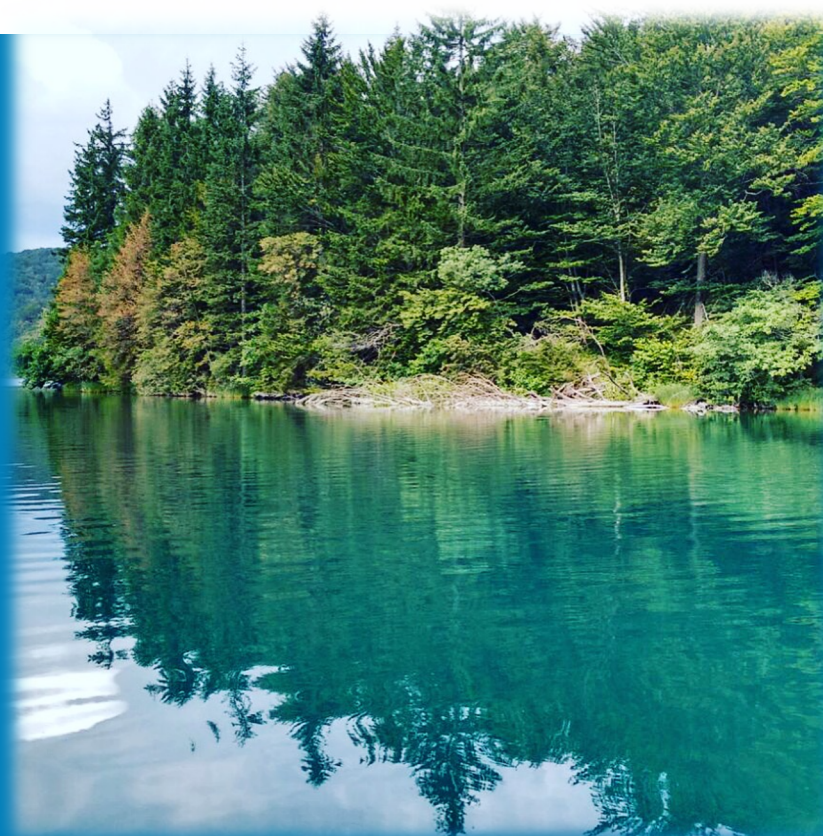


Co-funded by the
Erasmus+ Programme
of the European Union



ECOBIA

KLASIFIKACIJSKI PROTOKOLI I SISTEMI U EKOMONITORINGU



Marija Gligora Udovič i Jasmina Kamberović

Sadržaj

1.	<i>UVOD</i>	3
2.	<i>BIOMONITORING</i>	6
	2.1. Bioindikatori	9
	2.2. Saprobní sustav	11
	2.3. Biotički indeksi	12
	2.4. Indeksi raznolikosti	13
	2.5. Multivarijantni indeksi	13
	2.6. Multimetrijski indeksi	14
	2.7. Sustav funkcionalnih grupa	14
	2.8. Novi trendovi u biomonitoringu	14
3.	<i>OKVIRNA DIREKTIVA O VODAMA</i>	15
	3.1. Definiranje omjera ekološke kakvoće OEK	18
	3.2. Referentno stanje	17
	3.3. Definiranje referentnih uvjeta	20
	3.4. Odabir referentnih mjesta	21
4.	<i>EKOLOŠKO STANJE</i>	22
	4.1. Ekološko stanje	22
	4.2. Ocjena ekološkog stanja	23
	4.3. Ekološki potencijal vs. ekološko stanje	27
5.	<i>BIOLOŠKI ELEMENTI KAKVOĆE</i>	28
	5.1. Biološki element kakvoće - Fitoplankton	28
	5.2. Biološki element kakvoće - Fitobentos	29
	5.3. Biološki element kakvoće - Makrozoobentos	31
	5.4. Biološki element kakvoće - Makrofiti	32
	5.5. Biološki element kakvoće - Ribe	33
6.	<i>TIPOLOGIJA</i>	34
	6.1. Što je tipologija?	34
	6.2. Zašto tipologija?	34
	6.3. Kako se provodi tipologija?	34
	6.4. Primjena tipologije	35
7.	<i>INTERKALIBRACIJA</i>	36
8.	<i>PREGLED BIOLOŠKIH METODA I SUSTAVA OCJENE STAJAĆICA I TEKUĆICA KOJI SE KORISTE U ČLANICAMA EU</i>	38
	8.1. Metode/Sustavi prema kategorijama zagađenja	38
	8.1.1. Eutrofikacija i organsko zagađenje	38
	8.1.2. Hidromorfološki pritisci	39
	8.1.3. Zagađenje toksinima	39
	8.1.4. Zakiseljavanje	39

8.1.5. Opća degradacija	40
8.1.6. Korištenje zemljišta	40
9. PREGLED PROTOKOLA ZA IZRADU BIOLOŠKIH METODA I SUSTAVA OCJENE EKOLOŠKOG STANJA NA PRIMJERU FITOBENTOSA U TEKUĆICAMA I FITOPLANKTONA U STAJAĆICAMA	55
9.1. Fitobentos	55
9.1.1. Pristup pri definiranju klasifikacijskih protokola - Fitobentos	
9.1.2. Fitobentos u ocjeni ekološkog stanja vodenih tijela u zemljama Europske unije	55
9.1.3. Primjer sustava ocjene ekološkog stanja rijeka na temelju fitobentosa u tekućicama	58
9.1.4. Zadatak za studente	60
9.2. Fitoplankton	61
9.2.1. Primjer sustava ocjene ekološkog stanja jezera na temelju fitoplanktona u jezerima	64
9.2.2. Zadatak za studente	67
10. LITERATURA	68

1. UVOD

Voda je jedno od najvažnijih prirodnih dobara, ključan element koji omogućava razvoj prirodnog bogatstva vrsta i staništa, s presudnom ulogom u procesu ekonomskog i socijalnog razvoja. Iako je ukupna količina vode u svijetu nepromjenjiva i dovoljna da udovolji svim zahtjevima čovječanstva, problem predstavlja neujednačena dostupnost i prostorni raspored vode (odgovarajuće kakvoće) u različitim regijama svijeta. Upravo radi te neujednačenosti te ubrzanog rasta čovječanstva koje snažno negativno utječe na prirodu, imperativ je čovječanstva razvoj sustava očuvanja, načina korištenja i upravljanja vodama. Upravljanje kakvoćom vode na nacionalnoj i regionalnoj razini uključuje zakone i smjernice vezane uz održivo upravljanje vodama, kontrolu onečišćenja i aktivnosti praćenja ili monitoring.

Tijekom posljednjih desetljeća upravljanje kakvoćom vode u Europi postaje jedan od najvažnijih izazova u zaštiti okoliša. Iako je napravljen značajan pomak, europska zajednica sustavno radi na poboljšanju kakvoće vode i osiguravanju dobrog stanja svih voda. Upravo je monitoring, odnosno praćenje i ocjena kakvoće jedan od važnih alata upravljanja vodama. Aktivnosti praćenja i ocjene daju informacije o kakvoći vode te pomažu u usmjeravanju i provedbi mjera zaštite i pružaju informacije o uspješnosti u provedbi tih mjera. Provedba Okvirne direktive EU o vodama 2000/60/EC – ODV¹ koja je na snagu stupila u prosincu 2000., izazov je za države članice EU. Prema Direktivi, ocjena ekološkog stanja površinskih slatkih voda temelji se na biološkim elementima kakvoće (BEK). Za pravilno korištenje bioloških elemenata u ovu svrhu potrebno je iskustvo, kao i spoznaja o prikladnosti različitih elemenata i pratećih čimbenika, njihovim odgovorima na pritiske i načinu provođenja uzorkovanja. Razvoj protokola i sustava klasifikacije te ocjene ekološkog stanja i potencijala predstavlja jedan od najvažnijih i tehnički najzahtjevnijih dijelova provedbe Okvirne direktive o vodama.

Općenito, bilo koji program praćenja okoliša nikada nije potpuno neovisna aktivnost i uvijek ga treba promatrati kao važan element u širem kontekstu ocjene stanja i zaštite okoliša u prošlosti, kao i osnovni operativni preduvjet za pripremu i provedbu održivih rješenja u upravljanju okolišem. Ciklus aktivnosti praćenja treba smatrati

kontinuiranim postupkom, koji će se provjeravati i prema potrebi obnavljati u određenim vremenskim intervalima.

Planiranje programa praćenja okoliša potrebno je temeljiti na dostupnom znanju i iskustvima iz ostalih grana ekologije. Uz to, važno je unaprijed odrediti sve neophodne aktivnosti praćenja, kako bi se dobila razumna i ekonomski prihvatljiva rješenja. Opće smjernice koje se koriste u procesima planiranja praćenja obično se uspostavljaju na nacionalnoj razini. Osim lokalnih, regionalnih i nacionalnih potreba, postoje i međunarodni zahtjevi, posebno europski, koje obično izdaju različite direktive EU.

Bitna odredba svakog programa i praćenja je definiranje stvarnih mjesta i elementa koje treba nadzirati, kao i frekvencija praćenja. Vremenska razdoblja praćenja obično su određena sezonama uzorkovanja, mjestom i dubinama uzorkovanja te metodama definiranim prema ISO-, CEN- ili nacionalnim standardima i znanstveno utvrđenim postupcima. Također, važno je osigurati kvalitetnu provedbu programa praćenja u svim njegovim fazama (uzorkovanja, analizi rezultata i izvještavanjima). Sustavi osiguranja kvalitete koriste se kako bi se omogućila usporedivost rezultata. Konačno, moraju se definirati potrebe koje proizlaze iz postupaka ocjene i izvještavanja, kao i sljedivost svih izvješća koja se dostavljaju EU u vezi s provedbom različitih direktiva. Prilikom pripreme postupka praćenja i ocjene slatkih voda, moramo imati na umu da je svako vodno tijelo samo jedan od elemenata većeg hidrološkog sustava i/ili riječnog sliva. Prema nalogu ODV-a presudnu ulogu ima tipologija vodnih tijela, stoga sustav klasifikacije mora sadržavati tipologiju s najprikladnijim referentnim uvjetima i granicama ekološkog stanja za određeno vodno tijelo.

Glavni cilj Okvirne direktive o vodama je postići minimalno dobro ekološko stanje u površinskim vodama ili zadržati dobro ili vrlo dobro ekološko stanje tamo gdje već prevladava. Stanje površinskih voda utvrdit će se na temelju ekološkog i kemijskog stanja. Kemijsko stanje utvrđuje se primjenom okolišnih standarda kvalitete prioriternih tvari. Ekološki se status temelji na biološkim elementima kakvoće koje podržavaju fizikalno-kemijski i hidromorfološki elementi. Referentni uvjeti definirani su pritom za različite vrste i tipove voda i oni čine osnovu za klasifikacijski sustav. Klase stanja ukazuju na odstupanje, od referentnih uvjeta, koje je antropogenog podrijetla. Za biološke elemente to znači

izračun omjera ekološke kakvoće – OEK (Ecological Quality Ratio - EQR), koji omogućuje usporedbu rezultata praćenja vodnog tijela s referentnim vrijednostima.

Svrha je ove knjige dati pregled ekološki utemeljenih sustava klasifikacije i praćenja ekološkog stanja koristeći biološke elemente kakvoće vode u ocjeni ekološkog stanja/potencijala površinskih slatkih voda. Sukladno uvodu, knjiga nudi opći pregled bioloških elemenata kakvoće te pregled postojećih sustava istraživanja, praćenja i klasifikacije koji se koriste za ekološku procjenu biointegriteta slatkovodnih sustava na razini EU (prvenstveno kroz pet bioloških elemenata), utvrđuje relativnu prikladnost korištenja navedenih pristupa s obzirom na znanstvenu osnovu, stupanj razvoja i stupanj iskorištenosti pristupa "referentnih uvjeta" propisanih ODV-om te prikazuje primjenjivost pojedinačnih protokola provedbe i operativne uporabe.

Struktura knjige pokriva pregled relevantne znanstvene literature i prikaz razvoja protokola ocjene te primjenu protokola pri izradi metodologije i klasifikacijskih sustava u provedbi Okvirne direktive o vodama.

2. BIOMONITORING

Monitoring ili praćenje životne sredine se definira kao sustav sukcesivnih promatranja elemenata okoliša u prostoru i vremenu, u skladu sa prethodno pripremljenim programom². Monitoring životne sredine podrazumijeva analizu različitih fizičkih, kemijskih ili bioloških parametara.

Slatkovodni ekosustavi u svijetu su pod velikim antropogenim pritiscima, kao što su onečišćenje, obogaćivanje hranjivim tvarima, izgradnja brana i prekomjerno iskorištavanje. Monitoring utjecaja različitih stresora je neophodan za rano otkrivanje, nadziranje i alarmiranje, a procjena ili ocjena stanja vodenih tijela i analiza stresora ključni su za razvoj adekvatnih strategija upravljanja vodama³. Nakon nekoliko stoljeća konstantnog ljudskog utjecaja na vodne resurse, monitoring vode zasnovan na kemijskim parametrima postao je uobičajena praksa u mnogim zemljama.

Posljednjih desetljeća, razvoj metodologije monitoringa je uznapredovao, pri čemu se u monitoring sustav generira biološka ocjena vodenih ekosustava. Često se u biološkom pristupu analize kakvoće vode, susreću dva pojma: biološka ocjena i biološki monitoring. Biološka ocjena je ocjena biološkog stanja vodenog tijela pomoću bioloških elemenata odnosno izravnih mjerenja biote u površinskim vodama. Biološki monitoring je s druge strane višestruka, rutinska biološka procjena tijekom vremena korištenjem dosljedne metode uzorkovanja i analiza za otkrivanje promjena u biološkim zajednicama. Iako je biološka ocjena korisna za otkrivanje promjena u vodenim životnim zajednicama, ona nije nužno i mjera utjecaja specifičnih stresora.

Biomonitoring ili biološko praćenje općenito se definira kao sustavna uporaba živih organizama ili njihovih reakcija za utvrđivanje stanja ili promjena u okolišu^{4,5}. Bilo koje razina biološke organizacije može biti indikator promjena u okolišu, počevši od praćenja na molekularnoj razini i biokemijskih promjena na razini stanice i tkiva, preko fizioloških i morfoloških parametara, populacijskih studija, do biocenološkog i pristupa ekosustava. U biomonitoringu vode, povijesni fokus bio je na ekološkim metodama i višim razinama organizacije, kao što su populacije, zajednice i ekosustavi. Stoga se pojam biomonitoringa vodenih ekosustava često poistovjećuje sa definicijom koju daje Markert⁶: „*Biomonitoring*

je metoda promatranja utjecaja vanjskih čimbenika na ekosustave, njihovom utjecaju tijekom nekog razdoblja, ili utvrđivanje razlika između različitih lokacija”.

Svako vodeno tijelo karakterizira jedinstveni splet bioloških i ekoloških čimbenika, kao i velika raznolikost pritisaka i utjecaja. Takvo stanje se ne može dovoljno objasniti samo fizikalno-kemijskim analizama. S obzirom da predstavlja sponu između okoliša i živog svijeta, biomonitoring zahtijeva multidisciplinarni pristup. Monitoring baziran na fizičkim i kemijskim parametrima okoliša omogućava precizan uvid u trenutno stanje u okolišu i ekosustavu, koje može biti jako promjenjivo, dinamično i vrlo često je uvjetovano periodičnim izmjenama u koncentraciji polutanata, što ovisi o brojnim faktorima sredine. Sa druge strane, organizmi na promjene u okolišu reaguju prostorno i vremenski, čime biomonitoring omogućava dugoročno praćenje promjena u okolišu, a kroz adaptacije bioloških organizama u određenim slučajevima je moguća predikcija posljedica utjecaja zagađenja (Tablica 1).

Biološke zajednice vodenih ekosustava odražavaju kumulativne učinke različitih elemenata, onečišćivača ili stresora kao što su višak hranjivih tvari, otrovne kemikalije, povećana temperatura, prekomjerno opterećenje sedimentima i sl., te tako pružaju ukupnu mjeru ukupnog utjecaja stresora⁷.

Tablica 1. Prednosti i slabosti biomonitoringa vodenih ekosustava.

Prednosti biomonitoringa vodenih ekosustava	Slabosti biomonitoringa vodenih ekosustava
Razvijene metode i uspostavljeni referentni uvjeti čine pouzdan alat za procjenu ekološkog stanja vodenog tijela. Jednostavnije metode biološke procjene mogu biti relativno jeftine i izvedive uz odgovarajuću obuku. Ocjena ukazuje na kumulativni utjecaj višestrukih stresora na biološke zajednice, a ne samo na kakvoću vode. Biološke ocjene zasnovane na dvije ili više skupina organizama na različitim trofičkim razinama pružaju uvid u stanja cijelog ekosustava.	Razvoj regionalnih metoda, metrika i uspostavljanje referentnih uvjeta zahtijeva znatan istraživački i znanstveni napor. Složene metode biološke ocjene mogu biti skupe i zahtijevaju višu razinu obuke i stručnosti. Osnovne informacije dobivene biološkom ocjenom ne pružaju informacije o uzročno-posljedičnim odnosima. Biološke zajednice u nekim slučajevima mogu kasniti s odgovorom na trenutno onečišćenje.

Biomonitoring

<p>Stanje biološke zajednice odražava kako kratkoročni, tako i dugoročni efekt zagađenja.</p>	<p>Sezonalnost može značajno utjecati na organizme, zbog čega se za pojedine organizme i regije preporuča uzorkovanje biološkog materijala u više sezona.</p> <p>Biološka ocjena ne razlikuje učinke različitih stresora u sustavu na koji utječe više od jednog stresora.</p>
---	--

2.1. Bioindikatori

Efekti zagađenja na žive organizme zavise od kvantitativnog i kvalitativnog sastava onečišćivača, dužine učinka, simultanog i antagonističkog međudjelovanja, reakcije organizma, sposobnosti da se adaptira i mnogih drugih faktora koji mogu pojačati ili oslabiti učinak onečišćivača. Iz navedenih razloga se promjene na živim organizmima koje su uzrokovane zagađenjem prate na različitim razinama u svrhu biomonitoringa.

Prve reakcije na zagađenje u okolišu javljaju se na biokemijskoj razini kao sustav ranog upozoravanja. Ako se organizam ne uspijeva izboriti, dolazi do poremećaja u fiziološkim reakcijama, koje se nakon toga očituju morfološkim promjenama i promjenama u rastu i razvoju. Ako je zagađenje prisutno dovoljno dugo i intenzivno, javljaju se promjene u populaciji u smislu smanjenog rasta populacije, poremećaja stope fekunditeta i porasta mortaliteta. Zadnje promjene se odražavaju kroz nestanak organizama, smanjenje životnih zajednica, poremećaje u trofičkim lancima i poremećaje ekološke ravnoteže.

Najčešći načini analize zagađenja okoliša korištenjem bioloških sustava su kroz mjerenje akumulacije različitih onečišćenja u različitim biološkim tkivima i organima ili kroz praćenje promjena na različitim razinama biološke organizacije. Tako se sustav biomonitoringa zasniva na reakciji organizama koji ukazuju na promjene u okolišu koji se zovu bioindikatori.

Prema Markert i sur. (1999)⁶ bioindikator je „organizam (ili dio organizma ili zajednice organizama) koja sadrži informacije o kvaliteti okoliša (ili dijela okoliša)”. Idealan bioindikator bi trebao imati sljedeća obilježja:

- (a) lako ga je identificirati;
- (b) ima široku ili kozmopolitsku distribuciju;
- (c) slabo je pokretan;
- (d) ima dobro poznate ekološke karakteristike;
- (e) moguće je procijeniti brojnost individua;
- (f) prikladan je za laboratorijske pokuse;
- (g) specifičan je po velikoj osjetljivosti na stresore u okolišu;

(h) moguća je kvantifikacija i standardizacija.

Uopćeno se svi organizmi koji su u stanju ukazati na promjene u okolišu svrstavaju u tri osnovne kategorije⁸:

- okolišni indikatori (vrste ili grupa vrsta za koje je poznato kako reagiraju na promjene u okolišu i karakteriziraju se prognostičkim svojstvima – detektori, test organizmi, bioakumulatori).
- ekološki indikatori – vrste koja su osjetljive na stres, fragmentaciju staništa ili druge stresne uvjete u staništu, vrsta koja indicira promjene u životnoj zajednici.
- indikatori bioraznolikosti – bogatstvo vrsta je indikator promjena u životnoj zajednici i najčešće se procjenjuje kroz mjerljive parametre raznolikosti.

2.2. Saprobni sustav

Biomonitoring je postao sastavni dio standardiziranih metoda ocjene ekološkog stanja voda u Europi i svijetu. Prvi pisani zapis o onečišćenju vode i odgovoru bioloških organizama poznat je iz Aristotelovih spisa i datira iz 350 godine p.n.e. Aristotel opisuje "crno blato" i "crvene cijevi" koje izrastaju iz "bijele sluzi" u potoku grada Megare zagađenog otpadnom kanalizacijskom vodom⁹. Poznati grčki filozof bio je prvi koji je povezoao ljudske pritiske s opažanjima smanjenja kisika u vodi (crno propadajuće blato), zajednicama sumpornih bakterija *Beggiatoa* (bijela sluz) i prisustvom glista i mušica u bentosu potoka (crvene cijevi). Veza onečišćenja vode i sastava/rasprostranjenosti vrsta mogu se smatrati starijim i od same ekologije. Tako Kolenati (1848)¹⁰ zaključuje da odsutnost ličinki tulara iz potoka može biti uzrokovana otpadnim vodama tvornica. Nešto detaljnije radove o bioindikatorima vode u Europi objavljuju Hassall (1850)¹² i Cohn (1853)¹³ povezujući organsko zagađenje, riječnu faunu i kvalitetu pitke vode na temelju bioindikatora. U Sjedinjenim Američkim Državama, najranija istraživanja biomonitoringa potječu od Forbes (1887)¹⁴ koji je po konceptu biološke zajednice opisao procjenu stupnja organskog zagađenja. Od ranih faza procjene kakvoće vode razvijeno je više stotina metoda za procjenu biološkog stanja vodenih tijela.

Temelj sustava biomonitoringa vodenih ekosustava u Europi daju dvojica njemačkih znanstvenika 1902. godine, koji su proučavali zagađene rijeke oko Berlina i opisivali zajednice bentoskih algi i beskralježnjaka u različitim zonama organskog opterećenja¹⁵. Razvili su koncept "bioloških pokazatelja onečišćenja" u svom saprobnom sustavu, na kojem se temelje još uvijek primjenjivani saprobni indeksi. Uveli su izraze "Saprobien" za organizme otpadne vode i "Katharobien" za organizme u čistim rijekama. Saprobnost dovode u vezu sa opterećenje vode organskim spojevima, što se odražava na sastav vrsta zajednice.

Saprobni sustav prilagodio je Liebmann (1951)¹⁶, koji je objavio detaljni priručnik o saprobiologiji sa vrlo značajnim popisom bioindikatorskih organizama. Liebmann uvodi klasifikaciju vodenih tijela i vizualizaciju ekološkog stanja voda pomoću skale boja. Ovakav način prikazivanja podataka na mapama omogućio je prijenos složenih informacija o ekološkom stanju vode do donosioca odluka i zainteresirao javnost za borbu protiv

zagađenja voda. Saprobni sustav značajno je unaprijeđen razvojem saprobnog indeksa od strane Pantle i Buck (1955)¹⁷ omogućivši kvantifikaciju intenziteta onečišćenja. Indeks koji varira u rasponu od 1 (vrlo dobre kvalitete) do 4 (izuzetno loše kvalitete) lako se tumači, zbog čega je široko korišten. Otprilike u isto vrijeme u Sjedinjenim Državama, Beck (1954)¹⁸ je kreirao biotički indeks kako bi pružio jednostavno mjerenje onečišćenja potoka i njegovih učinaka na biologiju potoka. Zelinka i Marvan (1961)¹⁹ modificirali su saprobni indeks uključivanjem koncepta saprobnih valencija. Sladeczek (1973)²⁰ je informacije o saprobnim indeksima sažeo u knjizi "*Sustav kakvoće vode s biološkog gledišta*" koja je sljedećih desetljeća služila kao metodološka osnova. Saprobni sustav se široko koristio i još uvijek se koristi u srednjoj i istočnoj Europi. Nekoliko zemalja Europske unije je saprobni sustav integriralo u novu metodologiju za definiranje ekološkog stanja, pri čemu su se revizije odnosile na izmjene i dopune na popisu svojti pokazatelja i saprobne referentne uvjete specifične za tip²¹ te prilagodbu klasifikaciji ekološkog statusa ODV-a. Trenutno je saprobni sustav dio višemetrijskih indeksa koji se koriste u Austriji²², Češkoj²³ i Njemačkoj²⁴.

2.3. Biotički indeksi

U biomonitoringu voda, poslije saprobnih indeksa, sve se više primjenjuju jednostavni biotički indeksi koji su zasnovani na prisustvu ili odsustvu osjetljivih taksonomskih grupa. Biotički indeks je numerički izraz osjetljivosti ili tolerancije grupe organizma na antropogeni stres. U biotičkim indeksima se različitim razinama poremećaja ili zagađenja dodjeljuju različite svojte ili grupe organizama. Raznolikost osjetljivih svojti se mijenja a tolerantne svojte se pojavljuju ili se njihova brojnost povećava pod antropogenim stresom. Tako se Trentov biotički indeks, koji je razvio Woodiwiss (1964)²⁵ smatra temeljem mnogih biotičkih indeksa koji ne slijede saprobni pristup. Woodiwissova metoda kombinira kvantitativne mjere bogatstva svojti s kvalitativnim informacijama o osjetljivosti/toleranciji ključnih indikatorskih svojti. Vrijednost biološke kakvoće vodnog tijela postiže se uporabom klasifikacijske tablice, a ne klasične jednadžbe bazirane na abundanciji i saprobnim valencijama. Biotički indeksi za makrozoobentos i perifiton se široko primjenju u europskim zemljama. Uobičajeni biotički indeksi su Trentov biotički indeks (TBI), prošireni biotički

indeks (EBI), Chandlerov sustav bodova, Sustav bodova radne skupine za biološko praćenje (BMWP), ASPT (prosječni rezultat po taksonu), Hilsenhoffov biotički indeks (HBI).

2.4. Indeksi raznolikosti

Osim saprobnih i biotičkih indeksa, u monitoringu voda koriste se i indeksi raznolikosti. Koncept raznolikosti koristi bogatstvo vrsta (uglavnom mjereno kao ukupan broj svojti), brojnost (mjereno brojem jedinki svake svojte) i ravnomjernost (stupanj u kojem je svaka od svojti jednako zastupljena) kao sastavnice strukture zajednice. Uporaba indeksa raznolikosti se zasniva na konceptu da zajednice koje nisu pod antropogenim stresom karakterizira velika raznolikost (bogatstvo svojti) i ravnomjerna raspodjela jedinki među vrstama, za razliku od onih koje su pod stresom i za koje je tipična niska raznolikost i neravnomjerna raspodjela abundancija. Iako postoji niz indeksa raznolikosti (pr. Shannon-Wiener Index, Simpson Index, Margalef Index), ne postoji normativni postupak koji se može koristiti samo za ocjenu²⁶ i indeksi raznolikosti se često koriste u kombinaciji s drugim mjernim podacima kao komponenta višemetrijskih indeksa.

2.5. Multivarijantni indeksi

Sljedeći korak u biomonitoringu voda bio je modeliranje multivarijantnih sustava predviđanja koji procjenjuju odstupanje između promatrane vodene zajednice i referentnih uvjeta. Kako bi se koristio ovaj pristup potrebno je jako dobro poznavanje sastava svojti, prostorne i sezonske raspodjele ciljane biote pod referentnim uvjetima, jasno razumijevanje kriterija koji definiraju referentne uvjete i postojanje modela koji pouzdano predviđaju sastav biote za određeno područje ili tip vodnog tijela s obzirom na prirodnu varijabilnost uvjeta okoliša. Među prvima je razvijen prediktivni model za bioprocjenu RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System/Sustav predviđanja i klasifikacije riječnih beskralježnjaka), razvijen u Ujedinjenom Kraljevstvu^{27,28,29}.

2.6. Multimetrijski indeksi

Multimetrijski indeksi uzimaju u obzir višestruke utjecaje i kombiniraju pojedinačne mjerne podatke. Multimetrijska procjena se zbog kombinacije različitih kategorija mjernih podataka (npr. bogatstvo svojiti, indeksi raznolikosti, udio osjetljivih i tolerantnih vrsta, trofička struktura) smatra pouzdanijim alatom od metoda procjene na temelju pojedinih mjernih podataka. Otkako je Karr (1981)³⁰ prvi put predstavio indeks biotičkog integriteta za ribe (IBI) na temelju zajednica riba, razvijeni su slični indeksi za makrozoobentos³¹, ribe³² i perifiton³³.

2.7. Sustav funkcionalnih grupa

Imajući u vidu da karakterizacija ekosustava počiva na informacijama o strukturi i funkciji zajednica, razvijen je pristup biomonitoringa zasnovan na funkcionalnim grupama, za koje se smatra da održavaju ekološku cjelovitost vodenih ekosustava³⁴.

2.8. Novi trendovi u biomonitoringu

Biomonitoring je često kritiziran činjenicom da može biti dugotrajan i tehnički zahtjevan, jer se obično oslanja na morfološke kriterije za taksonomsku identifikaciju. Nedavni napredak u molekularnim tehnikama, poput primjene okolišne DNA i metabarkodinga, sugerira da će biološka ocjena ekološkog stanja biti brža, preciznija i isplativija. Glavni nedostatak suvremenih molekularnih metoda je nepotpunost referentnih genetskih baza za mnoge svojite i nedostatak standardiziranih terenskih i laboratorijskih postupaka³⁵.

3. OKVIRNA DIREKTIVA O VODAMA

Devedesetih se u svijetu pojavio integrirani holistički pristup upravljanju okolišem u kojem se, zajedničkim djelovanjem prirodnih i društvenih znanosti, nudilo cjelovito rješenje ekoloških problema³⁶. Pristup je bio zastupljen na samitima 1992. (Rio de Janeiro), 1995. (New York) i 2002. (Johannesburg) i na Konvenciji o biološkoj raznolikosti 1992. godine. Zemlje su se na tim sastancima složile u zajedničkom nastojanju postizanja ekološke održivosti. Unutar Europe to je dovelo do prijedloga Direktive EU o ekološkoj kakvoći površinskih voda. Prijedlog Europske direktive za ekološku kakvoću površinskih voda nikada nije bio usvojen, vjerojatno zbog visoke ekološke pristranosti i neadekvatnog razmatranja socio-ekonomskih utjecaja. Ova ideja je na kraju rezultirala Europskom okvirnom direktivom o vodama, ODV-om (*Water Framework Directive, WFD*) koja je konačno usvojena 2000. WFD je imao prethodnika u američkom Zakonu o čistoj vodi (CWA), objavljenom 1972. i izmijenjenom 1977. te tijekom 1980-ih. Postoje jasne paralele između ODV-a i CWA, u smislu ciljeva, provedba i ekološkog pristupa. U oba statuta stanje vode je važno za razne namjene i korisnike, uključujući kupanje, rekreaciju na otvorenom, industriju i piće³⁷. Provedba Okvirne direktive o vodama bila je i još uvijek je glavni izazov. Gotovo sve članice potrošile su znatno vrijeme i resurse na razvoj alata i stjecanje potrebnih podataka za pripremu planova upravljanja. U tom kontekstu EU i njegove države članice financirale su velik broj istraživačkih projekata, posebno na područjima ekološka ocjene. Okvirna direktiva o vodama utječe na različite razine upravljanja vodenim resursima s krajnjim ciljem poboljšanja kakvoće vode površinskih vodnih tijela. Također je važan poticaj za usklađivanje klasifikacije i metoda praćenja u cijeloj Europi. Biološki elementi u vodama su sada primarni fokus, koji se koristi za procjenu stanja voda. Pogoršanje i poboljšanje kakvoće vode definirano je odgovorom biote na promjene fizikalnih i kemijskih čimbenika. Sa znanstvenog stajališta provedbom Okvirne direktive o vodama uvelike se povećava znanje o ekologiji europskih površinskih voda. Kroz istraživačke projekte razvijene su mnoge metode uzorkovanje i analize te podržane i standardizirane kroz interkalibracijske radne skupine.

U Europskoj uniji brojne sheme za klasifikaciju i praćenje biointegriteta prirodnih, umjetnih i znatno promijenjenih tekućica i stajaćica koriste biološke elemente kakvoće:

makrofite, fitoplankton, fitobentos, makrozoobentos i ribe, pojedinačno ili u kombinaciji. Sheme biomonitoringa koriste pristup promijenjenog stanja ili uključuju usporedbu s "netaknutim" referentnim uvjetima propisanim Okvirnom direktivom o vodama. Okvirna direktiva o vodama je sada ključni dokument o upravljanju vodama u Europskoj uniji koji uspostavlja pravni okvir zaštite i poboljšanja stanja svih vodenih ekosustava i osigurava dugoročno održivo upravljanje vodnim resursima. Okvirna direktiva o vodama Europske unije je usvojena 23. listopada 2000. godine (Direktiva 2000/60/EC)¹.

Programi biološkog praćenja obihvataju nadzorni, operativni i istraživački monitoring, koji su propisani Okvirnom direktivom o vodama. Oni imaju različite ciljeve i intenzitet uzorkovanja: nadzorni monitoring je primjenjiv za vodena tijela koja su u vrlo dobrom ili dobrom ekološkom stanju; operativni monitoring za vodna tijela u kojima se dobro ekološko stanje možda neće postići zbog antropogenih pritisaka ili u kojima su poduzete mjere za poboljšanje stanja voda te istraživački monitoring koji je namijenjen za npr. istraživanje čimbenika pogoršanja.

Nadzorni monitoring ima za cilj pružiti informacije relevantne za dopunu i vrednovanje postupka ocjene utjecaja za djelotvorno i učinkovito dizajniranje budućih programa monitoringa, za procjenu dugoročnih promjena u prirodnim uvjetima, i za ocjenjivanje dugoročnih promjena kao posljedicu široko rasprostranjenih antropogenih djelatnosti. Nadzorni monitoring se provodi na svakoj postaji nadzornog monitoringa u periodu od jedne godine tijekom razdoblja koje je pokriveno planom upravljanja vodama, i to za: parametre indikativne za sve biološke elemente kvaliteta, parametre indikativne za sve hidromorfološke elemente kvaliteta, parametre indikativne za sve opće fizičko-kemijske elemente kvaliteta, prioritetne tvari koje se ispuštaju u riječni sliv ili podsliv, i druge zagađujuće tvari koje se ispuštaju u značajnim količinama u riječni sliv ili u podsliv. Operativni monitoring koristi se u cilju utvrđivanja stanja vodnih tijela identificiranih kao tijela sa rizikom za neispunjavanja okolišnih ciljeva, te u cilju ocjenjivanja promjena stanja tijela kao posljedica implementiranja programa mjera. Istraživački monitoring se koristi kada je uzrok za bilo koje prekoračenje standarda okoliša nepoznat, kada nadzorni monitoring ukazuje na to da se ciljevi upravljanja za tijela površinskih voda vjerojatno neće postići, a operativni monitoring još nije uspostavljen, ili da se utvrdi veličina i utjecaj slučajnog/incidentnog zagađenja.

Elementi kvalitete za klasifikaciju ekološkog sustava u Okvirnoj Direktivi o vodama kada su u pitanju površinske vode doneseni su za rijeke, jezera, prijelazne oblike, obalne vode i umjetna i znatno promijenjena vodna tijela. Osnovna klasifikacija površinskih vodnih cjelina obuhvaća prirodne kategorije, odnosno rijeke, jezera i priobalne vode sa jedne strane, i bitno izmijenjena (*heavily modified water bodies*, HMWB) i umjetna vodna tijela (*artificial water bodies*, AVB) sa druge strane.

Ciljevi programa praćenja stajaćih i tekućih slatkih voda koje države članice moraju definirati su:

- pružiti koherentan i sveobuhvatan pregled ekološkog i kemijskog stanja voda;
- omogućiti ocjenu u pet klasa ekološkog stanja: vrlo dobro, dobro, umjereno, loše i vrlo loše;
- pratiti parametre koji ukazuju na status svakog relevantnog elementa kakvoće i njegov odgovor na okolišni pritisak.

Sveukupna svrha postupka praćenja i ocjene je prikupiti i objediniti sve podatke koji bi mogli na transparentan način olakšati izradu pouzdane slike stanja određenog sustava. Pojam stanja voda usvojen je Okvirnom direktivom o vodama. Taj pojam zasnovan je na dva osnovna kriterija: ekološkom i kemijskom stanju. Ekološko stanje je cjelokupnost okoliša (svi abiotički čimbenici uključujući i koakcijsko djelovanje biote) koji okružuje svaku vrstu i određuje se na osnovi hidromorfoloških (količina vode, nadmorska visina, dubina i vrsta podloge, riječni kontinuitet, vrijeme zadržavanja vode u jezerima), bioloških (raznolikost i gustoća vodenih organizama), kemijskih i fizikalnih svojstava voda. Kemijski status je posebno definiran i podrazumijeva standarde kvalitete, poštovanje graničnih vrijednosti, sa posebnim osvrtom na prioritetne tvari u vodi. Ekološko stanje se ocjenjuje za prirodna vodna tijela, dok se za umjetna ili jako modificirana vodna tijela ocjenjuje ekološki potencijal.

Prema ODV postavljena su dva glavna cilja za površinske vode: (1) postići dobro ekološko stanje (ili dobar ekološki potencijal u slučaju umjetnih ili jako modificiranih vodnih cjelina) i (2) postići dobro kemijsko stanje u svim vodnim cjelinama u Europi najkasnije do 2027. godine. Normativne definicije za klasifikaciju ekološkog stanja (Direktiva 2000/60/EC; Dodatak V)¹ obuhvaćaju biološke, hidromorfološke i fizikalno-

kemijske elemente kvalitete ekosustava za 5 klasa: (1) vrlo dobro, (2) dobro, (3) umjereno, (4) loše i (5) vrlo loše, stanje.

Prema ODV, programi monitoringa i ocjene ekološkog stanja omogućuju određivanje stanja površinskih vodnih tijela. Za klasifikaciju ekološkog stanja koristi se omjer ekološke kakvoće OEK (*Ecological Quality Ratio*, EQR) koji se za svaki biološki element kakvoće (BEK) računa posebno tako da se uspoređuje opažena vrijednost s referentnom vrijednošću. U izračunu se koriste i normalizacije, (ujednačavanje) vrijednosti pojedinih indeksa. Dakle, za ocjenu biološkog stanja neophodne su nam referentne vrijednosti za svaki pojedini indeks. Referentna lokacija je mjesto gdje su utvrđeni referentni uvjeti, a to su područja na kojima je utvrđen vrlo mali ili nikakav utjecaji na vodno tijelo. Tu prvenstveno mislimo na područja koja su bez utjecaja urbanizacije, industrijalizacije te intenzivne poljoprivrede. Na takvim lokacijama mogu postojati samo neznatne promjene hidromorfoloških, bioloških i fizikalno-kemijskih pokazatelja relevantnih za biološke elemente kakvoće.

3.1. Definiranje omjera ekološke kakvoće, OEK (EQR)

Kako se vrijednosti svakog pojedinog indeksa brojčano znatno razlikuju, neophodno je za sumarnu interpretaciju, njihove vrijednosti transformirati tako, da su svi indeksi međusobno usporedivi (Tablica 2). U tu se svrhu u ocjeni biološke kakvoće, za svaki korišteni indeks, izračunava omjer njegove ekološke kakvoće (OEK) po formuli:

$$OEK = \frac{\text{Vrijednost indeksa} - \text{najlošija vrijednost}}{\text{Referentna vrijednost} - \text{najlošija vrijednost}}$$

Svaki izračunati OEKA pojedinog indeksa pridružen je u jedan od pet stupnjeva klasa u rasponu od 0 do 1.

Tablica 2. Kategorije ekološkog stanja i klase biološke kvalitete tekućice temeljem vrijednosti omjera ekološke kakvoće.

Kategorije ekološkog stanja	Boja	Klasa
Vrlo dobro	Plava	$\geq 0,80$
Dobro	Zelena	$\geq 0,60 \leq 0,79$
Umjereno	Žuta	$\geq 0,40 \leq 0,59$
Loše	Narančasta	$\geq 0,20 \leq 0,39$
Vrlo loše	Crvena	$\leq 0,19$

3.2. Referentno stanje

Procjena kvalitete vode tijekom 20. stoljeća usmjerena je na uspostavljanje veza između onečišćivača i biote, općenito jačajući teoriju da stresori smanjuju biološku raznolikost³⁸. Suprotno tome odsutnost stresa izjednačava se s neometanim stanjem istog vodnog tijela iz kojeg proizlazi koncept referentnih uvjeta³⁹. Okvirnom direktivom o vodama definiraju se referentni uvjeti kao vrijednosti bioloških, hidromorfoloških i fizikalno-kemijskih elemenata kakvoće u visokom ekološkom statusu. Ako referentno područje karakteriziraju minimalne promjene njihovih hidromorfoloških i fizikalno-kemijskih svojstava⁴⁰ to stanje prelazi u minimalno promijenjeno stanje (sensu Stoddard i sur., 2006)⁴¹ i trebalo bi ga naći na mjestima koja su bez ljudskog utjecaja, osim u najširem opsegu⁴¹. Takva bi mjesta trebala pružiti objektivna mjerila za ocjenu ekološkog stanja. Prilikom odabira referentnih mjesta, odsustvo utjecaja ljudi mora biti zadovoljeno istovremeno osiguravajući da unaprijed stvorene predodžbe o prirodnoj strukturi i sastavu biotičkih sklopova ne utječu na proces odabira^{40,41,42}. Veliki izazov za one koji su uključeni u provedbu ODV-a je pronaći zajedničke pristupe za definiranje referentnih uvjeta u vodenim ekosustavima⁴³. To odražava i veliku prirodnu varijabilnost u vodenim ekosustavima diljem Europe⁴⁴. Okvirna direktiva o vodama dijelom rješava ovo pitanje zahtijevajući da se vodena tijela grupiraju prema njihovim karakteristikama. To omogućava definiranje referentnih uvjeta specifičnih za tip, ali i usporedbe bioloških zajednica. Još važnije, postoji dvosmislenost u operacijskoj definiciji referentnih uvjeta⁴⁵ u kojoj razina antropogene intervencije koja se može dopustiti nije jasno utvrđena. Nejasno razumijevanje minimalno promijenjenih uvjeta ipak može dovesti do odabira referentnih mjesta s određenim antropogenim utjecajem⁴⁶. Rane smjernice za provjeru referentnih

mjesta u Europi⁴⁰ dale su popis općih vrsta pritisaka (tj. točkasta onečišćenja, morfološke promjene), ali nedostajale su preporuke o tome kako ih treba procijeniti i kvantificirati. Kao rezultat, stručna prosudba mogla je utjecati na odabir referentnih mjesta⁴⁷. Iako bi neiskusni limnolog trebao biti u stanju razlikovati vrlo dobro, dobro od umjerenog ili lošeg stanja, stručna prosudba ipak može biti izvor pogrešaka⁴⁶, posebno na velikim prostornim ljestvicama potrebnim za ODV. Popis kriterija dali su Hering i sur. (2003)⁴⁸, a dalje definirali Nijboer i sur. (2004)⁴⁹ međutim, pokazalo se da je to previše strogo da bi bilo izvedivo, pa je stoga bila potrebna daljnja kvantifikacija kriterija^{48,49}. Međutim, iako je dogovaranje niza kvantitativnih kriterija pomoću kojih se mogu definirati referentna mjesta, trebalo omogućiti dosljedan pristup, nema studija koje daju razine pritiska koje bi mogle biti prihvatljive. U idealnom slučaju, to bi se trebalo temeljiti na konceptu ekoloških pragova, tj. na točki na kojoj dolazi do promjene kvalitete, svojstva ili promjene ekosustava⁵⁰ i na dokazima o nedostatku značajnog utjecaja na biotu.

3.3. Definiranje referentnih uvjeta

Referentna vrijednost indeksa ukazuje na izvorno (prvobitno, prirodno) stanje nekog vodnog tijela tj. stanje prije nego što je došlo do antropogenog utjecaja na vodno tijelo. Referentne vrijednosti dobivaju se kao medijan vrijednosti pojedinog indeksa utvrđenog na referentnim lokacijama, dakle na mjestima s neznatnim promjenama pokazatelja (biološki, hidromorfološki, fizikalno-kemijski). Kada su u pojedinim biotičkim tipovima ovakvi podaci nedostani, u procjeni se koristi lokacija čija je biološka kakvoća vode procijenjena vrlo dobrom. U slučajevima nedostatnih podataka vrijednosti se određuju i ekspertnom procjenom uz suradnju sa stručnjacima ostalih struka (geolozi, geografi), a temeljem dugogodišnjeg iskustva. Definiranjem referentne vrijednosti stvorena je mogućnost određivanja granice klasa pojedinog indeksa koje su interpolirane u petero stupanjsku ljestvicu. Referentni uvjeti moraju se utvrditi za svaki tip vodotoka. U ODV je naznačeno da se referentni uvjeti definiraju kao tip-specifični uvjeti prema ODV dodatku II, 1.3¹.

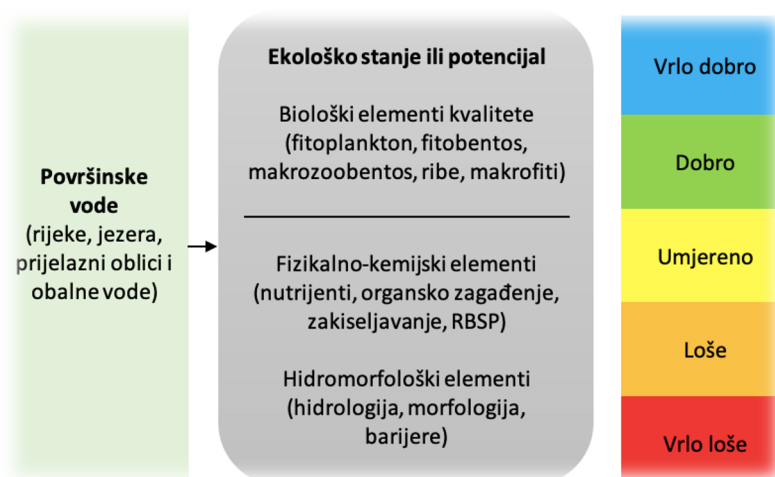
3.4. Odabir referentnih mjesta

Referentna mjesta tj. ona koja se mogu smatrati prirodno nedirnutim bez utjecaja točkastih ili raspršenih izvora onečišćenja, ili bez hidromorfoloških promjena i koja su izabrana za tip vodne cjeline, trebala bi uključiti cijeli niz raznolikosti u okviru tog tipa i trebala bi predstavljati fizikalno-kemijske, hidromorfološke i biološke značajke koje su određene kao tipične za specifični tip vodne cjeline. Što se tiče broja referentnih mjesta, preporuča se odrediti što je moguće više mjesta, poželjno do pet mjesta po tipu vodne cjeline.

4. EKOLOŠKO STANJE

4.1. Ekološko stanje

Ekološko stanje površinskih voda se klasificira u pet klasa. Veoma dobro ekološko stanje upućuje na vrlo male ili nikakve antropogene promjene vrijednosti fizikalno-kemijskih i hidromorfoloških elemenata za vodno tijelo, u odnosu na vrijednosti uobičajene za taj tip voda u nenarušenom stanju. Vrijednosti bioloških elemenata kvalitete za vodno tijelo odražavaju uobičajene vrijednosti za taj tip voda u nenarušenom stanju, i pokazuju vrlo mala ili nikakva odstupanja (Slika 1). Dobro ekološko stanje podrazumijeva da vrijednosti bioloških elemenata kvalitete za taj tip, pokazuju nisku razinu promjena uzrokovanih ljudskom aktivnošću, no samo malo odstupaju od vrijednosti uobičajenih za taj tip vodnog tijela u nenarušenom stanju. Umjereno dobro stanje ukazuje da vrijednosti bioloških elemenata kvalitete umjereno odstupaju od vrijednosti uobičajenih za taj tip voda u nenarušenom stanju, najčešće uslijed ljudske aktivnosti, a poremećaji su znatno veći nego u uvjetima dobrog stanja. Vode koje pokazuju znakove većih promjena vrijednosti bioloških elemenata i u kojima relevantne biološke zajednice znatno odstupaju od uobičajenih za taj tip u nenarušenom stanju, kategoriziraju se u loše i vrlo loše stanje. Za vodna tijela koja imaju umjereno, loše ili vrlo loše ekološko stanje treba predložiti poduzimanje mjera za postizanje dobrog stanja unutar 15 godina.



Slika 1. Grafički prikaz odnosa tipa vodnih tijela, stanja i ocjene.

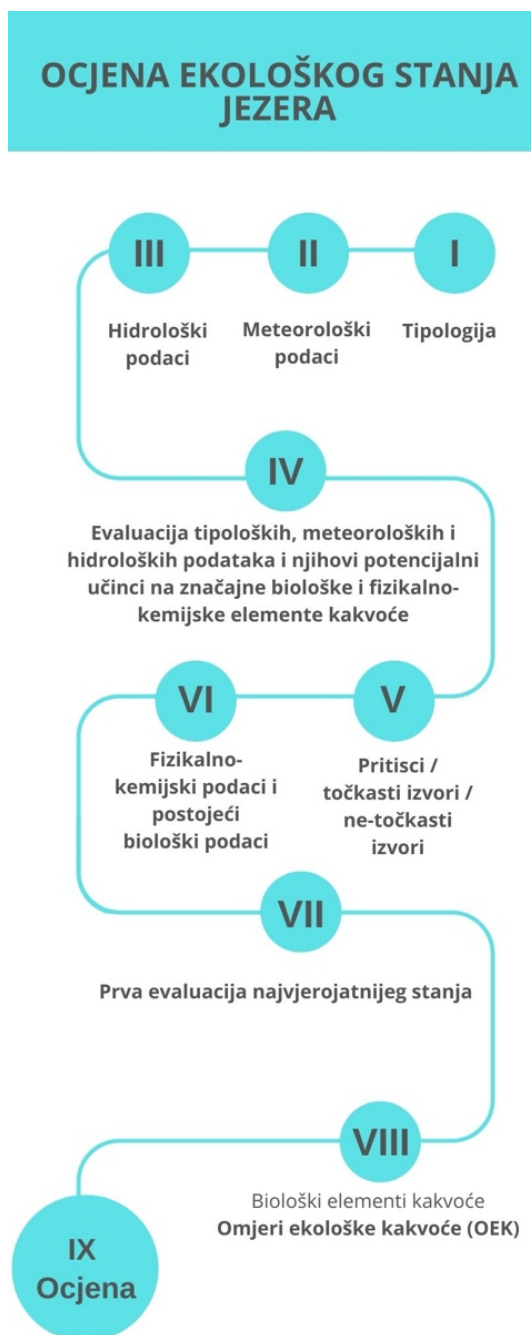
4.2. Ocjena ekološkog stanja

Prije usvajanja Direktive o vodama, ocjena kakvoće vode nije bila fokusirana na ocjenu ekološkog stanja, nego je fokus bio na klasifikaciji vodnih tijela na osnovi fizikalno-kemijskih, mikrobioloških i određenih bioloških elemenata. Okvirna direktiva o vodama zahtjeva holistički pristup ocjene ekološkog stanja, pri čemu je značajan fokus na biomonitoringu i analizi bioloških elemenata kakvoće. Određivanje ukupnog ekološkog stanja se bazira korištenjem parametara bioloških elemenata kakvoće, fizikalno-kemijskih i hidromorfoloških elemenata. Od bioloških elemenata kvalitete koriste se: kvalitativni i kvantitativni sastav te biomasa fitoplanktona i makrofita, kvalitativni i kvantitativni sastav fitobentosa, makrozoobentosa i kvalitativni i kvantitativni sastav i dobna struktura riba.

Od hidromorfoloških elemenata kvalitete prati se hidrološki režim: protok i brzina toka za rijeke, retencijsko vrijeme i strujanja vode za jezera, zatim morfološki uvjeti kao što su variranja dubine i širine riječnog korita, sastav i struktura riječnog dna, variranja dubine jezera, struktura obalnog područja, struktura jezerskog dna. Od fizikalno-kemijskih elemenata kvalitete analiziraju se opći parametri kvalitete (temperatura, pH, prozirnost, režim kisika, sadržaj nutrijenata, salinitet, provodljivost) te specifični sintetski i nesintetski polutanti. Pri tome je u nadzornom monitoringu preporučljivo fitoplankton analizirati svakih šest mjeseci, makrofite, makrozoobentos i ribe jednom u tri godine, opće fizikalno-kemijske parametre tromjesečno, dok prioritetne tvari mjesečnom dinamikom⁵¹.

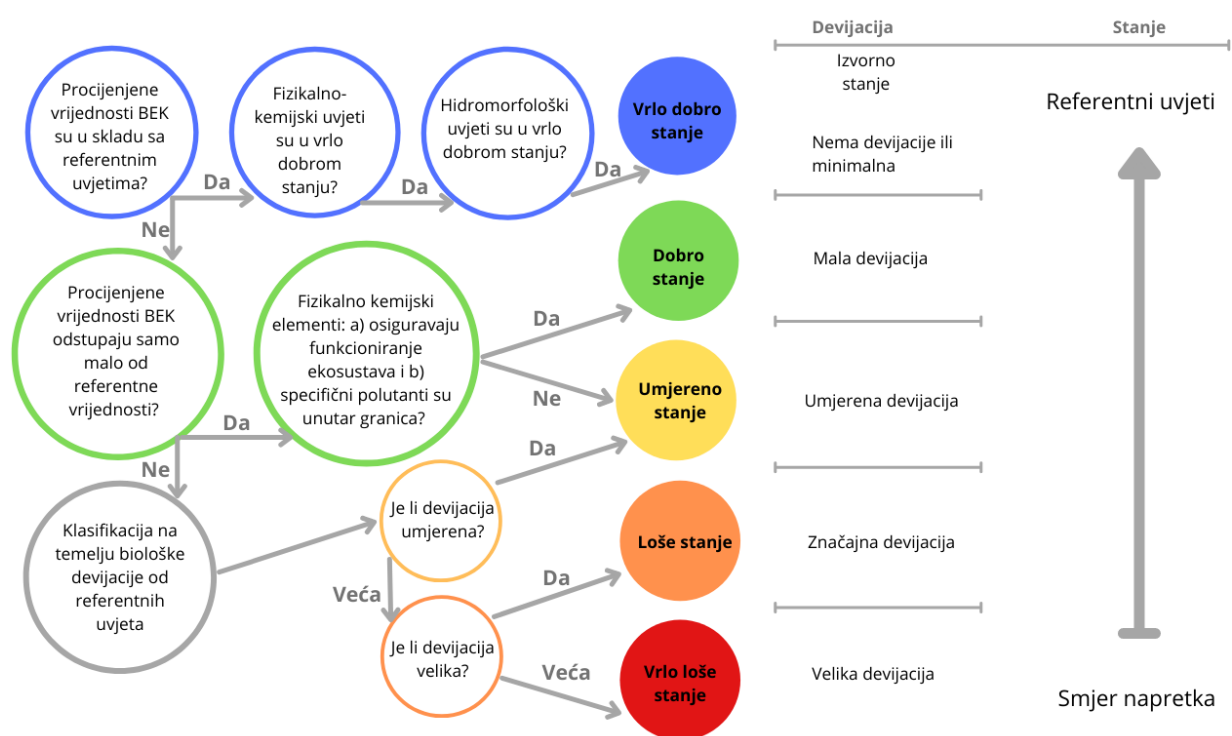
Za ocjenu stanja vodnog tijela na temelju bioloških elemenata površinskih voda za ispitivano vodno tijelo primjenjuju se prosječne godišnje vrijednosti, odnosno izmjerene godišnje vrijednosti pokazatelja bioloških elemenata za pokazatelje koji se uzorkuju jednom godišnje ili rjeđe. Stanje vodnoga tijela površinskih voda u točki mjerenja na temelju kemijskih i fizikalno-kemijskih elemenata ocjenjuje se prema prosječnoj godišnjoj koncentraciji izmjerenih za svaku reprezentativnu točku mjerenja u različitim razdobljima tijekom kalendarske godine. Vrijednosti mjerodavnih koncentracija pokazatelja kemijskih i fizikalno-kemijskih elemenata ekološkog stanja voda, utvrđuju se za svaki tip (grupu tipova) površinskih voda. Stanje vodnoga tijela na temelju hidromorfoloških elemenata ocjenjuje se za svaku pojedinu dionicu vodotoka, te za svaki pokazatelj hidromorfološkog elementa prema veličini odstupanja od referentnih uvjeta. Za ocjenu pojedinačnih pokazatelja kemijskog stanja voda u odnosu na prioritetne i prioritetno opasne tvari primjenjuje se prosječna godišnja maksimalna dozvoljena koncentracija.

Izrada baza podataka, kao i upotreba podataka u postupku praćenja i ocjenjivanja, je proces u razvoju, koji se poboljšava tijekom duljeg vremenskog razdoblja. Osnovne komponente moraju se staviti u logičan kronološki redosljed kako bi se olakšao fleksibilan postupak ocjenjivanja (Slika 2).



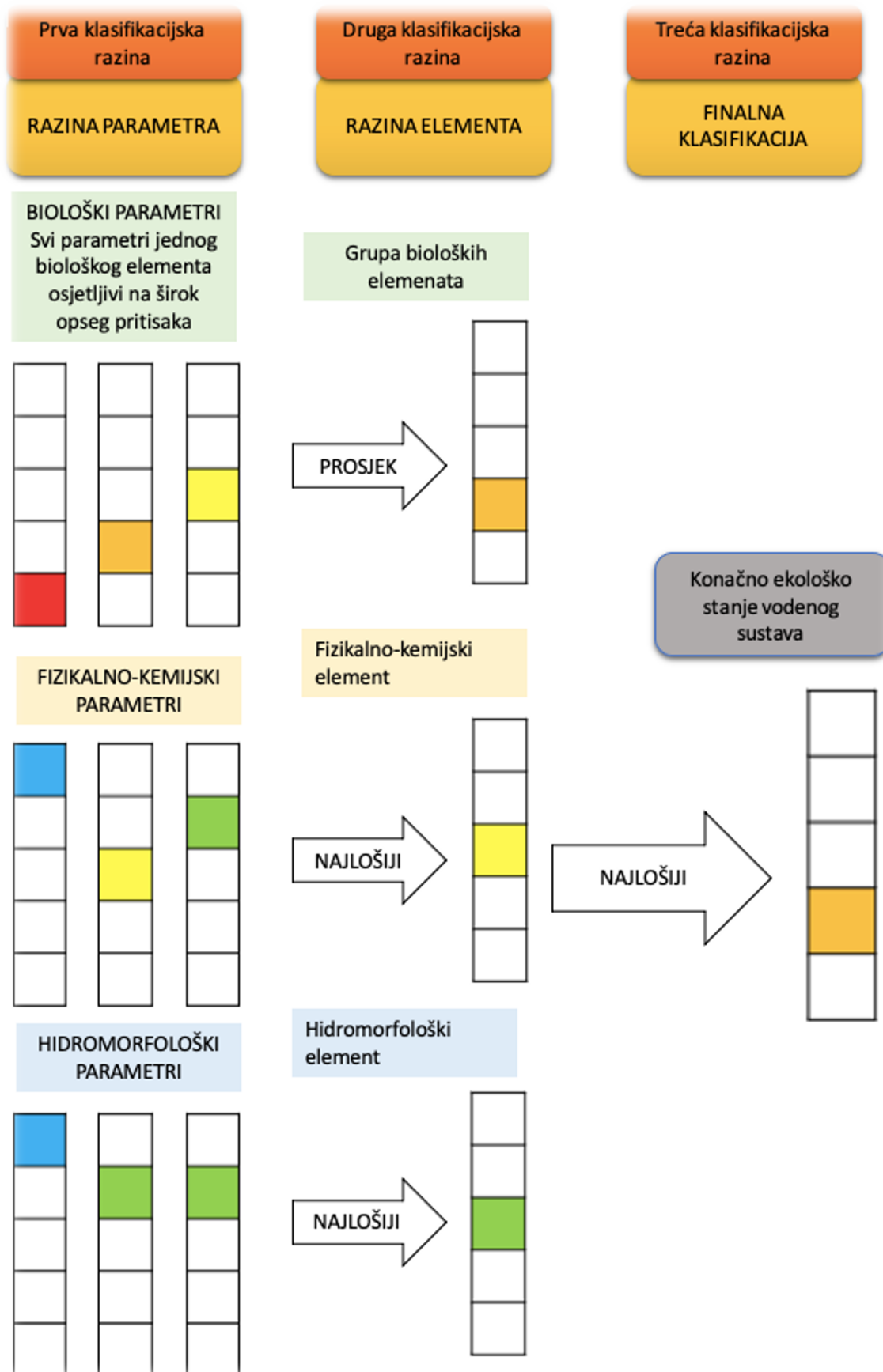
Slika 2. Osnovni koncept pri pristupu izradi klasifikacijskih protokola ocjene ekološkog stanja.

S obzirom da analiza različitih parametara daje različitu ocjenu, Okvirna Direktiva koja se zasniva na holističkom pristupu ocjene ekološkog stanja, nalaže integraciju ispitivanih parametara po principu najlošije vrijednosti istraživanih elemenata kvalitete. Ukupna klasifikacija ekološkog stanja vodnih tijela je predstavljena nižom vrijednosti rezultata biološkog, kemijskog, fizikalno-kemijskog te hidromorfološkog monitoringa za relevantne biološke elemente kakvoće⁵² (Slika 3,4).



Slika 3. Osnovni principi klasifikacije ekološkog stanja bazirani na OEK-u (EQR).

Ekološko stanje



Slika 4. Grafički prikaz odnosa različitih parametara, stanja i ocjene.

4.3. Ekološki potencijal vs. ekološko stanje

Okvirna direktiva o vodama definira ekološko stanje kao „izraz kvalitete u strukturi i funkcionalnosti vodenog površinskih voda“¹. Promjene koje nastaju upotrebom zemljišta i ostalim ljudskim djelatnostima imaju izrazit utjecaj na hidromorfološke procese, uzrokujući fragmentacije i gubitak staništa, a koje imaju direktan utjecaj na strukturu i funkcioniranje vodenog ekosustava¹. Postizanje dobrog ekološkog stanja, kao i dobrog kemijskog stanja površinskih voda, sveukupni je cilj ODV za države članice. Kako zbog hidromorfoloških promjena određena tijela površinskih voda ne mogu postići dobro stanje voda, ista se klasificiraju kao znatno promjenjena i umjetna vodna tijela, te se za njih određuje ekološki potencijal. Ekološki potencijal predstavlja stupanj kakvoće vodenog ekosustava u odnosu na maksimalan stupanj koji je moguće doseći, s obzirom na znatno promjenjene ili umjetne karakteristike koje su potrebne za njegovu namjenu. Umjesto dobrog ekološkog stanja, za ovu vrstu vodnih tijela cilj je postizanje dobrog ekološkog potencijala. Maksimalan ekološki potencijal predstavlja vrijednost biološkog elementa kakvoće koja je usporediva s najbližim prirodnim tipom vodnog tijela. S tim u vezi, dobar ekološki potencijal određuje se za vodna tijela koja zadovoljavaju kriterije maksimalnog biološkog, hidromorfološkog i kemijskog potencijala. Također, dobar ekološki potencijal može se postići i ako hidromorfološki kriteriji nisu zadovoljeni, biološki neznatno odstupaju, ali fizikalno-kemijski osiguravaju funkcioniranje ekosustava¹.

Neke od namjena znatno izmijenjenih i umjetnih vodnih tijela su opskrba pitkom vodom, energetika, navodnjavanje, obrana od poplava, uređenje voda, plovidba, rekreacija. Kako bi tijelo površinske vode zadržalo svoju namjenu, a pri tom i zadovoljilo kriterije za postizanjem dobrog ekološkog potencijala, donose se mjere zaštite, restauracije ili ublažavanja. Države članice Europske unije dužne su provoditi mjere kako bi postigle cilj dobrog ekološkog potencijala, sustavno pratiti te izvoditi dugoročne planove provođenja mjera.

5. BIOLOŠKI ELEMENTI KAKVOĆE

Biološke zajednice u vodenim ekosistemima prve reagiraju na promjene fizičkih i kemijskih parametara u vodi, što ih čini dobrim indikatorima promjena. One indiciraju dugoročne promjene u ekosistemu za razliku od fizikalno-kemijskih parametara koji pokazuju trenutno stanje ekosistema. Korištenjem različitih vodenih organizama, integrirajući pri tome varijacije u strukturi njihovih zajednica kroz različit vremenski period, može se dobiti informacija o stanju i očuvanosti ekosistema. Zbog toga su za potrebe OVD-a razvijeni i koriste se različiti koncepti i alati za ocjenu ekološkog stanja vodenih ekosistema bazirani na biološkim elementima kakvoće, a to su fitoplankton, fitobentos, makrozoobentos, makrofiti i ribe.

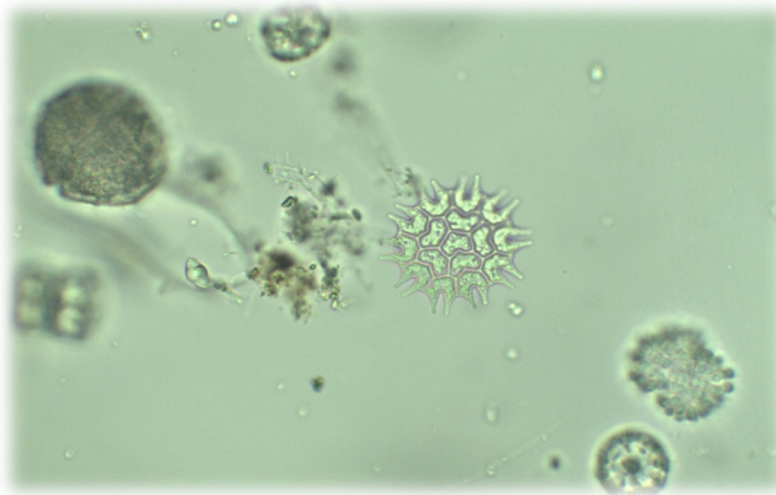
5.1. Biološki element kakvoće – fitoplankton

Fitoplankton je taksonomski raznolika grupa fotosintetskih mikroorganizama prilagođenih životu u pelagijalu voda na kopnu i mora. Kao fotoautotrofi, odgovorni su za glavnu primarne proizvodnje kisika i organskog ugljika u vodenim ekosustavima. Fitoplankton je temeljna karika u vodenim hranidbenim lancima i baza trofičke piramide. Kao biološki element kakvoće vode koristi se zbog:

- svoje brojnosti i raznolikosti vrsta;
- kratkog generacijskog vremena (brza stopa reprodukcije i vrlo kratki životni ciklus) ^{25,29,33,38,40,46} .
- najkraćeg vremenskog roka u kojem promjenom svog kvalitativnog sastava i brojnosti ukazuje na varijacije fizikalno-kemijskih čimbenika u okolišu;
- dobro razvijenog indikatorskog sustava.

Čimbenici koji utječu na strukturu fitoplanktonske zajednice u slatkovodnim ekosustavima direktno proizlaze iz odnosa kemijskih, fizikalnih i bioloških pokazatelja u određenom ekosustavu. Sukcesija fitoplanktona (Slika 5) je slijed izmjena zajednica, tj. promjena njegovog kvalitativnog sastava, brojnosti i biomase u određenom vremenu i prostoru te je pod izravnim utjecajem niza ekoloških čimbenika, poput dostupnosti hranjivih tvari, vremena retencije/zadržavanja vode, temperature, svjetlosti i prozirnosti. Antropogeni

utjecaj na prirodnu strukturu staništa mijenja čimbenike koji utječu na biološku raznolikost. Tako promijenjeni ekološki čimbenici utječu na strukturu i funkciju vodenih ekosustava, narušavajući time funkcioniranje prirodnih ekosustava.



Slika 5. Fitoplankton Paučkog jezera (foto Kamberović, 2019).

5.2. Biološki element kakvoće – fitobentos

Fitobentos se kao element kakvoće u ocjeni ekološkog stanja koristi iz razloga:

- lako ga je uzorkovati,
- predvidljivo reagira na promjene kakvoće vode,
- ima kratko generacijsko vrijeme u trajanju od nekoliko sati do nekoliko dana što ga čini skupinom koja prva reagira na promjene u okolišu.

Fitobentoske alge (Slika 6) su dominantna komponenta obraštaja (perifitona), a s obzirom da su pričvršćene za supstrat, zajednica u sebi objedinjuje fizikalna i kemijska svojstva tekućice. Alge kremenjašice ili dijatomeje najučestalije su fitobentoske alge i dobri su i najčešće korišteni indikatori kakvoće vode s obzirom da su ubikvisti i obitavaju u svim vrstama voda s visokom učestalošću te je razvijen sustav metoda ocjene koji se temelji na saprobnom, trofičkom sustavu i autekologiji.

Dijatomeje (Slika 7) su dobri pokazatelji kvaliteta vodenih ekosustava⁵³

- jer: - su prisutne cijele godine,
- kosmopolitski su organizmi,

Biološki elementi kakvoće

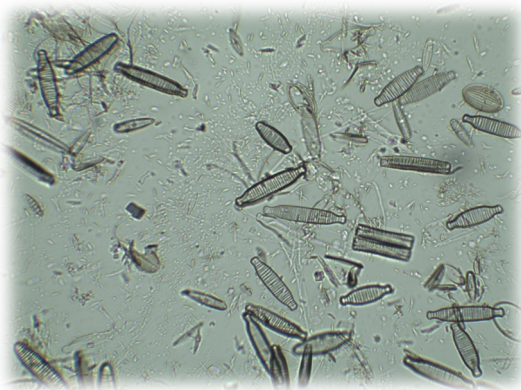
- raznovrsnija su skupina organizma u odnosu na druge alge i nekoliko kvadratnih centimetara sedimenta može sadržavati oko 100 različitih taksona,
- većina vrsta ima poznate ekološke valence prema faktorima životne sredine, odnosno karaktere koje idioekološki ukazuju na stanje vodenog tijela,
- imaju kratak životni ciklus, zbog čega će prve i veoma brzo reagirati na tek nastale promjene u vodenim ekosistemima,
- važne su u lancu prehrane, te se svaka promjena odražava se na kompletan ekosistem, jer predstavljaju vezu između fizikalno – kemijskih i bioloških komponenti u lancu ishrane,
- jednostavno se uzorkuju i istraživanja nisu skupa, a uzorci i trajni preparati se mogu lako skladištiti i čuvati.



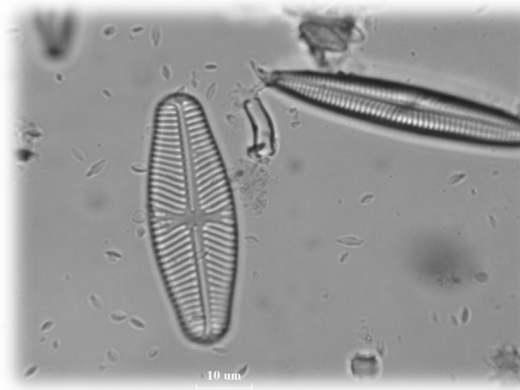
a)



b)

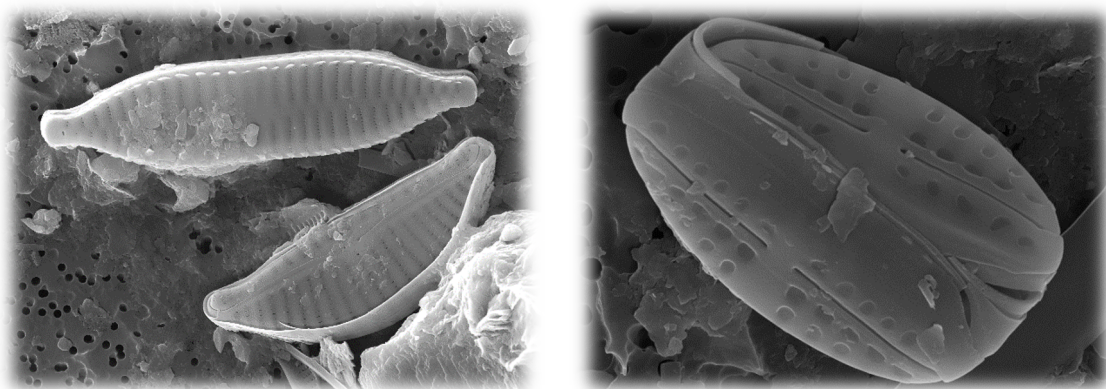


c)



d)

Slika 6. Uzorkovanje i analiza fitobentosa na rijeci Uni (a), uzorak fitobentosa - makroskopski izgled (b), mikrofotografija uzoraka fitobentosa – optička mikroskopija (c i d)



Slika 7. Dijatomeje - SEM mikroskopija (foto Gligora Udovič, 2019).

5.3. Biološki element kakvoće – makrozoobentos

Makrozoobentos predstavlja važnu komponentu unutar biocenotičkih struktura i ciklusa hranjivih tvari te je važan dio hranidbenih lanaca i jedan je od ključnih bioloških elemenata kakvoće u ocjeni ekološkog stanja tekućica. Zbog relativno dugog životnog vijeka i ograničene pokretljivosti, veće ili manje promjene ekoloških uvjeta u okolišu, primjerice promjena fizikalnih svojstava vode (brzina strujanja vode, temperatura, svjetlo), kemijskih svojstava vode (količina hranjivih tvari, kisika i ugljikovog dioksida te sezonske i dnevne promjene režima protoka vode) imaju za posljedicu promjenu u kvalitativnoj i kvantitativnoj strukturi zajednice.

Prednosti makrozoobentosa pred drugim skupinama vodenih organizama u ocjeni ekološkog stanja voda su:

- relativno se lagano prikupljaju uz pomoć različitih tipova bentos mreža,
- relativno su veliki što olakšava prikupljanje, razvrstavanje i determinaciju,
- mnoge vrste su brojne i široko rasprostranjene što omogućava usporedbu rezultata na širem području,
- relativno se brzo mogu determinirati zbog postojanja prikladnih priručnika,
- dobro su poznate reakcije mnogih uobičajenih vrsta na različite tipove onečišćenja te stupanj njihove tolerancije prema onečišćenju,
- žive dovoljno dugo da je njihovo prisustvo ili odsustvo iz zajednice posljedica promjena u okolišu, a ne izmjene generacija ili posljedica specifičnih životnih ciklusa,

- ograničeno su pokretni pa ne mogu napustiti stanište kod pogoršanja ekoloških prilika u vodi.

5.4. Biološki element kakvoće – makrofiti

Određene vrste i skupine makrofita čine zajednice koje su svojstvene za pojedine tipove tekućica i stajaćica. Pod antropogenim utjecajem sastav makrofitskih zajednica se mijenja i kvantitativno i kvalitativno. Nepostojanje makrofita je prirodno za neke tipove tekućica (npr. za jako zasjenjene, bujične, duboke, prirodno mutne tokove). No, može ukazivati i na antropogeno uzrokovane promjene, prije svega promjene u hidromorfologiji tekućice kad zbog produbljivanja korita, utvrđivanja i stvaranja obala strmijih no što su bile prirodno, nestaju pogodna staništa za makrofite. Uzrok tomu su prije svega dublja, time i slabije osvijetljenja korita te brži protok vode koji ne dozvoljava naseljavanje makrofita.

Makrofiti (Slika 8) su vrlo dobri bioindikatori stanja voda. Prednosti pred nekim drugim biološkim elementima kakvoće su:

- obično su pričvršćeni za podlogu i relativno su veliki,
- broj vrsta je u usporedbi s makrozoobentosom ili fitobentosom relativno mali,
- omogućuju ocjenu stanja vode i sedimenta i
- kod pregledavanja/uzorkovanja uglavnom se ne oštećuje mjesto uzorkovanja.



a)



b)

Slika 8. Makrofiti u tekućim (a - rijeka Una) i stajaćim vodama (b – akumulacija Modrac) (foto Kamberović, 2020).

5.5. Biološki element kakvoće – ribe

S obzirom na njihove složene ekološke zahtjeve, ribe su osjetljiv indikator kakvoće vodenih staništa. Kao potrošači i/ili grabežljivci, one integriraju informacije o trofičkom stanju u hranidbenom lancu. Postoji duga tradicija povezivanja populacije riba s kakvoćom vode te se razmatraju se tri osnovna elementa ihtiopopulacije:

- sastav vrsta
- zastupljenost pojedinih vrsta i
- starosna struktura.

Promjene u sastavu i brojnosti vrsta, opadanje broja vrsta specifičnih za određene tipove tekućica, kao i promjene u starosnoj strukturi znakovi su poremećaja u reprodukciji i razvoju određenih vrsta u populaciji riba i ukazuju na opću degradaciju vodotoka. Svaka riblja vrsta ima specifične potrebe za kakvoćom vodenog staništa i okolišnih značajki potrebnih za razmnožavanje, hranjenje, rast, razvoj i preživljavanje. Ove specifičnosti se koriste u klasifikaciji vrsta riba u funkcionalne skupine, odnosno skupine vrsta koje se koriste iste okolišne uvjete na isti način.

6. TIPOLOGIJA

6.1. Što je tipologija?

Okvirna direktiva o vodama donijela je pristup u ocjenjivanju stanja voda koji se temelji na činjenici da različiti tipovi voda imaju različite ekološke karakteristike. Iz tog razloga uvedeno je određivanje tipova površinskih voda sa glavnom svrhom definiranja referentnih uvjeta specifičnih za određene tipove površinskih voda, što predstavlja temelj klasifikacije ekološkog stanja voda. Zbog prirodne biološke i krajobrazne raznolikosti površinskih voda uvedeno je ocjenjivanje stanja voda s obzirom na relativno odstupanje od referentnih/prirodnih uvjeta za određeni tip površinskih voda, tzv. tip-specifičnih uvjeta.

6.2. Zašto tipologija?

Tipologije su oštra razgraničenja prirodno kontinuiranih gradijenata u širokom spektru karakteristika ekosustava. U stvarnosti mnogi okolišni parametri utječu na sastav zajednice, čak i kad se ne uzima u obzir čovjekovo djelovanje. Okvirna direktiva o vodama dopušta da bilo koji prirodni parametar okoliša utječe na zajednice koje će biti uključene u sustav tipologije (sustav B, Dodatak II)¹, ali uvijek postoji kompromis između uključivanja svih čimbenika okoliša i stvarne uporabe sustava tipologije. Parametri relevantni za tipologiju su među glavnim izvorima nesigurnosti u ekološkoj ocjeni. Specifičniji sustavi ocjenjivanja precizniji su ako su prilagođeni tipološkim razlikama. Ocjena specifična za područje je pristup koji uključuje pojedinačne karakteristike mjesta, umjesto usvajanja standardnog skupa deskriptora koji dijele prirodnu varijabilnost.

6.3. Kako se provodi tipologija?

Tipologija rijeka ili drugih tekućica provedi se na svim tekućicama sa slivnom površinom većom od 10 km². Abiotički čimbenici koji se koriste za tipologiju rijeka/tekućica su podijeljeni na obavezne: ekoregija, veličina sliva, geološka i litološka podloga, nadmorska visina; te izborne: granulometrijski sastav supstrata, nagib korita <1‰, krške tekućice s padom korita većim od 5 ‰, povremene tekućice i krške tekućice s baražnim

ujezerenjem.

U slučaju jezera to jest stajaćica, u tipologiju su također uključeni obavezni i izborni čimbenici. Tipizirana su samo ona prirodna jezera koja su površine veće od 0,5 km². Slično kao kod tekućica, kod jezera su obavezni abiotički čimbenici: ekoregija, površina jezera, geološka i litološka podloga, nadmorska visina, srednja dubina. Izborni čimbenici su stupanj trofije jezera, stratifikacija, sadržaja otopljenog kisika te podrijetlo jezera. Akumulacije i druge umjetne slatkovodne stajaćice su lentički sustavi koji su po karakteru zajednica vrlo slični prirodnim jezerima. Za svako vodno tijelo za koje se ustanovi da je nastalo ljudskom djelatnošću određuje se kao vještačko vodno tijelo.

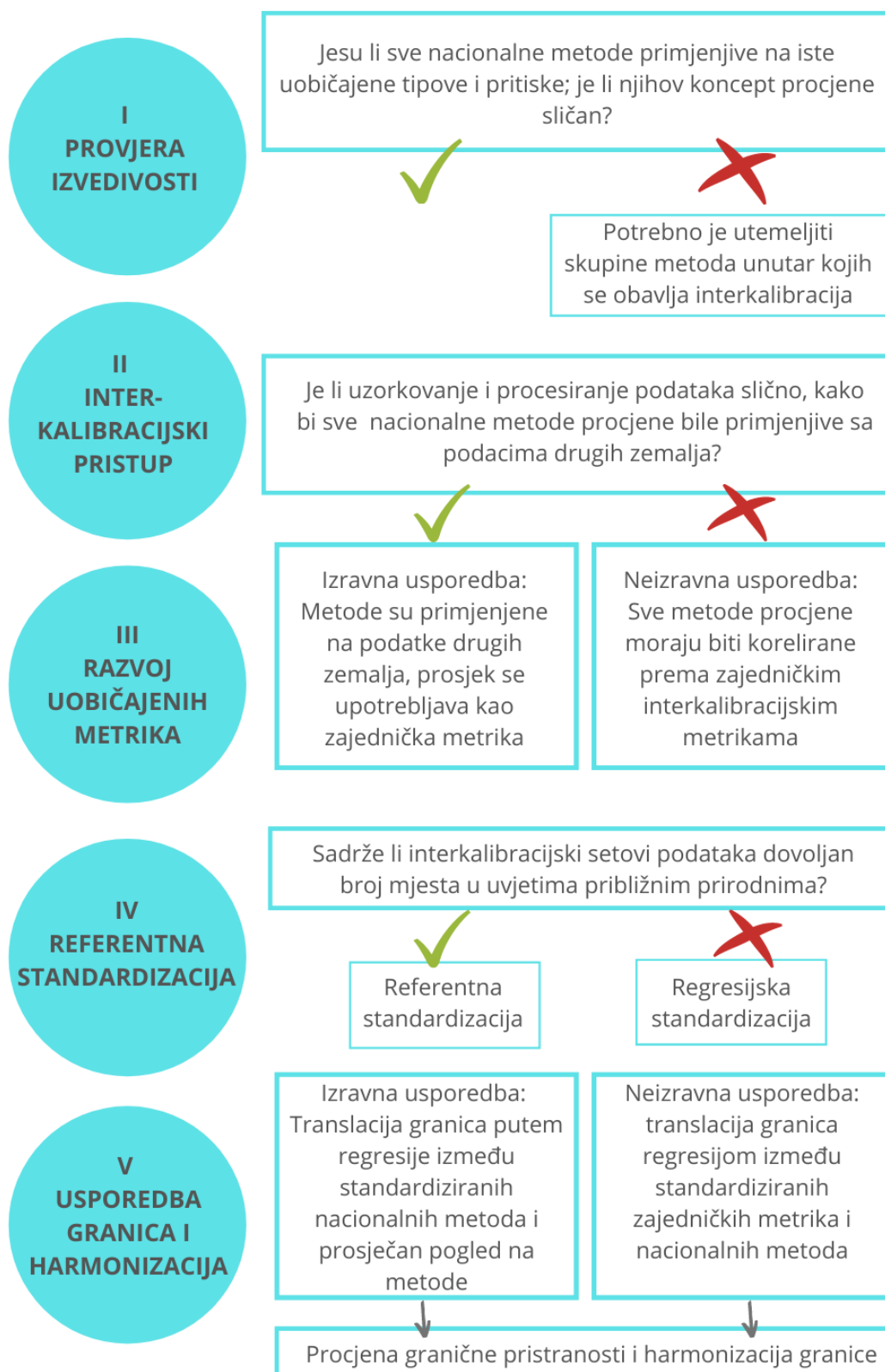
6.4. Primjena tipologije

U svrhu interkalibracije, odnosno ujednačavanja sustava ocjenjivanja ekološkog stanja na razini cijele EU, formirane su geografske interkalibracijske grupe zemalja, tzv. GIG-ovi (engl. Geographical Intercalibration Groups). GIG-ovi uključuju države/područja sličnih geoloških i geografskih podneblja s usporedivim tipovima vodnih tijela. Sustav evaluacije i tipizacije GIG-ova temelji se na Okvirnoj direktivi o vodama. Zasada se postupci interkalibracije provode na zajedničkim tipovima. Interkalibracija metoda se provodi samo na zajedničkim tipovima stajaćica koje imaju pojedine zemlje unutar GIG-a.

7. INTERKALIBRACIJA

Interkalibracijski postupak je vježba fokusirana na usporedbu i usklađivanje ocjena zbog različitih postojećih bioloških metoda koje se primjenjuju u klasifikaciji voda. U interkalibracijskom procesu sustav ocjene ekološkog stanja i granice klasa se usklađuje odnosno interkalibrira među državama članicama. Sve metode prolaze pri odobravanju postupke recenzije od strane Europske komisije. Nakon što je utvrđeno da je metoda sukladna Okvirnoj Direktivi o vodama (ODV) tada se prolazi i postupak usklađivanja granica dobrog/umjerenog stanja kroz interkalibracijski proces (Slika 9). Zemlje koje nisu razvile vlastite metode ocjene ekološkog stanja voda, a sudjelovale su u procesu interkalibracije, zadržavaju mogućnost da odaberu zajedničke metrike koje su se bazirane na podacima čitave interkalibracijske grupe i s njima vezane granice klasa. U svrhu usporedivosti procjene ekološkog stanja utvrđene su Geografske Interkalibracijske Grupe (GIG) te u skladu s normativnim definicijama ODV, tijekom interkalibracijskih postupaka utemeljen je i interkalibracijski multimetrijski indeks - ICMi (Intercalibration Commom Multimetric index) koji je specifičan za svaki GIG.

Interkalibracija



Slika 9. Proces interkalibracije, standardizacije i harmonizacije metoda.

8. PREGLED BIOLOŠKIH METODA I SUSTAVA OCJENE STAJAĆICA I TEKUĆICA KOJI SE KORISTE U ČLANICAMA EU

U ovom poglavlju razrađena je usporedba metoda ocjene ekološkog stanja za zemlje EU-a, zajedno s Norveškom, koja također provodi zakonodavstvo EU-a o okolišu i UK kao bivšom članicom. Baza je preuzeta iz Poikane i sur. (2020)⁵⁴ i ovdje uključuje samo metode koje se koriste u ekološkoj ocjeni koje čine formalni postupak klasifikacije i izvještavanja (Tablica 3).

Metode i klasifikacijski protokoli uključuju uzimanje i obradu uzoraka sa terena, izračun bioloških metrika, njihova kombinacija u konačnoj ocjeni i klasifikaciji¹⁰. Okvirna direktiva o vodama zahtijeva povezivanje pritisaka i utjecaja prilikom ocjene ekološkog stanja kako bi se omogućilo osmišljavanje odgovarajuće mjere. Ovaj se odgovor temelji na usklađenim ciljevima dobrog ekološkog stanja (interkalibrirano i objavljeno od strane EC, 2018) i formaliziranim u nacionalne programe mjera koje svaka EU država članica mora razvijati. Odnosi pritiska i reakcije povezuju se u ekološko stanje što omogućuje postavljanje ciljeva upravljanja i mjere koje će se provoditi⁵⁵.

Glavni pritisci za koje zemlje članice izvještavaju su: (1) eutrofikacija; (2) organsko zagađenje; (3) zakiseljavanje; (4) hidromorfološka promjena; (5) toksično zagađenje; (6) vodene invazivne vrste; i (7) opća degradacija. Osim jasno definiranih pritisaka pojavljuju se i novi pritisci npr. mikroplastika, farmaceutski proizvodi, svjetlost i buka, slano zaslađivanje.

8.1. Metode/sustavi prema kategorijama zagađenja

8.1.1. Eutrofikacija i organsko zagađenje

Eutrofikacija je pritisak koji je najbolje pokriven za sve kategorije voda. Za 70% zemalja adresiran je na tri BEK ili više⁵⁶ pri čemu su fitoplankton i vodena vegetacija najosjetljiviji na eutrofikaciju^{57,58}. Za razliku od fitoplanktona i vodene vegetacije, većina metoda za bentoske beskraljeznjake i ribe pokazale su svoju osjetljivost na pritiske kroz indekse na

više pritiska, a ne izravnim odnosima hranjivih tvari i BEK^{59,60}. Bentoski beskralješnjaci koriste se za procjenu ekološkog stanja rijeka uslijed organskog zagađenja^{61,62}. Najviše metoda procjene bentoskih beskralježnjaka temelje se na postotku oportunističkih i osjetljivih vrsta te udjelu različitih skupina vrsta u korelaciji s gradijentom organskog obogaćivanja^{63,64,65}. U praksi, razgraničenje eutrofikacije i organsko onečišćenja nije izravno, budući da čimbenici poput nedostatka kisika mogu nastati i izravno iz smanjenja primarne proizvodnje ili posredno putem heterotrofne razgradnje alohtonog materijala.

8.1.2. Hidromorfološki pritisci

U Europi su hidromorfološke promjene među najznačajnijim pritiscima koji utječu na oko 40% površinskih vodnih tijela⁶⁶. Hidromorfološke pritiske adresira barem jedan BEK u 90% zemalja za rijeke i 75% zemalja za jezera. Ribe i bentoski beskralješnjaci najsnažnije reagiraju na hidromorfološke pritiske u rijekama i jezerima^{67,68}.

Za rijeke i jezera ima manje dokaza za odgovor na hidromorfološke pritiske nego za eutrofikaciju, budući da su odnosi specifični za pritisak razvijeni samo kod 20% zemalja za jezera i 50% zemalja za rijeke. Odnos pritiska/odgovora su često temeljeni na proxy indikatorima kao što je uporaba zemljišta ili multivarijabilnim indeksima^{60,69}.

8.1.3. Zagađenje toksinima

Mali broj metoda je osjetljiv na procjenu toksičnog zagađenja (ili prioriternih tvari ili supstanci specifičnih za riječni sliv) za rijeke i jezera. Za jezera nisu razvijeni odnosi specifični za ovaj pritisak, međutim, metode ocjene za ribe u rijekama pokazuju povezanost s indeksima pritiska koji uključuju toksično zagađenje^{59,69}.

8.1.4. Zakiseljavanje

Zakiseljavanje je problem o kojem se najčešće izvještava o rijekama i jezerima u sjevernoj Europi, posebno skandinavskim zemljama, Velikoj Britaniji i Irskoj^{70,71}. Međutim, nedavno istraživanje je pokazao da se zakiseljene površinske vode mogu pojaviti posebno u području sljedećih regija⁷²: Pirineji, pogranična područja Belgije, Luksemburga, Francuske

i Njemačke, planinske regije na granicama Češke Republike⁷³, Njemačka i Austrija⁷⁴, planine Tatre, Talijanske Alpe i sjeverna Hrvatska. Stoga se može zaključiti da je zakiseljavanje dobro pokriveno za neke zemlje (Švedska, Norveška i UK), dok druge zemlje s regijama sklonim zakiseljavanju (posebno Finska i Irska) trenutno nemaju niti jednu metodu usmjerenu na ovaj pritisak.

8.1.5. Opća degradacija

"Opća degradacija" i "korištenje zemljišta" često se spominju kao pritisci koji su indicirani za rijeke u kojima je često teško uspostaviti jasne odnose pritiska i utjecaja. Ne postoji zajednička definicija „opće degradacije“, to ona označava kombinaciju pojedinačnih pritiska poput hranjivih sastojaka, organske tvari, hidromorfoloških promjena⁶².

8.1.6. Korištenje zemljišta

"Korištenje zemljišta" može se također smatrati zamjenom za višestruke pritiske, uključujući onečišćenje, hidromorfološke promjene i drugi pritiske, poput rekreacije. Međutim, ovdje je problem isti kao i kod indeksa pritiska: u slučajevima manje od dobrog statusa uzrok degradacije i mjere upravljanja nisu očite.

Tablica 3. Pregled metoda za ocjenu ekološkog stanja u jezerima u zemljama Europe prema Poikane i sur. (2020)

Biološki element kakvoće (BEK)	Zemlja članica	Naziv metode
Makrozoobentos	Austrija	Multi-metric index for lakes in Austria (MILA)
	Belgija	Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF)
	Bugarska	HMMI_lakes (Hungarian Macrozoobentos Multimetric Index for Lakes)
	Danska	Danish Lake Macroinvertebrate Index (DLMI)

	Estonija	Estonian surface water ecological quality assessment – Lake macroinvertebrates
	Finska	Revised Finnish lake invertebrate fauna assessment method (PICM)
	Njemačka	AESHNA - Bewertungsverfahren für das eulitorale Makrozoobenthos in Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland (lowland types)
	Njemačka	AESHNA - Bewertungsverfahren für das eulitorale Makrozoobenthos in Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland (alpine types)
	Grčka	Greek Lake Benthic invertebrate Index (GLBI)
	Mađarska	HMMI_lakes (Hungarian Macrozoobenton Multimetric Index for Lakes)
	Italija	BQIES (Benthic Quality Index Expected Species number)
	Latvija	Latvian Lake Macroinvertebrate Multimetric Index (LLMMI)
	Litva	Lithuanian Lake Macroinvertebrate Index
	Nizozemska	WFDi - Metric for Natural Watertypes
	Norveška	Multimetric Invertebrate Index for Clear Lakes (MultiClear)
	Poljska	Lake Macroinvertebrate Index (LMI)
	Rumunjska	ECO-NL-BENT Romanian ecological status assessment system for natural lakes using benthic invertebrates
	Slovenija	Metodologija vrednotenja ekološkega stanja jezer z bentoškimi nevretenčarji v Sloveniji
	Španjolska	Spanish Invertebrates Index for Lakes (IBCAEL)
	Španjolska	QAELS ₂₀₁₀ index
	Švedska	Benthic Quality Index (BQI)
	Švedska	Multimetric Invertebrate Lake Acidification index (MILA)
	Ujedinjeno kraljevstvo	Chironomid Pupal Exuvial Technique (CPET)
	Ujedinjeno kraljevstvo	LAMM (Lake Acidification Macroinvertebrate Metric)
Ribe	Austrija	ALFI (Austrian lake fish index): A multimetric index to assess the ecological status of alpine lakes based on fish fauna
	Belgija	Fish-based index for lakes and reservoirs in Flanders (Belgium)

	Bugarska	Bulgarian fish based method for ecological classification and monitoring of lakes
	Danska	Danish Lake Fish Index
	Estonija	LAFIEE index
	Finska	EQR4 index
	Francuska	European Lake Fish Index (ELFI)
	Njemačka	ALP DeLFI_SITE - Deutsches probennahmestandort-spezifisches Bewertungsverfahren für Fische in Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie
	Njemačka	CB DeLFI_SITE - Deutsches probennahmestandort-spezifisches Bewertungsverfahren für Fische in Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie
	Grčka	Greek Lake Fish Index (GLFI)
	Irska	FIL2 index
	Italija	Lake Fish Index (LFI)
	Litva	Latvian Lake Fish Index
	Latvija	Lithuanian Lake Fish Index
	Nizozemska	National fish assessment system of the Netherlands (VISMAATLAT)
	Norveška	AindexW5
	Norveška	EindexW3
	Poljska	National fish assessment system of Poland based on fisheries statistics (LFI+ index)
	Poljska	National fish assessment system of Poland based on gillnet sampling (LFI EN index)
	Slovenija	Metodologija vrednotenja ekološkega stanja jezer na podlagi rib (Ecological status assessment system for lakes using fish in Slovenia)
	Švedska	AindexW5
	Švedska	EindexW3
	Ujedinjeno kraljevstvo	FIL2 index
Makrofiti	Austrija	AIM for Lakes (Austrian Index Macrophytes for lakes)
	Belgija	Flemish macrophyte assessment system
	Bugarska	RI-BG - Adopted Reference Index
	Danska	Danish Lake Macrophytes Index
	Estonija	Estonian surface water ecological quality assessment – lake macrophytes
	Finska	Finnish macrophyte classification system (Finnmac)
	Francuska	French Macrophyte Index for Lakes (IBML) Indice Biologique Macrophytique en Lacs

	Njemačka	Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos (PHYLIB), Modul Makrophyten
	Grčka	HeLM - Hellenic Lake Macrophytes Assessment Method
	Mađarska	HU-RI - Adopted Reference Index
	Irska	Free Macrophyte Index
	Italija	MacroIMMI (Macrophytic index for the evaluation of the ecological quality of the Italian lakes)
	Italija	VLMMI - Volcanic Lakes Multimetric Macrophyte Index
	Litva	Latvian macrophyte assessment method
	Latvija	Lithuanian Lake Macrophyte Index
	Nizozemska	WFD-metrics for natural water types
	Norveška	National macrophyte index (Trophic Index – TIC)
	Poljska	Macrophyte based indication method for lakes - Ecological Status Macrophyte Index ESMI
	Rumunjska	MIRO - Macrophyte Index for Romanian Lakes (Adapted Reference Index)
	Slovenija	SMILE (Slovenian macrophyte-based index for lake ecosystems)
	Španjolska	Spanish Macrophytes assessment method for Lakes (OFALAM)
	Švedska	Trophic Macrophyte Index (TMI)
	Ujedinjeno kraljevstvo	Lake LEAFPACS 2
Fitobentos	Belgija	Proportions of Impact-Sensitive and Impact-Associated Diatoms (PISIAD)
	Finska	Finnish lake phytobenthos method
	Njemačka	Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos (PHYLIB), Modul Phytobenthos
	Mađarska	MIL- Multimetric Index for Lakes
	Irska	Lake Trophic Diatom Index (IE)
	Italija	Italian national method for the evaluation of the ecological quality of lake waterbodies using benthic diatoms (EPI-L)
	Litva	Lithuanian Lake Phytobenthos Index

	Poljska	PL IOJ (Multimetryczny Indeks Okrzemkowy dla Jezior = Multimetric Diatom Index for Lakes)
	Rumunjska	Romanian Diatom Index RDI for lowland lakes
	Rumunjska	National (Romanian) Assessment Method for Natural Lakes Ecological Status based on Phytobenthos (Diatoms) RO-AMLIP
	Slovenija	Trophic Index (TI)
	Švedska	IPS index
	Ujedinjeno kraljevstvo	DARLEQ 2
Fitoplankton	Austrija	Evaluation of the biological quality elements, Part B2 – phytoplankton
	Belgija	Flemish phytoplankton assessment method for lakes
	Bugarska	HLPI-Hungarian lake phytoplankton index
	Danska	Danish Lake Phytoplankton Index
	Estonija	Estonian surface water ecological quality assessment – lake phytoplankton
	Finska	Finnish phytoplankton assessment method for lakes
	Francuska	Phytoplankton Index for Lakes (IPLAC)
	Njemačka	PSI (Phyto-Seen-Index) - Bewertungsverfahren für Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland
	Grčka	HeLPhy - Hellenic Lake Phytoplankton Assessment Method
	Grčka	New Mediterranean Assessment System for Reservoirs (NMASRP)
	Mađarska	HLPI-Hungarian lake phytoplankton index
	Irska	IE Lake Phytoplankton Index
	Italija	New Italian Method (NITMET)
	Italija	Italian Phytoplankton Assessment Method (IPAM)
	Litva	Latvian Lake Phytoplankton Index
	Latvija	German Phytoplankton Index (PSI)
	Nizozemska	WFD - metrics for natural watertypes
	Norveška	Lake phytoplankton ecological status classification method
	Poljska	Phytoplankton method for Polish Lakes (PMPL)
	Rumunjska	HLPI-Hungarian lake phytoplankton index
	Slovenija	Metodologija vrednotenja ekološkega stanja jezer s fitoplanktonom v Sloveniji (Ecological

Pregled bioloških metoda i sustava ocjene stajaćica i tekućica koji se koriste u članicama EU

		status assessment system for lakes using phytoplankton in Slovenia)
	Španjolska	Mediterranean Assessment System for Reservoirs Phytoplankton (MASRP)
	Švedska	Ecological assessment methods for lakes, Quality factor - phytoplankton
	Ujedinjeno kraljevstvo	Phytoplankton Lake Assessment Tool with Uncertainty Module (PLUTO)

Tablica 4. Pregled nacionalnih metoda za ocjenu ekološkog stanja u rijekama u zemljama Europe.

BEK	Zemlja članica	Naziv metode
Makrozoobentos	Austrija	Slovak assessment of benthic invertebrates in large rivers (for large lowland rivers)
	Austrija	Assessment of the biological quality elements - part benthic invertebrates
	Belgija	Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF)
	Belgija	Indice Biologique Global Normalisé (IBGN)
	Bugarska	IBI (BG) (Irish Biotic Index (BG))
	Bugarska	mRBA - Modified Rapid Biological Assessment (for very large rivers)
	Hrvatska	Croatian assessment system based on benthic invertebrates in very large rivers
	Cipar	STAR Intercalibration Common Metric Index (STAR_ICMi)
	Češka	Czech system for ecological status assessment of rivers using benthic macroinvertebrates
	Češka	Czech system for ecological status assessment of large nonwadeable rivers using benthic macroinvertebrates
	Danska	Danish Stream Fauna Index (DSFI)
	Estonija	Estonian surface water ecological quality assessment – river macroinvertebrates
	Finska	Revised Finnish river invertebrate fauna assessment method

Francuska	I2M2 index
Njemačka	PERLODES -Bewertungsverfahren von Fließgewässern auf Basis des Makrozoobenthos
Njemačka	PTI: Potamon-Typie-Index (for very large rivers)
Grčka	Hellenic Evaluation System-2 (HESY-2)
Grčka	STAR_ICMi index (for very large rivers)
Mađarska	Hungarian Multimetric Macroinvertebrate Index
Irska	Quality Rating System (Q-value)
Italija	MacrOper, based on STAR Intercalibration Common Metric Index (STAR_ICMi)
Latvija	Latvian Macroinvertebrate Index (LMI)
Latvija	Latvian large river macroinvertebrate index LRMI
Litva	Lithuanian River Macroinvertebrate Index (LRMI)
Luksenburg	Classification luxembourgeoise DCE Indice Biologique Global Normalisé (IBG)
Nizozemska	KRW-maatlat
Norveška	Norway ASPT – Average Score per Taxobn
Norveška	AcidIndex2 (Modified Raddum index2)
Poljska	RIVECOmacro - MMI_PL

	Portugal	Rivers Biological Quality Assessment Method-Benthic Invertebrates (IPtIN, IPtIS)
	Rumunjska	Assessment method for ecological status of water bodies based on macroinvertebrates
	Rumunjska	ECO-BENT index (for very large rivers)
	Slovačka	Slovak assessment of benthic invertebrates in rivers
	Slovačka	Slovak assessment of benthic invertebrates in large rivers
	Slovenija	Metodologija vrednotenja ekološkega stanja rek z bentoškimi nevretenčarji v Sloveniji
	Španjolska	Iberian Mediterranean Multimetric Index using quantitative data (IMMi-T)
	Španjolska	Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP)
	Španjolska	METI index
	Španjolska	INVMIB index (INVertebrate Multimetric Illes Balears)
	Švedska	ASPT index
	Švedska	DJ-index
	Švedska	MISA: Multimetric Invertebrate Stream Acidification index
	UK	River Invertebrate Classification Tool (RICT)- WHPT
	UK	WFD-AWIC index
	Ribe	Austrija
Belgija		Upstream and Lowland IBI index

	Belgija	IBIP index
	Bugarska	TsBRI (Type Specific Bulgarian Fish Index)
	Češka	Czech multimetric method (CZI)
	Finska	Finnish Fish Index (FiFi)
	Francuska	FBI (Fish-Based index): Classification française DCE Indice Poissons Rivière (IPR)
	Njemačka	FIBS – fischbasiertes Bewertungssystem für Fließgewässer zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland
	Grčka	Hellenic Fish Index (HeFI)
	Mađarska	Hungarian Multimetric Fish Indices (HMMFI)
	Irska	Fish Classification Scheme 2 Ireland (FCS2)
	Italija	NISECI index (New Index of Ecological Status of Fish Communities)
	Latvija	Latvian Fish Index
	Litva	Lithuanian River Fish Index
	Luksemburg	Classification française DCE Indice Poissons Rivière (IPR)
	Nizozemska	NLFISR index
	Poljska	EFI+PL index
	Portugal	F-IBIP - Fish-based Index of Biotic Integrity for Portuguese Wadeable Streams
	Rumunjska	EFI+ European Fish index

	Slovačka	Fish Index of Slovakia FIS
	Slovenija	Metodologija vrednotenja ekološkega stanja vodotokov na podlagi rib (SIFAIR index)
	Španjolska	IBIMED index
	Švedska	Swedish method VIX
	UK	FCS2 index
Makrofiti	Austrija	AIM for Rivers (Austrian Index Macrophytes for rivers)
	Belgija	MAFWAT - Flemish macrophyte assessment system
	Belgija	IBMR-WL - Biological Macrophyte Index for Rivers
	Bugarska	Reference Index
	Cipar	IBMR – Biological Macrophyte Index for Rivers
	Češka	Assessment method of surface running water bodies in the Czech Republic using biological quality element macrophytes
	Danska	DSPI - Danish Stream Plant Index
	Estonija	Estonian assessment system for rivers using Macrophytes (MIR)
	Finska	Trophic index Tlc
	Francuska	IBMR - Indice biologique macrophytique en rivière French standard NF T90-395 (2003-10-01)
	Njemačka	Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der

		EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos (PHYLIB), Modul Makrophyten
	Njemačka	NRW-Verfahren zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten
	Grčka	IBMR – Biological Macrophyte Index for Rivers
	Mađarska	Reference Index
	Irska	MTR - IE - Mean Trophic Ranking
	Italija	IBMR - IT - Biological Macrophyte Index for Rivers
	Latvija	Latvian assessment method using macrophytes
	Litva	Lithuanian River Macrophyte Index
	Luksemburg	IBMR - LU - Biological Macrophyte Index for Rivers
	Nizozemska	Revised assessment method for rivers in The Netherlands using macrophytes
	Norveška	Trophic index Tlc
	Poljska	MIR - Macrophyte Index for Rivers
	Portugal	IBMR - Biological Macrophyte Index for Rivers
	Rumunjska	Romanian Macrophyte-based assessment system for rivers (Macrophyte River Index (MARI))
	Slovačka	Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR-SK)
	Slovenija	River Macrophyte Index
Španjolska	IBMR – Biological Macrophyte Index for Rivers	

	Švedska	Trophic index Tlc
	UK	River LEAFPACS 2
Fitobentos	Austrija	Assessment of the biological quality elements - part phytobenthos
	Belgija	Proportions of Impact-Sensitive and Impact-Associated Diatoms (PISIAD)
	Belgija	IPS index
	Bugarska	IPS index
	Hrvatska	Ecological status assessment system for phytobenthos in rivers based on diatoms
	Cipar	IPS index
	Češka	Czech assessment method for rivers using phytobenthos
	Estonija	Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)
	Estonija	Estonian phytobenthos assessment system for very large rivers
	Finska	Finnish river phytobenthos method
	Francuska	IBD 2007 (Coste et al, Ecol. Ind. 2009). AFNOR NF-T-90-354, December 2007. Arrêté ministériel du 25 janvier 2010 modifié relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique {...} des eaux de surface
	Njemačka	Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos (PHYLIB), Modul Diatomeen

	Grčka	IPS (Coste in Cemagref, 1982) Intercalibrated (EQR IPS)
	Mađarska	Ecological status assessment for rivers based on diatoms
	Irska	Revised Trophic Diatom Index(TDI)
	Italija	ICMi (Intercalibration Common Metric) Index
	Litva	Lithuanian Phytobenthos Index
	Luksemburg	Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)
	Nizozemska	KRW Maatlat
	Norveška	Periphyton Index of Trophic Status (PIT)
	Poljska	Indeks Okrzemkowy IO dla rzek (Diatom Index for rivers)
	Portugal	IPS (Coste in Cemagref, 1982)
	Rumunjska	National (Romanian) Assessment Method for Rivers Ecological Status based on Phytobenthos (Diatoms) RO-AMRP
	Rumunjska	Romanian Assessment Method for Very Large Rivers Ecological Status based on Phytobenthos
	Slovačka	Ecological status assessment system for rivers using phytobenthos
	Slovenija	Metodologija vrednotenja ekološkega stanja rek s fitobentosom in makrofiti v Sloveniji; fitobentos (Ecological status assessment system for rivers using phytobenthos and macrophytes in Slovenia; Phytobenthos)

	Španjolska	IPS index
	Španjolska	Diatom multimetric index (MDIAT)
	Španjolska	DIATome Multimetric Illes Balears (DIATMIB) index
	Švedska	Swedish assessment methods, Swedish EPA regulations (NFS 2008:1) based on Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)
	UK	Diatom Assessment for River Ecological Status (DARLEQ2)
Fitoplankton	Austrija	German PhytoFluss-Index 4.0
	Belgija	German PhytoFluss-Index 2.0
	Bugarska	German PhytoFluss-Index 4.0
	Hrvatska	HRPI - Hungarian River Phytoplankton Index
	Češka	CZ - Assessment method for ecological status of rivers based on phytoplankton
	Estonija	EST_PHYPLA_R - Assessment system for rivers using phytoplankton
	Njemačka	German PhytoFluss-Index
	Mađarska	HRPI - Hungarian River Phytoplankton Index
	Litva	Latvian Large River Phytoplankton Index
	Latvija	German PhytoFluss-Index for lowland rivers of type 15.2
	Poljska	IFPL metric - Method for large rivers assessment using phytoplankton

Pregled bioloških metoda i sustava ocjene stajaćica i tekućica koji se koriste u članicama EU

	Rumunjska	ECO-FITO - Assessment Method for Ecological Status of the Water Bodies based on Phytoplankton
	Slovačka	Phytoplankton-SK - Slovak assessment of phytoplankton in large rivers

9. PREGLED PROTOKOLA ZA IZRADU BIOLOŠKIH METODA I SUSTAVA OCJENE EKOLOŠKOG STANJA NA PRIMJERU FITOBENTOSA U TEKUĆICAMA I FITOPLANKTONA U STAJAĆICAMA

9.1. FITOBENTOS

Prema definiciji CEN-a (Europski odbor za standardizaciju) fitobentos sačinjavaju sve alge i cijanobakterije koje žive na supstratima ili drugim organizmima⁷⁵. Okvirna Direktiva o vodama Europske unije¹ dijatomeje preporučuje kao ključnu grupu organizama u procjeni kakvoće vode kada je riječ o fitobentosu.

9.1.1. Pristup pri definiranju klasifikacijskih protokola – Fitobentos

Sve nacionalne metode za fitobentos temelje se na sastavu i relativnoj brojnosti dijatomeja kao najboljih pokazatelja strukture ukupne vodene zajednice. Sve metode određuju potencijalni eutrofikacijski pritisak i većina je pokazala značajan odnos s koncentracijom ukupnog fosfora (TP). Izuzetak su neke metode koje se nisu pokazale dobar odnos s ukupnim fosforom u jezerima niskog alkaliniteta, zbog kombinacija kratkog gradijenta i niskog pH.

9.1.2. Fitobentos u ocjeni ekološkog stanja vodenih tijela u zemljama Europske unije

Do sada je ukupno razvijeno i interkalibrirano 66 sustava za ocjenu ekološkog stanja na temelju makrofita i fitobentosa (32 za makrofite, 30 za fitobentos i 4 kombinirana) koji pokrivaju većinu zemalja Europe⁷⁶. Većina zemalja Europske unije je razvila zasebne sustave ocjenjivanja za makrofite i fitobentos. Gotovo sve zemlje odredile su dijatomeje kao predstavnike fitobentosa. Izuzeci su Austrija, Bugarska, Hrvatska, Češka i Njemačka, koje su u svoje sustave ocjene ekološkog statusa uključile ne-dijatomske alge i Norveška, koja u ocjeni ekološkog statusa na osnovi fitobentosa isključivo koristi nedijatomejske

Pregled protokola za izradu bioloških metoda sustava ocjene ekološkog stanja

vrste⁷⁷. S druge strane, sustavi ocjene ekološkog stanja jezera na temelju fitobentosa uključuju samo dijatomeje.

Trenutno većina država Europske unije imaju razvijenu fitobentosnu metodu ocjene ekološkog statusa za rijeke i jezera koji je validiran kroz interkalibracijsku vježbu⁷⁶. Više od polovine država Europske unije koje koriste fitobentos u biomonitoringu je odabralo korištenje indeksa razvijenih prije Okvirne direktive o vodama, pri čemu se Indeks osjetljivosti na polutante (IPS) najčešće koristi (35%). IPS je nacionalno prilagođen geografskim specifičnostima i u ovom slučaju čini grupu sličnih indeksa.

Iako su fitoplankton i makrofiti glavni indikatori u ekološkoj procjeni jezera koji se koriste u skoro svim državama članicama⁷⁸ povlači se pitanje je li fitobentos nepotreban u jezerima, s obzirom da je njegova uloga samo dodatna potvrda detekcije stanja jezera od strane fitoplanktona i makrofita⁵⁶. Fitobentos je važan u funkciji plitkih jezera i litoralnih zona dubokih jezera^{79,80}. Izostavljanje fitobentosa bi moglo uzrokovati nepotpunu procjenu stanja obzirom da epifiti i metafiti filamentnih algi igraju ulogu u smanjenju i gubitku ukorijenjenih makrofita⁸¹. U litoralnim zonama dubokih jezera filamentne alge su uvelike prisutne, pa i do razine smetnji^{82,83}.

Iako je fitobentos samo jedan dio BEK "makrofita i fitobentos" (Dodatak V. ODV-a)¹, većina država članica razvila je odvojene metode ocjene na temelju makrofita i na temelju zajednice fitobentosa. No, samo je 11 od 27 država članica Europske unije sudjelovalo u interkalibraciji metodologija za fitobentos (Tablica 5).

Tablica 5. Opis interkalibriranih metoda koji koriste fitobentos za ocjenu ekološkog stanja stajaćica korištenih u zemljama članicama

Metrika	Opis	Zemlja članica
DARLEQ	Indeks temeljen na vrijednostima osjetljivosti na nutrijente i broj valvi indikatorskih svojti dijatomeja	UK
EPI-D indeks	Indeks eutrofikacije/zagađenja baziran na indikatorskim vrijednostima dijatomeja, vrijednostima tolerantnosti i relativnoj abundanciji svojti dijatomeja	Mađarska
IBD indeks	Biološki indeks dijatomeja, temeljen na trofičkim indikatorskim vrijednostima i	Mađarska

Pregled protokola za izradu bioloških metoda sustava ocjene ekološkog stanja

	relativnoj abundanciji indikatorskih svojti dijatomeja	
Indeks referentnih vrsta GRJ	Suma relativnih abundancija specifičnih dijatomejskih referentnih svojti	Poljska
IPS indeks	Indeks specifičnih zagađenja, temeljen na vrijednostima osjetljivosti i relativnim abundancijama indikatorskih svojti	Finska, Švedska
Trofički indeks dijatomeja za jezera	Indeks baziran na vrijednostima za osjetljivost na nutrijente i abundanciji valvi indikatorskih svojti dijatomeja	Irska
PISIAD indeks	Indeks temeljen na sumi relativnih abundancija osjetljivih i tolerantnih svojti dijatomeja	Belgija
TDIL indeks	Trofički indeks dijatomeja za jezera temeljen na trofičkim indikatorskim vrijednostima, vrijednostima tolerantnosti i abundanciji indikatorskih svojti dijatomeja	Mađarska
Trofički indeks jezera- TI	Trofički indeks temeljen na trofičkim indikatorskim vrijednostima te abundanciji indikatorskih svojti dijatomeja	Slovenija
Trofički indeks TJ	Trofički indeks temeljen na trofičkim indikatorskim vrijednostima te abundanciji indikatorskih svojti dijatomeja	Poljska
Trofički indeks TINord	Trofički indeks temeljen na trofičkim indikatorskim vrijednostima te udjelima indikatorskih svojti dijatomeja	Njemačka
Kvocijent referentnih vrsta RAQ	Omjer broja osjetljivih i tolerantnih svojti dijatomeja	Njemačka

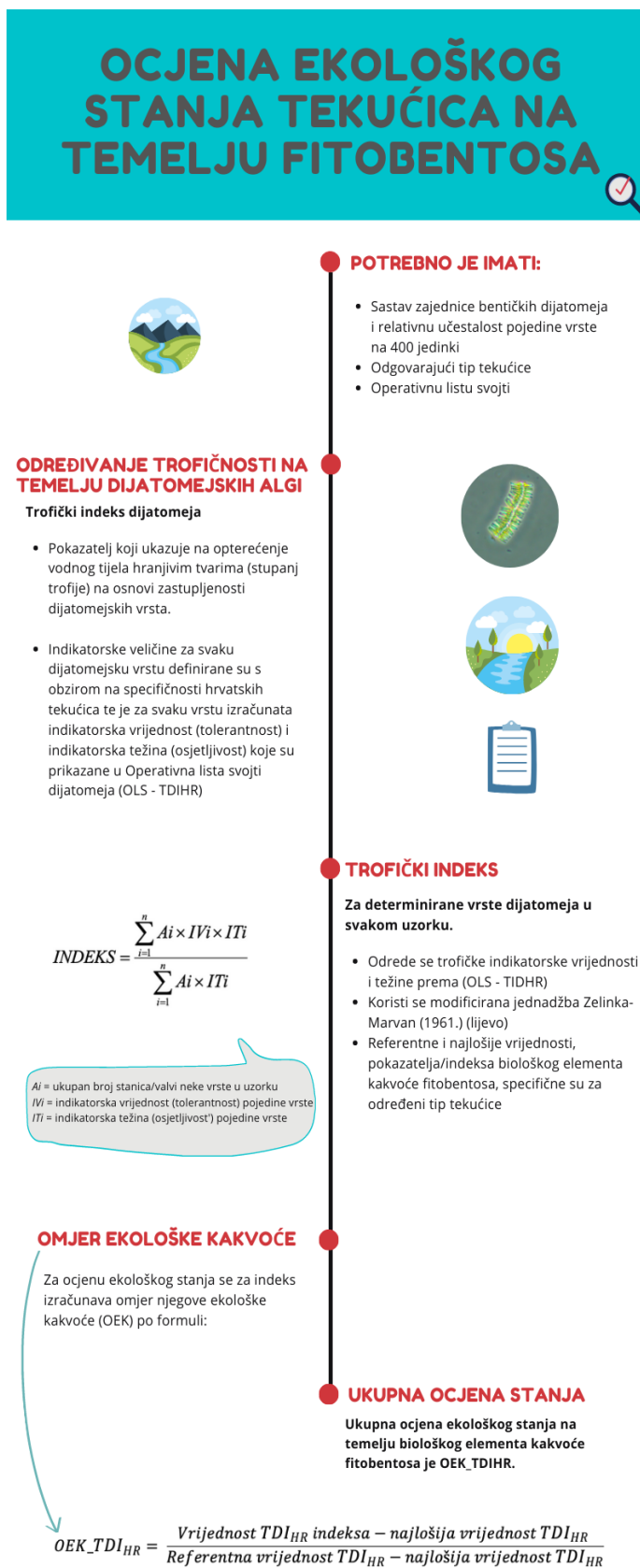
Ekološke ocijene bi trebale proizlaziti iz teorije ekologije, povezane sa funkcioniranjem ekosustava i da su razumljive široj javnosti ^{55,84,85}. Većina ekoloških ocjena temelji se na atributima koji se mogu povezati sa poželjnim ili nepoželjnim stanjem i funkcijama sustava. Najčešći princip rada je uspoređivanje prostornog skupa podataka sastava dijatomeja i pridruženih kemijskih svojstava, zatim primjena statistike za sažimanje multivarijabilnih podataka na pojedinačnu os koja korelira sa jednom ili više varijabli iz okoline (npr. koncentracije fosfora)⁸⁶. Kako bi se ovo lakše izračunalo, koriste se softveri primjerice OMNIDIA⁸⁷ koja se bazira naj snažnijoj korelaciji sa okolišnim varijablama. Glavna zadržka ovih pristupa je što procjene fitobentosa ukazuju na niske razine utjecajnih faktora, a ne na sama svojstva ekosustava. Nedvojbeno je kako bi biološka metoda trebala biti osjetljiva

Pregled protokola za izradu bioloških metoda sustava ocjene ekološkog stanja

na okolišni pritisak. Ipak, to nije jedini kriterij valjanosti metode. Jedan od izazova koji prati sve ocjene pa tako i one temeljene na fitobentosu je komunikacija prema široj javnosti. Indeksi dijatomeja su koristan alat za komunikaciju između stručnjaka, ali manje upotrebljivi kada se radi o tumačenju u kakvom su oni odnosu sa ukupnim stanjem ekosustava i vrijednosti obnove toga ekosustava. 'Primateljima' ekoloških procjena bi u idealnom slučaju trebalo biti omogućeno vizualizirati ekološko stanje naznačeno primjerice vrijednosnim brojem ili 'vodećom slikom'^{88,89,90,91}. Sve je veće prepoznavanje potencijala u osvještavanju šire javnosti kroz projekte ('citizen science') koji bi mogli uroditi većim plodom u očuvanju ekoloških sustava, nego sam razvoj usko specijaliziranih metoda⁷⁶. Uporabnu vrijednost fitobentosa kao obaveznog biološkog elementa kvalitete u ocjeni ekološkog stanja prepoznalo je 23 zemlje Europske unije. Većina zemalja je završila proces intekalibracije, a najčešće korišteni dijatomjeski indeksi za ocjenu ekološkog statusa su Indeks osjetljivosti na polutante (IPS), Trofički indeks po Rottu, ili njihova kombinacija.

9.1.3. Primjer sustava ocjene ekološkog stanja rijeka na temelju fitobentosa u tekućicama

Ocjena ekološkog stanja tekućica na temelju fitobentosa i dijatomeja podrazumijeva uzorkovanje materijala, obradu uzoraka, identifikaciju svojti i određivanje njihove relativne učestalosti. Pri odabiru indeksa neophodno je posjedovanje operativne listi svojti u ovisnosti od izabranog indeksa. Na slici 10 je dat primjer korištenja trofičkog indeksa dijatomeja (TID_{HR}) razvijenog u Hrvatskoj koji odgovara na stupanj opterećenja hranjivim materijama u tekućicama. Nakon izračuna indeksa neophodan je izračun omjera ekološke kakvoće vodeći se usporedbom stanja sa referentnim postajama i tipu tekućice.



Slika 10. Ocjena ekološkog stanja tekućica na temelju fitobentosa.

9.1.4. Zadatak za studente

1. Prema navedenom primjeru na slici postavite osnovne faze u klasifikacijskom protokolu ocijene ekološkog stanja na osnovi fitobentosa kao biološkog elementa kakvoće vode u jezerima koristeći neki od indeksa koji se primjenjuju u zemljama Europe.
2. Opišite osnovnu metodologiju provedbe uzorkovanja fitobentosa za potrebe provedbe protokola ocijene ekološkog stanja na osnovi fitobentosa kao biološkog elementa kakvoće te eutrofikacije kao osnovnog okolišnog pritiska.
3. Proučite da li je navedena metodologija interkalibrirana.
4. Usporedite navedenu metriku sa metrikom druge države članice EU prema vaše izboru.
5. Za izabranu metriku opišite ukratko metodologiju provođenja te shematski prikažite klasifikacijski protokol izrade i provedbe iste.

9.2. FITOPLANKTON

Za klasifikaciju jezera, odnosno utvrđivanje stupnja njegovog razvoja trofije kao i ekološkog stanja, potrebno utvrditi količinu planktonskih algi, obzirom da je porast razine trofije popraćen porastom u biomasi i abundanciji fitoplanktonskih taksona što rezultira višim razinama abundancije u uzorcima skupljenim za vrijeme ljetnog perioda⁹².

Najčešće upotrebljavani indikatori taksonomskih skupina fitoplanktona (Tablica 6) su:

- postotni udjeli cijanobakterija u ukupnoj biomasi fitoplanktona (korišteno u Belgiji, Danskoj, Finskoj, Norveškoj, Poljskoj, Švedskoj i Ujedinjenom Kraljevstvu)
- udio ostalih algalnih skupina u ukupnoj biomasi ili zajedničkim odnosima između različitih algalnih skupina (PCQ indeks korišten u Estoniji ili indeks metrike algalnih razreda korišten u Njemačkoj).
- trofički indeksi temeljeni na preferenciji vrste ili višeg taksona za razinu fosfora (kao u Austriji, Finskoj, Irskoj, Njemačkoj, Norveškoj, Sloveniji, Švedskoj, Mađarskoj i Ujedinjenom Kraljevstvu).
- Biodiverzitet (indeks ravnornosti u Estoniji).

Tablica 6. Opis interkalibriranih metoda koji koriste fitoplankton za ocjenu ekološkog stanja stajaćica korištenih u zemljama članicama EU prema **Poikane et al., 2015**

Metrika izvorni naziv	Opis	Zemlje
% CYA	Proporcija cijanobakterija (učestće u ukupnom biovolumenu)	Belgija, Danska, Španjolska, Finska, Švedska
%CHRY	Proporcija krizofita (udio u ukupnom biovolumenu)	Danska
Algal class metrics	Indeks baziran na biovolumenu i proporciji najučestalijih algalnih grupa u specifičnim periodima godine	Njemačka
Bloom index	Metrika bazirana na cvjetanju algi (abundanca indikatorskih svojti cvjetanja)	Nizozemska
Brettum index	Indeks baziran na trofičkoj vrijednosti i biovolumenu indikatorskih svojti	Austrija, Slovenija
BV-CYA	Biovolumen cijanobakterija	Cipar, Italija – akumulacije,

Pregled protokola za izradu bioloških metoda sustava ocjene ekološkog stanja

		Poljska, Portugal, UK
BV-CYA _{max}	Maksimalni biovolumen cijanobakterija u period srpanj - rujan	Norveška
CHL-A	Prosječna koncentracija klorofila	Austrija, Belgija, Cipar, Njemačka, Danska, Estonija, Španjolska, Finska, Irska, Italija – jezera i akumulacije, Nizozemska, Norveška, Poljska, Portugal, Švedska, Slovenija, UK
IGA index	IGA (Index Des Grups Algals) Indeks baziran na proporciji najučestalijih algalnih grupa i njihovoj trofičkoj preferenci	Cipar, Španjolska, Portugal
IPI index	Irski fitoplanktonski indeks baziran na indikatorskoj vrijednosti i abundanci indikatorskih taksona	Irska
Med PTI index	Mediterranski fitoplanktonski trofički indeks baziran na indikatorskim vrijednostima, težinskim faktorima i biovolumenu indikatorskih svojti	Italija - akumulacije
PCQ index	Nygaardov modificirani kvocijent smjese baziran na bogatstvu vrsta i najučestalijim algalnim grupama i njihovim trofičkim preferencama	Estonija
Phytoplankton community description	Karakterizacija dominantnih rodova (Cyanobacteria, Chlorococcales) i broj dominantnih taksona	Estonija
Pielou's index	Pielou-ov indeks jednakosti izračunat kao odnos dobivene i maksimalne vrijednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta	Estonija
PTI _{NO} index	Trofički fitoplanktonski indeks baziran na indikatorskoj vrijednosti i proporciji indikatorskih svojti	Norveška
PTI _{OT} index	Trofički fitoplanktonski indeks (optimum – baziran na indikatorskim vrijednostima, težinskom faktoru i biovolumenu indikatorskih taksona)	Italija
PTI _{UK} index	Trofički fitoplanktonski indeks baziran na indikatorskim vrijednostima i biovolumenu indikatorskih taksona	UK
PTSI index	Fitoplanktonski taksa indeks za jezera baziran na trofičkim vrijednostima,	Njemačka

Pregled protokola za izradu bioloških metoda sustava ocjene ekološkog stanja

	težinskom faktoru i abundanci indikatorskih svojti	
Sensitivity Index	Indeks osjetljivosti koji koristi razliku u broju taksona koji indiciraju nutrijentima siromašno stanje i broja taksona koji indiciraju nutrijentima bogata područja.	Danska
TBV	Ukupni biovolumen fitoplanktona (prosječna vrijednost)	Austrija, Cipar, Njemačka, Španjolska, Finska, Italija-jezera, Italija -akumulacije, Norveška, Poljska, Portugal, Švedska, Slovenija, UK
TPI	Trofički fitoplanktonski indeks baziran na trofičkom skoru i biovolumenu indikatorskih svojti	Švedska
TPI	Trofički fitoplanktonski indeks baziran na trofičkom skoru i biovolumenu indikatorskih svojti	Finska

9.2.1. Primjer sustava ocjene ekološkog stanja jezera na temelju fitoplanktona u jezerma

Sustav ocjene ekološkoga stanja stajaćica na temelju fitoplanktona ovisi o odabranoj metodi. Na slici 11 je prikazan primjer ocjene korištenjem HLPI indeksa koji se primjenjuje u Hrvatskoj, a koji podrazumijeva analizu sastava zajednice fitoplanktona i određivanje količine klorofila *a* u stajaćicama. Tipologija vodnog tijela prethodi sustavu ocjene. Sastav zajednice se određuje primjenom koncepta funkcionalnih grupa algi. U konačnoj ocjeni ekološkog stanja koristi se kombinacija normaliziranih vrijednosti OEK-a na osnovi fitoplanktona i klorofila *a*.



Slika 11. Ocjena ekološkog stanja stajaćica na temelju fitoplanktona.

9.2.2. Zadatak za studente

6. Prema navedenom primjeru na slici postavite osnovne faze u klasifikacijskom protokolu ocijene ekološkog stanja na osnovi fitoplanktona kao biološkog elementa kakvoće vode u jezerima koristeći HLPI indeks.
7. Opišite osnovnu metodologiju provedbe uzorkovanja fitoplanktona za potrebe provedbe protokola ocijene ekološkog stanja na osnovi fitoplanktona kao biološkog elementa kakvoće te eutrofikacije kao osnovnog okolišnog pritiska.
8. Proučite da li je navedena metodologija intrekalibrirana.
9. Usporedite navedenu metriku sa metrikom druge države članice EU prema vašem izboru.
10. Za izabranu metriku opišite ukratko metodologiju provođenja te shematski prikažite klasifikacijski protokol izrade i provedbe iste.

10. LITERATURA

1. European, C. (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. *Off J Eur Communities L*, 327, 1-72.
2. Munn, R. E. (1973). *Global Environmental Monitoring System (GEMS): Action Plan for Phase I* (Vol. 3). SCOPE Secretariat.
3. Santos, J. M., & Ferreira, M. T. (2020). Use of Aquatic Biota to Detect Ecological Changes in Freshwater: Current Status and Future Directions. *Water*, 12(6), 1611. <https://doi.org/10.3390/w12061611>
4. Gerhardt, A. (1999). Recent trends in online biomonitoring for water quality control. *Biomonitoring of Polluted Water. Reviews on Actual Topics. Environmental Research Forum*, 9, 95–118.
5. Oertel, N., & Salánki, J. (2003). *Biomonitoring and Bioindicators in Aquatic Ecosystems, 219-246*, en: *Modern trends in Applied Aquatic Ecology (RS Ambasht and Navin K. Ambasht, eds.)*. Kluwer Academic Plenum Publishers. New York.
6. Markert, B., Wappelhorst, O., Weckert, V., Herpin, U., Siewers, U., Friese, K., & Breulmann, G. (1999). The use of bioindicators for monitoring the heavy-metal status of the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 240(2), 425–429.
7. Moog, O., Schmutz, S., & Schwarzingler, I. (2018). Biomonitoring and bioassessment. *Riverine Ecosystem Management*, 371.
8. Gerhardt, A. (2011). Bioindicator species and their use in biomonitoring, *Environmental Monitoring*, Vol 1 A. *Gerhardt LimCo International, Ibbenbüren, Germany*.
9. Thienemann, A. (1912). *Aristotles und die Abwasserbiologie. Festschrift Medizinisch-Naturwissenschaftlichen Gesellschaft Münster*. Commissionsverlag.
10. Kolenati, F. A. (1848). Über den Nutzen und Schaden der Trichopteren. *Stettiner Entomologische Zeitung*, 9, 51–52.
12. Hassall, A. H. (1850). *A microscopic examination of the water supplied to the inhabitants of London and the suburban districts*. Published by Samuel Highley, London.
13. Cohn, F. (1853). Über lebendige Organismen im Trinkwasser. *Z. Klin. Medizin*, 4, 229–237.
14. Forbes, S. A. (1887). The lake as a microcosm. *Illinois Nat Hist Survey Bulletin*, 15/9/Jahrgang, S. 537-550.

Literatura

15. Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1902). *Grundsätze für die biologische beurtheilung des wassers, nach seiner flora und fauna*. Druck von L. Schumacher.
16. Liebmann, H. (1951). *Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie*. Verlag Oldenburg, München.
17. Pantle, R & Buck, H. (1955). Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Bes Mitt Dt Gewässerkundl Jb*, 12, 135–143.
18. Beck, W. M. (1954). STUDIES IN STREAM POLLUTION BIOLOGY: I. A Simplified Ecological Classification of Organisms. *Quarterly Journal of the Florida Academy of Sciences*, 17(4), 211–227.
19. Zelinka, M., & Marvan, P. (1961). Zur Prazisierung der biologischen klassifikation der Reinheit fliessender Gewasser. *Arch. Hydrobiol.*, 57, 389–407.
20. Sladeczek, V. (Department W. T. (1973). System of water quality from the biological point of view. *Archiv Fuer Hydrobiologie, Beiheft*, 7, 1/128.
21. Rolauffs, P., Stubauer, I., Moog, O., Zahrádková, S., & Brabec, K. (2004). Integration of the Saprobic System into the European Union Water Framework Directive. In D. Hering, P. F. M. Verdonschot, O. Moog, & L. Sandin (Eds.), *Integrated Assessment of Running Waters in Europe* (pp. 285–298). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0993-5_17
22. Ofenböck, T., Moog, O., Gerritsen, J., & Barbour, M. (2004). A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. In *Integrated Assessment of Running Waters in Europe* (pp. 251–268). Springer.
23. Koke, J., Zahrádková, S., Němejcová, D., Hodovský, J., Jarkovský, J., & Soldán, T. (2006). The PERLA system in the Czech Republic: A multivariate approach for assessing the ecological status of running waters. In *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods* (pp. 343–354). Springer.
24. Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., & Hering, D. (2006). *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie*.
25. Woodiwiss, F. (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry & Industry*, 11, 443–447.
26. Kohmann & Schmedtje. (1986). *Diversität und Diversitäts-Indices-eine brauchbare Methode zur Quantifizierung der Auswirkungen von Abwasserbelastungen auf aquatische Fließwasser-Zönosen. Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderungen*. Bayer. Landesanstalt f. Wasserforschung, Oldenburg Verlag, München. *Beiträge zur Abwasser-, Fischerei-, und Flußbiologie*, 40, 135-166.

Literatura

27. Wright, J. F., Armitage, P. D., Furse, M. T., & Moss, D. (1989). Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers: Research & Management*, 4(2), 147–155.
28. Wright, J.F., Furse, M.T., Armitage, P.D., 1993. RIVPACS—a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *European Water Pollution Control*, 3, 15–25
29. Wright, J. F., Sutcliffe, D. W., & Furse, M. T. (2000). Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. *Freshwater Biological Association, Ambleside, England*.
30. Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21–27.
31. Kerans, B. L., & Karr, J. R. (1994). A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4(4), 768–785.
32. Miller, D. L., Hughes, R. M., Karr, J. R., Leonard, P. M., Moyle, P. B., Schrader, L. H., Thompson, B. A., Daniels, R. A., Fausch, K. D., & Fitzhugh, G. A. (1988). Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13(5), 12–20.
33. Hill, B. H., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R., DeCelles, S. J., & Vander Borgh, M. A. (2003). Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 2(4), 325–338.
34. Gessner, M. O., & Chauvet, E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12(2), 498–510.
35. Hajibabaei, M., Shokralla, S., Zhou, X., Singer, G. A., & Baird, D. J. (2011). Environmental barcoding: A next-generation sequencing approach for biomonitoring applications using river benthos. *PLoS One*, 6(4), e17497.
36. Apitz, S. E., Elliott, M., Fountain, M., & Galloway, T. S. (2006). European environmental management: Moving to an ecosystem approach. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2(1), 80–85.
<https://doi.org/10.1002/ieam.5630020114>
37. Hoornbeek, J. A. (2004). Policy-making institutions and water policy outputs in the European Union and the United States: A comparative analysis. *Journal of European Public Policy*, 11(3), 461–496.
<https://doi.org/10.1080/13501760410001694264>
38. Hynes, HBN., Loeb, SL., & Spacie, A. (1994). Historical perspective and future direction of biological monitoring of aquatic systems. In *Biological monitoring of aquatic systems* (pp. 11–22). Lewis Publishers.

Literatura

39. Reynolds, C., Dokulil, M., & Padisák, J. (2000). Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: Where are we now? *Hydrobiologia*, 424(1), 147–152. <https://doi.org/10.1023/A:1003973532706>
40. Wallin, M., Wiederholm, T., & Johnson, R. (2003). *Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters*. 2.
41. Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K., & Norris, R. H. (2006). Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 16(4), 1267–1276. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)0161267:seftec.2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)0161267:seftec.2.0.co;2)
42. Bailey, R. C., Norris, R. H., & Reynoldson, T. B. (2004). *Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach* Kluwer Academic Publishers New York.
43. Nöges, P., van de Bund, W., Cardoso, A. C., Solimini, A. G., & Heiskanen, A.-S. (2009). Assessment of the ecological status of European surface waters: A work in progress. *Hydrobiologia*, 633(1), 197–211. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9883-9>
44. Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C. K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R. K., Moe, J., & Pont, D. (2010). The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, 408(19), 4007–4019.
45. Moss, B. (2008). The Water Framework Directive: Total environment or political compromise? *Science of the Total Environment*, 400(1–3), 32–41.
46. Whittier, T. R., Stoddard, J. L., Larsen, D. P., & Herlihy, A. T. (2007). Selecting reference sites for stream biological assessments: Best professional judgment or objective criteria. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(2), 349–360.
47. Basset, A. (2010). Aquatic science and the water framework directive: A still open challenge towards ecogovernance of aquatic ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(3), 245–249.
48. Hering, D., Buffagni, A., Moog, O., Sandin, L., Sommerhäuser, M., Stubauer, I., Feld, C., Johnson, R., Pinto, P., & Skoulikidis, N. (2003). The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates—design of the sampling programme within the AQEM project. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering All Aspects of Limnology and Marine Biology*, 88(3–4), 345–361.
49. Nijboer, R. C., Verdonschot, P. F. M., Johnson, R. K., Sommerhäuser, M., & Buffagni, A. (2004). Establishing reference conditions for European streams. In *Integrated Assessment of Running Waters in Europe* (pp. 91–105). Springer.

Literatura

50. Groffman, P. M., Baron, J. S., Blett, T., Gold, A. J., Goodman, I., Gunderson, L. H., Levinson, B. M., Palmer, M. A., Paerl, H. W., & Peterson, G. D. (2006). Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems*, 9(1), 1–13.
51. 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(6), 510–527. <https://doi.org/10.1002/aqc.1212>
52. Službene novine Federacije BiH. (2014). *Odluka o karakterizaciji površinskih i podzemnih voda, referentnim uvjetima i parametrima za ocjenu stanja voda i monitoringu voda*. <http://www.vladahbz.com/sadrzaj/dokumenti/ministarstvo-poljoprivrede-vodoprivrede-i-sumarstva/Vodoprivreda/ODLUKA%20o%20karakterizaciji%20povrsinskih%20i%20podzemnih%20voda%20referentnim%20uvjetima%20i%20parametrima%20za%20ocjenu%20stanja%20voda%20i%20monitoringu%20voda.pdf>
53. Smol, J. P., & Stoermer, E. F. (2010). *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences* (2nd ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511763175>
54. Poikane, S., Herrero, F. S., Kelly, M. G., Borja, A., Birk, S., & van de Bund, W. (2020). European aquatic ecological assessment methods: A critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of the Total Environment*, 740, 140075.
55. Hering, D., Feld, C. K., Moog, O., & Ofenböck, T. (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. In M. T. Furse, D. Hering, K. Brabec, A. Buffagni, L. Sandin, & P. F. M. Verdonschot (Eds.), *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods* (pp. 311–324). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5493-8_22
56. Kelly, Martyn G., Birk, S., Willby, N. J., Denys, L., Drakare, S., Kahlert, M., Karjalainen, S. M., Marchetto, A., Pitt, J.-A., Urbanič, G., & Poikane, S. (2016). Redundancy in the ecological assessment of lakes: Are phytoplankton, macrophytes and phytobenthos all necessary? *Science of The Total Environment*, 568, 594–602. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.024>
57. Lyche-Solheim, A., Feld, C. K., Birk, S., Phillips, G., Carvalho, L., Morabito, G., Mischke, U., Willby, N., Søndergaard, M., Hellsten, S. and Kolada, A., & Poikane, S. (2013). Ecological status assessment of European lakes: a comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia*, 704(1), 57-74.

58. Zaldívar, J. M., Viaroli, P., Newton, A., De Wit, R., Ibañez, C., Reizopoulou, S., Somma, F., Razinkovas, A., Basset, A., Holmer, M. and Murray, N., (2008). Eutrophication in transitional waters: an overview. *Transitional Waters Monographs*, 2(1), 1-78.
59. Lepage, M., Harrison, T., Breine, J., Cabral, H., Coates, S., Galván, C., García, P., Jager, Z., Kelly, F., Mosch, E.C. and Pasquaud, S. & Borja, A. (2016). An approach to intercalibrate ecological classification tools using fish in transitional water of the North East Atlantic. *Ecological Indicators*, 67, 318-327.
60. Poikane, S., Ritterbusch, D., Argillier, C., Białokoz, W., Blabolil, P., Breine, J., Jaarsma, N.G., Krause, T., Kubečka, J., Lauridsen, T.L. and Nõges, P., & Virbickas, T. (2017). Response of fish communities to multiple pressures: development of a total anthropogenic pressure intensity index. *Science of the total environment*, 586, 502-511.
61. Borja, A., Barbone, E., Basset, A., Borgersen, G., Brkljacic, M., Elliott, M., Garmendia, J.M., Marques, J.C., Mazik, K., Muxika, I. and Neto, J.M., & Trayanova, A. (2011). Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems. *Marine pollution bulletin*, 62(3), 499-513.
62. Borja, Á., Marín, S. L., Muxika, I., Pino, L., & Rodríguez, J. G. (2015). Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? *Marine pollution bulletin*, 97(1-2), 85-94.
63. Borja, A., Franco, J., & Pérez, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine pollution bulletin*, 40(12), 1100-1114.
64. Pearson, T. A. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology—An Annual Review*. 16, 229-311.
65. Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1994). Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*, 118(4), 739-744.
66. Kristensen, P., Whalley, C., Zal, F. N. N., & Christiansen, T. (2018). European waters assessment of status and pressures 2018. *EEA Report*, (7/2018).
67. Lorenz, A., Hering, D., Feld, C. K., & Rolauffs, P. (2004). A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia*, 516(1), 107-127.
68. Urbanič, G. (2014). A Littoral Fauna Index for assessing the impact of lakeshore alterations in Alpine lakes. *Ecohydrology*, 7(2), 703-716.

69. Segurado, P., Caiola, N., Pont, D., Oliveira, J. M., Delaigue, O., & Ferreira, M. T. (2014). Comparability of fish-based ecological quality assessments for geographically distinct Iberian regions. *Science of the Total Environment*, 476, 785-794.
70. Aherne, J., & Curtis, C. J. (2003). Critical loads of acidity for Irish lakes. *Aquatic Sciences*, 65(1), 21-35.
71. Posch, M., Aherne, J., Moldan, F., Evans, C. D., Forsius, M., Larssen, T., Helliwell, R. & Cosby, B. J. (2019). Dynamic modeling and target loads of sulfur and nitrogen for surface waters in Finland, Norway, Sweden, and the United Kingdom. *Environmental science & technology*, 53(9), 5062-5070.
72. Austnes, K., Aherne, J., Arle, J., Čičendajeva, M., Couture, S., Fölster, J., Garmo, Ø.A., Hruška, J., Monteith, D., Posch, M., Rogora, M. & de Wit, H. (2018). Regional assessment of the current extent of acidification of surface waters in Europe and North America. *NIVA-rapport*.
73. Oulehle, F., Chuman, T., Hruška, J., Krám, P., McDowell, W. H., Myška, O., Navrátil, T. & Tesař, M. (2017). Recovery from acidification alters concentrations and fluxes of solutes from Czech catchments. *Biogeochemistry*, 132(3), 251-272.
74. Vrba, J., Bojková, J., Chvojka, P., Fott, J., Kopáček, J., Macek, M., Nedbalová, L., Papáček, M., Rádková, V., Sacherová, V., Soldán, T. & Šorf, M. (2016). Constraints on the biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acid stress. *Freshwater Biology*, 61(4), 376-395.
75. Kelly, M. G, Great Britain, & Environment Agency. (2008). *Using science to create a better place*. Environment Agency.
76. Poikane, S., Kelly, M., & Cantonati, M. (2016). Benthic algal assessment of ecological status in European lakes and rivers: Challenges and opportunities. *Science of The Total Environment*, 568, 603-613. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.027>
77. Schneider, S. C., & Lindstrøm, E.-A. (2011). The periphyton index of trophic status PIT: A new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia*, 665(1), 143-155. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0614-7>
78. Poikane, S., Birk, S., Böhmer, J., Carvalho, L., de Hoyos, C., Gassner, H., Hellsten, S., Kelly, M., Lyche Solheim, A., Olin, M., Pall, K., Phillips, G., Portielje, R., Ritterbusch, D., Sandin, L., Schartau, A.-K., Solimini, A. G., van den Berg, M., Wolfram, G., & van de Bund, W. (2015). A hitchhiker's guide to European lake ecological assessment and intercalibration. *Ecological Indicators*, 52, 533-544. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.005>
79. Cantonati, M., & Lowe, R. L. (2014). Lake benthic algae: Toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science*, 33(2), 475-486. <https://doi.org/10.1086/676140>

Literatura

80. Stevenson, R. J., Bothwell, M., Lowe, R., & Thorp, J. H. (1996). *Algal ecology: Freshwater benthic ecosystem*. Academic Press.
81. Phillips, G. L., Eminson, D., & Moss, B. (1978). A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany*, 4, 103–126. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(78\)90012-8](https://doi.org/10.1016/0304-3770(78)90012-8)
82. Auer, M. T., Tomlinson, L. M., Higgins, S. N., Malkin, S. Y., Howell, E. T., & Bootsma, H. A. (2010). Great Lakes Cladophora in the 21st century: Same algae—different ecosystem. *Journal of Great Lakes Research*, 36(2), 248–255. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2010.03.001>
83. Parker, J. E., & Maberly, S. C. (2000). Biological response to lake remediation by phosphate stripping: Control of Cladophora. *Freshwater Biology*, 44(2), 303–309. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00554.x>
84. Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2005). DEVELOPMENTS IN AQUATIC INSECT BIOMONITORING: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology*, 51(1), 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
85. Karr, J. R., & Chu, E. W. (2006). Seven foundations of biological monitoring and assessment. *Biologia Ambientale*, 20(2), 7–18.
86. Stenger-Kovács, C., Buczko, K., Hajnal, E., & Padisák, J. (2007). Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia*, 589(1), 141–154.
87. Lecointe, C., Coste, M., & Prygiel, J. (1993). "Omnidia": Software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. In H. van Dam (Ed.), *Twelfth International Diatom Symposium* (pp. 509–513). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3622-0_51
88. Kelly, M. (2012). The semiotics of slime: Visual representation of phytobenthos as an aid to understanding ecological status. *Freshwater Reviews*, 5, 105–119.
89. Palmer, M.A., Bernhardt, E.S., Allan, J.D., Lake, P.S., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C.N., Follstad Shah, J. and Galat, D.L., 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of applied ecology*, 42(2), pp.208-217.
90. Poikane, S., Zampoukas, N., Borja, A., Davies, S. P., van de Bund, W., & Birk, S. (2014). Intercalibration of aquatic ecological assessment methods in the European Union: Lessons learned and way forward. *Environmental Science & Policy*, 44, 237–246. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.08.006>
91. Willby, N. J. (2011). From metrics to Monet: The need for an ecologically meaningful guiding image: EDITORIAL. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(7), 601–603. <https://doi.org/10.1002/aqc.1233>

Literatura

92. Kawecka, B., & Eloranta, P. (1994). Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych (Outline of the ecology of freshwater and terrestrial algae). PWN, Warszawa.

The European Commission's support for the production of this publication does not constitute an endorsement of the contents, which reflect the views only of the authors, and the Commission cannot be held responsible for any use which may be made of the information contained therein.