>	<i>Lota lota</i>	<i>Zingel zingel</i>