

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ

БИОЛОШКИ ФАКУЛТЕТ

Марија Н. Пећић

**УЛОГА ПЕРИФИТОНА СА ВЕШТАЧКИХ ПОДЛОГА У
УСВАЈАЊУ ФОСФОРА У СЛАТКОВОДНИМ
ЕКОСИСТЕМИМА**

докторска дисертација

Београд, 2024

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF BIOLOGY

Marija N. Pečić

**THE ROLE OF PERIPHYTON DEVELOPED ON ARTIFICIAL
SUBSTRATA IN PHOSPHORUS UPTAKE FROM
FRESHWATER ECOSYSTEMS**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2024

Ментор:

др Драгана Предојевић, доцент,
Универзитет у Београду, Биолошки факултет

Чланови Комисије за преглед, оцену и одбрану докторске дисертације:

проф. др Гордана Субаков Симић, редовни професор,
Универзитет у Београду, Биолошки факултет

др Ивана Трбојевић, научни сарадник,
Универзитет у Београду, Биолошки факултет

др Весна Караџић, научни сарадник,
Институт за јавно здравље Србије „Др Милан Јовановић Батут“

Датум одбране: _____

Експериментални део докторске дисертације реализован је на Катедри за алгологију и микологију Биолошког факултета Универзитета у Београду, као и у микробиолошкој лабораторији Фабрике воде Мајдево као једног од сектора ЈКП „Водовод Крушевац“ у Крушевцу, под менторством др Драгане Предојевић, доцента Биолошког факултета Универзитета у Београду, уз подршку Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије које је финансирало пројекат.

Најискренију и највећу захвалност дугујем својој менторки, **доц. др Драгани Предојевић** на огромном стрпљењу и свесрдној помоћи у свим фазама настајања и израде ове докторске дисертације, као и на огромној академској и животној мудрости коју је са мном несебично делила. Неизмерно сам јој захвална на подстицању на откривање нових и ширих погледа на (не само) научни свет, као и на чињеници да је на мом научно-истраживачком путу представљала племенити узор који усмерава, али уједно пружа прилику и слободу да еволуирам у самостални научни ентитет.

Велику захвалност дугујем члановима Комисије: проф. **др Гордани Субаков Симић**, **др Ивани Трбојевић** и **др Весни Караџић** на важним сугестијама које су несумњиво допринеле побољшању квалитета ове дисертације, као и експедитивности у моментима када ми је иста била најпотребнија. Нарочито бих се захвалила проф. Субаков Симић на доприносу мом интересовању за свет алги још од студентских дана, на непогрешивим проценама у кључним тренуцима и стављању пред изазове чијим сам се савлађивањем развијала и као истраживач и као личност.

Неизмерно се захваљујем **Слободану Грашићу**, шефу микробиолошке лабораторије у Фабрици воде Мајдево и техничком особљу под његовим руководством, који су поднели огроман део терета узорковања и обраде узорака из акумулације Ћелије. Поштовани Грашићу, неизмерно сам захвална што сам имала прилике да врло плодносно сарађујем са биологом таквог калибра какав сте Ви. Ваш ентузијазам и тежња за „корак даље“ биће ми водила у даљем раду.

Захвалност бих изразила и управи Специјалног резервата природе „Горње Подунавље“ на прилици да своје истраживање спроведем на подручју овог дунавског бисера. Нарочито хвала рибочувару **Радисаву** на великодушној и незаменљивој помоћи током теренског рада као и незаборавној вожњи теренским возилом која ми је једна од најлепших успомена из периода истраживања барских екосистема.

Захваљујем се свим колегама са Катедре за алгологију и микологију на корисним саветима, охрабрењима, подршци и дивном заједнички проведеном времену.

Посебну захвалност дугујем колегиницама **др Олги Јаковљевић** на огромном стрпљењу, дисциплини и посвећености током обраде узорака и нарочито детерминације силикатних алги, и **др Слађани Поповић** на немерљивој помоћи приликом статистичких анализа, мотивацији и неизмерној подршци коју сам од ње увек добијала. Девојке, част ми је била радити са обема.

Више од свих наведених, више и од највише хвала мојој породици: **мајци Милинки**, **оцу Неши**, **сестри Милиц** и **брату Марку**. Хвала вам на бескрајној љубави, хвала на непољуљаној вери у мој успех, хвала на свему што нисам и нарочито на оном што јесам. Ви сте моја снага и извориште свега доброг у мени. Ову дисертацију посвећујем вама уз наду да сам вас учинила поносним.

Марија Пећић

Улога перифитона са вештачких подлога у усвајању фосфора у слатководним екосистемима

САЖЕТАК

Почевши од последњих деценија XX века суочени смо са проблемом екстензивне антропогене еутрофикације чији је најчешћи узрок прекомеран прилив фосфатних једињења у акватичне екосистеме. Читав низ предложених метода за њихово уклањање показује високу ефикасност у контролисаним условима.

Циљеви овог истраживања усмерени су на одређивање ефикасности акумулације фосфора од стране перифитона са вештачких подлога инкубираних у два барска и једном језерском екосистему, идентификацију различитих фактора који утичу на овај процес, као и процену потенцијала екстензивне имплементације ове биолошке методе у биоремедијацији екосистема погођених еутрофикацијом.

Плутајући носачи са вештачким подлогама за колонизацију перифитона инкубирани су у истраживаним екосистемима различит временски период (недељно, двонедељно, месечно и вишемесечно) након чега су у развијеном биофилму спектрофотометријски одређивани концентрација укупног фосфора (TP) и хлорофила *a*, сува и жарена маса, као и квалитативни састав и абунданца заједнице.

Перифитон барских екосистема показао је ниску ефикасност у акумулацији фосфора са највишом концентрацијом од 12,7 mg TP/m² у месечно и 14,7 mg TP/m² у тромесечно инкубираним узорцима. Насупрот њему, перифитон језера акумулирао је високе вредности TP са максимумом од 270 mg TP/m² у недељним; 400 mg TP/m² у двонедељним; 1845 mg TP/m² у месечним; 3064 mg TP/m² у двомесечним и 6058 mg TP/m² у четворомесечним узорцима.

Уклањање вишка фосфора методом његове акумулације од стране аутохтоног перифитона са вештачких подлога може бити ефикасно у случају екстензивне имплементације уз краћу експозицију подлога у периоду смањене бројности фитопланктона. Даља истраживања суштинска су за развијање адекватне стратегије и превазилажење постојећих ограничења.

Кључне речи: перифитон, акумулација фосфора, еутрофикација, лентички слатководни екосистеми, уклањање фосфора, *in-situ* биолошка метода, конкуренција, фитопланктон, метафитон, екстензивна имплементација.

Научна област: Биологија

Ужа научна област: Алгологија и микологија; Хидроекологија

The role of periphyton developed on artificial substrata in phosphorus uptake from freshwater ecosystems

ABSTRACT

The last decades of the 20th century faced us with the extensive anthropogenic eutrophication caused predominantly by phosphate overenrichment of aquatic ecosystems. Numerous methods for phosphorus harvesting from affected aquatic ecosystems are proven to be effective mostly when performed under controlled conditions.

This research aimed to: examine the efficiency of phosphorus accumulation by periphyton developed on artificial substrates in two ponds and a reservoir for water supply; identify the factors that affect this process; assess the potential of this biological method large-scale employment in the remediation process of affected ecosystems.

An artificial substrate carrier for periphyton colonization was established in investigated ecosystems. After the predefined exposure time (a week, two weeks, one-, two-, three- and four months), the periphyton was harvested for further analyses: chlorophyll *a*, total phosphorus (TP), dry weight and ash free dry weight estimation, as well as qualitative and quantitative analyses of algal component in periphyton.

The efficiency of TP accumulation by periphyton was poor in the investigated ponds with maximal accumulation of 12.7 mg TP/m² in one-, and 14.7 mg TP/m² in three-months exposed samples. Otherwise, the periphyton in reservoir accumulated considerable amounts of TP with maximum of 270 mg TP/m² in weekly; 400 mg TP/m² in two-weeks; 1845 mg TP/m² in one-; 3064 mg TP/m² in two-; and 6058 mg TP/m² in four-months exposed samples.

The *in-situ* employment of this biological method could be highly efficient if applied large-scale with shorter exposure time during the period of low phytoplankton abundance. Further research should be conducted to develop the strategy and overcome the associated negative effects of such an approach.

Key words: periphyton, phosphorus accumulation, eutrophication, lentic freshwater ecosystems, phosphorus removal, *in-situ* biological method, competition, phytoplankton, metaphyton, large-scale employment.

Scientific field: Biology

Scientific subfield: Algology and mycology; Hydroecology

ЛИСТА СКРАЋЕНИЦА

PH_3 – фосфин

TP_w – садржај укупног фосфора у воденом стубу

ADP – аденозин дифосфат

ATP – аденозин трифосфат

TRP – укупан честични фосфор

TDP (син. TFP) – укупан растворени фосфор

DRP (син. SRP, DIP, FRP, RP) – растворени реактивни фосфор

DHP (син. DUP, SUP, UP) – растворљиви полимерни органски и неоргански облици фосфора подложни хидролизи

IPP – укупни неоргански честични фосфор

OPP – укупни органски честични фосфор

MRP – фракција фосфора који реагује са молибдатима

FUP – филтрирани нереактивни фосфор

CoRP – колоидни реактивни фосфор

NH_4^+ – концентрација амонијум-јона у воденом стубу

NO_3^- – концентрација нитрата у воденом стубу

NO_2^- – концентрација нитрита у воденом стубу

TN – концентрација укупног азота у воденом стубу

OP – концентрација ортофосфата у воденом стубу

M – узорак перифитона инкубиран месец дана

2M – узорак перифитона инкубиран два месеца

3M – узорак перифитона инкубиран три месеца

4M – узорак перифитона инкубиран четири месеца

M(јул) – месечно инкубиран перифитон узоркован у јулу

M(авг) – месечно инкубиран перифитон узоркован у августу

M(окт) – месечно инкубиран перифитон узоркован у октобру

2M(авг) – двомесечно инкубиран перифитон узоркован у августу

2M(окт) – двомесечно инкубиран перифитон узоркован у октобру

3M(авг) – тромесечно инкубиран перифитон узоркован у августу

3M(сеп) – тромесечно инкубиран перифитон узоркован у септембру

4M(сеп) – четворомесечно инкубиран перифитон узоркован у септембру

4M(окт) – четворомесечно инкубиран перифитон узоркован у октобру

DW – сува маса узорковане заједнице

AFDW – жарена маса узорковане заједнице

TP – концентрација укупног фосфора у узоркованим заједницама

CHL – концентрација хлорофила *a* у узоркованим заједницама

TSI – Карлсонов индекс трофичности

TSI(SD) - Карлсонов индекс трофичности процењен на основу провидности

TSI(CHL) - Карлсонов индекс трофичности процењен на основу концентрације хлорофила *a* у води

TSI(TP_w) - Карлсонов индекс трофичности процењен на основу концентрације укупног фосфора у води

AI – аутоτροφни индекс перифитона

H – Шенонов индекс диверзитета узоркованих заједница

RDA – статистичка анализа редувантности

PCA – статистичка анализа главних компоненти

One-way ANOVA – једнофакторска анализа варијансе

mg TP/g DW – милиграм укупног фосфора по граму суве масе узорковане заједнице

mg TP/m² – милиграм укупног фосфора у перифитону развијеном на метру квадратном подлоге

САДРЖАЈ

1. УВОД	1
1.1. Улога фосфора у слатководним лентичким екосистемима.....	1
1.1.1. Облици фосфора у акватичним екосистемима	1
1.1.2. Лабораторијско одређивање фракција фосфора.....	3
1.1.3. Биодоступност различитих облика фосфора.....	7
1.2. Еутрофикација акватичних екосистема; утицај на заједнице, квалитет воде и стабилност екосистема.....	9
1.3. Методе за уклањање фосфора из воденог стуба, биолошки приступ	11
1.4. Перифитон	12
1.4.1. Структура и карактеристике заједнице.....	12
1.4.2. Фазе колонизације супстрата и модел раста биомасе перифитона	14
1.4.3. Акумулација фосфора у перифитону као најранији знак еутрофикације екосистема.....	14
2. ЦИЉЕВИ ИСТРАЖИВАЊА	16
3. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ	17
3.1. Опис истраживаних локалитета	17
3.1.1. Специјални резерват природе „Горње Подунавље“	17
3.1.2. Акумулација Ћелије	19
3.2. Експериментална поставка	22
3.3. Мерење физичких и хемијских параметара воде	23
3.4. Узорковање заједница	24
3.4.1. Протокол и динамика узорковања перифитона	24
3.4.2. Протокол и динамика узорковања фитопланктона.....	26
3.4.3. Протокол и динамика узорковања метафитона	26
3.5. Одређивање суве и жарене масе	27
3.6. Спектрофотометријско одређивање концентрације укупног фосфора у заједницама.....	28
3.7. Спектрофотометријско одређивање концентрације хлорофила <i>a</i>	29
3.8. Припрема узорака и израда трајних микроскопских препарата силикатних алги	30
3.9. Квалитативна анализа заједница	31
3.10. Квантитативна анализа заједница	31
3.11. Израчунавање индекса.....	32
3.11.1. Карлсонов индекс трофичности	32
3.11.2. Лакатош индекс.....	34
3.11.3. Аутотрофни индекс.....	34
3.11.4. Израчунавање Шеноновог индекса диверзитета	35
3.12. Статистичка обрада података	35

4. РЕЗУЛТАТИ	36
4.1. Физички, хемијски и биохемијски параметри воде и Карлсонов индекс трофичности истраживаних екосистема	36
4.1.1. Барски екосистеми.....	36
4.1.2. Акумулација Ћелије	38
4.2. Одређивање DW и AFDW узоркованих заједница у истраживаним екосистемима	42
4.2.1. Барски екосистеми.....	42
4.2.2. Акумулација Ћелије	43
4.3. Концентрација акумулираног фосфора у перифитону истраживаних екосистема	45
4.3.1. Барски екосистеми.....	45
4.3.2. Акумулација Ћелије	46
4.4. Концентрација CHL у перифитону истраживаних екосистема	48
4.4.1. Барски екосистеми.....	48
4.4.2. Акумулација Ћелије	49
4.5. Карактеризација перифитона истраживаних екосистема на основу Лакатош и аутотрофног индекса.....	51
4.5.1. Барски екосистеми.....	51
4.5.2. Акумулација Ћелије	52
4.6. Резултати квалитативне анализе заједнице перифитона истраживаних локалитета	54
4.6.1. Барски екосистеми.....	54
4.6.2. Акумулација Ћелије	61
4.7. Резултати квантитативне анализе узоркованих заједница на истраживаним локалитетима.....	67
4.7.1. Барски екосистеми.....	67
4.7.2. Акумулација Ћелије	69
4.8. Шенонов индекс диверзитета истраживаних заједница	72
4.8.1. Барски екосистеми.....	72
4.8.2. Акумулација Ћелије	73
4.9. Статистичка обрада података	73
4.9.1. Барски екосистеми.....	73
4.9.2. Акумулација Ћелије	74
5. ДИСКУСИЈА	76
5.1. Усвајање фосфора од стране недељно и двонедељно инкубираног перифитона; утицај физичких и хемијских фактора воде.....	76
5.2. Утицај конкуренције са другим аутотрофним заједницама на акумулацију фосфора од стране перифитона	78
5.3. Усвајање фосфора од стране месечно инкубираног перифитона	80
5.4. Усвајање фосфора од стране вишемесечно инкубираног перифитона	82
5.5. Карактеристике истраживаних заједница и њихов капацитет за усвајање P	83
5.5.1. Диверзитет аутотрофне компоненте заједница	83

5.5.2.	Структура аутотрофне компоненте заједница	84
5.5.3.	Природа перифитонског биофилма	84
5.6.	Диверзитет класе Bacillariophyceae у перифитону; ретки налази таксона у Србији	85
5.7.	Трофички нивои истраживаних екосистема и акумулација Р од стране перифитона	86
5.8.	Уклањање Р од стране перифитона у екосистемима оптерећеним нутријентима; потенцијал екстензивне имплементације – теоријски прорачуни и екосистемска ограничења.....	87
6.	ЗАКЉУЧЦИ	90
7.	ЛИТЕРАТУРА	92

1. УВОД

1.1. Улога фосфора у слатководним лентичким екосистемима

1.1.1. Облици фосфора у акватичним екосистемима

Фосфор (P) представља врло значајан и најинтензивније истраживан елемент у акватичним екосистемима. Поред тога што има читав низ биолошких улога у организмима (представља главни конститутивни елемент нуклеинских киселина, ћелијске мембране, коштаног ткива, учествује у изградњи аденозин трифосфата (АТФ) и многобројним метаболичким путевима) овај нутријент такође представља лимитирајући фактор који диктира интензитет примарне продукције и биолошки метаболизам једног акватичног екосистема. Овакве улоге фосфора нарочито су значајне с обзиром да су његове количине у хидросфери релативно мале у односу на природне залихе других елемената који, слично њему, имају улогу нутријента или представљају структурне компоненте живог света (C, H, N, O, S, Si) (Wetzel, 2001).

С обзиром на улогу и значај фосфора у акватичним екосистемима, постоји велики број покушаја систематизације свих облика/форми овог елемента који фигурирају унутар једног водног тела.

Једини гасовити облик фосфора у биогеохемијском циклусу његовог кружења назива се **фосфин** (PH₃). Он настаје као резултат анаеробне ензиматске редукције фосфата и има врло низак удео у количини укупног фосфора у једном акватичном екосистему (Wetzel, 2001). Детектован је у аноксичним седиментима слатководних екосистема, мочварним поплавним равницама и нарочито у постројењима за обраду отпадних вода из којих се у атмосферу ослобађа огромна количина овог гаса (Dévai и сар., 1988; Gassmann, 1994; Glindemann и сар., 1996). Врло је реактиван у контакту са кисеоником и до сада није детектован у води, док се у седиментима налази у наномоларним количинама.

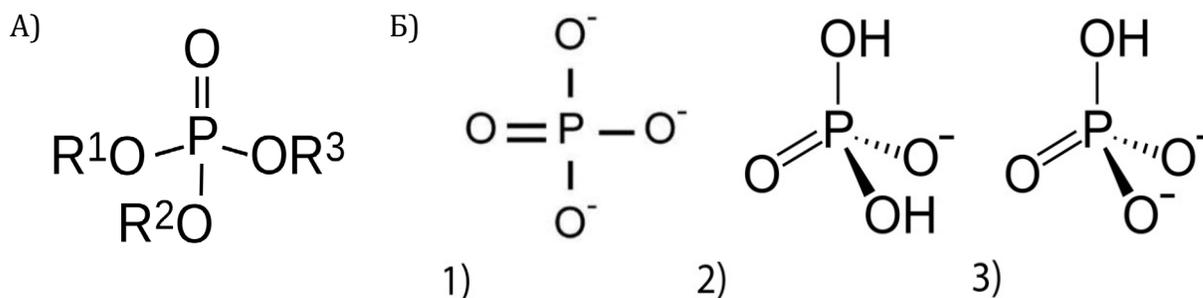
Најважнији параметар који описује метаболичке карактеристике једног језера јесте садржај **укупног фосфора** у сировој, нефилтрираној води (енг. *total phosphorus* – TP_w). Укупни фосфор је збир садржаја свих једињења присутних у узорку воде која садрже фосфор, укључујући ортофосфат, фосфат моноестар (C-O-P веза), фосфат диестар (C-P веза), фосфонат (C-P веза), полифосфат моноестар (C-O-P-O-P-O-P веза), полифосфат (P-O-P-O-P веза) и пирофосфат (P-O-P веза) (Ma и сар., 2017).

Његове концентрације у различитим типовима вода могу широко варирати од <1 µg/l у чистим и незагађеним екосистемима, до преко 200 µg/l у случају сланих ендореичних језера, а најчешће се крећу између 10 и 50 µg/l. Вредности овог параметра су, између осталог, повезане и са геоморфологијом самог басена као и са количином органске материје у њему (Wetzel, 2001). Резултатима истраживања Vollenweider-а (1968) установљена је веза између концентрације TP_w у води и продуктивности језера – више вредности овог параметра у епилимниону забележене су, по правилу, у језерима веће продуктивности (Табела 1). Иако постоје бројна одступања од овако установљене везе, ова подела показала се врло корисном у примењеним истраживањима проблема еутрофикације. Данас је, као једна од најпознатијих, и у најширој употреби у лимнолошким истраживањима OECD класификација језера (Табела 1) (OECD, 1982).

Табела 1: Продуктивност језера у односу на просечну концентрацију TP_w у епилимниону (Vollenweider, 1968; OECD, 1982)

Степен продуктивности језера	Концентрација TP_w ($\mu\text{g/l}$)	
	према Vollenweider-у (1968)	према OECD класификацији језера (1982)
Ултра-олиготрофно	<5	<4
Олиготрофно	5-10	<10
Мезотрофно	10-30	10-35
Еутрофно	30-100	35-100
Хипереутрофно	>100	

Укупна количина фосфора у једном језеру може се поделити на органске и неорганске форме овог елемента. Више од 80% укупног фосфора у највећем броју језера јавља се у облику органских фосфата. Органски фосфати подразумевају било које фосфатно једињење које се налази везано за или у саставу другог органског једињења (Слика 1А). Када је реч о неорганском фосфору, најзначајније његове форме са становишта доступности аутотрофним организмима јесу **ортофосфати** (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} и H_2PO_4^-) (Wetzel, 2001). Ортофосфати (OP) су једињења сачињена од једног (централног) атома фосфора за који су везана четири атома кисеоника (Слика 1Б). Због карактеристике молекула да може да садржи до три „вишка“ електрона који показују снажан афинитет ка протонима неког другог елемента, ортофосфати се још називају и **реактивним фосфором** (енг. *reactive phosphorus*). Сматра се доминантном формом неорганског фосфора у природним водама, а његова концентрација у води креће се око или испод самог нивоа детекције стандардним методама (1-10 $\mu\text{g/l}$) (Dodds и Whiles, 2019).



Слика 1: Општа хемијска формула А) органског фосфата; Б) ортофосфата:
1) фосфатни јон; 2) хидроген фосфатни јон; 3) дихидроген фосфатни јон

Укупна количина фосфора која се налази у једном акватичном екосистему може се такође поделити на **честичне** и **растворене** облике (Wetzel, 2001). Честични фосфор (енг. *particulate phosphorus*) у једном воденом екосистему обухвата:

- 1) фосфор везан у организмима у облику DNK, RNK, фосфопротеина, естара ензима, витамина као и нуклеотидних фосфата (ADP-а и АТР-а);
- 2) фосфор адсорбован у неорганским комплексима (глина, карбонати и гвожђевити хидроксиди) који чине основу минералне фракције стена и земљишта;

- 3) фосфор адсорбован у честичној мртвој органској материји или макроскопским органским агрегацијама (Wetzel, 2001).

За разлику од честичног, у растворене облике фосфора (енг. *dissolved phosphorus*) спадају:

- 1) ортофосфати (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} и H_2PO_4^- ; син. ортофосфатни јони; фосфати): најједноставније структуре од свих фосфатних облика, а најчешће се у литератури могу наћи под називом фосфат. Међутим, назив ортофосфат, уистину представља прецизнији термин, с обзиром да се у литератури такође среће и становиште према коме термин фосфат представља универзални назив за било које фосфатно једињење састављено од различитог броја фосфатних јединица, док ортофосфат упућује на то да је изграђен само од једне фосфатне јединице;
- 2) неоргански кондензовани фосфати: облици фосфора изграђени од две (пирофосфати), три (трифосфати) или више (полифосфати) фосфатних јединица. Ови облици фосфора у акватичним екосистемима најчешће воде порекло из синтетичких детерџената;
- 3) фосфор у облику органских колоида или у комплексу са другим адсорптивним колоидима;
- 4) фосфор у саставу нискомолекуларних фосфатних естера (Wetzel, 2001).

Више од 70% укупног органског фосфора налази се у честичном облику, док је остатак у облику раствореног, и то највише у облику органских колоида. Када је реч о неорганском растворљивом фосфору, њега карактерише брз циклус кружења у оквиру трофогеног слоја, уобичајено врло ниска и релативно константна концентрација у већини слатководних екосистема умереног појаса – свега неколико процената од укупног фосфора (обично <5%), док је проценат ортофосфата значајно нижи од 5% укупне количине фосфора у природним водним телима (Preras и Rigler, 1982; Tarapchak и сар., 1982).

1.1.2. Лабораторијско одређивање фракција фосфора

С обзиром да фосфор представља нутријент од фундаменталног значаја за функционисање једног акватичног екосистема и организама који у њему живе, велика пажња посвећена је квантификацији његових фракција присутних у узорцима воде.

Пре објашњења самих лабораторијских поступака за добијање фосфорних фракција, важно је дефинисати разлику између појмова **облик/форма фосфора** (енг. *P species*) и **фракција фосфора** (енг. *P fraction*). Као што је поменуто у претходном потпоглављу, фосфор је у једном природном екосистему присутан у великом броју различитих хемијских облика (ортофосфати, АТР, фосфолипиди...). Међутим, када говоримо о мониторингу стања (квалитета) воде на основу овог елемента и његовој квантификацији у воденом стубу, она се базира на предефинисаним оперативним фосфорним фракцијама. Фосфорна фракција је параметар који представља резултат хемијских метода спроведених у лабораторијским условима, и у себи може обједињавати вредности више различитих облика фосфора (Jarvie и сар., 2002). Фракције се не морају нужно поклапати са дефинисаним облицима фосфора у реалном акватичном екосистему (једна фракција најчешће представља збир вредности концентрација више различитих облика фосфора) нити указивати на његове биолошке улоге у процесу кружења овог елемента (Jarvie и сар., 2002).

Када се приликом лимнолошких анализа у лабораторијским условима одређују фракције фосфора у води, први корак представља филтрирање сирове воде кроз мембрану (филтер) пречника пора 0,45 μm . Овим поступком постиже се раздвајање честичне фракције фосфора (енг. *total particulate phosphorus* – **TPP**) која се задржава као талог на мембрани, од растворене фракције (енг. *total dissolved phosphorus* – **TDP**) која пролази кроз мембрану. Овакав начин раздвајања фракција претрпео је бројне критике од стране различитих група научника, с обзиром да је утврђено да се тзв. растворена фракција фосфора у ствари не састоји искључиво од облика фосфора који се растварају у води, већ и од колоидних органских форми релативно велике молекулске масе (De Naap и сар., 1984) укључујући и оне у комплексу са хумусним једињењима (Thurman, 1985). Поред тога, неколико група научника указало је и на приличну непрецизност и мањкавост самог процеса филтрације услед доказане неуједначености величине пора које могу бити чак и пет пута већег промера од назначеног, што поред растворљивих, омогућава пролазак и честичних облика фосфора (Stockner и сар., 1990). Додатно, при филтрирању узорака воде често може доћи и до зачепљења пора, контаминације и дестабилизације колоидних облика фосфора (Broberg и Persson, 1988). Након овог грубог „физичког“ раздвајања фракција следи раздвајање фракција хемијским (аналитичким) методама које се у највећем броју случајева, уз мање модификације, заснивају на бојеним реакцијама фосфомолибденске киселине (Murphy и Riley, 1962).

Најчешће се у лабораторијским условима рутински одређују следеће фракције:

- 1) растворени реактивни фосфор (енг. *dissolved reactive phosphorus* – **DRP**): представља меру ортофосфата у узорку воде. Ова фракција се у литератури врло често може наћи и под следећим синонимима: **SRP** (енг. *soluble reactive phosphorus*), растворени неоргански фосфор (енг. *dissolved inorganic phosphorus* – **DIP**), филтрирани реактивни фосфор (енг. *filterable reactive phosphorus* – **FRP**) и реактивни фосфор у узорку филтрираном дефинисаним филтером (нпр. <0,45 μm) (енг. *reactive phosphorus* – **RP** (<0,45 μm));
- 2) укупни растворени фосфор (**TDP**): вредност ове фракције обједињује количине растворених ортофосфата (SRP) и растворљивих полимерних органских и неорганских облика фосфора подложним хидролизи (енг. *dissolved hydrolysable (polymeric and organic) phosphorus* – **DHP**). Често се среће и под називом укупни филтрирани фосфор (енг. *total filterable phosphorus* – **TFP**);
- 3) укупни фосфор (енг. *total phosphorus* – **TP**): обухвата укупне честичне (енг. *total particulate phosphorus* – **TPP**) и растворене облике фосфора (TFP) који се налазе у узорку воде (Jarvie и сар., 2002).

Разлог за одређивање управо ових фракција лежи у томе што су оне врло погодне и методолошки релативно лаке за одређивање, док су са становишта биолошке доступности исте у великој мери нерелевантне (McKelvie и сар., 1995), о чему ће више речи бити у наредном потпоглављу.

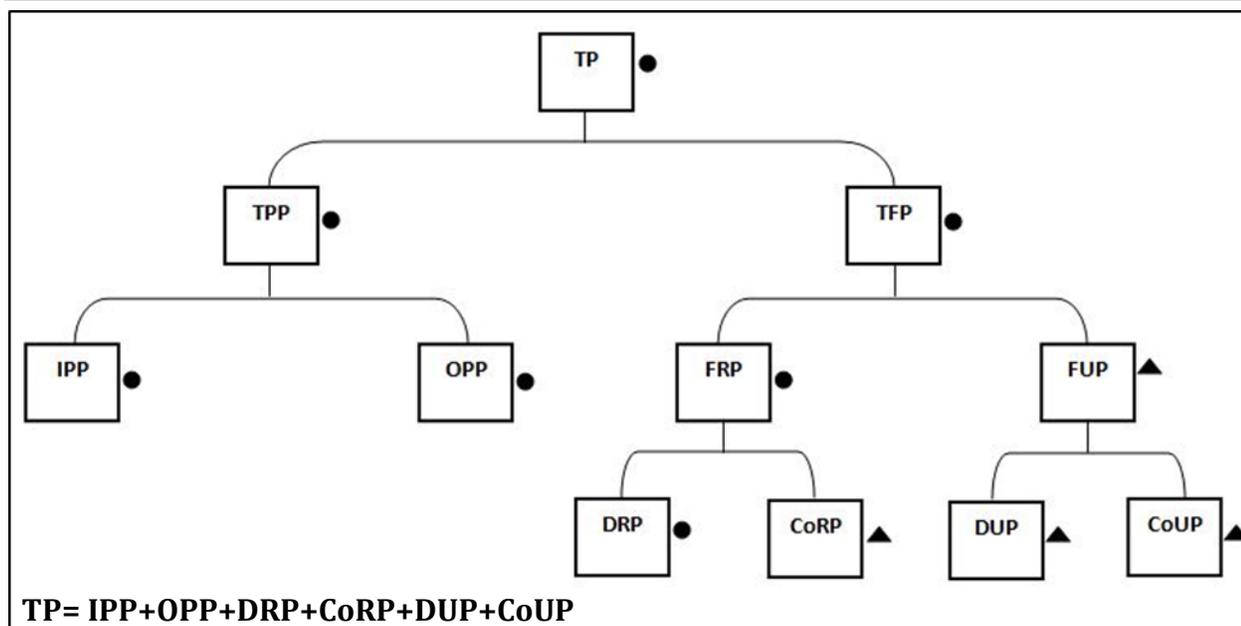
Већина фракција добија се директним одређивањем, док се у случају неколико њих вредности изводе математичким одузимањем вредности концентрације једне фракције од друге. Тако DHP представља разлику TDP и SRP, а TPP разлику између TP и TDP. Иначе се DHP у литератури наводи и као растворени нереактивни фосфор (енг. *dissolved unreactive phosphorus* – **DUP**), солубилни (растворљиви) нереактивни фосфор (енг. *soluble unreactive phosphorus* – **SUP**) или нереактивни фосфор у узорку филтрираном дефинисаним филтером (нпр. <0,45 μm) (енг. *unreactive phosphorus* – **UP** (<0,45 μm)) (Jarvie и сар., 2002). Хемијским методама се, такође, диференцирају и фракције укупног неорганског (енг.

inorganic particulate phosphorus – **IPP**) и укупног органског честичног фосфора (енг. *organic particulate phosphorus* – **OPP**) (Großbritannien, 1981)), али се оне одређују приликом детаљнијих лимнолошких анализа.

У употреби је и фракција фосфора који реагује са молибдатима (енг. *molybdate reactive phosphorus* – **MRP**), а која према становишту Reynolds-а и Davies-а (2001) означава минималну количину биодоступног фосфора у узорку. Дефиниција ове фракције у литератури није једнозначна и користи се на два различита начина:

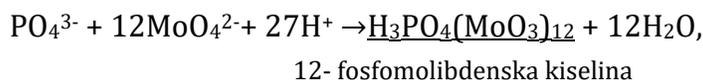
- 1) у случају када се одређује у филтрираним узорцима воде, означава концентрацију раствореног реактивног фосфора и синоним је за фракцију SRP;
- 2) у случају када се одређује у нефилтрираним узорцима воде, вредност MRP обједињује фракције SRP и фракцију честичног фосфора која реагује са реагенсима коришћеним у методи бојене реакције са фосфомолибденском киселином (Jarvie и сар., 2002).

Ово није једини случај да се различите фосфорне фракције различито тумаче и у оквиру свог значења подразумевају различите облике фосфора. Илустрације ради, приказана је схема фосфорних фракција (Слика 2) које одређују Koenings и сарадници (1987) бавећи се проценом продуктивности језера. Иако су дефиниције већине фракција на њој сличне претходно објашњеним, уочава се различито тумачење фракција FRP и DRP. Док према Jarvie и сарадницима (2002) ове две фракције представљају синониме и означавају количину ортофосфата у узорку, за Koenings и сараднике (1987) FRP је фракција која поред фракције ортофосфата (DRP) може укључивати и (математичким путем добијену) фракцију колоидног реактивног фосфора (CoRP) чија је концентрација генерално ниска и варира са типом језера у коме се одређује (гласијално, богато органским материјама...) (Spalinger и Bouwens, 2003). Према Koenings-у и сарадницима (1987) и Horne-у и Goldman-у (1994), фракција FRP може садржати, поред поменутих, још и врло малу количину присутних кондензованих фосфата који неизбежно хидролизују током самог процеса обраде узорака. Очигледно је да је постојећи систем у великој мери збуњујућ и вишезначан, тако да резултате различитих истраживача треба поредити са нарочитом пажњом, тек након јасне дефиниције сваке од фракција. Из свега наведеног, такође, врло јасно произилази снажна потреба за стандардизацијом терминологије и јасном и универзалном дефиницијом која би прецизно одређивала различите фосфорне фракције.

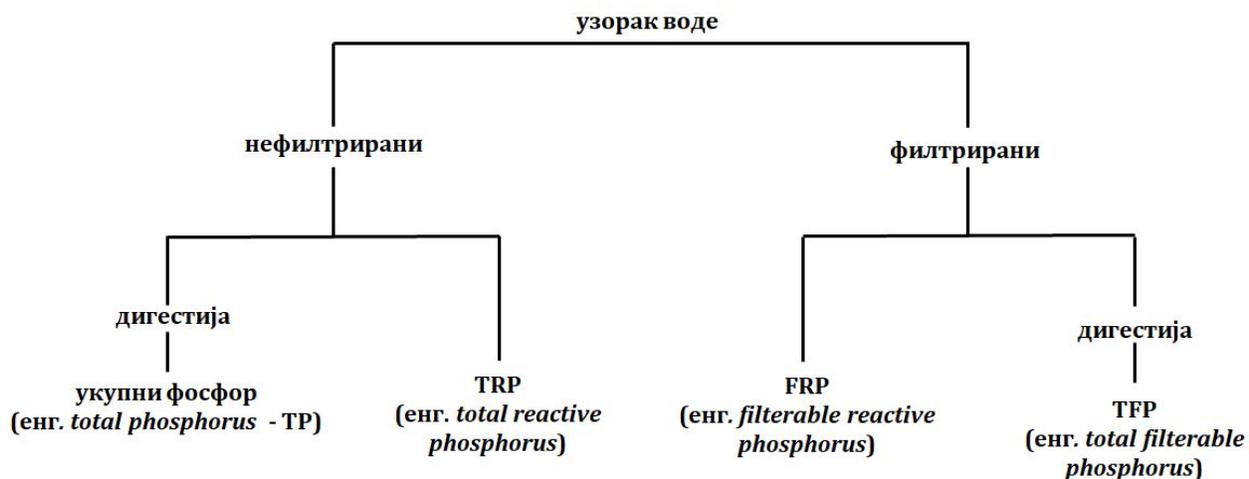


Слика 2: Укупна количина фосфора у акватичном екосистему подељена на фракције; ● фракције добијене директним мерењима; ▲ фракције добијене математичким прорачуном; TP – укупан фосфор (енг. *total phosphorus*); TPP – укупан честични фосфор (енг. *total particulate P*); IPP – неоргански честични фосфор (енг. *inorganic particulate P*); OPP – органски честични фосфор (енг. *organic particulate P*); TFP – укупни растворени фосфор (енг. *total filterable P*); FRP – филтрирани реактивни фосфор (енг. *filterable reactive P*); FUP – филтрирани нереактивни фосфор (енг. *filterable unreactive P*); DRP – растворени реактивни фосфор (енг. *dissolved reactive P*); CoRP – колоидни реактивни фосфор (енг. *colloidal reactive P*); DUP – растворени нереактивни фосфор (енг. *dissolved unreactive P*); CoUP – колоидни нереактивни фосфор (енг. *colloidal unreactive P*) (измењено у односу на Koenings-а и сар., 1987)

Као што је већ претходно напоменуто, концентрација TP одређује се из нефилтрираног узорка воде, док се концентрације TFP и FRP одређују тек након његове филтрације. Разлика у методолошком поступку за добијање ових параметара је та што се за разлику од TP, узорак филтриране воде за добијање TFP и FRP додатно подвргава процесу дигестије (Слика 3). Сврха дигестије је да се путем излагања високој температури у комбинацији са јаким киселинама постигну високо оксидативни услови у којима се омогућава превођење свих типова фосфора присутних у узорку (честични, органски, кондензовани...) у облик ортофосфата, с обзиром да се само овај облик стандардним методама може мерити директно (Koenings и сар., 1987). Ортофосфати врло лако реагују са молибдатима у киселим условима формирајући 12-фосфомолибденску киселину:



која након редуције боји раствор у плаво. Интензитет обојености зависиће од концентрације ортофосфата у раствору. Ова реакција представља основни механизам на коме се заснива већина спектрофотометријских метода за одређивање концентрације ортофосфата у раствору.



Слика 3: Подела и процес обраде узорака за добијање оперативних фракција фосфора у природним екосистемима (измењено у односу на Maher i Woo (1998))

1.1.3. Биодоступност различитих облика фосфора

И поред тога што се фосфор у акватичним екосистемима може јавити у великом броју различитих форми, када се говори о њиховој улози у реалном екосистемском окружењу тешко је одредити која од њих је, и у којој мери доступна организмима за усвајање. Према дефиницији биодоступним фосфором сматрају се они облици овог нутријента које организми могу тренутно усвојити, као и они који природним физичким (нпр. десорпцијом), хемијским (растварањем) или биолошким (ензиматским разлагањем) процесима могу бити трансформисани у тренутно доступне облике а онда асимиловани интрацелуларно (Boström-а и сар., 1988; Reynolds и Davies, 2001).

Када говоримо о доступности различитих облика фосфора аутотрофним организмима, врло је важно разликовање тренутне доступности (енг. *immediate availability*) овог нутријента од његове дугорочне доступности (енг. *long-term availability*). Према Boström-у и сарадницима (1988), у тренутно доступан фосфор спадају они облици које алге које расту у културама са дефицитом фосфора (енг. *starved test algae*) усвајају у року од неколико сати у лабораторијским условима. Опште је становиште да су ортофосфати у највећој мери биолошки искористиви од стране аутотрофних организама, у првом реду алги, и да њихове ћелије са дефицитом фосфора у себи ову форму усвајају великом брзином при чему њену концентрацију у води могу смањити на $<1 \mu\text{g/l}$ (Rigler, 1966). Дуго се сматрало да је концентрација FRP у ствари мера тренутно доступног фосфора, односно да се ова фракција у највећој мери може изједначити са ортофосфатима, али и да ортофосфати представљају једину форму фосфора коју алге могу усвајати. Данас се зна да ниједна од ових тврдњи није у потпуности тачна, па чак и да не постоји ни приближно установљен удео тренутно доступног фосфора у концентрацији FRP у узорку воде добијеној хемијским методама (Boström и сар., 1988). Али пошто су лабораторијски експерименти којима се процењује укупна количина тренутно доступног фосфора врло захтевни и дуготрајни, концентрација FRP (која се у лабораторијским условима одређује рутински) у ове сврхе се и даље са успехом користи у пракси (Scheffer, 2004).

За разлику од аутотрофа хетеротрофни организми не могу директно усвајати ортофосфате, већ потребни фосфор користе у облику његових органских облика (путем липида, нуклеинских киселина), а вишак овог елемента екскретују у средину у облику ортофосфата или органског фосфора у оксичним али и у аноксичним условима средине (Dodds и Whiles, 2019).

Милијарде година природне селекције организама који живе у условима у којим лимитиране количине фосфора у окружењу представљају селективни притисак резултовале су развојем веома ефикасних механизма који организме чине компетитивним за усвајање овог нутријента. Њиховом активацијом, концентрације ортофосфата у слободној води могу се снизити чак и до наномоларних, што значајно отежава њихово одређивање у узорцима воде путем стандардних метода (Hudson и Taylor, 2005). Поређења ради, концентрације ортофосфата у природним водама су вишеструко ниже од ултра чисте деминерализоване воде која се користи у лабораторијској пракси, па се долази до закључка да су организми много ефикаснији у уклањању фосфата из воде од свих метода за пречишћавање које човек спроводи (Dodds, 2003).

Директно мерење концентрације ортофосфата у води, међутим, не даје праву слику о количини биодоступног фосфора у води. Један од важних механизма издвајања и усвајања фосфата из воде јесте и помоћу присуства ензима фосфатазе који катализује хидролизу раствореног органског фосфора (Dodds и Whiles, 2019), кондензованих неорганских фосфата, па чак и неких облика честичног фосфора (Jansson, 1988). Том приликом долази до ослобађања ортофосфата који постаје доступан за усвајање од стране аутотрофних организама. Фосфатазе су широко распрострањени ензими у живом свету који доприносе нормалном функционисању ћелије. Њихово присуство потврђено је код алги (нарочито позната алкална фосфатаза), бактерија, али и код неких група организама које припадају зоопланктону (Wynne и Gorhen, 1981; Voavida и Heath, 1984). Могу се излучивати екстрацелуларно или пак бити везани за спољашњу површину ћелијске мембране (Chróst, 1991; Olsson, 1991). Микроцистини, цијанотоксини које синтетишу одређене врсте цијанобактерија, своју токсичност на све живе организме остварују управо преко инхибиције активности ензима фосфатазе. С обзиром да својим присуством повећавају количину ортофосфата доступних ћелији, са смањењем количине доступног фосфора у екосистему појачава се екскреција фосфатаза које се излучују екстрацелуларно и разлажу органске и кондензоване облике фосфора који као такви не могу бити унети кроз ћелијски зид. Повећане количине ортофосфата у околној води инхибирају активност фосфатаза (McKelvie и сар., 1995). Такође, лабораторијским тестовима који одређују активност фосфатаза може се процењивати степен дефицита ортофосфата у једном акватичном екосистему. С обзиром да су ови ензими свеprisутни у природним екосистемима, они узрокују врло брзо кружење великог дела органских фосфатних једињења нарочито унутар епилимниона.

Поред фосфатаза, ензим који различити организми такође користе за разлагање различитих облика фосфора у води је 5'-нуклеотидаза. Овај ензим катализује хидролизу фосфорилних група 5' нуклеотида, као што је то случај са АТФ-ом који припада пулу растворених органских форми фосфора у водама. За разлику од фосфатаза, повећане концентрације ортофосфата у води не утичу на активност овог ензима. Његов нарочити значај (већи и од фосфатаза) огледа се у кружењу фосфора у олиготрофним, а много мање у мезо- или еутрофним језерима (Wetzel, 2001).

Од значаја је поменути и биодоступност честичних облика фосфора која би требало да се посматра као тзв. дугорочна доступност, односно ови облици фосфора прво морају

проћи кроз одређене процесе хемијске трансформације како би прешли у форму погодну за усвајање од стране аутотрофних организама. Да ли ће до трансформације ових облика доћи и да ли ће они бити доступни за биолошко усвајање зависи од бројних фактора. Временски период током ког је одређена неорганска фосфорна честица изложена близини алги пре своје седиментације или испирања, али и могућност ресуспензије већ исталожених фосфорних честица у седиментима, као и њихова потоња дистрибуција до трофогене зоне значајно утичу на биодоступност ове фракције. Такође, процеси који су заслужни за мобилизацију ортофосфата из честичног облика у воденом стубу (десорпција, растварање, механизми супституције лиганда) зависе од тзв. хемијског окружења, односно бројних срединских услова као што су: рН вредност воде, редокс потенцијал, присуство хелатора (Boström и сар., 1982) и др. Резултати неколико студија указали су да су, за разлику од неорганских честичних облика, органски честични облици искористиви од стране аутотрофа у мањем степену, али постоји и значајан број студија који овакво становиште оповргавају (Boström и сар., 1988). Генерално, сав честични фосфор који различитим процесима може бити трансформисан у облик растворљивих ортофосфата у природним условима током краћег или дужег временског периода сматра се потенцијално доступним обликом фосфора (Boström и сар., 1988).

Додатна отежавајућа околност приликом процене количине биодоступног фосфора у једном екосистему је и та што је уочено да, сем ортофосфата чије је усвајање универзално за све аутотрофе, различити организми показују различите афинитете ка искоришћавању других облика фосфора. Тако је нпр., утврђено да врсте родова *Chlorella* (Galloway и Krauss, 1963) и *Selenastrum* (Fitzgerald, 1970) користе пирофосфате као извор фосфора, али да то није случај са врстом *Scenedesmus quadricauda* (Overbeck, 1961).

У пракси се проблем одређивања концентрације биодоступног фосфора превазилази традиционалним коришћењем концентрације TP у те сврхе, мада ово наизглед прагматично решење не одговара у потпуности реалном стању у екосистему (Reynolds и Davies, 2001) и овакво становиште није без својих крупних недостатака (Scheffer, 2004). Први недостатак је тај што одређени део фосфорних фракција у језерском екосистему ни на који начин не може бити трансформисан у биодоступне облике, односно, само један део укупне количине фосфора у језерима доступан је организмима за усвајање и продукцију органске материје. Додатни проблем јавља се у случају плитких језера где постоји интензивна размена фосфора између воденог стуба и седимента који представља резервоар овог нутријента, па се знатан део тренутно доступних облика фосфора у ствари налази у седименту, а не у воденом стубу (Scheffer, 2004).

1.2. Еутрофикација акватичних екосистема; утицај на заједнице, квалитет воде и стабилност екосистема

Почевши од последњих деценија XX века суочени смо са проблемом екстензивне еутрофикације акватичних екосистема која се у основи дефинише као процес повећања продукције органске материје у једном екосистему (Nixon, 1995). Иако су узроци еутрофикације многобројни и комплексни, она најчешће представља резултат прекомерног прилива нутријента – фосфатних и азотних једињења у водене екосистеме (Yang и сар., 2008). Фосфор, генерално, представља лимитирајући фактор у слатководним екосистемама, док је азот у већој мери значајан када је реч о еутрофикацији морских екосистема (Carpenter и сар., 1998; Карацић, 2011). Иако еутрофикација може бити природна и настајати као последица геолошког старења водених екосистема при чему

долази до њиховог постепеног преласка у мочварни тип станишта које на крају колонизује терестрична вегетација, под утицајем људских активности процес еутрофикације се значајно убрзава и таква еутрофикација се назива антропогена (Караџић, 2011; Bhagowati и Ahamad, 2019). Основни извори загађења површинских вода нутријентима представљају: комуналне и индустријске отпадне воде, септичке јаме, сточне фарме, градска кишна канализација, аквакултуре и нарочито све екстензивнија употреба вештачких ђубрива који, спирањем са пољопривредних површина, доспевају у водене екосистеме (Selman и Greenhalgh, 2009 према Караџић, 2011).

Антропогена еутрофикација доводи до појаве честих и интензивних цветања токсичних цијанобактерија (Phillips и сар., 2008; Carvalho и сар., 2011) која са собом носе низ негативних промена у акватичном екосистему: повећану концентрацију суспендованих органских честица, повишену рН вредност, појаву цијанотоксина у води, појаву хипоксије и аноксије, неугодан мирис и укус воде, повишену концентрацију амонијака и амонијума (Balcerzak, 2006; Huisman и сар., 2018; Пећић и сар., 2023) што врло неповољно утиче на стабилност и биодиверзитет самог екосистема (Jöbgen и сар., 2004). Неповољан утицај наведених промена на квалитет воде додатно је наглашен уколико је еутрофикацијом погођен екосистем (најчешће језеро или акумулација) који се користи за потребе водоснабдевања становништва, за риболов или у рекреативне сврхе. Цијанобактеријско цветање доводи до усложњавања и отежавања процеса прераде сирове воде која се из оваквог екосистема црпи, што утиче на цену и дистрибуцију финалне воде (Balcerzak, 2006). Такође, вода оптерећена цијанотоксинима није погодна ни за наводњавање, нити су, због процеса биоаккумуляције цијанотоксина, организми из ових екосистема безбедни за коришћење у људској исхрани (Ettoumi и сар., 2011; Samacho-Miñoz и сар., 2021). Сходно наведеном, цветајући екосистеми нису погодни ни за један облик људске употребе, а сама појава цветања у екосистемима предвиђеним за ову намену може нанети огромне економске губитке (Мариновић, 2021).

Плитки лентички екосистеми попут бара, плитких језера и канала какви преовлађују у мочварним подручјима представљају типове водних тела који су најосетљивији на промене које са собом носи еутрофикација (Janse, 2004). Промене се у првом реду односе на заједницу која има улогу главних примарних продуцената у оваквим екосистемима: у незагађеним условима то су несумњиво макрофите које, према теорији стабилних алтернативних стања, различитим механизмима одржавају тзв. „стање бистре воде“ (Scheffer и van Nes, 2007). Неки од аспеката позитивног ефекта макрофитске вегетације на ово стање огледају се у чињеницама да она хербиворном зоопланктону (који се храни фитопланктоном) пружа склониште од предатора (планктиворних риба), као и да путем алелопатије има инхибиторно дејство на фитопланктон који је у оваквим условима врло слабо развијен (Scheffer и сар., 1993; Пећић и сар., 2018). Поред алелопатије, макрофитска вегетација „стање бистре воде“ одржава и на тај начин што самим својим присуством умањује дејство таласа који врше ресуспензију нутријената наталожених у седиментима који се на тај начин враћају у водени стуб постајући доступни фитопланктону (Scheffer и сар., 1993). Са приливом нутријената у акватични екосистем, њихова количина постаје доступна за усвајање од стране фитопланктона који повећава своју бројност. Повећавањем бројности он механички ограничава (засењује) продор светлости неопходне за раст и развој макрофитске вегетације која у таквим условима смањује своје популације, а фитопланктон преузима улогу главног примарног продуцента у екосистему одржавајући тзв. „стање замућености“ у воденом стубу (Scheffer и сар., 1993). Колапс макрофитске вегетације са собом носи драстично смањење биодиверзитета

бескичмењака (Wang и сар., 2007 према Мариновић, 2021), риба (Dodds и сар., 2009 према Мариновић, 2021) и неких примарних продуцентата (Leibold, 1999 према Мариновић, 2021) што кумулативно доводи до деградације акватичног екосистема (Janse, 2004). Проблем еутрофикације у плитким екосистемама додатно је интензивираан чињеницом да у овим водним телима постоји већи степен контакта воде са седиментом у коме се током процеса еутрофикације таложи унети фосфор и који у ствари представља резервоар овог нутријента у једном екосистему. То даље упућује да се веће количине акумулираног фосфора из седимената могу враћати у водени стуб током дужег временског периода, што представља „унутрашње обogaћивање“ екосистема овим нутријентом. На овај начин одговор екосистема чак и на драстичну/потпуну редукцију фосфора из спољашњих извора може бити одложен током дужег временског периода (Scheffer, 2004).

1.3. Методе за уклањање фосфора из воденог стуба, биолошки приступ

Негативне последице еутрофикације на стабилност и функционисање слатководних акватичних екосистема условиле су имплементацију великог броја различитих метода које за циљ имају смањење концентрација фосфора у воденом стубу. Све до сад имплементиране методе могу бити класификоване као:

1. физичке (нпр. реверзна мембранска осмоза (Pratt и сар., 2012), (електро)коагулација (Pratt и сар., 2012; Peng и сар., 2018; Wang и сар., 2021), хиполимнионска аерација, аерација седимената, уклањање хиполимнионске воде, измуљавање (уклањање седимената) (Bormans и сар., 2016) и др.);
2. хемијске (нпр. филтрација воде путем реактивних супстрата, преципитација струвита (Pratt и сар., 2012), адсорпција од стране полимера и наноматеријала (Zeng и сар., 2004; Pratt и сар., 2012) и др.);
3. биолошке (нпр. перифитонски биореактори (Wu и сар., 2010; Sukačová и сар., 2015), хибридна плутајућа острва (енг. *hybrid floating treatment bed* (HFTB)) (Liu и сар., 2016), AS (енг. *algae scrubbers*) технологија (Sindelar и сар., 2015), имплементација перифитонских биофилмова (Wu и сар., 2011; Lu и сар., 2016a) и др.).

Показано је да је највећи број ових метода врло ефикасан у уклањању фосфора када се исте изводе у (семи-)контролисаним условима (лабораторијама, мезокозмама, биореакторима). Међутим, ефикасност врло малог броја њих испитивана је у реалним екосистемским условима у којима различити биотички и абиотички фактори могу утицати на процес уклањања овог нутријента (Jöbgen и сар., 2004; Pei и сар., 2015; Pečić и сар., 2021; Pečić и сар., 2023). Такође, неке од њих (попут аерације хиполимнионске воде, аерације и уклањања седимента и копреципитације фосфора са коагулантима) иако ефикасне у уклањању фосфора, могу индуковати секундарно загађење у води у којој се спроводе, или пак, бити врло скупе за имплементацију која притом траје врло дуг временски период (Balcerzak, 2006; Zhang и сар., 2020).

Биолошке методе се, с друге стране, сматрају једноставним за имплементацију, еколошки су прихватљиве, не захтевају велика новчана улагања, представљају одржива решења која екосистемама враћају нарушену еколошку равнотежу, али такође, за постизање потпуне ремедијације екосистема захтевају дужи временски период (Zhang и сар., 2020).

Последњих година расте интересовање за имплементацију перифитона у сврхе уклањања вишка фосфора, нарочито после врло добрих резултата и високе ефикасности које је ова заједница показала у уклањању овог нутријента из отпадних вода (Guzzon и сар., 2008; Сао и сар., 2014; Kesaano и Sims, 2014; D’Aiuto и сар., 2015, Zhang и сар., 2023), али и у експериментима спроведеним у мезокозмама (Lu и сар., 2016; He и сар., 2017; Ма и сар., 2019). На основу тога, постојао је одређени (мали) број покушаја да се ова ефикасност искористи и у природним екосистемима (нарочито језерима и акумулацијама), где би уклањање вишка фосфора из воденог стуба од стране перифитона имало бројне предности: с обзиром да се ради о аутохтоној заједници која природно насељава оптерећени екосистем, а не о интродукованој монокултури, никакав процес аклиматизације заједнице на услове средине не би био потребан; ради се о биолошкој методи која је прихватљивија (у поређењу са хемијским) од стране јавног мњења; поред фосфора, показано је да перифитон има способност уклањања различитих типова загађујућих материја из воде (Babica и сар., 2005; Wu и сар., 2014); његова биомаса може се, након уклањања из екосистема искористити на различите начине (Mulbry и сар., 2005; Uddin и сар., 2006).

Због свих наведених особина, коришћење перифитона који се развија на вештачким подлогама интродукованим у водени екосистем оптерећен нутријентима чини се оправданим и еколошки прихватљивим приступом решавању глобалног проблема еутрофикације.

1.4. Перифитон

1.4.1. Структура и карактеристике заједнице

Перифитон представља комплексну заједницу аутотрофних и хетеротрофних организама причвршћених и слободноживећих на различитим типовима подлога потопљених у води заједно са присутним детритусом (Azim и Asaeda, 2005). За овај термин у литератури постоји велики број синонима од којих су најчешћи: биофилм, перифитонски биофилм, перифитонска заједница, обраст, фототрофни биофилм, микробијални биофилм, микроалголошки биофилм (Battin и сар., 2003; Roeselers и сар., 2008; Azim, 2009; Ellwood и сар., 2012; DeNicola и Kelly, 2014; Wu и сар., 2014). Најчешће коришћени су перифитон и биофилм (Wu, 2017). Заједницу перифитона сачињавају различите групе аутотрофних и хетеротрофних организама: алге, бактерије, гљиве, протозое и микробескичмењаци (Azim и Asaeda, 2005) које у овом „микроекосистему“ ступају у различите типове компетитивних, предаторских, али и мутуалистичких односа (Wu, 2017). Саставни део перифитонског биофилма је и комплексан екстрацелуларни мукополисахаридни матрикс (енг. *extracellular polymeric substance* – EPS) у коме се налазе и различите неорганске и органске честице (нпр. калцијум-карбонат и детритус) (Wu, 2017). Сходно томе, може се рећи да перифитон чине органска и неорганска компонента, при чему у оквиру органске компоненте разликујемо аутотрофну и хетеротрофну фракцију (Субаков Симић и сар., 2022). EPS у највећем проценту сачињавају различити полисахариди и протеини (Wu, 2017), али и нуклеинске киселине, липиди и хумичне супстанце (Saikia, 2011), тако да чини између 50 и 90% укупне органске материје сваког биофилма (Donlan, 2002; Nielsen и сар., 1997). Он представља продукт секреције ћелија микроорганизама, даје структуру перифитонској заједници и представља средину у којој се одвијају различити процеси и горепоменуте интеракције међу члановима који је сачињавају (Субаков Симић и сар., 2022). EPS, такође, утиче на низ физичких и хемијских карактеристика биофилма, али и на

трансфер материја кроз биофилм, адхезију организама и њихово кретање кроз/по биофилму, регулацију количине воде, способност задржавања и флокулације различитих материја из воденог стуба (Sheng и сар., 2010). Процеси адсорпције на EPS (пored процеса адсорпције и апсорпције од стране ћелија) најразличитијег спектра (загађујућих) материја из воденог стуба представљају кључне карактеристике које перифитон квалификују као врло ефикасан „филтер“/„сунђер“ у процесима биоремедијације (Vymazal, 1988; Hill и сар., 2000; Holding и сар., 2003).

Таксономска структура заједнице перифитона условљена је многобројним факторима средине: типом станишта, типом супстрата на коме се развија, доступношћу нутријената, рН вредношћу средине и многим другим (Субаков Симић и сар., 2022). Перифитон незагађених екосистема карактерише се већим диверзитетом за разлику од загађених где измењени услови средине утичу на његово смањење (Wu, 2017). Тако је, у експерименту Gaiser-а и сарадника (2004), нађено да је, након обogaћивања система нутријентима, у перифитону, између осталог, уочена и промена таксономског састава: доминацију цијанобактерија у биофилму заменила је заједница мањег диверзитета, где су претежно доминирале зелене и силикатне алге. Сличне закључке изложили су и Teubner и сар., (2003) који су у свом истраживању установили да код силикатних и других еукариотских алги узоркованих у пелагијалу еутрофних вода постоји већи постотак фосфора у односу на цијанобактерије које карактерише виши проценат азота.

Таксономски састав заједнице такође зависи и од количине светлости и има своју сезонску динамику (Hynes, 1970). Иако се у перифитону стајаћих вода срећу алге свих раздела, с пролећа и у рано лето у перифитону доминирају силикатне алге, док се идући према средини летњег периода повећава удео цијанобактерија (Allan, 1995).

Конфокалном скенинг ласерском микроскопијом показано је да перифитон није хомоген и да дистрибуција организама у њему није униформна (Wu, 2017). Досадашња истраживања указују да се структура перифитонске заједнице може описати трима концептуалним моделима:

1. хетерогени агрегацијско-мозаични биофилм;
2. биофилм прожет каналима за проток воде;
3. густ житак биофилм (Wimpenny и Colasanti, 1997).

Сва три модела предвиђају специфичну порозну структуру перифитона (богату порама, браздама, шупљинама и каналима) која као последицу обезбеђује да различите материје (нарочито нутријенти – азот и фосфор) кроз перифитон могу бити слободно транспортовани. Према налазима Lu-а и сарадника (2014) перифитон је поред пора унутар биофилма и на самој површини избраздан тунелима кроз које протиче течност и дозвољава слободну дифузију нутријената и кисеоника кроз биофилм. „Архитектура“ перифитона, такође, умногоме зависи од организама који га сачињавају: микропростори и микротунели који се стварају између различитих група организама (алги, бактерија, протиста) имају већи дијаметар од оних који се стварају између организама исте врсте (James и сар., 1995). На крају, показано је да шири простори (канални) обезбеђују више места за везивање нутријената, нарочито неорганског фосфора (Sabater и сар., 2002) за који је утврђено да се у перифитону доминантно усваја процесом адсорпције као и да је развијеност EPS-а директно пропорционална његовој акумулацији (Lu и сар., 2014).

1.4.2. Фазе колонизације супстрата и модел раста биомасе перифитона

Развој перифитонског биофилма на потопљеној подлози започиње формирањем превлаке од растворених органских супстанци (највећим делом сачињене од мукополисахарида и аминокиселина) (Azim, 2009). Неколико часова након формирања овакве превлаке поспешене хидрофобним реакцијама, бактерије из воде колонизују овако створен супстрат лучећи слуз у облику нити. Оваква слуз представља идеални медијум који даље везује органске и неорганске материје из воде. Поред тога, бактерије луче и одређене количине екстрацелуларних ензима који разлажу растворене органске молекуле, нарочито оне великих молекулских маса (Flemming и Wingender 2001). Неколико дана након бактеријске колонизације, излучени медијум насељавају и ситне пенатне силикатне алге (често из родова *Cocconeis* и *Navicula* (Wu, 2017)) које су целом површином валве приљубљене за подлогу, и по њој могу релативно споро да се крећу помоћу рафе. У наредној фази колонизације јављају се усправни облици и силикатне алге на дугим дршкама, као и представници који се брзо крећу по/кроз биофилм (Субаков Симић и сар., 2022). Последња и најдужа фаза колонизације супстрата представља развој вишећелијских крупних организама (уз често присуство зелених, па чак и црвених алги (Azim, 2009)) што доводи до стварања тродимензионалне структуре перифитона (Wu, 2017). Према резултатима Saikia и сарадника (2013), постоји још једна додатна фаза која подразумева насељавање површина вишећелијских организама бактериопланктоном који наставља на њима да обитава.

Раст перифитонског биофилма обично подразумева две фазе. Током прве, познате под називом фаза прираста биомасе, иста експоненцијално расте достижући у једном тренутку свој максимум (Biggs, 1996). Трајање ове фазе у различитим екосистемима може се кретати од неколико дана до неколико месеци што зависи од бројних фактора (светлости, температуре, количине нутријената и интензитета испаше) (Субаков Симић и сар., 2022). Како би се обезбедила довољна количина нутријената, перифитонска заједница их, у фази прираста, врло интензивно асимилује из свог окружења различитим механизмима (Adey и сар, 1993; Saikia, 2011). Након постизања максималне биомасе, перифитонска „имиграција“ (степен новонасељених организама) изједначава се са процесом „емиграције“ (степеном организама који напусте биофилм), и оваква ситуација назива се еквилибријум биомасе перифитона (Wu, 2017). Како заједница расте и перифитон повећава своју биомасу, услед недостатка нутријената, али и светлости, алге које се налазе у близини подлоге старе и одумиру, па, поспешена интензивнијим покретима воде, биомаса која лежи на оваквој основи одлужљује се и отпада. Овај процес познат је и под називом аутогено одлужљивање (Wu, 2017). Интензитет и учесталост овог процеса зависи од дебљине перифитонског биофилма, али и од његове таксономске структуре: уколико у њему доминирају цијанобактерије, он ће дуже опстати и достићи већу биомасу у фази иницијалног раста, док су одумирању доњих слојева много подложније перифитонске заједнице које карактерише доминација силикатних алги (Субаков Симић и сар., 2022).

1.4.3. Акумулација фосфора у перифитону као најранији знак еутрофикације екосистема

С обзиром на све већи прилив фосфора у акватичне екосистеме и последичне промене које овај феномен узрокује, све се више научне пажње посвећује не само његовој редукцији, већ и првим, најранијим, упозоравајућим знацима који могу указати на повећање његове концентрације, нарочито када је реч о незагађеним (олиготрофним)

екосистемима. Тако је, због све већег притиска на олиготрофна заштићена влажна станишта, група научника (Gaiser и сар., 2004), имитирајући природне услове, испитивала улогу и промене перифитонске заједнице приликом еутрофикације (обогађивања система различитим концентрацијама фосфора). Резултати студије показали су да након 180 дана континуираног обогађивања система фосфором, у воденом стубу није дошло до статистички значајне разлике у његовој концентрацији у односу на стање пре прилива (Gaiser и сар., 2004). Овакви налази су у сагласности са поставком модела Howard-Williams-a (1985) према коме се више концентрације фосфора у зонама даље (низводно) од места уливања могу детектовати тек пошто се достигне асимилациони капацитет живих организама за овај нутријент, односно док не дође до њиховог „засићења“ фосфором. Тако су, у гореизложеном експерименту потребе перифитонске заједнице у вештачком систему биле толике да је усвојен сав унети фосфор и на тај начин неутралисан ефекат додавања фосфата у систем. Процењује се да би повећање концентрације фосфора у води било уочљиво тек након дужег времена обогађивања система, када би капацитет (потребе) перифитонске заједнице за овим нутријентом био достигнут (и превазиђен) (Gaiser и сар., 2004). Насупрот концентрацији фосфора у води која је остала непромењена, његова концентрација у перифитонској заједници након обогађивања драстично је порасла, што указује да повећање концентрације фосфора у перифитону представља први и најранији знак еутрофикације који се уочава на нивоу заједнице, пре него у воденом стубу (Gaiser и сар., 2004).

И управо због свих горенаведених особина, заједница перифитона представља адекватног протагонисту како за улогу раног „аларма“ еутрофикације екосистема, тако и за решавање овог горућег проблема највећег броја водних тела.

2. ЦИЉЕВИ ИСТРАЖИВАЊА

На основу свега изложеног, научни циљеви докторске дисертације усмерени су на:

- Одређивање ефикасности акумулације фосфора од стране перифитона са вештачких подлога инкубираних у два барска и једном језерском екосистему;
- Сагледавање динамике усвајања фосфора од стране перифитона у узорцима инкубираним различит временски период;
- Поређење ефикасности акумулације фосфора између перифитона са вештачких подлога, фитопланктона и метафитона;
- Карактеризација перифитонског биофилма током истраживаног периода (праћење концентрације хлорофила *a*; квантификација биомасе; одређивање удела неорганске и органске фракције у његовом саставу; одређивање удела аутотрофне и хетеротрофне компоненте унутар органске фракције; идентификација алги које изграђују аутотрофну компоненту и израчунавање њихове бројности);
- Испитивање корелације између физичких и хемијских параметара воде, карактеристика грађе („архитектуре“) перифитона, дужине инкубације и количине акумулираног фосфора од стране перифитона;
- Сагледавање утицаја конкуренције са другим заједницама (фитопланктоном и метафитоном) на акумулацију фосфора у перифитонском биофилму;
- Сагледавање потенцијала екстензивне примене перифитона у биоремедијацији екосистема оптерећених високом концентрацијом фосфора.

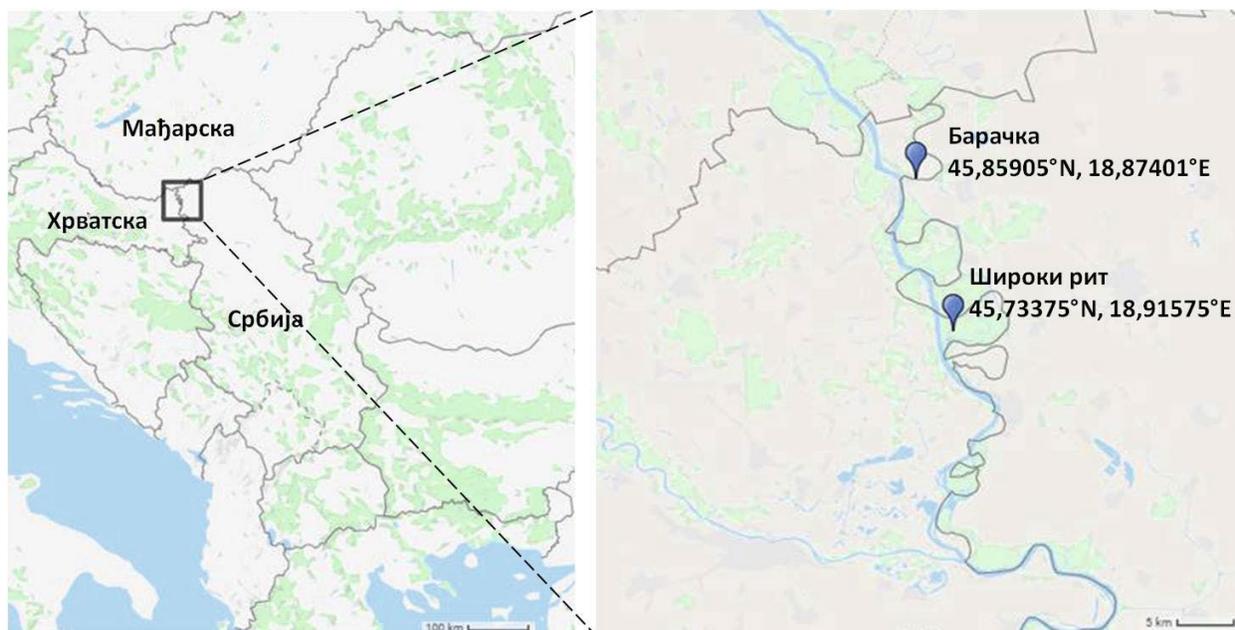
3. МАТЕРИЈАЛ И МЕТОДЕ

3.1. Опис истраживаних локалитета

Узорковање перифитона и пратећих заједница за анализу вршено је на по једном локалитету у два барска екосистема у Специјалном резервату природе „Горње Подунавље“ (Широки Рит и Барачка), као и на два локалитета у акумулацији Ћелије (басени Златари и Радојковићи).

3.1.1. Специјални резерват природе „Горње Подунавље“

Специјални резерват природе (СРП) „Горње Подунавље“ представља заштићено природно добро прве категорије које се простире на 19648 ha на крајњем северозападу Војводине, на тремеђи Србије, Мађарске и Хрватске (Stojanović и сар., 2021)(Слика 4). Протеже се уз леву обалу Дунава, од 1367. до 1433. km његовог тока и сачињавају га два рита: Моношторски и Апатински. Заједно са још четири заштићена подручја, СРП „Горње Подунавље“ део је Резервата биосфере „Бачко Подунавље“ – великог ритског комплекса који се у Хрватској наставља у Парк природе „Копачки рит“, а у Мађарској у Национални парк „Дунав – Драва“. Оваква еколошки јединствена целина представља интегрални део Прекограничног резервата биосфере „Мура – Драва – Дунав“ познатијег под називом Европски Амазон (Туцаков и сар., 2018). Резерват је једна од најочуванијих ритско-мочварних целина коју чини сложени мозаик акватичних, мочварних и терестричних екосистема који су станиште за велики број ендемичних и угрожених врста што га чини значајним центром екосистемског, специјског и генетичког диверзитета (www.pzzp.rs). Због ових изузетних природних вредности, Резерват представља подручје заштићено како на националном тако и на међународном нивоу: 1989. проглашен је за међународно значајно станиште птица (енг. *Important Bird Area* – ИВА), 2007. за значајно ботаничко подручје (енг. *Important Plant Area* – ИРА) и 2008. за подручје значајно за дневне лептире (енг. *Prime Butterfly Area* – РВА). СРП „Горње Подунавље“ уписан је на листу међународно значајних влажних подручја (Рамсарска подручја) 2007. године, а такође чини и део еколошке мреже Емералд (www.pzzp.rs). Упркос различитим видовима заштите овог драгоценог подручја, овај природни предео угрожавају бројне антропогене активности и делатности у његовом окружењу: риболов, шумарство, сточарство, а нарочито екстензивна пољопривреда (Stojanović и Savić, 2013).



Слика 4: Географски положај истраживаних барских екосистема у СРП „Горње Подунавље“

Први локалитет – Широки рит (Слике 4 и 5А) представља мали барски екосистем који се налази у режиму заштите другог степена (IUCN, 1994). У склопу пројекта обнове влажних станишта 2016. године екосистем је био подвргнут процесу ревитализације који је подразумевао његово прекопавање, односно уклањање наталожене органске материје и муља са дна баре. Због свог изолованог географског положаја унутар Резервата смањен је антропогени притисак на овај екосистем.

Насупрот њему, други истраживани локалитет – Барачка (Слике 4 и 5Б) представља познати еколошко-рекреативни центар са израженим антропогеним утицајем (риболов, лов, спортско-рекреативни, еколошко-образовни туризам). Реч је о дунавском рукавцу површине 25 km² пресеченом одбрамбеним насипом, који се напаја водом из Дунава и то: природним плављењем за време високих водостаја или вештачки – пумпама које екосистем хране водом из главног тока ове реке. Слично Широком рит, Барачка се налази у режиму заштите другог степена (IUCN, 1994).

Резултати наших истраживања спроведених 2018. године у оквиру пројекта „Заштита европског зеленог појаса – Успостављање прекограничног резервата биосфере дуж Дунава, Драве и Муре“ (енг. „*Protecting Europe’s Lifeline - The creation of a Trans-Boundary Biosphere Reserve along the Danube, Drava and Mura Rivers*“) финансираног од стране WWF-а представљају прве податке о заједницама фитопланктона и макрофитске вегетације на овим локалитетима. Истраживања перифитона у оквиру овог пројекта нису рађена.

А



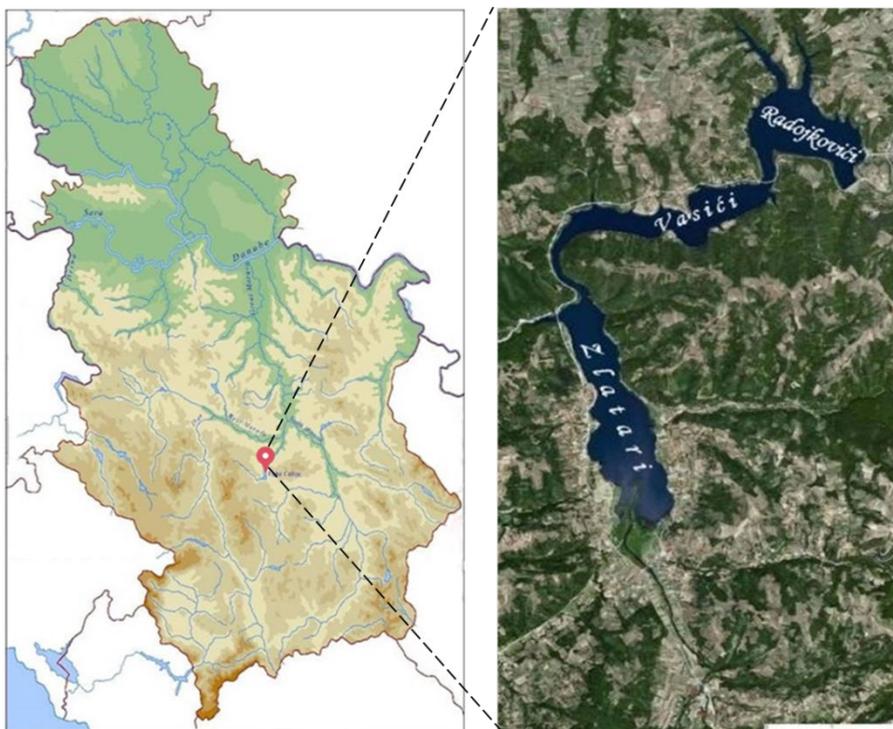
Б



Слика 5: Летњи аспект А) Широког рита; Б) Барачке

3.1.2. Акумулација Ћелије

Акумулација Ћелије смештена је у централном делу наше земље, на удаљености од око 22 km југозападно од Крушевца (Слика 6). Настала је 1979. године преграђивањем самог почетка средњег тока реке Расине у дубоком кланцу стрмих страна у најзападнијем делу јастребачког хорста (Милосављевић и сар., 2019). Кота нормалног успора налази се на 277 m.n.v., са запремином акумулације од 37 590 000 m³, површином воденог огледала 3,04 km², највећом дубином од 40 m и средњом дубином од 12,4 m. Максимални ниво акумулације лежи на надморској висини од 284 m.n.v. што одређује највећу дубину од 48 m, запремину од 66 000 000 m³ и површину од 4,35 km² (Милосављевић и сар., 2019). Петнаестогодишња мерења у периоду од 2001. до 2015. године показују тенденцију опадања протикаја услед глобалног загревања, тако да његова просечна годишња вредност износи 4,5 m³/s, а ретенционо време 105 дана (www.vodovodks.co.rs).



Слика 6: Географски положај акумулације Ђелије и истраживаних локалитета у басенима Златари и Радојковићи

Акумулација Ђелије има сложену морфометрију и састоји се од три сукцесивно постављена басена: Златари, Васићи и Радојковићи који представљају релативно независне и самосталне ентитете/целине унутар акумулације спојене мањим клисурастим сужењима (Слика 6) (Милосављевић и сар., 2019). Почевши од Златара, басене карактерише сукцесивни пораст дубине и запремине, као и међусобна разлика у термичком и трофичком статусу (Маљевић и сар., 1999).

Захваљујући сложеној конфигурацији потопљеног воденог тока и околног рељефа, као и сукцесивном повећању дубине басена, хидроакумулацију Ђелије истовремено карактерише термички режим језера и умереног и суптропског појаса. Наиме, прва два басена – Златарски и Васићки карактерише термички режим језера умереног појаса чија се површина потпуно заледи бар једном у току зимских месеци. За разлику од њих, Радојковићи, најдубљи басен акумулације који садржи више од половине укупне запремине језера, никада се не леди по читавој површини, тако да по термичком режиму одговара језерима суптропског климата (Грашић и сар., 2004). Изузев зиме 1984/85., читав површина језера никада није била потпуно залеђена (www.vodovodks.co.rs).

С обзиром на релативно малу средњу дубину и корито које лежи на плодним алувијалним наносима, трофички ниво акумулације Ђелије предодређен је да се креће у опсегу од мезотрофног до еутрофног. Израчунавање Карлсоновог трофичког индекса на основу концентрације фосфора (Carlson, 1977) у периоду од 1987. до 2000. године као део континуираног мониторинга успостављеног од стране Јавног комуналног предузећа „Водовод Крушевац“ за потребе Фабрике воде Мајдево (која је у организационом смислу један од његових сектора), указивало је на мезотрофију читавог екосистема, али стално обогаћивање акумулације фосфором из слива и непосредне околине довело је до њене еутрофикације (Милосављевић и сар., 2019). Тако су Златари и Васићи постали еутрофни

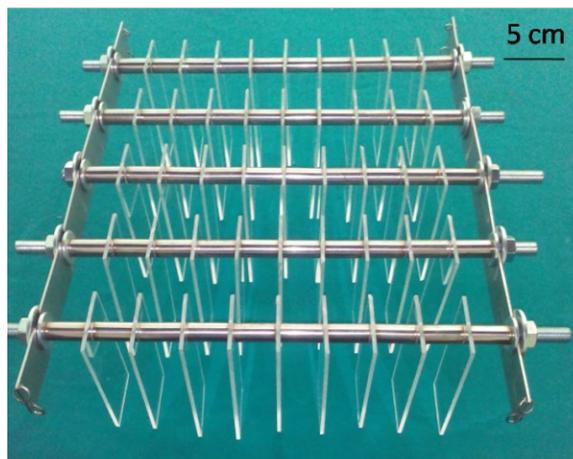
басени, док су, захваљујући сложеној морфометрији и појави низводног смањења концентрације нутријената, Радојковићи задржали мезотрофни трофички ниво. Резултат ових појава је најбистрија и најчистија вода у басену Радојковићи из кога се и врши водозахват за прераду у Фабрици воде Мајдево (Милосављевић и сар., 2019) која снабдева здравствено безбедном пијаћом водом око 120 000 становника Крушевца и околних насеља (Ђирић и Петровић, 2004).

Негативни утицај антропогених активности који се пре свега огледа у горепоменутом оптерећивању акумулације фосфором, али и неизбежне флукуације нивоа и квалитета воде Расине узроковали су повремену појаву цијанобактеријског цветања различитог трајања, обима и интензитета. Најинтензивнија цветања од настанка акумулације забележена су 1987/88., 2001., 2003/04., 2015. и 2017. Нека од њих значајно су утицала и на сам процес прераде воде:

- због врло интензивног цветања потенцијално токсичне цијанобактерије *Microcystis aeruginosa* (Kützing) крајем 1987. и почетком 1988. године која је убрзо потиснута доминацијом азотофиксаторске врсте *Aphanizomenon flos-aquae* (Ralfs ex Bornet & Flahault) и потоње разградње њихове биомасе дошло је до ослобађања високих концентрација амонијака и водоник-сулфида у целој запремини језера, због чега је у Фабрици воде Мајдево први и једини пут у процесу прераде дозиран активни угљ у праху (Милосављевић и сар., 2019).
- 2003/04. године такође је забележено цветање цијанобактерије *M. aeruginosa* која је испуштањем микроцистина довела до масовног помора великог пужа плућаша, *Planorbis corneus* L. (Грашић и сар., 2004; Гајић, 2014; Милосављевић и сар., 2019). Овог пута ова цијанобактерија била је замењена не само врстом *A. flos-aquae*, већ и врстом *Dolichospermum circinale* (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) као и кратком доминацијом *Dolichospermum sigmoideum* (Nygaard). Током овог двогодишњег цветања озонизација воде у циљу уклањања микроцистина из воде вршена је максималним капацитетима током читавог периода (Гајић, 2014).

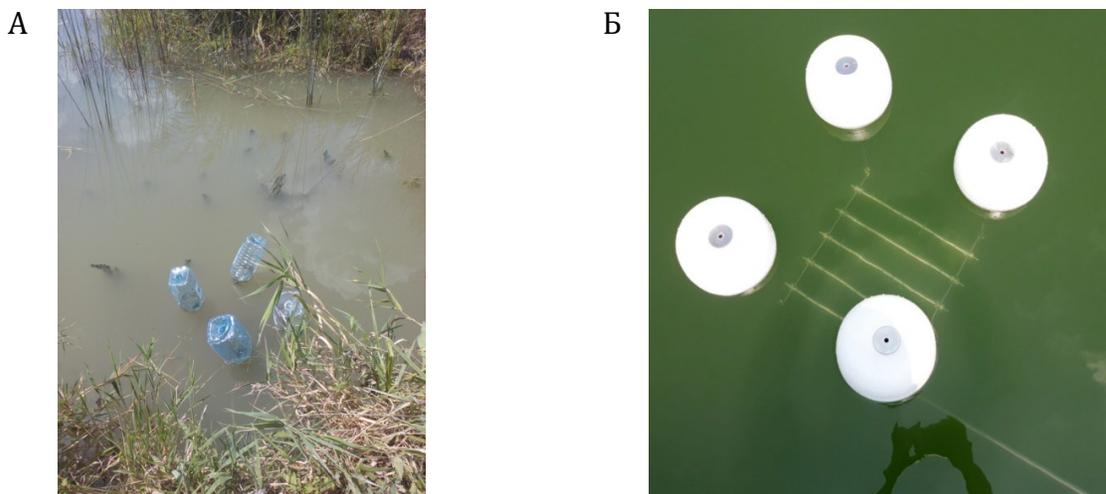
3.2. Експериментална поставка

У циљу прикупљања перифитонских узорака за анализу, у оба барска екосистема Горњег Подунавља (Широки Рит и Барачка) као и на два локалитета у акумулацији Ћелије (у басенима Златари и Радојковићи) постављен је по један плутајући носач вештачких подлога изграђен од хемијски и биолошки инертног нерђајућег челика (Слика 7). Конструкцију је сачињавало пет металних шипки од којих је свака носила по девет вертикално постављених провидних полиакрилних плочица за колонизацију перифитона, димензија 12 x 5 x 0,3 cm. Између појединачних плочица постављене су металне пречаге (стопери) у облику кратких цеви дужине 3 cm које су обезбеђивале удаљеност плочица једне од друге како би се онемогућило међусобно засенчење (Слика 7).



Слика 7: Изглед плутајућег носача са вештачким подлогама од полиакрила

Свих пет металних шипки утиснуто је у рам конструкције за чије су углове везани пловци (у виду пластичних балона у барама Горњег Подунавља (Слика 8А) или од стиропора у Ћелијама (Слика 8Б)) који су спречавали њено тоњење и одржавали је током целог експеримента на константној дубини од 20 cm испод површине воде у барама, и 50 cm у акумулацији. Како би се минимализовало њено хоризонтално кретање у воденом стубу, конструкција је додатном металном шипком била фиксирана за метални тег на дну екосистема у барама, или за оближњу бову у акумулацији.



Слика 8: Поставка плутајућег носача у А) бари Широки рит у Горњем Подунављу Б) акумулацији Ћелије

Плутајући носачи са вештачким подлогама инкубирани су у барама Горњег Подунавља у периоду од маја до октобра 2018., а у акумулацији Ћелије од јуна до октобра 2019. године.

3.3. Мерење физичких и хемијских параметара воде

Физички и хемијски параметри воде: температура, рН вредност, специфична електропроводљивост/кондуктивитет, укупна карбонатна тврдоћа воде, концентрација раствореног кисеоника и његова сатурација, концентрације амонијум-јона (NH_4^+), нитрата (NO_3^-), нитрита (NO_2^-), укупног азота (TN), ортофосфата (OP) и укупног фосфора (TP_w) у воденом стубу одређивани су у узорцима воде узиманим у непосредној близини конструкције пре сваког узорковања перифитона на свим истраживаним локалитетима у барама Горњег Подунавља и акумулацији Ћелије.

Пратећи динамику узорковања перифитона, наведени параметри мерени су у Барачкој и Широком риту једном месечно у периоду трајања експеримента. Температура, рН вредност и електропроводљивост воде мерени су на самом терену урањањем Eutech Instruments Oakton R7 мултипараметарске сонде у воду, док је за одређивање концентрације раствореног кисеоника и његове сатурације по истом принципу коришћена сонда YSI ProODO. Додатно су, у барским екосистемима, мерени провидност воде помоћу Секи (итал. *Secchi*) диска као и дубина профила помоћу преносног бежичног Erchang сонара.

Остали хемијски параметри воде у барским екосистемима одређивани су у узорку воде прикупљеном потапањем боце непосредно испод површине (на 20 – 30 cm дубине) у јутарњим часовима на оба локалитета. Анализе су вршене у лабораторији Градског завода за јавно здравље у Београду према следећим протоколима:

- концентрација NH_4^+ : методом јонске хроматографије према стандарду SRPS EN ISO 14911:2009;
- концентрације NO_3^- , NO_2^- и OP: методом јонске хроматографије према стандарду EPA 300.1;

- концентрација TP_w : спектрофотометријском методом са амонијум-молибдатом према стандарду SRPS EN ISO 6878:2008;
- концентрација TN: каталитичком оксидацијом према стандарду SRPS EN 12260:2008;
- укупна карбонатна тврдоћа воде: интерном методом комплексометријске титрације према стандарду P-V-22/A (Џоћа, 1990).

Имајући у виду различиту динамику узорковања перифитона у басенима акумулације Ћелије, наведени параметри у воденом стубу Златара одређивани су недељно, а у Радојковићима двонедељно током периода трајања експеримента. Узорци језерске воде узимани су на исти начин као у гореописаном случају бара. Анализе су вршене у хемијској лабораторији Фабрике воде Мајдево према стандардним аналитичким протоколима (Clesceri и сар., 1998).

3.4. Узорковање заједница

3.4.1. Протокол и динамика узорковања перифитона

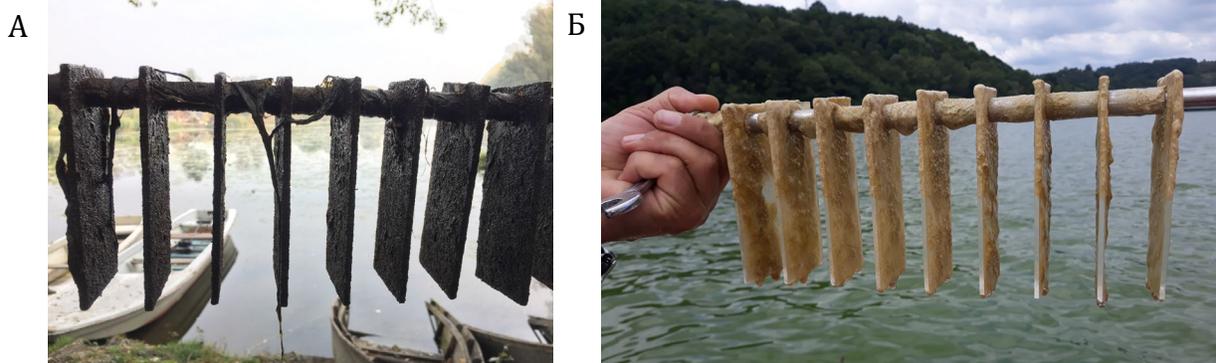
Узорци перифитона прикупљани су са вештачких подлога након различитог времена инкубације у истраживаним екосистемима.

Вештачке подлоге у обе баре Горњег Подунавља узорковане су након инкубације у трајању од месец дана (М) током експерименталног периода. Додатно, узоркован је и перифитон након дво- (2М), тро- (3М), четворо- (4М) и петомесечне (5М) инкубације у свакој од истраживаних бара. За време трајања експеримента, почетком августа 2018. дошло је до потпуног исушивања баре Широки рит, па даље узорковање у овом екосистему није било могуће до краја истраживања.

Динамика узорковања перифитона у два басена акумулације Ћелије била је за нијансу чешћа: поред узорковања месечно (М) и вишемесечно (дво- (2М), тро- (3М) и четворомесечно (4М)) инкубираних узорака перифитона истом динамиком као у случају бара Горњег Подунавља, прикупљени су и недељно (7 дана) инкубирани узорци у Златарима, као и двонедељно (14 дана) инкубиран перифитон у Радојковићима.

Поменута разлика у дужини инкубације перифитона између два басена потиче од разлике у њиховом трофичком статусу који је узроковао недовољан развој биомасе перифитона за даље анализе у мезотрофним Радојковићима након првобитно установљене седмодневне инкубације. Стога је време излагања вештачких подлога у овом басену продужено на две недеље до краја експеримента. Додатна разлика у односу на динамику узорковања у Горњем Подунављу је и та што су у случају акумулације Ћелије прикупљена два узорка двомесечно инкубираног перифитона: први, инкубиран од јуна до августа (2М(авг)) и други, инкубиран од августа до октобра (2М(окт)).

Сам протокол за узорковање перифитона након предвиђеног времена инкубације на свим истраживаним локалитетима подразумевао је пажљиво извлачење конструкције на површину и уклањање целе металне шипке која носи девет нанизаних плочица са развијеним перифитонским обрастом (Слике 9А и 9Б).



Слика 9: Перифитонски обрасл А) након петомесечне инкубације у Барачкој Б) након инкубације од месец дана у басену Радојковићи

Плочице су затим одлагане у претходно обележене стерилне пластичне посуде у које је претходно додато 20 ml дестиловане воде како би се спречило исушивање узорака (Слика 10).



Слика 10: Смештање плочица након узорковања у пластичне посуде са водом

Посуде су даље смештане у мобилни теренски фрижидер, у ком су, заклоњене од Сунчеве светлости, на температури од 4°C транспортоване на даљу обраду узорака. Након сваког узорковања скинута шипка била би замењена новом са сетом плочица за колонизацију, након чега би се конструкција пажљиво враћала на предвиђену дубину. Обрада узорака подразумевала је стругање перифитонског биофилма са обе стране инкубиране плочице помоћу стерилисане спатуле и лабораторијске пинцете потпомогнуто испирањем познатом запремином дестиловане воде (Слика 11). Састругана биомаса је потом хомогенизована ручним блендером и подељена на субузорке за даље анализе које су вршене у трипликатима. Једну реплику чинила је биомаса перифитона саструганог са три плочице у низу. Стругање биофилма и његова хомогенизација су у барама Горњег Подунавља вршени на самом терену, а у акумулацији Ђелије у микробиолошкој лабораторији Фабрике воде Мајдево.



Слика 11: Стругање биофилма развијеног на вештачкој подлози у Барачкој

Сви прикупљени узорци перифитона чувају се у мокрој збирци Катедре за алгологију и микологију Биолошког факултета Универзитета у Београду заведени под редним бројевима: 5866, 5878, 5909, 5910, 5918, 5919, 5951, 5952, 5967, 5968, 5982, 5983, 6123, 6126, 6127, 6129, 6150-6153, 6188, 6190, 6192, 6197-6199, 6203-6205, 6206, 6208, 6210, 6212, 6214, 6216, 6218, 6221-6225, 6248, 6249, 6251, 6254, 6255, 6257-6261, 6264, 6265.

3.4.2. Протокол и динамика узорковања фитопланктона

Динамика узорковања фитопланктона на свим истраживаним локалитетима како за квалитативну, тако и за квантитативну анализу пратила је динамику узорковања перифитона. Узорци фитопланктона за обе анализе узимани су из чамца, у непосредној близини потопљене конструкције пре самог узорковања перифитонске заједнице. Изузетак представља узорковање у Широком риту где су узорци прикупљени са обале уз помоћ узоркивача. Провлачењем планктонске мрежице пречника отвора 25 cm и промера окаца 22 μ m неколико пута кроз водени стуб узоркован је фитопланктон за квалитативну анализу, док су узорци за квантитативну анализу прикупљани потапањем пластичне боце непосредно испод површине воде (на 20-30 cm дубине). Овако прикупљени узорци за обе анализе смештани су у засебне претходно обележене пластичне флаконе запремине 100 ml и на самом терену фиксирани Луголовим раствором (у размери 1:100) према европском стандарду SRPS EN 15204:2008 (CEN, 2008).

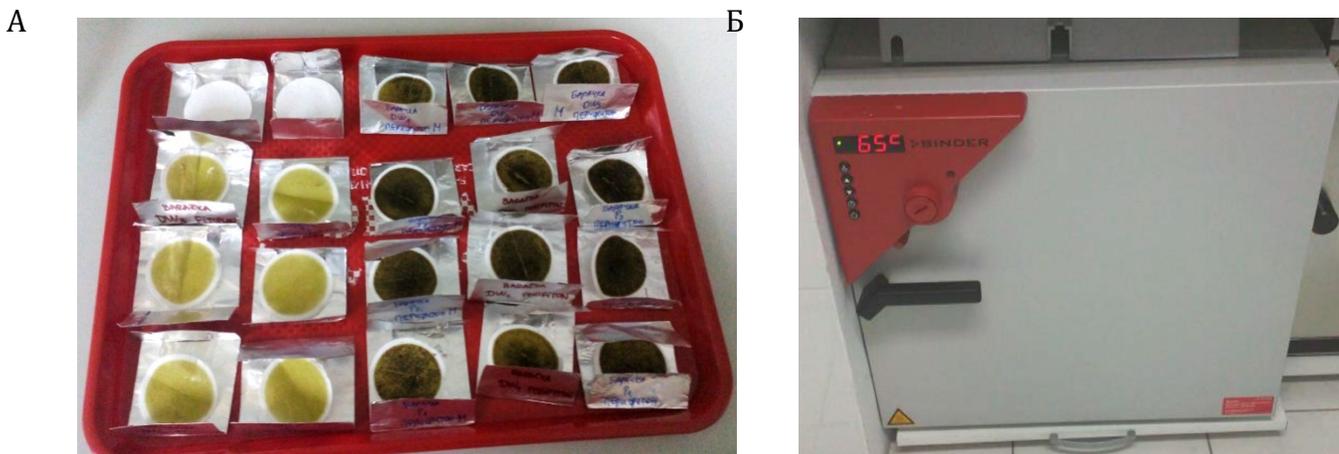
3.4.3. Протокол и динамика узорковања метафитона

Узорковање метафитона вршено је само у Широком риту с обзиром да је развој поменуте заједнице констатован само у овој бари. Према протоколу Франсоуи-а и сарадника (2013), узорци метафитона прикупљани су на одређеној дубини помоћу пластичне цеви пречника 10 cm отворене са обе стране. Вертикалним спуштањем цеви дуж воденог стуба, истовремено је помоћу маказа засецао околни метафитон, како би његова биомаса испунила запремину цеви. На овај начин доспевало се непосредно изнад дна баре, водећи рачуна да цев не дође у контакт са бентосном заједницом како не би дошло до контаминације узорка. У позицији изнад дна, цев се затварала поклопцем и извлачила на површину. Садржај цеви пребациван је потом у претходно обележену

пластичну теглу и у мобилном фрижидеру транспортован до лабораторије. Лабораторијска обрада подразумевала је мерење запремине узоркованог метафитона након чега је иста хомогенизована и подељена на субузорке за даљу анализу. Слично узорцима фитопланктона, и субузорци метафитона за квалитативну и квантитативну анализу фиксирани су Луголовим раствором према стандарду (CEN, 2008).

3.5. Одређивање суве и жарене масе

Одређивање суве (енг. *dry weight* – DW) и жарене масе (енг. *ash free dry weight* – AFDW) свих истраживаних заједница у барама Горњег Подунавља и перифитона у Ћелијама вршено је према стандардним методама за анализу природних и отпадних вода (APHA, 1995). Позната запремина субузорка заједнице филтрирана је помоћу Гуч боце, одговарајуће вакуум пумпе под притиском <math><10\text{ mm Hg}</math> (како би се спречило разарање ћелија) и стакленог филтер папира FIORONI Grade 263, величине пора $0,7\ \mu\text{m}$. Филтер папири су претходно излагани температури од 550°C у трајању од сат времена како би се са њих уклонио сав органски материјал, а затим мерени на аналитичкој ваги. Након филтрације, филтер папири са концентрованим организмима на себи пренесени су на претходно обележене подлоге од алуминијумске фолије (Слика 12А) и смештени у сушницу Binder EC 53 (Слика 12Б) на 105°C до постизања константне тежине.



Слика 12: А) Филтер папири са концентрованим организмима након филтрације субузорака Б) сушница Binder EC 53

Филтер папири су, након сушења, пребачени у десикатор како би се охладиле до постизања собне температуре, чему је уследило поновно мерење сваког филтера на аналитичкој ваги. Одузимањем претходно забележене тежине филтер папира без организама (након жарења) од овако добијених вредности добијена је сува маса филтрираног субузорка. Ова вредност је, прерачунавањем у односу на запремину субузорка изражавана у милиграмима по милилитру (mg/ml) у случају фитопланктона и метафитона, док је у случају перифитона, уз помоћ одговарајућих прерачунавања, изражавана у грамима по квадратном метру подлоге (g/m^2).

Након процедуре за одређивање DW, сушени филтер папири смештани су у керамичке тиглове и пренесени у пећницу за жарење где је на 550°C у трајању од 4 сата (до постизања константне тежине) сагоревана сва органска материја коју субузорци

садрже. Мерењем преостале минералне фракције добијен је садржај пепела у субузорцима. Разлика вредности масе филтер папира сушеног на 105°C и измерене масе након жарења даје вредност AFDW која пружа информацију о количини органске материје у субузорцима.

3.6. Спектрофотометријско одређивање концентрације укупног фосфора у заједницама

Процедура одређивања концентрације укупног фосфора (TP) у заједницама узоркованим у барама Горњег Подунавља и акумулације Ћелије одређивана је спектрофотометријски, након бојене реакције са амонијум–молибдатом.

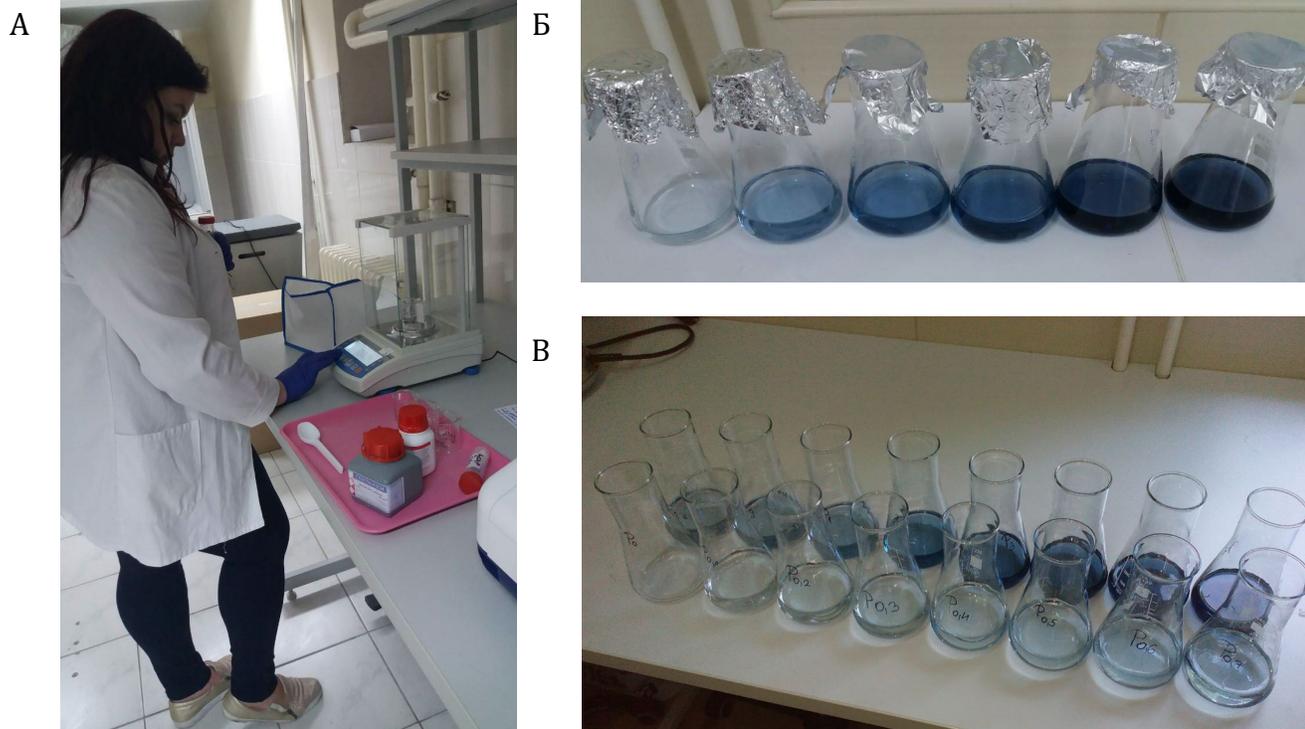
Метода за одређивање TP-а у перифитону, фитопланктону и метафитону бара Горњег Подунавља заснивала се на:

1. филтрирању субузорка и сушењу биомасе алги;
2. оксидацији (дигестији) узорка методом мокрог спаљивања;
3. бојеној реакцији разореног материјала.

Након филтрирања субузорока и сушења филтер папира на 65°C у трајању од 24 сата према процедури описаној у одељку 3.5., исти су пребацивани у адекватно обележене епрувете и подвргнути процесу мокре дигестије азотном и сумпорном киселином (Analytical Methods Committee, 1960). Након оксидације органског материјала и ослобађања свих облика фосфора из организама, епрувете су пребачене у водено купатило како би се сви фосфатни облици конвертовали у форму ортофосфата. Пошто се материјал охладио, додавана је смеша 0,05 М хлороводоничне и 0,05 М сумпорне киселине, а епрувете су центрифугиране на 3000 rpm. Одливени супернатант даље је био подвргнут бојеној реакцији која се одвијала након додавања 5% раствор амонијум–молибдата, 11% раствора натријум–сулфита и 0,5% раствора хидрокинона (Слика 13А) према процедури описаној од стране Briggs-а (1922). Тако припремљени узорци остављани су сат времена у потпуном мраку због развијања (плаве) боје (Слика 13Б) након чега је спектрофотометријски мерена апсорбанца сваког узорка на 725 nm. Концентрација фосфора у узорцима одређивана је путем претходно сачињене калибрационе криве (на основу апсорбанци серије различитих (познатих) концентрација раствора монокалијум–фосфата (KН₂PO₄) (Слика 13В)).

Слично узорцима заједница из бара Горњег Подунавља, укупна количина фосфора у узорцима перифитона из акумулације Ћелије одређивана је колориметријски у хемијској лабораторији Фабрике воде Мајдево, према стандардном аналитичком протоколу описаном од стране Clesceri-ја и сарадника (1998) уз коришћење калај–хлорида (SnCl₂) као редуccionог агенса.

Концентрације фосфора у свим испитиваним узорцима у оба типа екосистема добијане су у µg/ml раствора, а затим прерачунаване у mg/m² подлоге за колонизацију перифитона.



Слика 13: А) Припрема раствора за бојену реакцију; Б) Узорци након једночасовног развијања боје; В) Серија раствора различите концентрације монокалијум-фосфата коришћених за сачињавање калибрационе криве

3.7. Спектрофотометријско одређивање концентрације хлорофила *a*

Одређивање концентрације хлорофила *a* (CHL) у свим узоркованим заједницама у барама Горњег Подунавља вршено је спектрофотометријски, према методи описаној од стране Agar-а (1997) и Lanza-е и сарадника (2017). Метода се заснива на филтрирању познате запремине узорка на начин описан у одељку 3.5. и потапању филтера са талогом (филтратом) у 90% ацетон који се користи као растварач у процесу екстракције хлорофила. Након екстракције у трајању од максимално 24 часа, растворени садржај је центрифугиран на 3000 rpm како би се раствор избистрио. Апсорбанца тако добијеног супернатанта мерена је на таласним дужинама 630, 647, 664 и 750 nm (исправка за замућеност раствора), а након додавања 90 μ l 0,1 N HCl на 665 и 750 nm (исправка за феофитин *a*). Вредности концентрација хлорофила *a* у добијеном екстракту ($C_{E,a}$) израчунаване су према следећој формули:

$$C_{E,a} = 11,85 (A_{ps\ 664^*}) - 1,54 (A_{ps\ 647^*}) - 0,08 (A_{ps\ 630^*})$$

где је:

$A_{ps\ 664^*}$ – разлика вредности апсорбанци измерених на 664 nm и 750 nm пре закисељавања;

$A_{ps\ 647^*}$ – разлика вредности апсорбанци измерених на 647 nm и 750 nm пре закисељавања;

$A_{ps\ 630^*}$ – разлика вредности апсорбанци измерених на 630 nm и 750 nm пре закисељавања.

Концентрација феофитина a у екстракту ($P_{E,a}$) израчунавана је према једначинама дефинисаним од стране Lorenzen-a (1967):

$$P_{E,a} = 26,7 (1,7 (A_{ps} 665_a^*) - (A_{ps} 664^*))$$

где је:

$A_{ps} 665_a^*$ – разлика вредности апсорбанци измерених на 665 nm и 750 nm након закисељавања;

Концентрација хлорофила a умањена за концентрацију добијеног феофитина a ($C_{E,a}$) у екстракту израчунавана је, даље, према формули:

$$C_{E,a} = 26,7 (A_{ps} 664^* - A_{ps} 665_a^*)$$

Коначна концентрација хлорофила a у самом узорку (C_S) израчунавана је према једначини Jeffrey-ја и Humphrey-ја (1975):

$$C_S = C_{E,a} V_e d_f / V_f d$$

где је:

V_e – запремина добијеног екстракта (l);

d_f – вредност фактора разблажења (уколико исто постоји);

V_f – запремина филтрираног узорка (l);

d – дужина путање оптичке ћелије (cm).

Концентрација СНЛ у узорцима перифитона из акумулације Ђелије израчунавана је на исти начин, као и у случају барских екосистема са малим методолошким разликама које се састоје у коришћењу 90% ацетона са засићеним раствором магнезијум карбоната као растварача. Такође, сам процес екстракције потпомогнут је механичким мацерирањем филтера у ручном Potter-Elvehjem хомогенизатору (према стандардном аналитичком протоколу (Clesceri и сар., 1998)).

Вредности концентрације СНЛ у свим испитиваним узорцима у оба типа екосистема добијане су у mg/l раствора, а затим прерачунаване у mg/m² подлоге за колонизацију перифитона.

3.8. Припрема узорака и израда трајних микроскопских препарата силикатних алги

Израда трајних препарата силикатних алги из заједнице перифитона вршена је само у случају месечних узорака са свих истраживаних локалитета и подразумевала је њихову претходну припрему. Припрема узорака за израду трајних препарата позната је и под називом „спаљивање“ силикатних алги, с обзиром да се заснива на уклањању целокупне количине органског материјала како из самих организама силикатних алги, тако и ван њих у узорку воде, коришћењем једног или више јаких оксидативних средстава (углавном киселина). Уклањањем органске материје омогућава се боље уочавање површинске орнаментације ћелијског зида силикатних алги (попречне пруге, ребра, поре, ареоле...) што умногоме олакшава њихову идентификацију. Органски материјал из узорака

перифитона уклоњен је методом вруће киселине са калијум перманганатом (KMnO_4) према протоколу описаном од стране Taylor-а и сарадника (2005). Метода се заснива на третирању узорка 37% HCl и презасићеним раствором KMnO_4 у циљу оксидације и њиховом потоњем излагању високој температури у воденом купатилу како би дошло до обезбојавања раствора. Након хлађења врши се испирање узорка дестилованом водом до постизања рН вредности приближне неутралној. Овако припремљен узорак требало би да буде сачињен једино од ћелијских зидова силикатних алги наталожених на дну епендорфице у виду беличастог талога. Кап до две овако „очишћеног“ узорка стављено је на покровно стакло и након сушења затопљено у синтетичку Naphrax® смолу. На овај начин направљени су трајни микроскопски препарати силикатних алги из узоркованог перифитона који се чувају у збирци трајних препарата Катедре за алгологију и микологију Биолошког факултета Универзитета у Београду.

3.9. Квалитативна анализа заједница

Квалитативна анализа алги из заједнице перифитона вршена је на месечно инкубираним узорцима на свим истраживаним локалитетима и подразумевала је преглед привремених и трајних препарата под светлосним микроскопом Carl Zeiss AxioImager M.1. у лабораторији Катедре за алгологију и микологију Биолошког факултета Универзитета у Београду. Микроскоп је опремљен камером AxioCam MRc5 која омогућава фотографисање таксона, као и компјутерским софтвером AxioVision 4.8 којим се постиже прецизно одређивање димензија присутних таксона. Преглед трајних препарата силикатних алги додатно је подразумевао употребу имерзионог уља Zeiss Immersol™ 518F током самог микроскопирања, што је уз коришћење опције диференцијалног интерференцијског контраста (DIC) на самом микроскопу омогућавало боље уочавање детаља грађе ћелијског зида силикатних алги, а самим тим и поузданију идентификацију. Идентификација таксона забележених у свим узоркованим заједницама вршена је помоћу таксономске литературе (Starmach, 1974, 1983, 1985; Ettl, 1978; Huber-Pestalozzi и сар., 1983; Krammer и Lange-Bertalot, 1986; Popovský и Pfiester, 1990; Komárek и Anagnostidis, 1998, 2005; Krammer, 2000, 2002; Levkov, 2009; Hofmann и сар., 2013; Komárek, 2013; Levkov и сар., 2016). Идентификовани таксони груписани су у разделе Cyanobacteria, Heterokontophyta, Chlorophyta, Charophyta, Cryptista, Miozoa и Euglenozoa према класификацији Ruggiero-а и сарадника (2015). Називи таксона усаглашени су са подацима online базе „AlgaeBase“ (Guiry и Guiry, 2017).

3.10. Квантитативна анализа заједница

Квантитативна анализа свих узоркованих заједница вршена је седиментационом методом по Утермолу (Uthermöhl, 1958) уз помоћ инвертног светлосног микроскопа Leica, седиментационих цилиндара и Hydrobios® коморица. Одређивање абунданце алги у свакој од заједница подразумевало је њихово таложење из познате запремине претходно хомогенизованог узорка и пребројавање свих присутних таксона након предвиђеног времена седиментације. У зависности од густине заједнице, присутни таксони пребројавани су у $\frac{1}{4}$ коморице или у трансектима, а додатно је, након оваквог пребројавања вршен преглед читаве површине коморице. Добијени резултати даље су подвргнути одговарајућим прерачунавањима и представљани као број ћелија по милилитру (ćel/ml) у случају фитопланктона и метафитона, док је резултат

квантитативне анализе перифитона изражен као број ћелија по квадратном сантиметру подлоге за инкубацију (cel/cm^2).

3.11. Израчунавање индекса

3.11.1. Карлсонов индекс трофичности

Карлсонов индекс трофичности (енг. *Trophic State Index* – TSI) представља резултат израчунавања којим се процењује мера продуктивности једног језера. Трофичност језера представља биолошки одговор екосистема на различите спољашње факторе и директно је повезана са провидношћу воде као и концентрацијама хлорофила *a* и укупног фосфора у воденом стубу. Управо се на ова три параметра заснива израчунавање TSI-а, и то према следећим формулама:

$$\text{TSI}(\text{SD}) = 60 - 14,41 \ln(\text{SD});$$

$$\text{TSI}(\text{CHL}) = 9,81 \ln(\text{CHL}) + 30,6;$$

$$\text{TSI}(\text{TP}_w) = 14,42 \ln(\text{TP}_w) + 4,15,$$

где је:

TSI(SD) – индекс процењен на основу провидности (Секи дубине) измерене у метрима; TSI(CHL) – индекс процењен на основу концентрације хлорофила *a* у води (израженом у $\mu\text{g}/\text{l}$); TSI(TP_w) – индекс процењен на основу концентрације укупног фосфора у воденом стубу (израженом у $\mu\text{g}/\text{l}$) (Carlson, 1977; Carlson и Simpson, 1996). Вредност TSI-а добија се израчунавањем просечне вредности три наведена индекса према формули:

$$\text{TSI} = (\text{TSI}(\text{SD}) + \text{TSI}(\text{CHL}) + \text{TSI}(\text{TP}_w))/3$$

Добијене вредности TSI-а крећу се у опсегу од 0 до 100, а трофички статус језера као и препоруке у вези са водоснабдевањем и рекреативним активностима на датом језеру приказане су у Табели 2.

Табела 2: Скала вредности TSI-а за процену трофичког статуса језера (преузето из Carlson и Simpson-а, 1996)

TSI	CHL (µg/l)	Секи дубина (m)	TP (µg/l)	Стање	Водоснабдевање	Пецање и рекреација
< 30	< 0,95	> 8	< 6	Олиготрофно Бистра вода, кисеоник у хиполимниону присутан током целе године	Вода је погодна за водоснабдевање без додатног филтрирања	Доминирају салмонидне врсте риба
30-40	0,95-2,6	8-4	6-12	Хиполимнион у плићим језерима може бити аноксичан		Салмонидне врсте само у дубоким језерима
40-50	2,6-7,3	4-2	12-24	Мезотрофно Вода је умерено бистра, могућ недостатак кисеоника у хиполимниону током лета	Присуство гвожђа и мангана; мирис и укус се погоршавају, неопходна филтрација воде за потребе водоснабдевања	Аноксија у хиполимниону доводи до нестанка салмонидних врста
50-60	7,3-20	2-1	24-48	Еутрофно Аноксичан хиполимнион, могућ масиван развој макрофита		Гргечи могу да доминирају у заједници риба
60-70	20-56	0,5-1	48-96	Цијанобактерије доминирају, проблеми са макрофитама	Могућа појава непријатног укуса и мириса воде	Велика биомаса макрофита и алги, као и мала провидност воде изазивају непријатности; пливање и веслање онемогућени
70-80	56-155	0,25-0,5	96-192	Хипереутрофно Ограничена продуктивност, велика густина алги и макрофита		
>80	> 155	< 0,25	192-384	Масивно развиће алги, свега неколико макрофита		Изддржљиве врсте риба доминирају, могуће летње угинуће риба

Мерењем дефинисаних параметара на истраживаним локалитетима одређиван је њихов трофички статус и у складу са њим биран локалитет за инсталацију конструкције за колонизацију перифитона.

3.11.2. Лакатош индекс

Лакатош индекс (Lakatos, 1989) подразумева израчунавања која на основу вредности DW перифитона (изражене у g/m^2), процента CHL у AFDW, као и процента садржаја пепела у DW сврставају перифитон у неколико категорија описног карактера (Табела 3).

Табела 3: Карактеризација перифитона на основу различитих параметара Лакатош индекса (преузето из Lakatos, 1989)

Тип перифитона	DW (g/m^2)	Опис заједнице
I	>40	перифитон високе биомасе
II	20-40	перифитон средње биомасе
III	<20	перифитон ниске биомасе
	Садржај CHL у AFDW (%)	
I	>0,60	аутотрофни перифитон
II	0,25-0,60	ауто-хетеротрофни перифитон
III	0,10-0,25	хетеро-аутотрофни перифитон
IV	<0,20	хетеротрофни перифитон
	Садржај пепела у DW (%)	
I	>75	неоргански перифитон
II	50-75	неорганско-органски перифитон
III	25-50	органско-неоргански перифитон
IV	<25	органски перифитон

3.11.3. Аутотрофни индекс

Аутотрофни индекс (AI) (APHA, 1995) израчунава се као количник вредности добијених за AFDW и CHL (изражених у истим јединицама) у перифитону и дефинише удео аутотрофне компоненте у укупној органској материји ове заједнице (Табела 4). Поред карактеризације заједнице, овај индекс се широко користи и за процену органске оптерећености водног тела (Collins и Weber, 1978), али може указивати и на постојеће или потенцијалне проблеме са еутрофикацијом, нарочито ако је реч о речним екосистемима (Biggs 1996; Watson и Gestring, 1996).

Табела 4: Карактеризација перифитона на основу вредности AI

Вредност AI	Удео аутотрофне компоненте
50-100	доминација аутотрофне компоненте у перифитону
400-600	преовлађивање хетеротрофне компоненте у перифитону
>600	потпуна доминација хетеротрофне компоненте у перифитону

3.11.4. Израчунавање Шеноновог индекса диверзитета

Шенонов индекс диверзитета (H) (Shannon, 1948) представља информативни статистички индекс којим се може поредити диверзитет заједнице у различитим стаништима и који се израчунава према формули:

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i$$

где је :

p_i – пропорција индивидуа које припадају одређеној врсти (i) у узорку, при чему је $p_i = N_i/N$, где је N_i број јединки i -те врсте, док N представља укупан број јединки у узорку.

Вредности Шеноновог индекса диверзитета крећу се у опсегу од 1,5 до 3,5, а само ретко премашују вредност од 4. Вредност индекса се повећава са бројем врста у узорку, а када у узорку постоји само једна врста његова вредност је 0.

3.12. Статистичка обрада података

Мултиваријантна анализа добијених резултата извршена је у статистичком софтверском пакету Saposo 5.0 (Ter Braak и Šmilauer, 2012) за Windows оперативни систем. За испитивање утицаја и зависности мерених или израчунатих параметара на количину акумулираног фосфора у перифитону на вештачким подлогама, коришћене су линеарне методе за анализу података, с обзиром да су подаци показивали линеарну зависност уз дужину градијента од 0,4 до 1,5 стандардне девијације. У случају акумулације коришћена је анализа редувантности (енг. *Redundancy Analysis* – RDA) док је за осликавање корелације различитих фактора и ефикасности усвајања фосфора од стране перифитона у барама употребљена анализа главних компоненти (енг. *Principal Component Analysis* – PCA). У Барачкој је, додатно, вршена и једнофакторска анализа варијансе (One-way ANOVA) са Тукијевим HSD тестом како би се утврдила статистичка разлика између концентрације CHL у истраживаним заједницама ове баре (фитопланктону и месечно и вишемесечно инкубираном перифитону).

4. РЕЗУЛТАТИ

4.1. Физички, хемијски и биохемијски параметри воде и Карлсонов индекс трофичности истраживаних екосистема

4.1.1. Барски екосистеми

Резултати физичких и хемијских анализа спроведених на терену и у лабораторији показали су одређене разлике, али и сличности између стања параметара у два барска екосистема (Табела 5). Мерења дубине током експерименталног периода показала су да је и у случају Барачке као и у случају Широког рита реч о плитким екосистемима максималне дубине од 1,5 до 2,1 m (Табела 5) са добро развијеном субмерзном и обалском емерзном вегетацијом (Слике 5А и 5Б). Ово нарочито важи за Барачку где је у току летњих месеци забележено више од 60% покривености површине воденог огледала флотантним макрофитама, уз доминантно присуство жутог локвања (*Nuphar lutea* (L.) Sm.). Температура воде у истраживаним барама кретала се у интервалу од 14,7°C до 30,2°C, при чему су максималне вредности у Барачкој забележене у августу, док је у Широком рити то био случај у јулу (Табела 5). Измерена концентрација ОР у воденом стубу оба екосистема била је врло ниска и стабилна: током читавог периода истраживања имала је вредност $\leq 0,02$ mg/l, сем у јуну када је у Барачкој детектована благо виша, али и даље ниска концентрација од 0,08 mg/l. Насупрот концентрацији ОР, забележена концентрација TP_w у Барачкој била је висока и кретала се у интервалу од 0,09 до 0,3 mg/l, док је његова концентрација у Широком рити била значајно нижа и кретала се у опсегу од 0,02 до 0,03 mg/l (Табела 5). Такође су забележене и повишене вредности електропроводљивости у Барачкој: 880 - 949 $\mu S/cm^2$, за разлику од Широког рита где се исти параметар кретао око 320 $\mu S/cm^2$ (Табела 5). Сатурација воде кисеоником током експерименталног периода била је углавном висока у оба екосистема, чак и са повременим појавом суперсатурације у летњим месецима. Изузетак представља вредност овог параметра у Барачкој у јуну када је забележена најнижа сатурација од 27,3% (Табела 5).

Иако вредности Карлсоновог индекса трофичности (TSI) упросечене на основу измерених концентрација TP_w , CHL и провидности у воденом стубу осликавају трофички статус једног екосистема, детаљнија слика овог параметра добија се тумачењем његових саставних компоненти. Наиме, уколико се трофички статус посматра из угла потенцијалног – заснованог на концентрацији TP_w (односно добијеним вредностима TSI(TP_w)), и реализованог – заснованог на концентрацији CHL у воденом стубу (односно TSI(CHL)), слика трофичности екосистема изгледа мало другачије. Тако је потенцијални трофички статус Барачке током свих месеци био хипереутрофан, сем у јуну када се овај екосистем карактерисао еутрофијом, али је, с друге стране, током целог периода истраживања реализовани трофички статус показивао еутрофију, сем у августу када је ова бара имала хипереутрофан статус (График 1А). Широки рит је, с друге стране, иако потенцијално мезотрофан у јуну и еутрофан у јулу, показивао реализовану мезотрофију током оба месеца (График 1Б).

Табела 5: Физички, хемијски и биохемијски параметри воде истраживаних барских екосистема (Реџић и сар., 2021)

Параметри	Барска екосистема					Широки рит	
	Барска екосистема	Барачка					Широки рит
	јун	јул	август	септембар	октобар	јун	јул
Дубина профила (m)	2,0	1,7	1,5	1,7	1,8	2,1	1,8
pH вредност	8,0	8,7	8,7	8,4	8,4	8,6	8,8
Температура воде (°C)	22,7	25,7	30,2	20,7	14,7	25,3	27,5
Ортофосфати (OP) (mg/l)	0,08	0,02	<0,02	0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Укупан фосфор (TP _w) (mg/l)	0,09	0,30	0,20	0,13	0,11	0,02	0,03
Нитрити (NO ₂ ⁻) (mg/l)	0,04	0,30	0,04	<0,02	<0,02	<0,02	0,03
Нитрати (NO ₃ ⁻) (mg/l)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Амонијум јон (NH ₄ ⁺) (mg/l)	0,36	0,25	0,16	<0,05	<0,05	0,42	0,2
Укупни азот (TN) (mg/l)	1,8	3,4	4,3	2,9	3,6	1,7	1,7
Електропроводљивост (μS/cm ²)	949	985	880	892	936	314	332
Растворени кисеоник (mg/l)	2,5	14,0	17,6	8,7	5,6	7,8	8,4
Сатурација воде кисеоником (%)	27,3	172,5	226,5	96,3	55,4	94	106,6
Провидност воденог стуба (m)	0,44	0,31	0,18	0,33	0,4	0,2	0,17
Укупна стална карбонатна тврдоћа (°dH)	24,5	26,3	20,2	23,5	25,6	8,8	10,0
Хлорофил а у воденом стубу (μg/l)	23	27,4	91,0	50,7	26,5	6,3	6,1

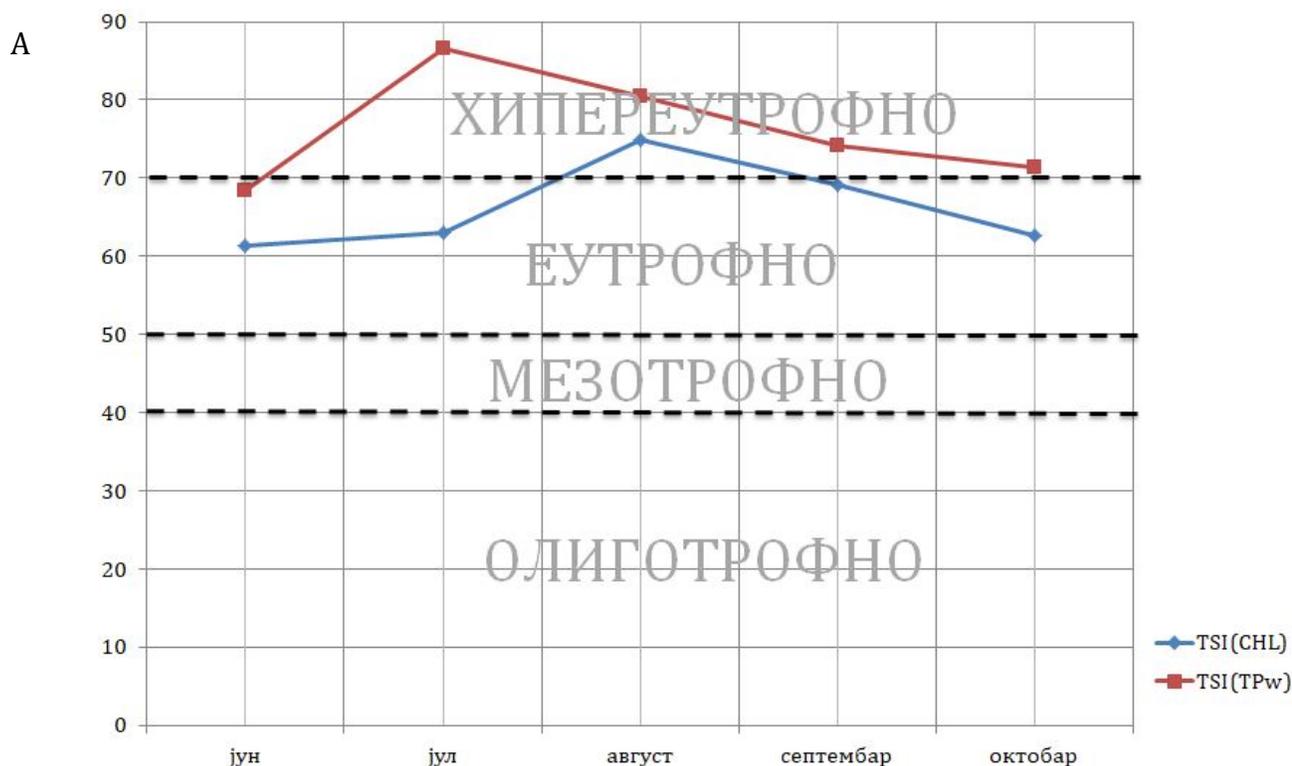




График 1: Вредности Карлсоновог индекса трофичности у А) Барачкој Б) Широком рити током експерименталног периода

4.1.2. Акумулација Ђелије

Резултати физичких и хемијских анализа воде акумулације Ђелије приказани су у Табели 6 и Графику 2. Температура воде у истраживаним басенима варирала је у интервалима од 17,4°C до максималних 26,9°C у Златарима и од 18°C до 25,8°C у Радојковићима (Табела 6). Када је реч о концентрацији ОР у акумулацији Ђелије као једном од параметара који примарно утиче на раст перифитонских алги, уочава се ситуација слична оној забележеној у барама: у оба истраживана басена њихова концентрација је ниска и са малим флукуацијама током експерименталног периода – у интервалу од 0,017 до 0,05 mg/l у Златарима (График 2А) и од 0,02 до 0,04 mg/l у Радојковићима (График 2Б). Концентрација TP_w варирала је у нешто већем опсегу крећући се од 0,049 до 0,154 mg/l у Златарима (График 2А) и од 0,046 до 0,151 mg/l у Радојковићима (График 2Б), достижући притом највише вредности током августа у оба басена. Сатурација воде кисеоником у Златарима током истраживаног периода кретала се од минималних 52% колико је забележено у септембру до максималних 162% у августу (Табела 6), док је иста у Радојковићима флукуирала у интервалу од 70% до 160% (Табела 6). Суперсатурација доминантно је карактерисала оба басена током летњих месеци (Табела 6).

Вредности Карлсоновог индекса истраживаних басена акумулације Ђелије израчунатих на основу концентрација TP_w и CHL у воденом стубу потврдили су резултате пређашњег дугогодишњег и континуираног мониторинга овог језера од стране ЈКП „Водовод Крушевац“ за потребе Фабрике воде Мајдево описане у поглављу 3.1.2. Наиме, трофички статус басена Златари, како потенцијални, а нарочито реализовани, доминантно указује на његову еутрофију (График 3А). Једино током летњих месеци (јул и август), овај индекс указује на хипереутрофију басена, али и онда претежно у случају TSI(TP_w), док је реализовани трофички статус хипереутрофан само у случају једног

августовског мерења (График 3А). Када је реч о басену Радојковићи, код њега се учава нешто нижи трофички ниво у поређењу са Златарима: и док је потенцијални трофички индекс у овом басену доминантно указивао на еутрофију екосистема, реализовани се кретао од мезотрофног ка еутрофном (График 3Б).

Табела 6: Физички, хемијски и биохемијски параметри воде акумулације Ћелије (Рејић и сар., 2023)

Басен	Датум узорковања	Температура воде (°C)	Мутноћа (NTU)	Електропроводљивост ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Хлорофил а ($\mu\text{g}/\text{l}$)	pH воде	Тврдоћа као CaCO_3 (mg/l)	Алкалитет као CaCO_3 (mg/l)	Растворени кисеоник (mg/l)	Сатурација воде кисеоником (%)	
Златари	јул	4	27,0	8,50	255	32,19	8,95	130	124	10,01	135,0
		10	25,6	10,6	261	31,77	8,70	140	136	20,36	152,3
		17	24,2	6,09	265	19,92	8,89	140	146	8,51	109,2
		24	25,0	8,16	261	32,87	8,80	138	138	8,40	109,3
		31	25,0	6,51	269	38,19	8,75	146	131	8,19	106,5
	август	7	20,8	8,15	267	31,78	8,90	155	154	9,43	114,4
		14	26,9	11,20	248	79,81	9,13	130	125	11,39	154,4
		21	24,1	8,56	253	11,07	9,16	130	130	12,62	162,8
		28	26,0	12,70	258	30,24	8,98	135	110	10,55	139,8
	септембар	4	23,7	8,09	271	35,44	8,41	145	138	5,45	69,3
		12	22,8	5,30	277	25,78	8,38	140	138	6,18	77,3
		18	22,0	5,55	281	7,31	8,45	148	142	4,19	52,0
		25	20,0	3,32	282	20,33	8,19	155	148	5,98	71,5
	октобар	3	20,0	6,20	279	31,78	8,56	148	144	8,87	105,2
		10	17,4	5,38	288	7,69	8,14	160	152	5,69	64,1
		16	17,5	5,02	286	32,48	8,17	170	158	7,50	85,3
24		16,9	5,17	287	52,57	8,28	140	132	7,50	83,7	
Радојковићи	јул	10	25,8	4,60	249	16,85	9,12	136	141	9,29	121,8
		24	25,6	9,67	227	15,97	9,20	115	115	12,19	160,4
	август	7	24,0	5,03	240	16,83	9,11	143	149	9,23	118,9
		21	25,4	3,53	251	3,01	9,05	127	125	7,38	97,5
	септембар	5	23,4	3,09	259	9,72	8,45	140	135	5,51	69,7
		18	22,2	2,63	274	8,03	8,36	146	142	5,16	63,8
	октобар	3	20,3	2,90	273	16,83	8,96	151	154	11,50	137,2
		16	18,0	1,68	287	3,27	8,15	150	140	5,93	68,2

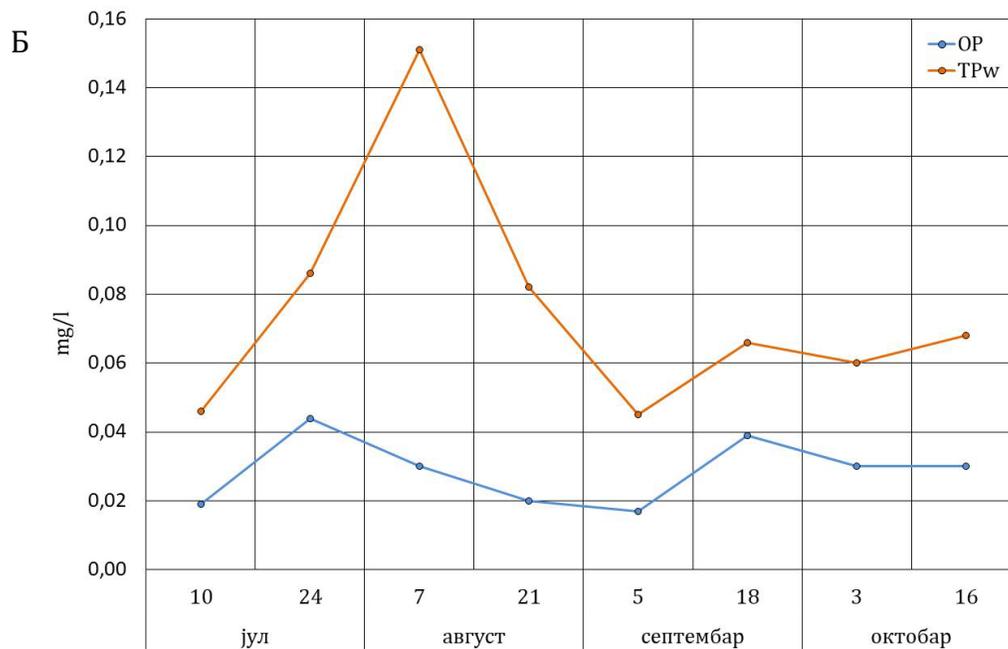
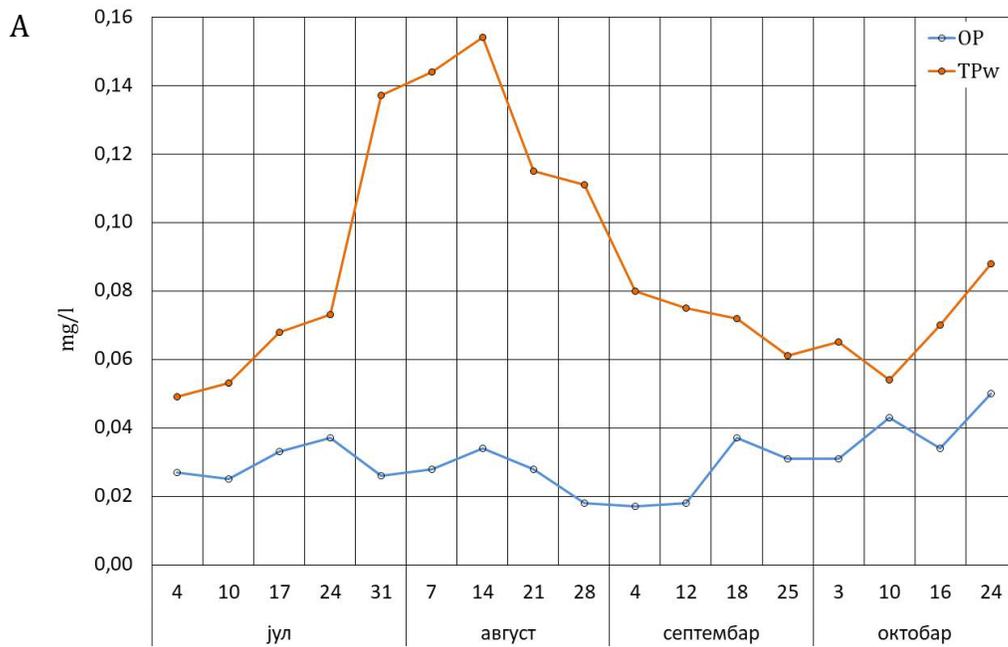


График 2: Динамика концентрација ОП и TP_w током истраживаног периода у акумулацији Ђелије у А) басену Златари Б) басену Радојковићи (Реџић и сар., 2023)

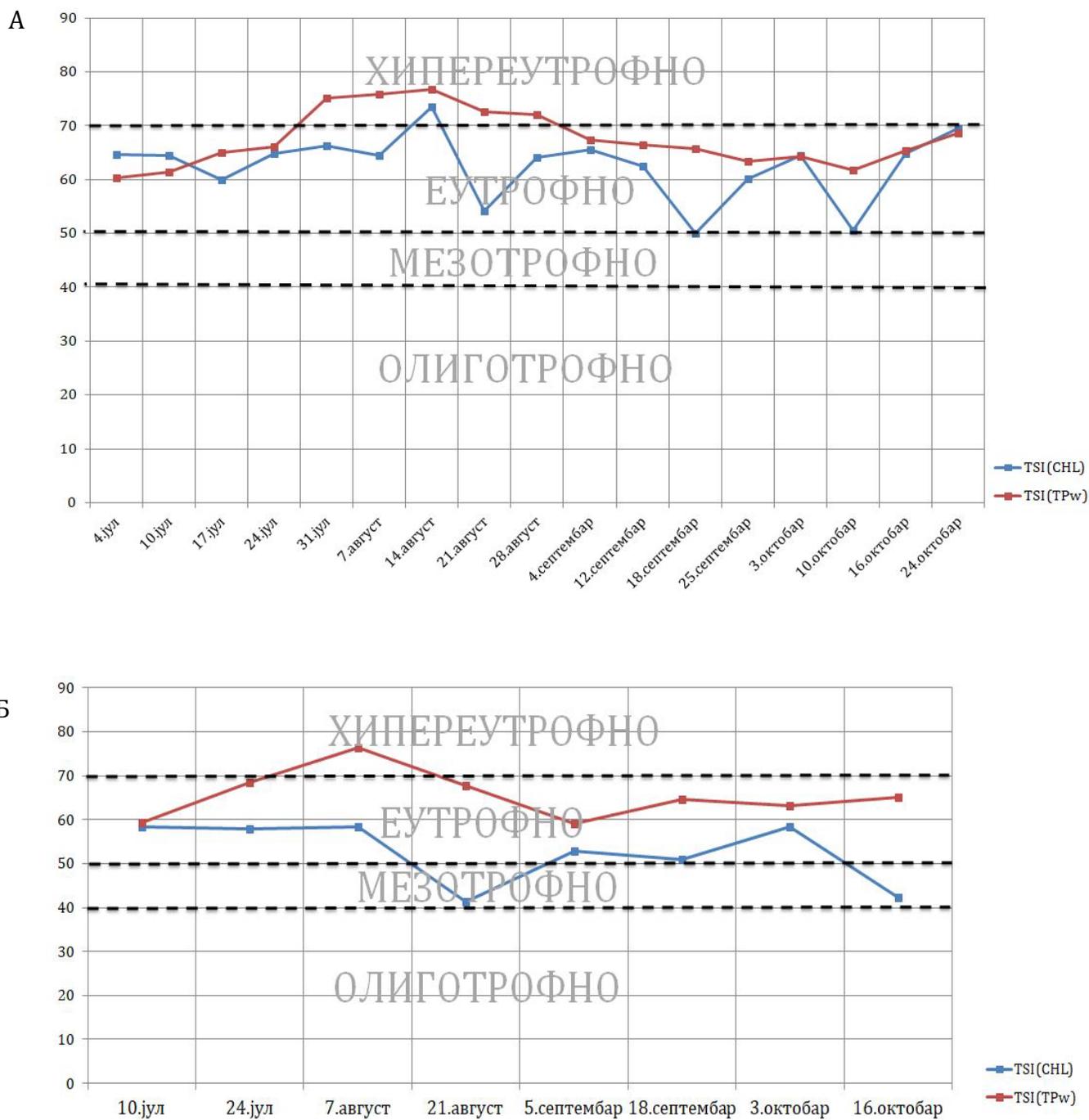


График 3: Вредности Карлсоновог индекса трофичности у акумулацији Ђелије током експерименталног периода у А) басену Златари Б) басену Радојковићи

4.2. Одређивање DW и AFDW узоркованих заједница у истраживаним екосистемима

4.2.1. Барски екосистеми

Забележене вредности DW и AFDW перифитонских узорака инкубираних месечно и вишемесечно у барским екосистемима приказани су у Табели 7. Највиша вредност DW месечног перифитона у Барачкој забележена је у августу са 81,9 g/m², док је најмања, измерена у јулу, износила 22,5 g/m² (Табела 7). Највећу DW међу вишемесечним узорцима у истој бари имао је петомесечно инкубирани узорак (271,8 g/m²), док је у Широком рити то био случај са двомесечно инкубираним (41,2 g/m²) (Табела 7). Измерене вредности AFDW у узорцима пратиле су вредности DW, па су максимум и минимум овог параметра забележени код истих узорака као у случају DW (Табела 7). Процентуални удео органске материје у узорцима перифитона из барских екосистема кретао се у интервалу од 6,5% колико је забележено у јунском узорку из Широког рита, па до 31,4% у 4М перифитону узоркованом у септембру у Барачкој (Табела 7). Међу месечним узорцима перифитона из барских екосистема највећи удео органске масе (29%) забележен је у перифитону из Барачке узоркованом у јулу (Табела 7).

Табела 7: DW, AFDW и процентуални удео органске материје у сувој маси месечно и вишемесечно инкубираног перифитона у истраживаним барама током експерименталног периода

Месец узорковања	Барачка									Широки рит		
	јун	јул		август		септембар		октобар		јун	јул	
Дужина инкубације	М	2М	М	3М	М	4М	М	5М	М	М	2М	М
DW (g/m ²)	47,8	35,5	22,5	59,5	81,9	101,9	33,65	271,8	49,8	30,8	41,2	25,3
AFDM (g/m ²)	9,3	8,3	6,6	15	17,2	32	9,6	63,9	10,5	2	7,6	5,5
Процентуални удео органске материје у DW (%)	19	23	29	25	21	31	28	23	21	6	18	22

Када је реч о фитопланктону присутном у обе баре, као и метафитону присутном само у Широком рити, вредности DW и AFDW ових заједница приказане су у Табели 8. Највише вредности DW и AFDW заједнице фитопланктона забележене су у августовском узорку у Барачкој (0,046 g/l и 0,0074 g/l) и јунском узорку у Широком рити (0,0473 g/l и 0,0074 g/l) (Табела 8). Сходно саставу, поменути параметри у случају заједнице метафитона имали су вишеструко веће вредности у односу на фитопланктон, и то максималних 9,81 g/l DW и 3,01 g/l AFDW у јулском узорку (Табела 8).

Табела 8: DW и AFDW фитопланктона (фито) и метафитона (мета) у истраживаним барама током експерименталног периода

Месец узорковања	Барачка					Широки рит			
	јун	јул	август	септембар	октобар	јун		јул	
Дужина инкубације	фито	фито	фито	фито	фито	фито	мета	фито	мета
DW (g/l)	0,0070	0,0083	0,046	0,0220	0,0172	0,0473	1,69	0,0212	9,81
AFDM (g/l)	0,0042	0,0066	0,0074	0,0051	0,000001	0,0074	1,01	0,0049	3,01

4.2.2. Акумулација Ћелије

Перифитонски узорци са највећом DW у акумулацији Ћелије када је реч о недељним узорцима у Златарима и двонедељним у Радојковићима узорковани су у јулу (24. јула у Златарима и 10. јула у Радојковићима) (Табеле 9А и 9Б). Недељни узорак са највећом DW у Златарима, уједно је и узорак с највишом вредношћу AFDW, док је у Радојковићима вредност овог параметра била највиша у перифитону узоркованом 24. јула (Табела 9Б). Међу месечним узорцима у Златарима највише вредности DW (252,7 g/m²), AFDW (164,39 g/m²) као и процентуалног удела органске материје (65%) у перифитону забележене су код августовског узорка, а међу вишемесечним у 4М перифитону узоркованом у октобру. Највише вредности DW међу месечним узорцима у Радојковићима измерене су такође у августовском узорку (201,3 g/m²), док је највећу AFDW (40,02 g/m²) као и удео органске материје у овом басену (38%) имао перифитон инкубиран током октобра, а када је реч о вишемесечно изложеним узорцима – 4М узоркован такође у октобру (Табеле 9А и 9Б).

Табела 9: А) DW Б) AFDW недељно, двонедељно, месечно и вишемесечно (2М, 3М и 4М) инкубираног перифитона у акумулацији Ћелије током експерименталног периода (*вредности у загради представљају процентуални удео органске материје у сувој маси (Реџић и сар., 2023))

А

дужина инкубације датум узорковања		DW(g/m ²)									
		Златари					Радојковићи				
		недељна	М	2М	3М	4М	двонедељна	М	2М	3М	4М
јул	4.	8,5	139,9				113,7	43,2			
	10.	136,7									
	17.	118,0									
	24.	211,5									
	31.	117,7									
август	7.	34,0	252,7	126,8			8,4	201,3	50,3		
	14.	14,7									
	21.	22,8									
	28.	22,3									
септембар	4.	18,8	17,6		117,0		8,3	15,8		36,7	
	12.	10,8									
	18.	5,0									
	25.	3,6									
октобар	3.	4,0	60,9	75,1		324,6	21,3	106,7	82,2		265,7
	10.	2,7									
	16.	4,1									
	24.	6,8									

Б

AFDW(g/m ²)												
Златари						Радојковићи						
дужина инкубације		недељна	М	2М	3М	4М	двонедељна	М	2М	3М	4М	
датум узорковања												
јул	4.	0,98 (12%)*	72,43 (39%)					12,92 (30%)				
	10.	90,12 (67%)										3,26 (12%)
	17.	115,26 (98%)										
	24.	208,15 (98%)										12,82 (66%)
	31.	39,10 (67%)										
август	7.	18,79 (45%)	164,39 (65%)	33,26 (26%)				3,47 (17%)	8,75 (17%)			
	14.	8,14 (45%)										6,21 (26%)
	21.	8,96 (39%)										0,52 (7%)
	28.	7,36 (33%)										
септембар	4.	2,40 (13%)	6,15 (35%)		30,07 (31%)			5,30 (33%)		14,3 (41%)		
	12.	3,10 (29%)										1,62 (19%)
	18.	0,12 (2%)										7,68 (37%)
	25.	0,10 (3%)										
октобар	3.	0,12 (2%)	16,88 (28%)	0,0028 (37%)		199,4 (50%)		40,02 (37%)	0,0031 (37%)		205,13 (67%)	
	10.	0,26 (10%)										7,66 (36%)
	16.	0,42 (9%)										6,69 (31%)
	24.	1,34 (20%)										

4.3. Концентрација акумулираног фосфора у перифитону истраживаних екосистема

4.3.1. Барски екосистеми

Перифитон обе баре показао је ниску ефикасност у акумулацији фосфора у истраживаним екосистемима (Графици 4А и 4Б): највиша концентрација усвојеног ТР током читавог истраживања забележена је у Барачкој од стране 3М узорка у коме је измерено 14,7 mg ТР/m² (График 4Б). Сличну вредност – 13,2 mg ТР/m² акумулирао је и 4М перифитон из Барачке узоркован у септембру (График 4Б). Месечно инкубирани перифитон у обе баре показао је ефикасност сличну оној код вишемесечно инкубираних узорка: највиша акумулирана концентрација ТР (12,7 mg ТР/m²) забележена је од стране августовског узорка у Барачкој (График 4А), док су узорци из Широког рита у односу на Барачку показали вишеструко нижу ефикасност у усвајању (Графици 4А и 4Б) достижући максимум од 4,3 mg ТР/m² у 2М перифитону узоркованом у јулу (График 4Б). Најниже вредности акумулираног ТР забележене су у октобарским узорцима из Барачке, како М – 0,06 mg ТР/m², (График 4А) тако и 5М – 0,06 mg ТР/m² (График 4Б).

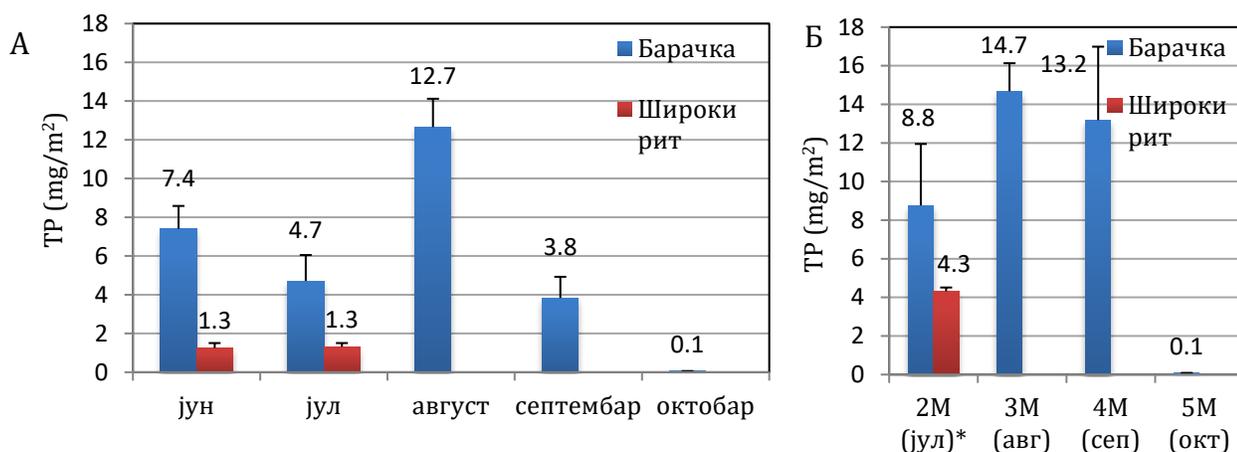


График 4: Концентрације акумулираног ТР у узорцима перифитона у истраживаним барским екосистемима инкубираним А) месечно Б) вишемесечно (*називи месеци у заградама представљају време узорковања вишемесечно инкубираних перифитона)

Када је реч о заједницама фитопланктона и метафитона присутних у барским екосистемима, њихова ефикасност у усвајању фосфора изражена у mg ТР/g DW и компарација са истом од стране перифитона приказана је на Графицима 5А и 5Б. Поређење ефикасности међу заједницама показало је да фитопланктон у Барачкој има више акумулираног фосфора у односу на месечне и вишемесечне узорке перифитона (График 5А). Исто поређење је, у Широком риту, међутим, показало супротно: и заједница метафитона и заједница перифитона показале су више вредности акумулираног ТР у односу на фитопланктон (График 5Б). Такође, вредности количине акумулираног фосфора у свим заједницама веће су у Барачкој у односу на Широки рит у истом месецу (Графици 5А и 5Б).

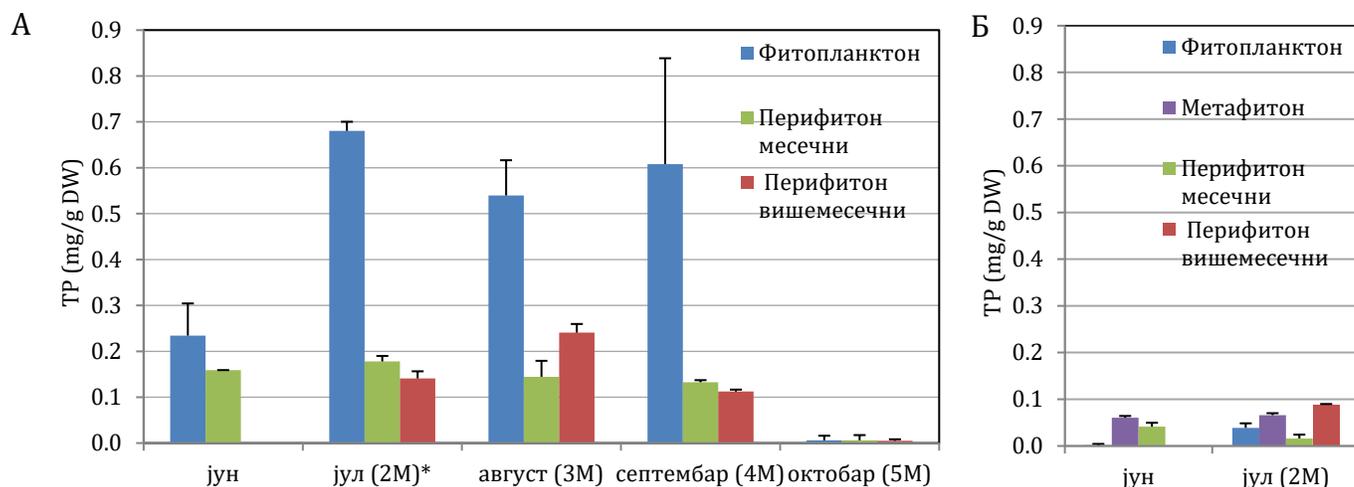


График 5: Концентрација усвојеног ТР од стране фитопланктона, метафитона, месечно и вишемесечно инкубираног перифитона у А) Барачкој; Б) Широком рити (*ознаке у заградама односе се на дужину инкубације у случају перифитона узоркованог датог месеца)

4.3.2. Акумулација Телије

Најнижа концентрација акумулираног ТР од стране недељних узорка перифитона у Златарима забележена је у прве две недеље експеримента (4. и 10. јула) када је у оба узорка перифитона забележено 5 mg ТР/m² (График 6А). Слично ситуацији у златарском басену, и први узорак двонедељно инкубираног перифитона (10. јул) у Радојковићима такође је карактерисала најнижа концентрација ТР забележена у овом басену – 6 mg ТР/m² (График 6Б). Највиша концентрација акумулираног ТР међу недељно инкубираним перифитоним у Златарима забележена је у узорку прикупљеном 21. августа и износила је 270 mg ТР/m² (График 6А). Високе концентрације детектоване су и у узорку прикупљеном недељу дана касније (28. августа) – 212 mg ТР/m², као и у недељно инкубираним узорцима у првој (3. октобар) и последњој недељи октобра (24. октобар) – 196 и 203 mg ТР/m² (График 6А). Двонедељно инкубирани перифитон у Радојковићима акумулирао је ТР у још већем степену: у узорцима прикупљеним током октобра (3. и 16.) измерено је 400 и 395 mg ТР/m² (График 6Б).

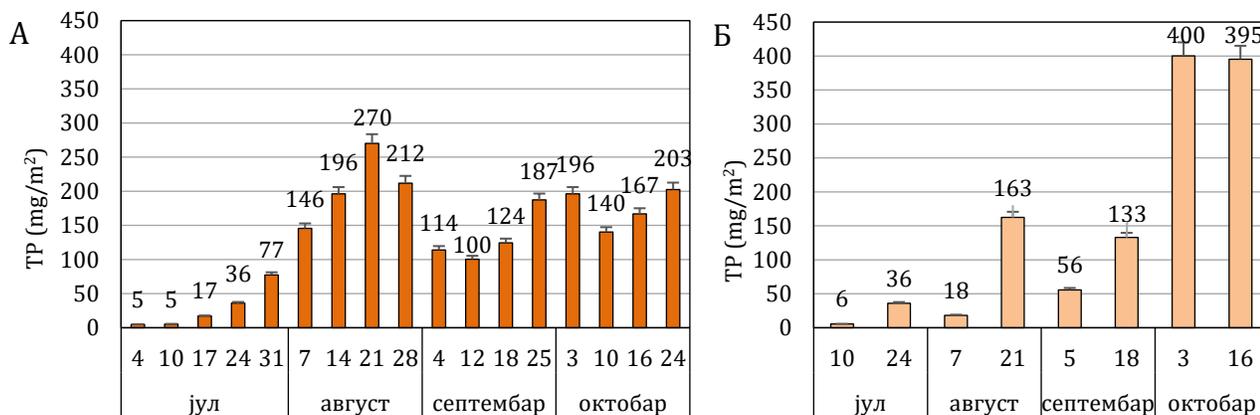


График 6: Концентрација усвојеног ТР у акумулацији Ћелије у: А) недељно инкубираним узорцима перифитона у басену Златари; Б) двонедељно инкубираним узорцима перифитона у басену Радојковићи (Реџић и сар., 2023)

Количина усвојеног ТР у месечно инкубираним узорцима перифитона у истраживаним басенима широко је варијала крећући се од 33 mg TP/m² колико је забележено у августовском узорку у Радојковићима, па до 1845 mg TP/m² у октобарском узорку у истом басену (График 7А). Ефикасност месечног перифитона у акумулацији ТР генерално је упоредива са ефикасношћу недељно и двонедељно инкубираних узорака, сем у случају перифитона узоркованог у октобру који је у Златарима увојио 1695, а у Радојковићима 1845 mg TP/m² (График 7А). 2М узорци из оба басена драстично су се разликовали у количини акумулираног ТР у зависности од периода током кога су били инкубирани: двомесечно инкубирани перифитон узоркован у августу (2М(авг)) акумулирао је 393 mg TP/m² у Златарима и 42 mg TP/m² у Радојковићима, док је узорак исте дужине инкубације узоркован у октобру (2М(окт)) акумулирао 2897 mg TP/m² у Златарима и чак 3064 mg TP/m² у Радојковићима (График 7Б). Највећа концентрација акумулираног ТР током читавог истраживања у акумулацији Ћелије забележена је у 4М узорцима узоркованим у октобру у оба басена, и то са 6058 mg TP/m² у Златарима и 5405 mg TP/m² у Радојковићима (График 7Б).

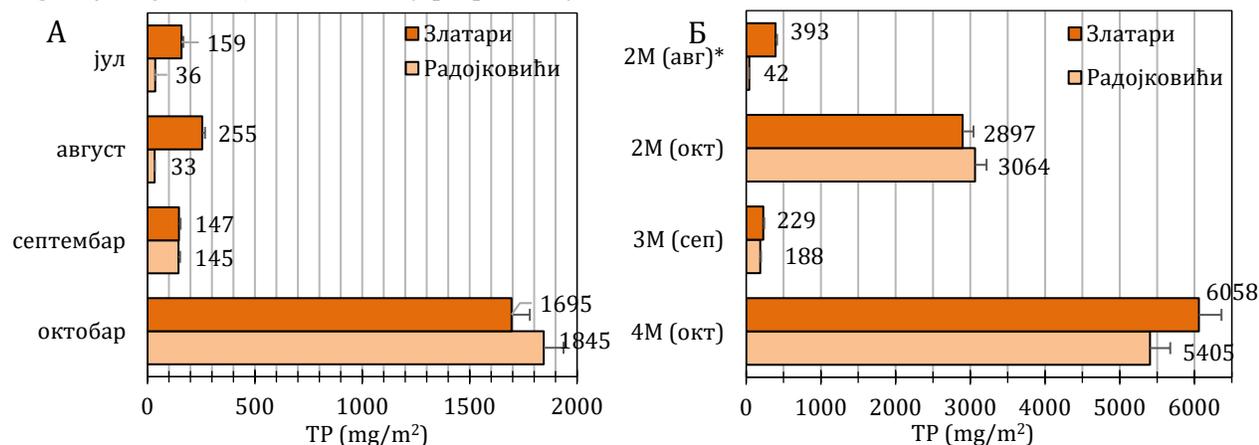


График 7: Концентрација усвојеног ТР у узорцима перифитона у истраживаним басенима акумулације Ћелије инкубираним: А) месечно; Б) вишемесечно (*називи месеци у заградама представљају време узорковања вишемесечно инкубираног перифитона) (Реџић и сар., 2023)

4.4. Концентрација СНЛ у перифитону истраживаних екосистема

4.4.1. Барски екосистеми

Концентрација СНЛ у месечно и вишемесечно инкубираном перифитону барских екосистема приказана је на Графицима 8А и 8Б. Мерење овог параметра показало је значајну разлику у перифитону инкубираном у две истраживане баре, при чему се перифитон Широког рита (како месечно тако и вишемесечно инкубиран) карактерисао и до десет пута нижим концентрацијама СНЛ од истих измерених у перифитону Барачке (Графици 8А и 8Б). Такође, значајно је напоменути да у обе баре нема значајних разлика у концентрацијама СНЛ између месечно и вишемесечно инкубираних узорака. Тако је највиша вредност концентрације СНЛ током читавог истраживања барских екосистема забележена у септембарском месечном узорку у Барачкој када је измерено 77,8 mg СНЛ/m² (График 5А). Високу вредност СНЛ имао је и августовски месечни узорак у истој бари са концентрацијом од 55,4 mg/m² (График 5А), а вредности блиске овој забележене су и у 3М(авг) (45,3 mg СНЛ/m²) и 4М(сеп) (48,3 mg СНЛ/m²) перифитону што су уједно и две највише вредности овог параметра међу вишемесечно инкубираним узорцима у барским екосистемима (График 5Б).

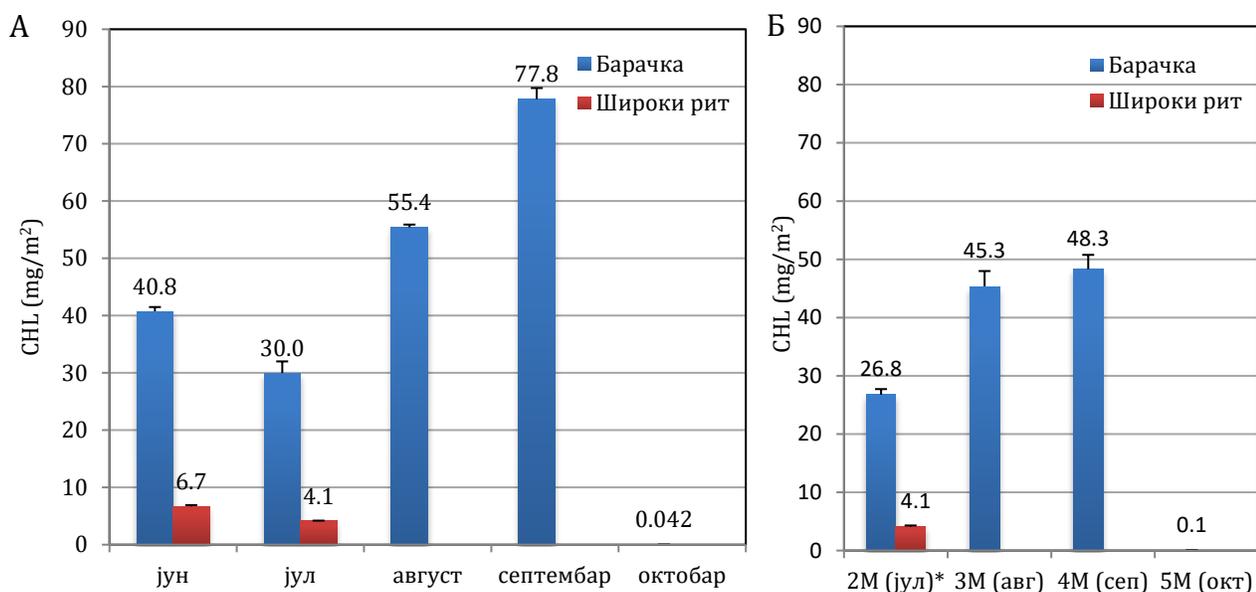


График 8: Концентрација измереног СНЛ у узорцима перифитона у истраживаним барским екосистемима инкубираним: А) месечно Б) вишемесечно (*називи месеци у заградама представљају време узорковања вишемесечно инкубираног перифитона)

У циљу компарације концентрације СНЛ у различитим заједницама узоркованим у барским екосистемима, овај параметар је изражен по g DW за сваку од њих и приказан на Графицима 9А и 9Б. Ови резултати показали су да је у обе баре заједница фитопланктона садржала највишу концентрацију СНЛ по g DW у скоро свим месецима (Графици 9А и 9Б), са изузетком јунских узорака из Широког рита када је највиша концентрација детектована у заједници метафитона (График 9Б). Једнофакторском анализом варијансе (One-way ANOVA) (P=0,003) потврђена је статистички значајна разлика у концентрацији СНЛ између

фитопланктона, месечно и вишемесечно инкубираног перифитона у Барачкој. Тукијевим HSD тестом потврђена је статистички значајна разлика у концентрацији CHL између фитопланктона и вишемесечно инкубираног перифитона ($P=0,004$), као и између фитопланктона и месечног перифитона ($P=0,018$) што у оба случаја у Барачкој издваја заједницу фитопланктона по овом параметру.

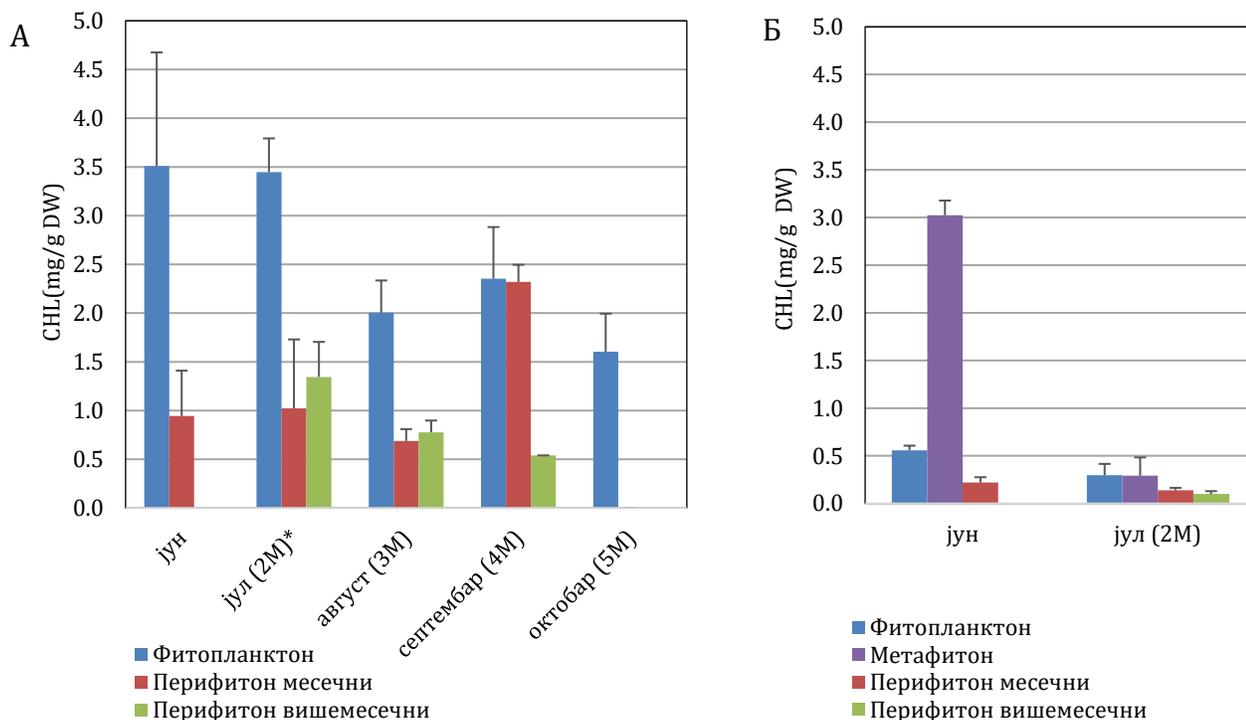


График 9: Концентрација измереног CHL у фитопланктону, метафитону, месечно и вишемесечно инкубираном перифитону у А) Барачкој; Б) Широком рити (*ознаке у заградама односе се на дужину инкубације у случају перифитона узоркованог датог месеца) (Реџић и сар., 2021)

4.4.2. Акумулација Ћелије

Концентрација CHL у недељном перифитону развијеном у златарском басену била је углавном ниска и кретала се у интервалу од 0,1 до максималних 1,2 mg CHL/m² колико је забележено у узорку из последње недеље октобра (График 10А). Нешто више вредности детектоване су у двонедељним узорцима из Радојковића где су две највише вредности забележене у узорку из друге половине септембра (18. септембар) – 2,7 mg CHL/m² и у последњем двонедељном узорку (16. октобар) – 2,8 mg CHL/m² (График 10А). Месечно инкубирани перифитон у Радојковићима генерално је садржао концентрацију CHL сличну оној из двонедељних узорака из истог басена, сем у случају октобарског месечног узорка чија је концентрација износила 26,5 mg CHL/m² и била највиша од свих месечних узорака у акумулацији (График 11А). Златарски узорци током целог периода имали су вишу концентрацију CHL у поређењу са истим из Радојковића, сем у случају поменутог октобарског узорка који је, иако са највишом месечном концентрацијом CHL у Златарима (13,9 mg CHL/m²), скоро двоструко нижи од оне у Радојковићима истог месеца (График

11А). Октобарски перифитон (4М и 2М) такође заузима истакнуто место међу вишемесечно инкубираним узорцима у оба истраживана басена, издвајајући се по највишој забележеној концентрацији СНЛ током целог истраживања у 4М узорцима са 36,5 mg СНЛ/m² у Златарима и чак 69,1 mg СНЛ/m² у Радојковићима, као и другим по висини вредностима овог параметра у 2М узорцима у оба басена (График 11Б).

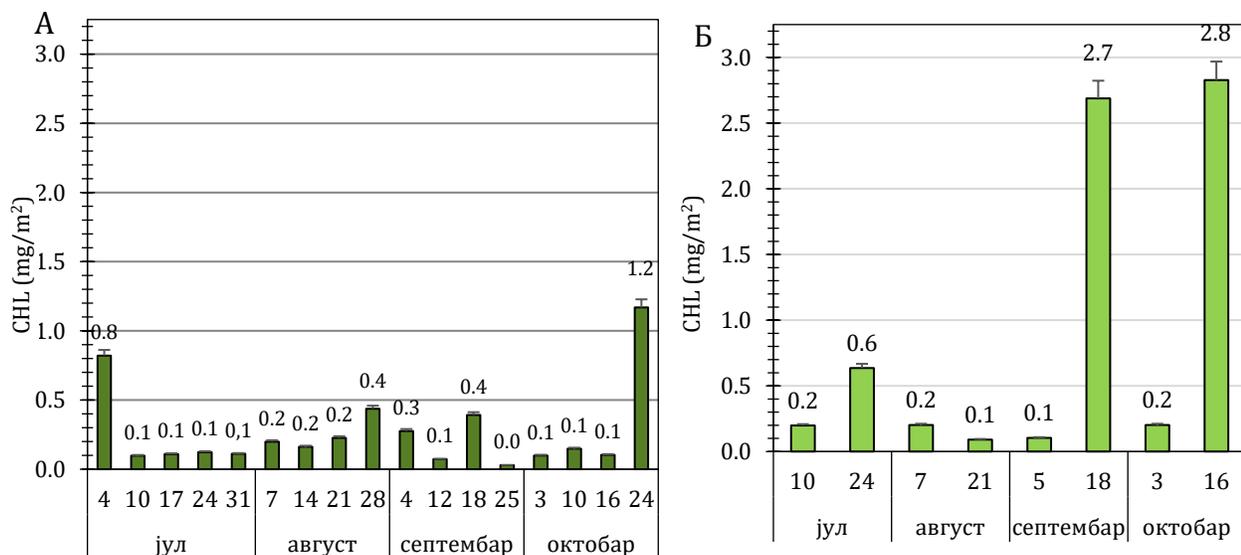


График 10: Концентрација измереног СНЛ акумулације Ђелије у: А) недељно инкубираним узорцима перифитона у басену Златари; Б) двонедељно инкубираним узорцима перифитона у басену Радојковићи (Реџић и сар., 2023)

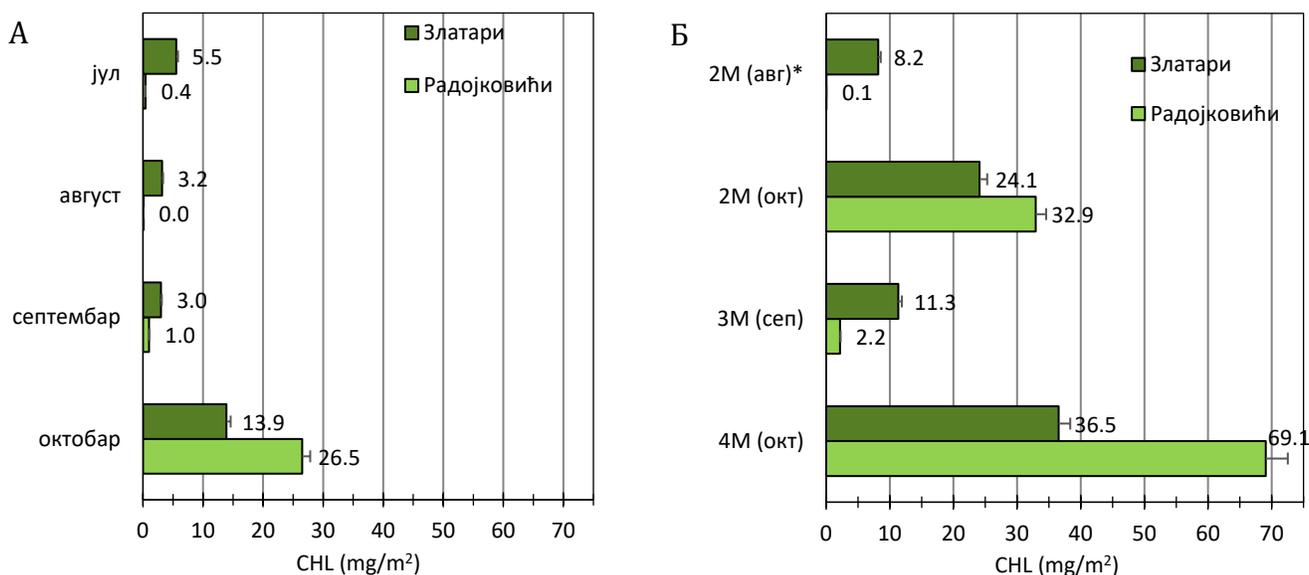


График 11: Концентрација измереног СНЛ у истраживаним басенима акумулације Ђелије у: А) месечно; Б) вишемесечно инкубираним узорцима перифитона (*називи месеци у заградама представљају време узорковања вишемесечно инкубираног перифитона) (Реџић и сар., 2023)

4.5. Карактеризација перифитона истраживаних екосистема на основу Лакатош и аутотрофног индекса

4.5.1. Барски екосистеми

Израчунавање Лакатош индекса перифитона развијеног у истраживаним барама дало је увид у карактер и особине саме заједнице. На основу процентуалног садржаја пепела у перифитону који је у свим узорцима износио >75% (Табела 10) узорковани перифитон током целог истраживаног периода потпада у тип I који подразумева неоргански перифитон. Такође, претходно добијене вредности DW приказане у поглављу 4.2.1. (Табела 7) фигуришу и приликом израчунавања Лакатош индекса сврставајући у перифитон високе биомасе (тип I) све узорке Барачке, сем 2М узоркованог у јулу и месечних узорака узоркованих у јулу и септембру који се карактеришу средњом биомасом (тип II) (Табела 10). Перифитон Широког рита имао је високу биомасу једино у 2М узорку, док су остали узорци били средње биомасе (Табела 10).

Аутотрофни индекс заједнице перифитона дефинисао је однос аутотрофне и хетеротрофне компоненте која га сачињава, и резултати његовог израчунавања у истраживаним барама представљени су у Табели 10. Овај индекс варирао је широко у перифитону Барачке указујући на све већи удео хетеротрофне компоненте у свим узорцима Барачке како је истраживани период одмицао (Табела 10). Наиме, 2М узорак у јулу карактерисао је стање подједнаког удела аутотрофне и хетеротрофне компоненте, које је у августу прешло у преовлађујуће хетеротрофно, а током септембра и октобра у доминантно хетеротрофно стање (Табела 10). Кретање стања месечних узорака у овом смислу показивало је сличан образац почевши од јунског и јулског узорка са преовлађујуће аутотрофним стањем заједнице, преко августовског са подједнаким уделом аутотрофне и хетеротрофне компоненте, па до октобарског са доминантно хетеротрофним стањем (Табела 10). Изузетак у том следу чини једино стање месечног узорка из септембра који је указивао на доминантно аутотрофно стање заједнице (Табела 10). Сви узорци из Широког рита показивали су доминантно хетеротрофни статус перифитона (Табела 10).

Табела 10: Резултати Лакатош и аутотрофног индекса у истраживаним барама (% – проценат пепела у перифитону; **перифитон високе биомасе**; **перифитон средње биомасе**; Н – неоргански; НО – неорганско-органски; ОН – органско-неоргански; О – органски тип; ПА – преовлађујуће аутотрофно; А-Х – подједнако аутотрофно-хетеротрофно; ПХ – преовлађујуће хетеротрофно; ДХ – доминантно хетеротрофно стање)

	јун	јул		август		септембар		октобар	
	М	М	2М	М	3М	М	4М	М	5М
Барачка	83% (Н) ПА	76% (Н) ПА	80% (Н) А-Х	82% (Н) А-Х	78% (Н) ПХ	77% (Н) ДА	81% (Н) ДХ	83% (Н) ДХ	77% (Н) ДХ
Широки рит	83% (Н) ДХ	82% (Н) ДХ	89% (Н) ДХ						

4.5.2. Акумулација Ћелије

Недељно инкубирани перифитон Златара као и двонедељни у Радојковићима доминантно је карактерисао развој ниске биомасе (тип III), са изузетком неколико узорка у оба басена који су имали средњу (тип II) (7., 21., и 28. август у Златарима и октобарски узорци у Радојковићима), али и високу биомасу (тип I) (10., 17., и 24. јул у Златарима и 10. јул у Радојковићима) (Табела 11). Сви вишемесечно инкубирани узорци у оба басена карактерисали су се високом биомасом, уз изузетак М и 3М узорка у Радојковићима који су имали ниску, односно средњу биомасу (Табела 11). Процент пепела у узорцима перифитона из оба басена акумулације Ћелије варирао је врло широко, у опсегу од 2% колико је забележено у недељно инкубираном узорку 24. јула у Златарима, па до чак 98% колико је измерено у недељном перифитону 18. септембра у истом басену (Табела 11).

За разлику од великог варирања Лакатош индекса у перифитону (нарочито када је реч о процентуалном уделу пепела у биомаси), израчунавања аутотрофног индекса перифитона показала су готово униформни карактер перифитона развијеног у оба басена акумулације Ћелије (Табела 11). Наиме, аутотрофни индекс показао је да су готово сви узорци перифитона у акумулацији доминантно хетеротрофни (Табела 11). Изузетак чине само два узорка, и то оба 2М(окт) инкубирана у Златарима и Радојковићима, који су доминантно аутотрофног карактера (Табела 11).

Табела 11: Резултати Лакатош и аутотрофног индекса у истраживаним басенима акумулације Ђелије (% – проценат пепела у перифитону; **перифитон високе биомасе**; **перифитон средње биомасе**; **перифитон ниске биомасе**; Н – неоргански; НО – неорганско-органски; ОН – органско-неоргански; О – органски тип перифитона; ПА – преовлађујуће аутотрофно; А-Х – подједнако аутотрофно-хетеротрофно; ПХ – преовлађујуће хетеротрофно; ДХ – доминантно хетеротрофно)

Лакатош и аутотрофни индекс											
дужина инкубације датум узорковања		Златари				Радојковићи					
		недељна	М	2М	3М	4М	двонедељна	М	2М	3М	4М
јул	4.	88%(Н) ДХ	61%(НО) ДХ					70%(НО) ДХ			
	10.	33%(ОН) ДХ									88%(Н) ДХ
	17.	2%(О) ДХ									34%(ОН) ДХ
	24.	2%(О) ДХ									
	31.	33%(ОН) ДХ									
август	7.	55%(НО) ДХ	35%(ОН) ДХ	74%(НО) ДХ			83%(Н) ДХ	83%(Н) ДХ			
	14.	55%(НО) ДХ									74%(НО) ДХ
	21.	61%(НО) ДХ									93%(Н) ДХ
	28.	67%(НО) ДХ									
септембар	4.	87%(Н) ДХ	65%(НО) ДХ		69%(НО) ДХ		67%(НО) ДХ		59%(НО) ДХ		
	12.	71%(НО) ДХ									81%(Н) ДХ
	18.	98%(Н) А-Х									63%(НО) ДХ
	25.	97%(Н) ДХ									
октобар	3.	98%(Н) ДХ	72%(НО) ДХ	63%(НО) ДА		50%(ОН) ДХ	63%(НО) ДХ	63%(НО) ДА		36%(ОН) ДХ	
	10.	90%(Н) ДХ									64%(НО) ДХ
	16.	91%(Н) ДХ									69%(НО) ДХ
	24.	80%(Н) ДХ									

4.6. Резултати квалитативне анализе заједнице перифитона истраживаних локалитета

4.6.1. Барски екосистеми

Квалитативном анализом алголошке компоненте перифитона у барским екосистемима идентификовано је укупно 254 таксона од чега је 205 нађено у Барачкој, док је у Широком риту идентификовано 119 (Табела 12). Највећи број детектованих таксона (109 у Барачкој и 60 у Широком риту) припадао је раздели Heterokontophyta, унутар кога је по броју идентификованих таксона најбројнија била класа Bacillariophyceae са 105 таксона у Барачкој и 57 у Широком риту. Раздео Chlorophyta био је други по броју таксона у обе баре са 37 идентификована таксона у Барачкој и 27 у Широком риту. Раздели Cryptista, Miozoa и Euglenozoa били су представљени најмањим бројем таксона у оба барска екосистема (Табела 12).

Табела 12: Списак идентификованих таксона алги у перифитону истраживаних бара

	Барачка	Широки рит
Cyanobacteria		
<i>Anabaena</i> Bory ex Bornet & Flahault sp.	+	
<i>Anabaena cylindrica</i> Lemmermann		+
<i>Anabaenopsis</i> V.V.Miller sp.	+	
<i>Anagnostidinema amphibium</i> (Gomont) Strunecký, Bohunická, J.R.Johansen & Komárek	+	+
<i>Anathece smithii</i> (Komárková-Legnerová & Cronberg) Komárek, Kaštovský & Jezberová	+	
<i>Aphanizomenon klebahnii</i> (Elenkin) Pechar & Kalina ex Komárek & Komárková	+	
<i>Aphanizomenon</i> Morren ex Bornet & Flahault sp.	+	
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	+	
<i>Calothrix</i> C.Agardh ex Bornet & Flahault sp.	+	+
<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann	+	
<i>Cyanodictyon</i> cf. <i>imperfectum</i> Cronberg & Weibull	+	+
<i>Cyanosarcina</i> Kovácik sp.	+	+
<i>Cylindrospermum</i> cf. <i>stagnale</i> Bornet & Flahault	+	+
<i>Dolichospermum</i> cf. <i>affine</i> (Lemmermann) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	+	
<i>Dolichospermum viguieri</i> (Denis & Frémy) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	+	
<i>Dolichospermum</i> (Ralfs ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek sp.	+	+
<i>Drouetiella lurida</i> (Gomont) Mai, J.R.Johansen & Pietrasiak	+	
<i>Gloeocapsopsis cyanea</i> (Krieger) Komárek & Anagnostidis	+	
<i>Jaaginema</i> cf. <i>gracile</i> Anagnostidis & Komárek	+	
<i>Johanseninema constrictum</i> (Szafer) Hasler, Dvorák & Poulícková	+	

<i>Komvophoron minutum</i> (Skuja) Anagnostidis & Komárek	+	+
<i>Leptolyngbya breviarticulata</i> (Claus) Anagnostidis	+	
<i>Leptolyngbya foveolarum</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	+	
<i>Leptolyngbya subtilis</i> (West) Anagnostidis		+
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	+	
<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh ex Gomont	+	
<i>Phormidium ambiguum</i> Gomont	+	
<i>Phormidium granulatum</i> (N.L.Gardner) Anagnostidis	+	
<i>Phormidium tergestinum</i> (Rabenhorst ex Gomont) Anagnostidis & Komárek	+	
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	+	+
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	+	
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	+	
<i>Pseudanabaena minima</i> (G.S.An) Anagnostidis	+	
<i>Raphidiopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Aguilera & al.	+	
<i>Raphidiopsis</i> F.E.Fritsch & M.F.Rich sp.		
<i>Rivularia</i> Roth sp.	+	+
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák	+	
<i>Sphaerospermopsis</i> cf. <i>reniformis</i> (Lemmermann) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková & Komárková	+	
<i>Spirulina</i> Turpin ex Gomont sp.	+	
<i>Wolskyella</i> Claus sp.	+	
Heterokontophyta		
Класа Bacillariophyceae		
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	+	+
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing) Kützing		+
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & R.E.M.Archibald	+	
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grun.	+	+
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> Pfitzer	+	
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	+	
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	+	
<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>japonica</i> Tuji & D.M.Williams	+	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	+	
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.Müller) Simonsen	+	
<i>Brebissonia lanceolata</i> (C.Agardh) R.K.Mahoney & Reimer	+	
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	+	
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	+	+
<i>Caloneis fontinalis</i> (Grunow) A.Cleve		+
<i>Caloneis lancettula</i> (P.Schulz) Lange-Bertalot & Witkowski		+
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	+	+

<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg	+	+
<i>Cocconeis euglyptoides</i> (Geitler) Lange-Bertalot	+	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	+	
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G.Mann	+	+
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	+	+
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	+	
<i>Cymbella cymbiformis</i> C.Agardh		+
<i>Cymbella hustedtii</i> Krasske	+	
<i>Cymbella proxima</i> Reimer	+	
<i>Cymbella subcistula</i> Krammer	+	+
<i>Cymbella subleptoceros</i> Krammer	+	
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	+	+
<i>Cymbella</i> C.Agardh. sp.	+	
<i>Cymbopleura inaequalis</i> (Ehrenberg) Krammer	+	
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing	+	
<i>Encyonema auerswaldii</i> Rabenhorst		+
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann	+	+
<i>Encyonema ventricosum</i> (C.Agardh) Grunow		+
<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & E.Reichardt		+
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	+	+
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	+	
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt	+	+
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & D.G.Mann	+	
<i>Fallacia subhamulata</i> (Grunow) D.G.Mann		+
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	+	
<i>Fragilaria gracilis</i> Ostrup	+	
<i>Fragilaria mesolepta</i> Rabenhorst	+	+
<i>Fragilaria pararumpens</i> Lange-Bertalot, G.Hofmann & Werum		+
<i>Fragilaria saxoplanctonica</i> Lange-Bertalot & S.Ulrich	+	
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) J.B.Petersen	+	
<i>Fragilaria</i> Lyngbye sp. 1	+	
<i>Fragilaria</i> Lyngbye sp. 2	+	
<i>Fragilaria</i> Lyngbye sp. 3	+	
<i>Gogorevia exilis</i> (Kützing) Kulikovskiy & Kociolek	+	
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	+	+
<i>Gomphonema affine</i> Kützing	+	
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg	+	+
<i>Gomphonema brebissonii</i> Kützing	+	
<i>Gomphonema exilissimum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & E.Reichardt	+	+
<i>Gomphonema italicum</i> Kützing	+	
<i>Gomphonema micropus</i> Kützing		+

<i>Gomphonema naviculoides</i> W.Smith	+	
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	+	+
<i>Gomphonema trigonocephalum</i> Ehrenberg	+	
<i>Gomphonema</i> Ehrenberg sp.	+	
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	+	+
<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov	+	+
<i>Handmannia glabriuscula</i> (Grunow) Kociolek & Khursevich	+	
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow		+
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	+	
<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson	+	
<i>Melosira varians</i> C.Agardh	+	
<i>Navicula capitatoradiata</i> H.Germain ex Gasse	+	+
<i>Navicula caterva</i> Hohn & Hellerman		+
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing		+
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	+	+
<i>Navicula cryptotenelloides</i> Lange-Bertalot	+	
<i>Navicula germainii</i> J.H.Wallace	+	
<i>Navicula oblonga</i> (Kützing) Kützing	+	
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	+	+
<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot		+
<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow) Grunow	+	
<i>Navicula symmetrica</i> R.M.Patrick		+
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	+	+
<i>Navicula veneta</i> Kützing		+
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve		+
<i>Neidium</i> Pfitzer sp.	+	
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	+	
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	+	+
<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt	+	
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow	+	+
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow		+
<i>Nitzschia graciliformis</i> Lange-Bertalot & Simonsen		+
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve & Grunow	+	+
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	+	+
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>tenuirostris</i> Grunow	+	+
<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	+	+
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst	+	
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W.Smith	+	
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W.Smith	+	
<i>Nitzschia solita</i> Hustedt		+

<i>Nitzschia tenuis</i> W.Smith	+	
<i>Nitzschia</i> Hassall sp.	+	
<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T.Kiss & Ács	+	+
<i>Pinnularia reichardtii</i> Krammer	+	
<i>Pinnularia neohalophila</i> Kulikovskiy, Genkal & Mikheeva	+	
<i>Pinnularia</i> Ehrenberg sp. 1	+	
<i>Pinnularia</i> Ehrenberg sp. 2	+	
<i>Placoneis paraelginensis</i> Lange-Bertalot		+
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	+	
<i>Pseudostaurosira alvareziae</i> Cejudo-Figueiras, E.A.Morales & Ector	+	
<i>Pseudostaurosira parasitica</i> var. <i>subconstricta</i> (Grunow) E.Morales	+	
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	+	
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O.Müller	+	+
<i>Sellaphora laevissima</i> (Kützing) D.G.Mann	+	
<i>Sellaphora nigri</i> (De Notaris) Wetzell & Ector	+	
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	+	
<i>Sellaphora</i> Mereschowsky sp.	+	
<i>Stauroneis subgracilis</i> Lange-Bertalot & Krammer	+	
<i>Staurosira venter</i> (Ehrenberg) Cleve & J.D.Möller	+	
<i>Staurosira</i> Ehrenberg sp.	+	
<i>Stephanocyclus meneghinianus</i> (Kützing) Kulikovskiy, Genkal & Kociolek	+	+
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	+	
<i>Surirella angusta</i> Kützing		+
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	+	
<i>Surirella librile</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	+	
<i>Thalassiosira duostra</i> C.Pienaar	+	
<i>Tryblionella angustata</i> W.Smith		+
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	+	+
<i>Ulnaria biceps</i> (Kützing) Compère	+	
<i>Ulnaria capitata</i> (Ehrenberg) Compère	+	
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+	+
Класа Chrysophyceae		
<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof		+
<i>Ochromonas Vysotskii</i> sp.	+	
Класа Xanthophyceae		
<i>Centrtractus belonophorus</i> (Schmidle) Lemmermann	+	+
<i>Heterococcus</i> Chodat sp.	+	+
<i>Tribonema</i> Derbès & Solier sp.	+	
Charophyta		
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemmermann) Willi Krieger	+	

<i>Closterium cornu</i> Ehrenberg ex Ralfs		+
<i>Closterium ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs	+	
<i>Closterium incurvum</i> Brébisson	+	
<i>Closterium pronum</i> Brébisson	+	
<i>Cosmarium bioculatum</i> Brébisson ex Ralfs	+	
<i>Cosmarium botrytis</i> Meneghini ex Ralfs		+
<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst	+	+
<i>Cosmarium phaseolus</i> Brébisson ex Ralfs		+
<i>Cosmarium punctulatum</i> Brébisson		+
<i>Cosmarium regnellii</i> Wille		+
<i>Cosmarium subcostatum</i> var. <i>minus</i> (West & G.S.West) Kurt Förster		+
<i>Cosmarium tenue</i> W.Archer		+
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda ex Ralfs	+	
<i>Euastrum binale</i> Ehrenberg ex Ralfs		+
<i>Mougeotia</i> C.Agardh sp. 1	+	+
<i>Mougeotia</i> C.Agardh sp. 2		+
<i>Spirogyra</i> Link sp.		+
<i>Staurastrum</i> Meyen ex Ralfs sp.	+	+
Chlorophyta		
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim		+
<i>Ankistrodesmus arcuatus</i> Korshikov		+
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda		+
<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	+	+
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	+	+
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	+	+
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A.Dangeard) Senn		+
<i>Coenochloris fottii</i> (Hindák) P.M.Tsarenko	+	+
<i>Desmodesmus</i> cf. <i>bicaudatus</i> (Dedusenko) P.M.Tsarenko	+	
<i>Desmodesmus magnus</i> (Meyen) P.M.Tsarenko	+	
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald	+	
<i>Gonium pectorale</i> O.F.Müller	+	
<i>Hindakia tetrachotoma</i> (Printz) C.Bock, Pröschold & Krienitz		+
<i>Kirchneriella irregularis</i> var. <i>spiralis</i> Korshikov		+
<i>Lemmermannia tetrapedia</i> (Kirchner) Lemmermann	+	
<i>Messastrum gracile</i> (Reinsch) T.S.Garcia	+	
<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda		+
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	+	
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	+	
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard	+	+
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	+	
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C.Wood) C.Bock, Proschold & Krienitz	+	
<i>Oedogonium</i> Link ex Hirn sp.	+	+

<i>Oocystis borgei</i> J.W.Snow	+	+
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	+	
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	+	+
<i>Phacotus lenticularis</i> (Ehrenberg) Diesing	+	
<i>Pseudodidymocystis fina</i> (Komárek) E.Hegewald & Deason	+	+
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald	+	+
<i>Radiococcus bavaricus</i> (Skuja) Komárek		+
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	+	+
<i>Scenedesmus obtusus</i> f. <i>disciformis</i> (Chodat) Compère	+	+
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	+	+
<i>Scenedesmus</i> Meyen sp.		
<i>Schroederia nitzschoides</i> (G.S.West) Korschikov		+
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald	+	+
<i>Tetradesmus dimorphus</i> (Turpin) M.J.Wynne	+	
<i>Tetradesmus lagerheimii</i> M.J.Wynne & Guiry	+	
<i>Tetradesmus obliquus</i> (Turpin) M.J.Wynne	+	
<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	+	+
<i>Tetraëdron triangulare</i> Korshikov	+	+
<i>Tetraëdron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg	+	
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Y.V.Roll) Ahlstrom & Tiffany	+	
<i>Tetrastrum staurogeniiforme</i> (Schröder) Lemmermann	+	+
<i>Verrucodesmus verrucosus</i> (Y.V.Roll) E.Hegewald	+	
<i>Willea crucifera</i> (Wolle) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	+	+
<i>Willea saquei</i> (Komárek) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	+	
Cryptista		
Класа Cryptophyceae		
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	+	
Miozoa		
Класа Dinophyceae		
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	+	
<i>Parvodinium cunningtonii</i> (Lemmermann) Pandeirada, Craveiro, Daugbjerg, Moestrup & A.J.Calado	+	+
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.Müller) Ehrenberg		+
Euglenozoa		
Класа Euglenophyceae		
<i>Colacium</i> Ehrenberg sp.		+
<i>Euglenaria anabaena</i> (Mainx) Karnkowska-Ishikawa & E.W.Linton	+	+
<i>Euglenaria caudata</i> (E.F.W.Hübner) Karnkowska-Ishikawa & E.W.Linton	+	
<i>Euglenaria clavata</i> (Skuja) Karnkowska & E.W.Linton	+	
<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) B.Marin & Melkonian	+	+
<i>Phacus acuminatus</i> A.Stokes	+	+
<i>Phacus acuminatus</i> var. <i>triqueter</i> Skvortzov	+	+

<i>Phacus caudatus</i> Hübner	+	
<i>Phacus hamatus</i> Pochmann	+	
<i>Phacus orbicularis</i> Hübner	+	+

4.6.2. Акумулација Ђелије

Диверзитет сличан оном у барама детектован је и у акумулацији Ђелије: у оба басена идентификовано је укупно 231 таксон, и то 168 у Златарима и 145 у Радојковићима (Табела 13). Највећи број таксона детектован је у оквиру раздела Heterokontophyta у оба басена: 91 таксон у Златарима и 68 у Радојковићима, од чега је класи Bacillariophyceae припало чак 89 идентификованих таксона у Златарима и 67 у Радојковићима. Други по броју био је раздео Chlorophyta са 41 идентификованим таксоном у Златарима и 40 у Радојковићима (Табела 13).

Табела 13: Списак идентификованих таксона алги у перифитону истраживаних басена акумулације Ђелије

	Златари	Радојковићи
Cyanobacteria		
<i>Aphanizomenon yezoense</i> M.Watanabe		+
<i>Aphanizomenon</i> Morren ex Bornet & Flahault sp.		+
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	+	
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek		+
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	+	+
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev) P.Rajaniemi, Komárek, R.Willame, P. Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen		+
<i>Cyanodictyon cf. imperfectum</i> Cronberg & Weibull		+
<i>Cyanosarcina chroococcoides</i> (Geitler) Kováčik	+	
<i>Drouetiella lurida</i> (Gomont) Mai, J.R.Johansen & Pietrasiak	+	
<i>Komvophoron constrictum</i> (Szafer) Anagnostidis & Komárek	+	
<i>Komvophoron minutum</i> (Skuja) Anagnostidis & Komárek	+	+
<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh ex Gomont	+	+
<i>Oscillatoria cf. subbrevis</i> Schmidle		+
<i>Phormidium</i> Kützing ex Gomont sp.		+
<i>Phormidium granulatum</i> (N.L.Gardner) Anagnostidis		+
<i>Phormidium tergestinum</i> (Rabenhorst ex Gomont) Anagnostidis & Komárek	+	
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	+	
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	+	+
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák	+	
<i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i> (Forti) Zapomelová & al.	+	+
<i>Woronichinia compacta</i> (Lemmermann) Komárek & Hindák		+
Heterokontophyta		

Класа Bacillariophyceae		
<i>Achnantheidium catenatum</i> (Bily & Marvan) Lange-Bertalot	+	
<i>Achnantheidium eutrophilum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	+	
<i>Achnantheidium exile</i> (Kützing) Heiberg	+	
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	+	+
<i>Adlafia</i> Gerd Moser, Lange-Bertalot & Metzeltin sp.		+
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & R.E.M.Archibald	+	+
<i>Amphora hemicycla</i> Stoermer & J.J.Yang		+
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing		+
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grun.	+	+
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	+	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	+	
<i>Brebissonia lanceolata</i> (C.Agardh) R.K.Mahoney & Reimer	+	+
<i>Caloneis schumanniana</i> (Grunow) Cleve	+	
<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg	+	+
<i>Cocconeis neothumensis</i> Krammer		+
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	+	
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot	+	
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	+	+
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (M.H.Hohn & Hellerman) E.C.Theriot, Stoermer & Håkanasson	+	
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	+	+
<i>Cymbella cymbiformis</i> C.Agardh	+	+
<i>Cymbella hustedtii</i> Krasske	+	+
<i>Cymbella neocistula</i> Krammer		+
<i>Cymbella perparva</i> Krammer	+	+
<i>Cymbella proxima</i> Reimer		+
<i>Cymbella subcistula</i> Krammer	+	+
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	+	+
<i>Cymbella</i> C.Agardh. sp. 1		+
<i>Cymbella</i> C.Agardh. sp. 2	+	
<i>Diatoma polonica</i> M.Bak, Lange-Bertalot, J.Nosek, Z.Jakubowska & M.Kielbasa	+	
<i>Diploneis krammeri</i> Lange-Bertalot & E.Reichardt	+	+
<i>Encyonema auerswaldii</i> Rabenhorst	+	+
<i>Encyonema lange-bertalotii</i> Krammer	+	
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann		+
<i>Encyonopsis minuta</i> Krammer & E.Reichardt		+
<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & E.Reichardt	+	+
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	+	
<i>Epithemia sores</i> Kützing	+	+

<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	+	
<i>Fragilaria pararumpens</i> Lange-Bertalot, G.Hofmann & Werum	+	+
<i>Fragilaria pectinalis</i> (O.F.Müller) Lyngbye	+	
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) J.B.Petersen	+	
<i>Fragilaria</i> Lyngbye sp. 1		+
<i>Fragilaria</i> Lyngbye sp. 2	+	+
<i>Geissleria decussis</i> (Østrup) Lange-Bertalot & Metzeltin	+	+
<i>Gogorevia exilis</i> (Kützing) Kulikovskiy & Kociolek	+	+
<i>Gomphonella olivacea</i> (Hornemann) Rabenhorst		+
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	+	+
<i>Gomphonema affine</i> Kützing	+	
<i>Gomphonema brebissonii</i> Kützing	+	
<i>Gomphonema duplipunctatum</i> Lange-Bertalot & E.Reichardt		+
<i>Gomphonema exilissimum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & E.Reichardt	+	+
<i>Gomphonema graciledictum</i> E.Reichardt	+	+
<i>Gomphonema italicum</i> Kützing	+	+
<i>Gomphonema aff. laticollum</i> E.Reichardt	+	
<i>Gomphonema minutum</i> (C.Agardh) C.Agardh	+	
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	+	+
<i>Gomphonema pseudoboheicum</i> Lange-Bertalot & E.Reichardt	+	
<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>rigidum</i> E.Reichardt & Lange-Bertalot	+	+
<i>Gomphonema subclavatum</i> (Grunow) Grunow	+	+
<i>Gomphonema tergestinum</i> (Grunow) Fricke	+	
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg		+
<i>Gomphonema</i> Ehrenberg sp.	+	+
<i>Grunowia tabellaria</i> (Grunow) Rabenhorst	+	
<i>Grunowia solgensis</i> (A.Cleve) Aboal		+
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	+	
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst		+
<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov	+	
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	+	
<i>Melosira varians</i> C.Agardh	+	+
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	+	
<i>Navicula capitatoradiata</i> H.Germain ex Gasse	+	+
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	+	
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	+	+
<i>Navicula radiosa</i> Kützing		+
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	+	
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	+	
<i>Nitzschia alpinobacillum</i> Lange-Bertalot	+	

<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	+	
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>media</i> (Hantzsch) Grunow		+
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow	+	+
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	+	
<i>Nitzschia oligotrphenta</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot		+
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	+	
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>tenuirostris</i> Grunow	+	+
<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	+	
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W.Smith	+	
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W.Smith		+
<i>Nitzschia soratensis</i> E.A.Morales & M.L.Vis	+	+
<i>Nitzschia</i> Hassall sp. 1		+
<i>Nitzschia</i> Hassall sp. 2	+	
<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T.Kiss & Ács	+	+
<i>Placoneis gastrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky		+
<i>Placoneis placentula</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	+	
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	+	
<i>Planothidium</i> Round & L.Bukhtiyarova sp.	+	
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) D.M.Williams & Round	+	+
<i>Punctastriata lancettula</i> (Schumann) P.B.Hamilton & Siver	+	
<i>Reimeria sinuata</i> (W.Gregory) Kociolek & Stoermer	+	
<i>Reimeria uniseriata</i> Sala, Guerrero & Ferrario		+
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O.Müller	+	+
<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) D.G.Mann	+	+
<i>Sellaphora mutata</i> (Krasske) Lange-Bertalot	+	
<i>Sellaphora nigri</i> (De Notaris) Wetzel & Ector	+	
<i>Sellaphora saprotolerans</i> Lange-Bertalot, G.Hofmann & Cantonati	+	
<i>Staurosira binodis</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot		+
<i>Staurosira</i> Ehrenberg sp.	+	+
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	+	+
<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Håkansson & Hickel	+	+
<i>Surirella minuta</i> Brébisson ex Kützing, nom. illeg.	+	
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Frenguelli		+
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	+	+
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+	+
Класа Xanthophyceae		
<i>Heterococcus</i> Chodat sp.	+	
<i>Tribonema</i> Derbès & Solier sp.	+	+
Charophyta		
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemmermann) Willi Krieger		+
<i>Closterium ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs		+

<i>Closterium incurvum</i> Brébisson	+	
<i>Closterium moniliferum</i> Ehrenberg ex Ralfs		+
<i>Closterium parvulum</i> Nägeli	+	
<i>Closterium pronum</i> Brébisson		+
<i>Cosmarium bioculatum</i> Brébisson ex Ralfs	+	+
<i>Cosmarium furcatospermum</i> West & G.S.West	+	+
<i>Cosmarium</i> cf. <i>geometricum</i> West & G.S.West	+	
<i>Cosmarium granatum</i> Brébisson ex Ralfs	+	
<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst	+	+
<i>Cosmarium polygonatum</i> Halász	+	
<i>Cosmarium punctulatum</i> Brébisson	+	+
<i>Cosmarium regnellii</i> Wille	+	+
<i>Cosmarium staurastroides</i> Eichler & Gutwinski		+
<i>Cosmarium tenue</i> W.Archer	+	+
<i>Cosmarium</i> Corda ex Ralfs sp.	+	
<i>Desmidium</i> C.Agardh ex Ralfs sp.		+
<i>Mougeotia</i> C.Agardh sp. 1	+	+
<i>Mougeotia</i> C.Agardh sp. 2	+	+
<i>Spirogyra</i> Link sp.	+	+
<i>Staurastrum chaetoceras</i> (Schröder) G.M.Smith		+
<i>Staurastrum</i> Meyen ex Ralfs sp.	+	+
<i>Zygnema</i> C.Agardh sp.		+
Chlorophyta		
<i>Acanthosphaera zachariasii</i> Lemmermann		+
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	+	
<i>Bulbochaete</i> C.Agardh sp.	+	
<i>Chaetophora</i> F.Schrank sp.		+
<i>Chaetophoropsis pisiformis</i> (Roth) B.Wen Liu, Qian Xiong, X.Dong Liu, Z.Yu Hu & G.Xiang Liu		+
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	+	+
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	+	+
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A.Dangeard) Senn		+
<i>Coenochloris fottii</i> (Hindák) P.M.Tsarenko	+	+
<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchner) E.H.Hegewald	+	+
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E.H.Hegewald	+	+
<i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedusenko) P.M.Tsarenko		+
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald	+	+
<i>Desmodesmus magnus</i> (Meyen) P.M.Tsarenko	+	+
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald		+
<i>Desmodesmus pseudodenticulatus</i> (E.Hegewald) E.Hegewald	+	
<i>Franceia droescheri</i> (Lemmermann) G.S.Smith	+	+
<i>Franceia echidna</i> (Bohlin) Bourrelly		+
<i>Geminella</i> Turpin sp.	+	

<i>Golenkiniopsis solitaria</i> (Korshikov) Korshikov	+	
<i>Hindakia tetrachotoma</i> (Printz) C.Bock, Pröschold & Krienitz		+
<i>Lagerheimia citrififormis</i> (J.W.Snow) Collins	+	+
<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chodat) Chodat		+
<i>Messastrum gracile</i> (Reinsch) T.S.Garcia	+	
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	+	
<i>Monactinus simplex</i> var. <i>echinulatum</i> (Wittrock) Pérez, Maidana & Comas	+	+
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	+	
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard	+	+
<i>Monoraphidium subclavatum</i> Nygaard		+
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C.Wood) C.Bock, Proschold & Krienitz	+	+
<i>Nephrocytium</i> Nägeli sp.	+	
<i>Oedogonium</i> Link ex Hirn sp.	+	
<i>Oocystis borgei</i> J.W.Snow	+	+
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	+	
<i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann	+	+
<i>Oocystis parva</i> West & G.S.West		+
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	+	
<i>Phacotus lenticularis</i> (Ehrenberg) Diesing	+	+
<i>Pseudodidymocystis fina</i> (Komárek) E.Hegewald & Deason	+	
<i>Pseudoquadrigula obtusa</i> (Korshikov) P.M.Tsarenko	+	
<i>Radiococcus bavaricus</i> (Skuja) Komárek		+
<i>Scenedesmus acutus</i> var. <i>globosus</i> Hortobágyi		+
<i>Scenedesmus balatonicus</i> Hortobágyi		+
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	+	
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen	+	
<i>Scenedesmus obtusus</i> f. <i>disciformis</i> (Chodat) Compère	+	+
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	+	+
<i>Scenedesmus smithii</i> Teiling	+	
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	+	
<i>Stigeoclonium tenue</i> (C.Agardh) Kützing	+	
<i>Tetradesmus lagerheimii</i> M.J.Wynne & Guiry	+	+
<i>Tetradesmus obliquus</i> (Turpin) M.J.Wynne	+	+
<i>Tetrastrum triacanthum</i> Korshikov		+
<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	+	+
<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	+	+
<i>Tetraëdron triangulare</i> Korshikov		+
<i>Tetraëdron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg		+
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Y.V.Roll) Ahlstrom & Tiffany		+

<i>Treubaria schmidlei</i> (Schröder) Fott & Kovácik	+	
<i>Ulothrix aequalis</i> Kützing		+
Cryptista		
Класа Cryptophyceae		
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	+	
Miozoa		
Класа Dinophyceae		
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin		+
<i>Parvodinium cunningtonii</i> (Lemmermann) Pandeirada, Craveiro, Daugbjerg, Moestrup & A.J.Calado	+	+
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.Müller) Ehrenberg		+
<i>Peridinium willei</i> Huitfeldt-Kaas		+
Euglenozoa		
Класа Euglenophyceae		
<i>Lepocinlis oxyuris</i> (Schmarda) B.Marin & Melkonian	+	+
<i>Trachelomonas acanthostoma</i> A.Stokes	+	
<i>Trachelomonas intermedia</i> P.A.Dangeard	+	
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	+	
<i>Trachelomonas oblonga</i> var. <i>austratica</i> Playfair	+	
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	+	

4.7. Резултати квантативне анализе узоркованих заједница на истраживаним локалитетима

4.7.1. Барски екосистеми

Бројност фитопланктона у барским екосистемима кретала се у интервалу од 2256 ćel/ml колико је забележено у јуну у Широком риту, па до максималних $5,7 \times 10^5 \text{ ćel/ml}$ колико је нађено у августу у Барачкој (График 12). Јунска бројност фитопланктона у Барачкој била је најнижа у поређењу са бројношћу током других месеци у овој бари, нижа чак и од октобарске, и износила је $0,3 \times 10^5 \text{ ćel/ml}$ (График 12).

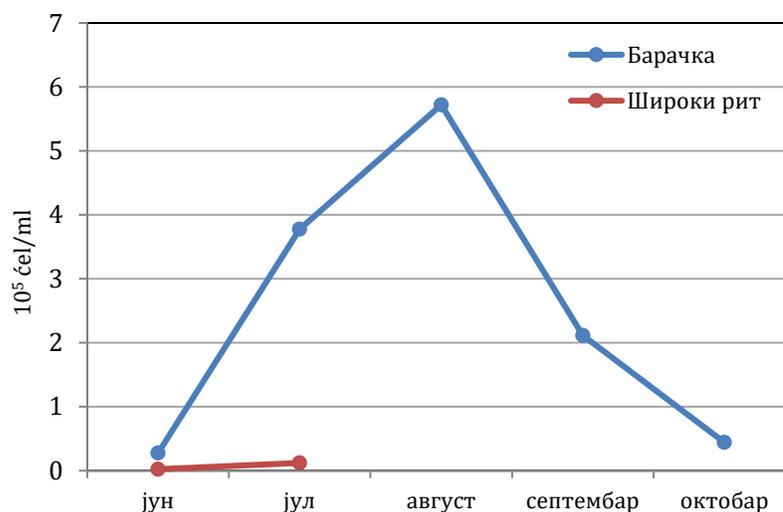


График 12: Динамика бројности фитопланктона током истраживаног периода у барским екосистемима

Квантитативном анализом метафитона у Широком рити током свега два месеца истраживаног периода пре његовог исушивања, показано је да је ова заједница у јуну имала бројност од $2,9 \times 10^5$ ćel/ml, а у јулу скоро двоструко мању – $1,7 \times 10^5$ ćel/ml. Састав заједнице током читавог истраживања био је врло униформан са несумњивом доминацијом крупних филаментозних представника Charophyta у укупном броју ћелија (*Mougeotia* spp.).

Бројност ћелија у месечно и вишемесечно инкубираним узорцима перифитона драстично се разликовала између заједница две баре (График 13). Док се бројност ћелија алги у месечним узорцима у Барачкој кретала у интервалу од $1,4 \times 10^5$ ćel/cm² у октобру до максималних $26,2 \times 10^5$ ćel/cm² у августовском узорку (График 13А), у месечним узорцима из Широког рита забележене су вишеструко ниже бројности – око $0,6 \times 10^5$ ćel/cm² у јунском и јулском узорку (График 13А). Ни 2М перифитон из Широког рита узоркован у јулу није карактерисала већа бројност алги, напротив, њихова бројност у овом узорку била је чак троструко нижа од исте у месечним узорцима – свега $0,2 \times 10^5$ ćel/cm² (Графици 13А и 13Б). Када је реч о вишемесечно инкубираном перифитону у Барачкој, његова бројност у 3М(авг) узорку била је максимална са $41,7 \times 10^5$ ćel/cm², док су остале вредности биле на нивоу истих забележених код месечно инкубираног перифитона (График 13Б). У свим узорцима барског перифитона за квантитативну анализу доминантну фракцију по броју ћелија чинили су представници класе Bacillariophyceae.

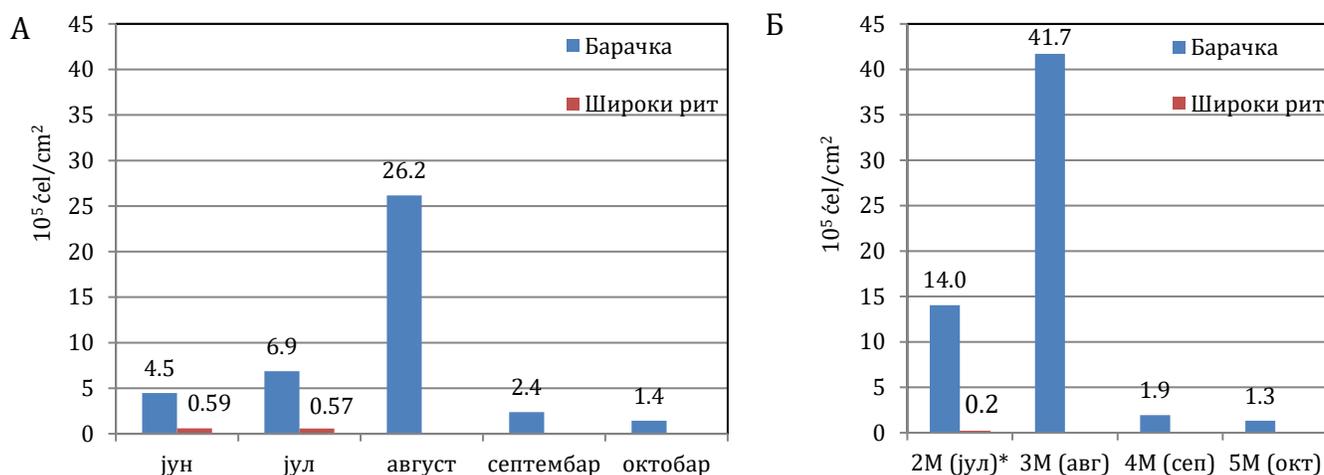


График 13: Бројност алги у узорцима перифитона у истраживаним барским екосистемима инкубираним А) месечно Б) вишемесечно (*називи месеци у заградама представљају време узорковања вишемесечно инкубираног перифитона)

4.7.2. Акумулација Ђелије

Динамика бројности фитопланктона у оба басена акумулације Ђелије приказана је на Графику 14. Сходно очекиваном, бројност фитопланктона расла је од почетка истраживања достижући максимум бројности у оба басена током августа са $1,33 \times 10^5 \text{ ćel/ml}$ у Златарима (14. августа) и $0,29 \times 10^5 \text{ ćel/ml}$ у Радојковићима (7. августа) (Графици 14А и 14Б). Након августовског максимума, абунданца фитопланктона у потоњим узорцима почиње нагло да опада достижући минимум од $0,5 \times 10^5 \text{ ćel/ml}$ у Златарима и само $0,01 \times 10^5 \text{ ćel/ml}$ у Радојковићима у последњим недељама узорковања у октобру у оба басена (Графици 14А и 14Б). Након постизања минимума, у златарском басену се, током последње две недеље узорковања, уочава мали пораст бројности и благи опоравак заједнице фитопланктона (График 14А), што у Радојковићима није случај, већ је у овом басену пад бројности континуиран са минимумом забележеним последње недеље узорковања (График 14Б).

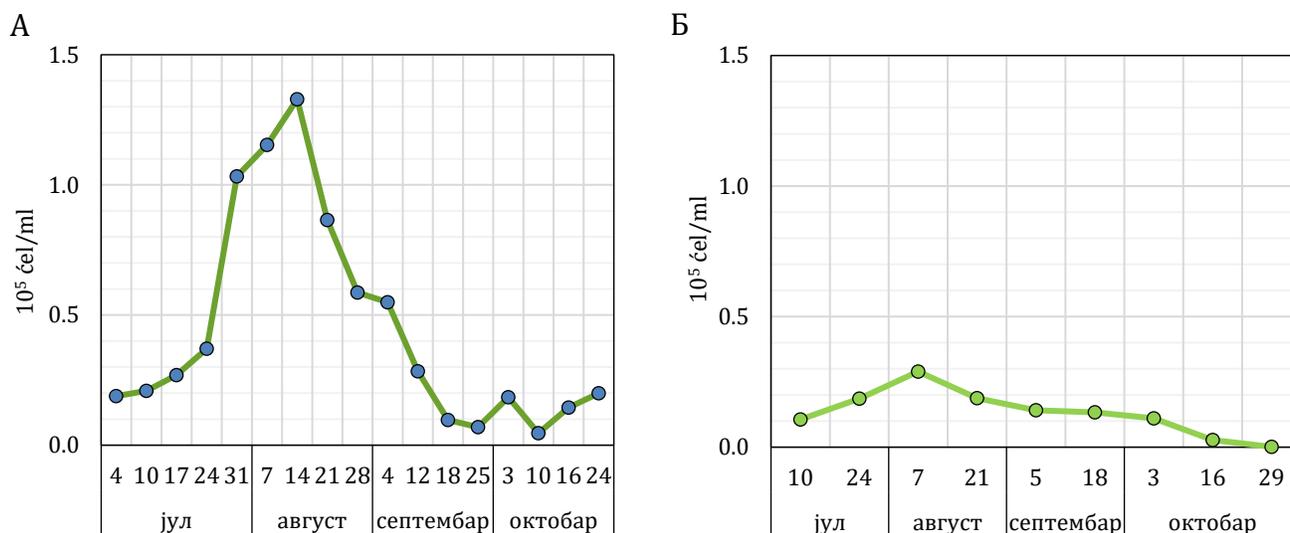


График 14: Динамика бројности фитопланктона током истраживаног периода у акумулацији Ћелије у А) басену Златари Б) басену Радојковићи (Реџић и сар., 2023)

Забележена бројност алги у перифитону како краткорочно инкубираних (недељних и двонедељних) тако и месечних и вишемесечних узорака акумулације Ћелије била је вишеструко већа у поређењу са истим параметром у барским екосистемима. Тако су највише вредности у недељно инкубираним узорцима у Златарима забележене у перифитону узоркованом од друге половине августа (21. и 28. август) до прве половине септембра (4. и 12. септембар) са максимумом од $2648 \times 10^5 \text{ ćel/cm}^2$ у узорку из 28. августа (График 15А). Слична максимална вредност бројности забележена је у двонедељном перифитону из Радојковића са $2554 \times 10^5 \text{ ćel/cm}^2$, узоркованом 18. септембра (График 15Б). Најнижим бројностима алги у перифитону карактерисали су се узорци из првих недеља инкубације у јулу у оба истраживана басена (Графици 15А и 15Б).

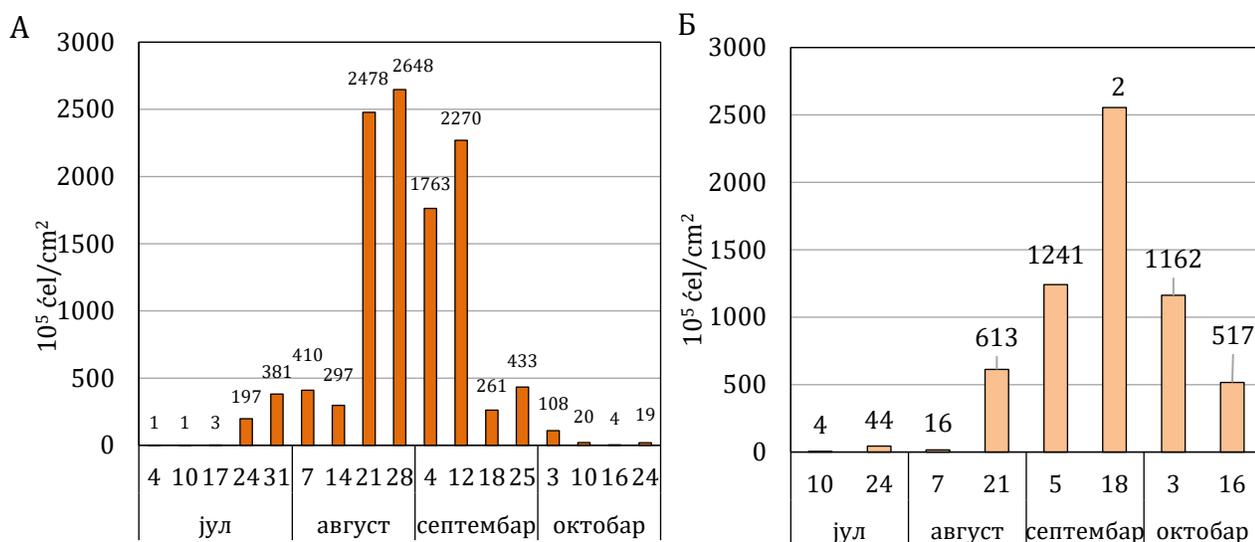


График 15: Бројност алги у акумулацији Ћелије у А) недељно инкубираним узорцима перифитона у басену Златари; Б) двонедељно инкубираним узорцима перифитона у басену Радојковићи

Ипак, забележене бројности алги у месечним и вишемесечним узорцима перифитона у акумулацији Ћелије превазилазиле су све забележене вредности овог параметра, како у поређењу са недељним и двонедељним узорцима из исте акумулације, тако и у поређењу са истим параметром у барама. Тако су, међу месечним узорцима, највише вредности забележене у октобарском узорку у оба басена ($10723 \times 10^5 \text{ ћел/см}^2$ у Златарима и скоро двоструко више – $19848 \times 10^5 \text{ ћел/см}^2$ у Радојковићима) (График 16А). Високим вредностима бројности карактерисао се и августовски месечни перифитон у Златарима са $6812 \times 10^5 \text{ ћел/см}^2$, као и септембарски месечни у Радојковићима са $10520 \times 10^5 \text{ ћел/см}^2$ (График 16А). Када је реч о бројности у вишемесечно инкубираном перифитону, она је у овом типу узорака имала вредности сличне онима из месечних узорака са максимумом достигнутом у 2М(авг) у Златарима који је садржао $14701 \times 10^5 \text{ ћел/см}^2$ (График 16Б), док је у Радојковићима максимална бројност забележена у 2М(окт) узорку са $8379 \times 10^5 \text{ ћел/см}^2$ (График 16Б). Висока бројност ($10677 \times 10^5 \text{ ћел/см}^2$) детектована је такође и у 4М(окт) перифитону у златарском басену (График 16Б). Слично ситуацији у барским екосистемима, доминантну фракцију већине узорака перифитона у оба басена акумулације Ћелије чинили су представници класе Bacillariophyceae.

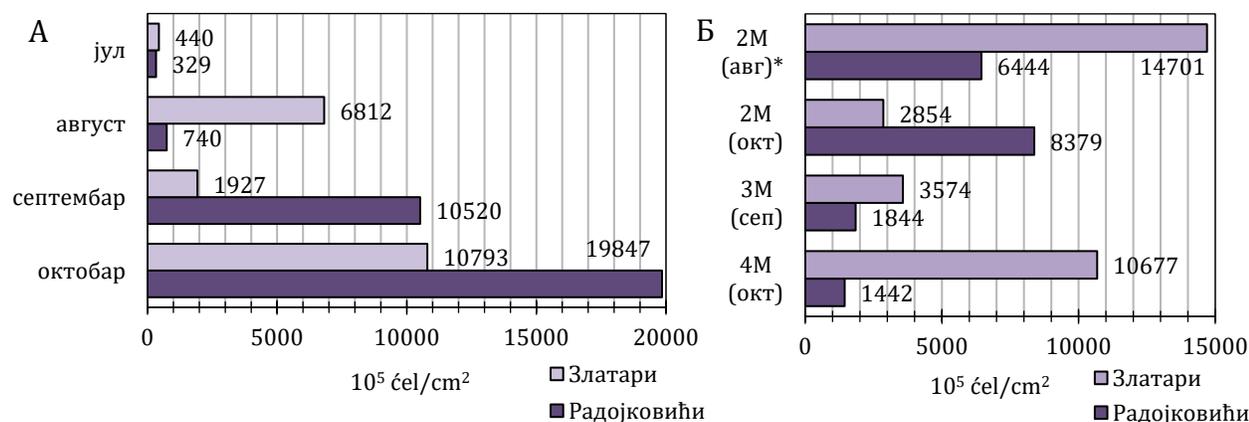


График 16: Бројност алги у узорцима перифитона у истраживаним басенима акумулације Ћелије инкубираним А) месечно; Б) вишемесечно (*називи месеци у заградама представљају време узорковања вишемесечно инкубираног перифитона)

4.8. Шенонов индекс диверзитета истраживаних заједница

4.8.1. Барски екосистеми

Резултати израчунавања Шеноновог индекса диверзитета за заједнице узорковане у барским екосистемима показали су да се фитопланктон генерално карактерише највишим вредностима овог индекса у обе баре. По величини овог параметра у Барачкој следила га је заједница месечног перифитона, док је најнижи индекс диверзитета имао вишемесечно инкубирани перифитон (Табела 14). Широки рит је, у овом погледу, имао слично, али ипак нешто измењено стање: највишу вредност индекса фитопланктон је имао у јулу, док је у јунским узорцима овај индекс био прилично изједначен између фитопланктона, месечног и вишемесечног перифитона (Табела 14). Метафитон је током оба истраживана месеца у Широком рит у имао најниже вредности Шеноновог индекса (Табела 14).

Табела 14: Шенонов индекс диверзитета фитопланктона, перифитона и метафитона у барским екосистемима (*ознаке у загради односе се на дужину инкубације перифитона узоркованог приказаног месеца)

	Барачка					Широки рит	
	јун	јул (2М)*	август (3М)	септембар (4М)	октобар (5М)	јун	јул (2М)*
фитопланктон	3,5	2,2	2,2	2,8	3	2,8	3,3
перифитон месечни	2,8	2,2	2,1	2,2	2	3	2,5
перифитон вишемесечни	-	1,6	1,5	1	1,9	3	2,6
метафитон	-	-	-	-	-	2,3	1,3

4.8.2. Акумулација Ћелије

Вредности Шеноновог индекса диверзитета фитопланктона и перифитона (недељног, двонедељног, месечног и вишемесечног) у оба басена акумулације Ћелије приказане су у Табели 15. Слично стању у барским екосистемима, фитопланктон Златара је у највећем броју узорака имао највише вредности овог индекса у поређењу са свим узорцима перифитона, док се вредности индекса нису значајно разликовале међу перифитоном инкубираним различит временски период (Табела 15). У Радојковићима, међутим, највише вредности индекса детектоване су једнак број пута у фитопланктону и двонедељном перифитону, док су вредности за месечни и вишемесечни перифитон углавном биле приближне (Табела 15).

Табела 15: Шенонов индекс диверзитета фитопланктона и перифитона у акумулацији Ћелије

дужина инкубације датум узорковања	Златари						Радојковићи					
	фитопланктон	перифитон недељни	перифитон М	перифитон 2М	перифитон 3М	перифитон 4М	фитопланктон недељни	перифитон двонедељни	перифитон М	перифитон 2М	перифитон 3М	перифитон 4М
јул	4.	1,4	2,2									
	10.	2,7	2,6				2,5	1,0				
	17.	3,1	2,6	2,1					2,2			
	24.	2,6	2,0				2,0	2,3				
	31.	3,1	3,0									
август	7.	3,1	2,8				2,2	2,6				
	14.	3,1	2,4	2,6	2,6				2,3	2,6		
	21.	3,2	2,2				2,7	2,3				
	28.	3,1	2,6									
септембар	4.	2,3	2,3				2,7	2,5				
	12.	3,2	2,5	2,4		2,6			1,7		1,6	
	18.	2,2	2,9				2,3	2,6				
	25.	2,4	2,9									
октобар	3.	2,3	2,1				1,1	2,5				
	10.	2,4	2,2	2,2	2,3				2,1	2,0		2,3
	16.	3,0	1,8				2,6	2,0				
	24.	2,9	2,8									

4.9. Статистичка обрада података

4.9.1. Барски екосистеми

Резултати РСА анализе у барским екосистемима показали су да су садржај ТР у фитопланктону, месечно и вишемесечно инкубираним узорцима перифитона оријентисани ка десној страни ординационог дијаграма и да се у јулу, августу и септембру карактеришу вишим вредностима у Барачкој у односу на количину акумулираног ТР у метафитону који је узоркован само у Широком риту у јуну и јулу (График 16А). Такође, помоћу Пирсоновог коефицијента корелације (R) показано је да је количина акумулираног ТР у фитопланктону (ТРфито) боље корелисана са количином истог у месечно инкубираним перифитону (ТРпериМ) (R=0,852) у поређењу са вишемесечно инкубираним (ТРпериВМ) (R=0,693) (График 16А). Позитивна корелација између ТРфито и ТРпериМ била је статистички значајна (P=0,015). Када је реч о нутријентима у воденом стубу (NH₄⁺, NO₂⁻, TN, OP, TP_w), ТРфито и ТРпериМ показали су позитивну корелацију са NO₂⁻, TN, TP_w, слично ТРпериВМ који је, додатно, показао позитивну корелацију и са OP (График 16А). Значајно је такође напоменути да је TP_w показао највећу позитивну корелацију са првом РСА осом (R=0,8372). Корелација ТРпериМ и ТРпериВМ са њиховим аутоτροφним индексом приказана је на графику 16Б. Оба ова типа перифитона негативно су корелисана

са доминантно хетеротрофним узорцима. Мало боља корелација од поменуте уочена је са доминантно аутотрофним перифитоном, док је најбоља корелација установљена са перифитоном који карактерише подједнако заступљен удео аутотрофне и хетеротрофне компоненте (График 16Б).

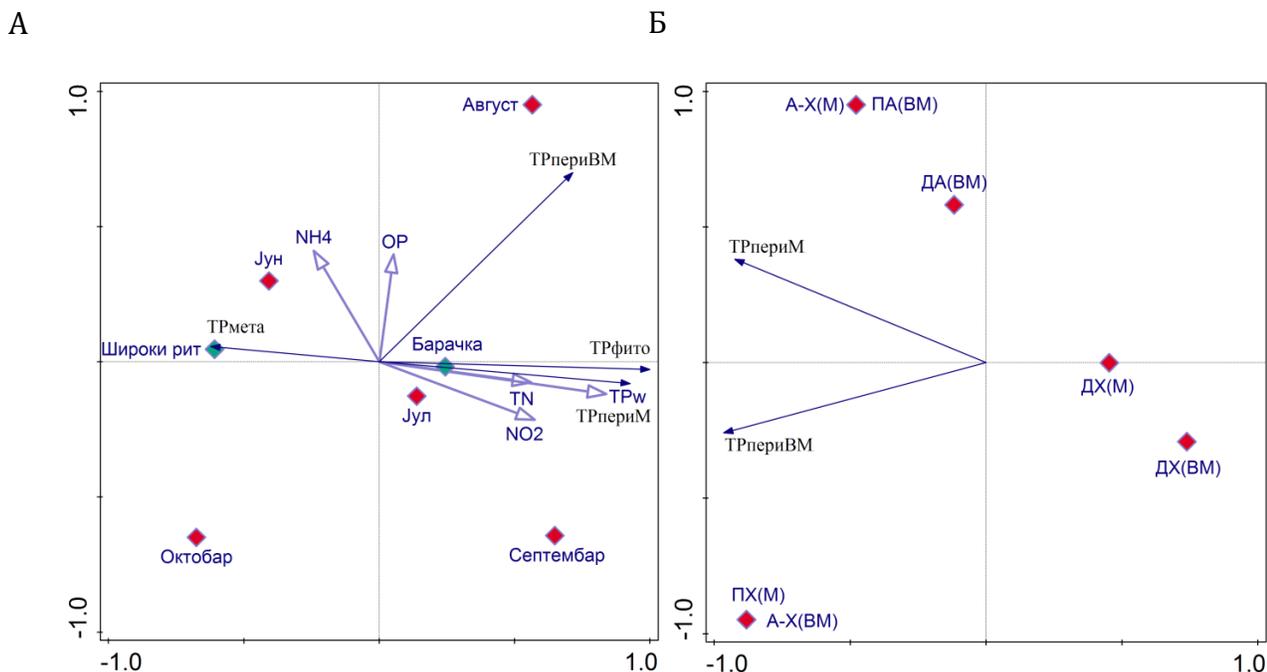


График 16: Резултати РСА анализе из барских екосистема: А) корелација количине између акумулираног ТР у фитопланктону (ТРфито), метафитону (ТРмета), месечно (ТРпериМ) и вишемесечно (ТРпериВМ) инкубираном перифитону и концентрације нутријената (NH₄⁺, NO₂⁻, TN, OP, TP_w) у води, истраживаних бара и месеци узорковања; Б) корелација између количине акумулираног ТР у месечно (ТРпериМ) и вишемесечно (ТРпериВМ) инкубираном перифитону и њихових аутотрофних индекса (ДА – доминантно аутотрофно; ДХ – доминантно хетеротрофно; А-Х – подједнако аутотрофно-хетеротрофно; ПА – преовлађујуће аутотрофно; ПХ – преовлађујуће хетеротрофно стање) (Pečić и сар., 2021)

4.9.2. Акумулација Ћелије

Прве две осе RDA дијаграма објашњавају 50,19 % укупне варијабилности података у Златарима и 89,27% укупне варијабилности у Радојковићима. Monte Carlo пермутациони тест указује на значајну корелацију (P=0,002) са обе осе за оба истраживана басена. Резултати анализе редувантности показали су да је акумулација ТР од стране перифитона оријентисана ка десној страни ординационог дијаграма достижући максималне вредности акумулације у октобру у оба басена (Графици 17А и 17Б). У оба басена утврђене су позитивна корелација између акумулације ТР у перифитону и концентрације CHL у истом, али и негативна корелација између акумулације ТР у перифитону и бројности фитопланктона (и броју јединки (бр. јед. фито) и броју ћелија (бр. ћел. фито) по милилитру) (Графици 17А и 17Б). RDA је такође показала да је у оба басена четворомесечно инкубиран узорак највише корелисан са акумулацијом ТР од стране перифитона, а следе га дво- (2М), тро- (3М) и месечно инкубирани типови перифитона.

Недељни (7д) узорци у Златарима (График 17А) и двонедељни у Радојковићима (14д) (График 17Б) показали су слабију корелацију са акумулацијом ТР у поређењу са узорцима дуже инкубације.

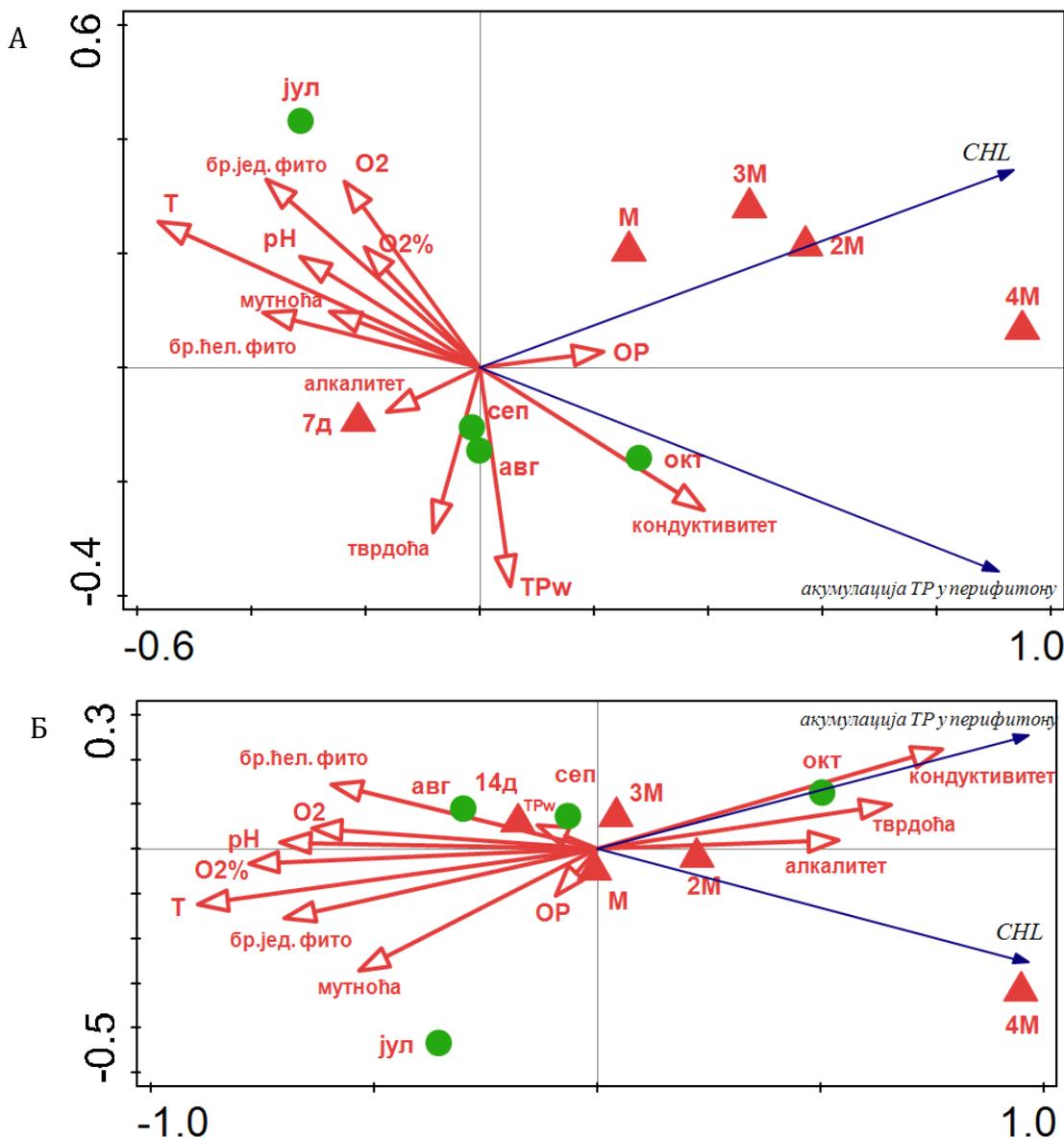


График 17: Резултати RDA анализе – корелација између количине акумулираног ТР и концентрације хлорофила *a* (CHL) у перифитону и физичких и хемијских параметара у воденом стубу (температура воде (Т), рН, концентрација кисеоника (O₂), сатурација кисеоником (O₂%), укупан фосфор у води (ТР_w), кондуктивитет, укупна тврдоћа воде (тврдоћа), алкалитет, мутноћа) и помоћних варијабли: бројност фитопланктона (број јединки по милистру (бр. јед. фито) и број ћелија по милилитру (бр. ћел. фито)), трајање инкубације подлога (7 дана (7д), 14 дана (14д), месец дана (М), два месеца (2М), три месеца (3М), четири месеца (4М)) и месец узорковања (јул, август (авг), септембар (сеп), октобар (окт)) у А) Златарима; Б) Радојковићима (Реџић и сар., 2023)

5. ДИСКУСИЈА

5.1. Усвајање фосфора од стране недељно и двонедељно инкубираног перифитона; утицај физичких и хемијских фактора воде

Изучавајући детаље усвајања фосфора од стране перифитона како у лабораторијским, тако и екосистемским условима, досадашње студије указале су да на овај процес утиче читав низ срединских фактора као што су: температура, интензитет светлости, концентрација биодоступног фосфора у воденом стубу, брзина тока воде, стадијум развоја, дебљина и „архитектура“ перифитонског обраста, тип подлоге, брзина испаше, као и његова експозиција у води (Panswad и сар., 2003; Matheson и сар., 2012; Kesaano и Sims, 2014; Trochine и сар., 2014; Lu и сар., 2016; Zhao и сар., 2019).

Познато је да температура воде има значајног утицаја на формирање перифитонског биофилма, нарочито када је реч о стопи ћелијског раста аутотрофних организама, али и степену површинске адхезије и синтези екстрацелуларних полимерних супстанци (Mogeno Osorio и сар., 2021), па је с обзиром на наведено експеримент у оба екосистема вршен у најтоплијем делу године, од јуна до октобра.

Имајући у виду да је концентрација ОР у води један од важних параметара који примарно утичу на развој перифитонског биофилма (Gaiser и сар., 2004; Kesaano и Sims, 2014), утицај његове флукуације рефлектован је на акумулацију Р од стране перифитона и у овом истраживању. Наиме, концентрација ОР током трајања експеримента била је веома ниска и са малим флукуацијама вредности забележеним у свим истраживаним екосистемима (Графици 2А и 2Б). С обзиром да ОР представљају облик фосфора који је у највећој мери биолошки искористив од стране аутотрофних организама који ову форму Р могу усвојити великом брзином (у року од само неколико часова чак) (Boström и сар., 1988) његова концентрација у воденом стубу може флукуирати у јако кратком временском интервалу. Стога се, због чешће динамике узорковања, његов утицај на акумулацију Р много јасније уочава на примеру недељног перифитона у Ђелијама, у односу на дугорочније изложен перифитон у овој акумулацији и барама Горњег Подунавља. Према нашим резултатима, забележена акумулација ТР у недељним узорцима из Златара током јула месеца била је најнижа (График 6А), нарочито када је реч о перифитону узоркованом прве и друге недеље јула (4. и 10. јул) (График 6А). Овако мала количина акумулираног Р условљена је концентрацијом ОР у воденом стубу која је током ове две недеље бележила најниже вредности у јулу (График 2А). Током следеће две недеље (од 10. до 24. јула) уочава се пораст концентрације ОР у воденом стубу оба басена (Графици 2А и 2Б) који су условили већи степен акумулације Р како у недељном (17 и 36 mg ТР/m² у Златарима), тако и у двонедељном перифитону (36 mg ТР/m² у Радојковићима) (Графици 6А и 6Б). Као одговор на овакав континуирани пораст концентрације ОР у воденом стубу (Графици 2А и 2Б) (поред осталих погодних услова средине), долази не само до повећане акумулације ТР у перифитону, већ и наглог скока бројности фитопланктона у периоду од 24. јула до 14. августа у Златарима и од 10. јула до 7. августа у Радојковићима (Графици 14А и 14Б). Овакав пораст бројности фитопланктона рефлектован је и у детектованом пулсу ТР_w (Графици 2А и 2Б) чији се пик поклапа са временом максималне забележене абунданце фитопланктона у оба басена. Пораст концентрације ТР_w праћен је симултаним исцрпљивањем ОР из воденог стуба од стране фитопланктона на рачун повећања његове бројности у оба басена.

Иако је горепоменути пораст концентрације ОР у воденом стубу (у периоду од 10. до 24. јула) утицао и на повећање усвојене количине Р у перифитону, максимална

акумулација у недељно инкубираном перифитону Златара (270 mg TP/m^2) забележена је у узорку прикупљеном недељу дана након максимума бројности фитопланктона у овом басену (узорак из 21. августа). Уколико се анализирају карактеристике овог недељног узорка као и услови који су владали током периода у ком се исти развијао, примећује се да не постоји значајан пораст биомасе овог узорка (вредност DW за овај узорак слична је вредностима других августовских узорака) (Табела 9А), као ни пораст концентрације CHL у њему (График 10А), нити пораст концентрације ОР у воденом стубу (График 2А). Ако се, даље, обрати пажња на динамику бројности фитопланктона у том периоду, уочљиво је да је максимум абунданце забележен недељу дана пре узорковања овог перифитона, а да је узорковању претходио нагли пад његове бројности (График 14А). Све наведено упућује на закључак да би се максимална количина акумулираног TP у перифитону у ствари могла објаснити интензивираним процесом задржавања и седиментације угинуле биомасе фитопланктона на изложеним вештачким подлогама у језеру (Реџић и сар., 2023). Потпомогнута покретима воде (конвективним струјањима и таласима), понирућа угинула биомаса фитопланктона највероватније је била задржавана од стране екстрацелуларних полимерних супстанци перифитонског биофилма развијеном на вертикално постављеним плочицама (Реџић и сар., 2023). Ова претпоставка подржана је резултатима различитих група истраживача који су дефинисали перифитон као врло ефикасни „филтер“ на коме се задржавају велике количине биомасе планктона, честица глине и финих органских партикула из воденог стуба (Adey и сар., 1993; Azim, 2002; Salant, 2011; He и сар., 2017). У прилог овој претпоставци иду и налази Реџић и сарадника (2021) према којима фитопланктон представља заједницу која има способност акумулације већих количина TP/g DW у поређењу са перифитоном (о чему ће више речи бити у потпоглављу 5.2.), што све заједно објашњава највећу акумулирану количину TP од стране поменутог узорка међу недељно инкубираним перифитоном у златарском басену (Реџић и сар., 2023). Слична ситуација забележена је и у Радојковићима где је у перифитону узоркованом након максимума бројности фитопланктона (21. августа) уочена, иако не највиша концентрација TP, а оно значајни скок (деветоструко повећање) у акумулираној количини TP у односу на претходни узорак (График 6Б).

Период од 21. августа до 12. септембра у Златарима карактерисао је континуирани пад концентрација како ОР (који је у овом периоду достигао свој минимум током експерименталног периода), тако и TP_w (График 2А). Овакав фосфатни дефицит проузроковао је и смањену акумулацију TP у биомаси недељног перифитона која се у овом периоду највероватније још увек највише заснивала на таложеној биомасе фитопланктона који је током поменутог периода и даље стрмоглаво смањивао своју абунданцу (График 14А) (Реџић и сар., 2023). У периоду од 5. септембра у Радојковићима и 12. септембра у Златарима уочљиво је повећање концентрације ОР које је трајало до краја експерименталног периода (Графици 2А и 2Б). Иако је концентрација ОР у оба басена расла у овом периоду, за разлику од летњег аспекта, абунданца фитопланктона је током истог наставила свој лагани пад (Графици 14А и 14Б). Једино је, у Златарима, под утицајем овако продуженог периода пораста концентрације ОР доступног за усвајање од стране фитопланктона, бројност ове заједнице с краја септембра почела да се опоравља, а затим и благо повећава до краја истраживања (График 14А). Овакав „закаснио одговор“ фитопланктона на скок ОР у воденом стубу утицао је на смањење акумулације TP од стране недељног перифитона у Златарима, омогућавајући му да током овог периода акумулира и даље високе вредности TP, али знатно ниже од оних забележених у Радојковићима у којима овакав тип интерференције фитопланктона није постојао.

Ефикасност самог усвајања ТР од стране недељног и двонедељног перифитона у овом истраживању показала је велику флукуацију, али у поређењу са резултатима других истраживања са сличном дужином инкубације, може се рећи да су постигнуте приближне вредности акумулираног ТР. Наиме, Pei и сар. (2015) истраживали су ретенцију Р од стране перифитона инкубираног 8 дана у литоралу плитких језера, при чему су добијене вредности акумулације од око 100 mg ТР/m² у случају еутрофног и 50 и 40 mg ТР/m² у случају два мезотрофна језера, што су вредности сличне онима забележеним у нашем истраживању.

5.2. Утицај конкуренције са другим аутотрофним заједницама на акумулацију фосфора од стране перифитона

Делећи исту еколошку нишу и користећи исте (лимитиране) биолошке ресурсе за сопствени раст и развој (у првом реду светлост и нутријенте) аутотрофни организми једног екосистема ступају у односе оштре конкуренције (Havens и сар., 1996; Vadeboncoeur и Steinman, 2002; Liu и сар., 2016). Током јулског периода са ниском концентрацијом ОР у оба басена акумулације Ћелије (од почетка до 10. јула) (Графици 2А и 2Б) поменутом у потпоглављу 5.1., паралелно са јако ниским вредностима усвојеног ТР од стране перифитона (Графици 6А и 6Б), уочљив је и прогресивни пораст бројности фитопланктона (Графици 14А и 14Б) што упућује да је ова заједница у истом периоду на рачун перифитона континуирано усвајала већу количину биолошки доступног Р из воденог стуба (Pečić и сар., 2023). Овакав закључак поткрепљен је и налазима Hwang-а и сарадника (1998) који су својим истраживањем указали на конкуритивну супремацију фитопланктона над перифитоном у процесу усвајања нутријената из воденог стуба која се огледа у вишим вредностима полусатурационе константе у случају перифитона у поређењу са истом код фитопланктона. То практично значи да је концентрација нутријената при којој фитопланктон достиже половину максималне брзине раста нижа од исте у случају перифитона, односно да фитопланктон ефикасније „искоришћава“ чак и ниске концентрације нутријената у воденом стубу, што овој заједници даје конкуритивну предност у односу на перифитон (Hwang и сар., 1998). Додатно је, према налазима исте групе истраживача (Hwang и сар., 1998), али и налазима Vadeboncoeur-а и Steinman-а (2002), нађено да фитопланктон не само да ефикасније усваја ОР када је њихова концентрација у воденом стубу ниска, већ и да је стопа њиховог усвајања значајно виша у односу на перифитон. Овакви налази у случају усвајања Р од стране недељно и двонедељно инкубираног перифитона у акумулацији Ћелије у поменутом периоду у јулу упућују да у овом случају перифитон „губи трку“ за нутријенте од стране конкуритивно успешнијег фитопланктона који усваја веће количине ОР континуирано повећавајући своју бројност на уштрб перифитона који за то време акумулира врло малу количину ТР унутар своје биомасе. Потврду оваквог објашњења налазимо и у случају перифитона из барских екосистема: поређењем ефикасности усвајања фосфора израженој по g DW свих заједница узоркованих у барама (фитопланктона, перифитона и метафитона) показано је да фитопланктон у Барачкој акумулира највеће количине фосфора у поређењу са месечним и вишемесечним узорцима перифитона (График 5А). Исто поређење у Широком риту, додуше, дало је другачију слику – заједница метафитона присутна само у овој бари показала је више вредности акумулираног ТР од фитопланктона и перифитона (График 5Б), што би се могло објаснити чињеницом да је метафитон узоркован из неревитализованог дела баре, док су фитопланктон и перифитон узорковани из дела који је недавно пре почетка самог експеримента био подвргнут процесу ревитализације (која је

трајала током 2016. и 2017. године), што је подразумевало прокопавање њеног басена као и његово измуљавање у циљу уклањања огромне количине органске материје наталожене на дну екосистема (www.pzzp.rs). Овакве активности узроковале су повећану концентрацију диспергованих седиментних (лесних) честица у воденом стубу (Слика 2А) и повећан турбидитет (смањену провидност) (Табела 5) који су се одразили на драстично смањену бројност фитопланктона током периода истраживања (График 12) када се очекује његова висока абунданца, чему сведоче и ниске вредности концентрације хлорофила у воденом стубу ове баре (Табела 5). Овако слабо развијен фитопланктон који се налази у процесу прилагођавања на новонастале услове средине свакако се може сматрати мање компетитивним у односу на перифитон инкубиран такође у ревитализованом делу баре, а нарочито метафитон (узоркован из дела баре који није подвгнут ревитализацији) који се у Широком риту карактерисао највишим вредностим TP/g DW од исте вредности у случају фитопланктона и перифитона (График 9Б) (Pečić и сар., 2021). Ипак, иако је редослед заједница са највећом количином акумулираног TP/g DW између две баре различит, вредности овог параметра за сваку заједницу у хипереуτροφној Барачкој вишеструко су веће у односу на исте у мезо-еуτροφном Широком риту (Графици 9А и 9Б).

Ниска ефикасност месечно и вишемесечно инкубираног перифитона у акумулацији TP у барама Горњег Подунавља (са максималном акумулираном концентрацијом од 14,7 mg TP/m² у 3М(авг) узорку) може се објаснити, између осталог, и бројем и развијеношћу различитих заједница које су у конкуренцији за P у једном екосистему (Pečić и сар., 2021). Поред фитопланктона присутног у обе баре (са абунданцом (у Барачкој) многоструко већом од исте у Ћелијама) и метафитона у Широком риту, оба барска екосистема карактеришу се добро развијеном обалском и нарочито стабилном и врло густо развијеном макрофитском вегетацијом (нарочито у Барачкој). Као што је наведено у потпоглављу 4.1.1., флотантна вегетација у летњим месецима прекрива више од 60% површине воденог огледала Барачке (Слика 2Б), уз доминантно присуство *Nuphar lutea* (L.) Sm. Према литературним подацима, само ова врста акумулира 3 – 4,67 mg TP/g DW (Ho, 1979), тако да се, у условима у којима доминира, макрофитска заједница свакако може сматрати најјачим компетитором за P, остављајући мању порцију овог нутријента за усвајање од стране других аутоτροφних заједница у таквим екосистемима (Pečić и сар., 2021). Сличне закључке у вези са конкуренцијом перифитона са субмерзном *Vallisneria spiralis* (L.) која је доминирала у макрофитској заједници наводе и Mei и Zhang (2015) у сличном истраживању спроведеном у плитком језеру.

Обалну вегетацију акумулације Ћелије, с друге стране, граде рогоз (*Typha angustifolia* L.), раставић (*Equisetum palustre* L.), барска перуника (*Iris pseudacorus* L.), метиљева трава (*Lysimachia nummularia* L.), сита (*Eleocharis palustris* (L.) Roem. & Schult.) и шаш (*Carex elongata* L.) (Милосављевић и сар., 2019). С обзиром на познат (позитивни) утицај макрофитске вегетације на биланс нутријента у самој акумулацији, ЈКП „Водовод Крушевац“ је у два наврата у басен Радојковићи интродуковао врсте бели (*Nymphaea alba* L.) и горепоменути жути локвањ (Милосављевић и сар., 2019). Међутим, и макрофитска и обална вегетација овог екосистема непрекидно су изложене деструктивном антропогеном утицају (сечење, чупање, гажење, дивља градња, противзаконита интродукција рибљих хербиворних врста) што је од 2010. године чак довело до нестанка барске перунике из језера и скоро потпуне девастације обе ове заједнице у екосистему (Милосављевић и сар., 2019). Тако је у Ћелијама, у поређењу са барским екосистемима, број заједница који су у конкуренцији за P из воденог стуба практично сведен на фитопланктон и перифитон што је

свакако допринело много вишим вредностима акумулираног Р у перифитону акумулације у поређењу са перифитоном из барских екосистема.

5.3. Усвајање фосфора од стране месечно инкубираног перифитона

Када је реч о акумулацији ТР од стране месечно инкубираног перифитона у Ђелијама, резултати овог истраживања показали су да су сви месечни узорци, са изузетком октобарских, у оба басена показали врло ниску ефикасност која је упоредива са истом код недељно и двонедељно инкубираног перифитона (График 7А). Уколико се у обзир узме објашњење из потпоглавља 5.1. којим се максимум акумулације ТР у недељним и двонедељним узорцима из августа приписује седиментацији угинуле фитопланктонске биомасе у оба басена, очекивано би било да добро развијен месечно инкубиран августовски перифитон (М(авг)), који се карактерише високим забележеним вредностима DW (Табела 9А), представља боље развијену и ефикаснију „клопку“ за понирући фитопланктон. То би даље резултовало већим степеном његове седиментације на биофилм, и последично, већом количином акумулираног ТР од оне која је забележена (Реџић и сар., 2023). Овакав сценарио се, највероватније и догодио, али исталожена фитопланктонска биомаса такође привлачи стругаче (енг. *grazers*) (ларве Insecta, Gastropoda, малобројне Crustacea, али и неке врсте пуноглаваца и риба (Vermaat, 2005)) који насељавају перифитонски биофилм у потрази за храном. Хранећи се аутоτροφном компонентом која у себи садржи акумулирани ТР, стругачи доводе до смањења његове концентрације у биофилму (График 7А), смањене концентрације CHL (График 11А), али такође, самим својим присуством, условљавају и пораст вредности DW у М(авг) узорку (која је за овај месец највиша међу месечним узорцима у оба басена) (Табела 9А) (Реџић и сар., 2023). У прилог овом објашњењу иду и израчунавања AFDW у Златарима која показују значајан скок органске материје у М(авг) и њеног удела у DW у односу на исте вредности осталих узорака (вредност AFDW М(авг) узорка била је највиша међу месечним перифитоном, док је удео органске материје у DW био највиши међу месечним и вишемесечним перифитоном Златара) (Табела 9Б). Израчунавања Лакатош и АИ показала су, даље, органско-неоргански састав М(авг) узорка са најнижим процентом пепела међу месечним и вишемесечним узорцима са доминантно хетеротрофном компонентом (Табела 11), што такође иде у прилог гореизнетој претпоставци. С друге стране, стање М(авг) у Радојковићима показује обрнуту слику – иако са највишим вредностима DW (Табела 9А), у овом узорку уочљив је драстичан пад вредности AFDW и удела органске материје у DW у односу на М(јул) и достизање најнижих вредности ових параметара током целог истраживања у овом басену (Табела 9Б), док Лакатош и АИ упућују на изразито неоргански, доминантно хетеротрофни биофилм са високим процентом пепела (Табела 11). Оваква слика упућује на претпоставку да је у моменту узорковања део стругача након храњења већ емигрирао из биофилма, условљавајући ниже вредности DW у односу на исти узорак у Златарима, смањени удео органске материје и доминантно неоргански карактер овог узорка (Табеле 9А и 11).

Иако је било очекивано да, сходно продуженом времену инкубације, месечни узорци у Ђелијама развију стабилнију и комплекснију заједницу веће биомасе са већом количином акумулираног ТР у односу на недељни и двонедељни перифитон, то се, сем у случају октобарских узорака из оба басена (М(окт)), није догодило (Реџић и сар., 2023). Ефикасност месечних узорака је, као што је напоменуто, била упоредива са истом у случају недељних и двонедељних узорака што је у складу са налазима McComick-а и сарадника (2006), Сао-а и сарадника (2014) и Реј-а и сарадника (2015) који су у својим

истраживањима перифитон дефинисали као „краткорочно/привремено складиште Р“ (енг. *short-term phosphorus sink*) које има способност да унутар сопствене биомасе задржи акумулирани ТР краћи временски период.

Ипак, за разлику од осталих месечно инкубираних узорака, М(окт) карактерисао се изванредно високом количином акумулираног ТР у оба истраживана басена, што би се могло објаснити одређеним околностима и условима који су током тог периода владали у екосистему, а који су погодовали овако високој акумулацији:

- 1) време развоја биомасе овог узорка у оба басена поклапа се са периодом највиших концентрација ОР који је трајао од средине септембра па све до краја истраживаног периода (Графици 2А и 2Б);
- 2) упоредо са високом концентрацијом ОР у воденом стубу (уједно и највишом детектованом током истраживаног периода у Златарима) (Графици 2А и 2Б), овај месечни узорак развијао се у периоду најниже бројности фитопланктона у оба басена (Графици 14А и 14Б), па и драстично смањење конкуренције ове две заједнице у поменутом периоду представља повољну екосистемску околност која је омогућила да овај перифитон усвоји велики део доступног ОР (Pečić и сар., 2023). Потврду оваквог објашњења налазимо и у резултатима RDA анализе која је показала да постоји негативна корелација између акумулације ТР у перифитону и абунданце фитопланктона у оба истраживана басена (Графици 17А и 17Б);
- 3) уколико се обрати пажња на флукуације ОР током октобра, уочљиво је да је максимум њихове концентрације забележен у другој половини месеца (Графици 2А и 2Б). Имајући у виду горепоменућу карактеристику перифитона да у својој биомаси задржава Р током краћег временског периода (McComick и сар., 2006; Сао и сар., 2014; Реј и сар., 2015), заједно са чињеницама да је овај добро развијени биофилм (Табела 9А) садржао највишу концентрацију СНЛ међу месечним узорцима (График 11А) (која је према Реј-у и сарадницима (2015) позитивно корелисана са количином акумулираног Р у перифитону) што је потврђено резултатима RDA анализе и у нашем истраживању (Графици 17А и 17Б) долази се до закључка да је М(окт) највероватније акумулирао значајне концентрације доступног Р у релативно кратком временском периоду пре самог узорковања у оба басена, односно да се узорковање перифитона догодило непосредно након акумулације истог (Pečić и сар., 2023). На овај начин заустављено је даље метаболизам акумулираног нутријента које би неминовно уследило, а које би свакако смањило његову концентрацију унутар перифитонске биомасе (Pečić и сар., 2023);
- 4) према резултатима Zhao и сарадника (2019) који су у затвореном систему истраживали утицај температуре на време ретенције акумулираног Р у перифитону, у условима ниже температуре воде (око 15°C) перифитон може да задржи акумулирани Р дужи временски период у односу на услове више температуре (25 – 35°C). Овакав налаз потврђен је и резултатима RDA анализе у истраживаним басенима (Графици 17А и 17Б) која је у оба случаја показала негативну корелацију између температуре воде и акумулације ТР у перифитону. Ниже температуре воде током месечне инкубације перифитона у октобру (Табела 6) које су биле сличне оним наведеним у поменутој студији, погодовале су дужем задржавању акумулираног ТР у биомаси перифитона током овог повољног

периода, што је још један од разлога детекције његових високих концентрација у овом узорку.

Поредећи максималне добијене вредности акумулираног ТР у месечно инкубираном перифитону еутрофних Златара (1695 mg TP/m^2) и мезо-еутрофних Радојковића (1845 mg TP/m^2) током овог истраживања са резултатима Реi-а и сарадника (2015) који је пратио исти параметар у 32 дана инкубираном перифитону еутрофног (1070 mg TP/m^2) и хипереутрофног језера (1290 mg TP/m^2), добијени резултати током истраживања у акумулацији Ћелије показали су високу ефикасност перифитона у акумулацији ТР у оба басена. За разлику од њих, акумулација од стране месечних узорака у истраживаним барама била је врло ниска, са највишом вредношћу од $12,7 \text{ mg TP/m}^2$ у М(авг) узорку у Барачкој (График 4А), док је иста у Широком риту током оба месеца била десетоструко нижа ($1,3 \text{ mg TP/m}^2$) (График 4А). Поређења ради, Périllon и сарадници (2017) навели су да је четворонедељно инкубирани перифитон у случају олиготрофног до мезотрофног језера акумулирао максималних 35 mg TP/m^2 . Bursztyn Fuentes и сарадници (2024) су, међутим, у бракичном еутрофном језеру током експеримента сличног нашем, забележили максималну месечну акумулацију од око 18 mg TP/m^2 у перифитону инкубираном током јануара. Сви остали месечни узорци у поменутом истраживању акумулирали су концентрације сличне нашим забележеним у барама.

5.4. Усвајање фосфора од стране вишемесечно инкубираног перифитона

Упркос дужем времену инкубације, 2М(авг) и 3М(сеп) перифитон из Ћелија показали су врло ниску ефикасност у акумулацији ТР (График 7Б) која се у случају ових узорака најпре може објаснити неповољним периодом инкубације који се поклапао са појавом највеће бројности, а самим тим и највеће компетитивне снаге фитопланктона (од јула до августа у случају 2М(авг) и од јула до септембра у случају 3М(сеп) узорка) (Реџић и сар., 2023). Слично ситуацији са М(авг) (описаној у потпоглављу 5.3.), и у случају ова два поменута узорка било је очекивано да, услед дужег времена инкубације, они развију стабилнију заједницу и већу биомасу која би била ефикаснија „клопка“ за седиментацију понирућег фитопланктона. Овакав сценарио се, као ни у случају М(авг) узорка, није догодио, због активности стругача, али и природног процеса старења, одумирања, аутогеног одлужљивања биофилма и његовог враћања у водени стуб (заједно са акумулираним нутријентима) (Jacoby, 1987; Mulholland и сар., 1991). Тако поменуте узорке карактерише смањена биомаса (ниске вредности DW ових узорака забележене су у оба басена) (Табела 9А), низак садржај СНL (График 11Б) и мала количина акумулираног ТР (График 7Б) (Реџић и сар., 2023).

С друге стране, 2М(окт) узорак карактерисао се веома високим вредностима ТР у оба истраживана басена (1695 mg TP/m^2 у Златарима и 1845 mg TP/m^2 у Радојковићима) (График 7Б). Он је током свог времена инкубације у повољан период (током октобра) ушао са већ развијеном заједницом која има одређену биомасу и капацитет за усвајање Р, што је у комбинацији са поменутом драстично смањеном компетицијом са слабо развијеним фитопланктоном током октобра (Графици 14А и 14Б) и највећим приливом ОР пре самог узорковања (Графици 2А и 2Б) резултовало веома високим вредностима акумулираног ТР од стране 2М(окт) узорка у оба басена (Реџић и сар., 2023).

Што се тиче поређења ефикасности акумулације ТР вишемесечних узорака перифитона из акумулације Ћелије са резултатима сличних истраживања, требало би напоменути да су литературни подаци овог типа не тако бројни, нарочито када је реч о *in-*

situ студијама којих је, са овим циљем, спроведено тек неколико. Тако су Pei и сарадници (2015) измерили максималну количину усвојеног TP од 210 и 400 mg TP/m² у перифитону развијеном на гранитним плочама у два мезотрофна језера након 48 дана инкубације, што се може окарактерисати врло ниском ефикасношћу у поређењу са оном из Ћелија. Такође, Jöbgen и сарадници (2004) су, у сличној студији, у двомесечним узорцима инкубираним у истом периоду као и у случају наших 2M узорака у Ћелијама (током јула и августа и током септембра и октобра) забележили још ниже вредности акумулације од свега 20 и 30 mg TP/m². Максимум усвојеног TP међу 2M узорцима у овој студији био је, такође, нижи од истог у нашем истраживању у Ћелијама и износио је око 50 mg TP/m² у 2M узорку чија је инкубација почела у мају (Jöbgen и сар., 2004).

Објашњење високе концентрације забележеног TP у 2M(окт) такође се може екстраполирати и на високе вредности акумулираног TP у 4M(окт) у оба басена. Наиме, и у овом случају је поменути узорак у повољан октобарски период ушао са још боље развијеном и компетитивно јачом заједницом која је повољне услове средине (смањена конкуренција са слабо развијеним фитопланктоном и пораст концентрације ОР у воденом стубу) искористила да у себи акумулира највећу количину TP забележену током овог истраживања. Максималних 6058 mg TP/m² забележено је у 4M(окт) узорку из Златара, док је исти у Радојковићима усвојио 5405 mg TP/m² (График 7Б), што је око шездесетоструко виша концентрација TP од максимума у 4M узорку сличног истраживања Jöbgen и сарадника (2004) где је у мезо-еутрофном језеру измерена акумулација од 100 mg TP/m². Концентрација TP акумулирана у перифитону Ћелија значајно је виша не само у поређењу са перифитоном са вештачких подлога других студија, већ и од ефикасности перифитона узоркованог са природних подлога. Наиме, McCormick и сарадници (1997) измерили су у перифитону са дна суптропске мочваре Еверглејд акумулацију од 203 mg TP/m² током влажног и 99 mg TP/m² током сувог периода, а Jöbgen и сарадници (2004) интервал од 128 до 400 mg TP/m² у серији узорака које су прикупили са дна у литоралу језера Балатон. Сви наведени литературни подаци показују више вредности акумулираног TP од исте постигнуте у барским екосистемима где је највиша концентрација од 14,7 mg TP/m² забележена у Барачкој од стране 3M инкубираног узорка (График 4Б). Резултате најприближније нашим из барских екосистема забележили су Bursztyн Fuentes и сарадници (2024) са максимумом акумулације од 34,4 mg TP/m² у 4M узорку на првом, и од 17,5 mg TP/m² у 2M перифитону на другом локалитету у еутрофном бракичном језеру у Аргентини.

5.5. Карактеристике истраживаних заједница и њихов капацитет за усвајање P

5.5.1. Диверзитет аутотрофне компоненте заједница

У циљу дефинисања разлике у акумулацији нутријената у организмима различитих врста алги, Dodds (2003) као кључни фактор наводи високе вредности односа површине и запремине јединки, где трихалне, филаментозне форме наводи као много ефективније у овом процесу од крупних јединки са слузавим омотачем. С друге стране, Cardinale (2011) у својим резултатима указује да заједнице које се одликују већим диверзитетом имају бољу способност одговора на еколошке факторе средине, а у том смислу и на боље искоришћавање доступних биолошких ресурса. С тим у вези, Сао и сарадници (2014) установили су да капацитет перифитона за акумулацију нутријената из воденог стуба у мањем степену зависи од односа површине и запремине јединки које га сачињавају, а да кључну улогу у овом процесу има биодиверзитет заједнице. Резултати усвајања TP од

стране различитих заједница у Барачкој и Златарима подржани су претходнонаведеним налазима: међу различитим заједницама, вредности Шеноновог индекса диверзитета биле су највише током готово свих истраживаних месеци у случају фитопланктона (Табеле 14 и 15) који је уједно показао и највиши капацитет за усвајање Р по g DW у Барачкој (График 9А), али је означен и као најуспешнији компетитор за Р у Ћелијама (Реџић и сар., 2023). Сходно нестабилним условима средине у бари Широки рит (описаним у поглављу 5.2.), фитопланктон, као ни остале заједнице, не успевају да остваре свој максимални развој (климакс) у овом екосистему, што заједно са малим бројем узорака (услед пресушивања ове баре) онемогућава формирање реалне слике о диверзитету аутотрофне компоненте и његовој вези са акумулацијом TP. Када је реч о Шеноновом индексу заједница у Радојковићима, правилности се не могу уочити. У појединим случајевима више вредности диверзитета бележене су за фитопланктон, док су у другим те вредности карактерисале заједницу двонедељног перифитона (Табела 15). Што се тиче вредности Шеноновог индекса за перифитон, ни у барским екосистемима као ни у басенима акумулације Ћелије није уочена разлика у истом код перифитона који се карактерисао великом концентрацијом акумулираног TP у односу на узорке са малом количином овог нутријента.

5.5.2. Структура аутотрофне компоненте заједница

Уколико обратимо пажњу на структуру аутотрофне компоненте истраживаних заједница, увиђа се да се фитопланктон, који у свим екосистемима има највећи капацитет за акумулацију TP, карактерише доминантним присуством ситних једноћелијских алги, као и колонија и трихалних јединки сачињених од ћелија малих димензија. С друге стране, перифитон, који у поређењу са фитопланктоном показује нижу акумулацију TP, у оба екосистема доминантно граде крупни представници класе Bacillariophyceae са галертним омотачем (у форми зубаца, јастучића, дршки, цеви), што у ствари потврђује горенаведене налазе Dodds-a (2003). Овакву појаву Friebele и сарадници (1978) додатно подржавају резултатима својих истраживања према којима ћелије мањих димензија имају способност брже акумулације TP/ μm^3 своје биозапремине у односу на крупније. Сходно наведеном, висока бројност ћелија фитопланктона свих истраживаних екосистема (нарочито оног у Барачкој) сачињеног доминантно од ситних једноћелијских и вишећелијских алги које граде ћелије малих димензија, још један је од фактора који условљава већу акумулацију TP од стране фитопланктона у односу на перифитонски биофилм доминантно изграђен од крупнијих форми силикатних алги. Слично објашњење важи и за заједницу метафитона у Широком рит: иако се ова заједница карактерисала највећом биомасом у односу на све остале, њу готово у потпуности гради мали (мањи) број јединки раздела Charophyta и Chlorophyta које се карактеришу врло крупним ћелијама, што узрокује смањену количину акумулираног TP у овој заједници у односу на фитопланктон Барачке (Графици 5А и 5Б) (Реџић и сар., 2021).

5.5.3. Природа перифитонског биофилма

Карактеризација перифитонског биофилма и веза његове природе са количином акумулираног TP у развијеној биомаси у истраживаним екосистемима дала је не сасвим кохерентне резултате. РСА анализа података из барских екосистема показала је негативну корелацију доминантно хетеротрофних узорака перифитона (Табела 10) и количине акумулираног TP у месечним, као и у вишемесечним узорцима (График 16Б) (Реџић и сар.,

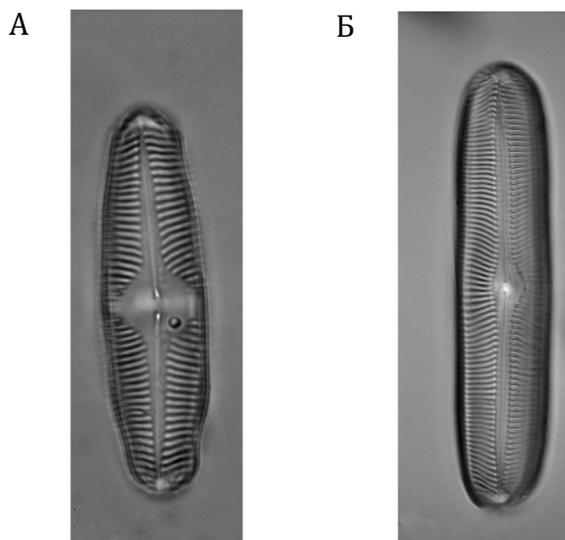
2021). Супротно очекиваном да најбољу корелацију са садржајем ТР има доминантно аутотрофни биофилм, резултати ове анализе у барама показали су да највећу позитивну корелацију има перифитон са једнаким уделом аутотрофне и хетеротрофне компоненте (График 16Б) (Реџић и сар., 2021). Међутим, овакав закључак се не може екстраполирати на перифитон из акумулације Ђелије у коме је израчунавање аутотрофног индекса показало да су готово сви узорци перифитона у акумулацији доминантно хетеротрофни, са изузетком једног недељног узорка у Златарима (18. септембар) који је једнако аутотрофно-хетеротрофног састава и 2М(окт) из оба басена који су доминантно аутотрофног карактера (Табела 11). Јасна веза се, такође, не уочава ни између Лакатош индекса и акумулације ТР у перифитону: међу биофилмовима са највећом акумулацијом ТР нашли су се неоргански, неорганско – органски и органско – неоргански типови перифитона. То само говори да различити типови перифитонског биофилма са мањим или већим уделом органске и неорганске материје као и аутотрофне и хетеротрофне компоненте у себи могу бити једнако ефикасни у акумулацији ТР, и да, сходно приложеном, иста у већем делу зависи од других фактора.

Према налазима Реј-а и сарадника (2015) концентрација СНЛ у перифитонском биофилму позитивно је корелисана са количином акумулираног Р у истом. Овакви налази у највећој мери подржавају резултате мерења концентрација СНЛ у перифитону барских екосистема (Графици 8А и 8Б) где су највише (или бар високе) вредности овог параметра забележене управо у оним узорцима који се карактеришу и највишом акумулацијом ТР. Резултати RDA анализе података из Ђелија такође иду у прилог поменутих налазима Реј-а и сарадника (2015): концентрација СНЛ у перифитону оба басена позитивно је корелисана са количином усвојеног ТР у њима (Графици 17А и 17Б) (Реџић и сар., 2023). Бројност ћелија алги је, у перифитонском биофилму бара (График 13), пратила количину акумулираног ТР са максимално забележеним вредностима у истим месецима када се бележи и његова максимална акумулација, али то није био случај са абунданцом перифитонских алги у басенима Златари и Радојковићи (Графици 15 и 16) где су високе вредности овог параметра бележене и у перифитону који се карактерисао врло ниским количинама усвојеног ТР (Графици 6 и 7) и обрнуто.

5.6. Диверзитет класе *Bacillariophyceae* у перифитону; ретки налази таксона у Србији

Од укупног броја идентификованих таксона у перифитону свих истраживаних екосистема, највећи проценат (преко 50% у Барачкој) припадао је класи *Bacillariophyceae*. Међу детектованим таксонима установљено је присуство неколико ретких врста за Србију, и то две врсте из рода *Pinnularia* и једне врсте рода *Gomphonema*.

Pinnularia neohalophila Kulikovskiy, Genkal & Mikheeva (syn. *Pinnularia rhombarea* var. *halophila* Krammer) је врста детектована у месечном септембарском узорку перифитона у Барачкој (Табела 12) са само једном јединком (Слика 14А). Ова врста карактеристична је за бракичне воде и воде са високом проводљивошћу (око 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$) (Krammer, 2000), што је био случај и у поменутој бари у којој су се вредности овог параметра током истраживања кретале од 880 до 949 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ (Табела 5). Врста је у нашој земљи до сада детектована у реци Поњавици у јужном Банату (Кризманић, 2009), као и у реци Јегричка у јужном делу Бачке (Кризманић, 2009). Јунски месечни узорак перифитона из Барачке карактерисало је присуство неколико јединки врсте *Pinnularia reichardtii* Krammer (Табела 12; Слика 14Б) која је у нашој земљи, до овог налаза, забележена још само у бентосу тресетне мочваре на Пештерској висоравни (Vidaković и сар., 2016).



Слика 14: Представници ретких врста силикатних алги детектованих у перифитону истраживаних екосистема: А) *Pinnularia neohalophila*; Б) *P. reichardtii*

5.7. Трофички нивои истраживаних екосистема и акумулација Р од стране перифитона

Једна од иницијалних хипотеза пре почетка истраживања, како у барама, тако и у басенима акумулације Ђелије (Графици 3А и 3Б), била је да разлика у њиховој трофији (Графици 1 и 3) утиче на развој перифитонског биофилма, акумулацију Р у његовој биомаси, као и на абунданцу фитопланктона, што је у одређеном степену и подржано добијеним резултатима.

На првом месту, развој фитопланктона је у еутрофним Златарима и Барачкој био значајно већи у погледу броја јединки и броја ћелија по милилитру у поређењу са истим параметрима у мезо-еутрофним Радојковићима и нарочито у односу на ревитализовани мезотрофни Широки рит, што потврђује налазе да трофички ниво екосистема у ствари представља главну одредницу за степен развоја фитопланктона (Hodgkiss и Lu, 2004; Carpenter, 2008). Очигледни утицај трофије екосистема огледа се такође и у брзини формирања недељно и двонедељно инкубираног перифитона у Ђелијама: готово сви недељни узорци у еутрофним Златарима имали су већи прираст и карактерисали су се већом DW од исте у двонедељним узорцима из мезо-еутрофних Радојковића чија је инкубација трајала двоструко дуже (Табела 9А). Управо је слаб развој биофилма у Радојковићима након иницијално успостављене седмодневне инкубације утицао на продужење њене дужине на две недеље у овом басену. Седмодневни узорци су, у еутрофним Златарима, такође акумулирали неколико пута више концентрације TP током краћег времена изложености у поређењу са двонедељним перифитоном из Радојковића током целокупног трајања студије, сем у случају октобарских узорака перифитона чија је ефикасност акумулације била приближна (Графици 6А и 6Б). И трофичност барских екосистема имала је утицаја на количину акумулираног TP у перифитону: и месечно и вишемесечно изложени перифитон у хипереутрофној Барачкој усвојио је неколико пута веће количине Р од истог у мезо-еутрофном Широком рити (График 4А и 4Б), мада су

значајан допринос таквој ситуацији свакако дали и нестабилни услови средине узроковани процесом ревитализације.

С друге стране, забележени образац акумулације Р (као и DW) у случају месечно и вишемесечно инкубираног перифитона у басенима Ђелија је широко варијабилан. Према добијеним резултатима из акумулације Ђелије, трофија басена показује већи утицај на акумулацију TP у случају недељно и двонедељно изложеног перифитона што се може објаснити чињеницом да су убрзана иницијална фаза колонизације супстрата, као и фаза експоненцијалног раста у блиској корелацији са (у првом реду) концентрацијом нутријената у екосистему (али и са доступном количином светлости и притиском испаше) (Wu, 2017). Месечна и вишемесечна инкубација перифитона, с друге стране, подразумева већи број фактора који утичу на развој перифитонског биофилма (а последично и на акумулацију Р у сопственој биомаси) укључујући не само услове средине (концентрацију нутријената, интензитет светлости (Matheson и сар., 2012), температуру (Panswad и сар., 2003; Zhao и сар., 2019), концентрацију O₂ (Azim и Asaeda, 2005)), већ и друге бројне факторе који регулишу аутогено одлужљивање и губитак биомасе (повећан притисак испаше, јачина и интензитет водених струја, паразитизам (Wu, 2017)). Додатно, на развој биофилма утичу и тип супстрата на коме се перифитон развија (Christenson и Sims, 2011; Zhang и сар., 2013; Trbojević и сар., 2018), али и биодиверзитет заједнице (Сао и сар., 2014). Целу ситуацију додатно усложњавају и налази Casartelli-ја и сарадника (2016) према којима динамика биомасе перифитона, поред фаза прираста и губитка биомасе у језерима укључује и фазу флукуације биомасе која је, слично осталим фазама, условљена низом климатских и лимнолошких фактора.

Сходно изложеном, овако велики број појединачних фактора који контролишу различите аспекте развоја перифитонског биофилма као и њихове сложене интеракције, у комбинацији са малим бројем месечно и вишемесечно инкубираних узорака перифитона у истраживаним екосистемима не пружају недвосмислен одговор на утицај трофије на овакав тип перифитонских узорака и остављају простора за будућа детаљнија истраживања у овом смеру.

5.8. Уклањање Р од стране перифитона у екосистемима оптерећеним нутријентима; потенцијал екстензивне имплементације – теоријски прорачуни и екосистемска ограничења

Уклањање прекомерне количине Р методом његове акумулације од стране перифитона развијеног на вештачким подлогама представља врло атрактиван начин ремедијације екосистема оптерећених високом концентрацијом овог нутријента (Jöbgen и сар., 2004; Pečić и сар., 2021; Pečić и сар., 2023; Bursztyn Fuentes и сар., 2024). У том смислу имплементација ове методе са собом носи бројне погодности, а једна од главних је и њена лака изводљивост: на начин описан у нашим истраживањима, плутајући носач вештачких подлога може бити интродукован на било ком месту у екосистему и лако уклоњен из њега заједно са акумулираним TP у перифитону који се развијао на изложеним подлогама. Такође, извођење ове методе не подразумева никакве драстичне интервенције које би измениле предеоне карактеристике и функционисање екосистема, као ни улагања великих финансијских средстава током периода њене имплементације (трошкови израде носача су врло ниски и практично не постоје када је реч о његовом одржавању током периода инкубације у екосистему) (Pečić и сар., 2023) за разлику од неких других *in-situ* биолошких метода попут тзв. „уграђених резервоара“ (енг. *embedded reservoirs*) и „вештачких мочвара“ (енг. *constructed wetlands*) (Yang и сар., 2020). Додатно, велика

предност методе састоји се и у лакоћи узорковања и манипулације саструганом биомасом која се даље може искористити у различите сврхе које могу бити чак и комерцијалног карактера. Тако се наводи значајна улога перифитонског биофилма у исхрани животиња, нарочито риба и ракова (Metting, 1996; Tidwell и Bratvold, 2005; Uddin и сар., 2006), али и као суплемента у исхрани говеда (Cheunbarn и Cheunbarn, 2015). Запажена је такође и његова ефикасност као спороотпуштајућег биофертилизатора продуженог дејства који, услед присуства органске компоненте у себи, одлаже ослобађање (а самим тим и спирање) нутријента (N и P) из земљишта, има мелиоративно дејство и може бити боље искоришћен од стране биљних култура у поређењу са вештачким ђубривом (Metting и сар., 1990; Mulbry и сар., 2005; Li и сар., 2020). Потенцијална употреба перифитона инкубираног у воденом стубу у циљу уклањања вишка TP из неког екосистема и потоња употреба уклоњене биомасе у сврхе фертилизације земљишта у агрикултури представља својеврсни вид „рециклирања“ овог нутријента, односно кружења једне те исте количине фосфора између различитих екосистема/медијума. Овакав приступ могао би да доведе до редукције количине вештачког ђубрива која се прекомерно користи у пољопривреди, а чије је спирање са земљишта и доспевање у акватичне екосистеме један од главних узрока њихове еутрофикације (Pečić и сар., 2021).

Теоријски прорачуни показују да би се максимални учинак ове методе који би довео до значајног смањења концентрације P у једном екосистему могао постићи само у случају њене екстензивне имплементације. Примера ради, уколико би у једном екосистему била изложена површина од (само) 1000 m² подлоге за развој перифитона који би акумулирао TP максималним капацитетима забележеним у нашим истраживањима, само 12,7 g TP могло би бити уклоњено из Барачке након месечне и 14,7 g TP након тромесечне инкубације. Прорачуни из басена акумулације Ћелије, с друге стране, дају охрабрујуће прогнозе: 270 g TP могло би бити уклоњено на овај начин након само седам дана инкубације у Златарима, а 400 g TP након две недеље у Радојковићима (Pečić и сар., 2023). Дужа инкубација подлога у Ћелијама теоретски би довела до уклањања још веће количине TP (према максимално забележеним стопама усвајања): месечни узорци уклонили би 1,7 – 1,8 kg TP, двомесечни 2,9 – 3,1 kg TP а четворомесечни чак 5,4 – 6,1 kg TP из басена акумулације (Pečić и сар., 2023), што је неколико пута више од процењених количина које би теоретски биле уклоњене према Jöbgen и сарадницима (2004) који у свом раду процењују уклањање од 1,9 kg TP из мезо-еутрофног језера након четворомесечне инкубације. Да би се постигао овакав учинак, можда и најважнији фактор представља период током кога ће подлоге бити изложене, односно услови у екосистему који ће у том периоду у њему владати, а пре свега концентрација OP у воденом стубу која ће одредити „порцију“ P коју ће перифитон усвојити (Pečić и сар., 2023), светлосни услови (Liborgiussen и Јерресен, 2006), температура воде (Zhao и сар., 2019) и нарочито конкуренција са другим аутотрофним заједницама, у првом реду са фитопланктоном (Pečić и сар., 2023).

Поред потенцијала за уклањање фосфора, показано је да перифитонски биофилм има капацитет за усвајање различитих типова полутаната као што су тешки метали (Zhu и сар., 2018; Lu и сар., 2020; Zhong и сар., 2020), пестициди (Wu и сар., 2012; Rooney и сар., 2020; Tang и сар., 2023), микроцистини (Babica и сар., 2005; Li и сар., 2012), хормони (Writer и сар., 2011; Shabbir и сар., 2022), микропластика (Shabbir и сар., 2020; 2022). Овакви налази упућују да би екстензивна имплементација перифитона била вид холистичког приступа биоремедијацији, при чему би перифитон представљао „универзално“ решење у уклањању широког спектра загађујућих материја које се истовремено могу наћи у површинским водама.

Сјајна теоретска предвиђања ефикасности ове еколошки прихватљиве методе и њена екстензивна имплементација, међутим, нису без крупних недостатака и ограничења, нарочито када се ради о дужој инкубацији подлога у екосистему. Jöbgen и сарадници (2004) као и Larned (2010) су, у овом смислу, указали на низ озбиљних проблема које би екстензивна примена ове методе могла изазвати у животној средини. Као што су навели, интродукција овако великих површина (плоча) у екосистем може узроковати засенчење које би даље утицало на промене у температури воде што последично може довести до поремећаја у стратификацији екосистема (уколико иста постоји). Само физичко присуство овако великих површина у воденом стубу могло би да утиче на промену правца водених струја или да, пак, представља баријеру миграторним путевима риба или других организама са хоризонталним или вертикалним миграцијама. Непредвидив развој биофилма у оваквим околностима могао би утицати на читаву биоценозу, нарочито на фитопланктон, али и на читаву мрежу исхране у екосистему (Jöbgen и сар., 2004). Поред наведених екосистемских, постоје и технички проблеми који се тичу инсталације, и нарочито безбедног и ефикасног уклањања хиљада (и десетина хиљада) квадратних метара подлога са инкубираним перифитоном на себи. Такође, у обзир би требало узети и ометајући утицај људског фактора, тј., појаву вандализма која може утицати на само спровођење ове методе, с обзиром да су поставке овог типа увек на мети знатичељних посетилаца.

Упркос горенаведеним недостацима, висока ефикасност ове методе као и њена еколошка прихватљивост подстичу на даља истраживања и развијања адекватне стратегије за превазилажење ограничења и њену екстензивну имплементацију у екосистемима погођеним еутрофикацијом.

6. ЗАКЉУЧЦИ

На основу предочених циљева као и резултата спроведених истраживања могу се извести следећи закључци:

- Перифитон са вештачких подлога инкубиран у слатководним екосистемима може акумулирати изванредно високе количине фосфора из воденог стуба;
- *In-situ* акумулација фосфора од стране перифитона представља динамичан процес који је резултат утицаја великог броја до сада дефинисаних фактора, како срединских (температуре воде, интензитета светлости, концентрације доступних нутријената, притиска испаше...), тако и оних који се тичу самог стадијума развоја перифитонског обраста, типа подлоге на којој се развија, продукције екстрацелуларних полимерних супстанци, састава врста који га сачињава и сл.;
- Перифитон инкубиран током дужег временског периода у акватичним екосистемима генерално је акумулирао веће количине TP у односу на краће инкубираних узорке;
- Делећи исту еколошку нишу и користећи исте (лимитиране) биолошке ресурсе за сопствени раст и развој, аутотрофна компонента перифитона ступа у односе оштре конкуренције за нутријенте са другим аутотрофним заједницама присутним у екосистему: макрофитском вегетацијом, фитопланктоном, метафитомом. Што је њихов број у екосистему већи, то је максимална количина акумулираног TP од стране перифитона мања;
- Фитопланктон представља компетитивно надмоћнију заједницу од перифитона када је реч о акумулацији TP: поред тога што ефикасније усваја чак и ниске концентрације нутријената у воденом стубу, показано је и да акумулира веће количине TP по g DW у односу на перифитон;
- У условима када је фитопланктон једина заједница која је са перифитомом у конкуренцији за фосфор (као што је то случај у акумулацији Телије), поред концентрације доступног фосфора у воденом стубу, његов развој представља „регулаторни фактор“ који одређује количину акумулираног TP од стране перифитона: највеће вредности овог параметра забележене су у узорцима инкубираним током периода смањене бројности фитопланктона;
- Због малог броја узорака који је узрокован пресушивањем истраживане баре (Широки рит), као и специфичних услова средине у којима су се фитопланктон и перифитон развијали, а који су резултат завршеног процеса ревитализације баре, поређење ефикасности акумулације TP од стране метафитона са другим заједницама у овом смислу не пружа јасан и недвосмислен закључак;
- Карактеризација перифитонског биофилма и веза његове „архитектуре“ са количином акумулираног TP у развијеној биомаси у нашим истраживањима дала је не сасвим кохерентне резултате: различити типови перифитонског биофилма са мањим или већим уделом органске и неорганске материје као и аутотрофне и хетеротрофне компоненте у себи могу бити једнако ефикасни у акумулацији TP;

- Уклањање прекомерне количине фосфора методом његове акумулације од стране аутохтоног перифитона развијеног на вештачким подлогама представља атрактиван начин ремедијације екосистема погођених еутрофикацијом, који, према теоретским прорачунима, може бити високо ефикасан у случају екстензивне имплементације;
- Екстензивна имплементација ове методе са собом носи и низ крупних недостатака и ризика по третирани екосистем који се у највећем степену односе на непредвидив развој биофилма и његов утицај на читаву биоценозу;
- Резултати ове докторске дисертације представљају корак напред у развијању адекватне стратегије и постизања максималне ефикасности екстензивне имплементације ове биолошке методе која би подразумевала краћу експозицију подлога у периоду смањене бројности фитопланктона у екосистемима од интереса;
- Имајући у виду високу ефикасност и еколошку прихватљивост ове методе, даља истраживања су од суштинског значаја за превазилажење наведених ограничења и коначне имплементације ове методе у екосистемима погођеним еутрофикацијом.

7. ЛИТЕРАТУРА

- Adey, W., Luckett, C., & Jensen, K. (1993). Phosphorus removal from natural waters using controlled algal production. *Restoration Ecology*, 1(1), 29–39. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1993.tb00006.x>.
- Allan, J. D. (1995). Autotrophs. In: *Stream Ecology*. Springer, Netherlands, pp. 83-108.
- Analytical Methods Committee (1960). Methods for the destruction of organic matter. *The Analyst*, 85(1014), 643. <https://doi.org/10.1039/an9608500643>.
- Azim, M. E. (2002). The effects of artificial substrates on freshwater pond productivity and water quality and the implications for periphyton-based aquaculture. *Aquatic Living Resources*, 15(4), 231–241. [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(02\)01179-8](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(02)01179-8).
- Azim, M. E. (2009). Photosynthetic periphyton and surfaces. In *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 184–191). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00144-7>
- Azim, M. E., & Asaeda, T., 2005. Periphyton structure, diversity and colonization. In: Azim, M.E., Beveridge, M.C.M., van Dam, A.A. (Eds.), *Periphyton: Ecology, Exploitation and Management*. CABI Publishing, pp. 15-49.
- APHA (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 19th Edition*. Washington, DC: American Public Health Association.
- Arar, E. J. (1997). Method 446.0: In Vitro Determination of Chlorophylls a, b, c1 + c2 and Pheopigments in Marine and Freshwater Algae by Visible Spectrophotometry. National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio.
- Babica, P., Blaha, L., & Marsalek, B. (2005). Removal of microcystins by phototrophic biofilms. A microcosm study (6 pp). *Environmental Science and Pollution Research - International*, 12(6), 369–374. <https://doi.org/10.1065/espr2005.05.259>.
- Balcerzak, W. (2006). The protection of reservoir water against the eutrophication process. *Polish Journal of Environmental Studies*. 15 (6), 837–844. In: <http://www.pjoes.com/The-Protection-of-Reservoir-Water-against-the-Eutrophication-Process,87937,0,2.html>.
- Battin, T. J., Kaplan, L. A., Denis Newbold, J., & Hansen, C. M. E. (2003). Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. *Nature*, 426(6965), 439–442. <https://doi.org/10.1038/nature02152>.
- Bhagowati, B., & Ahamad, K. U. (2019). A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(1), 155–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.03.002>.

- Biggs, B. J. F. (1996). Patterns in benthic algae of streams. In: Algal Ecology. Stevenson, J., M. L. Bothwell, and R. L. Lowe (eds.). Academic Press, San Diego, CA. pp. 31-51.
- Boavida, M. J., & Heath, R. T. (1984). Are the phosphatases released by *Daphnia magna* components of its food? *Limnology and Oceanography*, 29(3), 641-645. <https://doi.org/10.4319/lo.1984.29.3.0641>.
- Bormans, M., Maršálek, B., & Jančula, D. (2016). Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: A review. *Aquatic Ecology*, 50(3), 407-422. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9564-x>.
- Boström, B., M. Jansson & Forsberg C. (1982). Phosphorus release from lake sediments. *Archiv für Hydrobiologie. Beihefte. Ergebnisse der Limnologie*, 18, 5-59.
- Boström, B., Persson, G., & Broberg, B. (1988). Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia*, 170(1), 133-155. <https://doi.org/10.1007/BF00024902>.
- Briggs, A. P. (1922). A modification of the bell-daisy phosphate method. *Journal of Biological Chemistry*, 53(1), 13-16. [https://doi.org/10.1016/S0021-9258\(18\)85806-9](https://doi.org/10.1016/S0021-9258(18)85806-9).
- Broberg, O., & Persson, G. (1988). Particulate and dissolved phosphorus forms in freshwater: Composition and analysis. *Hydrobiologia*, 170(1), 61-90. <https://doi.org/10.1007/BF00024899>.
- Bursztyn Fuentes, A. L., Montes, M. L., & Rodríguez, P. (2024). Periphyton bioaccumulation and biosorption potential: In-situ experiment in a eutrophic, mixohaline lake ecosystem (Tierra del fuego, argentina). *Limnologica*, 105, 126156. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2024.126156>.
- Camacho-Muñoz, D., Waack, J., Turner, A. D., Lewis, A. M., Lawton, L. A., & Edwards, C. (2021). Rapid uptake and slow depuration: Health risks following cyanotoxin accumulation in mussels? *Environmental Pollution*, 271, 116400. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116400>.
- Cao, J., Hong, X., & Pei, G. (2014). Removal and retention of phosphorus by periphyton from wastewater with high organic load. *Water Science and Technology*, 70(1), 62-69. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.195>.
- Cardinale, B. J. (2011). Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature*, 472(7341), 86-89. <https://doi.org/10.1038/nature09904>.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes1: Trophic state index. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>.
- Carlson, R. E. & Simpson, J. T. (1996). A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods. Madison, North American Lake Management Society.

- Carpenter, S. R. (2008). Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(32), 11039–11040. <https://doi.org/10.1073/pnas.0806112105>.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2).
- Carvalho, L., Miller, C. A., Scott, E. M., Codd, G. A., Davies, P. S., & Tyler, A. N. (2011). Cyanobacterial blooms: Statistical models describing risk factors for national-scale lake assessment and lake management. *Science of The Total Environment*, 409(24), 5353–5358. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.030>.
- Casartelli, M. R., Lavagnolli, G. D. J., & Ferragut, C. (2016). Periphyton biomass accrual rate changes over the colonization process in a shallow mesotrophic reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28(0). <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0116>.
- CEN. EN 15204 (2008). Water quality—Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique).
- Cheunbarn, T., & Cheunbarn, S. (2015). Cultivation of algae in vegetable and fruit canning industrial wastewater treatment effluent for tilapia (*Oreochromis niloticus*) feed supplement. *International Journal of Agriculture and Biology*, 17(3), 653–657. <https://doi.org/10.17957/IJAB/17.3.14.502>.
- Christenson, L., & Sims, R. (2011). Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels, and bioproducts. *Biotechnology Advances*, 29(6), 686–702. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2011.05.015>.
- Chróst, R. J. (1991). Environmental control of the synthesis and activity of aquatic microbial ectoenzymes. In R. J. Chróst (Ed.), *Microbial enzymes in aquatic environments* (pp. 29–59). New York: Springer-Verlag.
- Clesceri, L. S., Greenberg, A.E. & Eaton, A.D., (1998). American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Pollution Control Federation (Yp.). In: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20. ed. American Public Health Association.
- Collins, G. B. & Weber, C. I. (1978). Phycoperiphyton (Algae) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 97(1), 36. <https://doi.org/10.2307/3225682>.
- D’Aiuto, P. E., Patt, J. M., Albano, J. P., Shatters, R. G., & Evens, T. J. (2015). Algal turf scrubbers: Periphyton production and nutrient recovery on a South Florida citrus farm. *Ecological Engineering*, 75, 404–412. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.054>.

- De Haan, H., De Boer, T., Voerman, J., Kramer, H. A., & Moed, J. R. (1984). Size classes of "dissolved" nutrients in shallow, alkaline, humic and eutrophic Tjeukemeer, The Netherlands, as fractionated by ultrafiltration: With 4 figures in the text. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 22(2), 876–881. <https://doi.org/10.1080/03680770.1983.11897401>.
- DeNicola, D. M., & Kelly, M. (2014). Role of periphyton in ecological assessment of lakes. *Freshwater Science*, 33(2), 619–638. <https://doi.org/10.1086/676117>.
- Dévai, I., Felföldy, L., Wittner, I., & Plósz, S. (1988). Detection of phosphine: New aspects of the phosphorus cycle in the hydrosphere. *Nature*, 333(6171), 343–345. <https://doi.org/10.1038/333343a0>.
- Dodds, W. K. (2003). The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *Journal of Phycology*, 39(5), 840–849. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.02081.x>.
- Dodds, W. K., Bouska, W. W., Eitzmann, J. L., Pilger, T. J., Pitts, K. L., Riley, A. J., Schloesser, J. T., & Thornbrugh, D. J. (2009). Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of potential economic damages. *Environmental Science & Technology*, 43(1), 12–19. <https://doi.org/10.1021/es801217q>.
- Dodds, W. K., & Whiles, M. R. (2019). *Freshwater ecology: Concepts and environmental applications of limnology* (Third edition). Elsevier, Academic Press.
- Donlan, R. M. (2002). Biofilms: Microbial life on surfaces. *Emerging Infectious Diseases*, 8(9), 881–890. <https://doi.org/10.3201/eid0809.020063>.
- Ellwood, N. T. W., Di Pippo, F., & Albertano, P. (2012). Phosphatase activities of cultured phototrophic biofilms. *Water Research*, 46(2), 378–386. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.057>.
- EPA Method 300.1 - Determination of Inorganic Anions in Drinking Water by Ion Chromatography. In *Methods for the Determination of Organic and Inorganic Compounds in Drinking Water*; United States Environmental Protection Agency: USA, 2000.
- Ettl H. 1978. Xanthophyceae. 1. Teil. In : Ettl H, Gerloff J, Heynig H eds. Süßwasser flora von Mitteleuropa. Gustav Fischer, Jena.
- Ettoumi, A., El Khalloufi, F., El Ghazali, I., Oudra, B., Amrani, A., Nasri, H., & Bouaïcha, N. (2011). Bioaccumulation of cyanobacterial toxins in aquatic organisms and its consequences for public health. <https://doi.org/10.13140/2.1.1959.5044>.
- Fitzgerald, G. P. (1970). Evaluations of the availability of sources of nitrogen and phosphorus for algae. *Journal of Phycology*, 6(3), 239–247. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1970.tb02388.x>.

- Flemming, H.C., & Wingender, J. (2001). Relevance of microbial extracellular polymeric substances (Eps) - Part I: Structural and ecological aspects. *Water Science and Technology*, 43(6), 1–8. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0326>.
- Francoeur, S. N., Rier, S. T. & Whorley, S. B. (2013). Methods for sampling and analyzing wetland algae. In J. T. Anderson & C. A. Davis (Eds.), *Wetland Techniques* (pp. 1–58). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6931-1_1.
- Friebele, E. S., Correll, D. L., & Faust, M. A. (1978). Relationship between phytoplankton cell size and the rate of orthophosphate uptake: In situ observations of an estuarine population. *Marine Biology*, 45(1), 39–52. <https://doi.org/10.1007/BF00388976>.
- Gaiser, E. E., Scinto, L. J., Richards, J. H., Jayachandran, K., Childers, D. L., Trexler, J. C., & Jones, R. D. (2004). Phosphorus in periphyton mats provides the best metric for detecting low-level P enrichment in an oligotrophic wetland. *Water Research*, 38(3), 507–516. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.020>.
- Galloway, R. A. & Krauss, R. W. (1963). Utilization of phosphorus sources by *Chlorella*. In: *Microalgae and Photosynthetic Bacteria; Plant and Cell Physiology Special Issue*, pp. 569–575.
- Gassmann, G. (1994). Phosphine in the fluvial and marine hydrosphere. *Marine Chemistry*, 45(3), 197–205. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(94\)90003-5](https://doi.org/10.1016/0304-4203(94)90003-5).
- Glindemann, D., Stottmeister, U., & Bergmann, A. (1996). Free phosphine from the anaerobic biosphere. *Environmental Science and Pollution Research*, 3(1), 17–19. <https://doi.org/10.1007/BF02986806>.
- Großbritannien (Ed.). (1981). *Phosphorus in waters, effluents and sewages, 1980*. Her Majesty's Stationery Office.
- Guiry, M. D. & Guiry, G. M. (2017). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway.
- Guzzon, A., Bohn, A., Diociaiuti, M., & Albertano, P. (2008). Cultured phototrophic biofilms for phosphorus removal in wastewater treatment. *Water Research*, 42(16), 4357–4367. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.07.029>.
- Havens, K. E., East, T. L., Meeker, R. H., Davis, W. P., & Steinman, A. D. (1996). Phytoplankton and periphyton responses to in situ experimental nutrient enrichment in a shallow subtropical lake. *Journal of Plankton Research*, 18(4), 551–566. <https://doi.org/10.1093/plankt/18.4.55>.
- He, H., Luo, X., Jin, H., Gu, J., Jeppesen, E., Liu, Z., & Li, K. (2017). Effects of exposed artificial substrate on the competition between phytoplankton and benthic algae: Implications for shallow lake restoration. *Water*, 9(1), 24. <https://doi.org/10.3390/w9010024>.

- Hill, B. H., Willingham, W. T., Parrish, L. P., & McFarland, B. H. (2000). Periphyton community responses to elevated metal concentrations in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia*, 428(1), 161–169. <https://doi.org/10.1023/A:1004028318542>.
- Ho, Y. B. (1979). Chemical composition studies on some aquatic macrophytes in three Scottish lochs. I. Chlorophyll, ash, carbon, nitrogen and phosphorus. *Hydrobiologia*, 63(2), 161–166. <https://doi.org/10.1007/BF00030079>.
- Hodgkiss, I. J., & Lu, S. (2004). The effects of nutrients and their ratios on phytoplankton abundance in Junk Bay, Hong Kong. *Hydrobiologia*, 512(1–3), 215–229. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000020330.37366.e5>.
- Hofmann, G., Werum, M. & Lange-Bertalot, H. (2013). *Diatomeen im Süßwasser - Benthos von Mitteleuropa: Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische Praxis; über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie (2., korrigierte Aufl)*. Koeltz Scientific Books.
- Holding, K. L., Gill, R. A., & Carter, J. (2003). The relationship between epilithic periphyton (biofilm) bound metals and metals bound to sediments in freshwater systems. *Environmental Geochemistry and Health*, 25(1), 87–93. <https://doi.org/10.1023/A:1021205101133>.
- Horne, A.J., & Goldman, C.R. (1994). *Limnology*, 2nd edition. McGraw-Hill, Inc., U.S.A.
- Howard-Williams, C. (1985). Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: A theoretical and applied perspective. *Freshwater Biology*, 15(4), 391–431. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1985.tb00212.x>.
- Huber-Pestalozzi, G., Fott, B. & Komárek, J. (1983). *Das phytoplankton des süßwassers. Teil 7, hälfte 1: Chlorophyceae (Grünalgen), ordnung: chlorococcales: mit 253 tafeln, 14 abbildungen und 43 tabellen im text / von j. Komárek und b. Fott. Schweizerbart*.
- Hudson, J. J., & Taylor, W. D. (2005). Rapid estimation of phosphate at picomolar concentrations in freshwater lakes with potential application to P-limited marine systems. *Aquatic Sciences*, 67(3), 316–325. <https://doi.org/10.1007/s00027-005-0738-9>.
- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M. H., & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471–483. <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1>.
- Hwang, S. J., Havens, K. E., & Steinman, A. D. (1998). Phosphorus kinetics of planktonic and benthic assemblages in a shallow subtropical lake. *Freshwater Biology*, 40(4), 729–745. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00375.x>.
- Hynes, H. B. N. (1970). *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press.
- IUCN, WCMC. 1994. *Guidelines for Protected Area Management Categories*. IUCN, Gland, Switzerland.

- Jacoby, J. M. (1987). Alterations in periphyton characteristics due to grazing in a Cascade foothill stream. *Freshwater Biology*, 18(3), 495–508. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1987.tb01334.x>.
- James, G. A., Beaudette, L., & Costerton, J. W. (1995). Interspecies bacterial interactions in biofilms. *Journal of Industrial Microbiology*, 15(4), 257–262. <https://doi.org/10.1007/BF01569978>.
- Jansson, M. (1988). Phosphate uptake and utilization by bacteria and algae. *Hydrobiologia*, 170(1), 177–189. <https://doi.org/10.1007/BF00024904>.
- Janse J H. (2004). *Model Studies on the Eutrophication of Shallow Lakes and Ditches*. Wageningen University, Wageningen.
- Jarvie, H. P., Withers, J. A., & Neal, C. (2002). Review of robust measurement of phosphorus in river water: Sampling, storage, fractionation and sensitivity. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(1), 113–131. <https://doi.org/10.5194/hess-6-113-2002>.
- Jeffrey, S. W. & Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c₁ and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie Und Physiologie Der Pflanzen*, 167(2), 191–194. [https://doi.org/10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3).
- Jöbgen, A., Palm, A., & Melkonian, M. (2004). Phosphorus removal from eutrophic lakes using periphyton on submerged artificial substrata. *Hydrobiologia*, 528(1–3), 123–142. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-2337-5>.
- Kesaano, M., & Sims, R. C. (2014). Algal biofilm based technology for wastewater treatment. *Algal Research*, 5, 231–240. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2014.02.003>.
- Koenings, J. P., Edmundson, J. A. Kyle G.B. & Edmundson J.M. (1987). *Limnology field and laboratory manual: methods for assessing aquatic production*. Alaska Department of Fish and Game, FRED Division Report Series 71. Juneau.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (1998). Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. In : Ettl H, Gärtner G, Heynig H, Mollenhauer D eds. *Süswasser flora von Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokaryota. 2. Teil: Oscillatoriales. In : Büdel B, Gärtner G, Krienitz L, Schagerl M eds. *Süswasserflora von Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Komárek, J. (2013). Cyanoprokaryota-3. Teil/3rd part: Heterocytous Genera. In : Büdel B, Gärtner G, Krienitz L. eds. *Süswasser flora von Mitteleuropa*. Springer Spektrum Verlag, Heidelberg, Berlin.

- Krammer, K. (2000). The genus *Pinnularia*. Vol. 1. In: Lange-Bertalot H. (ed.), Diatoms of Europe: Diatoms of European Inland Waters and comparable habitats. Gantner Verlag, Ruggell, 703 pp.
- Krammer, K. (2002). *Cymbella*. Vol. 3. In: Lange-Bertalot H. (ed.), Diatoms of Europe: Diatoms of European Inland Waters and comparable habitats. Gantner Verlag, Ruggell, 584 pp.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986). Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. and Mollenhauer D. (eds.), Sübwasserflora von Mitteleuropa 2/1.G. Fischer Verlag, Jena, 876 pp.
- Lakatos, G. (1989). Composition of reed periphyton (biotecton) in the Hungarian part of lake Fertő. Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, 71, 125-134.
- Lanza, W. G., Achá, D., Point, D., Masbou, J., Alanoca, L., Amouroux, D., & Lazzaro, X. (2017). Association of a specific algal group with methylmercury accumulation in periphyton of a tropical high-altitude Andean lake. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 72(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00244-016-0324-2>.
- Larned, S. T. (2010). A prospectus for periphyton: Recent and future ecological research. Journal of the North American Benthological Society, 29(1), 182–206. <https://doi.org/10.1899/08-063.1>.
- Leibold, M.A., (1999). Biodiversity and nutrient enrichment in pond plankton communities. Evolutionary Ecology Research, 1, 73–95.
- Levkov, Z. (2009). *Amphora* sensu lato. Vol. 5. In: Lange-Bertalot H. (ed.), Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. ARG Gantner Verlag KG, Ruggell, 916 pp.
- Levkov Z., Mitić-Kopanja D. & Reichardt, E. (2016). The diatom genus *Gomphonema* from the Republic of Macedonia. Volume 8. In: Lange-Bertalot H. (ed.), Diatoms of Europe Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Koeltz Botanical Books, 552 pp.
- Li, J., Deng, K., Cai, S., Lu, H., & Xu, R. (2020). Periphyton has the potential to increase phosphorus use efficiency in paddy fields. Science of The Total Environment, 720, 137711. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137711>.
- Li, J., Shimizu, K., Maseda, H., Lu, Z., Utsumi, M., Zhang, Z., & Sugiura, N. (2012). Investigations into the biodegradation of microcystin-LR mediated by the biofilm in wintertime from a biological treatment facility in a drinking-water treatment plant. Bioresource Technology, 106, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.099>.
- Liboriussen, L., & Jeppesen, E. (2006). Structure, biomass, production and depth distribution of periphyton on artificial substratum in shallow lakes with contrasting nutrient concentrations. Freshwater Biology, 51(1), 95–109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01481.x>.

- Liu, J., Wang, F., Liu, W., Tang, C., Wu, C., & Wu, Y. (2016). Nutrient removal by up-scaling a hybrid floating treatment bed (HFTB) using plant and periphyton: From laboratory tank to polluted river. *Bioresource Technology*, 207, 142–149. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.011>.
- Lorenzen, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12(2), 343–346. <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>.
- Lu, H., Dong, Y., Feng, Y., Bai, Y., Tang, X., Li, Y., Yang, L., & Liu, J. (2020). Paddy periphyton reduced cadmium accumulation in rice (*Oryza sativa*) by removing and immobilizing cadmium from the water–soil interface. *Environmental Pollution*, 261, 114103. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114103>.
- Lu, H., Feng, Y., Wang, J., Wu, Y., Shao, H., & Yang, L. (2016). Responses of periphyton morphology, structure, and function to extreme nutrient loading. *Environmental Pollution*, 214, 878–884. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.069>.
- Lu, H., Wan, J., Li, J., Shao, H., & Wu, Y. (2016a). Periphytic biofilm: A buffer for phosphorus precipitation and release between sediments and water. *Chemosphere*, 144, 2058–2064. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.129>.
- Lu, H., Yang, L., Shabbir, S., & Wu, Y. (2014). The adsorption process during inorganic phosphorus removal by cultured periphyton. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(14), 8782–8791. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2813-z>.
- Ma, D., Chen, S., Lu, J., & Liao, H. (2019). Study of the effect of periphyton nutrient removal on eutrophic lake water quality. *Ecological Engineering*, 130, 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.014>.
- Ma, J., Yuan, Y., Zhou, T., & Yuan, D. (2017). Determination of total phosphorus in natural waters with a simple neutral digestion method using sodium persulfate. *Limnology and Oceanography: Methods*, 15(4), 372–380. <https://doi.org/10.1002/lom3.10165>.
- Maher, W., & Woo, L. (1998). Procedures for the storage and digestion of natural waters for the determination of filterable reactive phosphorus, total filterable phosphorus and total phosphorus. *Analytica Chimica Acta*, 375(1–2), 5–47. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(98\)00274-8](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(98)00274-8).
- Matheson, F. E., Quinn, J. M., & Martin, M. L. (2012). Effects of irradiance on diel and seasonal patterns of nutrient uptake by stream periphyton. *Freshwater Biology*, 57(8), 1617–1630. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02822.x>.
- McKelvie, I. D., Peat, D. M. W., & Worsfold, P. J. (1995). Analytical perspective. Techniques for the quantification and speciation of phosphorus in natural waters. *Analytical Proceedings Including Analytical Communications*, 32(10), 437. <https://doi.org/10.1039/ai9953200437>.

- McCormick, P. V., Shuford Iii, R. B. E., Backus, J. G., & Kennedy, W. C. (1997). Spatial and seasonal patterns of periphyton biomass and productivity in the northern Everglades, Florida, U.S.A. *Hydrobiologia*, 362(1–3), 185–210. <https://doi.org/10.1023/A:1003146920533>.
- McCormick, P. V., Shuford, R. B. E., & Chimney, M. J. (2006). Periphyton as a potential phosphorus sink in the everglades nutrient removal project. *Ecological Engineering*, 27(4), 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.05.018>.
- Mei, X., & Zhang, X. (2015). Periphyton responses to nitrogen and phosphorus enrichment of shallow lake systems dominated by submerged plants: A mesocosm study. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 18(1), 114–120. <https://doi.org/10.1080/14634988.2015.998982>.
- Metting, F. B. (1996). Biodiversity and application of microalgae. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 17(5–6), 477–489. <https://doi.org/10.1007/BF01574779>.
- Metting, B., Zimmerman, W.J., Crouch, I.V., & Van Staden, J. (1990) . Agronomic uses of seaweed and microalgae. In: Akatsukal (Ed.), *Introduction to Applied Phycology*. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 589–627.
- Moreno Osorio, J. H., Pollio, A., Frunzo, L., Lens, P. N. L., & Esposito, G. (2021). A review of microalgal biofilm technologies: Definition, applications, settings and analysis. *Frontiers in Chemical Engineering*, 3, 737710. <https://doi.org/10.3389/fceng.2021.737710>.
- Mulbry, W., Westhead, E. K., Pizarro, C., & Sikora, L. (2005). Recycling of manure nutrients: Use of algal biomass from dairy manure treatment as a slow release fertilizer. *Bioresource Technology*, 96(4), 451–458. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.05.026>.
- Mulholland, P. J., Steinman, A. D., Palumbo, A. V., Elwood, J. W., & Kirschtel, D. B. (1991). Role of nutrient cycling and herbivory in regulating periphyton communities in laboratory streams. *Ecology*, 72(3), 966–982. <https://doi.org/10.2307/1940597>.
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31–36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5).
- Nielsen, P. H., Jahn, A., & Palmgren, R. (1997). Conceptual model for production and composition of exopolymers in biofilms. *Water Science and Technology* 36 (1), 11-19.
- Nixon, S. W. (1995). Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41(1), 199–219. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>.
- OECD (1982). *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. Final Report. OECD Cooperative Program on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control, Environment Directorate). Paris, France: OECD.

- Olsson, H. (1991). Phosphatase activity in an acid, limed Swedish lake. In R. J. Chróst (Ed.), *Microbial enzymes in aquatic environments* (pp. 206–219). New York: Springer-Verlag.
- Overbeck, J. (1961). Die Phosphatasen von *Scenedesmus quadricauda* und ihre ökologische Bedeutung: Mit 3 Abbildungen und 1 Tabelle im Text. *SIL Proceedings*, 1922-2010, 14(1), 226–231. <https://doi.org/10.1080/03680770.1959.11899275>.
- Panswad, T., Doungchai, A., & Anotai, J. (2003). Temperature effect on microbial community of enhanced biological phosphorus removal system. *Water Research*, 37(2), 409–415. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00286-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00286-5).
- Phillips, G., Pietiläinen, O.-P., Carvalho, L., Solimini, A., Lyche Solheim, A., & Cardoso, A. C. (2008). Chlorophyll–nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology*, 42(2), 213–226. <https://doi.org/10.1007/s10452-008-9180-0>.
- Pei, G., Wang, Q., & Liu, G. (2015). The role of periphyton in phosphorus retention in shallow lakes with different trophic status, China. *Aquatic Botany*, 125, 17–22. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2015.04.005>.
- Peng, L., Dai, H., Wu, Y., Peng, Y., & Lu, X. (2018). A comprehensive review of phosphorus recovery from wastewater by crystallization processes. *Chemosphere*, 197, 768–781. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.098>.
- Périllon, C., Pöschke, F., Lewandowski, J., Hupfer, M., & Hilt, S. (2017). Stimulation of epiphyton growth by lacustrine groundwater discharge to an oligo-mesotrophic hard-water lake. *Freshwater Science*, 36(3), 555–570. <https://doi.org/10.1086/692832>.
- Pečić, M., Grašić, S., Gajić, D., Popović, S., Subakov Simić, G., & Predojević, D. (2023). Periphyton efficiency in phosphorus accumulation affected by phytoplankton dynamics in reservoir for water supply. *Ecological Engineering*, 191, 106963. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106963>.
- Pečić, M., Popović, S., Milutinović, V., Subakov Simić, G., Trbojević, I., & Predojević, D. (2021). Efficiency of phosphorus accumulation by plankton, periphyton developed on submerged artificial substrata and metaphyton: In-situ observation in two shallow ponds. *Journal of Oceanology and Limnology*, 39(3), 928–945. <https://doi.org/10.1007/s00343-020-0116-4>.
- Pečić, M., Predojević, D., & Subakov-Simić, G. (2018). Allelopathic activity of *Myriophyllum spicatum* L. on natural phytoplankton assemblages. *Zbornik Matice Srpske za prirodne nauke*, 134, 55–64. <https://doi.org/10.2298/ZMSPN1834055P>.
- Popovský J. & Pfiester L A. (1990). Dinophyceae (Dinoflagellida). In : Ettl H, Gerloff J, Heynig H, et al. eds. *Süwasser flora von Mitteleuropa*. Fischer G. Verlag, Jena, Stuttgart.
- Pratt, C., Parsons, S. A., Soares, A., & Martin, B. D. (2012). Biologically and chemically mediated adsorption and precipitation of phosphorus from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology*, 23(6), 890–896. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2012.07.003>.

- Prepas, E. E., & Rigler, F. H. (1982). Improvements in quantifying the phosphorus concentration in lake water. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(6), 822–829. <https://doi.org/10.1139/f82-112>.
- Reynolds, C. S., & Davies, P. S. (2001). Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: A British perspective. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 76(1), 27–64. <https://doi.org/10.1017/S1464793100005625>.
- Rigler, F. (1966). Radiobiological analysis of inorganic phosphorus in lakewater: With 2 figures and 1 table in the text. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 16(1), 465–470. <https://doi.org/10.1080/03680770.1965.11895717>.
- Roeselers, G., Loosdrecht, M. C. M. V., & Muyzer, G. (2008). Phototrophic biofilms and their potential applications. *Journal of Applied Phycology*, 20(3), 227–235. <https://doi.org/10.1007/s10811-007-9223-2>.
- Rooney, R. C., Davy, C., Gilbert, J., Prosser, R., Robichaud, C., & Sheedy, C. (2020). Periphyton bioconcentrates pesticides downstream of catchment dominated by agricultural land use. *Science of The Total Environment*, 702, 134472. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134472>.
- Ruggiero, M. A., Gordon, D. P., Orrell, T. M., Bailly, N., Bourgoin, T., Brusca, R. C., Cavalier-Smith, T., Guiry, M. D., & Kirk, P. M. (2015). Correction: A higher level classification of all living organisms. *PLOS ONE*, 10(6), e0130114. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130114>.
- Sabater, S., Guasch, H., Romaní, A., & Muñoz, I. (2002). The effect of biological factors on the efficiency of river biofilms in improving water quality. *Hydrobiologia*, 469(1/3), 149–156. <https://doi.org/10.1023/A:1015549404082>.
- Saikia, S. K., (2011). Review on periphyton as mediator of nutrient transfer in aquatic ecosystems. *Ecologia Balkanica* 3 (2), 65-78.
- Saikia, S. K., Nandi, S., & Majumder, S., (2013). A review on the role of nutrients in development and organization of periphyton. *Journal of Research in Biology* 3 (1), 780-788.
- Salant, N. L. (2011). ‘Sticky business’: The influence of streambed periphyton on particle deposition and infiltration. *Geomorphology*, 126(3–4), 350–363. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.08.015>.
- Scheffer, M. (2004). *Ecology of shallow lakes*. Springer Netherlands.
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M.-L., Moss, B., & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8(8), 275–279. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(93\)90254-M](https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90254-M).

- Scheffer, M., & Van Nes, E. H. (2007). Shallow lakes theory revisited: Various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 584(1), 455–466. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0616-7>.
- Selman M., & Greenhalgh S. (2009). Eutrophication: Sources and drivers of nutrient pollution. WRI Policy Note, Water quality: eutrophication and hypoxia. World Resources Institute No 2.
- Shabbir, S., Faheem, M., Ali, N., Kerr, P. G., Wang, L.-F., Kuppusamy, S., & Li, Y. (2020). Periphytic biofilm: An innovative approach for biodegradation of microplastics. *Science of The Total Environment*, 717, 137064. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137064>.
- Shabbir, S., Faheem, M., Dar, A. A., Ali, N., Kerr, P. G., Yu, Z.-G., Li, Y., Frei, S., Albasher, G., & Gilfedder, B. S. (2022). Enhanced periphyton biodegradation of endocrine disrupting hormones and microplastic: Intrinsic reaction mechanism, influential humic acid and microbial community structure elucidation. *Chemosphere*, 293, 133515. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133515>.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3), 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>.
- Sheng, G.-P., Yu, H.-Q., & Li, X.-Y. (2010). Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review. *Biotechnology Advances*, 28(6), 882–894. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.001>.
- Sindelar, H. R., Yap, J. N., Boyer, T. H., & Brown, M. T. (2015). Algae scrubbers for phosphorus removal in impaired waters. *Ecological Engineering*, 85, 144–158. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.002>.
- SRPS EN ISO 6878:2008 (2008). Kvalitet vode - Određivanje fosfora - Spektrometrijska metoda sa amonijum-molibdatom.
- SRPS EN 12260:2008 (2008). Kvalitet vode - Određivanje sadržaja azota - Određivanje azota u jedinjenjima (TNb) posle oksidacije do oksida azota.
- SRPS EN ISO 14911:2009 (2009). Kvalitet vode - Određivanje rastvorenog Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mn²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ Sr²⁺ i Ba²⁺ jonskom hromatografijom - Metoda za vodu i otpadnu vodu.
- Spalinger, K., & Bouwens, K. (2003). The roles of phosphorus and nitrogen in lake ecosystems. Regional Information Report No. 4K03-42. Alaska Department of Fish and Game. Kodiak, Alaska.
- Stojanović, V., & Savić, S. (2013). Management challenges in special nature reserve "Gornje Podunavlje" and preparations for its proclamation of biosphere reserve. *Geographica Pannonica*, 17(4), 98–105. <https://doi.org/10.5937/GeoPan1304098S>.

- Stojanović, V., Mijatov, M., Dunjić, J., Lazić, L., Dragin, A., Milić, D., & Obradović, S. (2021). Ecotourism impact assessment on environment in protected areas of Serbia: A case study of Gornje Podunavlje Special nature Reserve. *Geographica Pannonica*, 25(3), 157–167. <https://doi.org/10.5937/gp25-32288>.
- Starmach K. (1974). Cryptophyceae, Dinophyceae, Raphidophyceae. Tom 4. In: Starmach K, Sieminska, J eds. *Flora Slodkowodna Polski*. Panstwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa-Krakow.
- Starmach K. (1983). *Flora Slodkowodna Polski Tom 3. Euglenophyta*. Panstwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa-Krakow.
- Starmach K. (1985). Chrysophyceae und Haptophyceae. In : Ettl H, Gerloff J, Heynig H, et al eds. *Süßwasserfl ora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Stockner, J. G., Klut, M. E., & Cochlan, W. P. (1990). Leaky filters: A warning to aquatic ecologists. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(1), 16–23. <https://doi.org/10.1139/f90-002>.
- Sukačová, K., Trtílek, M., & Rataj, T. (2015). Phosphorus removal using a microalgal biofilm in a new biofilm photobioreactor for tertiary wastewater treatment. *Water Research*, 71, 55–63. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.12.049>.
- Tang, C., Chen, Z., Huang, Y., Solyanikova, I. P., Mohan, S. V., Chen, H., & Wu, Y. (2023). Occurrence and potential harms of organochlorine pesticides (Ocps) in environment and their removal by periphyton. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53(22), 1957–1981. <https://doi.org/10.1080/10643389.2023.2196226>.
- Tarapchak, S. J., Bigelow, S. M., & Rubitschun, C. (1982). Overestimation of orthophosphorus concentrations in surface waters of southern lake michigan: Effects of acid and ammonium molybdate. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(2), 296–304. <https://doi.org/10.1139/f82-041>.
- Taylor, J. C., De La Rey, P. A., & Van Rensburg, L. (2005). Recommendations for the collection, preparation and enumeration of diatoms from riverine habitats for water quality monitoring in South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 30(1), 65–75. <https://doi.org/10.2989/16085910509503836>.
- Ter Braak C. J. F., & Šmilauer P. (2012). *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0*. Microcomputer Power, Ithaca, USA.
- Thurman, E. M. (1985). *Organic geochemistry of natural waters*. M. Nijhoff ; Distributors for the U.S. and Canada, Kluwer Academic.
- Tidwell, J. H., & Bratvold, D. (2005). Utility of added substrates in shrimp culture. In M. E. Azim, M. C. J. Verdegem, A. A. Van Dam, & M. C. M. Beveridge (Eds.), *Periphyton: Ecology, exploitation and management* (pp. 247–268). CABI. <https://doi.org/10.1079/9780851990965.0247>.

- Trbojević, I., Jovanović, J., Kostić, D., Popović, S., Predojević, D., Karadžić, V., & Simić, G. S. (2018). Periphyton developed on artificial substrates: Effect of substrate type and incubation depth. *Russian Journal of Ecology*, 49(2), 135–142. <https://doi.org/10.1134/S1067413618020145>.
- Teubner, K., Crosbie, N. D., Donabaum, K., Kabas, W., Kirschner, A. K. T., Pfister, G., Salbrechter, M., & Dokulil, M. T. (2003). Enhanced phosphorus accumulation efficiency by the pelagic community at reduced phosphorus supply: A lake experiment from bacteria to metazoan zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 48(3), 1141–1149. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.3.1141>
- Trochine, C., Guerrieri, M. E., Liboriussen, L., Lauridsen, T. L., & Jeppesen, E. (2014). Effects of nutrient loading, temperature regime and grazing pressure on nutrient limitation of periphyton in experimental ponds. *Freshwater Biology*, 59(5), 905–917. <https://doi.org/10.1111/fwb.12314>.
- Uddin, S., Ekram-Ul-Azim, Mohd., Wahab, A., & Verdegem, M. C. J. (2006). The potential of mixed culture of genetically improved farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*) and freshwater giant prawn (*Macrobrachium rosenbergii*) in periphyton-based systems. *Aquaculture Research*, 37(3), 241–247. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2005.01424.x>.
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *SIL Communications*, 1953-1996, 9(1), 1–38. <https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091>.
- Vadeboncoeur, Y., & Steinman, A. D. (2002). Periphyton function in lake ecosystems. *The Scientific World Journal* 2, 1449–1468. <https://doi.org/10.1100/tsw.2002.294>.
- Vermaat, J.E. (2005). Periphyton dynamics and influencing factors. In: Azim, M.E., Verdegem, M.C.J., van Dam, A.A., Beberidge, M.C.M. (eds.) *Periphyton: Ecology, Exploitation and Management*. Cambridge, CABI Publishing.
- Vidaković, D., Krizmanić, J., Šovran, S., & Cvijan, M. (2016). Diatoms from a peat bog on the Pester plateau (Southwestern Serbia): New records for diatom flora of Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 68(1), 107–116. <https://doi.org/10.2298/ABS150512132V>.
- Čoha, F. (1990). *Voda za piće, Standardne metode za ispitivanje higijenske ispravnosti*, SZZZ, Beograd.
- Vollenweider, R. A. (1968). *Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication*. Technical Report No. DAS/CSI/68.27. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, 1968.
- Vymazal, J. (1988). The use of periphyton communities for nutrient removal from polluted streams. *Hydrobiologia*, 166(3), 225–237. <https://doi.org/10.1007/BF00008132>.

- Wang, L., Robertson, D. M., & Garrison, P. J. (2007). Linkages between nutrients and assemblages of macroinvertebrates and fish in wadeable streams: Implication to nutrient criteria development. *Environmental Management*, 39(2), 194–212. <https://doi.org/10.1007/s00267-006-0135-8>.
- Wang, X., Xu, H., Jiao, R., Ma, G., & Wang, D. (2021). Coagulation removal of phosphorus from a southern China reservoir in different stages of algal blooms: Performance evaluation and Al P matching principle analysis. *Science of The Total Environment*, 782, 146849. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146849>.
- Watson, V. & Gestring B. (1996). Monitoring Algae Levels in the Clark Fork River. *Intermountain Journal of Science* 2:17-26.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed). Academic Press.
- Wimpenny, J. W. T., & Colasanti, R. (1997). A unifying hypothesis for the structure of microbial biofilms based on cellular automaton models. *FEMS Microbiology Ecology*, 22(1), 1–16. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1997.tb00351.x>.
- Writer, J. H., Ryan, J. N., & Barber, L. B. (2011). Role of biofilms in sorptive removal of steroidal hormones and 4-nonylphenol compounds from streams. *Environmental Science & Technology*, 45(17), 7275–7283. <https://doi.org/10.1021/es2008038>.
- Wu, Y. (2017). *Periphyton: Functions and Application in Environmental Remediation* (1st Edition). Elsevier.
- Wu, Y., Xia, L., Yu, Z., Shabbir, S., & Kerr, P. G. (2014). In situ bioremediation of surface waters by periphytons. *Bioresource Technology*, 151, 367–372. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.088>.
- Wu, Y., Li, T., & Yang, L. (2012). Mechanisms of removing pollutants from aqueous solutions by microorganisms and their aggregates: A review. *Bioresource Technology*, 107, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.088>.
- Wu, Y., Liu, J., Yang, L., Chen, H., Zhang, S., Zhao, H., & Zhang, N. (2011). Allelopathic control of cyanobacterial blooms by periphyton biofilms. *Environmental Microbiology*, 13(3), 604–615. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2010.02363.x>.
- Wu, Y., Zhang, S., Zhao, H., & Yang, L. (2010). Environmentally benign periphyton bioreactors for controlling cyanobacterial growth. *Bioresource Technology*, 101(24), 9681–9687. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.07.063>.
- Wynne, D., & Gophen, M. (1981). Phosphatase activity in freshwater zooplankton. *Oikos*, 37(3), 369. <https://doi.org/10.2307/3544130>.

- Yang, C., Nan, J., Yu, H., & Li, J. (2020). Embedded reservoir and constructed wetland for drinking water source protection: Effects on nutrient removal and phytoplankton succession. *Journal of Environmental Sciences*, 87, 260–271. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.07.005>.
- Yang, X., Wu, X., Hao, H., & He, Z. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University Science B*, 9(3), 197–209. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>.
- Zeng, L., Li, X., & Liu, J. (2004). Adsorptive removal of phosphate from aqueous solutions using iron oxide tailings. *Water Research*, 38(5), 1318–1326. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.009>.
- Zhang, J., Liu, Y., Liu, J., Shen, Y., Huang, H., Zhu, Y., Han, J., & Lu, H. (2023). Removal of phosphorus and cadmium from wastewaters by periphytic biofilm. *Water*, 15(18), 3314. <https://doi.org/10.3390/w15183314>.
- Zhang, N., Li, H., Jeppesen, E., & Li, W. (2013). Influence of substrate type on periphyton biomass and nutrient state at contrasting high nutrient levels in a subtropical shallow lake. *Hydrobiologia*, 710(1), 129–141. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1287-6>.
- Zhang, Y., Luo, P., Zhao, S., Kang, S., Wang, P., Zhou, M., & Lyu, J. (2020). Control and remediation methods for eutrophic lakes in the past 30 years. *Water Science and Technology*, 81(6), 1099–1113. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.218>.
- Zhao, Y., Chen, X., Xiong, X., & Wu, C. (2019). Capture and release of phosphorus by periphyton in closed water systems influenced by illumination and temperature. *Water*, 11(5), 1021. <https://doi.org/10.3390/w11051021>.
- Zhong, W., Zhao, W., & Song, J. (2020). Responses of periphyton microbial growth, activity, and pollutant removal efficiency to Cu exposure. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3), 941. <https://doi.org/10.3390/ijerph17030941>.
- Zhu, N., Zhang, J., Tang, J., Zhu, Y., & Wu, Y. (2018). Arsenic removal by periphytic biofilm and its application combined with biochar. *Bioresource Technology*, 248, 49–55. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.026>.
- Гајић, Д. (2014). Еутрофизација хидроакмулације Ђелије као последица антропогених утицаја, процена опасности и управљање ризиком. Мастер рад. Универзитет „Унион - Никола Тесла“, Факултет за екологију и заштиту животне средине, Београд.
- Грашић, С., Васиљевић, Б., Марковић, Б., Николић, Г., Тадић, С., & Јовановић, Б. (2004). Цијанобактеријско цветање језера Ђелије. Конференција „Вода 2004“, Борско језеро, Зборник радова. Југословенско друштво за заштиту вода, Београд: 207-212.
- Караџић, В. (2011). Еутрофикација и њене последице на примеру реке Поњавице (општина Панчево). Докторска дисертација. Универзитет у Београду, Биолошки факултет, Београд.

- Кризманић, Ј. (2009). Флористичка, таксономска и еколошка истраживања силикатних алги са рафом (*Bacillariophyceae*, *Bacillariophycidae*, *Bacillariophyta*) Србије. Докторска дисертација. Универзитет у Београду, Биолошки факултет, Београд.
- Маљевић, Е., Караџић, В., & Васиљевић, М. (1999). Квалитет воде акумулације Ћелије у зимском периоду. Конференција „Заштита вода 1999“, Соко Бања, Зборник радова. Југословенско друштво за заштиту вода, Београд: 137-142.
- Мариновић, З. (2021). Цветање цијанобактерија, присуство цијанотоксина и њихов утицај на рибе у појединим језерским екосистемима Србије и Мађарске. Докторска дисертација. Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, Нови Сад.
- Милосављевић, М., Грашић, С., Бановић, Љ., Милосављевић, М., Благојевић, М., & Ћирић, М. (2019). Водовод Крушевац: 35 година од изградње Фабрике за производњу воде за пиће у мајдеву и 40 година од формирања акумулације Ћелије на реци Расини. Водовод Крушевац, Крушевац.
- Субаков Симић, Г., Предојевић, Д., & Трбојевић, И. (2022). Хидроекологија - примарни продуценти. Биолошки факултет Универзитет у Београду, стр. 222-242.
- Туцаков, М., Стојановић В., Јањушевић, Б., Загорац, Д., Вујовић, С., Вукобратовић, С., Степановић М., Делић, Ј., Димовић, Д., Хам, И., Васић, И. (2018). Резерват биосфере „Бачко Подунавље“, Покрајински секретаријат за урбанизам и заштиту животне средине, Покрајински завод за заштиту природе, Нови Сад.
- Ћирић, С., & Петровић, О. (2004). Квалитет воде акумулације Ћелије на основу неких микробиолошких параметара. Конференција „Вода 2004“, Борско језеро, Зборник радова. Југословенско друштво за заштиту вода, Београд: 189-194.
- Јавно комунално предузеће „Водовод Крушевац“, званични сајт (2023). <http://vodovodks.co.rs>, приступљено јула 2023.
- Покрајински завод за заштиту природе, званични сајт (2023). <https://pzzp.rs/>, приступљено јула 2023.

БИОГРАФИЈА

Марија Н. Пећић рођена је 30. јула 1991. у Бору, Република Србија. Основну школу „Моша Пијаде“ завршила је у Жагубици, а Трећу београдску гимназију у Београду. Основне академске студије на Биолошком факултету Универзитета у Београду уписала је школске 2010/11., а завршила 2015/16. године са просечном оценом 9,42. Исте године уписује мастер академске студије на Биолошком факултету Универзитета у Београду на студијском програму Биологија, модулу Биологија алги. Септембра 2016. године, одбранивши мастер рад под називом „Алелопатски утицај екстракта *Myriophyllum spicatum* L. у *ex situ* условима – ефекат на структуру и динамику фитопланктона“ оценом 10, завршава мастер студије са просечном оценом 10. Докторске академске студије уписала је школске 2016/2017. године на Биолошком факултету Универзитета у Београду на студијском програму Биологија, модулу Алгологија. Од априла 2018. године, на основу јавног Позива за укључивање талентованих младих истраживача на научноистраживачке пројекте објављеног од стране Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије запослена је на Катедри за алгологију и микологију Биолошког факултета Универзитета у Београду као истраживач-приправник. У марту 2021. на истоименом факултету бива бирања у звање истраживач-сарадник. Од уписа на докторске студије, као студент докторанд активно и континуирано учествује у извођењу теоријске и практичне наставе на курсевима основних и мастер студија. Била је учесник једног националног, четири међународна пројекта и једне стручне експертизе. Научно-истраживачки рад Марије Н. Пећић из области алгологије и хидробиологије обухвата 7 научних радова и 17 саопштења на научним скуповима од националног и међународног значаја. Члан је Српског биолошког друштва и Српског друштва за заштиту вода.

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписана: **Марија Н. Пећић**

број индекса: **Б3001/2016**

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом „**Улога перифитона са вештачких подлога у усвајању фосфора у слатководним екосистемима**“

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

Потпис докторанда

У Београду, _____

Прилог 2.

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора: Марија Н. Пећић

Број индекса: Б3001/2016

Студијски програм: Биологија

Наслов рада: „Улога перифитона са вештачких подлога у усвајању фосфора у слатководним екосистемима“

Ментор: др Драгана Предојевић

Потписана Марија Н. Пећић

Изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предала за објављивање на порталу **Дигиталног репозиторијума Универзитета у Београду**.

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

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

Потпис докторанда

У Београду, _____

Прилог 3.

Изјава о коришћењу

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

„Улога перифитона са вештачких подлога у усвајању фосфора у слатководним екосистемима“

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предала сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

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

1. Ауторство
2. Ауторство - некомерцијално
3. Ауторство – некомерцијално – без прераде
4. Ауторство – некомерцијално – делити под истим условима
5. Ауторство – без прераде
6. Ауторство – делити под истим условима

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

Потпис докторанда

У Београду, _____

1. **Ауторство** - Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.
2. **Ауторство - некомерцијално.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.
3. **Ауторство - некомерцијално – без прераде.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.
4. **Ауторство - некомерцијално – делити под истим условима.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.
5. **Ауторство – без прераде.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.
6. **Ауторство - делити под истим условима.** Дозвољаваате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.